



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**ANDRÉ LUIS DA SILVA PARENTE NOGUEIRA**

**LODO DE TRATAMENTO DE ÁGUA EUTROFIZADA COMO FONTE DE**  
**FÓSFORO PARA A AGRICULTURA**

**FORTALEZA**

**2019**

ANDRÉ LUIS DA SILVA PARENTE NOGUEIRA

LODO DE TRATAMENTO DE ÁGUA EUTROFIZADA COMO FONTE DE FÓSFORO  
PARA A AGRICULTURA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Ceará, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo. Área de concentração: Manejo do solo e da água.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dra. Mirian Cristina Gomes Costa

FORTALEZA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- N711 Nogueira, André Luis da Silva Parente.  
Lodo de tratamento de água eutrofizada como fonte de fósforo para a agricultura / André Luis da Silva Parente Nogueira. – 2019.  
69 f.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Fortaleza, 2019.  
Orientação: Profa. Dra. Mirian Cristina Gomes Costa.
1. Fonte de fósforo alternativa. 2. Resíduos na agricultura. 3. Condicionador de solo. 4. Argila sintética.  
I. Título.

CDD 631.4

---

ANDRÉ LUIS DA SILVA PARENTE NOGUEIRA

LODO DE TRATAMENTO DE ÁGUA EUTROFIZADA COMO FONTE DE FÓSFORO  
PARA A AGRICULTURA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Ceará, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciência do solo. Área de concentração: Manejo de solo e da água.

Aprovada em: \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_\_\_.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Mirian Cristina Gomes Costa (Orientadora)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Lindomar Roberto Damasceno da Silva  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Helon Hébano de Freitas Sousa  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Ao Criador.

Aos meus pais, amigos e professores.

## AGRADECIMENTOS

À minha mãe, Lucia Parente, por seus momentos de dedicação à minha formação pessoal e profissional, sendo um exemplo de trabalhadora a ser seguida.

À minha família por me mostrar o lado certo e o errado da vida, me auxiliando, assim, a escolher qual exemplo quero seguir.

Ao meu companheiro, Sergio de Sousa, por sempre dar apoio e me reerguer quando fraquejo e penso que não conseguirei atingir meus objetivos.

Aos meus amigos de tempos de graduação que nunca me negaram apoios acadêmicos ou sentimentais, Jocileny Pinheiro, Ewerton de Oliveira, Fabiano Passos Filho, Marcelo Clementino, Fatima Queiroz, Jefferson Fortes, Carol Rosa e muitos outros.

Ao meu amigo do outro lado do oceano, que sempre se faz presente, mesmo que pra corrigir minhas traduções de trabalhos ou perguntar com o vai meu dia, Mathieu Degonde, e aos meus antigos amigos de colégio, Davi Monteiro e Antonio Freitas Neto.

Aos meus amigos de Mestrado, Ana Carla Rodrigues, Emanuela Barbosa, Ícaro Vasconcelos, Éricka Paloma, Tancio Costa, Rafaela Batista, Luan Lima, dentre outros que espero encontrar e celebrar nossas vitórias aos longos dos anos.

À Deyse Maia, técnica do Laboratório de Manejo do Solo, por ter me ensinado tudo em relação às técnicas de laboratório e também por ter sido uma ótima companhia e alguém que visivelmente quer o sucesso pessoal e profissional de todos que estão ao seu lado.

À minha orientadora Mirian Cristina Gomes Costa, por ter sido a pessoa que mais acreditou no sucesso desse trabalho me motivando a nunca desistir do projeto. Por também ser uma ótima professora, que sempre procura o sucesso dos seus alunos e membros do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo – UFC.

Ao professor Lindomar Roberto Damasceno, ao laboratório de pesquisa, desenvolvimento e inovação de íons metálicos e não (LabINOVA), assim como a bolsista Gleiciany Alexandre Gomes e ao departamento de Química Orgânica e Inorgânica da UFC

Às equipes de técnicos, professores e de manutenção do Departamento de Ciências do Solo, que facilitam o estudo em ciência do solo.

Ao professor Carlos Tadeu, por sempre dividir conhecimentos estatísticos e estar à disposição de qualquer aluno.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Projeto de Pró-Integração edital n 55/2013 pela concessão da bolsa de estudos e viabilização de atividades nesses dois anos do curso de mestrado.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“Uma existência sem sonhos é como uma  
semente sem solo”

Augusto Cury

## RESUMO

O fósforo (P) é um importante elemento que contribui com a eutrofização, sendo sua remoção uma forma eficiente para o tratamento das águas eutrofizadas. Na remoção química, o alumínio (Al) presente em argilas modificadas remove o P por adsorção. Ao final da remoção é formada quantidade significativa de lodo rico em P, o qual não possui destino pré-determinado. Supõe-se que doses crescentes deste lodo, aplicadas em solo com pH superior a 5,5, aumentam a disponibilidade de P e favorecem o desenvolvimento vegetal, diferentemente da aplicação em solo com pH inferior a 5. Neste estudo o objetivo foi testar um lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada como adubo fosfatado, avaliando suas doses em dois tipos de solo (pH inferior e superior a 5,5) cultivados com milho. Em fevereiro de 2019 foram instalados dois experimentos em casa de vegetação, ambos com delineamento inteiramente casualizado (DIC) com 5 tratamentos (doses de lodo 0, 15, 30, 60 e 120 kg ou Mg ha<sup>-1</sup>, equivalentes a 0, 30, 60, 120 e 240 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e 4 repetições. As unidades experimentais foram vasos preenchidos com os solos que receberam as doses do lodo e nos quais foi plantado o milho. Aos 30 dias após semeadura foram realizadas medidas de altura, diâmetro e área foliar do milho, biomassa de parte aérea e radicular, e teor e acúmulo de macro e micronutrientes. No solo foram avaliados atributos químicos para fins de fertilidade. Mediante constatação de distribuição normal dos dados foi feita a análise de variância e análise de regressão com ajuste da reta. No solo com pH superior a 5,5 as doses de lodo aumentaram teores de P (de 5,5 mg kg<sup>-1</sup> para 8,7 mg kg<sup>-1</sup>), de Na (de 0,25 para 0,56 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>) e reduziram o pH (de 6,6 para 6,1). No mesmo solo as doses de lodo proporcionaram maior área foliar (284,66 cm<sup>2</sup>) e maior teor de P nas plantas (2,61 g kg). No solo com pH inferior a 5,5 houve aumento na disponibilidade de P (de 0,21 para 0,48 mg kg<sup>-1</sup>), e no teor de Al (de 0,5 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> para 0,7 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>), sem alterações relevantes nas plantas. A dose de 60 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo, correspondente a 120 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, em solo de pH acima de 5,5 favorece o fornecimento de P para a cultura do milho, sendo necessário atentar para os teores de Na<sup>+</sup> no solo.

**Palavras-chave:** Fonte de fósforo alternativa. Resíduos na agricultura. Condicionador de solo. Argila sintética.

## ABSTRACT

Phosphorus (P) is an important element that contributes to eutrophication, and its removal is considered an efficient way of treating eutrophic waters. In the chemical removal the aluminum present in modified clays remove phosphorus by adsorption. At the end of the chemical removal process we have the production of a significant amount of P-rich sludge, which has no predetermined destination. It was hypothesized that increasing doses of this sludge, applied in soil with pH higher than 5.5, increase the availability of P and contribute with the plant development differently of the application in soil with pH below 5. In this study, the objective was to test a sludge from the treatment of eutrophic water as a phosphate fertilizer, evaluating it for its doses in two types of soil (pH below 5.5 and pH above 5.5), grown with maize. In February 2019 was conducted two experiments in greenhouse, both with a completely randomized design (DIC) with 5 treatments (sludge 0, 15, 30, 60 and 120 Mg ha<sup>-1</sup> equivalent to 0, 30, 60, 120 and 240 kg ha<sup>-1</sup> of P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) and 4 repetitions. The experimental units were vessels filled with the soils that received the doses of the sludge on which was sown the corn. At 30 days after the sowing, was performed measures of height and diameter, shoot and root biomass, content and accumulation of macro and micronutrients in the shoots. In the soil were evaluated the chemical attributes for fertility purposes. With the verification of the data normal distribution, was carried out the analyses of variance and the analyses of regression with line adjustment. In the soil with pH over 5.5, the doses of sludge improved the P contents (5.5 mg kg<sup>-1</sup> to 8.7 mg kg<sup>-1</sup>), of Na (from 0.25 to 0.56 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>) and reduced the pH (from 6.6 to 6.1). In the same soil the doses of sludge afford bigger leaf area (284.66 cm<sup>2</sup>) and bigger P content in plants (2.61 g kg<sup>-1</sup>). In the soil with pH above 5.5, there was an increase in P availability (from 0.21 to 0.48 mg kg<sup>-1</sup>) and Al content (from 0.5 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> to 0.7 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>), without relevant changes in plants. The 60 Mg ha<sup>-1</sup> sludge dose, corresponding to 120 kg ha<sup>-1</sup> of P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, in soil with pH above 5.5 favors the supply of P to maize crop, being necessary to pay attention to Na<sup>+</sup> levels in the soil.

**Keywords:** Source alternative of phosphorus. Wastes in agriculture. Soil conditioner. Synthetic clay.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Localização da área experimental.....	23
Figura 2	– Preparo da argila sintética – LabINOVA/ UFC, Campus do Pici, Fortaleza - CE.....	25
Figura 3	– Croqui do experimento em casa de vegetação.....	27
Figura 4	– Mistura do lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada (A) e sementeira com sementes de milho (B) – Casa de Vegetação, Departamento de ciência do solo – UFC, Ceará.....	28
Figura 5	– Plantas de milho aos 30 dias após sementeira (estádio V8) no Experimento I. Casa de Vegetação, Departamento de ciência do solo – UFC, Ceará.....	32
Figura 6	– Massa seca da raiz (A) e área foliar (B) de plantas de milho em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.....	33
Figura 7	– Teores de fósforo (A) e de magnésio (B) na planta em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.....	35
Figura 8	– Teores de nitrogênio (A), fósforo (B), potássio (C) e magnésio (D) no solo em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.....	38
Figura 9	– Teores de cobre (A), zinco (B) e sódio no solo em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.....	40
Figura 10	– Capacidade de troca de cátions total – CTC total (A), porcentagem de sódio trocável - PST (B), soma de bases trocáveis – S (C), porcentagem de saturação por bases – V% (D), potencial hidrogênio iônico - pH (E), condutividade elétrica - CE (F) e acidez potencial do solo – H+Al (G) em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.....	43
Figura 11	– Altura (A), diâmetro do caule (B), massa seca da raiz (C) e massa seca total (D) de plantas de milho em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.....	46

Figura 12 – Plantas de milho do Experimento II ao final do experimento. Casa de Vegetação, Departamento de ciência do solo – UFC, Ceará.....	47
Figura 13 – Teores de fósforo (A), nitrogênio (B), magnésio (C), sódio (D), ferro (E) e zinco (F) na planta em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.....	49
Figura 14 – Acúmulo de nitrogênio na parte aérea das plantas de milho em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.....	51
Figura 15 – Teores de nitrogênio (A), potássio (B), fósforo (C), cálcio (D), magnésio (E), zinco (F), alumínio (G) e sódio (H) no solo em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.....	54
Figura 16 – Capacidade de troca de cátions efetiva – CTCefet (A), capacidade de troca de cátions total - CTCtotal (B), condutividade elétrica - CE (C), percentagem de saturação por sódio - PST (D), soma de bases trocáveis - S (D), percentagem de saturação por bases – V% (E), potencial hidrogênio iônico - pH (F) e acidez potencial do solo – H+Al (G) em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.....	57

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Atributos químicos do Planossolo Háplico e do Argissolo Amarelo utilizados nos experimentos.....	24
Tabela 2 – Constituintes elementares presentes na vermiculita modificada com alumínio, a precursora do lodo.....	25
Tabela 3 – Caracterização química do lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.....	26
Tabela 4 – Atributos da água presente no açude Santo Anastásio – UFC, Campus do Pici, antes e depois da aplicação da argila modificada.....	27
Tabela 5 – Experimento I - Resumo da ANOVA das variáveis referentes ao crescimento de plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	31
Tabela 6 – Experimento I - Resumo da ANOVA das variáveis referentes à biomassa de plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	32
Tabela 7 – Experimento I - Resumo da ANOVA de variáveis referentes ao teor foliar de nutrientes das plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	34
Tabela 8 – Experimento I - Resumo da ANOVA das variáveis referentes ao acúmulo de nutrientes em parte aérea das plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	36
Tabela 9 – Experimento I - Resumo da ANOVA das variáveis referentes aos teores de macronutrientes no solo, em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	36
Tabela 10 – Experimento I - Resumo da ANOVA das variáveis referentes aos teores de micronutrientes no solo, em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	37

Tabela 11 – Experimento II - Resumo da ANOVA de variáveis referentes ao completo sortivo e outros atributos da fertilidade do solo em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	42
Tabela 12 – Experimento II - Resumo da ANOVA de variáveis referentes ao crescimento de plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	45
Tabela 13 – Experimento II - Resumo da ANOVA de variáveis referentes a biomassa de plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	45
Tabela 14 – Experimento II - Resumo da ANOVA de variáveis referentes ao teor de nutrientes nas plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	48
Tabela 15 – Experimento II - Resumo da ANOVA das variáveis referentes ao acúmulo de nutrientes em parte aérea das plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	50
Tabela 16 – Experimento II - Resumo da ANOVA de variáveis referentes ao teor de macronutrientes no solo em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	52
Tabela 17 – Experimento II - Resumo da ANOVA de variáveis referentes ao teor de micronutrientes e sódio no solo em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	52
Tabela 18 – Experimento II - Resumo da ANOVA de variáveis referentes a determinações no solo em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.....	56

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

TFSA	Terra Fina Seca ao Ar
DAS	Dias Após a Semeadura
MSPA	Massa seca da parte aérea
MSR	Massa seca da raiz
MST	Massa seca total
H + Al	Acidez potencial
CO	Carbono orgânico
CE	Condutividade elétrica
pH	Potencial hidrogeniônico
S	Soma de Bases
CTCefet	Capacidade de troca de cátions efetiva
CTCtotal	Capacidade de troca de cátions total
V%	Percentagem de saturação
m%	Percentagem de saturação por alumínio

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>12</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>14</b>
<b>2.1</b>	<b>O problema da eutrofização .....</b>	<b>14</b>
<b>2.2</b>	<b>Adsorventes de fosfato para tratamento de águas eutrofizadas.....</b>	<b>16</b>
<b>2.3</b>	<b>Disponibilidade de fósforo nos solos e demanda do nutriente pelas plantas.....</b>	<b>18</b>
<b>2.3.1</b>	<i>Fósforo nos solos .....</i>	<i>18</i>
<b>2.3.2</b>	<i>Fósforo nas plantas.....</i>	<i>20</i>
<b>2.4</b>	<b>Uso de resíduos como fonte de fósforo.....</b>	<b>21</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>23</b>
<b>3.1</b>	<b>Local de instalação dos experimentos e tipos de solos.....</b>	<b>23</b>
<b>3.2</b>	<b>Argila utilizada no tratamento da água eutrofizada, lodo resultante e água antes e após o tratamento.....</b>	<b>25</b>
<b>3.2.1</b>	<i>A argila modificada.....</i>	<i>25</i>
<b>3.2.2</b>	<i>Obtenção do lodo de tratamento de água eutrofizada.....</i>	<i>26</i>
<b>3.2.3</b>	<i>Água antes e depois do tratamento com a argila modificada.....</i>	<i>27</i>
<b>3.3</b>	<b>Delineamento experimental e tratamentos.....</b>	<b>27</b>
<b>3.4</b>	<b>Instalação e condução dos experimentos.....</b>	<b>28</b>
<b>3.5</b>	<b>Avaliações.....</b>	<b>29</b>
<b>3.5.1</b>	<i>Crescimento e biomassa de plantas.....</i>	<i>29</i>
<b>3.5.2</b>	<i>Teor e acúmulo de nutrientes no material vegetal.....</i>	<i>29</i>
<b>3.5.3</b>	<i>Atributos químicos do solo.....</i>	<i>30</i>
<b>3.5.4</b>	<i>Complexo sortivo e outras determinações.....</i>	<i>30</i>
<b>3.7</b>	<b>Análise estatística dos dados.....</b>	<b>30</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>31</b>
<b>4.1</b>	<b>Experimento I.....</b>	<b>31</b>
<b>4.1.1</b>	<i>Crescimento e biomassa de plantas.....</i>	<i>33</i>
<b>4.1.2</b>	<i>Teor e acúmulo de nutrientes nas plantas.....</i>	<i>33</i>
<b>4.1.3</b>	<i>Atributos químicos do solo.....</i>	<i>36</i>
<b>4.1.4</b>	<i>Complexo sortivo e outros atributos do solo.....</i>	<i>42</i>

4.2	<b>Experimento II</b> .....	45
4.2.1	<i>Crescimento e biomassa de plantas</i> .....	45
4.2.2	<i>Teor e acúmulo de nutrientes nas plantas</i> .....	48
4.2.3	<i>Atributos químicos do solo</i> .....	52
4.2.4	<i>Complexo sortivo e outros atributos do solo</i> .....	56
5	<b>CONCLUSÕES</b> .....	59
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	60

## 1 INTRODUÇÃO

A eutrofização é um processo que ocorre no ambiente quando há carreamento de nutrientes de uma ou diversas fontes para um corpo hídrico. O agravamento da eutrofização pode ocorrer, sendo considerado um problema de sanidade hídrica mundial, mediante a deposição contínua nos reservatórios, rios, lagos, oceanos, etc, de fertilizantes e defensivos utilizados na agricultura, e de resíduos provenientes de outras atividades antrópicas que aumentam consideravelmente os teores de nutrientes nas águas.

Dos diversos efeitos da eutrofização pode-se destacar a perda da diversidade de espécies de plantas e alguns organismos que dão lugar a espécies de algas e microrganismos que se proliferam continuamente e impedem a penetração de luz e absorção de oxigênio necessária para a vida aquática, além de alterações no pH e na coloração da água.

No Brasil, a eutrofização pode estar relacionada diretamente ao problema da ausência de saneamento básico e da falta de execução das políticas de fiscalização da deposição dos resíduos industriais. Já no Nordeste brasileiro, o problema também pode estar associado a alta concentração de nutrientes em uma quantidade reduzida de água por ocorrência dos períodos secos, bem como devido a susceptibilidade dos solos à erosão que carrega sedimentos e nutrientes para os corpos hídricos.

É importante que sejam adotadas ações que impeçam e/ou reduzam a deposição de nutrientes nos corpos hídricos. Entretanto, quando a eutrofização já está ocorrendo, é preciso utilizar estratégias de tratamento das águas eutrofizadas. Atualmente há diversos métodos que podem ser utilizados para tratar essas águas; dentre esses métodos há aqueles baseados na adsorção que consiste no acúmulo de espécies químicas presentes na água. Para isso, utiliza-se um mineral de alta capacidade de adsorção, com elevada densidade total e superfície específica, como a argila.

Após o uso de materiais adsorventes para tratar águas eutrofizadas, há geração de resíduo caracterizado como lodo que contém nutrientes e que ainda não apresenta um método definido de descarte. No caso do tratamento de águas eutrofizadas com produtos adsorventes de fosfato, o lodo de tratamento possui teores de fósforo e também de alumínio.

Supõe-se que o material residual do tratamento de águas eutrofizadas possa ser aplicado ao solo, de modo a disponibilizar fósforo para as culturas agrícolas, sendo que em solo de pH abaixo de 5,5 o alumínio presente em seu material precursor será liberado, e em solo com pH mais elevado não haverá problemas relacionados a liberação deste elemento. Deve haver

uma dose do lodo que aumenta os teores de fósforo no solo e disponibiliza o nutriente para a cultura do milho, favorecendo o desenvolvimento das plantas e o acúmulo de fósforo e de outros nutrientes na biomassa vegetal.

Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi determinar uma dose do lodo, proveniente do tratamento de água eutrofizada, apropriada para ser utilizada como adubo fosfatado em solo com valor de pH inferior a 5,5 e com pH superior a 5,5, e identificar os teores de fósforo e alumínio no solo, bem como o desenvolvimento e o teor de nutrientes na cultura do milho.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 O problema da eutrofização

A eutrofização, do grego EU “bom, adequado” e TROPHOS “alimentação, alimento”, é um processo natural e lento em que há acúmulo de nutrientes em um corpo hídrico. Porém, o processo pode ser acelerado por atividades humanas relacionadas à rápida urbanização, aumento do uso de fertilizantes e defensivos, intensificação da industrialização e o próprio aumento da produção agrícola (LIU, 2007). A eutrofização tem como consequências a perda de espécies e grupos dominantes, acréscimo de nutrientes e redução da resistência do corpo hídrico (KHAN, 2005).

A eutrofização ocorre quando os nutrientes presentes nas plantas e em outros materiais, como detritos e produtos da reprodução e morte de diferentes organismos, lixiviam para o ecossistema aquático e fomentam a concentração de algas e organismos microscópicos. Esses organismos, ao se desenvolverem na superfície dos corpos hídricos, impedem a penetração de luz e a absorção de oxigênio necessária para a vida aquática, culminando no colapso do ambiente. Esses aspectos colocam a eutrofização como um dos principais problemas relacionados à ecologia das águas em muitos lugares no mundo (MAINSTONE e PARR, 2002; YOUNG, 2011).

O fósforo (P) é um dos principais elementos químicos responsáveis pelo processo de eutrofização. Esse elemento tem ampla utilização na indústria em geral, sendo constituinte de produtos como fertilizantes, defensivos agrícolas, tecidos, cerâmicas, pigmentos dentre outros materiais que quando descartados no ambiente, podem liberar o elemento. Esse descarte de materiais fosforados, principalmente para corpos hídricos, pode ser considerado uma das principais causas da eutrofização já que, segundo Rodrigues (2009), o P é um dos nutrientes essenciais para o crescimento de macro e microrganismos aquáticos que, mediante elevada disponibilidade do elemento, proliferam-se em excesso.

Em ambientes aquáticos o P pode se apresentar em três formas: fosfato orgânico (fósforo compondo moléculas orgânicas), ortofosfatos (fosfatos inorgânicos, sendo radicais de  $\text{PO}_4^{-3}$ ,  $\text{HPO}_4^{-2}$  e  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas) e polifosfato (polímero de ortofosfato) (GUALBERTO, 2009).

As consequências biológicas da eutrofização de rios no mundo, tendo como causa a ação antropogênica, são elucidadas por Hilton (1998) que destaca o crescimento excessivo de algas planctônicas suspensas, algas bentônicas, macrófitas aquáticas, ou então, redução no

número de espécies de macrófitas presentes, no teor de oxigênio dissolvido na água, principalmente à noite, além de manifestação de coloração verde ou marrom na água e expressivas mudanças nos valores de pH.

Uma determinação prática para o nível de eutrofização de reservatórios hídricos é o índice de estado trófico (IET), que pode considerar ou o fósforo total, a clorofila 'a' ou a transparência do corpo de água. Dessa maneira, o IET representa as entradas externas de nutrientes, como resíduos industriais e agrícolas, esgotos domésticos e características de cada reservatório, assim como o tempo de retenção, vazão e regime hídrico deles. O IET pode servir para o planejamento de controle da eutrofização e uso do corpo hídrico, além de classificá-lo nos seguintes graus de trofia: ultraoligotrófico ( $\leq 47$ ), oligotrófico ( $47 < \text{IET} \leq 52$ ), mesotrófico ( $52 < \text{IET} \leq 59$ ), eutrófico ( $59 < \text{IET} \leq 63$ ), supereutrófico ( $63 < \text{IET} \leq 67$ ) e hipereutrófico ( $> 67$ ) (LAMPARELLI, 2004; MAIA *et al.*, 2015).

De norte a sul do Brasil, para Barreto *et al.* (2013), há inúmeros casos de rios com altos níveis tróficos em função do lançamento de água do esgoto doméstico, abatedouros, frigoríficos, resíduos da indústria de alimentos, sem esquecer do uso de fertilizantes e defensivos em geral. Conforme dados do IBGE (2008), a partir de pesquisa nacional de saneamento básico, pouco mais da metade dos brasileiros (55,2%) possui serviço de esgotamento sanitário apropriado, o que pode ser um importante fator a ser relacionado à poluição dos aquíferos brasileiros, constituindo um problema para a população e para os ecossistemas.

O semiárido brasileiro apresenta considerável número de lagos e reservatórios artificiais de água, precipitação média anual variando de 400 a 800 mm, com chuvas de ampla variação espacial e temporal, que ocorrem geralmente entre os meses de janeiro a julho, com praticamente ausência de precipitação nos meses de agosto a dezembro. Essa ausência de precipitação, associada ao consumo contínuo de água ao longo do ano, faz com que alguns reservatórios tenham seu volume de água drasticamente reduzido ou sequem completamente, modificando a concentração de sais e nutrientes nos reservatórios (BOUVY *et al.*, 1999).

Além de ocorrer acréscimo na concentração de nutrientes nas águas dos reservatórios hídricos do semiárido brasileiro em decorrência da estação seca, há também aumento do aporte de nutrientes em virtude do uso da terra em seu entorno. Isso ocorre, principalmente, em função das atividades agropecuárias que, sem adoção de práticas de conservação do solo, favorecem a erosão levando ao carreamento de sedimentos, matéria orgânica e nutrientes para os reservatórios hídricos.

## 2.2 Adsorventes de fosfato para tratamento de águas eutrofizadas

Ações que evitem a eutrofização dos reservatórios hídricos estão entre os métodos fundamentais para a garantia da sustentabilidade ambiental. Porém, quando os referidos reservatórios já estão eutrofizados é importante lançar mão de ações para seu tratamento. Conforme mencionado no item anterior, o P é um elemento químico relevante para a ocorrência da eutrofização. Então, para o tratamento de águas eutrofizadas é preciso promover a remoção de fosfatos.

Para Clark *et al.* (1997) há três tipos de remoção de fósforo de efluentes: biológica, química e física. A remoção biológica é problemática devido à alta variação na eficiência de retirada do fósforo; já nos métodos físicos as principais limitações são a onerosidade e a baixa eficiência para retirar o elemento das águas. Em contrapartida, a remoção química, segundo Fernandes (2008), é considerada segura, rápida, de fácil controle, tolera alteração de temperatura e pH, além de tolerar a presença de compostos tóxicos. Assim, os métodos de remoção química são considerados mais adequados para a retirada de fosfato das águas.

É importante salientar que nos métodos químicos a remoção de fósforo dependerá da composição dos constituintes solúveis e particulados presentes no efluente. Com a adição de reagentes químicos ocorre remoção da maior parte do P, restando um lodo rico, principalmente em P orgânico e polifosfatos, o que caracteriza um lodo com potencial de uso como fertilizante (FERNANDES, 2008).

O lodo apresenta elementos químicos altamente dependentes das características da fonte de água bruta, do tipo de coagulante usado e da dosagem aplicada. Se a água a ser tratada apresentar níveis elevados de cor e turbidez, necessitará de altas doses do produto químico aplicado para tratamento e, conseqüentemente, haverá aumento na produção de resíduo (BABATUNDE; ZHAO, 2007).

Na literatura são encontradas as descrições dos processos químicos, físicos e biológicos desenvolvidos para remoção de íons fosfato em águas eutrofizadas. Dentre esses processos, como descrito por Rodrigues e Silva (2009), têm-se a remoção biológica de fósforo, a cristalização, a adsorção, a troca iônica e o método mais utilizado atualmente, a precipitação química. Porém, segundo Ngulube *et al.* (2017), a adsorção, dentre as outras técnicas, é a melhor, justamente por ser sustentável economicamente e ambientalmente, pois é eficiente e não gera subprodutos tóxicos.

A adsorção consiste no processo de acumulação de espécies químicas presentes na interface da água e que são retidas em uma superfície estrutural como um mineral de argila. A

capacidade de adsorção é mais forte em partículas com maior heterogeneidade e densidade local da superfície e menor tamanho (FANG *et al.*, 2017).

Dentre os materiais adsorventes, as argilas têm destaque graças à superfície química que envolve sua estrutura, sua capacidade de troca de cargas, superfície específica, reatividade e capacidade de retenção de água, que influenciam suas propriedades físicas e químicas (EREN, 2010). De acordo com Nascimento *et al.* (2014), a adsorção é mais intensa na argila, quando há maior área superficial, já que a adsorção é um fenômeno de superfície, e quando há afinidade química entre o material adsorvente, que seria a argila e o íon adsorvato, que seria o fósforo, garantindo melhor interação entre o íon e a superfície do material adsorvente. Além disso, também há forte influência da temperatura que, ao ser aumentada, intensifica a energia cinética da reação acelerando a mobilidade do adsorvato, e do pH que afeta o grau de distribuição das espécies químicas.

A carga de íons na superfície das argilas as leva a desempenhar seu papel como material adsorvente, podendo eliminar poluentes naturais do ambiente por meio de cátions e ânions que viabilizam a adsorção e troca iônica. Os íons que geralmente são encontrados na superfície das argilas incluem  $H^+$ ,  $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $NH_4^+$  e  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $PO_4^{3-}$  e  $NO_3^-$ , e a troca de cátions ocorre prontamente sem afetar a carga do mineral (HUANG *et al.*, 2011).

Ao estudar efluentes de suínos, Fernandes (2008) testou o método químico com os reagentes  $Fe_2(SO_4)_3$ ,  $Ca(OH)_2$  e  $Al_2(SO_4)_3$  na remoção do fósforo presente na água. Segundo o autor, o  $Ca(OH)_2$  foi o melhor tratamento, formando  $Ca_3(PO_4)_2$  com cerca de 95% do fósforo recuperado da fração líquida, sendo então o lodo residual recomendado como possível fonte de fertilizante.

Embora a adsorção seja considerada uma tecnologia atrativa para tratamento de águas poluídas, tem também suas desvantagens conforme enfatizado por Ngulube *et al.* (2017). Segundo os autores, na adsorção há a produção de um lodo altamente concentrado que não tem um método de eliminação definido; além disso, o processo é muito dependente do pH para atingir a capacidade máxima de adsorção. Nisso, o pH deve ser ajustado na maioria dos casos, o que pode ser também considerado uma desvantagem.

Avaliando a capacidade de adsorção de fosfato do mineral óxido-hidróxido de alumínio, Tanada *et al.* (2003) verificaram que há maior ocorrência de adsorção de P quando o material se encontra na presença de solução com  $pH=4$ , sendo o valor ideal, havendo redução da adsorção quando há aumento ou diminuição dele. Dessa forma, no valor de pH ideal, segundo os autores, o processo de remoção de íons de P pode ser explicado pela formação de hidróxido de alumínio na superfície do mineral que permite que ocorra trocas iônicas com os

fosfatos. Já no aumento do pH, há formação de muitos grupos de hidróxidos que passam a competir com os fosfatos pelo sítio de adsorção.

Em geral, nos estudos de remoção por adsorção de fosfatos de águas eutrofizadas vê-se que o alumínio tem significativa importância. Özacar *et al.* (2003) encontraram alumínio presente nos materiais adsorventes em função da sua carga iônica. Yan *et al.* (2010), ao avaliar bentonitas modificadas, constataram que a presença do alumínio associado à bentonita conferia maior área de superfície, resultando em maior capacidade de adsorção de fosfato pelo material.

A presença do alumínio no material adsorvente aumenta a eficiência do processo de adsorção de fosfatos presentes na água eutrofizada. Essa interação (Al – P) apresenta caráter forte e pode não liberar o fósforo do lodo da água tratada para o solo, assim como pode causar a sorção do elemento para o interior de micropartículas criadas a partir de agregados que o alumínio forma no lodo. (MASSEY *et al.*, 2018).

O alumínio poderá ser problemático se o resíduo for utilizado como fertilizante para a agricultura, pois a disponibilidade de Al no solo, segundo Ferreira *et al.* (2006), pode causar redução da taxa de crescimento radicular de plantas sensíveis ao alumínio devido aos danos causados no alongamento e divisão celular da raiz.

É válido frisar que há outros elementos que podem ser adicionados nas argilas para, assim como na adição do alumínio, aumentar a eficiência de adsorção do material, como ocorre no caso do produto de origem australiana, o Phoslock<sup>®</sup>, que segundo Hydrosience (2014), contém Lantânio (La<sup>+3</sup>) em sua constituição, um elemento terra rara que apresenta elevada especificidade iônica por íons de ortofosfato (PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>), sendo então o ingrediente ativo do produto, mas classificado como metal pesado.

Há também um adsorvente mesoporoso de alto desempenho, que é a base do lodo testado na presente pesquisa, o Captaclay PN95<sup>®</sup>, produto de origem brasileira proposto por Silva *et al.* (2014) como um novo adsorvente de fosfatos de água eutrofizada, tendo sua eficiência de remoção de P comprovada ao ser experimentalmente comparado com o Phoslock<sup>®</sup>. O produto proposto por esses autores tem como ingrediente ativo, em vez do Lantânio, o Alumínio.

## **2.3 Disponibilidade de fósforo nos solos e demanda do nutriente pelas plantas**

### **2.3.1 Fósforo nos solos**

O fósforo (P) é um elemento que pode ser encontrado na solução do solo, com concentração dependendo do pH, nas formas de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>, HPO<sub>4</sub><sup>-2</sup> e PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>. Na fase sólida

do solo o elemento pode ser classificado em duas frações, o P lábil (troçável) e o P não lábil (não troçável), sendo classificado como P orgânico (Po) e P inorgânico (Pi). Esse último está presente no solo na forma de fosfatos minerais insolúveis e ânions fosfatos adsorvidos a hidróxidos de Fe e Al, silicatos de Al e carbonatos de Ca (MENDES; REIS JUNIOR, 2003). Quando adsorvido, o Pi torna-se capaz de formar compostos com diferentes graus de estabilidade química, podendo ser encontrado ligado a grupos funcionais silanol e aluminol das arestas de argilas silicatadas ou nos R-OH de oxihidróxidos de ferro e alumínio, ou até adsorvido na matéria orgânica através de pontes de cátions (SANTOS *et al.*, 2008).

Após adsorvido, com o passar do tempo, o P, que já está fortemente ligado aos minerais cristalizados, de acordo com Santos *et al.* (2008), poderá penetrar nas imperfeições desses, resultando em maior estabilidade e em uma possibilidade menor ainda de ocorrer dessorção que liberaria o elemento para a solução do solo. A magnitude dessa adsorção depende da capacidade dos constituintes do solo de adsorver moléculas neutras ou carregadas eletricamente. Ainda de acordo com os autores citados, em regiões de clima tropical e subtropical a ocorrência da adsorção do fósforo pelos minerais do solo é intensificada devido ao predomínio de óxidos de ferro mal cristalizados e alumínio substituindo o ferro no solo .

A baixa disponibilidade do fósforo no solo, devido à lenta difusão que ocorre na grandeza de  $10^{-11}$  cm<sup>2</sup>/s, a elevada fixação nos solos e a ausência de lixiviação em condições normais, faz com que o P seja considerado um elemento com características únicas. Então, para alcançar o aumento de produtividade das culturas, são utilizados fertilizantes que melhoram a fertilidade do solo, mas vêm causando problemas ambientais nas últimas décadas (NOVAIS *et al.*, 2007; SHEN *et al.*, 2011), tais como contaminação dos corpos hídricos e desequilíbrio químico no solo (YOUSSEF, 2014). Para evitar danos ao ambiente devido ao uso de fertilizantes fosfatados, é necessário utilizar os critérios técnicos para aplicação dos fertilizantes ao solo e disponibilizar o nutriente às plantas.

Outra preocupação diz respeito às limitações de fontes de P para a agricultura. Segundo Elser (2012), as fontes de P não são renováveis e são encontradas em, relativamente, poucos depósitos geológicos pelo mundo. Dessa forma, essa escassez de fontes de P faz com que seja necessário encontrar estratégias para aumentar a eficiência da adubação fosfatada, bem como melhorar o aproveitamento do nutriente, o que inclui a utilização de resíduos como fontes alternativas de fósforo. Para tanto, são necessários estudos aprofundados e, conforme apresentado em Mendes (2003), o aumento da disponibilidade de P para as plantas, mediante fontes alternativas, exige esforços concentrados em pesquisa.

Além das fontes limitadas de P, há a problemática relacionada às perdas do elemento

em virtude do baixo aproveitamento pelas plantas que não absorvem o nutriente tão rápido quanto ele é adsorvido pelo solo. De acordo com Gonçalves *et al.* (1985), cerca de 90% do fósforo aplicado é comumente adsorvido na primeira hora de contato do solo com o nutriente. Sendo a adsorção dividida em duas fases: rápida e lenta. Na primeira fase há a conversão de P-lábil em P não-lábil durante dias; já na segunda fase há a penetração do nutriente nas imperfeições dos cristais, conforme salienta Santos *et al.* (2008).

Segundo Brandy e Weil (2013), na maioria dos solos há pouco P disponível para as culturas, raramente excedendo cerca de 0,01% do fósforo total do solo. Solos de regiões de clima tropical, altamente intemperizados, apresentam baixa capacidade de troca de cátions, pH geralmente variando em torno de 4,0 a 5,5, com hidróxidos de ferro e alumínio em predominância marcante. São solos com alta capacidade de sorção de ânions que resulta em baixos teores de P na solução (ABDALA *et al.*, 2015), sendo um problema de déficit de fósforo para as culturas que só é superado diante do incremento de elevadas taxas de fertilizantes fosfatados em regiões de clima tropical, como o Brasil.

Em regiões de clima semiárido, também há escassez no estoque de P disponível para as culturas. Silveira *et al.* (2006) avaliaram a disponibilidade de fósforo em diferentes grupos de solos de região de clima semiárido e constataram que as frações mais lábeis do nutriente estão presentes em torno de 10 a 25% do P total, sendo que o maior reservatório do elemento nesses solos foi o de P residual, que é disponibilizado lentamente para as plantas.

### **2.3.2 Fósforo nas plantas**

O fósforo participa de compostos importantes nas células vegetais, tais como os açúcares fosfato, que são intermediários da fotossíntese e da respiração; e os fosfolípidios, que compõem as membranas vegetais. É também um componente de nucleotídeos essenciais no metabolismo energético das plantas, RNA e DNA. Na deficiência desse nutriente, as plantas podem ter problemas como crescimento atrofiado, coloração verde-escura nas folhas, e também podem apresentar má formação e manchas necróticas; além de retardo na maturação (TAIZ *et al.*, 2017).

Silva *et al.* (2010), ao estudar a fotossíntese e o crescimento de mudas de cafeeiro (*Coffea* sp.) em relação a disponibilidade de fósforo no solo, relatam que a essencialidade do elemento está relacionada ao funcionamento estomático, metabólico, atividades bioquímicas e fotoquímicas, chegando a melhorar, quando em ótimas quantidades, o desempenho fotossintético e a disponibilidade de energia para o crescimento das plantas.

Quando em quantidade abaixo do ideal, o fósforo, conforme a avaliação de deficiência deste nutriente em plantas de milho (*Zea mays*) realizada por Ferreira (2012), culmina no aparecimento de folhas arroxeadas, sendo que isso ocorre inicialmente nas folhas mais velhas e progressivamente atinge as folhas mais novas até evoluir para necrose. Esse problema de deficiência de P torna-se visível em função do acúmulo de antocianina nos vacúolos que se inicia das pontas para as bases das folhas; e é bastante evidente nas folhas mais velhas em razão do P ser um elemento bastante móvel nas plantas.

Além da diagnose visual e foliar, uma das formas ideais de mensurar a possível deficiência do P nas plantas é a análise de fluorescência da clorofila  $\alpha$ , uma técnica que pode acompanhar as modificações causadas ao transporte de elétrons no fotossistema I em função da diminuição da presença de P (FRYDENVANG *et al.*, 2015). É importante frisar que mesmo a fluorescência sendo uma fração muito pequena de energia dissipada do aparelho fotossintético, o acompanhamento dela é bastante aceito na comunidade acadêmica para dar o entendimento do estado do mecanismo fotossintético (STRASSER *et al.*, 2004).

#### **2.4 Uso de resíduos como fonte de fósforo**

O fósforo é um dos seis macronutrientes essenciais para o crescimento das plantas, utilizado pela maioria delas na forma inorgânica, como íons  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  ou  $\text{HPO}_4^{2-}$ , dependendo do pH da solução do solo, sendo a forma  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  predominante quando a solução apresenta pH próximo da neutralidade. O elemento pode ser encontrado na constituição de diversos fertilizantes, dentre eles, o monoamônio fosfato (MAP), o diamônio fosfato (DAP), superfosfato simples, superfosfato triplo, fosfato de amônia, termofosfato, polifosfato, além do estrume e compostos orgânicos (ROBERTSON *et al.*, 2012).

O fósforo pode ser encontrado em rochas fosfatadas naturais como apatita, fosforita, variscita e strengita que são obtidas a partir da mineração (NOVAIS *et al.*, 2007). É considerado um recurso finito e indispensável para a agricultura, e que poderia ser obtido por meio de outras fontes, tais como os excrementos de animais, resíduos orgânicos e lodos resultantes de métodos utilizados na recuperação de P presente em águas residuárias ou corpos hídricos eutrofizados (PANTANO *et al.*, 2016).

Visto não só como uma fonte de fósforo, de acordo com Skene *et al.* (1995), o lodo, que é um resíduo proveniente do tratamento da água eutrofizada, pode trazer outras vantagens para a agricultura, como melhorias na retenção e infiltração de água no solo. Em estudo com resíduo de tratamento de água eutrofizada aplicado em solo alcalino, Mahdy *et al.* (2009)

constatarem que o material previne a perda de P por escoamento superficial; e o alumínio presente no resíduo não causa toxicidade às culturas.

Se constata que, dependendo do resíduo e das variáveis estudadas que permitam comprovar que o uso do lodo é seguro para o ambiente, pode haver vantagens na utilização desse do lodo de tratamento de água eutrofizada como fonte de nutrientes para a agricultura. Do ponto de vista ambiental, o uso de um resíduo como fertilizante na agricultura possibilita destinação de um material que já não teria utilidade. Do ponto de vista econômico, a utilização de um resíduo como fonte de nutrientes representa menor custo quando comparado ao uso de fertilizantes comerciais.

No estudo de Oliveira *et al.* (2018) foi evidenciada a necessidade de avaliar diferentes resíduos quanto ao uso na agricultura. Os autores citados, analisando o potencial de diversos materiais orgânicos, constataram que os materiais avaliados apresentaram conteúdos de nutrientes suficientes, incluindo altas quantidades de fósforo para melhorar os atributos químicos do solo e nutrir as plantas. Contudo, os autores citados também constataram que há resíduos que apresentam elevadas quantidades de elementos químicos indesejáveis, como o sódio, que poderiam proporcionar problemas nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo.

A partir do estudo do uso de resíduo proveniente do processamento de aves como fonte de nutrientes, Nascimento *et al.* (2015) perceberam que as espécies vegetais que se desenvolveram a partir da adição do resíduo ao solo acumularam quantidades consideráveis de elementos como P, N, Ca e Na, que com exceção deste último, são essenciais para o desenvolvimento da maioria das culturas; porém, se utilizados sem atenção podem trazer problemas ao ambiente, salinizando o solo ou eutrofizando as águas.

Estudando o impacto ambiental de resíduos de alimentos após digestão anaeróbia sendo utilizados como fertilizantes na agricultura, Chiew *et al.* (2015) constataram que o uso do resíduo levou a resultados negativos em comparação com o uso de fertilizantes minerais no que diz respeito ao potencial de agravamento do aquecimento global, de acidificação e de eutrofização. Isso indica que a aplicação de resíduos como fonte de nutrientes para a agricultura pode trazer problemas, mas isso depende de diversos fatores que devem ser estudados.

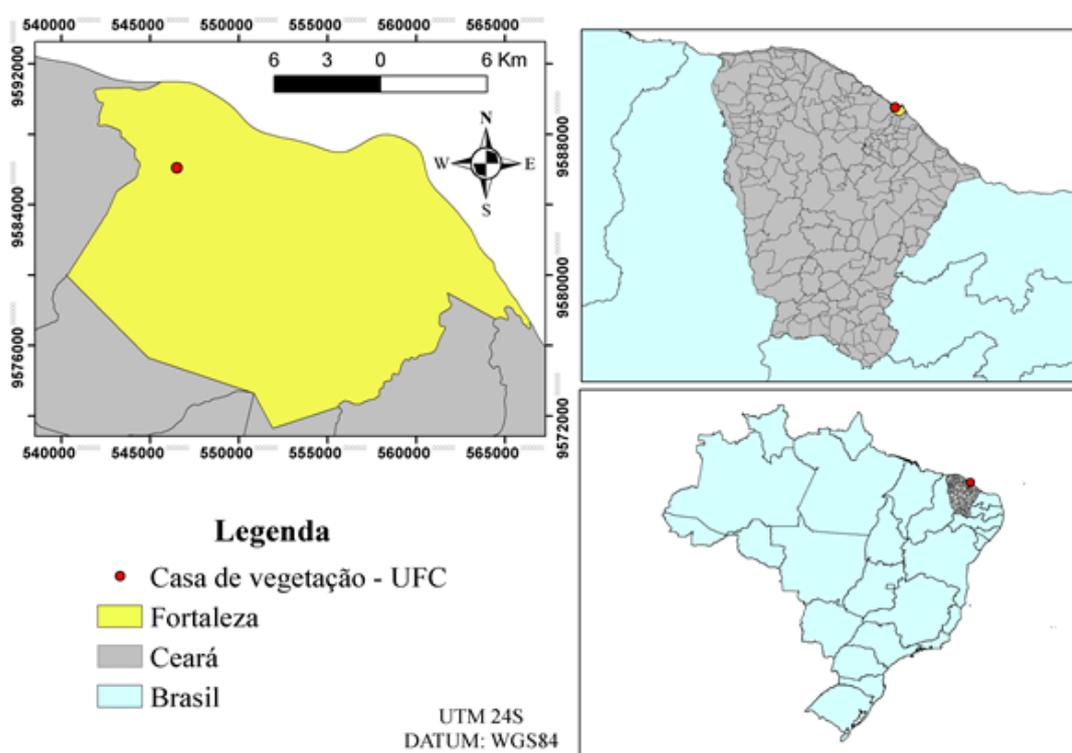
Há também o estudo de resíduos realizado por Ribeiro *et al.* (2007), que analisaram descarte proveniente do processo de refinamento de caulim em dois solos, um de textura média e um argiloso. Os autores verificaram viabilidade no uso do resíduo como fertilizante agrícola. O resíduo reduziu a toxicidade por alumínio e forneceu quantidades consideráveis de fósforo para o solo, mesmo que em menores quantidades que o superfosfato simples.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Local de instalação dos experimentos e solos utilizados

Foram realizados dois experimentos em casa de vegetação do Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará, localizada no Campus do Pici (Fortaleza, CE). As coordenadas geográficas da área em que foi instalado o experimento são: latitude 3°44'S e longitude 38°33'W (Figura 1).

**Figura 1:** Localização da área experimental



Autor: Ícaro Vasconcelos do Nascimento

A região em que o estudo foi desenvolvido apresenta clima Aw, de acordo com a classificação de Köppen (1948), que a caracteriza como pertencente ao grupo de clima tropical chuvoso, com temperatura média do mês mais frio maior ou igual a 18 °C, sendo a precipitação do mês mais seco menor que 30 mm (AGUIAR *et al.*, 2004).

O solo utilizado para o Experimento I foi classificado como Planossolo Háplico (informação verbal)<sup>1</sup>, coletado na Fazenda Experimental Vale do Curu, pertencente à UFC e

<sup>1</sup> Informação cedida pelos professores Jaedson Cláudio Anunciado Mota e Raul Shiso Toma.

situada em Pentecoste (CE). Já o solo para o experimento II foi classificado como Argissolo Amarelo (informação verbal)<sup>1</sup>, coletado na Fazenda Experimental Raposa, pertencente à UFC e situada em Maracanaú (CE). Os dois solos foram classificados de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (SANTOS *et al.*, 2018). Os atributos químicos e físicos dos solos utilizados são apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1:** Atributos químicos do Planossolo Háplico e do Argissolo Amarelo na profundidade de 20 cm.

Solos	N <sup>4</sup>	P <sup>5</sup>	K <sup>5</sup>	Ca <sup>5</sup>	Mg <sup>5</sup>	Na <sup>5</sup>	Al <sup>3+</sup> ( <sup>5</sup> )	H+Al <sup>5</sup>	pH <sup>5</sup>
	g kg <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>	-----cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> -----						
Planossolo	13,7	8,3	1,0	1,5	1,5	0,11	0,0	1,3	6,2
Argissolo	0,5	0,8	0,2	0,3	0,1	0,01	0,4	3,5	4,3
	Cu <sup>5</sup>	Fe <sup>5</sup>	Mn <sup>5</sup>	Zn <sup>5</sup>	CE <sup>3</sup>	CO <sup>4</sup>	S <sup>3</sup>	CTCefet <sup>3</sup>	
	mg kg <sup>-1</sup>				dS.m <sup>-1</sup>	dag kg <sup>-1</sup>		cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	
Planossolo	1,0	16,7	13,2	3,5	1,1	1,3	4,11	4,11	
Argissolo	0,4	83,4	4,76	1,9	0,6	0,5	0,61	1,01	
	CTC <sub>t</sub> <sup>3</sup>	V% <sup>3</sup>	m <sup>2</sup>	Areia <sup>2</sup>	Silte <sup>2</sup>	Argila <sup>2</sup>	Textura		
	TFSA (g kg)								
Planossolo	5,41	75,9	0,0	505	361	134	Franca		
Argissolo	4,11	14,8	65,97	852	59,5	88,5	Areia Franca		

Fonte: Autor (2019)

Foi determinada a granulometria do Planossolo do experimento I e do Argissolo do experimento II, em seguida foi determinada a textura dos solos utilizando o triângulo textural<sup>2</sup>.

Na caracterização química foi determinado o Nitrogênio total (N)<sup>3</sup>, Fósforo disponível (P)<sup>5</sup>, Potássio (K)<sup>5</sup>, Alumínio (Al)<sup>5</sup>, Hidrogênio + alumínio (H<sup>+</sup>+Al<sup>3+</sup>)<sup>(5)</sup>, Magnésio (Mg)<sup>5</sup>, Cálcio (Ca)<sup>5</sup>, cobre (Cu)<sup>4</sup>, ferro (Fe)<sup>5</sup>, manganês (Mn)<sup>5</sup>, zinco (Zn)<sup>5</sup>, Sódio (Na)<sup>5</sup>, carbono orgânico (CO)<sup>4</sup>, condutividade elétrica (CE)<sup>3</sup> e pH<sup>5</sup>, além do calcular o complexo sortivo<sup>3</sup>, porcentagem de sódio trocável (PST) e a Porcentagem de saturação de alumínio (m)<sup>3</sup>.

<sup>2</sup> Granulometria a partir do método da pipeta de Gee; Or,(2002).

<sup>3</sup> Determinação do complexo sortivo, porcentagem de sódio trocável e porcentagem de saturação por alumínio (m), Teixeira (2017).

<sup>3</sup> Teores de nitrogênio, método semi-Kjeldahl, e carbono no solo, conforme descrito em Mendonça e Matos (2017).

<sup>4</sup> Teores de fósforo, sódio, potássio, cálcio, magnésio e micronutrientes extraídos pela solução de Mehlich-1, sendo determinado o primeiro no espectrofotômetro, os dois seguintes no fotômetro de chama e os últimos no espectrômetro de absorção atômica; o teor de alumínio e acidez potencial determinados por titulação e o pH com potenciômetro com eletrodo combinado de vidro, todos de acordo com o Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes da Embrapa (SILVA, 2009).

### 3.2 Argila utilizada no tratamento da água eutrofizada, lodo resultante e água antes e após o tratamento

#### 3.2.1 A argila modificada

A argila mesoporosa para tratamento de águas eutrofizadas e precursora do lodo utilizado nos tratamentos foi uma vermiculita modificada com alumínio. A argila modificada quimicamente foi obtida no Laboratório de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação em Minerais Não Metálicos (LabINOVA) do Departamento de Química Orgânica e Inorgânica da UFC, segundo metodologia de Fernandes (2010), conforme ilustrado na Figura 2.

**Figura 2:** Preparo da argila sintética – LabINOVA/ UFC, Campus do Pici, Fortaleza - CE.



Fonte: Autor

A composição química da argila modificada é apresentada na Tabela 2.

**Tabela 2:** Constituintes elementares presentes na vermiculita modificada com alumínio, a precursora do lodo.<sup>5</sup>

Constituinte	Teor de elementos (g)
SiO <sub>2</sub>	53,4
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	11,6
MgO	15,1
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	16,4
TiO <sub>2</sub>	1,6
K <sub>2</sub> O	0,9
Na <sub>2</sub> O	Traços
CaO	0,5
Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,3
NiO	0,2

Fonte: Fernandes *et al.* 2010

<sup>5</sup> Amostras submetidas ao espectrômetro de Fluorescência de Raios-X (FRX).

### 3.2.2 Obtenção do lodo de tratamento de água eutrofizada

O lodo utilizado nos experimentos foi proveniente do tratamento de água eutrofizada do açude Santo Anastácio, localizado no campus do Pici da Universidade Federal do Ceará (UFC). A argila modificada para tratamento da água eutrofizada foi misturada com a água do açude em um tanque de 200 L, na proporção de 1:70.

Após obtenção do lodo, foram coletadas subamostras do material, constituindo amostra composta que foi encaminhada para o Laboratório de Manejo de Solo do Departamento de Ciências do Solo da UFC, onde foi analisada de acordo com seu potencial de uso como fertilizante, segundo protocolos estabelecidos no Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos (BRASIL, 2014). O material foi analisado como fertilizante organomineral de aplicação destinada via solo, no qual foram feitas as seguintes determinações: pH, nitrogênio total (N total), fósforo solúvel em citrato neutro de amônio mais água (P solúvel), potássio solúvel (K solúvel), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e alumínio (Al).

Os resultados da caracterização realizada no lodo resultante do tratamento de água eutrofizada são apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3:** Caracterização química do lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.

Material	N <sup>3</sup>	P <sup>6</sup>	K <sup>6</sup>	Na <sup>6</sup>	Ca <sup>6</sup>	Mg <sup>6</sup>	Zn <sup>6</sup>	Cu <sup>6</sup>	Fe <sup>6</sup>	Mn <sup>6</sup>	Al <sup>4</sup>	pH <sup>6</sup>	CO <sup>6</sup>
Lodo	g g <sup>-1</sup>	g g <sup>-1</sup>	-----%-----							cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	dag kg <sup>-1</sup>		
	0,0	0,18	0,37	2,28	0,05	0,21	0,0	0,0	0,27	0,0	2,1	4,63	0,06

Após a quantificação do fósforo solúvel em citrato neutro de amônio mais água (BRASIL, 2014), foram calculadas as quantidades do lodo necessárias para atingir as doses equivalentes a 0, 30, 60, 120 e 240 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.

<sup>6</sup> Caracterização de material organomineral com base na metodologia apresentada no Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos (BRASIL, 2014). Potássio e sódio pelo método do fotômetro de chama. Cálcio, magnésio, zinco, cobre, ferro e manganês utilizando pelo Método espectrométrico por absorção atômica.

### 3.2.3 Água antes e depois do tratamento com a argila modificada

Antes da aplicação da argila modificada foi coletada uma alíquota de 600 ml de água que foi analisada no LabINNOVA quanto ao teor de fósforo, dureza, turbidez, cor e condutividade elétrica (CE), de acordo com a metodologia de Becker (2010). Os resultados da análise de água antes e depois do tratamento com a argila modificada são apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4:** Atributos da água presente no açude Santo Anastásio – UFC, Campus do Pici, antes e depois da aplicação da argila modificada.

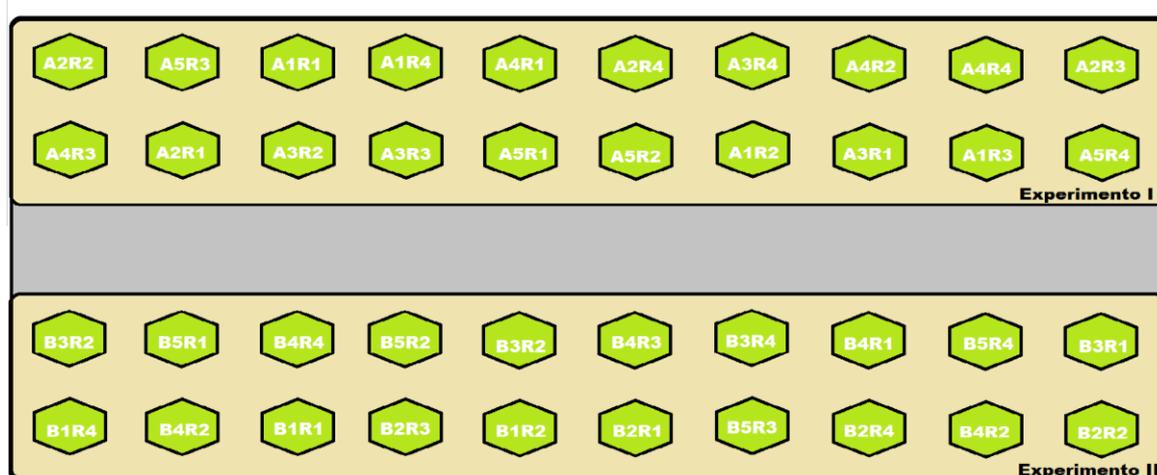
	Fósforo (mg L <sup>-1</sup> )	Dureza (mg L <sup>-1</sup> )	Turbidez (NTU)	Cor (mg L <sup>-1</sup> )	CE (μS/cm)
Antes	0,6	173,3	1,7	66,4	664,0
Depois	0,2	150,0	2,3	28,7	687,5

Fonte: Autor

### 3.3 Delineamento experimental e tratamentos

Ambos os experimentos foram conduzidos em delineamento inteiramente casualizado (DIC), com cinco tratamentos e quatro repetições, totalizando 20 unidades experimentais cada (Figura 3).

**Figura 3** - Croqui do experimento em casa de vegetação.



Os tratamentos foram as seguintes doses de  $P_2O_5$  formuladas a partir da determinação de fósforo contido no lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada: 0 (referente ao controle experimental), 30, 60, 120, 240  $kg\ ha^{-1}$ . Essas doses foram equivalentes a 15, 30, 60, e 120  $Mg\ ha^{-1}$  de lodo aplicado em cada parcela. As unidades experimentais foram vasos com capacidade para 3,5 litros. No Experimento I foi utilizado um Planossolo Háplico com pH de 6,2 enquanto que no Experimento II foi um Argissolo Amarelo com pH de 4,3 conforme atributos já apresentados na Tabela 1.

### 3.4 Instalação e condução dos experimentos

Os solos trazidos do campo foram secos ao ar e passados em peneira com abertura de malha de 2 mm. Na sequência, a quantidade de solo a preencher cada vaso foi espalhada em uma bandeja e recebeu a quantidade do lodo residual do tratamento de água eutrofizada em quantidade correspondente a cada dose proposta nos tratamentos. As quantidades de lodo aplicadas para atingir as doses equivalentes de 0, 30, 60, 120, 240  $kg\ ha^{-1}$  de  $P_2O_5$  foram 0, 15, 30, 60, 120  $g\ vaso^{-1}$ .

**Figura 4:** Mistura do lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada (A) e semeadura com sementes de milho (B) – Casa de Vegetação, Departamento de ciência do solo – UFC, Ceará.



O solo contendo os tratamentos foi colocado em cada vaso que, ao final do processo, recebeu três sementes de milho de uma variedade superprecoce, BRS Caatingueiro (CARVALHO, 2004). Ainda por ocasião do plantio, que ocorreu no dia 24 de janeiro de 2019, foi feita a adubação segundo recomendação de Coelho *et al.* (2002), com a aplicação de nitrogênio (N) e potássio (K) nas doses, respectivamente, de 30 e 40  $kg\ ha^{-1}$ . A fonte de N

aplicada foi a ureia e a de K foi o cloreto de potássio, sendo 0,12 gramas de cada.

A umidade do Planossolo Háplico na capacidade de campo (CC) foi de 0,17 kg kg<sup>-1</sup>, enquanto para o Argissolo Amarelo foi de 0,36 kg kg<sup>-1</sup>. Após a semeadura, cada vaso do experimento I foi irrigado até atingir 70% da CC. Já para o experimento II foi mantida a irrigação a 50% da CC porque o solo utilizado nesse experimento era de caráter arenoso e pela pouca interação das partículas, a água aplicada não se distribuía uniformemente e ultrapassava a capacidade de retenção de água do solo determinada em laboratório. O critério para irrigação do experimento foi o da pesagem diária dos vasos, repondo o volume de água correspondente à massa de água perdida por meio da evapotranspiração.

### **3.5 Avaliações**

As plantas permaneceram em casa de vegetação até os 30 dias após a semeadura, ou seja, até o estágio V8 das plantas de milho, no qual as plantas possuem 8 folhas permanentes. O experimento foi finalizado no dia 23 de fevereiro de 2019.

#### **3.5.1 Crescimento e biomassa de plantas**

Ao final dos 30 dias após semeadura, foram avaliados altura de planta, com o auxílio de uma régua, e diâmetro do colmo, com auxílio de um paquímetro digital. Já as variáveis referentes à biomassa vegetal foram massa seca da parte aérea (MSPA) e da raiz (MSR), que somadas formaram a massa seca total (MST). As medidas de biomassa foram realizadas em laboratório após secagem do material em estufa com ventilação forçada, à temperatura de 65°C, por 72 horas.

Utilizando uma régua, foi medido o comprimento da folha e a largura da folha mais desenvolvida, em centímetro, com finalidade de determinar a área foliar (AF) seguindo a metodologia de Guimarães *et al.* (2002), em que:

$$AF (cm^2) = 0,7458 \times Largura da folha (cm) \times comprimento da folha (cm)$$

#### **3.5.2 Teor e acúmulo de nutrientes no material vegetal**

Ao final do experimento, todas as plantas foram coletadas para análise dos teores de

macro e micronutrientes nas folhas.<sup>7</sup>

Após isso, foi determinado o acúmulo de nutrientes na parte aérea em que:

Acúmulo do nutriente (g) = Teor do Nutriente / Massa da parte aérea

### **3.5.3 Atributos químicos do solo**

Ao final do experimento foram realizadas as mesmas análises químicas do solo fundamentadas pelo **item 3.1**.

### **3.5.4 Complexo sortivo e outras determinações**

Foram determinados outros atributos químicos do solo<sup>8</sup>, tais como condutividade elétrica (CE)<sup>6</sup>, percentagem de saturação por alumínio (m%)<sup>6</sup>, percentagem de sódio trocável (PST)<sup>6</sup>, Carbono orgânico (CO)<sup>9</sup> e pH<sup>10</sup>.

## **3.7 Análise Estatística dos Dados**

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) com o software SISVAR, assim como teste de verificação de normalidade (Shapiro-Wilk), análise de regressão e teste de falta de ajuste do modelo de regressão com o software SAS (*Statistical Analysis System*) versão 3.8. Quando os dados não atenderam as pressuposições de normalidade, foram transformados a partir do método Box-Cox do SAS.

---

<sup>7</sup> Teores de nutrientes e determinações analíticas foram feitas de acordo com as metodologias apresentadas em Silva (2009). Extração de N feita com ácido sulfúrico, seguida por destilação e titulação para quantificação pelo método semi-micro Kjeldahl. Para os demais elementos (P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn) foi feita digestão com ácido nitroperclórico. O P foi determinado pela espectrometria com amarelo de vanadato, o K pela espectrometria de emissão de chama e o Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn foram determinados pela espectrometria de absorção atômica.

<sup>8</sup> H+Al, CTCefet, CTCtotal, V%, PST e m%; Determinações baseadas em cálculos apresentados por Teixeira (2017),

<sup>9</sup> Determinação conforme descrito em Mendonça e Matos (2017).

<sup>10</sup> Com auxílio de um potenciômetro com eletrodo combinado de vidro, de acordo com o Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes da Embrapa (SILVA, 2009).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Experimento I

#### 4.1.1 Crescimento e biomassa de plantas

As plantas de milho adubadas com o lodo advindo do tratamento de água eutrofizada não diferiram quanto a altura ou diâmetro do colmo, já a área foliar apresentou significância estatística ( $p < 0,01$ ) em função dos tratamentos (Tabela 5).

**Tabela 5:** Resumo da ANOVA das variáveis referentes ao crescimento de plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.

	GL	QM			F		
		Altura	Diâmetro	AF	Altura	Diâmetro	AF
Tratamento	4	82,91	0,547	3860	0,19	0,41	0,001**
Resíduo	15	47,82	0,618	465			
Total	19						
CV%		7,94	8,06	9,01			

\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

Área Foliar (AF)

A ausência de resposta aos tratamentos para a altura e diâmetro pode ser explicada pelo curto período de desenvolvimento das plantas. Sabe-se que o P influencia o crescimento vegetal, conforme comprovado por Venkatesh *et al.* (2019) que, estudando fertilizantes como fonte deste nutriente por 5 anos, verificaram que a altura, biomassa e outros parâmetros relacionados ao crescimento são influenciados por adubações fosfatadas.

Mesmo com a ausência de diferença estatística quanto a altura e diâmetro, pode-se notar que houve suprimento de P para proporcionar o crescimento das plantas (Figura 5). O Planossolo Háplico utilizado no experimento I apresentou  $8,3 \text{ mg kg}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$ , o que é considerado um teor baixo conforme o Boletim de recomendação de calagem e adubação para o Ceará (AQUINO *et al.*, 1993). Se o lodo não tivesse disponibilizado P às plantas, as mesmas teriam maior comprometimento de seu crescimento, pois o P é um elemento essencial para o desenvolvimento vegetal (TAIZ *et al.*, 2017). Assim, se constata que o lodo aplicado, de certa forma, disponibilizou P ao solo e ao desenvolvimento das plantas de milho.

**Figura 5:** Plantas de milho aos 30 dias após sementeira (estádio V8) no Experimento I. Casa de Vegetação, Departamento de ciência do solo – UFC, Ceará.



Fonte: Autor

Em relação à biomassa das plantas, também não houve diferença em função das doses de lodo aplicadas (Tabela 6), o que indica que não houve uma dose que contribuisse com distinção na formação da raiz ou da parte aérea.

**Tabela 6:** Resumo da ANOVA das variáveis referentes à biomassa de plantas de milho, desenvolvidas em Planossolo Háplico, em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.

	GL	QM			F		
		MSPA	MSR	MST	MSPA	MSR	MST
Trat	4	0,594	0,079	0,58	0,11	0,16	0,076
Resíduo	15	0,265	0,041	0,22			
Total	19						
CV%		8,99	18,36	6,88			

\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

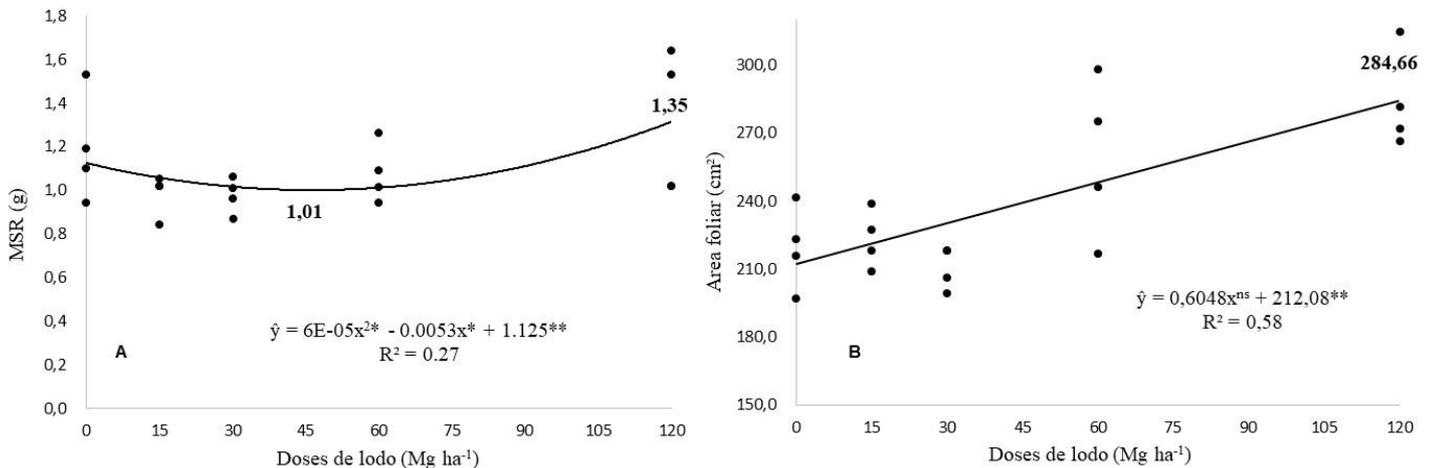
Massa seca da parte aérea (MSPA), Massa seca da raiz (MSR) e Massa seca total (MST).

Apesar da massa seca da raiz não ter atendido às pressuposições da ANOVA, apresentou ajuste quadrático na regressão polinomial pelo teste de falta de ajuste (Figura 6A). Desse modo, a dose de lodo de  $120 \text{ Mg ha}^{-1}$ , correspondente a  $240 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$ , impulsionou a produção de raiz de 1,13 para 1,35 g. O aumento da produção de raiz não indica, obrigatoriamente, favorecimento para o crescimento da planta em função da aplicação de lodo, mas sim o aumento da busca por água e nutrientes do solo pelo vegetal. Taiz *et al.* (2017) explicam que o desenvolvimento de um sistema de raízes extenso e a capacidade de secretar ânions inorgânicos ou desenvolver simbioses micorrízicas conferem às plantas a aptidão para obter água e nutrientes minerais no solo.

A aplicação do lodo pode ter favorecido o desenvolvimento das raízes indiretamente

através do condicionamento do solo perpetuado pelo seu material precursor, a argila modificada.

**Figura 6:** Massa seca da raiz (A) e área foliar (B) de plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.



ns: não significativo; \*: 0,05 e \*\*:0,01 de significância pelo teste de T-student

As argilas são materiais adsorventes que possuem influências químicas e físicas por apresentarem elevada superfície específica, capacidade de retenção de água e capacidade de troca de cátions (EREN, 2010) que pode ter favorecido o desenvolvimento das raízes do solo. Skene *et al.* (1995) salienta que lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada pode trazer melhorias na retenção e infiltração da água no solo.

Em relação à área foliar (AF), as plantas tiveram resposta positiva quando aplicadas as maiores doses de lodo, apresentando maior AF (284,66 cm<sup>2</sup>) na dose de 120 Mg ha<sup>-1</sup> (Figura 6B). A partir disso é possível confirmar que o lodo disponibilizou fósforo para o desenvolvimento das plantas. Amanullah *et al.* (2016), em seu estudo em relação a expansão da área foliar de arroz em função de interações de fósforo e zinco, confirmam que aplicação de maiores doses de P aumentam a AF devido ao papel do nutriente de promover crescimento e desenvolvimento das plantas.

#### 4.1.2 Teor e acúmulo de nutrientes nas plantas

Os teores foliares de nitrogênio ( $p < 0.01$ ), fósforo ( $p < 0.01$ ) e potássio ( $p < 0.05$ ) foram significativos pelo teste de Tukey (Tabela 7). Contudo, o teste de regressão e o ajuste da curva de regressão não apresentaram resposta quanto aos teores de nitrogênio e potássio presentes nas plantas e a aplicação das doses de lodo.

Para os teores de micronutrientes no milho, não houve resultados significativos em resposta à aplicação do lodo de tratamento da água eutrofizada, fato também observado para o teor de sódio (Tabela 7).

**Tabela 7:** Resumo da ANOVA de variáveis referentes ao teor foliar de nutrientes das plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.

	GL	QM					F				
		N	P	K	Ca	Mg	N	P	K	Ca	Mg
Trat	4	0,18	45,23	220,6	16,24	45,23	0,008**	0,008**	0,02*	0,56	0,061
Resíduo	15	0,04	11,14	273,7	21,25	15,85					
Total	19										
CV%		11,18	14,86	8,6	21,94	14					
	GL	Fe	Cu	Zn	Mn	Na	Fe	Cu	Zn	Mn	Na
Trat	4	0,26	0,019	0,011	0,014	2,83	0,19	0,44	0,20	0,63	0,31
Resíduo	15	0,15	0,019	0,007	0,021	2,17					
Total	19										
CV%		19,54	65,46	23,47	29,48	18,97					

\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

Essa ausência de resposta quanto aos micronutrientes confirma que o lodo do tratamento de água eutrofizada não apresenta teores significativos de metais em sua constituição, não podendo ser utilizado como fonte dos elementos que são considerados micronutrientes.

Embora o sódio seja um elemento que não está na constituição da argila precursora ou no lodo, ele é utilizado em uma fase de preparo da vermiculita modificada por Fernandes (2010), sendo que, se o processo de preparo da argila não for bem realizado na retirada desse elemento a partir de lavagens, ele poderá ficar na constituição do material modificado e conseqüentemente do lodo.

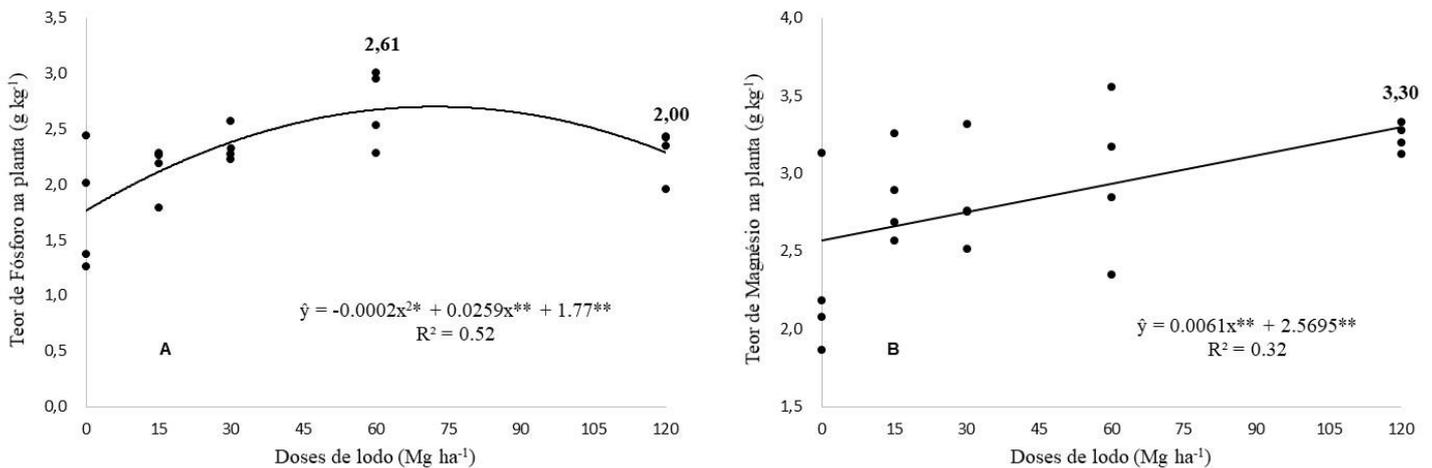
O teste de regressão e o ajuste da curva de regressão não apresentaram correlação quanto aos teores de nitrogênio e potássio presentes na planta e a aplicação das doses de lodo, embora o teste de Tukey tenha mostrado que há significância. Essa distinção entre os testes possivelmente ocorreu porque o valor p, avaliado isoladamente, como relatam Ferreira e Patino (2015), pode proporcionar equívocos na interpretação das respostas quanto aos tratamentos.

No que se refere ao teor de fósforo nas plantas (Figura 7A), foi constatado que a dose de lodo de 65 Mg ha<sup>-1</sup> (R<sup>2</sup> = 0,52) resultou em maior teor foliar do nutriente (2.61 g kg<sup>-1</sup>). Já a dose superior de lodo (120 Mg ha<sup>-1</sup>, equivalente a 240 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) resultou em diminuição do teor foliar de P (1,99 g kg<sup>-1</sup>).

Logo, parte do fósforo existente no lodo (Tabela 3) foi liberada para o solo e aproveitada pelas plantas de milho. Contudo, é possível que nem todo P presente no lodo tenha se tornado disponível no solo para absorção pelas plantas, pois a interação do P com o Al presente na argila utilizada para tratamento da água eutrofizada pode ser complexa, dificultando a liberação do P existente no lodo (Massey et al., 2018).

Já o teor de magnésio (Mg) na planta, que não diferiu entre tratamentos pelo teste de Tukey, e mesmo que praticamente constante, apresentou ajuste linear no teste de falta de ajuste de regressão (Figura 7B). O teor do nutriente foi maior,  $3,30 \text{ g kg}^{-1}$ , na dose de  $120 \text{ Mg ha}^{-1}$  de lodo. Mesmo assim, a contribuição do lodo com os teores foliares de Mg foi pouco relevante, pois, ao comparar com a dose controle, nota-se que essa proporcionou teor de  $2,61 \text{ g kg}^{-1}$ . Isso pode ter ocorrido devido ao próprio solo do experimento I, cujos teores de Mg são considerados altos conforme o Manual de adubação e calagem para o Estado do Ceará formulado por Aquino *et al.* (1993), ter proporcionado às plantas teores de Mg na faixa ideal para o milho, que é, de acordo com Martinez *et al.* (1999), entre  $2,5$  a  $4,0 \text{ g kg}^{-1}$ . Ainda assim, o lodo apresenta Mg na sua constituição e na constituição (Tabela 3) do seu material precursor (Tabela 2) e pode ser considerado uma fonte do elemento.

**Figura 7:** Teores de fósforo (A) e de magnésio (B) na planta em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.



ns: não significativo; \*: 0,05 e \*\*:0,01 de significância pelo teste de T-student

O acúmulo dos nutrientes na parte aérea das plantas de milho ( $p > 0,05$ ) não foi significativo no teste Tukey (Tabela 8).

**Tabela 8:** Resumo da ANOVA das variáveis referentes ao acúmulo de nutrientes em parte aérea das plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.

	GL	QM				F			
		N	P	K	Ca	N	P	K	Ca
Trat	4	0,094	0,005	0,162	0,01	0,92	0,26	0,91	0,65
Resíduo	15	0,35	0,003	0,552	0,01				
Total	19								
CV%		18,02	15,49	21,26	25,11				
		Mg	Fe	Zn	Mn	Mg	Fe	Mn	Zn
Trat	4	0,007	0,0002	0,0001	0,0001	0,62	0,18	0,76	0,45
Resíduo	15	0,01	0,0001	0,0001	0,0001				
Total	19								
CV		20,11	30,09	28,34	30,94				

\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

#### 4.1.3 Atributos químicos do solo

Houve diferença significativa nos teores de nitrogênio, fósforo, potássio ( $p < 0,05$ ) e magnésio ( $p < 0,01$ ) no solo, porém, não houve resposta significativa quanto ao teor de cálcio (Tabela 9).

**Tabela 9:** Resumo da ANOVA das variáveis referentes aos teores de macronutrientes no solo, em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.

	GL	QM					F				
		N	P	K	Ca	Mg	N	P	K	Ca	Mg
Trat	4	18,34	6,76	0,06	0,14	0,06	0,01*	0,05**	0,02**	0,38	0,001*
Resíduo	15	3,16	2,38	0,01	0,12	0,01					
Total	19										
CV		11,18	21,7	12,4	23,7	5,51					

\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

No que diz respeito aos micronutrientes, os teores de ferro e manganês não foram diferentes estatisticamente, ainda assim houve diferença significativa para o teor de cobre ( $p < 0,05$ ), zinco ( $p < 0,01$ ) e sódio ( $p < 0,01$ ) (Tabela 10).

**Tabela 10:** Resumo da ANOVA das variáveis referentes aos teores de micronutrientes no solo, em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.

	GL	QM					F				
		Fe	Cu	Zn	Mn	Na	Fe	Cu	Zn	Mn	Na
Trat	4	0,982	0,083	3,785	0,11	0,04	0,45	0,021*	0,001**	0,77	0,001**
Resíduo	15	1,05	0,021	0,228	0,24	0,003					
Total	19										
CV		11,3	17,96	9,92	3,84	18,2					

\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

De acordo com as pressuposições do teste Box Cox, foi necessário fazer transformações quanto ao teor de nitrogênio, elevando-o a “-3,3”, assim como quanto ao teor de fósforo, elevando-o a “-4,9”, e ao teor de potássio aplicando raiz quadrada, permitindo, dessa forma, que essas variáveis apresentassem normalidade. Mesmo assim, é válido frisar que a transformação dos valores elevando-os a números negativos faz com que o gráfico inverta o eixo, obrigando as médias transformadas a se apresentar inversamente ao valor original.

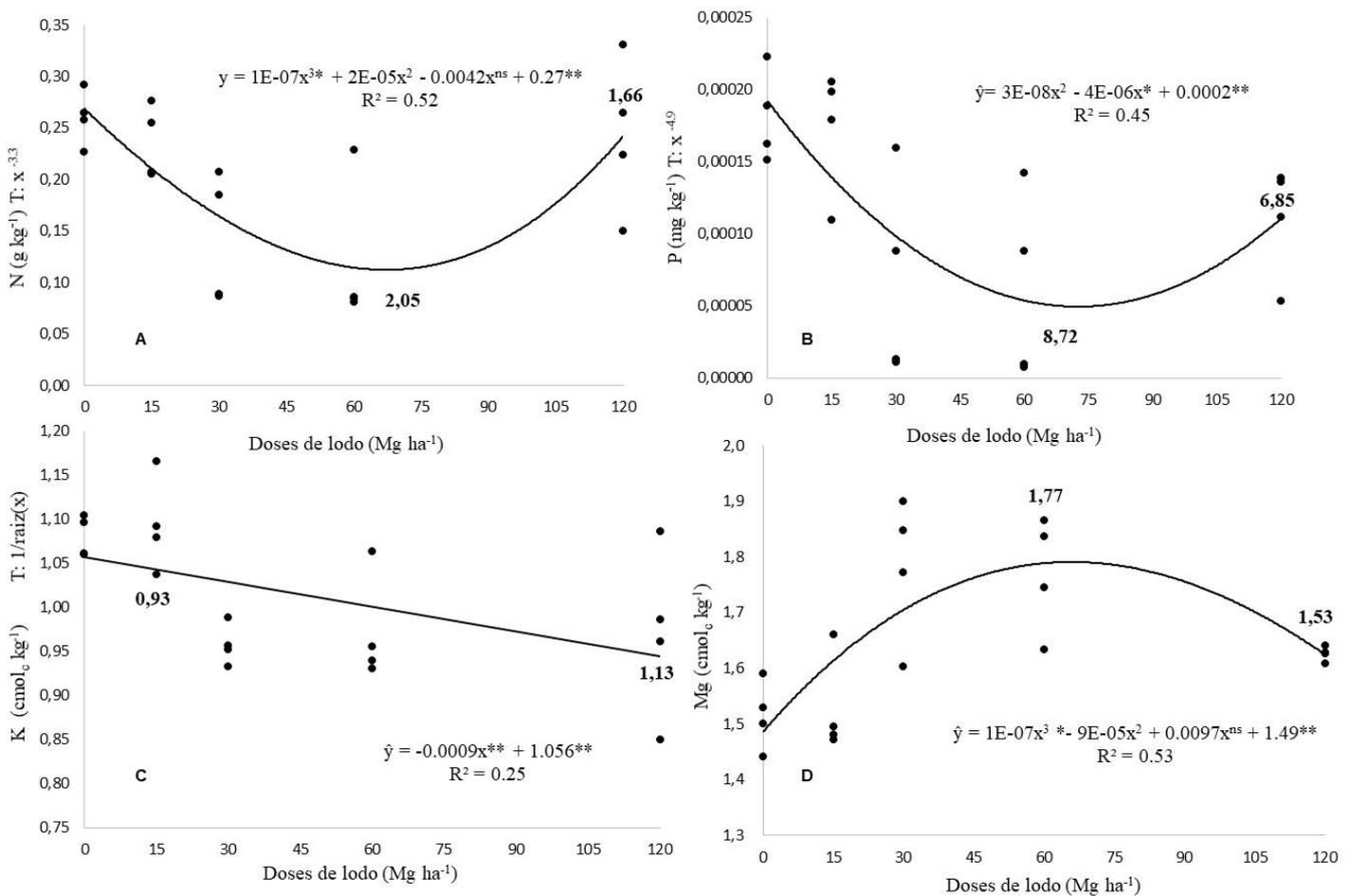
Então, dessa forma, o teor de N no solo (Figura 8A) foi maior ( $2,05 \text{ g kg}^{-1}$ ) na dose de lodo de  $75 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $R^2 = 0,52$ ) e teve redução significativa ( $1,66 \text{ g kg}^{-1}$ ) quando aplicada uma dose maior dele. Esse incremento de N está relacionado com o favorecimento da mineralização dos nutrientes pela diminuição da relação C/P do solo. Na dose controle, o solo apresentava relação C/P de  $2,9 \times 10^2$ , com a aplicação de lodo até a dose  $60 \text{ Mg ha}^{-1}$  houve uma redução para  $2,1 \times 10^2$  e a dose seguinte,  $120 \text{ Mg ha}^{-1}$  proporcionou aumento para  $2,6 \times 10^2$ . Essa oscilação semelhante ao que ocorreu com o teor de N no solo pode ser explicada por Maluf *et al* (2015), que ao avaliarem a decomposição de diferentes resíduos vegetais, encontraram relação inversamente proporcional entre a relação C/P e a disponibilidade de N, P e S no solo.

É válido destacar que houve adubação nitrogenada com ureia para todas as plantas. Então, ao aplicar a recomendação de  $40 \text{ kg ha}^{-1}$  de N, o milho conseguiu vigorar até o final do experimento e todas as parcelas apresentaram resultados de teores do nutriente satisfatórios no solo. O teor inicial de N no solo do experimento I, sem adubação, já era satisfatório para o cultivo do milho até o estágio V8, já que Wen *et al.* (2018), em um solo de mesma textura, com de teor de  $1,08 \text{ g kg}^{-1}$ , conseguiu conduzir suas plantas de milho até o estágio v8 sem aplicar nenhuma fonte de N e após esse período aplicou esse nutriente em doses correspondentes aos seus tratamentos estabelecidos em sua metodologia. Mesmo assim, no presente experimento,

optou-se por dar um aporte de N por causa da sua instabilidade em função de ser facilmente, segundo Fernandes et al. (2018), perdido pra atmosfera ou consumido por microrganismos.

Outro fator que deve ser observado sobre o teor de N no experimento I é, com base em Malavolta *et al.* (1997), a resposta no solo decorrente da dose de 75 Mg ha<sup>-1</sup> está dentro da adequabilidade pra cultivo no solo por ser maior que 1,4 g kg<sup>-1</sup>.

**Figura 8:** Teores de nitrogênio (A), fósforo (B), potássio (C) e magnésio (D) no solo em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.



ns: não significativo; \*: 0,05 e \*\*:0,01 de significância pelo teste de T-student

O teor de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (0,18 g g<sup>-1</sup>) indicado na caracterização do lodo (Tabela 3), foi disponibilizado sendo que a dose de 68 Mg ha<sup>-1</sup> (Figura 8B) ( $R^2 = 0,45$ ) foi a que resultou em maior teor do elemento no solo (8,7 mg kg<sup>-1</sup>). O teor de fósforo no solo resultante da dose supracitada, considerando o teor de argila inferior a 20% do solo do experimento, não é considerado adequado para o desenvolvimento das culturas em geral, sendo caracterizado como baixo (< 14 mg kg<sup>-1</sup>) de acordo com o manual de adubação e de calagem para os estados do Rio

Grande Do Sul e de Santa Catarina, elaborado por Tedesco et al., (2004). Assim como é considerado baixo ( $< 21 \text{ mg kg}^{-1}$ ), de acordo com o manual de adubação e de calagem para o estado do Ceará elaborado por Aquino et al (1993).

Já o tratamento controle, que não recebeu lodo, apresentou teor de fósforo no solo de  $5.5 \text{ mg kg}^{-1}$  (Figura 8B), muito abaixo do considerado ideal para o desenvolvimento das culturas em geral (AQUINO, 1993; TEDESCO et al., 2004).

É importante frisar que, mesmo com teor de P considerado abaixo do ideal para as culturas, houve liberação do nutriente no solo (Figura 8B) em função da aplicação do lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada. O contraste do teor de P advindo do controle experimental ( $5.5 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e o resultante da dose de  $60 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $8.7 \text{ mg kg}^{-1}$ ) evidencia a liberação do elemento para o solo.

Assim como explicado no tópico anterior, há a possibilidade que tenha ocorrido interação do P com o Alumínio constituinte da argila utilizada para o tratamento da água eutrofizada reduzindo então a biodisponibilidade do nutriente, como salienta Massey et al., (2018) em seu trabalho sobre sorção de fósforo em resíduos provenientes de água tratada com coagulante à base de alumínio.

No estudo de Massey et al., (2018) foi observado que o alumínio presente na argila modificada não só permite a adsorção das moléculas de P, como também absorve o elemento para o interior das micropartículas devido à formação de microagregados na água residual. Mesmo assim, há a possibilidade da sorção do P nos microagregados presentes na água tratada ser revertida ao longo do tempo, disponibilizando o nutriente para o solo em uma quantidade maior que a verificada nos 30 dias após a semeadura.

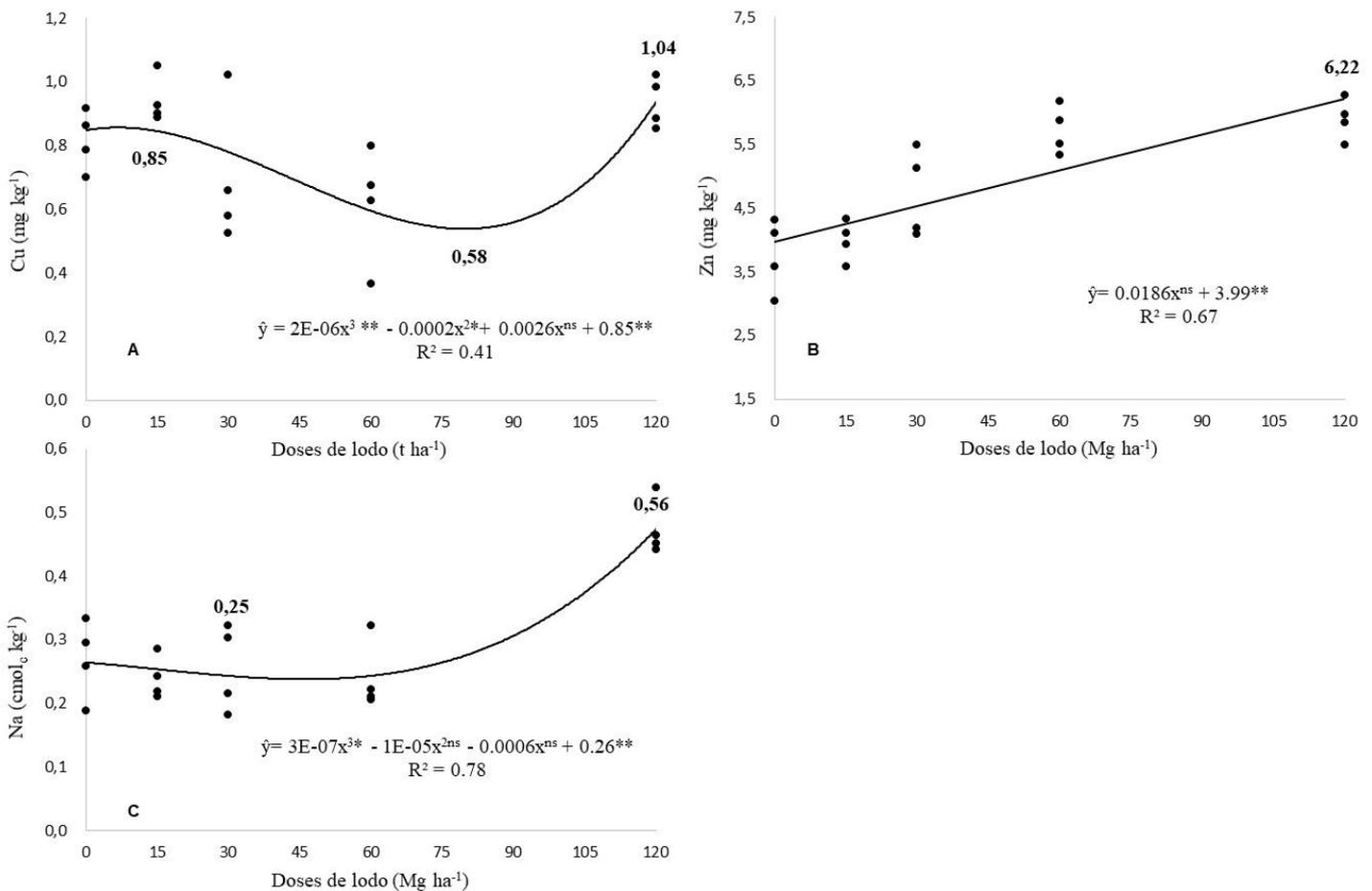
As doses de lodo proporcionaram leve incremento nos teores de potássio (K) no solo (Figura 8C), de modo que o teor aumentou de  $0,90 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  da dose controle para a  $1,13 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  na dose  $120 \text{ Mg ha}^{-1}$ , possivelmente pela quantidade de K presente na constituição do lodo (Tabela 2). Esse aumento nos teores do nutriente é mais que o suficiente para garantir o suprimento para a cultura do milho, já que o nível crítico do elemento, considerando-o alto, está entre  $0,153$  e  $0,204 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  (CARVALHO *et al.*, 1999; TEDESCO *et al.*, 2004 ; SOBRAL *et al.*, 2015). No solo utilizado no experimento I o teor de potássio já estava acima do ideal (Tabela 1), sendo desnecessária a aplicação de adubo potássico realizada no experimento. A adubação superestimou os teores de K ao solo, dificultando observar as influências do lodo aplicado em relação ao referido nutriente.

O teor de magnésio (Mg) no solo também foi maior ( $1,77 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ) mediante a dose de  $60 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Figura 7D) ( $R^2=0,53$ ). Esse resultado é explicado pelo fato de o Mg ser um dos

elementos presentes na constituição no material precursor do lodo, a argila modificada, segundo Fernandes *et al.* (2010) e também pelo fato do elemento estar presente no lodo (Tabela 3). Esse teor de Mg encontrado é característico de solos com altos teores do elemento, que segundo Aquino *et al.* (1993), apresentam faixas maiores que  $1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ .

É importante evidenciar que a dose  $120 \text{ Mg ha}^{-1}$ , a maior dose de lodo aplicada no experimento, causou redução nos teores de P e Mg no solo. Essa redução está relacionada com a diminuição progressiva do pH do solo evidenciada na Figura 10E. No gráfico da relação entre o pH e a disponibilidade de elementos presentes no solo formulado por Malavolta *et al.* (1997) é possível visualizar que em níveis de pH inferiores a 6,5 têm-se disponibilidade decrescente de P no solo, assim como níveis de pH inferiores a 6 têm-se redução acentuada de Mg.

**Figura 9** Teores de cobre (A), zinco (B) e sódio no solo em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.



ns: não significativo; \*: 0,05 e \*\*:0,01 de significância pelo teste de T-student

O teor de cobre reduziu significativamente de  $0,85$  para  $0,58 \text{ mg kg}^{-1}$  após a aplicação da dose relativa a  $77 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $R^2 = 0,41$ ) do lodo, aumentando posteriormente para  $1,04 \text{ mg kg}^{-1}$

<sup>1</sup> com a dose de 120 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo (Figura 9A). O teor de zinco (Zn) aumentou linearmente com as doses de lodo, sendo a dose de 120 Mg ha<sup>-1</sup> a que resultou em maior teor de Zn no solo (6,22 mg kg<sup>-1</sup>), conforme apresentado na Figura 9B.

O teor de cobre apresentado em função da dose de 77 Mg ha<sup>-1</sup> está dentro de uma faixa de nível crítico médio, que é entre 0,5 a 0,8 mg kg<sup>-1</sup> (CARVALHO, 2007). Acima dos teores da dose de 77 Mg ha<sup>-1</sup>, o nível desse micronutriente pode ser considerado alto e isso pode culminar em problemas para a cultura em função do excesso do micronutriente no vegetal, que pode desregular a homeostase do elemento na planta e produzir radicais hidróxidos, excessivos, que causam danos às macromoléculas das plantas (WANG *et al.*, 2018).

Teores de zinco maiores que 1,6 mg kg<sup>-1</sup> com o extrator mehlich-1, de acordo com trabalhos de Carvalho (2007), são considerados altos. Então, a dose de 120 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo está muito além da faixa considerada ideal. Já a dose de 60 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo, que resultou em menor teor do micronutriente no solo (5,10 mg kg<sup>-1</sup>), não representaria riscos de excesso de Zn. A quantidade de Zn presente no solo é essencial para a cultura do milho, pois esse micronutriente é o mais limitante à produção do milho (COELHO, 2006).

O aumento do teor de Zinco disponível no solo está relacionado diretamente com a diminuição do pH do solo (Figura 10E). Ribeiro *et al.* (2007), em seu estudo com doses de resíduo proveniente do refinamento do caulim, verificaram que ao aumentar a dose do material ocorria redução do pH do solo e linearmente a isso, aumento no teor do Zinco extraído pelo Mehlich-1.

O acréscimo da disponibilidade de Zn é um fator que deve ser considerado em quanto a aplicação das doses de lodo por causa da interação desse elemento com o P do solo, podendo formar ligações químicas, dentro ou fora da planta, causando deficiência de Zn se houver excesso de P, ou de P se houver excesso de Zn (AMANULLAH *et al.*, 2016). Os autores explicam que a interação do zinco e do fósforo ocorrem porque o P é absorvido pela planta como ânion (H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> ou HPO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) e o Zn é absorvido como cátion (Zn<sup>2+</sup>).

No que diz respeito ao teor de sódio (Na) no solo, permaneceu praticamente constante até a dose de 60 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo, em seguida, teve aumento relevante (dose de 60 Mg ha<sup>-1</sup>), levando ao teor no solo de 0,56 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> (Figura 9C). Isso ocorreu em resposta à quantidade de sódio presente no lodo do tratamento de água eutrofizada (Tabela 3). Apesar de os teores foliares de Na nas plantas de milho não terem aumentado com as doses de lodo, o aumento no teor do nutriente no solo a partir da dose de 60 Mg ha<sup>-1</sup> pode evidenciar que doses maiores que ela poderia ser prejudicial ao solo e às culturas em longo prazo. A maioria das plantas cultiváveis são intolerantes a teores de sais no solo, como o Na, em decorrência do aumento da

pressão osmótica da solução do solo que leva ao acúmulo de sais no interior das células das plantas (NOVAIS *et al.*, 2007).

A aplicação de um material residual ao solo deve sempre levar em conta os estudos dos efeitos que ele proporciona ao ambiente. Sobre o sódio, dentre os resíduos orgânicos testados na pesquisa de Oliveira *et al.* (2018), foram encontradas elevadas quantidades do elemento em alguns dos materiais orgânicos avaliados. Ainda sobre esse elemento, Nascimento *et al.* (2015) também obtiveram resultados de aumento do teor de  $\text{Na}^+$  no solo em função da aplicação de um resíduo proveniente do processamento de aves.

#### 4.1.4 Complexo sortivo e outros atributos do solo

A aplicação das doses de lodo teve efeito significativo em relação a acidez potencial (H+Al), pH, capacidade de troca catiônica total (CTCtotal), saturação por bases (V%) e porcentagem de sódio trocável (PST ( $p < 0,01$ ), o que não ocorreu com o carbono orgânico (CO), condutividade elétrica (CE) e capacidade de troca catiônica efetiva (CTCefet) (Tabela 11).

**Tabela 11:** Resumo da ANOVA de variáveis referentes ao completo sortivo e outros atributos da fertilidade do solo em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.

	GL	QM				F			
		H+Al	CO	CE	pH	H+Al	CO	CE	pH
Trat	4	0,48	0,023	0,08	0,21	0,0001*	0,392	0,07	0,0001**
Resíduo	15	0,025	0,022	0,03	0,014				
Total	19								
CV		11,54	8,52	33,67	1,88				
		CTCefet	CTCtotal	V%	PST	CTCefet	CTCtotal	V	PST
Trat	4	0,38	0,93	81,61	8,75	0,137	0,009**	0,0006**	0,0007**
Resíduo	15	0,15	0,18	9,06	0,94				
Total	19								
CV%		8,91	7,42	3,94	19,39				

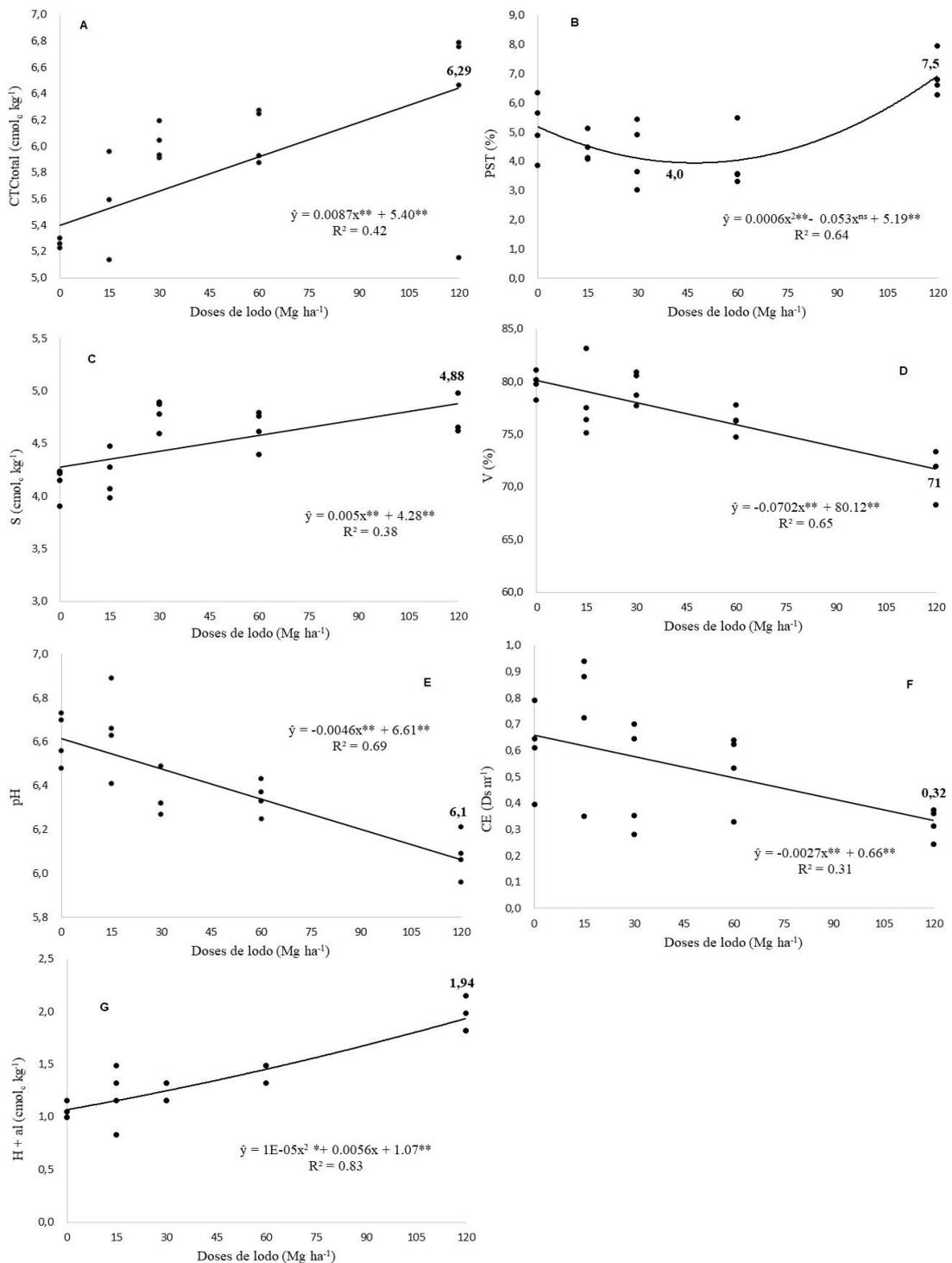
\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

Ácido potencial (H+al), Carbono orgânico (CO), Capacidade de troca de cátions efetiva (CTCefet), Capacidade de troca de cátion total (CTCtotal), Saturação por bases (V), Porcentagem de sódio trocável (PST).

A CTCtotal (Figura 10A), PST (Figura 10B), S (Figura 10C) e H+Al (Figura 10G) foram os atributos que apresentaram maiores acréscimos quando aplicada a dose de lodo  $120 \text{ Mg ha}^{-1}$ , correspondente a  $240 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$  no solo, com valores respectivos de  $6,29 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ,  $7,52\%$ ,  $4,88 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  e  $1,94 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ . Porém, com o aumento das doses de lodo a V%

diminuiu de 80 para 71% (Figura 10D), o pH reduziu de 6,6 para 6,1 (Figura 10E) e a CE reduziu de 0,66 para 0,32 dS m<sup>-1</sup> (Figura 10F).

**Figura 10:** Capacidade de troca de cátions total – CTC total (A), porcentagem de sódio trocável - PST (B), soma de bases trocáveis – S (C), porcentagem de saturação por bases – V% (D), potencial hidrogênio iônico - pH (E), condutividade elétrica - CE (F) e acidez potencial do solo – H+Al (G) em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.



ns: não significativo; \*: 0,05 e \*\*:0,01 de significância pelo teste de T-student

Uma alta CTC indica, segundo Ronquim (2010) em seu boletim de conceitos sobre fertilidade, que o solo tem alta capacidade de reter cátions em forma trocável, favorecendo a fertilidade por um prolongado período. Esse mesmo autor explica que a diferença entre a CTC<sub>efet</sub> e a CTC<sub>total</sub> é que a primeira é expressa sem considerar um cátion trocável, o íon H<sup>+</sup>, e a segunda considera todos os cátions (Ca<sup>2+</sup> + Mg<sup>2+</sup> + K<sup>+</sup> + H<sup>+</sup> + Al<sup>3+</sup>). Logo, o solo do presente estudo apresenta alta capacidade de reter cargas negativas, e uma parcela média dessas cargas está adsorvendo íons H<sup>+</sup>.

A PST, que indica a proporção de sódio solúvel em relação à CTC total do solo, aumentou de modo compatível com o aumento no teor de Na no solo, conforme já apresentado na Figura 10C. Mediante a maior dose de lodo aplicada (120 Mg ha<sup>-1</sup>), o solo passou a apresentar problemas de saturação por sódio por estar na faixa entre 6 e 15% de acordo com a classificação de solos de Santos *et al.* (2018); a dose de lodo de 60 Mg ha<sup>-1</sup>, ao contrário disso, diminuiu a PST para 4,20%, apresentando níveis adequados de sódio solúvel.

Problemas com outros sais também não foram identificados, pois a CE do solo ficou abaixo de 4 dS m<sup>-1</sup>, não interferindo no desenvolvimento da maior parte das plantas cultiváveis (SANTOS *et al.*, 2018). Contudo, os aumentos no teor de Na e nos valores de PST no solo indicam que é preciso ter atenção quanto aos riscos de causar sodicidade ao solo com aplicação de doses de lodo do tratamento de água eutrofizada.

Embora a V% tenha diminuído em resposta às doses de lodo, todos os tratamentos resultaram em valores maiores que 50%, de modo que, de acordo com Roquim (2010), o solo do experimento continuou sendo um solo fértil, de caráter eutrófico. Baseado nesse mesmo autor, a diminuição da V% significa que houve redução na quantidade de cátions Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e K<sup>+</sup> saturando as cargas dos colóides por ocorrer aumento de H<sup>+</sup> e Al<sup>3+</sup> neutralizando-as.

Mesmo com a redução do pH, o solo ficou dentro da classificação de pouco ácido, cuja faixa de pH está entre 6,1 a 6,5 (SOBRAL, 2015). Os valores de pH na faixa ideal estão dentro do intervalo de pH mais favorável ao crescimento da maioria das plantas, incluindo o milho, que é entre 5,5 e 6,5 (FERNANDES *et al.*, 2018).

No que diz respeito ao H<sup>+</sup>/Al em função das doses de lodo, o aumento progressivo até a dose 120 Mg ha<sup>-1</sup> ocorreu em decorrência de ter reduzido o pH do solo (Figura 9E) em detrimento de ter aumentado o H<sup>+</sup>, que representa a acidez ativa na solução do solo. Esse aumento de íons H<sup>+</sup> confirma o caráter ácido do lodo (Tabela 3) e explica porque houve redução do pH evidenciado na Figura 9G.

Resultados semelhantes foram encontrados por Mahdy et al (2009), ao avaliar o efeito da coaplicação de resíduos sólidos e resíduos do tratamento de água eutrofizada também verificou redução do pH como resposta à aplicação dos resíduos nos diferentes solos utilizados na pesquisa. Esse decréscimo do pH, segundo os autores, ocorreu em resposta ao aumento moderado do alumínio dissociado no solo, mesmo que em níveis não tóxicos a cultura.

Existem diversos motivos de materiais condicionadores, como o lodo, aplicados ao solo alterarem o pH dele como a liberação de compostos acidificantes. Chiew *et al.* (2015), estudando um resíduo de digestão anaeróbica de alimentos como fertilizante, verificou que o material apresentava um elevado potencial de acidificação porque liberava mais óxido de nitrogênio, dióxido de enxofre e amônia que os fertilizantes tradicionais.

## 4.2 Experimento II

### 4.2.1 Crescimento e biomassa de plantas

O diâmetro do caule das plantas submetidas às doses de lodo diferiu pelo teste de Tukey ( $p < 0,01$ ); porém, a altura e a área foliar das plantas não responderam aos tratamentos (Tabela 12)

**Tabela 12:** Resumo da ANOVA de variáveis referentes ao crescimento de plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.

	GL	QM			F		
		Altura	Diâmetro	AF	Altura	Diâmetro	AF
Trat	4	173,7	1,08	57,2	0,13	0,0008**	0,38
Resíduo	15	81,5	0,12	50,5			
Total	19						
CV		14,08	7,08	9,27			

\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

Área Foliar (AF)

A massa seca da raiz (MSR) e a massa seca total (MST) diferiram pelo teste de Tukey ( $p < 0,01$ ) ( $p < 0,05$ ) (Tabela 13).

**Tabela 13:** Resumo da ANOVA de variáveis referentes a biomassa de plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada

	GL	QM			F		
		MSPA	MSR	MST	MSPA	MSR	MST
Trat	4	0,137	0,082	0,392	0,06	0,006**	0,016*

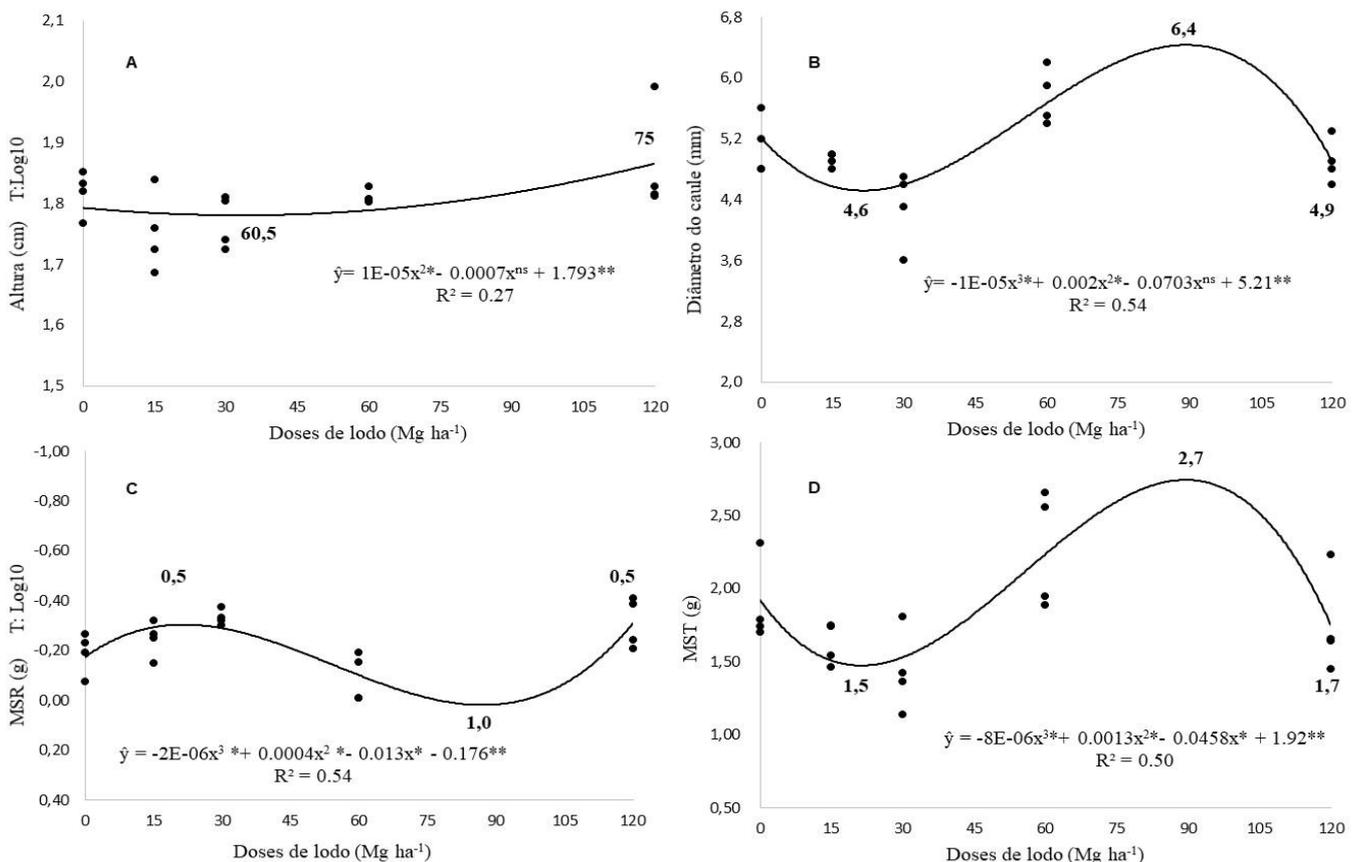
Resíduo	15	0,048	0,015	0,091
Total	19			
CV		18,58	20,15	16,85

\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

Massa seca da parte aérea (MSPA), Massa seca da raiz (MSR) e Massa seca total (MST).

A dose de 90 Mg ha<sup>-1</sup> (R<sup>2</sup> = 0,54) foi a que proporcionou maior diâmetro do caule (6,4 mm), enquanto a dose 240 Mg ha<sup>-1</sup> (equivalente a 240 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) reduziu o diâmetro (Figura 11B). Mesmo assim, esse aumento do diâmetro do colmo traz indícios da influência da disponibilidade de nitrogênio, fósforo ou zinco no solo (BUKVIC *et al.*, 2003; OLIVEIRA *et al.*; FERNANDES *et al.* (2018).

**Figura 11:** Altura (A), diâmetro do caule (B), massa seca da raiz (C) e massa seca total (D) de plantas de milho em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.



ns: não significativo; \*: 0,05 e \*\*:0,01 de significância pelo teste de T-student

A distribuição dos dados das variáveis altura e massa seca da raiz (MSR) não atendeu à normalidade pelo teste Box-Cox, então foi aplicado o logaritmo na base 10 como método de transformação e os dados passaram a apresentar a distribuição necessária para os pressupostos estatísticos.

Após o ajuste da reta de regressão, se constata que 27% da variação em altura das plantas podem ser explicados pelas doses de lodo (Figura 11A). A maior altura (74,8 cm) ocorreu na dose de 120 Mg ha<sup>-1</sup> aos 30 dias após semeadura. Embora tenha ocorrido essa diferenciação, o valor não se destacou da medida de altura observada no tratamento controle (dose zero), cujas plantas apresentaram, em média, 62,6 cm (Figura 10A e Figura 12).

**Figura 12:** Plantas de milho do Experimento II ao final do experimento. Casa de Vegetação, Departamento de ciência do solo – UFC, Ceará.



Fonte: Autor

Com a dose de lodo de 90 Mg ha<sup>-1</sup> ( $R^2 = 0,54$ ) foi possível proporcionar maior incremento na produção de raiz (1 g), como pode-se perceber com a variável MSR (Figura 11C), e respectivamente maior produção de MST (2,7 g) ( $R^2 = 0,50$ ) (Figura 11D). As curvas de MSR e MST foram semelhantes àquela obtida para o diâmetro das plantas, com redução nos valores dos atributos com a primeira dose de lodo e posterior aumento a partir da dose de 60 Mg ha<sup>-1</sup> (equivalente a 120 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>).

No experimento II, tanto a MSR quanto a MST foram menores que aquelas observada para o experimento I devido às maiores limitações causadas pelo pH do solo ao desenvolvimento das plantas. Desse modo, a influência das doses de lodo na MSR no experimento II é importante, pois o desenvolvimento de um sistema de raízes mais extenso facilita melhor exploração do volume de solo, que também confere às plantas, segundo Taiz *et al.* (2017), melhor aptidão para obter água e nutrientes minerais no solo.

#### 4.2.2 Teor e acúmulo de nutrientes nas plantas

Apenas o teor foliar de nitrogênio apresentou diferença significativa pelo teste de Tukey ( $p < 0,01$ ) (Tabela 14). Uma das possíveis explicações para a ausência de significância para os demais macronutrientes é o pH do solo inferior a 5,5 (Tabela 1). Com esse valor de pH os macronutrientes encontram-se indisponíveis para as plantas, de acordo com Malavolta *et al.* (1997), enquanto que os micronutrientes se encontram mais disponíveis. Contudo, o teor de micronutrientes no tecido vegetal não respondeu às doses de lodo pelo fato destas não terem influenciado os teores no solo.

**Tabela 14:** Resumo da ANOVA de variáveis referentes ao teor de nutrientes nas plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.

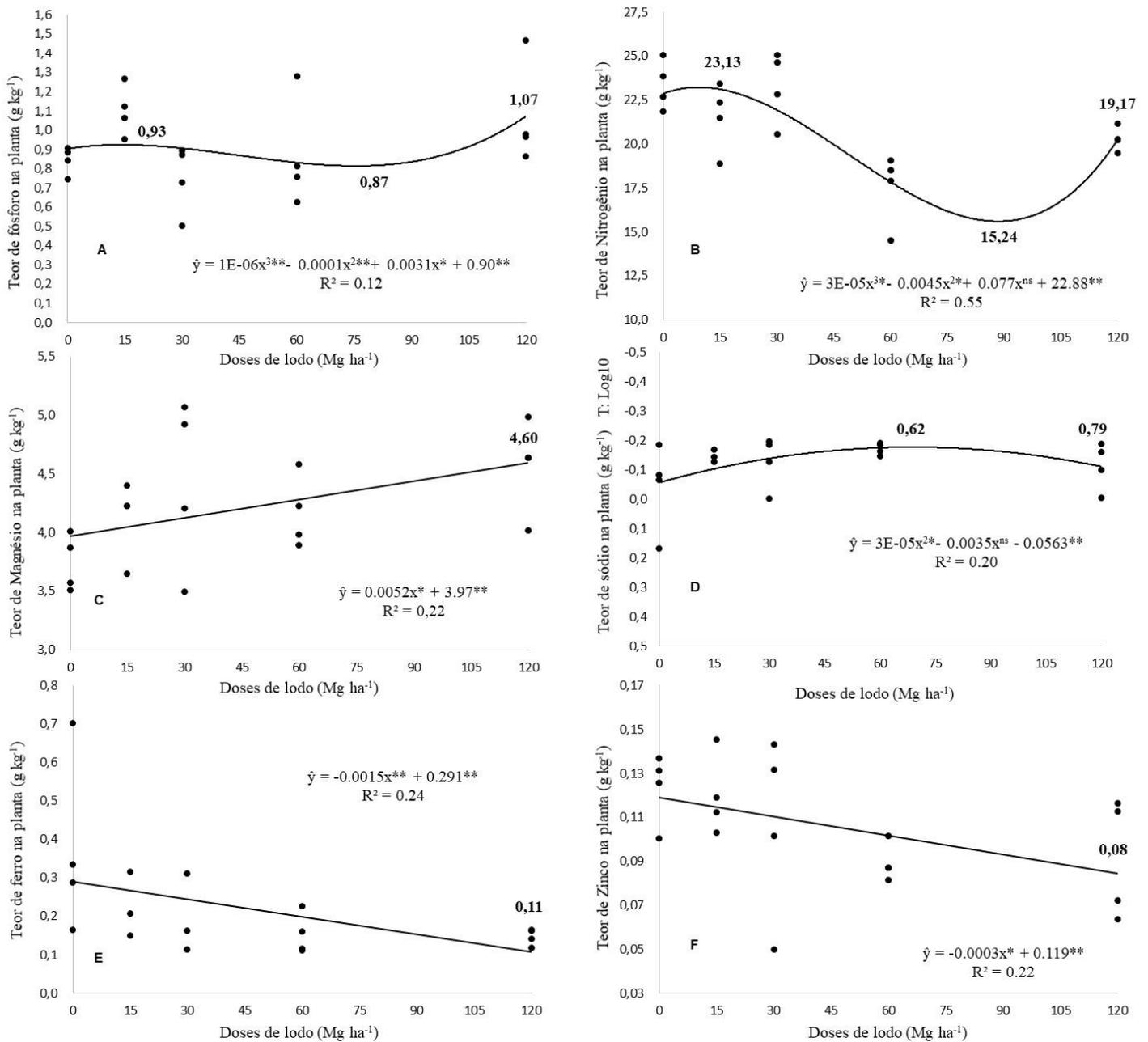
Trat	GL	QM					F				
		N	P	K	Ca	Mg	N	P	K	Ca	Mg
Trat	4	23,795	9,29	731,4	32,95	40,45	0,001**	0,12	0,17	0,16	0,13
Resíduo	15	2,978	4,21	391,1	17,33	18,93					
Total	19										
CV		8,14	22,12	12,54	21,27	10,35					
Trat	GL	Fe	Cu	Zn	Mn	Na	Fe	Cu	Zn	Mn	Na
		0,95	0,04	0,09	0,057	1,19	0,097	0,26	0,23	0,46	0,23
Trat	4	0,40	0,03	0,06	0,060	0,75					
Resíduo	15										
Total	19										
CV		32,37	112,4	23,63	21,41	11,95					

\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

Mesmo que somente o teor de nitrogênio nas plantas tenha diferido em resposta aos tratamentos, ainda houve mudanças, em resposta à aplicação do lodo. Essas alterações foram observadas após o ajuste da reta de regressão na qual se constatou que há variação do teor de P no material vegetal em resposta às doses de lodo (Figura 13A). A resposta foi quadrática na qual é possível verificar que a tendência de aumento no teor de P ocorre a partir da dose 120 Mg ha<sup>-1</sup> (equivalente a 240 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) com 1,07 g kg<sup>-1</sup>. Apesar disso o teor do elemento na planta ficou abaixo do desejável para as culturas, que é, segundo Martinez *et al.* (1999) de 2,5 a 3,5 g kg<sup>-1</sup>.

A explicação que poderia ser levada em consideração para entender porque o fósforo não foi liberado do lodo aplicado nesse experimento é a relação do P com alumínio que estava na solução do solo e aumentou após a aplicação da dose de 120 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo (Figura 14G).

**Figura 13:** Teores de fósforo (A), nitrogênio (B), magnésio (C), sódio (D), ferro (E) e zinco (F) na planta em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.



ns: não significativo; \*: 0,05 e \*\*:0,01 de significância pelo teste de T-student

Similar ao observado no experimento I, a dose de 120 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo fomentou maiores teores de Magnésio (Figura 13C) na planta, que passou a apresentar 4,60 g kg<sup>-1</sup> do nutriente. Esse teor de Mg observado no presente estudo é considerado adequado para o milho, segundo Malavolta *et al.* (1997), por estar na faixa de 2,5 e 4,0 g kg<sup>-1</sup>.

O teor de nitrogênio na planta (Figura 13B) apresentou comportamento distinto ao observado no solo do experimento I cujo valor de pH era maior, havendo redução no teor com

a aplicação do lodo na dose de 90 Mg ha<sup>-1</sup> (17,8 g kg<sup>-1</sup>) (R<sup>2</sup> = 0,55) e aumento associado somente à dose mais elevada do material (19,2 g kg<sup>-1</sup>). Esse resultado pode ser explicado pelas oscilações que ocorreram na massa seca total, as quais envolveram redução inicial e aumento associado à maior dose de lodo aplicada.

O teor de sódio na planta reduziu progressivamente até a aplicação da dose de 67 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo (0,62 g kg<sup>-1</sup>) (R<sup>2</sup> = 0,20) e aumentou quando aplicada a dose maior que essa (0,79 g kg<sup>-1</sup>). Isso indica que a aplicação de doses maiores de lodo pode causar problemas para as culturas, já que o Na é um nutriente não necessário para a maioria das plantas (FERNANDES, 2018).

Esse resultado de teor de sódio na planta é mais uma ressalva quanto a aplicação do lodo pois ele indica que é possível que a doses proporcionem aumento do teor de sódio não só no solo, mas também na planta

Ambos os teores de Ferro (Figura 13E) e Zinco (13F) apresentaram redução como resposta à aplicação de lodo (respectivamente 0,11 e 0,08 g kg<sup>-1</sup>) sendo os menores valores na dose de 120 Mg ha<sup>-1</sup>. Essa redução ocorreu em detrimento ao pequeno aumento do pH que ocorreu no solo quando aplicada a dose de lodo de 120 Mg ha<sup>-1</sup>. O aumento do pH reduz o teor de micronutrientes disponíveis no solo, incluindo o Fe e o Zn (MALAVOLTA *et al.*, 1997).

Tratando-se do acúmulo de nutrientes nas plantas, houve significância para os valores de nitrogênio na parte aérea do milho (p < 0,05) pelo teste Tukey (Tabela 15), sendo que os demais elementos químicos não diferiram pelo mesmo teste.

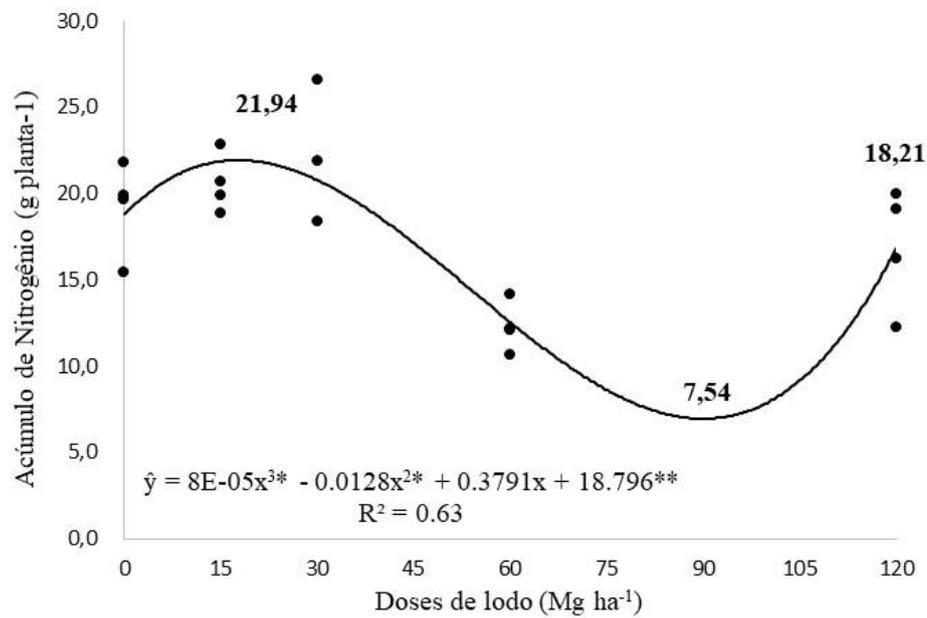
**Tabela 15:** Resumo da ANOVA das variáveis referentes ao acúmulo de nutrientes em parte aérea das plantas de milho em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.

	GL	QM				F			
		N	P	K	Ca	N	P	K	Ca
Trat	4	75,03	0,092	20,32	0,51	0,01*	0,28	0,81	0,09
Resíduo	15	16,08	0,06	45,83	0,20				
Total	19								
CV%		21,25	24,9	53,04	35,70				
		Mg	Fe	Zn	Mn	Mg	Fe	Mn	Zn
Trat	4	2,10	0,07	0,002	0,002	0,14	0,50	0,09	0,24
Resíduo	15	1,04	0,08	0,001	0,001				
Total	19								
CV		27,22	102,8	17,67	34,09				

\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

O acúmulo de nitrogênio na parte aérea das plantas de milho (Figura 14) está associado à significância encontrada para os teores do nutriente no material vegetal (Figura 13 B) e para a matéria seca total produzida (Figura 11D), sendo o gráfico do acúmulo semelhante. Já que nesse caso a dose de lodo correspondente a  $89 \text{ Mg ha}^{-1}$  promoveu menor acúmulo (7,5) de N na parte aérea das plantas de milho.

**Figura 14:** Acúmulo de nitrogênio na parte aérea das plantas de milho em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.



ns: não significativo; \*: 0,05 e \*\*:0,01 de significância pelo teste de T-student

### 4.2.3 Atributos químicos do solo

Em função das doses de lodo aplicadas os teores de fósforo, potássio, cálcio e magnésio no solo diferiram pelo teste de Tukey ( $p < 0,01$ ). Já o teor de nitrogênio no solo apresentou significância somente a 6% de probabilidade ( $p < 0,06$ ), de modo que pôde ser considerado como fator influenciado pela aplicação dos tratamentos (Tabela 16).

**Tabela 16:** Resumo da ANOVA de variáveis referentes ao teor de macronutrientes no solo em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada

	GL	QM					F				
		N	P	K	Ca	Mg	N	P	K	Ca	Mg
Trat	4	0,343	0,52	0,0038	0,0038	0,0036	0,0520	0,002**	0,001**	0,001**	0,001**
Resíduo	15	0,112	0,04	0,0002	0,0002	0,0001					
Total	19										
CV		8,73	21,14	8,51	4,98	14,39					

\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

Com relação aos teores de micronutrientes e sódio no solo em função da aplicação do lodo (Tabela 17), se constata que o zinco e o sódio apresentaram diferença estatística ( $p < 0,01$ ), enquanto que ferro, cobre e o manganês não apresentaram. O teor de alumínio apresentou significância ( $p < 0,05$ ), com a disponibilidade do elemento sendo influenciada pelas doses de lodo aplicadas.

**Tabela 17:** Resumo da ANOVA de variáveis referentes ao teor de micronutrientes e sódio no solo em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.

	GL	QM						F					
		Fe	Cu	Zn	Mn	Na	Al	Fe	Cu	Zn	Mn	Al	Na
Trat	4	54,26	0,023	11,21	0,37	0,01	0,02	0,39	0,18	0,002**	0,61	0,04*	0,001**
Resid	15	50,11	0,013	0,97	0,55	0,001	0,01						
Total	19												
CV		9,2	42,33	35,53	18,42	17,38	13,05						

\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

Na análise estatística quanto a normalidade, foi possível perceber que a determinação de teor de fósforo, potássio e zinco não atenderam aos critérios, sendo então aplicada a transformação, respectivamente, de logaritmo na base 10 para os dois primeiros e elevação dos

valores a  $-1(x^{-1})$  para o terceiro atributo; a partir disso foi possível trabalhar dentro da distribuição normal dos dados mencionados

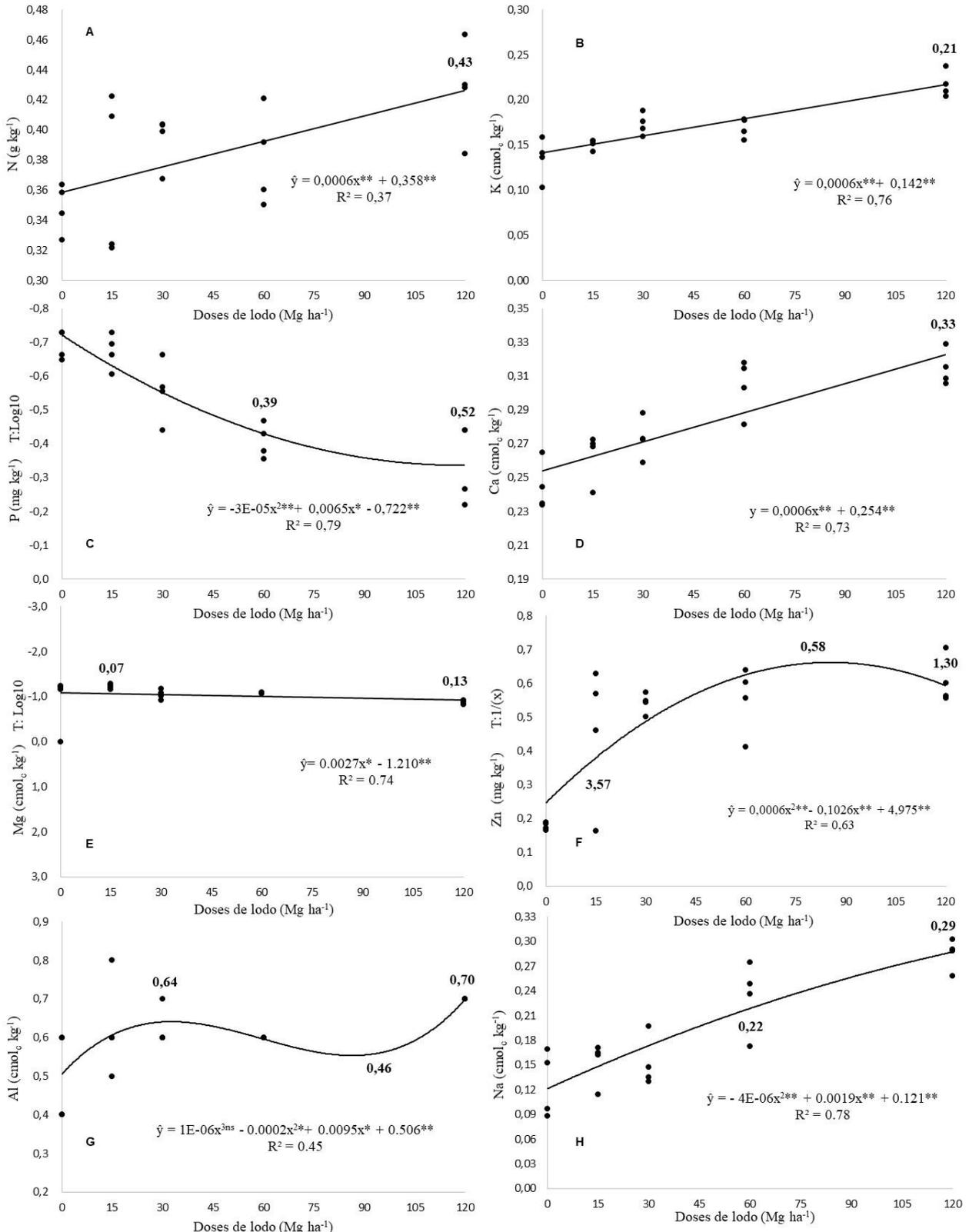
Verificando o teor de nitrogênio no solo (Figura 15A) foi possível notar que o lodo promoveu maior aporte do nutriente ao solo ( $0,43 \text{ g kg}^{-1}$ ), mesmo que em pequenas quantidades, na dose  $120 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $240 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$ ). Essa mesma dose foi a que proporcionou maior teor de potássio (Figura 15B) e fósforo (Figura 15C) no solo, que passou a apresentar  $0,214 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  de K e  $0,52 \text{ mg kg}^{-1}$  de P. Além de ter sido também a melhor dose para fornecer cálcio (Figura 15D) e magnésio (Figura 15E) com teores respectivos de  $0,33 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  e  $0,13 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ .

O teor de fósforo no solo ficou inferior a  $8,0 \text{ mg kg}^{-1}$ , sendo considerado baixo para o desenvolvimento das plantas, conforme destacado por Sobral *et al.* (2015). Apesar disso, mesmo em condições ácidas, não propícias para disponibilidade de P, o lodo liberou uma quantidade do elemento para o solo ao comparar com a dose zero (controle experimental) ( $0,20 \text{ mg kg}^{-1}$  de P).

A pouca liberação de P para o solo se deve a possibilidade de o fósforo presente no lodo ter sido adsorvido por microagregados de alumínio que o lodo pode ter formado quando aplicada a argila modificada na água. Massey *et al.*, (2018) explicam que o alumínio pode formar microagregados no lodo, esses causam a sorção do P e prontamente o tornam inviável para ser disponibilizado para o solo. Os mesmos autores relatam que a dessorção nessa ligação Al- P pode ocorrer ao longo do tempo, porém com dificuldade, já que a ligação entre alumínio e fósforo é forte. Outro fenômeno relatado pelos autores é que se houver presença de cálcio na água residual e o P se ligar a ele, a ligação será fraca e a liberação para o solo será bem mais rápida do que seria com alumínio. Ainda assim, o P apresenta preferência por fazer ligação com o alumínio.

A capacidade do alumínio de formar interação com o fósforo e deixá-lo indisponível (MASSEY *et al.*, 2018) e também a sua aptidão de causar toxicidade nas plantas cultiváveis (FERNANDES *et al.*, 2018) está diretamente dependente do pH do solo, sendo que se o pH for maior que 6 não deverá ocorrer problemas relacionados ao elemento (MAHDY *et al.*, 2009). Logo, com isso, devido a baixa liberação do P no solo pelo lodo, é possível relacionar a baixa liberação de fósforo ao baixo pH do solo que foi conduzido o experimento II. Santos *et al.* (2008) também, relata que o P, não só na presença do alumínio, mas também na do cálcio, como já citado, pode formar ligações com diferentes graus de estabilidade química que o deixa indisponível para as plantas, o que indica que em pH elevado, o lodo poderá não liberar P para o solo devido a saturação de cálcio alta, fato que deverá ser identificado com mais pesquisas.

**Figura 15:** Teores de nitrogênio (A), potássio (B), fósforo (C), cálcio (D), magnésio (E), zinco (F), alumínio (G) e sódio (H) no solo em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.



ns: não significativo; \*: 0,05 e \*\*:0,01 de significância pelo teste de T-student

Os teores de cálcio e de magnésio no solo ficaram inferiores a  $2 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  e  $0,5 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  (Figura 15D e 15E), respectivamente, ou seja, abaixo dos valores considerados adequados por Tedesco (2004). Já o teor de zinco no solo, ao contrário do observado no experimento I, reduziu com as doses de lodo, apresentando menor valor ( $0,58 \text{ mg kg}^{-1}$ ) na dose de  $86 \text{ Mg ha}^{-1}$  e teve um leve aumento ( $1,30 \text{ mg kg}^{-1}$ ) quando aplicada a dose de  $120 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Figura 15F). Essa resposta em função da maior dose proporcionou ao solo um nível ótimo para o milho, segundo Coelho (2006), que é entre 1 a  $3 \text{ mg kg}^{-1}$ . O fato de o lodo ter proporcionado teores satisfatórios de Zn no solo é fundamental para a cultura do milho, pois o Zn é o micronutriente mais limitante à produção da cultura (COELHO, 2006).

Uma explicação que pode ser levada em conta para que o teor de Zn tenha diminuído em função das doses é que nesse experimento foi verificado que o pH aumentou de 4,25 (dose controle) para 4,31 (dose de  $120 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). O aumento do pH, mesmo que em pequenas casas decimais, por ser determinado em logaritmo, altera as condições do solo. No experimento I e no estudo de Ribeiro et al. (2007), o pH do solo em que se aplicou o material residual era superior a 6, como resposta às doses, o solo apresentou redução desse parâmetro. No presente experimento, no pH de 4,2, a aplicação de material residual elevou o pH, mesmo que em valores não significativos.

Tratando-se do alumínio (Figura 15G), todas as doses de lodo aumentaram o teor do elemento no solo, que apresentou maior valor ( $0,70 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ) na dose de  $120 \text{ Mg ha}^{-1}$  (equivalente a  $240 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$ ). Esse aumento do  $\text{Al}^{3+}$  no solo ocorreu porque o lodo e seu material precursor possuem o metal em sua constituição e também em resposta ao pH do solo que era inferior a 5,5 (Tabelas 2 e 3).

Ao contrário do que ocorreu no experimento I, que foi conduzido em solo com pH 6,3, no experimento II, que foi conduzido em solo com pH 4,2, o teor de alumínio na solução do solo aumentou progressivamente com as doses de lodo chegando a  $0,70 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ . Esse acréscimo no teor de Al está relacionado à aplicação do lodo em um solo cujo pH é inferior a 5,0, o que favorece a ocorrência de espécies iônicas solúveis de alumínio, conforme explicado em Fernandes *et al.* (2018). Mesmo assim, a liberação de espécies de alumínio, em decorrência da aplicação das doses do lodo, não interferiu na disponibilidade de P no solo (Figura 15C).

Similar ao observado no experimento I, as doses do lodo foram expressivas nos teores de sódio no solo. Esses teores aumentaram de  $0,12 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  para  $0,29 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  da dose 0 para a dose de  $120 \text{ Mg ha}^{-1}$  de lodo. Conforme já comentado para os dados do experimento I, esse aumento nos teores de Na no solo são preocupantes e trazem necessidade de

monitoramento constante dos atributos indicativos de salinidade e sodicidade mediante aplicação do lodo ao solo.

#### 4.2.4 Complexo sortivo e outros atributos do solo

As variáveis H+Al, S, CTCefet, CTCtotal e PST foram significativas pelo teste de Tukey ( $p < 0,01$ ), assim como a V% ( $p < 0,05$ ). O teor de CO e pH não tiveram significância pelo teste citado (Tabela 18).

**Tabela 18:** Resumo da ANOVA de variáveis referentes a determinações no solo em função da aplicação de doses de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada.

	GL	QM					F				
		H+al	CO	CE	pH	S	H+Al	CO	CE	pH	S
Trat	4	1,742	0,054	0,228	0,023	0,0905	0,0021**	0,34	0,001**	0,23	0,001**
Resíduo	15	0,247	0,044	0,0057	0,014	0,0009					
Total	19										
CV%		11,26	35,89	13,91	2,84	4,31					

	GL	CTCefet	CTCtotal	V%	m	PST	CTCefet	CTCtotal	V%	PST	m
		Trat	4	0,181	2,413	11,043	35,78	3,192	0,001*	0,004**	0,02*
Resíduo	15	0,008	0,246	2,58	12,542	0,673					
Total	19										
CV%		6,74	9,64	11,33	7,74	22,39					

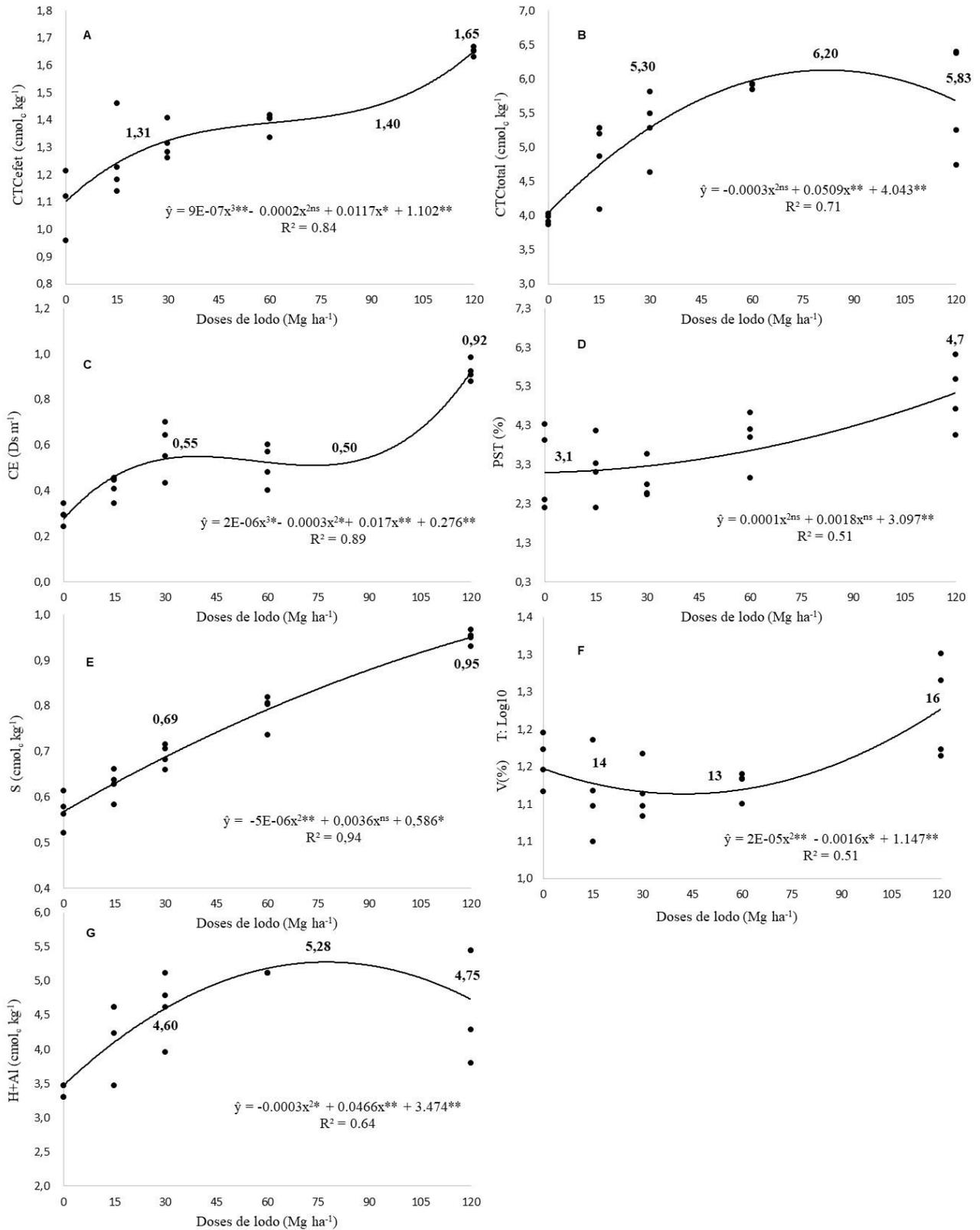
\*\* e \* significativo a 1% e a 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste de Tukey.

Carbono orgânico (CO), Condutividade elétrica (CE), Potencial Hidrogenionico (pH), Soma de bases (S), Capacidade de troca de cátions efetiva (CTCefet), Capacidade de troca de cátions total (CTCtotal), Percentagem de saturação (V%) e Percentagem de saturação por alumínio (m).

Para atender a normalidade, foi necessário transformar a percentagem de saturação por bases (V%), transformando os dados aplicando o logaritmo na base 10.

A dose de lodo 120 Mg ha<sup>-1</sup> (equivalente a 240 g ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) foi a que mais alterou os parâmetros determinados no solo do Experimento II (Figura 16), elevando a CTCefet a 1,65 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> (Figura 16A), a CE para 0,92 Ds m<sup>-1</sup>, a PST para 4,7%, a S para 0,95 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, e o V% para 16%. Já as variáveis CTCtotal (Figura 16B) e H+Al (Figura 16G) apresentaram maiores valores quando aplicada a dose de 85 Mg ha<sup>-1</sup> (R<sup>2</sup> = 0,71) e 78 Mg ha<sup>-1</sup> (R<sup>2</sup> = 0,64) que as fez apresentar respectivamente valores de 6,20 e 5,28 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>.

**Figura 16:** Capacidade de troca de cátions efetiva – CTCefet (A), capacidade de troca de cátions total - CTCtotal (B), condutividade elétrica - CE (C), percentagem de saturação por sódio - PST (D), soma de bases trocáveis - S (E), percentagem de saturação por bases – V% (F) e acidez potencial do solo – H<sup>+</sup>Al (G) em função da aplicação de lodo proveniente de tratamento de água eutrofizada.



ns: não significativo; \*: 0,05 e \*\*:0,01 de significância pelo teste de T-student

O solo do Experimento II, independente das doses de lodo aplicadas, não apresentou parâmetros adequados para cultivo em função da CTCefet estar abaixo da faixa recomendada por Sobral (2015), que é entre 5 e 15  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ . A CTCtotal está entre 5 e 15  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ , sendo considerada média pelo mesmo autor; porém, em função de haver um elemento prejudicial na solução do solo, que é o  $\text{Al}^{3+}$ , isso se torna um problema para o desenvolvimento vegetal.

A V% ficou abaixo de 50%, o que caracteriza o solo como distrófico, ou pouco fértil, segundo o manual de conceitos de fertilidade e manejo de adubação para regiões tropicais de Roquim (2010).

O aumento do H+Al do solo até a dose de lodo de 60  $\text{Mg ha}^{-1}$  (equivalente a 120  $\text{g ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$ ) significa que o lodo tem potencial de acidificação do solo, em função do seu caráter ácido (Tabela 3). Até essa dose, e a partir dela, na dose de 120  $\text{Mg ha}^{-1}$  (equivalente a 240  $\text{g ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$ ), há a possibilidade do lodo material aumentar o pH em função de reduzir o fomento à liberação de íons  $\text{H}^+$  no solo.

As respostas reduzidas de crescimento das plantas, se comparado ao Experimento I, e pouco relevantes ao comparar com a dose controle, aconteceram porque o trabalho foi conduzido em solo de pH menor que 5,5, que está distante do ideal para o desenvolvimento do milho, que é, de acordo com Fernandes *et al.* (2018), entre 5,5 e 6,5. Assim, a correção do pH do solo é importante para que o lodo de tratamento de água eutrofizada contribua com o desenvolvimento das plantas de milho.

Como resultado do aumento dos teores de Na no solo também houve aumento do PST de 3,10 para 4,75%. Mesmo que os valores estejam dentro da faixa adequada de saturação de sódio, que é abaixo de 6% (SANTOS *et al.*, 2018), é importante salientear quanto a aplicação continua de lodo no solo que pode culminar em acúmulo de sais.

Assim como no experimento I, no II também ficou evidente o potencial do lodo de causar sodicidade ao solo. Estudos futuros quanto à acumulação de sódio em decorrência de aplicações consecutivas de lodo podem ser realizados para melhor entendimento da liberação do Na pelo material.

## **5. CONCLUSÕES**

### **Experimento I**

A aplicação de lodo proveniente do tratamento de água eutrofizada na dose de 60 Mg ha<sup>-1</sup>, correspondente a 120 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, em solo de pH acima de 5,5, aumenta o teor do fósforo no solo, mas não supre a necessidade nutricional do milho mesmo que favoreça o seu desenvolvimento inicial.

### **Experimento II**

O lodo libera fósforo, mesmo que em quantidade limitada, no solo. Ainda assim, não há dose recomendada nesse experimento, já que as plantas não conseguem aproveitar o fósforo disponibilizado, o que infere que o solo de pH inferior a 5,5 deve receber alguma prática de manejo que proporcione o aumento do pH, como a calagem.

## REFERÊNCIAS

- ABDALA, D. B. *et al.* Long-term manure application effects on phosphorus speciation, kinetics and distribution in highly weathered agricultural soils. **Chemosphere**, [s.l.], v. 119, p. 504–514, 2015.
- AGUIAR, M. DE J. N. *et al.* Dados climatológicos: Estação de Fortaleza, 2003. **Embrapa Agroindústria Tropical**, Fortaleza, v. 1, p. 19, 2004.
- AMANULLAH, J.; *et al.* Phosphorus and Zinc Interaction Influence Leaf Area Index in Fine vs. Coarse Rice (*Oryza sativa* L) Genotypes in Northwest Pakistan. **Journal of Plant Stress Physiology**, [s.l.], v. 2, 2016.
- AQUINO, A.B. *et al.* **Recomendações de adubação e calagem para o Estado do Ceará**. Fortaleza: UFC, 1993. 248 p.
- BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Treatment Works Sludge Management: An International Review of Beneficial Reuses. **Water Resources**, [s.l.], v. 37, n. 2, p. 129–164, 2007.
- BARBOSA, J. E. DE L. *et al.* Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologia Brasiliensia**, [s.l.], v. 24, n. 1, p. 103–118, 2012.
- BARRETO, L. V. *et al.* Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia biosfera**, [s.l.], v. 9, n. 16, p. 2165–2179, 2013.
- BECKER, H. **Manual de controle analítico de águas**. [s.l.], [s.n.], v.4. 2010.
- BOUVY, M. *et al.* Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**, [s.l.], v. 20, p. 285–297, 1999.
- BRADY, N, C.; WEIL, R, R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. Ed. São Paulo: Editora Bookman, p. 685. 2013.
- BRASIL. Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**, Brasília, p. 220, 2014.
- CARVALHO, H. W. L. *et al.* Caatingueiro - Uma Variedade de Milho para o Semiárido Nordeste. Comunicado técnico 29, **Embrapa Tabuleiros Costeiros**, Aracaju, p. 5, 2004.
- CARVALHO, H. W. L.; *et al.* Recomendações Técnicas para o Cultivo do Milho nos Tabuleiros Costeiros do Nordeste Brasileiro. **Embrapa tabuleiros costeiros**, Aracaju, p. 36, 1999.
- CARVALHO, M. C. S. Nutrição e Adubação do Algodoeiro com Micronutrientes. **Embrapa algodão**, Campina Grande, v. 110, p. 17, 2007.
- CHIEW, Y. L. *et al.* Environmental impact of recycling digested food waste as a fertilizer in agriculture - A case study. **Resources, Conservation and Recycling**, [s.l.], v. 95, n. 2015, p. 1–14, 2015.

- CLARK, T.; STEPHENSON, T.; PEARCE, P. A. Phosphorus removal by chemical precipitation in a biological aerated filter. **Water Research**, [s.l.], v. 31, n. 10, p. 2557–2563, 1997.
- COELHO, A. M. *et al.* Cultivo do milho: nutrição e adubação. **Embrapa Milho e Sorgo**, comunicado técnico 44, Sete Lagoas, p. 13, 2002.
- COELHO, AM. Nutrição e adubação do milho. **Embrapa Milho e Sorgo**, circular técnica 78, Sete Lagoas, p. 10, 2006.
- ELSER, J. J. Phosphorus: A limiting nutrient for humanity? **Current Opinion in Biotechnology**, [s.l.], v. 23, n. 6, p. 833–838, 2012.
- EREN, E. Adsorption performance and mechanism in binding of azo dye by raw bentonite. **Clean - Soil, Air, Water**, [s.l.], v. 38, n. 8, p. 758–763, 2010.
- FAGERIA, N. K; BALIGAR, V. C. Yield and yield components of lowland rice as influenced by timing of nitrogen fertilization. **Journal of Plant Nutrition**, [s.l.], v. 22, p. 23-32, 1999.
- FANG, H. *et al.* Phosphorus adsorption onto clay minerals and iron oxide with consideration of heterogeneous particle morphology. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 605–606, p. 357–367, 2017.
- FERNANDES, G. **Avaliação de processos para remoção química de fósforo de efluente de suinocultura**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2008.
- FERNANDES, M. S; SOUZA, S. R; SANTOS, L. A. Nutrição Mineral de Plantas. 2. Ed. Viçosa, MG: **SBCS**, 2018, 670 p.
- FERNANDES, M. V. S. **Influência do lantânio sobre a porosidade e acidez de uma vermiculita mesoporosa e sua importância na adsorção de dióxido de carbono**. 2010. 126 f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.
- FERNANDES, M.S, *et al.* Nutrição Mineral de Plantas. 2ª Ed. Viçosa: **SBCS**, 2018.
- FERREIRA, J. C.; PATINO, C. M. O que realmente significa o valor-p? **J Bras Pneumol**, [s.l.], v. 41, n. 5, p. 485–485, 2015.
- FERREIRA, M. M. M. Sintomas de deficiência de macro e micronutrientes de plantas de milho híbrido BRS 1010. **Revista Agroambiente**, [s.l.], v. 6, p. 74–83, 2012.
- FERREIRA, R. DE P.; MOREIRA, A.; RASSINI, J. B. Toxidez de alumínio em culturas anuais. São Carlos, **Embrapa**, p. 34, 2006.
- FRYDENVANG, J. *et al.* Sensitive Detection of Phosphorus Deficiency in Plants Using Chlorophyll *a* Fluorescence. **Plant Physiology**, [s.l.], v. 169, n. 1, p. 353–361, 2015.

GEE, G. W.; OR, D. Particle size analysis. In: DANE, J. H.; TOPP, G. C. (Ed). Methods of soil analysis; Part 4 Physical method. Madison: Soil Science Society of America, 2002. Cap. 16, p. 255-294. (SSSA Book Series, 5).

GONÇALVES, J. L. M. *et al.* Cinética de adsorção de fósforo em solos de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.9, n.2, p.107-111, 1985.

GROHS, D. S.; POLETTO, N.; MUNDSTOCK, C. M. Teores de nitrogênio mineral do solo para predição do potencial produtivo de cevada. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 6, p. 1745–1754, 2009.

GUALBERTO, F. F. Otimização de processos de precipitação química na remoção de fósforo de esgotos sanitários mediante a utilização de sais de ferro como coagulante. **Dissertação de Mestrado**, Escola Politécnica da USP, São Paulo, SP, 2009.

GUIMARÃES, D. P.; *et al.* Estimativa da Área Foliar de Cultivares de Milho. **XXIV Congresso Nacional de Milho e Sorgo**, Florianópolis, n. 1997, p. 5, 2002.

HILTON, J.; IRONS, P. Determining the Causes of “Apparent Eutrophication” Effects. **R&D Technical Report P203**, [s.l.], n. 21, p. 32, 1998.

HUANG, R. *et al.* Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies of adsorption of Cd(II) from aqueous solution onto HACC-bentonite. **Desalination**, [s.l.], v. 280, n. 1–3, p. 297–304, 2011.

HYDROCIENCE. Informações Técnicas: Phoslock. Porto Alegre, RS, 2014. Disponível em: <http://phoslock.com.br/informacoes-tecnicas>. Acesso em: 15 de set. de 2018.

IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, Rio de Janeiro, p. 219, 2008.

KHAN, F. A.; ANSARI, A. A. Eutrophication: An Ecological Vision. **The Botanical Review**, [s.l.], v. 71, n. 4, p. 449–482, 2005.

KÖPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. Mexico: Fondo de Cultura Economica, 478p. 1948.

LAMPARELLI, M. **Graus de trofia em corpos d’água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LIU, W. Water eutrophication in China and the combating strategies. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, [s.l.], v. 82, n. May, p. 1115–1121, 2007.

MAHDY, A. M. *et al.* Effects of Co-Application of Biosolids and Water Treatment Residuals on Corn Growth and Bioavailable Phosphorus and Aluminum in Alkaline Soils in Egypt. **Journal of Environment Quality**, [s.l.], v. 38, n. 4, p. 1501, 2009.

MAIA, A. A. D; CARVALHO, S. L. DE; CARVALHO, F. T. DE. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo,

Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, p. 613–622, 2015.

MAINSTONE, C. P; PARR, W. Phosphorus in rivers - Ecology and management. **Science of the Total Environment**, [s.l.], p. 25–47, 2002.

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

MALUF, H. J. G. M.; *et al.* Decomposição de resíduos de culturas e mineralização de nutrientes em solo com diferentes texturas. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 6, p. 1681–1689, 2015.

MARTINEZ, H.E.P, *et al.* Diagnose foliar. In: Ribeiro AC, Guimarães PTG & Alvarez V, V, H. **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª Aproximação**. Viçosa, Comissão de Fertilidade do solo do Estado de Minas Gerais. p.143-168. 1999.

MASSEY, M. S.; ZOHAR, I.; IPPOLITO, J. A.; LITAOR, M. I. Phosphorus sorption to aluminum-based water treatment residuals reacted with dairy wastewater: 2. X-Ray Absorption Spectroscopy. **Journal of Environment Quality**, [s.l.], v. 47, n. 3, p. 546, 2018.

MENDES, I. D. C. *et al.* Microrganismos e disponibilidade de fósforo (P) nos Solos: uma análise crítica. **EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária**, Planaltina, p. 26, 2003.

MENDONÇA, E.S.; MATOS, E, S. **Matéria orgânica do solo: métodos de analises**. 2. ed. Viçosa- MG: UFV \_ Gefert, v.1, 221p. 2017.

NASCIMENTO, C. D. *et al.* Application of poultry processing industry waste: A strategy for vegetation growth in degraded soil. **Waste Management (Elmsford)**, [s.l.], v. 36, p. 316-322, 2015.

NASCIMENTO, R, F. *et al.* Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais. **Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará (UFC)**. Fortaleza, p. 256, 2014.

NGULUBE, T. *et al.* An update on synthetic dyes adsorption onto clay based minerals: A state-of-art review. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 191, p. 35–57, 2017.

NOVAIS, R. F; *et al.* **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007.

OLIVEIRA, F.A. *et al.* Crescimento do milho adubado com nitrogênio e fósforo em um Latossolo Amarelo. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 4, p. 238-244. 2009.

OLIVEIRA, L. D. S. *et al.* Characterization of Organic Wastes and Effects of Their Application on the Soil. **Journal of Agricultural Science**, [s.l.], v. 10, n. 6, p. 291–298, 2018.

ÖZACAR, M; SENGIL, I. A. Enhancing phosphate removal from wastewater by using polyelectrolytes and clay injection. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 100, n. 1–3, p. 131–146, 2003.

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.

RIBEIRO, F. R. *et al.* Potential use of a chemical leaching reject from a kaolin industry as agricultural fertilizer. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 939–946, 2007.

ROBERTSON, E. *et al.* Phosphorus Sources for Field Crops. **Agronomy Fact Sheet Series**, [s.l.], n. 73, 2012.

RODRIGUES, L. A.; SILVA, M. L. C. P. Adsorção de íons fosfato em óxido de nióbio hidratado. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 5, p. 1206–1211, 2009.

RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Embrapa Monitoramento por Satélite**, Campinas, v. 1, p. 30, 2010.

SANTOS, D. R. *et al.* 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, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018.

SHEN, J. *et al.* Phosphorus Dynamics: From Soil to Plant. **Plant Physiology**, [s.l.], v. 156, n. 3, p. 997–1005, 2011.

SILVA, A. M. *et al.* Estudo da utilização de um novo adsorvente de fosfato como suporte ao tratamento de águas eutrofizadas. **In: CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA**, 54, 2014. Natal, RN. Disponível em: <http://www.abq.org.br/cbq/2014/trabalhos/2/4976-102.html>. Acesso em: 15 de set. de 2018.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2.ed. Brasília – DF: Embrapa Informação tecnológica, 2009. 627 p.

SILVA, L. *et al.* Fotossíntese, relações hídricas e crescimento de cafeeiros jovens em relação à disponibilidade de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s.l.], v. 45, n. 9, p. 965–972, 2010.

SILVEIRA, M. M. L. DA. *et al.* Distribuição de fósforo em diferentes ordens de solo do Semiárido da Paraíba e de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 281–291, 2006.

SKENE, T. M; J. M. OADES; G. KILMORE. Water treatment sludge: A potential plant growth medium. **Soil Use Manage**. [s.l.], 11:29–33. 1995.

SOBRAL, L. F. *et al.* Guia Prático para Interpretação de Resultados de Análises de Solo. **Embrapa tabuleiros costeiros**, Aracaju, p. 13, 2015.

STRASSER, R. J. *et al.* Analysis of the Chlorophyll a Fluorescence Transient. In: Chlorophyll a Fluorescence: A Signature of Photosynthesis. **Springer**, [s.l.], v. 19, p. 321–362, 2004.

TAIZ, L. *et al.* **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017.

TANADA, S. *et al.* Removal of phosphate by aluminum oxide hydroxide. **Journal of Colloid and Interface Science**, [s.l.], v. 257, n. 1, p. 135–140, 2003.

TEDESCO, M. J. *et al.* Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 10 ed., p. 400, 2004.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* Manual de métodos de análise de solo. **Embrapa**, [s.l.], v. 3, p. 573, 2017.

VENKATESH, M. S.; *et al.* Integrated phosphorus management in maize-chickpea rotation in moderately-alkaline Inceptisol in Kanpur, India: An agronomic and economic evaluation. **Field Crops Research**, [s.l.], v. 233, p. 21–32, 2019.

WANG, H.; *et al.* S. Identification and functional characterization of the Zm COPT copper transporter family in maize. **Plos one**, [s.l.], v. 13, p. 1–16, 2018.

WEN, P. F.; *et al.* Effects of N application rate on N remobilization and accumulation in maize (*Zea mays* L.) and estimating of vegetative N remobilization using hyperspectral measurements. **Computers and Electronics in Agriculture**, [s.l.], v. 152, p. 166–181, 2018.

YAN, L. G. *et al.* Adsorption of phosphate from aqueous solution by hydroxy-aluminum, hydroxy-iron and hydroxy-iron-aluminum pillared bentonites. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 179, n. 1–3, p. 244–250, 2010.

YOUNG, G. Eutrophication. In **Encyclopedia Britannica**. 2011. Disponível em: <https://www.britannica.com/science/eutrophication>. Acesso em: 30 de jan. de 2018.

YOUSSEF, M. M. A; EISSA, M. F. M. Biofertilizers and their role in management of plant parasitic nematodes. A review. **E3 Journal of Biotechnology and Pharmaceutical Research**, [s.l.], v. 5, n. 1, p. 1–6, 2014.