

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

MARIA IDERLANE DE FREITAS

**FERTILIZANTE MICROBIANO EM SOLO SALINO-SÓDICO
CONDICIONADO POR ENXOFRE COM *Acidithiobacillus* EM
INTERAÇÃO COM RESÍDUO ORGÂNICO**

RECIFE

2019

Maria Iderlane de Freitas
Engenheira agrônoma

**Fertilizante microbiano solo salino-sódico condicionado por enxofre com
Acidithiobacillus em interação com resíduo orgânico**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestra em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Newton Pereira Stamford
Co-orientadora: Dra. Emmanuella Vila Nova da Silva

**Recife
2019**

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- 866f Freitas, Maria Iderlane de
Fertilizante microbiano solo salino-sódico condicionado por enxofre com *Acidithiobacillus* em interação com resíduo orgânico: / Maria Iderlane de Freitas. - 2019.
63 f.
Orientador: Newton Pereira Stamford.
Coorientadora: Emmanuella Vila Nova da Silva.
Inclui referências.
- Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Recife, 2019.
1. Bactérias oxidantes. 2. Lodo de esgoto. 3. Matéria orgânica. 4. Salinização. I. Stamford, Newton Pereira, orient. II. Silva, Emmanuella Vila Nova da, coorient. III. Título

CDD 631.4

MARIA IDERLANE DE FREITAS

**Fertilizante microbiano em atributos de solo salino-sódico condicionado por enxofre
com *Acidithiobacillus* em interação com resíduo orgânico**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Aprovada em 05 de setembro de 2019

Prof. Dr. Newton Pereira Stamford
Orientador
Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Edivan Rodrigues de Souza
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dra. Emmanuella Vila Nova da Silva
PNPD – CAPES/FACEPE-UFRPE

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter sido meu guia e me manter firme durante a caminhada.

Agradeço aos meus pais, João Batista e Maria Criuza, pelo amor incondicional e por sempre apoiar as minhas escolhas e compreender a ausência nos momentos em família.

Aos meus irmãos José Wislan e Maria Islane que sempre acreditaram em mim e mesmo distantes estão sempre me auxiliando como podem. Amo-os muito.

Aos meus avós, em especial minhas avós Maria Ilda e Maria Carmo que sempre me coloca em suas orações.

Agradeço ao meu orientador Professor Newton Stamford pelos ensinamentos, orientação e amizade.

A minha Co-orientadora, Doutora Emmanuella Vila Nova da Silva, por seus ensinamentos, apoio e amizade.

Aos amigos e irmãos científicos Wagner, Marllon, Joais e Jamilly que me ajudaram na realização do trabalho e também por todo apoio e amizade nessa jornada.

Agradeço às “meninas de casa”, Jamilly e Pâmela que se tornaram minhas irmãs postizas e grandes amigas, dividindo um lar e as tensões e emoções da vida de pós-graduação.

Às minhas amigas da graduação Gabrielli, Marcy e Ingrid pelo apoio emocional e mesmo distante fisicamente sempre estão ao meu lado me dando forças principalmente nos momentos difíceis. Sou muito grata pela amizade de vocês.

À Tamires, Lázara, Alisson, Wallace, João e Irailde pela amizade carinho e incentivo.

Ao Johny Mendonça pela amizade e acolhimento que foram fundamentais quando cheguei em Recife, meu muito obrigada.

Aos amigos e colegas que conheci por meio da pós-graduação em especial a Cintia, Tiago, Eduardo, Luiz, Gessyka, Jessica, Nara, Débora, Aglair, Juliet, Marina, Frank, Taize. Sou muito grata pelo carinho de vocês.

À Maria do Socorro, funcionária da secretaria, por todo carinho, dedicação e pelos abraços ao longo desse percurso.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pela oportunidade concedida para a realização deste trabalho.

Ao Laboratório de Química do solo, em especial ao técnico Pedro, por todo suporte e orientação na realização das análises do solo.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico - CNPq pela concessão da bolsa.

Ao seu Vivaldo de Pesqueira - PE, que foi muito solícito e ajudou a nossa equipe com a coleta de solo.

E a todos aqueles que de forma direta ou indireta contribuíram para meu aperfeiçoamento pessoal e profissional meus sinceros agradecimentos.

Fertilizante microbiano em atributos de solo salino-sódico condicionado por enxofre com *Acidithiobacillus* em interação com resíduo orgânico

RESUMO

A salinização dos solos tem sido amplamente discutida, especialmente em áreas áridas e semiáridas. Com a recuperação dos solos salinizados pretende-se reduzir a concentração dos sais solúveis, do sódio trocável e o pH do solo. Vários métodos são usados para recuperar os solos com problemas de sais, e entre eles é importante o uso do enxofre por atuar na reação do solo. O enxofre elementar inoculado com a bactéria oxidante *Acidithiobacillus* produz ácido sulfúrico que pode ser usado no condicionamento de solos salino-sódicos por reduzir o pH. Aliado a isto, a fertilização com materiais orgânicos auxilia na disponibilidade de nutrientes e em atributos biológicos do solo. O trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de fertilizante microbiano em solo salino-sódico recuperado pela aplicação de enxofre elementar inoculado com *Acidithiobacillus*, e a interação com resíduo orgânico, em atributos químicos e biológicos do solo. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, dividido em duas etapas, na primeira a correção e segunda, a fertilização. Utilizou-se enxofre inoculado com bactérias do gênero *Acidithiobacillus* para correção da sodicidade, com base na dose recomendada para correção da saturação de sódio. O resíduo orgânico (Lodo de esgoto) foi usado em diferentes proporções (lodo: solo): 1- (0,15: 5,85) e 2- (0,3: 5,7). O delineamento experimental foi em blocos casualizados com cinco tratamentos e quatro repetições (5x4), totalizando 20 vasos, que foram denominados de: C1 – Enxofre inoculado com *A. thiooxidans* e *ferrooxidans*; C2 – Enxofre inoculado com *A. thiooxidans* e *ferrooxidans* + lodo de esgoto 2,5% (solo:lodo) (50 t ha⁻¹); C3 – Enxofre inoculado com *A. thiooxidans* e *ferrooxidans* + lodo de esgoto 5,0% (solo:lodo) (100 t ha⁻¹); C4 – Enxofre sem inoculação de bactérias oxidantes; C5 – Sem adição de corretivos (controle). Seguidos de incubação por 45 dias, seguida da aplicação de lâmina de lixiviação para retirada dos sais. A segunda parte do experimento consistiu na avaliação de diferentes fontes de fertilizantes em 3 dos tratamentos que receberam corretivos anteriormente (C1, C2 e C3), dispostos em blocos casualizados, com um esquema fatorial 3x6, com 3 repetições, consistindo em um total de 54 vasos. O cálculo de fertilização foi realizado com base no fornecimento de P de acordo com a análise do solo e a dose recomendada para culturas tropicais, a dose 1 equivalente ao fornecimento de 120 kg ha⁻¹ e dose 2 a 180 kg ha⁻¹ de P₂O₅. Os tratamentos de fertilização consistiram na utilização de duas doses de fertilizante microbiano (BP1 e BP2) que na sua produção foi inoculado com *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Beijerinckia indica* e *Cunninghamella elegans*; fertilizante microbiano (BF) na dose 1 que na sua produção foi inoculado com *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Beijerinckia indica*; fertilizante solúvel (FS1 e FS2) nas duas doses e um tratamento sem fertilização (C). A adição de enxofre inoculado com bactérias oxidantes, assim como o enxofre inoculado com bactérias oxidantes em interação com o lodo de esgoto mostraram efeito positivo na redução do pH do solo. Os atributos microbianos avaliados também foram influenciados dos fertilizantes microbianos em interação com o lodo de esgoto. O lodo de esgoto contribuiu significativamente na capacidade de troca de cátions no solo. Os fertilizantes microbianos contribuíram na fertilidade e na atividade microbiana nos solos salino-sódicos e mostraram-se uma alternativa viável para a disponibilidade de nutrientes em substituição aos fertilizantes solúveis convencionais.

Palavras-chave: Bactérias oxidantes. Lodo de esgoto. Matéria orgânica. Salinização.

Effectiveness of biological fertilizers on attributes of saline-sodic soil conditioned by sulfur with *Acidithiobacillus* in interaction with waste organic

ABSTRACT

The soil salinization has been widely discussed, especially in arid and semi-arid regions. The recovery of salinized soils allows the reduction of soluble salts concentration, the exchangeable sodium and the pH in the soil profile. Many methods are used to recovery the soil salinization, and the use of sulfur is important because interfere in the soil reaction. Elemental sulfur inoculated with the oxidative bacteria *Acidithiobacillus* produce sulfuric acid that may be used in the correction of saline sodic soil. Fertilization with organic matters seems to promote satisfactory results on soil availability and on microbial attributes. The objective of this work was to evaluate the efficiency of microbial fertilizers in saline-sodic soil recovered by elemental sulfur inoculated with *Acidithiobacillus* bacteria, an interaction with organic residue. The experiment was conducted in greenhouse and divided into two stages. The first stage for soil correction and the second to observe the soil fertilization. Sulfur inoculated with *Acidithiobacillus* was used for sodium correction based on the recommended dose for sodium saturation. The organic residue (sewage sludge) was used in different proportions (sludge: soil): 1- (0.15: 5.85) and 2- (0.3: 5.7). The recovery treatments were: (1) C1- Sulfur inoculated with *A. thiooxidans* and *ferrooxidans*; (2) C2- Sulfur inoculated with *A. thiooxidans* and *A. ferrooxidans* + 2.5% sewage sludge (soil: sludge) (50 t ha⁻¹); (3) C3- Sulfur inoculated with *A. thiooxidans* and *A. ferrooxidans* + 5.0% sewage sludge (soil: sludge) (100 t ha⁻¹); (4) C4- Sulfur without inoculation with the oxidizing bacteria; (5) C5- No corrective added. The pots were incubated for 45 days, followed by application of water to remove soluble salts. The experimental design was processed in randomized blocks with four replications. The second part of the experiment was to evaluate the different fertilizer sources, using three of the previous recovery treatments (C1, C2 and C3), arranged in randomized blocks, in the factorial scheme 3x6, with 3 replicates. The fertilizers were calculated based on the supply of P for economical crops, according the soil analysis. The dose 1 was equivalent to 120 kg ha⁻¹ (P₂O₅) and dose 2 equivalent to 180 kg ha⁻¹ of P₂O₅. The fertilization treatments consisted of: 1) Microbial fertilizers (BP1), inoculated with *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Beijerinckia indica* and *Cunninghamella elegans*; 2) Microbial fertilizer (BP2) inoculated with *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Beijerinckia indica* and *Cunninghamella elegans*; 3) Microbial fertilizer (BF) at dose 1, inoculated with *Acidithiobacillus thiooxidans* and *Beijerinckia indica*; 4) Soluble fertilizer in dose 1 (SF1) 5) Soluble fertilizer in dose 2 (SF2); 6) Control treatment (without fertilization). The addition of sulfur inoculated with oxidizing bacteria in interaction with sewage sludge showed positive and evident effect on soil pH reduction. Microbial fertilizers in interaction with the sewage sludge also influenced the soil microbial attributes. The sewage sludge reduced the exchangeable cations in the soil. The microbial fertilizer contributed to the fertility and microbial activity in the saline-sodic soil and may be a viable alternative for replacement of soluble fertilizers.

Keywords: Organic matters. Oxidative bacteria. Salinization. Sewage sludge.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Aplicação do enxofre nos vasos com solo 25
- Figura 2.** Valores de pH no solo (relação solo:água 1:2,5), em função do uso de corretivos. C1: enxofre+Ac.; C2: enxofre+Ac.+LE 2,5%; C3: enxofre+Ac.+LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle (sem corretivo e sem lodo - LE). CV = 1,08%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)..... 30
- Figura 3.** Valores de Na^+ e K^+ em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. +LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle. CV: Na^+ = 7,13%; CV: K^+ = 4,64%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$) 31
- Figura 4.** Valores de Ca^{2+} , Mg^{2+} função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. +LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle. CV: Na^+ = 7,13%; K^+ = 4,64%. Colunas com diferentes letras maiúsculas mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$) 31
- Figura 5.** Capacidade de troca de cátions em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle. CV = 11,88%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$) 32
- Figura 6.** Porcentagem de sódio trocável em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle (solo sem condicionador). CV = 11,88%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)..... 33
- Figura 7.** Teores de P disponível do solo em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. +LE 2,5%; C3: enxofre +Ac.+ LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle. CV = 5,49%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$) 33
- Figura 8.** Valores de pH no extrato de saturação do solo em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle (solo sem condicionador). CV = 1,95%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)..... 34

Figura 9. Valores de CE no extrato de saturação em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle (solo sem condicionador). CV = 1,95%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)..... 35

Figura 10. Valores de Na e K solúvel no extrato de saturação, em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle (solo sem condicionador). CV = 11,88%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)..... 36

Figura 11. Valores de Ca e Mg solúvel no extrato de saturação, em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre +Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle (solo sem condicionador). CV = 11,88%. Colunas com diferentes letras maiúsculas mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)..... 37

Figura 12. Razão de adsorção de sódio (RAS) em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle (solo sem condicionador). CV = 11,88%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)..... 37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Análises químicas e físicas realizadas nas amostras do solo	24
Tabela 2. Análise dos nutrientes disponíveis no lodo de esgoto.	25
Tabela 3. Análise do resíduo (lodo de esgoto) fornecido pela empresa – ETE CURADO, de acordo com a CONAMA (2006)	26
Tabela 4. Tratamentos usados após aplicação da lâmina de lixiviação	27
Tabela 5: Principais características do fertilizante microbiano utilizado.	28
Tabela 6. Valores de CE, pH e teores de Na, K, Ca e Mg no extrato lixiviado em função do uso de corretivos	38
Tabela 7. Dados da análise de variância para pH, CE, teores de cátions trocáveis e fósforo disponível, após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização em solo com uso de fontes de corretivos	39
Tabela 8. Condutividade elétrica (CE) do solo em solução solo:água (1:2,5) após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização e transformados pela equação de regressão $CEs = 5,5582 CE_{1:2,5} - 0,2481$, obtida por Souza et al. (2013)	40
Tabela 9. Valores de pH do solo em solução solo:água (1:2,5) após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização	40
Tabela 10. Teores de sódio trocável após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização	42
Tabela 11. Teores de potássio trocável após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização	42
Tabela 12. Teores de cálcio trocável após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização	43
Tabela 13. Teores de magnésio trocável, após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização	44

Tabela 14. Porcentagem de sódio trocável após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização	45
Tabela 15. Porcentagem de magnésio trocável após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização	46
Tabela 16. Teores de fósforo disponível após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização	47
Tabela 17. Dados da análise de variância para respiração basal, carbono da biomassa microbiana (CBM) e quociente metabólico, após 90 da adição de diferentes fontes de fertilização em solo com uso de fontes de corretivos	48
Tabela 18. Respiração basal, carbono da biomassa microbiana (CBM) e quociente metabólico do solo após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização	50

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	17
1.1. Hipóteses	18
1.2. Objetivo geral:	18
1.3. Objetivos específicos:.....	18
2. REVISÃO DE LITERATURA	19
2.1. Caracterização dos solos afetados por sais	19
2.2. Efeito da salinidade no solo.....	20
2.3. Recuperação de solos com excesso de sais	21
2.4. Fertilizante microbiano.....	22
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	23
3.1. Solo, clima e condução do experimento	23
3.2. Tratamentos e delineamento experimental	24
3.2.1 Parte I – correção.....	24
3.2.2 Parte II – fertilização	26
3.3. Análises químicas	28
3.4. Análises biológicas	29
3.5. Análise Estatística.....	29
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
4.1. Parte I: Análise do solo após o uso dos corretivos	29
4.1.1 Atributos químicos no solo.....	29
4.1.2 Atributos químicos no extrato de saturação	34
4.1.3 Atributos químicos no extrato lixiviado	38
4.2. Parte II: solo salino após aplicação de fertilizantes.....	39
4.2.1 Atributos químicos do solo.....	39
4.2.2 Atributos biológicos do solo.....	48
5. CONCLUSÕES	51
6. REFERÊNCIAS	52
7. ANEXO I.....	62
7.1. Produção dos fertilizantes biológicos	62

1. INTRODUÇÃO

O solo é um dos recursos naturais mais importantes para manutenção da humanidade, por ser base para a produção de alimentos, além de outros benefícios. Porém, muitos solos encontram-se degradados ou em processo de degradação e conseqüentemente podem perder sua capacidade produtiva. Dentre as formas de degradação, destaca-se a salinização, que está presente em vários locais, principalmente em regiões áridas e semiáridas.

O processo de salinização dos solos ocorre por meio do excesso de sais solúveis e/ou sódio trocável nos perfis do solo, influenciando em aspectos físicos, químicos e biológicos, tais como infiltração de água no solo, disponibilidade de nutrientes e atividade biológica. A salinização pode ocorrer de forma natural, influenciada pelos materiais que constituem as rochas, por altas taxas de evaporação e baixa precipitação (predominantes nas regiões áridas e semiáridas), como também de forma antrópica, por meio de manejo inadequado na fertilização dos solos e de sistemas de irrigação e drenagem.

Os métodos de recuperação da salinização dos solos são diversos. Entre eles está o uso do enxofre elementar, que resulta na formação de sulfato e íons de hidrogênio (H^+) através de reações catalisadas por bactérias oxidantes (*Acidithiobacillus*), desempenham um papel importante na oxidação do enxofre no solo, formando ácido sulfúrico e contribuindo para a redução do pH do solo.

A adição de matéria orgânica também favorece o processo de recuperação de solos com problemas de sais, atuando na reestruturação do solo e, também, disponibilizando nutrientes que podem substituir o sódio adsorvido ao complexo sortivo e deslocando-o para a solução do solo. Para dissolver e transportar os sais da camada superficial do solo é recomendado fazer o uso de lâminas de lixiviação, aplicando água suficiente para levar os sais até o sistema de drenagem.

O uso de fertilizantes que sejam mais sustentáveis e que possam contribuir na conservação do solo é outra forma de garantir a sustentabilidade dos solos. Os fertilizantes microbianos atuam na melhoria das qualidades físicas, químicas e biológicas do solo, visando sistema agrícola sustentável e com menor impacto ambiental. Dessa forma, o uso de fertilizantes microbianos é uma alternativa ao uso de fertilizantes solúveis convencionais.

1.1. Hipóteses

- ✓ O enxofre (S_0) com *Acidithiobacillus* têm a capacidade de corrigir solos salinizado por meio da acidez produzida no processo de oxidação.
- ✓ O lodo de esgoto contribui para aumento da disponibilidade de nutrientes no solo e atua também como fonte de correção para a recuperação de solos afetados por sais.
- ✓ O fertilizante microbiano favorece a disponibilidade dos nutrientes tornando-se uma alternativa para substituição de fertilizantes solúveis convencionais.

1.2. Objetivo geral:

Desenvolver tecnologia alternativa para produção de insumo moderno com uso de rochas (fosfatada e potássica) e matéria orgânica inoculada com bactéria diazotrófica de vida livre e quitosana fúngica em solo salino-sódico condicionado por enxofre elementar inoculado com *Acidithiobacillus* em interação com resíduos orgânicos.

1.3. Objetivos específicos:

- ✓ Avaliar a atuação do enxofre elementar com *Acidithiobacillus* na correção da alcalinidade do solo;
- ✓ Verificar a atuação do enxofre elementar e *Acidithiobacillus*, em interação com lodo de esgoto, na neutralização da alcalinidade do solo, na disponibilidade de nutrientes e em atributos microbianos do solo;
- ✓ Verificar a interação entre o fertilizante microbiano e o lodo de esgoto na disponibilidade de nutrientes no solo;
- ✓ Verificar a viabilidade do uso de fertilizante microbiano para substituição de fertilizantes convencionais.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Caracterização dos solos afetados por sais

Salinização do solo é um termo que abrange os solos salinos, sódicos e salino-sódicos (VAN BEEK; TÓTH, 2012) e tornou-se uma pauta relevante na degradação do solo principalmente em regiões áridas e semiáridas com baixa pluviosidade e alta evapotranspiração em todo o mundo (AMUNDSON et al., 2015; BUTCHER et al., 2016; GORJI; SERTEL; TANIK, 2017).

Anualmente as áreas afetadas por sais área aumentam ainda mais $(1-1,5) \times 10^4$ km², sendo um fator importante que limita a produção das culturas (LI et al., 2014) e influencia na qualidade do solo e sustentabilidade agrícola (CASSEL; GOORAHOO; SHARMASARKAR, 2015). De acordo com Zhao et al. (2018), cerca de $8,31 \times 10^6$ km² de solo está ameaçado pela salinização, correspondendo a aproximadamente 7% das terras do planeta.

Esse percentual pode ser aumentando pelas mudanças climáticas, aumento do uso de água de baixa qualidade na irrigação, irrigação associada a agricultura intensiva e má drenagem (MACHADO; SERRALHEIRO, 2017). A região semiárida do Nordeste brasileiro tem se destacado pela ocorrência de grandes áreas com solos salinizados devido à natureza física e química dos solos, ao déficit hídrico e à elevada taxa de evaporação, com destaque para as áreas de agricultura irrigada (RIBEIRO; RIBEIRO FILHO; JACOMINE, 2016).

Os solos afetados por sais são desenvolvidos em condições imperfeitas de drenagem, que se caracterizam pela presença de sais solúveis, sódio trocável ou ambos, em horizontes ou camadas próximas à superfície (RIBEIRO; RIBEIRO FILHO; JACOMINE et al., 2016). A distribuição desses solos difere entre regiões e países, sendo distintas devido aos diversos climas, e processos de formação do solo (YU et al., 2018). As causas da salinização diferem de um local para outro, por fatores naturais e/ou atividades antropogênicas, também denominadas de salinização primária e secundária, respectivamente (SINGH et al., 2013; WICHELNS; QADIR, 2015; IVUSHKIN et al., 2018).

Na salinização primária, o solo pode ser rico em sais devido aos constituintes do material de origem, tais como minerais de carbonato e/ou feldspato e relacionado a isto, eventos geológicos ou formações específicas podem aumentar a concentração de sal nas águas subterrâneas e nas camadas subsuperficiais do solo (DALIAKOPOULOS et al., 2016). Os sais previamente dissolvidos podem acumular-se na camada superficial do solo por capilaridade ou evapotranspiração (CHARI et al., 2012) e afetar características do solo, como porosidade, taxa de infiltração e compactação (VAN BEEK; TÓTH, 2012).

A salinização secundária é resultado de mudanças provocadas por manejo inadequado do solo, com predominância em áreas irrigadas, nas quais os manejos de irrigação são ineficientes e apresentam ausência ou mau funcionamento de sistema de drenagem (GHASSEMI; JAKEMAN; NIX, 1995). A predominância de um clima com pouca pluviosidade, taxas de evapotranspiração adversas, e características do solo, que restringem a lixiviação de sal, em regiões áridas e semiáridas, são aspectos relevantes de salinização (DALIAKOPOULOS et al., 2016).

O processo de salinização em áreas irrigadas do semiárido do Nordeste brasileiro tem provocado alterações em características físico-hídricas dos solos, em consequência da ação dispersiva dos sais envolvidos sobre as partículas de solo, tornando-os adensados (RESENDE et al., 2016).

Solos salinizados são desenvolvidos por meio da acumulação de sais disponíveis na solução do solo (PEDROTTI et al., 2015) e são usualmente definidos com base no conteúdo total de sais solúveis, estimado pela condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes) e na percentagem de sódio trocável (PST), que representa o percentual de Na^+ em relação à capacidade total de troca de cátions do solo.

De acordo com van Beek e Tóth (2012), em função da CE e da PST, os solos salinizados são classificados em três grupos conhecidos como: solos salinos, salino-sódicos e sódicos. Os solos são considerados: a) salinos quando tem $\text{CE} \geq 4 \text{ dS m}^{-1}$, $\text{PST} < 15\%$ e pH menor que 8,5; b) salino-sódicos quando apresentam $\text{CE} \geq 4 \text{ dS m}^{-1}$, $\text{PST} \geq 15\%$ e o pH menor ou igual a 8,5; c) solos sódicos, caracterizados por ter $\text{CE} < 4 \text{ dS m}^{-1}$, $\text{PST} \geq 15\%$ e, pH 8,5 a 10.

2.2. Efeito da salinidade no solo

Solos com grandes quantidades de sais solúveis (solos salinos) ou sódio trocável (solos sódicos) ou ambos (salino-sódico), afetam adversamente o crescimento da maioria das plantas cultivadas (GHASSEMI; JAKEMAN; NIX, 1995), podendo inibir a germinação e o crescimento das plantas, devido a alteração do potencial osmótico da solução do solo, toxicidade dos íons, e elevada disponibilidade de nutrientes no solo (MARSCHNER, 2012; SERNA et al., 2015; CONG et al., 2017).

Nas propriedades do solo, os efeitos da salinização podem ser no pH, no índice de adsorção de sódio (RAS) e na porcentagem de sódio trocável (PST), bem como em função da estrutura e permeabilidade do solo (SINGH et al., 2012). O excesso de Na^+ trocável contribui para a desagregação do solo, que reduz a aeração e a condutividade hidráulica (BRONICK; LAL, 2005).

Nas propriedades biológicas, a atividade microbiana é adversamente afetada pelo aumento da salinidade do solo. Altas concentrações de sais afetam negativamente a atividade microbiana, causando um declínio na produtividade do solo (AMINI et al., 2016), tendo em vista que as altas concentrações de sais nos solos causam estresse osmótico e desidratação das células microbianas e também podem afetar os microrganismos e raízes através da plasmólise (YAN et al., 2015).

Além disso, alguns estudos mostram que a condutividade elétrica (decorrente do excesso de sais) influencia na respiração do solo (YUAN et al., 2007; WONG et al., 2010). Conseqüentemente, o conteúdo de sais e de sódio no solo aumenta também o quociente metabólico (respiração por unidade de biomassa), indicando estresse na comunidade microbiana (GOLLARATA; RAIESI, 2007).

2.3. Recuperação de solos com excesso de sais

A recuperação dos solos sódicos e salino-sódicos tem como principal objetivo a diminuição da concentração dos sais solúveis e do sódio trocável no perfil do solo, por meio da remoção do Na^+ das camadas de troca catiônica do coloide e lixiviação da zona radicular (VASCONCELOS et al., 2016). Muitas técnicas são aplicadas para resolver os problemas da salinização no solo, como: aplicação de adubos, correção com gesso, enxofre, materiais orgânicos e o plantio de culturas tolerantes ao sal, e com aplicação de lâmina de água para lixiviação dos sais (TANG et al., 2012; KANG et al., 2013; STAMFORD et al., 2015).

Em solos afetados por sais, a adição de materiais orgânicos como resíduos de plantas, esterco, resíduos de processamento de alimentos, entre outros tem sido uma prática comum nas últimas décadas (ANGIN et al., 2017, sendo importante na recuperação do solo e aumento da fertilidade, assim como uma forma de estar reciclando vários tipos de resíduos.

A adição de matéria orgânica (MO) é uma prática eficiente devido ao seu baixo custo e ampla disponibilidade de resíduos orgânicos (WANG et al., 2014). A aplicação de compostos orgânicos em solos salinizados melhora as condições físicas do solo, aumentando a estabilidade dos agregados e a taxa de infiltração (EKWUE; HARRILAL, 2010; MAZAHERI; MAHMOODABADI, 2012). Íons mais solúveis (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Fe^{2+}) são liberados e ativados por ácidos orgânicos, que podem substituir o Na^+ adsorvido pelos coloides, através da troca catiônica (MAO et al., 2019).

A aplicação de materiais orgânicos pode acelerar a liberação do Na^+ , reduzir a PST e a CE (TEJADA et al., 2006; LÓPEZ-VALDEZ et al., 2010), conseqüentemente, aumenta o teor de nutrientes disponíveis no solo, a abundância de organismos e o crescimento vegetativo (WU

et al., 2012), reduzindo a salinidade ao longo do tempo (TZANAKAKIS et al., 2011). Carvalho Júnior et al. (2011) afirmam que resíduos orgânicos podem ser utilizados como corretivo do solo e contribuir, principalmente, no aumento do Ca, Mg, K e P.

Outra forma de recuperação de solos sódicos é a adição de enxofre. De acordo com Mohamed et al. (2014), a oxidação do enxofre resulta na formação de sulfato, que pode ser utilizado pelas plantas, enquanto a acidez produzida pela oxidação solubiliza nutrientes e promove a recuperação dos solos salinizados.

Uma importante forma de atuação em solos sódicos e salino-sódicos (com pH elevado) é a adição do enxofre inoculado com a bactéria oxidante do gênero *Acidithiobacillus* que desempenha um papel importante na oxidação de enxofre no solo, sendo de fundamental importância no ciclo de enxofre, tendo em vista que essas bactérias ocorrem naturalmente nos solos, mas podem não ser abundantes em solos agrícolas (STAMFORD et al., 2015).

As bactérias oxidantes do enxofre *Acidithiobacillus thiooxidans* e *A. ferrooxidans* contribuem para redução do pH do solo, amenizando as condições adversas que ocorrem em solos com valores de pH mais elevados, o que demonstra que este grupo de bactérias são promissoras para a recuperação de áreas degradadas por excesso de sais e com pH elevado (STAMFORD et al., 2003; 2007a e 2015). Estudos realizados em solos do semiárido brasileiro relatam que o enxofre inoculado pode ser um meio promissor para o condicionamento de solos salino-sódicos, pois atuam na neutralização da alcalinidade do solo enquanto o gesso, por ser um sal neutro, não reduz a alcalinidade (STAMFORD et al., 2015).

2.4. Fertilizante microbiano

Os fertilizantes microbianos geralmente são produzidos por emprego de materiais orgânicos como resíduos animais e vegetais (esterco, palhada, etc.), combinados com microrganismos funcionais específicos. A aplicação de fertilizantes microbianos melhora não só a qualidade do solo, mas também promove o crescimento das plantas, podendo suprimir a ocorrência de doenças, e, portanto, podem contribuir para o desenvolvimento da agricultura sustentável (OLIVEIRA et al, 2017a).

Tem sido observado o potencial do enxofre inoculado com bactérias oxidantes para produção de fertilizantes microbianos a partir de rochas naturais contendo fosfato e potássio, visando aumentar a disponibilidade de nutrientes (STAMFORD et al., 2007b; 2008; BERGER et al., 2013). Van Straaten (2007), Stamford et al. (2008) e Oliveira et al. (2014) demonstraram que o uso de fertilizantes microbianos na agricultura pode ser uma alternativa para a fertilização econômica e sustentável.

Os fertilizantes microbianos de rochas promovem aumento na disponibilidade de nutrientes no solo, pela produção de ácido sulfúrico, sendo tão eficientes quanto os fertilizantes solúveis (OLIVEIRA et al., 2017b). Contudo, os fertilizantes microbianos produzidos a partir de rochas não disponibilizam nitrogênio (N) para as plantas, e devem ser misturados com matéria orgânica para introduzir o N necessário para o desenvolvimento normal das plantas (LIMA et al., 2010), e também para neutralizar a acidez promovida pela formação de ácido sulfúrico.

O fertilizante microbiano (BNPK) é um fertilizante produzido com adição de enxofre elementar em mistura com rocha fosfatada e potássica inoculado com bactérias oxidantes do enxofre (*Acidithiobacillus thiooxidans*), com adição da bactéria diazotrófica *Beijerinckia indica* selecionada para enriquecimento do produto em N. Após a produção do fertilizante misto (BNPK), é feita a inoculação com *Cunninghamella elegans* (SILVA et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2017b), fungo da Ordem Mucorales que contém na sua parede celular considerável quantidade de quitina e quitosana. Apresenta características que favorecem a disponibilidade de nutrientes para as plantas (STAMFORD et al., 2007b), e também a proteção contra fitopatógenos, devido à atuação bactericida e bacteriostática contra microrganismos fitopatogênicos (BERGER et al., 2011; 2016) e assim, é feita a produção do fertilizante microbiano PNPk.

O uso de fertilizante microbiano na agricultura está surgindo como uma alternativa para a fertilização efetiva e econômica (OLIVEIRA et al., 2017b), sendo de fundamental importância para o desenvolvimento de mecanismos que resultem na garantia da manutenção da qualidade do solo e minimização do impacto ambiental.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Solo, clima e condução do experimento

No trabalho foi utilizado o solo Neossolo Flúvico sálico sódico (EMBRAPA, 2018), proveniente do município de Pesqueira, PE, na Região Agreste do Estado de Pernambuco, nas coordenadas 8°23'54.2"S 36°52'18.3"O. A precipitação média anual é de 607 mm, a temperatura média é de 23 °C, clima semiárido e vegetação predominante de caatinga hipoxerófila (MONTENEGRO; MONTENEGRO, 2006).

As amostras de solo foram coletadas em agosto de 2018, na profundidade de 0-30 cm e levadas ao Departamento de Agronomia da Universidade Federal Rural de Pernambuco, onde

foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 5 mm. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, utilizando vasos de plástico (8 dm³) com 6 kg de solo por vaso.

Para a caracterização química e física (Tabela 1) o solo foi passado em peneira (2 mm), e retirados torrões para determinação da densidade do solo. Determinou-se a densidade do solo, pelo método do torrão parafinado; a densidade de partículas, pelo método do balão volumétrico; a porosidade total, estimada pela relação entre a densidade do solo e a densidade de partículas; a composição granulométrica; a argila dispersa em água (EMBRAPA, 2017)

A capacidade de campo (CC) em vaso foi determinada pelo método gravimétrico, sendo o solo umedecido por um período de 12 horas, por capilaridade até saturar, em seguida coberto com um filme plástico, submetido à livre drenagem por 72 h. Considerou-se para a CC o conteúdo de água no solo após a drenagem.

Tabela 1. Análises químicas e físicas realizadas nas amostras do solo

Características químicas						
pH(H ₂ O)	P	K	Ca	Mg	Na	PST
--	mg kg ⁻¹	----- cmol _c kg ⁻¹ -----				%
8,37	3,52	0,372	6,06	10,1	6,59	36
Pasta saturada						
CE	pH	K	Ca	Mg	Na	RAS
mS/cm	--	----- mmol _c L ⁻¹ -----				
46,66	7,55	5,9	23,7	62,0	51,6	3,52
Características físicas						
Areia	Silte	Argila	Porosidade		Ds	Dp
----- g kg ⁻¹ -----			cm ³ cm ⁻³		g cm ⁻³	
-						
353	500	147	0,34		1,65	2,52
Características biológicas						
CBM		Respiração basal			Quociente metabólico	
μg C g ⁻¹ de solo		μg C-CO ₂ g solo ⁻¹ dia ⁻¹			-----	
228,426		350,00			0,013	

3.2. Tratamentos e delineamento experimental

3.2.1 Parte I – correção

O delineamento experimental foi em blocos casualizados com cinco tratamentos e quatro repetições (5x4) que foram denominados como:

- C1 – Enxofre inoculado com *A. thiooxidans* e *A. ferrooxidans*;
- C2 – Enxofre inoculado com *A. thiooxidans* e *A. ferrooxidans* + lodo de esgoto 2,5% (solo: lodo) (50 t ha⁻¹);

- C3 – Enxofre inoculado com *A. thiooxidans* e *A. ferrooxidans* + lodo de esgoto 5,0% (solo: lodo) (100 t ha^{-1});
- C4 – Enxofre sem inoculação com bactérias oxidantes;
- C5 – Sem adição de corretivos (controle).

As doses de lodo usadas tiveram como base os trabalhos de Nascimento et al. (2004) e Maia et al. (2018). A quantidade de enxofre foi calculada com base na dose recomendada (DR) para redução da porcentagem de saturação por sódio (PST) a 10%, equivalente a 2 t ha^{-1} , (correspondente a $1,65 \text{ g kg}^{-1}$). As espécies das bactérias oxidantes do enxofre (*A. thiooxidans* e *A. ferrooxidans*), usadas para inoculação, foram cultivadas no meio líquido 9K modificado (GARCIA JUNIOR et al., 2005). Adicionou-se 1 mL de cada meio, por g de enxofre.



Figura 1. Aplicação do enxofre nos vasos com solo

O resíduo orgânico (lodo de esgoto) utilizado foi proveniente da Lógica Ambiental (Estação de tratamento de esgoto do Curado – ETE CURADO), cuja análise encontra-se nas Tabelas 1 e 2. Nas etapas de tratamento, esse resíduo passa por uma prensa desaguadora, que é um equipamento utilizado na desidratação de lodos, gerando um resíduo sólido, que é mais fácil de ser utilizado, e em seguida passa por um processo de compostagem.

Tabela 2. Análise dos nutrientes disponíveis no lodo de esgoto.

Ca	Mg	K	Mn	P
		mg kg^{-1}		
146.776,80	2.606,20	343,04	167,95	2.189,90

Tabela 3. Análise do resíduo (lodo de esgoto) fornecido pela empresa – ETE CURADO, de acordo com a CONAMA (2006)

Elementos	Lodo (lógica ambiental)	Concentração máxima permitida*
		mg kg ⁻¹
Arsênio	3	41
Bário	176	1300
Cádmio	1	39
Chumbo	46	300
Cobre	42	1500
Cromo	38	1000
Mercúrio	0,36	17
Molibdênio	2	50
Níquel	79	420
Zinco	293	2800

O enxofre + *Acidithiobacillus* e o lodo de esgoto, após incorporação ao solo (vaso 8 dm³) foram colocados em incubação por 45 dias, mantendo a umidade em torno de 80% da capacidade de retenção máxima, com adição diária de água destilada. Após a incubação aplicou-se, por vaso, uma lâmina de duas vezes a porosidade total do solo para lixiviação do excesso de sais. Em seguida, realizou-se a coleta da solução lixiviada, para avaliação dos teores de sais solúveis. Também foram coletadas amostras de solo de cada vaso, para análises dos teores de sais solúveis e trocáveis.

3.2.2 Parte II – fertilização

A segunda parte do experimento consistiu na avaliação dos fertilizantes, usando 3 dos tratamentos que no experimento anterior receberam corretivos (C1, C2 e C3), dispostos em blocos casualizados, com um esquema fatorial 3x6, com 3 repetições. Os tratamentos de fertilização constam na Tabela 3.

Tabela 4. Tratamentos usados após aplicação da lâmina de lixiviação

Corretivos	Fertilizantes
(Enxofre + Ac.)	Bioprotetor na dose 1- BP1
	Bioprotetor na dose 2- BP2
	Biofertilizante na dose 1- BF
	Fertilizante Solúvel na dose 1-FS1
	Fertilizante Solúvel na dose 2-FS2
	Sem Fertilizantes (Controle - C)
(Enxofre + Ac.) + LE 2,5%	Bioprotetor na dose 1- BP1
	Bioprotetor na dose 2- BP2
	Biofertilizante na dose 1- BF
	Fertilizante Solúvel na dose 1-FS1
	Fertilizante Solúvel na dose 2-FS2
	Sem Fertilizantes (Controle - C)
(Enxofre + Ac.) + LE 5,0%	Bioprotetor na dose 1- BP1
	Bioprotetor na dose 2- BP2
	Biofertilizante na dose 1- BF
	Fertilizante Solúvel na dose 1-FS1
	Fertilizante Solúvel na dose 2-FS2
	Sem Fertilizantes (Controle - C)

Ac.= *Acidithiobacillus*; LE = lodo de esgoto (doses: LE = 2,5% e LE = 5% (relação lodo: solo). fertilizante microbiano (Bioprotetor) inoculado com os microrganismos *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Beijerinckia indica* e *Cunninghamella elegans*; BF refere-se ao fertilizante microbiano inoculado os microrganismos *Acidithiobacillus thiooxidans* e *Beijerinckia indica*. FS – Fertilizante Solúvel usando N como sulfato de amônio, P como superfosfato simples e K como sulfato de potássio.

O cálculo de fertilização foi realizado com base no fornecimento de P usando superfosfato simples, de acordo com a análise do solo e a dose recomendada para P (P_2O_5), de acordo com o IPA (2008) para culturas tropicais, sendo a dose 1 para fornecer 120 kg ha^{-1} (P_2O_5), e a dose 2 a 180 kg ha^{-1} (P_2O_5). Para adição de N como fertilizante solúvel convencional usou-se sulfato de amônio (30 kg ha^{-1} de N) e para K usou-se sulfato de potássio (60 kg ha^{-1} de K_2O).

Para o fornecimento de NPK pelos fertilizantes microbianos considerou-se como base o correspondente ao fornecimento de $P(P_2O_5)$, sendo utilizadas as seguintes doses: BP - 120 e 180 kg ha^{-1} de P_2O_5 ; BF - 120 kg ha^{-1} de P_2O_5 . O fertilizante microbiano foi produzido de acordo com a metodologia descrita por Stamford et al. (2007a).

Tabela 5: Principais características do fertilizante microbiano utilizado.

Características químicas	Fertilizante microbiano
pH	3,50
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	4,90
Carbono orgânico (g 100 g ⁻¹)	5,42
Nitrogênio total (g 100 g ⁻¹)	0,56
P total (g 100 g ⁻¹)	1,47
P disponível (g kg ⁻¹)	1,10
K disponível (mg kg ⁻¹)	0,30

Fonte: Oliveira (2019).

Os tratamentos usados para condicionamento da salinidade do solo foram aplicados e mantidos em incubação por 90 dias com umidade a 70% da capacidade de retenção máxima. Em seguida realizou-se nova coleta para avaliação química e biológica.

3.3. Análises químicas

A avaliação química dos sais presentes no solo, após a aplicação dos tratamentos, para os sais solúveis, foi realizada no extrato de saturação segundo metodologia de Richards (1954). Determinou-se no extrato da pasta saturada a condutividade elétrica (CE), pH e os íons solúveis, sendo cálcio e magnésio por espectrofotometria de absorção atômica, e sódio e potássio por fotometria de emissão de chama (EMBRAPA, 2017).

Com os valores obtidos de cálcio, magnésio e sódio solúveis, foi calculada a relação de adsorção de sódio (RAS), pela seguinte equação:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}}$$

O pH em água foi determinado pela metodologia da Embrapa (2017). Os cátions trocáveis foram extraídos com solução de acetato de amônio 1 mol L⁻¹ a pH 7,0, seguindo a metodologia para análise de solos afetados por sais (FREIRE, PESSOA; GHEYI, 2016). O cálcio e o magnésio foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica; sódio e potássio por fotometria de emissão de chama. O fósforo disponível foi analisado pela técnica de Olsen e Sommer (1982), utilizando como extrator o bicarbonato de sódio 0,5 mol L⁻¹ (pH 8,5), por colorimetria. Com os resultados dos cátions trocáveis foram calculados: a porcentagem de sódio trocável (PST) e a porcentagem de magnésio trocável (PMT).

3.4. Análises biológicas

As análises biológicas realizadas foram: carbono da biomassa microbiana pelo método de irradiação-extração, seguidos da leitura pelo método colorimétrico, de acordo com a metodologia de Bartlett e Ross (1988). A respiração basal foi determinada por meio de incubação, seguido de titulação para quantificar o carbono (C) mineralizável, pela metodologia de Mendonça e Matos (2005). Em seguida foi calculado o quociente metabólico, que é a razão entre a respiração basal e a biomassa microbiana do solo.

3.5. Análises Estatísticas

Os dados foram avaliados pelo programa estatístico SISVAR 4.2 (FERREIRA, 2008). Na parte I do experimento, os resultados obtidos após os 45 dias de incubação e aplicação e da lamina de lixiviação foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e ao teste de média de Scott-Knott a 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$), sendo utilizados 20 amostras (5 tratamentos x 4 repetições) para avaliar o efeito dos tratamentos corretivos utilizados.

Na parte II, para o efeito da fertilização, foi continuação da parte I do experimento, sendo conduzido ao mesmo tempo, sob as mesmas condições, porém usando somente os tratamentos corretivos C1, C2 e C3. Foi realizada a fertilização após a aplicação da lâmina para lixiviação dos sais solúveis e incubação por 90 dias. Após esse período, os dados obtidos foram avaliados e submetidos à análise de variância (ANOVA), realizado desdobramentos para avaliar a interação entre os fatores e as médias comparadas pelo teste de Scott-Knott no nível de 5% de probabilidade ($p \leq 0,05$).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Parte I: Análise do solo após o uso dos corretivos

4.1.1 Atributos químicos no solo

Para o pH do solo determinado em água percebe-se que, com exceção do tratamento controle, todos apresentaram menores valores, com maior redução quando usado o tratamento com enxofre e inoculação com as bactérias, seguindo-se os tratamentos com LE (Figura 2). Constatou-se também que ocorreu efeito positivo da adição do lodo de esgoto com decréscimo em relação ao tratamento controle (sem corretivo e sem lodo de esgoto - LE).

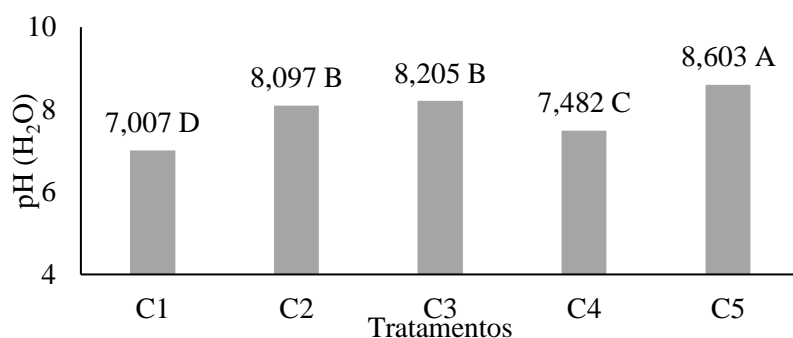


Figura 2. Valores de pH no solo (relação solo:água 1:2,5), em função do uso de corretivos. C1: enxofre+Ac.; C2: enxofre+Ac.+LE 2,5%; C3: enxofre+Ac.+LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle (sem corretivo e sem lodo - LE). CV = 1,08%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)

A redução no pH do solo foi promovida principalmente pela aplicação do enxofre elementar inoculado com a bactéria *Acidithiobacillus*, em função da oxidação biológica que adicionou ácido sulfúrico ao produto (STAMFORD et al., 2007a). O efeito no pH do solo com a aplicação de enxofre também foi observado em trabalhos realizados por Sá et al. (2013) e Sousa et al. (2012) para a recuperação de solos salino-sódicos. Entretanto, em trabalhos realizados por Stamford et al. (2007a) e (2015) a redução foi mais evidente quando aplicado o enxofre inoculado com *Acidithiobacillus*.

A redução no pH relacionado ao LE pode estar associada à liberação de ácidos orgânicos durante o processo de mineralização do lodo no solo. De acordo com Shaheen; Hooda; Tsadilas, (2014) a redução no pH em solo tratado com LE pode ser atribuída à produção de ácidos húmicos na biodegradação de carbono orgânico contido no LE, e assim, o pH diminui de forma significativa durante o processo de estabilização.

Resultados similares foram observados por Hamdi et al. (2019) os quais descrevem que com a adição de LE em solo alcalino, os valores de pH reduziram significativamente de 8,58 para 7,76 e de 8,63 para 8,12, respectivamente, com utilização de doses de 80 e 120 t ha⁻¹ ano⁻¹ em comparação com os tratamentos controles. Os autores afirmaram que a variação do pH em solos com adição de LE depende de fatores como qualidade do lodo, dose utilizada, características do solo e condições de mineralização.

Em relação ao sódio trocável (Na⁺) ocorreu comportamento diferente (Figura 3). Observou-se redução no solo tratado somente com enxofre, e maior valor no tratamento que recebeu a maior dose de LE, tendo em vista que com a oxidação do enxofre há substituição do Na⁺ por H⁺ no complexo de troca do solo e, portanto, houve maior valor no tratamento que recebeu a maior proporção de LE.

Para potássio trocável (K^+) não ocorreu diferença estatística entre os tratamentos (Figura 3). Entretanto foi observada maior média na maior concentração de LE, e os tratamentos que receberam LE se destacaram dos demais, mostrando a influência desse material na disponibilidade de K (Figura 3).

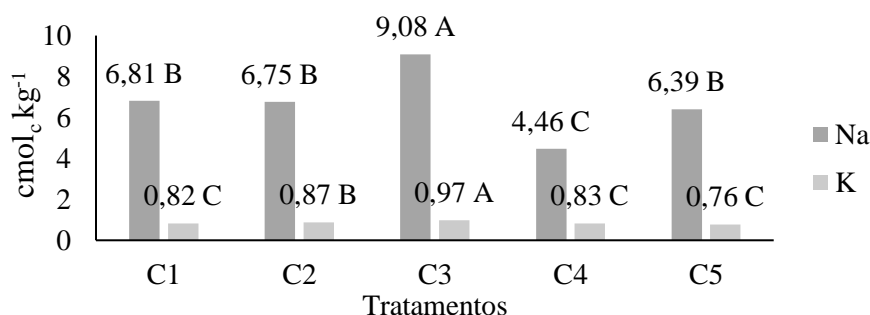


Figura 3. Valores de Na^+ e K^+ em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. +LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle. CV: Na^+ = 7,13%; CV: K^+ = 4,64%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)

Nos teores de cálcio trocável (Ca^{2+}) também foi constatado o efeito de LE com aumento da disponibilidade, enquanto os demais tratamentos apresentaram teores bem mais baixos (Figura 4). Este fato pode estar relacionado com a composição do LE, que geralmente apresenta alto teor de Ca, K, P e N (GWENZI et al., 2016). Para o magnésio trocável (Mg^{2+}) os tratamentos C1, C2 e C4 foram os que apresentaram efeito significativo, com diferença em relação aos demais cátions trocáveis (Figura 4), e os resultados não mostraram efeito do lodo de esgoto ou com a adição das bactérias oxidantes, indicando que esse solo contém altos níveis de magnésio.

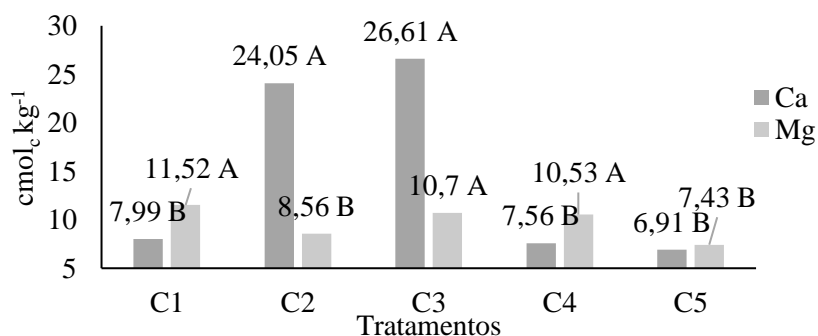


Figura 4. Valores de Ca^{2+} , Mg^{2+} função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. +LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle. CV: Na^+ = 7,13%; CV: K^+ = 4,64%. Colunas com diferentes letras maiúsculas mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)

Em todos os tratamentos o magnésio apresentou teores elevados quando se considera as relações Ca:Mg ideais para a fertilidade do solo, e que podem causar problemas de degradação do solo. Diante disto, alguns estudos foram desenvolvidos para caracterizar os solos afetados por magnésio (VYSHPOLSKY et al., 2008). Altos níveis de magnésio trocável nos solos podem gerar processos de degradação da estrutura do solo (QADIR et al., 2018) e no preparo dos solos, quando arados, formam grandes torrões resultando na má distribuição de água e no desenvolvimento das culturas (QADIR et al., 2014).

Na capacidade de troca de cátions (CTC) do solo foram obtidos maiores teores nos tratamentos que receberam o lodo de esgoto, e observados maiores teores com aumento da taxa de aplicação do resíduo orgânico, e os demais tratamentos foram estatisticamente iguais entre si (Figura 5). Essa tendência está relacionada com os teores de nutrientes presentes no lodo de esgoto, principalmente com relação ao Ca que contribui bastante nesse incremento.

O aumento da CTC do solo com aplicação de lodo de esgoto também foi obtido por Angin et al. (2017) e Bai et al. (2013). Incrementos de 34%, 47% em doses de 50 e 125 t ha⁻¹ foram observados por Zuo et al. (2019) em relação ao tratamento controle. Sendo similar aos resultados obtidos no presente trabalho, no qual LE aumentou a CTC do solo em 45% e 55% nas doses de 50 e 100 t ha⁻¹ em relação ao tratamento controle.

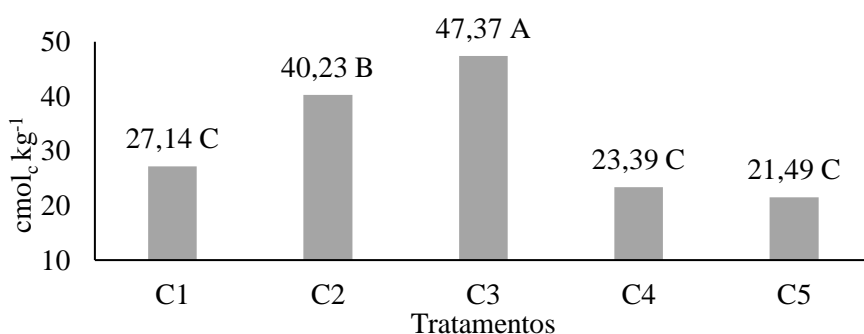


Figura 5. Capacidade de troca de cátions em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle. CV = 11,88%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)

A redução dos teores trocáveis de Na em relação aos de Ca e Mg resultam na diminuição da PST (Figura 6). Os tratamentos C2, C3 e C4 foram os que apresentaram os menores valores correspondendo a reduções de 53%, 46% e 47%, respectivamente, em comparação à PST inicial do solo. Apesar do tratamento C2 apresentar maior teor de Na trocável, o alto teor de Ca disponibilizado pelo LE consegue manter a percentagem de sódio trocável com valores mais baixos (Figura 6), no entanto, os níveis de PST ainda estão superiores.

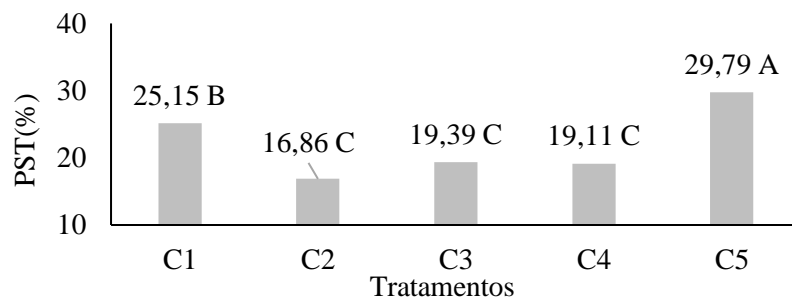


Figura 6. Porcentagem de sódio trocável em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle (solo sem condicionador). CV = 11,88%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)

Os resultados obtidos no trabalho corroboram com Sá et al. (2018). Estes autores observaram que o enxofre elementar contribui para incrementar os atributos químicos e é mais eficiente que o gesso na redução da salinidade e da sodicidade do solo. A reação ácida do enxofre elementar no solo promove maior decomposição de minerais (SÁ et al., 2013), conseqüentemente, aumenta o cálcio e fósforo no solo. A lavagem aumenta a eficiência da remoção do sódio solúvel do solo, influenciando na RAS e na PST do solo (SÁ et al., 2018).

O P disponível do solo mostrou ser mais influenciado pelos tratamentos com adição de enxofre inoculado com *Acidithiobacillus* e com adição de lodo de esgoto (LE) tanto com 2,5% como com 5% (Figura 7). O efeito da bactéria *Acidithiobacillus* deve ter sido pelo efeito da formação de ácido sulfúrico que promove solubilização de elementos contidos na rocha fosfatada, pois à medida que o enxofre vai sendo oxidado, os elementos contidos nos fosfatos também reagem, tornando-se disponíveis no solo.

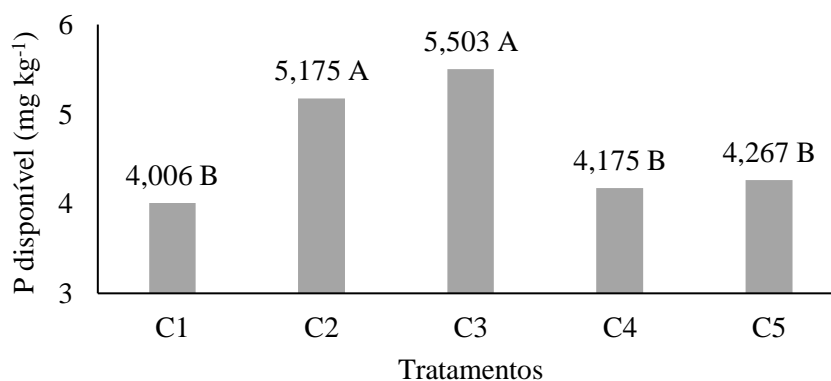


Figura 7. Teores de P disponível do solo em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. +LE 2,5%; C3: enxofre +Ac.+ LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle. CV = 5,49%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)

Observa-se que com a aplicação de LE ocorreu menor eficiência em comparação com os demais tratamentos de condicionamento do solo, entretanto, a disponibilidade de fósforo (P) apresentou resultados similares aos obtidos para K, e proporcionou incremento nos teores do nutriente no solo. O aumento, provavelmente, pode ser decorrente do aumento na mineralização da matéria orgânica com aplicação de LE.

De acordo com Heydarnezhad; Shahinrokhsar; Shokri (2012), o enxofre elementar deve atuar no aumento do P nas formas insolúveis de P, e promover incremento no P disponível no solo. Os tratamentos com o LE confirmam os resultados obtidos por Sá et al. (2013), que observaram menor eficiência na correção de solo salino-sódico, em relação aos demais tratamentos com adição de matéria orgânica, porém aumentou a disponibilidade de P.

A adição de fontes orgânicas proporciona aumento nos teores de P e K disponível (SÁ et al., 2013), também observado com lodo de esgoto que influenciou nos teores de P no solo e em atributos como: pH, CTC e MO (COSTA et al., 2014). Resultados similares também foram observados por Santos et al. (2013), Shaheen; Hooda; Tsadilas (2014) e Zuo et al. (2019).

4.1.2 Atributos químicos no extrato de saturação

Para o pH determinado no extrato da pasta saturada, observou-se comportamento semelhante ao pH em água, com menores valores para os tratamentos que receberam enxofre inoculado com *Acidithiobacillus* (Figura 8). Os tratamentos que receberam LE foram estatisticamente similares entre si e apresentaram valores maiores que o controle.

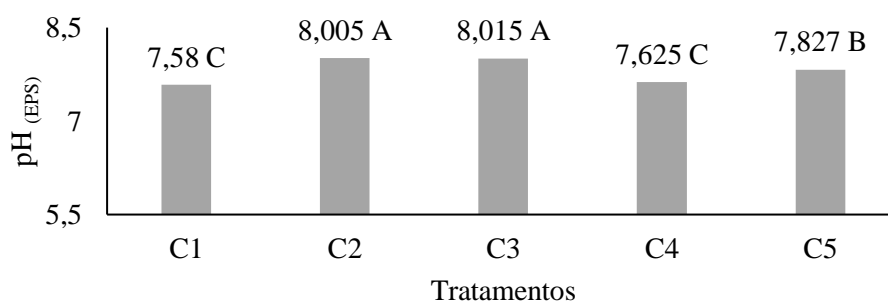


Figura 8. Valores de pH no extrato de saturação do solo em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle (solo sem condicionador). CV = 1,95%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)

A aplicação de enxofre inoculado com *Acidithiobacillus* reduz o pH_{ES} , assim como verificado para a redução do pH em água, e este efeito está relacionado com a formação de ácido sulfúrico pela adição de enxofre elementar + Ac. no solo. Resultado semelhante foi

observado por Sá et al. (2013) com a adição de enxofre na dose de 100% da necessidade de correção para o abaixamento do pH do solo.

Karimizarchi et al. (2014), estudando o efeito de doses de enxofre observaram que as doses de 0,5 e 1 g de S por kg^{-1} de solo reduziu significativamente o pH e também contribuiu na disponibilidade de nutrientes. Os autores verificaram que a aplicação de enxofre em doses muito elevadas pode diminuir muito o pH do solo e causar problemas de acidificação. O enxofre adicionado em quantidades adequadas contribui para melhorar a fertilidade do solo.

Para a condutividade elétrica (CE) na pasta saturada (Figura 9), observa-se que houve redução da concentração de sais no solo, após a aplicação da lâmina de lixiviação, que removeu 60,08%, 56,20%, 48,78%, 59,58% e 61,11% dos sais do solo para os tratamentos C1, C2, C3, C4 e C5, respectivamente, tendo em vista que antes da condução do experimento a condutividade era $\text{CE}=46,66 \text{ mS cm}^{-1}$. Os tratamentos mostraram diferença estatística, evidenciando que quando usado o tratamento com a maior dose de LE há fornecimento de sais para o solo.

A maior quantidade de LE como fonte orgânica nesse solo não foi tão eficiente quanto ao observado em outros trabalhos, percebe-se que doses elevadas podem não ser tão benéfica em relação aos teores de sódio no solo. Em relação aos demais tratamentos percebeu-se que não diferiram entre si e deste modo, o efeito na CE do solo está relacionado a aplicação da lâmina de lixiviação.

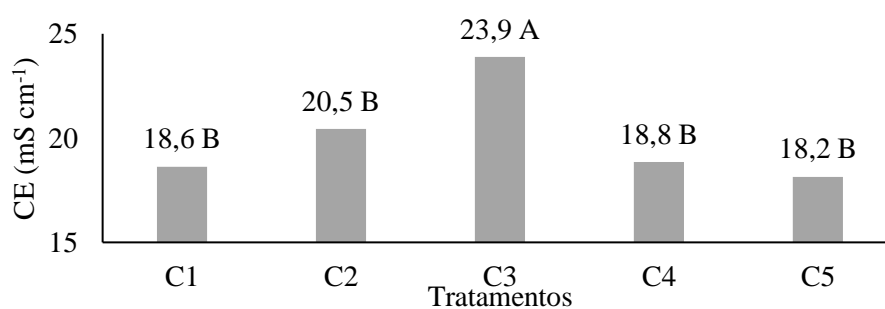


Figura 9. Valores de CE no extrato de saturação em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle (solo sem condicionador). CV = 1,95%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)

Resultados similares foram observados por Ouni et al. (2013), que observaram aumento no teor de sais do solo salino com adição de resíduos sólidos urbanos em doses que variaram de 50 a 150 t ha^{-1} . Diferentemente dos resultados observados por Zhang et al. (2015), testando diferentes fontes de correções obtiveram menores valores de CE nos primeiros 30 dias de

incubação do experimento para os tratamentos com fontes orgânicas e por Mahmoodabadi et al. (2013) que também observaram diminuição na CE e na RAS após uso de fontes orgânicas e aplicação de lâmina de lixiviação.

Para os sais solúveis no extrato da pasta saturada foram observadas maiores reduções nos teores de sódio nos tratamentos que receberam enxofre inoculado com *Acidithiobacillus thiooxidans* e *A. ferrooxidans*, e maiores incrementos nos tratamentos que receberam LE e para o controle (Figura 10). Para K observou-se diferença estatística no tratamento que recebeu 5% de LE, que apresentou a maior média. Este efeito pode ser atribuído à presença de maior conteúdo de cargas presentes no solo, que está relacionado com a adição de matéria orgânica, impedindo que o elemento seja mais facilmente lixiviado (Figura 10).

Apesar dos efeitos positivos que são observados nos trabalhos, o lodo de esgoto pode tornar-se fonte de Na para o solo, visto que, os tratamentos que receberam esse material orgânico foram os que apresentaram os maiores teores, tanto para o sódio trocável quanto para o solúvel obtido no extrato de saturação. Os resíduos orgânicos podem ser usados para melhorar a qualidade do solo, porém, pode ter alguns impactos prejudiciais, e no caso de solos com problemas de sais pode agravar o problema causado por Na, sendo necessário determinar doses de aplicação adequada para evitar impactos negativos (MEENA et al., 2019).

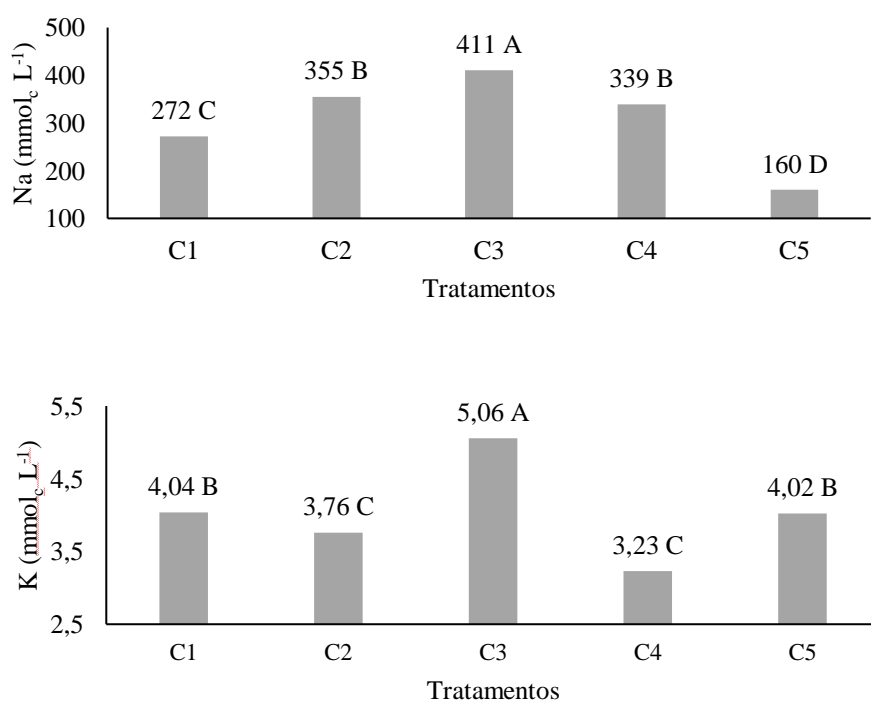


Figura 10. Valores de Na e K solúvel no extrato de saturação, em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac; C5: controle (solo sem condicionador). CV = 11,88%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)

Para Ca solúvel no solo (Figura 11) os tratamentos C2 e C3 foram estatisticamente superiores em relação aos demais tratamentos, apresentando comportamento semelhante ao do complexo sortivo. O Mg solúvel (Figura 11) diferiu estatisticamente apenas para o controle (C5) em relação aos demais tratamentos, significando que os tratamentos corretivos contribuíram nesse aumento da disponibilidade no solo.

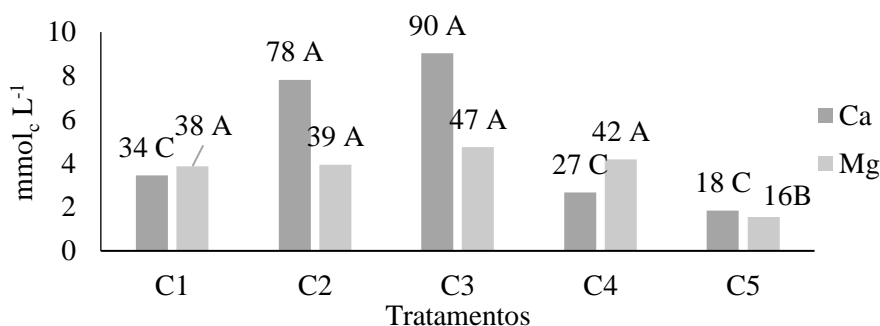


Figura 11. Valores de Ca e Mg solúvel no extrato de saturação, em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre +Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle (solo sem condicionador). CV = 11,88%. Colunas com diferentes letras maiúsculas mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)

A razão de adsorção de sódio (RAS) foi menor no tratamento que recebeu que recebeu somente o enxofre, enquanto os demais apresentaram valores superiores a 13 mmolc L^{-1} , que indica maior risco de sodicidade nesses solos. Esse valor elevado da RAS pode estar relacionado aos teores de magnésio, de acordo com Holanda et al. (2016), o aumento da relação Mg/Ca aumenta a adsorção de sódio devido a menor energia de adsorção do Mg.

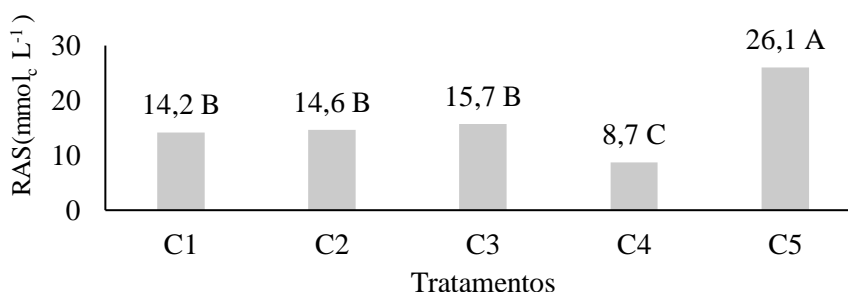


Figura 12. Razão de adsorção de sódio (RAS) em função do uso de corretivos. C1: enxofre +Ac.; C2: enxofre +Ac. + LE 2,5%; C3: enxofre + Ac. + LE 5%; C4: enxofre sem Ac.; C5: controle (solo sem condicionador). CV = 11,88%. Colunas com letras maiúsculas diferentes mostram diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$)

A aplicação de enxofre nas doses 100% e 125% da necessidade de correção foi eficaz na melhoria de propriedades químicas, como pH, CE e RAS em solos afetados por sais,

indicando ser uma alternativa eficiente para o recondicionamento de solos salinos (AHMED et al., 2016). Também foi observado que, independentemente da aplicação dos corretivos, a lavagem foi eficaz para reduzir a salinidade e a acidez do solo salino-sódico. Porém, os níveis de sódio permaneceram mais elevados que os de outros cátions, o que não é adequado para a fertilidade do solo e também aumenta o risco de sodicidade.

A granulometria do solo pode ter influenciado na lixiviação dos sais, visto que a porosidade do solo interfere na taxa de infiltração e conseqüentemente na percolação dos sais da camada superficial do solo, devendo-se avaliar diferentes formas de aplicação da lâmina para a obtenção de resultados mais conclusivos.

4.1.3 Atributos químicos no extrato lixiviado

Para a CE, pH e sódio solúvel do extrato de saturação não foi observada diferença significativa no lixiviado (Tabela 5). O K apresentou diferença estatística, diferindo dos demais apenas para o tratamento controle e o tratamento com enxofre sem *Ac.*, sendo estes os tratamentos que apresentaram as maiores médias. O mais provável é que a aplicação da lâmina realizou a lixiviação deste nutriente, tendo em vista que o K tem maior facilidade de passar da forma trocável para não trocável, o que contribuiu para as perdas.

Tabela 6. Valores de CE, pH e teores de Na, K, Ca e Mg no extrato lixiviado em função do uso de corretivos

Tratamentos	CE mS cm ⁻¹	pH -	Na -----	K mmolc L ⁻¹ -----	Ca -----	Mg -----
C1	30,6 A	7,4 A	352 A	6,7 B	82 A	94 A
C2	27,9 A	7,6 A	271 A	5,6 B	73 A	54 B
C3	29,1 A	7,6 A	278 A	6,1 B	78 A	69 B
C4	30,9 A	7,1 A	297 A	7,5 A	75 A	70 B
C5	33,7 A	7,3 A	381 A	8,0 A	77 A	58 B
CV (%)	8,71	2,94	21,49	14,85	14,95	27,11

C1: enxofre +*Ac.*; C2: enxofre +*Ac.* + LE 2,5%; C3: enxofre +*Ac.* + LE 5%; C4: enxofre sem *Ac.* C5: Controle (sem corretivo). Colunas com letras maiúsculas indicam diferença significativa pelo teste Skott-Knott ($p \leq 0,05$).

Em solos salino-sódicos é recomendado que após o uso de corretivos de salinidade seja feita aplicação da lâmina de lixiviação, pois quando não aplicados, tem-se o risco de que a lixiviação dos sais possa ocorrer mais rapidamente do que a remoção do sódio trocável, convertendo-os em solos sódicos (ALBUQUERQUE et al., 2018). A redução dos sais no solo após o uso de corretivos com subsequente aplicação da lavagem diminui o nível de salinidade do solo que pode ser influenciada pela granulometria do solo, visto que a porosidade influencia no processo de lixiviação dos sais (SÁ et al., 2013).

4.2. Parte II: solo salino após aplicação de fertilizantes

4.2.1 Atributos químicos do solo

Os resultados para os atributos químicos após 90 dias de incorporação dos fertilizantes nos solos corrigidos com enxofre + *Acidithiobacillus* e lodo de esgoto (C1, C2 e C3) no solo (Tabela 6) permitem concluir que houve efeito significativo para a maioria das variáveis analisadas, tanto para os corretivos, quanto para os fertilizantes e também na interação corretivos – fertilizantes (C x F).

Tabela 7. Dados da análise de variância para pH, CE, teores de cátions trocáveis e fósforo disponível, após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização em solo com uso de fontes de corretivos

Fontes de Variação	QM							
	CE	pH	K	Na	Ca	Mg	PST	P
Corretivos	10,2**	19,2**	0,0006 ^{ns}	10,1*	2785*	47*	362*	7,10 ^{ns}
Fertilizantes	8,2**	0,1 ^{ns}	0,063**	1,4*	62*	13*	24*	33,87*
C x F	2,8**	0,1 ^{ns}	0,006 ^{ns}	5,2*	45*	11*	37*	9,69*
Bloco	0,2 ^{ns}	0,01 ^{ns}	0,0028 ^{ns}	0,3 ^{ns}	2 ^{ns}	0,5 ^{ns}	0,71 ^{ns}	1,67 ^{ns}
CV (%)	22,77	3,16	10,66	11,40	5,02	9,48	9,99	12,24

**significativo a 5%; *significativo a 1%; ^{ns} não significativo a 5%.

Para a variável condutividade elétrica (CE) do solo foi observado diferença significativa entre os corretivos utilizados e as fontes de fertilizantes (Tabela 7). Observa-se que o tratamento C2 manteve a CE mais baixa em relação aos tratamentos C1 e C3. Entre os fertilizantes no tratamento com o corretivo 1 (C1) os fertilizantes microbianos (BF, BP1 e BP2) foram estatisticamente diferentes dos tratamentos sem fertilizantes e fertilizantes convencionais (FS1 e FS2), ou seja, a CE do solo foi menor nos tratamentos com fertilizantes microbianos.

O mesmo ocorreu com o corretivo 2 (C2), demonstrando o efeito dos fertilizantes microbiano na salinidade do solo. Nas médias gerais obtidas para os fertilizantes observa-se que os fertilizantes microbianos (BP1 e B1) foram os que apresentaram os resultados mais baixos (Tabela 7). Dessa forma, com exceção do BP2 no C3, percebe-se que tanto o lodo de esgoto (LE) quanto os fertilizantes microbianos atuaram conjuntamente e influenciaram na redução da CE do solo, enquanto os fertilizantes solúveis convencionais forneceram valores mais elevados em relação aos fertilizantes microbianos.

Estes resultados estão de acordo Wu et al. (2018), que avaliaram o efeito da fertilização com esterco bovino, húmus de minhoca e biofertilizante e verificaram que os valores de CE foram menores em relação ao fertilizante solúvel.

Tabela 8. Condutividade elétrica (CE) do solo em solução solo:água (1:2,5) após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização e transformados pela equação de regressão $CEs = 5,5582 CE_{1:2,5} - 0,2481$, obtida por Souza et al. (2013)

Fonte de fertilização ²	Corretivos ¹			Médias
	Enxofre+Ac	Enxofre+Ac.+LE 2,5%	Enxofre+Ac.+LE 5%	
	C1	C2	C3	
Condutividade elétrica (mS cm ⁻¹)				
Sem Fertilizante-SF	32 a A	22 a A	25 b A	27 a
Bioprotetor-BP1	18 b A	16 b A	11 c A	15 b
Bioprotetor-BP2	24 b B	12 b C	35 a A	23 a
Biofertilizante-B1	19 b A	10 b A	18 c A	16 b
Fert. Solúvel-FS1	29 a A	20 a B	31 a A	27 a
Fert. Solúvel-FS2	30 a A	23 a A	22 b A	25 a
Médias	25 A	17 B	24 A	

¹Médias seguidas de mesma letra maiúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de significância; ²Médias seguidas de mesma letra minúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de significância

Observou-se que o pH do solo (Tabela 8) não foi influenciado pelas fontes de fertilizantes dentro de cada fator corretivo, sendo os tratamentos com corretivos os responsáveis pelas mudanças nos valores de pH encontrados. O tratamento C1 (enxofre+Ac.) foi o que promoveu maior redução no pH, provavelmente pela formação de ácido sulfúrico, e o solo passou de alcalino para acidez moderada a média.

Tabela 9. Valores de pH do solo em solução solo:água (1:2,5) após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização

Fonte de fertilização ²	pH em água (Solo: água 1:2,5) ¹			Médias
	Enxofre+Ac	Enxofre+Ac.+LE 2,5%	Enxofre+Ac.+LE 5%	
	C1.	C2	C3	
Sem Fertilizante-SF	5,9 a B	7,7 a A	7,9 a A	7,2 a
Bioprotetor-BP1	6,0 a C	7,3 a B	7,7 a A	7,0 a
Bioprotetor-BP2	5,8 a B	7,8 a A	7,7 a A	7,1 a
Biofertilizante-B1	5,9 a B	7,9 a A	7,8 a A	7,2 a
Fert. Solúvel-FS1	5,8 a B	7,4 a A	7,6 a A	6,9 a
Fert.Solúvel-FS2	5,9 a B	7,7 a A	7,6 a A	7,0 a
Médias	5,9 B	7,6 A	7,7 A	

¹Médias seguidas de mesma letra maiúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de significância; ²Médias seguidas de mesma letra minúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de significância.

Os tratamentos com lodo de esgoto (LE) de acordo com Zuo et al. (2019) tiveram uma diminuição mais gradual no período, porém se comparado com os valores anteriores houve

redução em 0,06-0,66 e 0,10-0,41 unidade-pH nas doses de 50 e 100 t ha⁻¹, respectivamente. Reduções de pH em 0,01-0,28; 0,11-0,33 e 0,47-0,57 unidade-pH com doses de 25, 50 e 125 t ha⁻¹.

O efeito na redução do pH com uso de LE em solos alcalinos também foi relatado por Bai et al. (2017), usando várias doses (75, 150 e 300 t ha⁻¹), com avaliação ao longo do tempo, e em consequência promoveu melhor atuação na fertilidade do solo. Reduções no pH e na salinidade também foram descritas por Bai et al. (2013).

Para sódio trocável (Tabela 9) observou-se diferenças significativas para os fertilizantes em todos os tratamentos com corretivos. No tratamento C1, os fertilizantes microbianos com *Cunninghamella elegans*, e o tratamento sem fertilização foram os que apresentaram menores teores de sódio trocável, sendo estatisticamente iguais entre si, enquanto os outros três tratamentos foram iguais e com valores superiores aos demais.

Para o corretivo C2 os maiores teores de sódio trocável foram obtidos nos tratamentos SF (sem fertilizantes) e FS2 (fertilizante solúvel na dose 2), que foram diferentes dos demais. No corretivo C3, os teores de sódio diferiram entre todos os fertilizantes, sendo observados valores mais elevados para o BP2, seguido do FS1. Este comportamento foi totalmente diferente do que ocorreu para o C2, visto que o tratamento SF foi o que apresentou menor teor de sódio, indicando que independente das doses, as fontes de fertilização contribuíram no aumento da disponibilidade do sódio (Tabela 9).

No desdobramento das fontes de fertilização entre os corretivos percebe-se que os fertilizantes no tratamento corretivo C3 foram os que apresentaram os maiores teores de Na, com exceção para o Sem Fertilizantes no C2 e FS1 no C1. Em C1 e C2, as fontes de fertilização mostraram comportamento semelhante, indicando que a dose maior do LE pode desencadear maiores teores de sódio no solo, com atuação dos fertilizantes (Tabela 9).

Tabela 10. Teores de sódio trocável após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização

Fonte de fertilização	Corretivos			Médias
	Enxofre+Ac. C1	Enxofre+Ac.+LE 2,5% C2	Enxofre+Ac.+LE 5% C3	
	Na trocável (cmol _c kg ⁻¹)			
Sem Fertilizante-SF	3,48 b B	4,92 a A	3,65 e B	4,01 b
Bioprotetor-BP1	3,37 b B	3,25 c B	5,52 c A	4,05 b
Bioprotetor-BP2	2,86 b B	3,22 c B	7,82 a A	4,63 a
Biofertilizante-B1	4,89 a B	3,19 c B	5,46 c A	4,51 a
Fert. Solúvel-FS1	5,34 a B	3,22 c C	6,58 b A	4,67 a
Fert.Solúvel-FS2	5,47 a A	4,01 b B	4,52 d B	5,05 a
Médias	4,23 B	3,63 C	5,59 A	

¹Médias seguidas de mesma letra maiúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de significância; ²Médias seguidas de mesma letra minúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de significância.

Para potássio trocável (K) foram obtidos resultados mais homogêneos entre o desdobramento de corretivos e as fontes de fertilizantes, e não apresentou significância das fontes de fertilização entre os corretivos, ou seja, os corretivos não influenciaram na disponibilidade de potássio (Tabela 10). Os fertilizantes variaram entre si dentro dos tratamentos corretivos, sendo a fonte FS1 e FS2, os tratamentos que apresentaram maiores teores e significativamente mais elevados, nos três corretivos.

Tabela 11. Teores de potássio trocável após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização

Fonte de fertilização ²	Corretivos ¹			Médias
	Enxofre+Ac. C1	Enxofre+Ac.+LE 2,5% C2	Enxofre+Ac.+LE 5% C3	
	K trocável (cmol _c kg ⁻¹)			
Sem fertilizante-SF	0,45 c A	0,48 b A	0,41 b A	0,42 b
Bioprotetor-BP1	0,44 c A	0,38 b A	0,43 b A	0,42 b
Bioprotetor-BP2	0,41 c A	0,42 b A	0,50 b A	0,44 b
Biofertilizante-B1	0,42 c A	0,47 b A	0,49 b A	0,46 b
Fert. Solúvel-FS1	0,55 b A	0,55 a A	0,62 a A	0,57 a
Fert. Solúvel-FS2	0,67 a A	0,64 a A	0,56 a A	0,63 a
Médias	0,51 A	0,48 A	0,49 A	

¹Médias seguidas de mesma letra maiúscula, na linha não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott no nível de significância de 5%; ²Médias seguidas de mesma letra minúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott com 5% de probabilidade.

Para o cálcio (Ca) no solo após adição das fontes de fertilização (Tabela 11) os resultados foram significativos tanto no desdobramento para corretivo quanto para os fertilizantes. Avaliando os corretivos, constatou-se que o C3 foi o que apresentou os maiores teores de cálcio, seguido do C2 que mostrou o segundo maior valor em relação ao C1. Os resultados demonstram que o lodo de esgoto (LE) foi uma fonte de Ca para o solo.

Para o desdobramento dos fertilizantes foi observado que no C1, o tratamento BP2 foi significativamente melhor, seguido do FS2 e do BP1, que foram semelhantes entre si, enquanto que BF, FS1 e Sem Fertilizante (SF) apresentaram valores inferiores. Os fertilizantes microbianos BP1 e B1 resultaram em maior acúmulo de cálcio trocável no solo que podem estar relacionados com a matéria orgânica presente no material, resultados similares foram observados por Oo, Iwai e Saenjan (2015) com uso de composto e húmus de minhoca em um solo salino.

Tabela 12. Teores de cálcio trocável após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização

Fonte de fertilização ²	Corretivos ¹			Médias
	Enxofre+Ac. C1	Enxofre+Ac.+LE 2,5% C2	Enxofre+Ac.+LE 5% C3	
Ca trocável (cmol _c kg ⁻¹)				
Sem Fertilizante-SF	7,5 c C	25,2 c B	28,6 c A	20,4 c
Bioprotetor-BP1	13,6 b C	23,6 c B	36,1 b A	24,4 b
Bioprotetor-BP2	16,3 a C	25,8 c B	38,8 a A	27,0 a
Biofertilizante-B1	9,9 c B	36,5 a A	36,3 b A	27,6 a
Fert. Solúvel-BS1	8,1 c C	25,4 c B	39,7 a A	24,4 b
Fert. Solúvel-BS2	14,2 b C	28,0 b B	37,3 b A	26,5 a
Médias	11,6 C	27,4 B	36,1 A	

¹Médias seguidas de mesma letra maiúscula, na linha não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott no nível de significância de 5%; ²Médias seguidas de mesma letra minúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott com 5% de probabilidade.

No C2, o comportamento dos fertilizantes em relação ao Ca²⁺ foi diferente, em relação a C1, sendo B1 o melhor, seguido de BS2. Os demais tratamentos mostraram resultados semelhantes, mostrando a interferência do LE em relação aos resultados observados para C1 que não utilizou composto orgânico. Para o corretivo C3, os dois melhores resultados foram com BS1 e BP2, e o menor valor foi observado com o tratamento Sem Fertilizante (SF), que somente no C3 diferiu estatisticamente dos tratamentos com fertilizantes.

Os teores observados de magnésio no solo indicaram que corretivos e fertilizantes influenciaram nos resultados (Tabela 12).

Tabela 13. Teores de magnésio trocável, após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização

Fonte de fertilização ²	Corretivos ¹			Médias
	Enxofre+Ac C1.	Enxofre+Ac.+LE 2,5% C2	Enxofre+Ac.+LE 5% C3	
	Mg trocável (cmol _c kg ⁻¹)			
Sem Fertilizante	2,56 d B	4,63 a A	2,38 d B	3,19 d
Bioprotetor-BP1	4,40 c B	4,51 a B	6,50 a A	5,13 b
Bioprotetor-BP2	6,16 b A	2,93 b B	3,36 c B	4,15 c
Biofertilizante-1	9,30 a A	4,46 a B	4,73 b B	6,16 a
Fert.Solúvel- FS1	9,70 a A	4,19 a B	4,85 b B	6,24 a
Fert.Solúvel- FS2	9,61 a A	3,63 b B	3,49 c B	5,58 b
Médias	6,92 A	4,06 B	4,22 B	

¹Médias seguidas de mesma letra maiúscula, na linha não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott no nível de significância de 5%; ²Médias seguidas de mesma letra minúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott com 5% de probabilidade.

Diferentemente do observado para o Ca, a disponibilidade do Mg entre os corretivos apresentou maior média em C1, diferindo estatisticamente dos demais. Provavelmente este fato está relacionada à maior solubilização desse nutriente no solo, devido à acidez gerada na oxidação do enxofre, que influenciou na disponibilização do Mg pelos fertilizantes.

As médias observadas para os fertilizantes evidenciam o efeito de sua utilização. O tratamento Sem Fertilizante mostrou a menor média e diferiu estatisticamente dos demais fertilizantes, seguido do BP2. As maiores médias foram obtidas para os FS1 e B1, seguido do BP1 e FS2. O primeiro e o segundo foram estatisticamente iguais, assim como os outros foram iguais entre si, e então podemos considerar, que nessa situação, tanto os fertilizantes solúveis convencionais quanto os microbianos são equivalentes.

Para os fertilizantes, o desdobramento dos corretivos mostrou que houve interação entre eles, sendo os FS1, FS2, B1 e BP2 os que apresentaram os maiores teores entre os fertilizantes no corretivo C1. Em relação a esses mesmos fertilizantes nos corretivos C2 e C3, enquanto para o BP1, o teor de Mg com maior valor ocorreu no corretivo C3, sendo significativamente diferente do C1 e do C2. Já o tratamento Sem Fertilizante sobressaiu no tratamento corretivo C2, sendo os outros dois equivalentes entre si.

No presente trabalho, o lodo de esgoto ao fornecer Ca ao solo, contribuiu na diminuição da concentração de Mg no solo, porém este efeito não foi suficiente para diminuir os níveis de sodicidade ao ponto de possibilitar o desenvolvimento de culturas agrícolas.

Em pesquisa realizada com a aplicação de fosfogesso foi observado que o aumento da concentração de Ca no solo substituiu o excesso de Mg do complexo de troca catiônica e contribuiu com benefícios econômicos dobrando a produtividade do cultivo do algodão em relação ao controle (VYSHPOLSKY et al., 2008).

Como pode ser visto na Tabela 13, o desdobramento dos corretivos para PST indicou que o corretivo C1 foi o que manteve os valores mais elevados, diferindo do C3 e do C2 respectivamente, o que deve estar relacionado com a utilização do LE, que atuou no fornecimento de Ca, que substituiu o Na e também o Mg, que apresentou teores elevados.

O teste de média entre os fertilizantes no solo tratado com o C1, o maior valor da PST foi verificado para o tratamento SF, enquanto os menores valores foram observados nos tratamentos com BP1 e BP2, demonstrando que esse fertilizante microbiano foi o que apresentou o melhor resultado e, conseqüentemente, pode estar relacionado com a ação do fungo *Cunninghamella elegans*, que é o diferencial desse fertilizante.

Tabela 14. Porcentagem de sódio trocável após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização

Fonte de fertilização ²	Corretivos ¹			Médias
	Enxofre+Ac. C1	Enxofre+Ac.+LE 2,5% C2	Enxofre+Ac.+LE 5% C3	
Na trocável (%)				
Sem fertilizante-SF	24,9 a A	13,5 a B	10,5 b C	16,3 a
Bioprotetor-BP1	15,5 d A	10,2 b B	11,4 b B	12,4 c
Bioprotetor-BP2	11,1 e B	9,9 b B	15,4 a A	12,2 c
Biofertilizante-B1	19,9 c A	7,1 c C	11,6 b B	12,9 c
Fert. Solúvel-FS1	22,5 b A	9,6 b C	12,7 b B	14,9 b
Fert. Solúvel-FS2	18,2 c A	11,0 b B	9,8 b B	13,0 c
Médias	18,7 A	10,2 C	11,9 B	

¹Médias seguidas de mesma letra maiúscula, na linha não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott considerando nível de significância de 5%; ²Médias seguidas de mesma letra minúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott com o valor nominal de 5% de probabilidade.

Para os fertilizantes no solo tratado com o corretivo C2 foi observado que o tratamento sem fertilizante foi o que manteve o maior percentual de sódio trocável em relação aos tratamentos que receberam fertilização. Já para os fertilizantes no corretivo C3, o maior percentual observado foi para o tratamento com o fertilizante BP2, que diferiu estatisticamente dos demais.

A utilização de matéria orgânica (MO) contribuiu significativamente na redução da PST, independentemente de sua fonte de origem. Os tratamentos que receberam o LE, assim

como os que receberam somente os fertilizantes microbianos como fonte de MO apresentaram valores inferiores aos tratamentos somente com enxofre e as bactérias do gênero *Acidithiobacillus* e que receberam fertilizantes solúveis convencionais. Avaliando esses percentuais em relação ao nível de sodicidade e salinidade percebe-se o quanto o uso fontes de matéria orgânica atua na redução da sodicidade, apresentando valores abaixo de 15%, o que comprova a sua importância na recuperação de solos afetados por sais.

A porcentagem de magnésio trocável (PMT) também foi avaliada (Tabela 14), visto que o solo apresenta teores elevados em relação aos demais cátions. Pelos resultados do desdobramento entre os dois fatores observou-se que nas médias para o fator corretivo, todos diferiram estatisticamente, sendo os tratamentos que receberam o LE apresentaram os menores valores, de acordo com o aumento da dose de lodo.

No desdobramento dos fertilizantes para o corretivo C1, observamos que as fontes de fertilização contribuíram no aumento da PMT. Os testes de média para os fertilizantes dentro dos corretivos foram similares aos resultados para a PST, visto que no C1, todos os fertilizantes apresentaram-se estatisticamente diferentes às suas respectivas fontes em todos os tratamentos. O mesmo aconteceu para o C2, todos diferiram em relação ao C1. Para C3 houve algumas diferenças, os fertilizantes microbianos, com exceção de BP2, foram os que apresentaram os maiores percentuais.

Tabela 15. Porcentagem de magnésio trocável após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização

Fonte de fertilização ²	Corretivos ¹			Médias
	Enxofre+Ac. C1	Enxofre+Ac.+LE 2,5% C2	Enxofre+Ac.+LE 5% C3	
	Magnésio trocável (%)			
Sem Fertilizante-SF	18,4 eA	13,1 a B	6,8 c C	12,8 d
Bioprotetor-BP1	20,2 eA	14,2 a B	13,4 a B	15,9 c
Bioprotetor-BP2	23,9 dA	9,0 b B	6,6 c B	13,2 d
Biofertilizante-B1	37,9 bA	9,9 b B	10,0 b B	19,3 b
Fert.Solúvel-FS1	40,8 aA	12,5 a B	9,4 b C	20,9 a
Fert.Solúvel-FS2	32,0 cA	10,0 b B	7,6 c C	16,6 c
Médias	28,9 A	11,5 B	9,00 C	

¹ Médias seguidas de mesma letra maiúscula, na linha não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott ao nível de significância de 5%; ²Médias seguidas de mesma letra minúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott com 5% de probabilidade.

No presente trabalho não foram avaliados parâmetros físicos, porém notou-se entre os tratamentos, que alguns apresentaram aspectos visuais diferentes em relação à infiltração de

água e estrutura da camada superficial dos vasos, que além do sódio, pode estar relacionado com o magnésio trocável (PMT). Estudos realizados por Karajeh et al. (2004) sugerem que solos com $PMT > 25\%$ apresentam problemas de degradação da estrutura do solo como diminuição da taxa de infiltração e formação de torrões maciços quando secam na fase pós-irrigação.

Para a variável de disponibilidade de fósforo (Tabela 15) os teores observados tiveram valores mais aproximados entre si, o desdobramento dos fatores para os corretivos não houve diferença significativa a 5% de probabilidade. Para o fator fertilizante, as médias obtidas diferiram significativamente, sendo a maior média observada para os fertilizantes convencionais, enquanto os demais foram estatisticamente iguais no C1.

O teste de média para dos fertilizantes entre os corretivos mostrou que os tratamentos SF, BP1, BP2 e FS1 nos três corretivos foram iguais. O BF, o maior teor disponível foi visto no C3 que diferiu do C1 e C2 (que foram iguais entre si). Já o FC2, a maior disponibilidade ocorreu no C1, que foi diferente do C2 e C3, que na diferiram entre si. O FS2 no C1 foi o maior valor obtido entre todas as médias estudadas para essa variável.

Tabela 16. Teores de fósforo disponível após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização

Fontes de fertilização ²	Corretivos ¹			Médias
	Enxofre+Ac. C1	Enxofre+Ac.+LE 2,5% C2	Enxofre+Ac.+LE 5% C3	
P disponível em mg kg ⁻¹ de solo				
Sem fertilizante-SF	6,0 d A	7,5 a A	8,5 b A	7,3 d
Bioprotetor-BP1	7,0 d A	8,5 a A	9,5 b A	8,3 c
Bioprotetor-BP2	9,3 c A	9,7 a A	11,2 a A	10,1 b
Biofertilizante-B1	7,1 d B	8,8 a B	11,0 a A	9,0 c
Fert.Solúvel-FS1	12,0 b A	9,7 a A	11,0 a A	10,9 b
Fert.Solúvel-FS2	16,2 a A	10,8 a B	11,2 a B	12,8 a
Médias	9,62 A	10,79 A	10,42 A	

¹ Médias seguidas de mesma letra maiúscula, na linha não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott ao nível de significância de 5%; ² Médias seguidas de mesma letra minúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott com 5% de probabilidade.

A aplicação dos corretivos, assim como dos fertilizantes contribuíram na disponibilização de P no solo, sendo que os solos que receberam o LE, os teores disponíveis são maiores, no entanto, esses valores são baixos, quando comparados aos níveis ótimos de P no solo. Efeito similar foi observado por Zhang et al. (2015) com a aplicação de fertilizantes microbiano e de corretivos, influenciando significativamente no aumento de P. O aumento da

disponibilidade de P em solos fertilizados organicamente pode estar relacionado à alta atividade microbiana induzida pela adição de resíduos orgânicos, que aceleram o ciclo de P (MELERO et al., 2007).

De acordo com Meena et al. (2018), a integração entre adubação orgânica e adubação mineral melhora a disponibilidade de P no solo salino e contribui na diminuição da salinidade em experimento avaliado por três anos seguidos. Entretanto, essas fontes orgânicas sozinhas não resolvem completamente o problema da salinidade, mas o uso continuado melhora propriedades químicas e biológicas do solo.

4.2.2 Atributos biológicos do solo

Na avaliação biológica, os resultados da análise de variância (Tabela 16) mostraram que houve diferença significativa para as variáveis observadas quando relacionadas aos fatores corretivos e fertilizantes e também no desdobramento entre eles. Observou-se que houve diferença estatística em função dos corretivos, associado aos fertilizantes utilizados.

Tabela 17. Dados da análise de variância para respiração basal, carbono da biomassa microbiana (CBM) e quociente metabólico, após 90 da adição de diferentes fontes de fertilização em solo com uso de fontes de corretivos

Fontes de Variação	Respiração basal	CBM	Quociente metabólico ^(x^{0,5})
Corretivos	636,58*	22685,07*	0,0016**
Fertilizantes	435,61*	63578,65*	0,0042**
C x F	971,72*	75026,93*	0,0048**
Bloco	59,65 ^{ns}	7869,454 ^{ns}	0,0003 ^{ns}
CV (%)	13,33	9,16	14,01

Dados transformados (x^{0,5}).

Na avaliação biológica, a atividade microbiana, medida por respiração basal, variou de 12,27 a 85,80 ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g solo}^{-1} \text{ dia}^{-1}$). Para o carbono da biomassa microbiana (CBM) os valores variaram de 45,422 a 551,58 ($\mu\text{g C g}^{-1} \text{ solo}$) e o quociente metabólico entre 0,077 e 0,218 entre os tratamentos utilizados (Tabela 17).

Os resultados do quociente metabólico (qCO₂) do solo para o desdobramento entre os corretivos mostraram que as maiores médias foram observadas no C1, enquanto para o C2 e C3 foram estatisticamente iguais (Tabela 17). Entre os fertilizantes, foi observado que o BF e FS2 apresentaram maior quociente para o C1, sendo iguais entre si e diferindo dos demais, que foram iguais entre si. No C2, os tratamentos SF, BP1 e BP2 foram superiores estatisticamente aos demais e iguais entre si. E no C3, os tratamentos SF e C3 foram os que

apresentaram o maior qCO_2 e diferiu dos demais, seguido pelo BF, que foi diferente do FS1, BP1 e BP2, que foram iguais a nível de 5% de significância.

O qCO_2 apresentou correlação negativa média com o CBM (-0,611) e positiva média com C- CO_2 (0,558). Isto é, à medida que o CBM aumentou ocorreu um decréscimo no qCO_2 , enquanto para respiração basal ocorreu o inverso. O quociente metabólico avalia os efeitos do estresse na comunidade microbiana e geralmente é menor em solos que recebem material orgânico em solos salino e não-salinos (YAN e MARSCHNER, 2013a).

Na respiração basal, os fertilizantes influenciaram no solo salino que recebeu o enxofre + *Acidithiobacillus*, ou seja, os fertilizantes além de atuar na disponibilidade de nutrientes também são fontes de energia para os microrganismos e conseqüentemente, no aumento da atividade microbiana no solo. A utilização de fontes de correções em solos salino-sódicos melhora as características físicas e químicas, e aumenta a atividade microbiana e biomassa do solo (WU et al., 2012).

Tabela 18. Respiração basal, carbono da biomassa microbiana (CBM) e quociente metabólico do solo após 90 dias da adição de diferentes fontes de fertilização

Fonte de fertilização ²	Corretivos ¹			Médias
	Enxofre+Ac.	Enxofre+Ac.+LE 2,5%	Enxofre+Ac.+LE 5%	
Respiração basal ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g solo}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)				
Sem Fertilizante-SF	12,27 c C	41,80 a B	85,80 a A	46,62 a
Bioprotetor-BP1	50,18 a A	32,37 b B	27,13 c B	36,56 b
Bioprotetor-BP2	29,22 b B	45,99 a A	43,37 b A	39,52 b
Biofertilizante-B1	33,89 b A	13,51 c B	33,80 c A	27,06 c
Fert.Solúvel-FS1	30,27 b A	35,51 b A	25,03 c A	30,27 c
Fert.Solúvel-FS2	51,22 a A	33,22 b B	51,22 b A	45,22 a
Médias	34,51 B	33,73 B	44,39 A	
Carbono da biomassa microbiana ($\mu\text{g C g}^{-1}$ de solo)				
Sem Fertilizante-SF	122,1 b B	272,2 c A	118,5 e B	237,63 c
Bioprotetor-BP1	322,2 a B	344,4 c B	488,8 b A	318,51 b
Bioprotetor-BP2	377,7 a B	222,2 c C	766,6 a A	455,55 a
Biofertilizante-B1	250,0 a B	400,1 b A	372,2 c A	340,76 b
Fert.Solúvel-FS1	294,4 a B	490,8 a A	233,4 d B	339,58 b
Fert.Solúvel-FS2	172,2 b B	300,5 c A	138,8 e B	203,88 c
Médias	255,47 B	338,39 A	353,10 A	
Q (CO_2) ^(x^{0,5})				
Sem Fertilizante-SF	0,103 b B	0,150 a A	0,173 a A	0,145 a
Bioprotetor-BP1	0,136 b A	0,134 a A	0,109 c A	0,126 b
Bioprotetor-BP2	0,102 b B	0,161 a A	0,077 c B	0,113 b
Biofertilizante-B1	0,218 a A	0,121 b B	0,136 b B	0,159 a
Fert.Solúvel-FS1	0,118 b A	0,101 b A	0,104 c A	0,108 b
Fert.Solúvel-FS2	0,193 a A	0,100 b B	0,176 a A	0,157 a
Médias	0,145 A	0,128 B	0,129 B	

¹ Médias seguidas de mesma letra maiúscula, na linha não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott no nível de significância de 5%; ²Médias seguidas de mesma letra minúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott com 5% de probabilidade.

Nos solos que além do enxofre + *Acidithiobacillus* receberam o lodo de esgoto, percebe-se que o resíduo orgânico atuou como fonte de carbono para o desenvolvimento dos microrganismos. Em relação ao efeito dos fertilizantes nos tratamentos de correção que receberam o LE, as taxas de respiração foram maiores e os tratamentos que não foram fertilizados, a atividade microbiana foi menos expressiva. Demonstrando que tanto o uso do lodo de esgoto quanto dos fertilizantes estimulou a respiração do solo tanto, sendo similar aos resultados obtidos por Oo, Iwai e Saenjan (2015).

Em solos salinos, a atividade da comunidade microbiana pode aumentar rapidamente quando os níveis de sais são reduzidos e o substrato é adicionado (YAN; MARSCHNER, 2013a), e a aplicação de fontes de matéria orgânica tem sido sugerida como uma forma de estimular essa atividade nos solos (SETIA; MARSCHNER, 2013). Na ausência do substrato, essa recuperação provavelmente será mais lenta (YAN; MARSCHNER, 2013b).

5. CONCLUSÕES

A adição de enxofre inoculado com bactérias oxidantes reduz o pH, e demonstra ser eficiente na redução da alcalinidade do solo. Devido a sua elevada capacidade de acidificação a dose ser utilizada com cautela.

O enxofre inoculado com bactérias oxidantes em interação com o lodo de esgoto mostra efeito positivo na neutralização do solo. Sendo importante a avaliação em longo prazo para maior observação desse efeito.

O ácido sulfúrico gerado da interação do enxofre + *Acidithiobacillus* com o lodo de esgoto influencia na disponibilidade de nutrientes no solo. Devido à forte influência do lodo de esgoto sob os atributos do solo a análise prévia dos compostos adicionados deve ser pré-requisito para manejo adequado em solos salino-sódicos.

A correção com o enxofre + *Acidithiobacillus* destaca-se na mineralização do magnésio no solo, enquanto a correção com enxofre inoculado com bactérias oxidantes em interação com o lodo de esgoto atua no cálcio e no sódio ficando mais em evidência. Além disso, o lodo esgoto contribui de forma significativa na capacidade de troca de cátions no solo.

A interação entre o enxofre inoculado com bactérias oxidantes e o lodo de esgoto contribui na melhoria do desempenho dos atributos microbianos avaliados, e também sofre influência dos fertilizantes microbianos em interação com o lodo de esgoto.

A utilização de lodo de esgoto e dos fertilizantes microbianos auxilia na disponibilização de nutrientes e na atividade microbiana nos solos salino-sódicos.

6. REFERÊNCIAS

AHMED, K.; QADIR, G.; JAMI, A. R.; SAQIB, A. I.; NAWAZ, M. Q.; KAMAL, M. A.; HAQ, E. Strategies for soil amelioration using sulphur in salt affected soils. **Cercetări Agronomice în Moldova**, Iase, v. 49, n. 3(167), p. 5 – 16, 2016.

ALBUQUERQUE, A. S.; FONSECA, N. C.; SANTOS, R. V.; MEDEIROS, W. P. Atributos químicos em solo salino-sódico e efeito do ácido sulfúrico no crescimento da *Prosopis juliflora*. **Revista Ciência Agrária**, Recife, v. 61, p. 1-8, 2018.

AMINI, S.; GHADIRI, H.; CHEN, C.; MARSCHNER, P. Salt-affected soils, reclamation, carbon dynamics, and biochar: a review. **Journal of Soils and Sediments**, Berlim, v. 16, p. 939–953, 2016.

AMUNDSON, R.; BERHE, A. A.; HOPMANS, J. W.; OLSON, C.; SZTEIN, A. E.; SPARKS, D. L. Soil and human security in the 21st century. **Science**, Washington, v. 348, 2015.

ANGIN, I.; ASLANTAS, R.; GUNES, A.; KOSE, M.; OZKAN, G. Effects of Sewage Sludge Amendment on Some Soil Properties, Growth, Yield and Nutrient Content of Raspberry (*Rubus idaeus* L.). **Erwerbs-Obstbau**, Berlin, v. 59, p. 93-99, 2017.

BAI, J. H.; XIAO, R.; ZHANG, K. J.; GAO, H. F.; CUI, B. S.; LIU, X. H. Soil organic carbon as affected by land use in young and old reclaimed regions of a coastal estuary wetland, China. **Soil Use and Management**, Hoboken, v. 29, p. 57-64, 2013.

BAI, Y.; ZANG, C.; GU, M.; GU, C.; SHAO, H.; GUAN, Y.; WANG, X.; ZHOU, X.; SHAN, Y.; FENG, K. Sewage sludge as an initial fertility driver for rapid improvement of mudflat salt-soils. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 578, p. 47 – 55, 2017.

BARTLETT, R.J. & ROSS, S.D. Colorimetric determination of oxidizable carbon in acid soil solutions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, p. 1191-1192, 1988.

BERGER, L. R. R.; STAMFORD, T. C. M.; STAMFORD, N. P. Perspectivas para uso da quitosana na agricultura. **Revista Iberoamericana de Polímeros**, Leioa, v. 12, p. 195-215, 2011.

BERGER, L. R. R.; STAMFORD, N. P.; SANTOS, C. E. R. E. S.; FREITAS, A. D. S.; FRANCO, L. O.; STAMFORD, T. C. M. Características de plantas e solo afetadas por biofertilizantes de rochas e matéria orgânica inoculada com bactérias diazotróficas e fungos que produzem quitosana. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Temuco, v. 13, p. 592-603, 2013.

BERGER, L. R. R.; STAMFORD, N. P.; WILLADINO, L. G.; LARANJEIRA, D.; DE LIMA, M. A. B.; MALHEIROS, S. M. M.; DE OLIVEIRA, W. J.; STAMFORD, T. C. M. Cowpea resistance induced against *Fusarium oxysporum* f. sp. tracheiphilum by crustacean chitosan and by biomass and chitosan obtained from *Cunninghamella elegans*. **Biological control**, San Diego, v. 92, p. 45-54, 2016.

BRONICK, C.J., LAL, R. Soil structure and management: A review. **Geoderma**, Amsterdam, v.124, p. 3-22. 2005.

BUTCHER, K.; WICK, A. F.; DESUTTER, T.; CHATTERJEE, A.; HARMON, J. Soil salinity: a threat to global food security. **Agronomy Journal**, Madison, v. 108, p. 2189–2200, 2016.

CARVALHO JÚNIOR, G. S.; ARAÚJO, V. L.; SILVA, D. M. A.; SOFIATTI, V.; BELTRÃO, N. E. de M.; GHEYI, H. R. Atributos químicos de um latossolo vermelho tratado com resíduo têxtil. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, p. 164-176, 2011.

CASSEL, F.; GOORAHOO, D.; SHARMASARKAR, S. Salinization and yield potential of a saltladen Californian soil: an in situ geophysical analysis. **Water Air Soil Pollut**, Amsterdam, v. 226, p. 422, 2015.

CHARI, M. M.; NEMATI, F.; AFRASIAB, F.; KAHKHAMOGHADDAM, P.; DAVARI, A. Prediction of evaporation from shallow water table using regression and artificial neural networks. **Journal of Agricultural Science**, Ontário, v. 5, p. 1-13, 2013.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE 2006. Resolução 375/2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codleg.506>>. Acesso em: 20 de março de 2019.

CONG, P.; OUYANG, Z.; HOU, R.; HAN, D. Effects of application of microbial fertilizer on aggregation and aggregate-associated carbon in saline soils. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 168, p. 33-41, 2017.

COSTA, V. L.; MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A.; GREGO, C. R.; MELO, L. C. A. Distribuição espacial de fósforo em latossolo tratado com lodo de esgoto e adubação mineral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, p. 287-93, 2014.

DALIAKOPOULOS, I. N.; TSANIS, I. K.; KOUTROULIS, A.; KOURGIALAS, N. N.; VAROUCHAKIS, A. E.; KARATZAS, G. P.; RITSEMA, C. J. The threat of soil salinity: A European scale review. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 573, p. 727-739, 2016.

EKWUE, E. I.; HARRILAL, A. Effect of soil type, peat, slope, compaction effort and their interactions on infiltration, runoff and raindrop erosion of some Trinidadian soils. **Biosystems Engineering**, San Diego, v. 105, p. 112-118, 2010.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de métodos de análises de solos**. 3. edição, revisada e ampliada. Brasília, DF, Embrapa Solos, 2017, 573 p.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. edição, revisada e ampliada. Brasília, DF, Embrapa Solos, 2018, 700 p.

FERREIRA, D. F. SISVAR: um programa para análises e ensino de estatística. **Revista Symposium**, Recife, v. 6, p. 36-41, 2008.

FREIRE, M. B. G. S.; PESSOA, L. G. M.; GHEYI, H. R. Métodos de análises químicas para solos salinos. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**. 2 ed. Fortaleza: INCTSal, cap. 10, p. 123-145, 2016.

GARCIA JÚNIOR, R., O.; BIGHAM, J. M.; TUOVINEM, O. H. Oxidation of isochemical FeS₂ (marcasite-pyrite) by *Acidithiobacillus thiooxidans* and *Acidithiobacillus ferrooxidans*. **Journal Minerals Engineering**, Amsterdam, v. 20, p. 98-101, 2007.

GHASSEMI, F.; JAKEMAN, A. J.; NIX, H. A. **Salinization of land and water resources: Human causes, extent, management and case studies**. UNSW Press, Sydney, CAB International, Wallingford. (1995).

GOLLARATA, M.; RAIESI, F. The adverse effects of soil salinization on the growth of *Trifolium alexandrinum* L. and associated microbial and biochemical properties in a soil from Iran. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 1699-1702, 2007.

GORJI, T.; SERTEL, E.; TANIK, A. Monitoring soil salinity via remote sensing technology under data scarce conditions: A case study from Turkey. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 74, p. 384-391, 2017.

GWENZI, W.; MUZAVA, M.; MAPANDA, F.; TAURO, T. P. Comparative short-term effects of sewage sludge and its biochar on soil properties, maize growth and uptake of nutrients on a tropical clay soil in Zimbabwe. **Journal of Integrative Agriculture**, Amsterdam, v. 15, p. 1395–1406, 2016.

HAMDI, H.; HECHMI, S.; KHELIL, M. N.; ZOGHLAMI, I. R.; BENZARTI, S.; MOKNITLILI, S.; HASSEN, A.; JEDIDI, N. Repetitive land application of urban sewage sludge: Effect of amendment rates and soil texture on fertility and degradation parameters. **Catena**, Amsterdam, v. 172, p. 11-20, 2019.

HEYDARNEZHAD, F.; SHAHINROKHSAR, P.; SHOKRI, V. H. Influence of elemental sulfur and sulfur oxidizing bacteria on some nutrient deficiency in calcareous soils. **International Journal of Agriculture and Crop Sciences**, Varsóvia, v.4, n.12, p.735-739, 2012.

HOLANDA, J. S.; AMORIN, J. R. A.; FERREIRA NETO, HOLANDA, A. C.; SÁ, F. V. S. Qualidade da água para irrigação. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**. 2° ed. Fortaleza: INCTSal, cap. 2, p. 35-50. 2016.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE PERNAMBUCO - IPA. **Recomendações de adubação para o estado de Pernambuco**: 2 ed. Rev. Recife: IPA, 212 p. 2008.

IVUSHKIN, K.; BARTHOLOMEUS, H.; BREGT, A. K.; PULATOV, A.; BUI, E. N.; WILFORD, J. Soil salinity assessment through satellite thermography for different irrigated and rainfed crops. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, Amsterdam, v. 68, p. 230-237, 2018.

KANG, Y.-H.; LIU, S.-H.; WAN, S.-Q.; WANG, R.-S. Assessment of soil enzyme activities of saline-sodic soil under drip irrigation in the Songnen plain. **Paddy and Water Environment**, Heidelberg, v. 11, p. 87-95, 2013.

KARAJEH, F.; KARIMOV, A.; MUKHAMEDJANOV, V.; VYSHPOLSKY, F.; MUKHAMEDJANOV, K.; IKRAMOV, R.; PALVANOV, T.; NOVIKOVA, A. Improved on-farm water management strategies in Central Asia. In: RYAN, J.; VLEK, P.; PARODA, R.S. (Eds.), **Agriculture in Central Asia: Research for Development**. Aleppo: Center for Development Research, p. 76–89, 2004.

KARIMIZARCHI, M.; AMINUDDIN, H.; KHANIF, M. Y.; RADZIAH, O. Elemental Sulphur Application Effects on Nutrient Availability and Sweet Maize (*Zea mays* L.) response in a High pH Soil of Malaysia. **Malaysian Journal of Soil Science**, Selangor, v. 18, p. 75-86, 2014.

LI, J.; PU, L.; ZHU, M.; DAI, X.; XU, Y.; CHEN, X.; ZHANG, L.; ZHANG, R. Monitoring soil salt content using HJ-1A hyperspectral data: a case study of coastal areas in Rudong County, Eastern China. **Chinese Geographical Science**, New York, v. 25, p. 1–11, 2014.

LIMA, F. S.; N. P.; SOUSA, C. S.; LIRA JUNIOR, M. A.; MALHEIROS, S. M. M.; STRAATEN, P. Earthworm compound and rock biofertilizer enriched in nitrogen by inoculation with free living diazotrophic bacteria. **World journal of microbiology & biotechnology**, New York, v. 26, p. 1769-1775, 2010.

LOPEZ-VALDEZ, F.; FERNANDEZ-LUQUENO, F.; LUNA-GUIDO, M. L.; MARSCH, R.; OLALDE-PORTUGAL, V.; DENDOOVEN, L. Microorganisms in sewage sludge added to an extreme alkaline saline soil affect carbon and nitrogen dynamics. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 45, p. 225-231, 2010.

MACHADO, R. M. A.; SERRALHEIRO, R. P. Soil Salinity: Effect on Vegetable Crop Growth. Management Practices to Prevent and Mitigate Soil Salinization. **Horticulturae**, Amsterdam, v. 3, p. 30, 2017.

MAHMOODABADI, M.; YAZDANPANA, N.; SINOBAS, L. R.; PAZIRA, E.; NESHAT, A. Reclamation of calcareous saline sodic soil with different amendments (I): Redistribution of soluble cations within the soil profile. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 120, p. 30-38, 2013.

MAIA, F. C. V.; LIMA, S. O.; BENÍCIO, L. P. F.; FREITAS, G. A.; FURLAN, J. C. Qualidade física do solo após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Nativa**, Sinop, v. 6, p. 345-351, 2018.

MAO, L.; GUO, W.; YUAN, Y.; QUIN, D.; WANG, S.; NIE, J. et al. Cotton stubble effects on yield and nutrient assimilation in coastal saline soil. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 239, p. 71-81, 2019.

- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 3.ed London: Elsevier, 2012. 643p.
- MAZAHERI, M. R.; MAHMOODABADI, M. Study on infiltration rate based on primary particle size distribution data in arid and semi-arid region soils. **Arabian Journal of Geosciences**, Heidelberg, v. 5, p. 1039-1046, 2012.
- MEENA, M. D.; NARJARY, B.; SHEORAN, P.; JAT, H. S.; JOSHI, P. K.; CHINCHMALATPURE, A. R.; YADAVA, G.; YADAVA, R. K.; MEENA, M. K. Changes of phosphorus fractions in saline soil amended with municipal solid waste compost and mineral fertilizers in a mustard-pearl millet cropping system. **Catena**, Amsterdam, v. 160, p. 32-40, 2018.
- MEENA, M. D.; YADAV, R. K.; NARJARY, B.; YADAV, B.; JAT, H. S.; SHEORAN, P. et al. Municipal solid waste (MSW): Strategies to improve salt affected soil sustainability: A review. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Temuco, v. 84, p. 38–53, 2019.
- MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo; métodos de análises**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2005. p. 107.
- MOHAMED, A. A.; EWEDA, W. E. E.; HEGGO, A. M.; HASSAN, E. A. Effect of dual inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi and sulphur-oxidising bacteria on onion (*Allium cepa* L.) and maize (*Zea mays* L.) grown in sandy soil under greenhouse conditions. **Annals of Agricultural Sciences**, Cairo, v. 59, p. 109-118, 2014.
- MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Variabilidade espacial de classes de textura, salinidade e condutividade hidráulica de solos em planície aluvial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.10, p.30-37, 2006.
- NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 385-392, 2004.
- OLIVEIRA, W. S.; STAMFORD, N. P.; SILVA, E. V. N.; SANTOS, C. E. R. E. S.; FREITAS, A. D. S.; ARNAUD, T. M. S.; SARMENTO, B. F. Interactive Microbial Processes for Improvement of Melon Yield and Nutrients Availability in Soil of the Semiarid Region. **Australian Journal of Crop Science**, Lismore v. 8, p. 1124-1130, 2014.
- OLIVEIRA, W. S.; COELHO, I. L.; OLIVEIRA, J. R.; LIMA, M. C. B.; STAMFORD, N. P.; ARNAUD, T. M. S.; SILVA, E. V. N. Biological control of the bacterial wilt *Ralstonia solanacearum* by bioprotector with fungi chitosan from *Cunninghamella elegans* on tomatoes. **African journal of agricultural research**, Nairóbi, v. 12, p. 42-49, 2017.
- OLIVEIRA, F. L. N.; OLIVEIRA, W. S.; STAMFORD, N. P.; SILVA, E. V. N.; SANTOS, C. E. R. E. S.; FREITAS, A. D. S. Effectiveness of biofertilizer enriched in N by *Beijerinckia indica* on sugarcane grown on an Ultisol and the interactive effects between biofertilizer and sugarcane filter cake. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Temuco, v. 17, p. 1040-1057, 2017.
- OLIVEIRA, W. S. Eficiência do fertilizante biológico com quitosana fúngica no controle de nematoides, indução de resistência e nutrição na cana- de-açúcar. 2019. 174 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2019.

OLSEN, S. R.; SOMMERS, L. E. Phosphorus. In: Page, A. L. (ed.) **Methods of soil analysis, chemical and microbiological properties**. Madison: Soil Science Society of America, p.403-430, 1982.

OO, A. N.; IWAI, C. B.; SAENJAN, P. Soil Properties and Maize Growth in Saline and Nonsaline Soils using Cassava-Industrial Waste Compost and Vermicompost with or Without Earthworms. **Land Degradation & Development**, Nova York, v. 26, p. 300–310, 2015.

OUNI, Y.; LAKHDAR, A.; SCELZA, R.; SCOTTI, R.; ABDELLYA, C.; BARHOUMI, Z.; RAO, M. A. Effects of two composts and two grasses on microbial biomass and biological activity in a salt-affected soil. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 60, p. 363-369, 2013.

PEDROTTI, A.; CHAGAS, R. M.; RAMOS, V. C.; PRATA, A. P. N.; LUCAS, A. A. T.; SANTOS, P. B. Causas e consequências do processo de salinização dos solos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria**, Santa Maria, v. 19, p. 1308-1324, 2015.

QADIR, M.; QUILLÉROU, E.; NANGIA, V.; MURTAZA, G.; SINGH, M.; THOMAS, R. J.; DRECHSEL, P.; NOBLE, A. D. Economics of salt-induced land degradation and restoration. **Natural Resources Forum**, New York, v. 38, p. 282-295, 2014.

QADIR, M.; SCHUBERT, S.; OSTER, J. D.; SPOSITO, G.; MINHAS, P. S.; CHERAGHI, S. A. M.; MURTAZA, G.; MIRZABAEV, A.; SAQIB, M. High magnesium waters and soils: Emerging environmental and food security constraints. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 642, p. 1108–1117, 2018.

RESENDE, G. M.; YURI, J. E.; COSTA, N. D.; MOTA, J. H. Desempenho de cultivares de cenoura em sistema orgânico de cultivo em condições de temperaturas elevadas. **Revista Horticultura Brasileira**, Vitória da Conquista, v. 34, p. 121-125, 2016.

RIBEIRO, M. R.; RIBEIRO FILHO, M. R.; JACOMINE, P. K. T. Origem e classificação dos solos afetados por sais. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**. 2º ed. Fortaleza: INCTSal, cap. 2, p. 9-15. 2016.

RICHARDS L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: Salinity Laboratory;160 p, 1954.

SÁ, F. V. S.; ARAUJO, J. L.; NOVAES, M. C.; OLIVEIRA, S. R. Crescimento inicial de craibeira em solo salinizado corrigido com enxofre elementar. **Brazilian Journal of Irrigation and Drainage**, Botucatu, v. 18, n. 4, p. 647-660, 2013.

SÁ, F. V. S.; BRITO, M. E. B.; SILVA, L. A.; MOREIRA, R. C. L.; PAIVA, E. P.; SOUTO, L. S. Correção de solo salino-sódico com condicionadores e doses de fósforo para cultivo do sorgo sacarino. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, Fortaleza, v. 12, nº.5, p. 2854 – 2865, 2018.

SANTOS, M. A.; FREIRE, M. B. G. S.; ALMEIDA, B. G.; LINS, C. M. T.; SILVA, E. M. Dinâmica de íons em solo salino-sódico sob fitorremediação com *Atriplex nummularia* e

aplicação de gesso. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental (Online)**, Campina Grande, v. 17, p. 397-404, 2013.

SERNA, M.; COLL, Y.; ZAPATA, P. J.; BOTELLA, M. Á.; PRETEL, M. T.; AMORÓS A. A brassinosteroid analogue prevented the effect of salt stress on ethylene synthesis and polyamines in lettuce plants. **Scientia Horticulturae**, Amsterdam, v. 185, p. 105-112, 2015.

SETIA, R.; MARSCHNER, P. Carbon mineralization in saline soils as affected by residue composition and water potential. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 49, p. 71-77, 2013.

SHAHEEN, S. M.; HOODA, P. S.; TSADILAS, C. D. Opportunities and challenges in the use of coal fly ash for soil improvements - A review. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 145, p. 249-267, 2014.

SILVA, W. O.; STAMFORD, N. P.; SILVA, E. V. N.; SANTOS, C. E. R. S.; FREITAS, A. D. S.; SILVA, M. V. The impact of biofertilizers with diazotrophic bacteria and fungi chitosan on melon characteristics and nutrient uptake as an alternative for conventional fertilizers. **Scientia Horticulturae**, Amsterdam, v. 209, p. 236-240, 2016.

SINGH, A.; P.; PANDA, S. N.; FLUGEL, W.-A.; KRAUSE, P. Waterlogging and farmland salinisation: Causes and remedial measures in an irrigated semi-arid region of India. **Irrigation and Drainage**, New York, v. 61, p. 357-365, 2012.

SINGH, Y. P.; NAYAK, A. K.; SHARMA, D. K.; GAUTAM, R. K.; SINGH, R. K.; RANBIR, S.; MISHRA, V.K.; PARIS, T.; ISMAIL, A. M. Varietal selection in sodic soils of Indo-Gangetic plains through farmers' participatory approach. **African Journal of Agricultural Research**, Nairobi, v. 8, p. 2849-2860, 2013.

SOUSA, F. Q.; ARAÚJO, J. L.; SILVA, A. P.; PEREIRA, F. H. F.; SANTOS, R. V.; LIMA, G. S. Crescimento e respostas fisiológicas de espécies arbóreas em solo salinizado tratado com corretivos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 2, p. 173-181, 2012.

SOUZA, E. R.; MELO, H. F.; ALMEIDA, B. G.; MELO, D. V. M. Comparação de métodos de extração da solução do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, p. 510-517, 2013.

STAMFORD, N. P.; FREITAS, A. D. S.; FERRAZ, D. S.; MONTENEGRO, A.; SANTOS, C. E. R. E S. Nitrogen fixation and growth of cowpea and yam bean legumes in a sodic soil as affected by gypsum and sulphur inoculated with *Thiobacillus* and rhizobial inoculation. **Tropical Grasslands**, Brisbane, v. 38, p. 11-17, 2003.

STAMFORD, N. P.; RIBEIRO, M. R.; FREITAS, A. D. S.; CUNHA, K. P. V.; SANTOS, C. E. R. E. S.; DIAS, S. H. L. Effectiveness of sulfur with *Acidithiobacillus* and gypsum in chemical attributes of a Brazilian sodic soil. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**, New York, v. 3, p. 1433-1439, 2007.

STAMFORD, N. P.; SANTOS, C. E. S.; FREITAS, A. D. S.; DIAS, S. H. L.; LIRA JUNIOR, M. A. Agronomic effectiveness of biofertilizers with phosphate rock, sulphur and

Acidithiobacillus for yam bean grown on a Brazilian tableland acidic soil. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 98, p. 1311–1318, 2007.

STAMFORD, N. P.; LIMA, R. A.; LIRA JÚNIOR, M. A.; SANTOS, C. E. R. S. Eficácia das rochas fosfatadas e potássicas com *Acidithiobacillus* na produção de cana-de-açúcar e seus efeitos nos atributos químicos do solo. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**, New York, v. 24, p. 2061-2066, 2008.

STAMFORD, N. P.; FIGUEIREDO, M. V. B.; SILVA JUNIOR, S.; FREITAS, A. D. S.; SANTOS, C. E. R. E. S.; LIMA JUNIOR, M. A. Effect of gypsum and sulfur with *Acidithiobacillus* on soil salinity alleviation and on cowpea biomass and nutrient status as affected by PK rock biofertilizer. **Scientia Horticulturae**, Amsterdam, v. 192, p. 287-292, 2015.

STAMFORD, N. P.; SILVA, E. V. N.; OLIVEIRA, W. S.; SILVA, V. S. G.; MARTINS, M. S.; SILVA, M. C. F. Matéria orgânica inoculada com bactérias diazotróficas *Beijerinckia indica* e *Cunninghamella elegans* fungos contendo quitosana em banana no campo. **Acta Scientiarum-Agronomy**, Maringá, v. 39, p. 33-41. 2017.

TANG, J.; XU, X.; LI, Z.; HAN, W. Carbon sequestration of paddy fields in Western Jilin of China during 1989–2004. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, Dordrecht, v. 17, p. 103-109, 2012.

TEJADA, M.; GARCIA, C., GONZALEZ, J.; HERNANDEZ, M. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: influence on the physical, chemical and biological properties of soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 1413-1421. 2006.

TZANAKAKIS, V. A.; PARANYCHIANAKIS, N. V.; LONDRA, P. A.; ANGELIKIS, A. N. Effluent application to the land: Changes in soil properties and treatment potential. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 37, p. 1757-1764, 2011.

VAN BEEK, C. L.; TÓTH, G. **Risk Assessment Methodologies of Soil Threats in Europe, JRC Scientific and Policy Reports EUR**. Office for Official Publication of the European Communities, Luxemburgo, 2012.

VAN STRAATEN, P. 2007. **Agrogeologia: o uso de rochas para as culturas**. Cambridge, Ontário, 440p.

VASCONCELOS, R. R. A.; GRACIANO, E. S. A.; FONTENELE, A. J. P. B.; CORDEIRO NETO, A. T.; BARROS, M. F. C. Qualidade da água drenada e desenvolvimento do feijão-caupi em solos salino-sódicos após uso de gesso associado à lâmina de lixiviação. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, Fortaleza, v. 10, p. 640 - 650, 2016.

VYSHPOLSKY, F.; QADIR, M.; KARIMOV, A., MUKHAMEDJANOV, K.; BEKBAEV, U.; PARODA, R.; AW-HASSAN, A.; KARAJEH, F. Enhancing the productivity of high-magnesium soil and water resources in central asia through the application of phosphogypsum. **Land Degradation & Development**, Nova York, v. 19, p. 45–56, 2008.

WANG, L.; SUN, X.; LI, S.; ZHANG, T.; ZHANG, W.; ZHAI, P. Application of organic amendments to a Coastal Saline Soil in North China: effects on soil physical and chemical properties and tree growth. **Plos One**, San Francisco, v. 9, p. 1-9, 2014.

WICHELNS, D.; QADIR, M. Achieving sustainable irrigation requires effective management of salts, soil salinity, and shallow groundwater. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 157, p. 31-38, 2015.

WONG, V. N. L.; GREENE, R. S. B.; DALAL, R. C.; MURPHY, B. W. Soil carbon dynamics in saline and sodic soils: a review. **Soil Use and Management**, Hoboken, v. 26, p. 2-11, 2010.

WU, Y., LI, Y.; ZHENG, C.; ZHANG, Y.; SUN, Z. Organic amendment application influence soil organism abundance in saline alkali soil. **European journal of soil biology**, Paris, v. 54, 32-40, 2012.

WU, Y.; LI, Y.; ZHANG, Y.; BI, Y.; SUN, Z. Responses of saline soil properties and cotton growth to different organic amendments. **Pedosphere**, Amsterdam, v. 28, p. 521-529, 2018.

YAN, N.; MARSCHNER, P. Response of soil respiration and microbial biomass to changing EC in saline soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Amsterdam, v. 65, p. 322-328, 2013a.

YAN, N.; MARSCHNER, P. Microbial activity and biomass recover rapidly after leaching of saline soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 49, p. 367-371, 2013b.

YAN, N.; MARSCHNER, P.; CAO, W.; ZUO, C.; QIN, W. Influence of salinity and water content on soil microorganisms. **International Soil and Water Conservation Research**, Amsterdam, v. 3, p. 316-323, 2015.

TZAYI, S.; SUN, W.; HEKI, K.; QIAN, A. An increase in the rate of global mean sea level rise since 2010. **Geophysical Research Letters**, Washington, v. 42, p. 1-9, 2015.

YU, P.; LIU, X.; YANG, H.; FAN, G.; ZHOU, D. Short-term land use conversions influence the profile distribution of soil salinity and sodicity in northeastern China. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 88, p. 79-87, 2018.

YUAN, B. C.; XU, X. G.; LI, Z. Z.; GAO, T. P.; GAO, M.; FAN, X.W.; DENG, H.M. Microbial biomass and activity in alkalized magnesian soils under arid conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 3004-3013, 2007.

ZHANG, T.; WANG, T.; LIU, K. S.; WANG, L.; WANG, K.; ZHOU, Y. Effects of different amendments for the reclamation of coastal saline soil on soil nutrient dynamics and electrical conductivity responses. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 159, p. 115-122, 2015.

ZHAO, Y.; WANG, S.; LI, Y.; LIU, J.; ZHUO, Y.; CHEN, H.; WANG, J.; XU, L.; SUN, Z. Extensive reclamation of saline-sodic soils with flue gas desulfurization gypsum on the Songnen Plain, Northeast China. **Geoderma**, Amsterdam, v. 321, p. 52-60, 2018.

ZUO, W.; GU, C.; ZHANG, W.; XU, K.; WANG, Y.; BAI, Y.; SHAN, Y.; DAI, Q. Sewage sludge amendment improved soil properties and sweet sorghum yield and quality in a newly reclaimed mudflat land. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 654, p. 541–549, 2019.

7. ANEXO I

7.1. Produção dos fertilizantes biológicos

Os fertilizantes biológicos (BNPK e PNPK) foram produzidos a partir da mistura de rochas fosfáticas, potássicas com enxofre elementar inoculado com *Acidithiobacillus*, de acordo com a metodologia descrita por Stamford et al. (2007), usando apatita natural de Irecê, Bahia, com 24% de P₂O₅ total, e rocha biotita de Patos, Paraíba, com 8-10% de K₂O. Os biofertilizantes de rochas tem efeito na liberação de nutrientes em função da produção de ácido sulfúrico produzido metabolicamente de acordo com a seguinte equação:



Durante o período de produção do biofertilizante de rochas com P e K, se houver deficiência de oxigênio, por chuvas em excesso ou outro problema que reduza a oxigenação, pode ser usada a espécie *A. ferrooxidans*, que, mesmo em condições de falta de oxigênio realizam a produção de ácido sulfúrico, tendo em vista que fazem redução de Fe⁺³ para Fe⁺² e realizam a oxidação do enxofre com produção de ácido sulfúrico H₂SO₄, da mesma forma processada pela espécie *A. thiooxidans*.

Após a produção do biofertilizante de rochas, produzido o biofertilizante misto (BNPK), pela mistura dos biofertilizantes de rochas (BP+BK) com matéria orgânica - MO (húmus de minhoca), na proporção BP+BK+MO equivalente a 0,5+0,5+3,0. A mistura deverá ser realizada com matéria orgânica com alto pH, como o húmus de minhoca – pH 7,9, visando a neutralização da acidez promovida pela oxidação do enxofre com adição de ácido sulfúrico, sendo o produto pH bastante ácido (pH 3,0 – 3,5).

Para produzir o fertilizante misto (BNPK), a mistura também deve visar o enriquecimento em N por inoculação com bactéria diazotrófica de vida livre como *Beijerinckia indica* (estirpe NFB 10001), selecionada de acordo com Lima et al. (2010), que promove aumento do N total em valor superior a 100%. Finalmente, para a produção do bioprotetor (PNPK) é adicionado ao fertilizante misto (BNPK) o fungo *Cunninghamella elegans*, que contém quitina e quitosana na parede celular, de acordo com Oliveira et al. (2014). Após 30 dias de incubação é obtido o PNPK.

REFERÊNCIAS

STAMFORD, N. P.; SANTOS, C. E. S.; FREITAS, A. D. S.; DIAS, S. H. L.; LIRA JUNIOR, M. A. Agronomic effectiveness of biofertilizers with phosphate rock, sulphur and *Acidithiobacillus* for yam bean grown on a Brazilian tableland acidic soil. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 98, p. 1311–1318, 2007.

OLIVEIRA, W. S.; STAMFORD, N. P.; SILVA, E. V. N.; SANTOS, C. E. R. E. S.; FREITAS, A. D. S.; ARNAUD, T. M. S.; SARMENTO, B. F. Interactive Microbial Processes for Improvement of Melon Yield and Nutrients Availability in Soil of the Semiarid Region. **Australian Journal of Crop Science**, Lismore v. 8, p. 1124-1130, 2014.

LIMA, F. S.; N. P.; SOUSA, C. S.; LIRA JUNIOR, M. A.; MALHEIROS, S. M. M.; STRAATEN, P. Earthworm compound and rock biofertilizer enriched in nitrogen by inoculation with free living diazotrophic bacteria. **World journal of microbiology & biotechnology**, New York, v. 26, p. 1769-1775, 2010.