

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE ENGENHARIA
CÂMPUS DE ILHA SOLTEIRA**

DIEGO DOS SANTOS PEREIRA

**ATRIBUTOS FÍSICO-HÍDRICOS, QUÍMICOS E ESTOQUE DE CARBONO EM UM
LATOSSOLO VERMELHO TRATADO COM COMPOSTO DE LODO DE ESGOTO
CULTIVADO EM SUCESSÃO DE SOJA E MILHO NO CERRADO**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
SISTEMAS DE PRODUÇÃO**

DIEGO DOS SANTOS PEREIRA

**ATRIBUTOS FÍSICO-HÍDRICOS, QUÍMICOS E ESTOQUE DE
CARBONO EM UM LATOSSOLO VERMELHO TRATADO COM
COMPOSTO DE LODO DE ESGOTO CULTIVADO EM SUCESSÃO DE
SOJA E MILHO NO CERRADO**

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia
de Ilha Solteira – UNESP como parte dos
requisitos para obtenção do título de Doutor em
Agronomia. Especialidade: Sistemas de
Produção

Prof. Dr. Rafael Montanari
Orientador

Prof. Dr. Thiago Assis Rodrigues Nogueira
Coorientador

FICHA CATALOGráfICA
Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

P436a Pereira, Diego dos Santos.
Atributos físico-hídricos, químicos e estoque de carbono em um latossolo
vermelho tratado com composto de lodo de esgoto cultivado em sucessão de
soja e milho no cerrado / Diego dos Santos Pereira. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2021
136 f. : il.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia
de Ilha Solteira. Especialidade: Sistemas de Produção, 2021

Orientador: Rafael Montanari

Coorientador: Thiago Assis Rodrigues Nogueira

Inclui bibliografia

1. Macronutrientes. 2. Estrutura do solo. 3. Emissão de Co₂. 4.
Sustentabilidade agrícola. 5. Adubação orgânica.


Raiane da Silva Santos

Supervisora Técnica de Seção
Seção Técnica de Referência, Atendimento ao usuário e Documentação
Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação
CRB/8 - 9999

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: ATRIBUTOS FÍSICO-HIDRÍCOS, QUÍMICOS E ESTOQUE DE CARBONO EM UM LATOSSOLO VERMELHO TRATADO COM COMPOSTO DE LODO DE ESGOTO CULTIVADO EM SUCESSÃO DE SOJA E MILHO NO CERRADO

AUTOR: DIEGO DOS SANTOS PEREIRA

ORIENTADOR: RAFAEL MONTANARI

COORIENTADOR: THIAGO ASSIS RODRIGUES NOGUEIRA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em AGRONOMIA, área: Sistemas de Produção pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. RAFAEL MONTANARI (Participação Virtual)

Departamento de Fitossanidade Engenharia Rural e Solos / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP

Prof. Dr. MARCELO CARVALHO MINHOTO TEIXEIRA FILHO (Participação Virtual)

Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e Solos / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP

Prof. Dr. CESAR GUSTAVO DA ROCHA LIMA (Participação Virtual)

Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP

Prof. Dr. MARCO ANTONIO CAMILLO DE CARVALHO (Participação Virtual)

Departamento de Agronomia / Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT

Prof. Dr. DOUGLAS HENRIQUE BANDEIRA (Participação Virtual)

Departamento Física e Ciências da Terra / Universidade da Coruña

Documento assinado digitalmente



MARCO ANTONIO CAMILLO DE CARVALHO
Data: 28/09/2021 11:48:12-0300
Verifique em <https://verificador.itl.br>

Ilha Solteira, 28 de setembro de 2021

DEDICO

Aos meus pais José Verismar Pereira e Zilda de Fátima Pereira dos Santos, e ao meu irmão Danilo Augusto dos Santos Pereira, por serem meu exemplo de vida, e me darem força para seguir em frente e lutar pelos meus objetivos.

À minha família, pelo apoio e incentivo que depositaram em mim.

À minha namorada, Christtiane Fernandes Oliveira, pela amizade, amor, carinho, paciência, incentivo e confiança.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelas benções que me tem proporcionado, por fortalecer minha fé, e minha esperança e por ter iluminado esta caminhada tão importante.

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, em especial à Faculdade de Engenharia, Câmpus de Ilha Solteira, pela oportunidade de realização deste trabalho e por proporcionar um excelente aprendizado.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Rafael Montanari, por toda orientação e amizade durante os anos do mestrado e do doutorado. Sou muito grato, pelos ensinamentos profissionais, pela confiança, compreensão e por todos os momentos dos cinco anos em que tive a oportunidade de ser seu orientado.

Ao meu coorientador, Prof. Dr. Thiago Assis Rodrigues Nogueira, pela dedicação, auxílio, paciência, incentivo e ensinamentos transmitidos durante todo trabalho realizado.

Ao Prof. Dr. Alan Rodrigo Panosso, pela paciência e ensinamento que foram de grande valia.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Agronomia (PPGA) Sistemas de Produção, pelo empenho em melhorar constantemente a qualidade do ensino.

Aos técnicos Carlos Araújo, Diego Gonçalves, Marcelo Rinaldi e Silvia Adriana, dos Laboratórios de Física do solo, Fertilidade do solo e Nutrição de Plantas, pelo apoio técnico nas análises laboratoriais.

Ao Sr. Valdevino dos Santos, pelo apoio durante as avaliações de campo.

Aos funcionários da Seção Técnica de Pós-Graduação, da Biblioteca, da Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão (FEPE), e do Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e Solos, pelo auxílio, amizade e dedicação.

Aos colegas do Grupo de Estudo em Geoestatística e do Grupo de Estudo em Nutrição de Plantas, Adubação e Fertilidade do Solo, pela dedicação ao trabalho, pela amizade e por acreditarem nos nossos projetos.

Aos meus amigos e também companheiros de trabalho, Adrielle Prates, Bruno Gasparoti, Carla Pinotti e Renan Tavanti, pelo auxílio na condução e avaliação do experimento.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“Na natureza nada se cria, nada se perde, tudo se transforma”.

Antoine Lavoisier

RESUMO

O uso agrícola do composto de lodo de esgoto (CLE) para melhorar os atributos do solo, e a produção agrícola, vem despertando grande interesse. Vários países têm incentivado o seu uso, devido à sua viabilidade econômica e ambiental. Nos solos tropicais, de baixa fertilidade, o uso do CLE é uma alternativa promissora, mas pouca informação está disponível sobre a os seus efeitos nos atributos físico-hídricos, químicos e na dinâmica de Carbono do solo. Assim, objetivou-se com o presente estudo, avaliar os atributos físico-hídricos, químicos e o estoque de Carbono de um LATOSSOLO VERMELHO Distrófico, adubado com CLE, em comparação à adubação mineral (ADM), durante dois anos consecutivos. O experimento foi desenvolvido em condições de campo em Selvíria/MS, sendo cultivadas em sucessão as culturas de soja e milho. Adotou-se o delineamento em blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos foram: doses de CLE (5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹, base úmida), controle (sem aplicação do CLE e de adubos minerais) e ADM (adubação mineral convencional para o fornecimento de macro e micronutrientes). Em amostras de solo coletadas nas camadas de 0,00-0,05; 0,05-0,10; 0,10-20 e 0,20-0,40 m de profundidade, foram avaliados: MA, MI, PT, DS, Est C, CC, PMP, CAD, DMP, DMG, IEA, MO, pH, H+Al, SB, CTC, V, P, Ca, Mg e K. O CLE aumentou a SB, CTC, V, e o teor de P, Ca e Mg do solo. Não houve diferença para MA, MI, PT, DS, CC, PMP, CAD e na dinâmica de C no solo. Houve redução do DMP, DMG e IEA ao longo do tempo. O uso do CLE, foi eficiente como complemento da adubação mineral para o cultivo em sucessão da soja e milho no Cerrado, e tem potencial para melhorar os atributos físico-hídricos do solo, porém estudos de longa duração e doses mais altas são necessários para confirmar os benefícios da aplicação em solos tropicais.

Palavras-chave: Macronutrientes. Estrutura do solo. Emissão de CO₂. Sustentabilidade agrícola. Adubação orgânica.

ABSTRACT

The agricultural use of sewage sludge compost (SSC) to improve soil attributes and agricultural production has been arousing great interest. Several countries around the world have encouraged its use, due to its economic and environmental viability. In tropical soils, with low fertility, the use of SSC is a promising alternative, but minimal information is available about its effects on the physical-hydric, chemical and carbon dynamics of the soil. Thus, the objective of this study was to evaluate the physical-hydric and chemical attributes and the carbon stock of a Oxisol, fertilized with SSC, compared to conventional fertilization (CF), for two consecutive years. The experiment was conducted under field conditions in Selvíria, MS, Brazil, cultivated in succession with soybean and maize. A randomized complete block design with six treatments and four replications was implemented. The treatments were: SSC (5.0; 7.5; 10.0 and 12.5 t ha⁻¹, on a wet basis), a control (a control where neither SSC nor mineral fertilizers were applied) and CF (conventional fertilizer for the supply of macro and micronutrients). Soil samples were collected in the layers 0.00-0.05; 0.05-0.10; 0.10-0.20 and 0.20-0.40 m of depth, and were evaluated: MA, MI, TP, BD, CS, FC, PWP, RFC, GMD, MWD, SST, OM, pH, H+Al, SB, CEC, BS, P, Ca, Mg and K. There was no difference for MA, MI, TP, BD, CS, FC, PWP, RFC, MA, MI, PT, and soil C dynamics. There was reduction in GMD, MWD and SST over time. The use of SSC was efficient as a complement to mineral fertilization for the cultivation in succession of soybean and maize in the Cerrado. And it has the potential to improve the physical-hydric attributes of the soil, but long-term studies and higher doses are needed to confirm the benefits of application in tropical soils.

Keywords: Macronutrients. Soil structure. CO₂ emission. Agricultural sustainability. Organic fertilization.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2

Figura 1	- Localização da área experimental em Selvíria/MS, Brasil	33
Figura 2	- Temperatura, umidade do ar e precipitação pluvial, durante o cultivo das culturas no ano agrícola de 2017/18 e 2018/19	34
Figura 3	- Matéria orgânica (MO) e pH no solo, em quatro profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	44
Figura 4	- Acidez potencial (H+Al) e soma de bases (SB) no solo, em quatro profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	44
Figura 5	- Capacidade de troca catiônica (CTC) e saturação por bases (V) no solo, em quatro profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	45
Figura 6	- Teores de P e Ca no solo, em quatro profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	52
Figura 7	- Teores de Mg e K no solo, em quatro profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	52

Capítulo 3

Figura 1	- Localização da área experimental em Selvíria/MS, Brasil	69
Figura 2	- Temperatura, umidade do ar e precipitação pluvial, durante o cultivo das culturas no ano agrícola de 2017/18 e 2018/19	69
Figura 3	- Macroporosidade (MA), Microporosidade (MI), Porosidade total (PT) e Densidade do solo (DS), em três profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	80
Figura 4	- Est C do solo, em três profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	82
Figura 5	- Diâmetro médio ponderado (DMP), Diâmetro médio geométrico (DMG) e Índice de estabilidade de agregados (IEA) do solo, em três profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	85
Figura 6	- Capacidade de campo (CC), Ponto de murcha permanente (PMP) e Capacidade de água disponível (CAD) do solo, em três profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos	88

Capítulo 4

Figura 1	- Localização da área experimental em Selvíria/MS, Brasil	98
Figura 2	- Temperatura, umidade do ar e precipitação pluvial, durante o	

	cultivo das culturas no ano agrícola de 2017/18 e 2018/19	99
Figura 3	- Macroporosidade (MA), Microporosidade (MI), Porosidade total (PT) e Densidade do solo (DS), e Est C do solo, em três profundidades, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja	106
Figura 4	- Diâmetro médio ponderado (DMP), Diâmetro médio geométrico (DMG) e Índice de estabilidade de agregados (IEA) do solo, em três profundidades, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja	110
Figura 5	- MO, pH, H+Al, SB, CTC e V%, em três profundidades, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja	112
Figura 6	- Teor de P, Ca, Mg e K, em três profundidades, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja	116
Figura 7	- Emissão de CO ₂ (ECO ₂), Temperatura (Tsolo) e Umidade do solo (Usolo), avaliados após a aplicação do CLE	119

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2

Tabela 1	- Composição química e microbiológica do composto de lodo de esgoto (CLE)	36
Tabela 2	- Análise de variância dos atributos químicos do solo, nas amostras coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	42
Tabela 3	- Valor médio, equação de regressão, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação aos atributos químicos do solo em quatro profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função das doses de CLE	43
Tabela 4	- Análise de contraste entre as doses de composto de lodo de esgoto (CLE) e a adubação mineral (ADM), em quatro profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	45
Tabela 5	- Análise de variância dos atributos químicos do solo, nas amostras coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	50
Tabela 6	- Teor médio, equação de regressão, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação ao teor de P, Ca, Mg e K do solo em quatro profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função das doses de CLE	51

Capítulo 3

Tabela 1	- Atributos físico-químicos do solo da área de estudo	70
Tabela 2	- Composição química e microbiológica do CLE.....	72
Tabela 3	- Análise de variância dos atributos físico-hídricos e Est C do solo, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	78
Tabela 4	- Valor médio, equação de regressão, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação aos atributos físico-hídricos e Est C do solo em três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função das doses de CLE	79
Tabela 5	- Análise de contraste entre as doses de composto de lodo de esgoto (CLE) e a adubação mineral (ADM), em três profundidades avaliadas, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	81
Tabela 6	- Análise de variância dos atributos físico-hídricos, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação ...	83
Tabela 7	- Valor médio, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação aos atributos físico-hídricos	

	em três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função das doses de CLE	84
Tabela 8	- Análise de variância dos atributos físico-hídricos do solo, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos	87
Tabela 9	- Valor médio, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação aos atributos físico-hídricos do solo em três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função das doses de CLE	87

Capítulo 4

Tabela 1	- Análise de variância dos atributos físicos e Est C do solo, nas amostras coletadas após o cultivo da soja em função dos tratamentos	105
Tabela 2	- Valor médio, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação aos atributos físicos e Est C do solo em três profundidades, em função da aplicação do CLE e o cultivo da soja	107
Tabela 3	- Análise de contraste entre as doses de composto de lodo de esgoto (CLE) e a adubação mineral (ADM), em três profundidades, nas amostras de solo coletadas após a aplicação do CLE e o cultivo da soja	108
Tabela 4	- Análise de variância dos atributos físicos do solo, nas amostras coletadas após o cultivo da soja em função dos tratamentos	109
Tabela 5	- Análise de variância dos atributos químicos do solo, nas amostras coletadas após o cultivo da soja em função dos tratamentos	111
Tabela 6	- Valor médio, equação de regressão, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação aos atributos químicos do solo em três profundidades, em função da aplicação do CLE e o cultivo da soja	113
Tabela 7	- Análise de contraste entre as doses de composto de lodo de esgoto (CLE) e a adubação mineral (ADM), em três profundidades, nas amostras de solo coletadas após a aplicação do CLE e o cultivo da soja	114
Tabela 8	- Análise de variância dos atributos químicos do solo, nas amostras coletadas após o cultivo da soja em função dos tratamentos	115
Tabela 9	- Valor médio, equação de regressão, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação ao teor de P, Ca, Mg e K do solo em três profundidades, em função da aplicação do CLE e o cultivo da soja	117
Tabela 10	- Análise de variância, valor médio, teste F e análise de contraste entre as doses de composto de lodo de esgoto (CLE) e a adubação mineral (ADM) para ECO_2 , T_{solo} e U_{solo}	118

SUMÁRIO

1	CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE COMPOSTO DE LODO DE ESGOTO E POTENCIAL DE USO NA AGRICULTURA	16
1.1	INTRODUÇÃO.....	16
1.2	REVISÃO DE LITERATURA	17
1.2.1	Lodo de esgoto	17
1.2.2	Composto de lodo de esgoto e uso na agricultura	18
1.2.3	Cerrado no Brasil	20
1.2.4	Cultivo sucessivo da soja e do milho	21
	REFERÊNCIAS	23
2	ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO APÓS APLICAÇÕES COM COMPOSTO DE LODO DE ESGOTO E CULTIVO SUCESSIVO DE SOJA E MILHO NO CERRADO BRASILEIRO	30
2.1	INTRODUÇÃO	31
2.2	MATERIAL E MÉTODOS	33
2.2.1	Área experimental	33
2.2.2	Delineamento experimental e tratamentos	35
2.2.3	Caracterização do composto de lodo de esgoto	35
2.2.4	Instalação e desenvolvimento do experimento na safra 2017/18 ...	36
2.2.5	Instalação e desenvolvimento do experimento na safra 2018/19 ...	38
2.2.6	Análise dos atributos químicos do solo	39
2.2.7	Análise estatística	40
2.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
2.4	CONCLUSÃO	57
	REFERÊNCIAS	58
3	ATRIBUTOS FÍSICO-HÍDRICOS E ESTOQUE DE CARBONO DO SOLO APÓS APLICAÇÕES COM COMPOSTO DE LODO DE ESGOTO E CULTIVO SUCESSIVO DE SOJA E MILHO	66
3.1	INTRODUÇÃO	67
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	68
3.2.1	Área experimental	68
3.2.2	Delineamento experimental e tratamentos	70
3.2.3	Caracterização do composto de lodo de esgoto	71
3.2.4	Instalação e desenvolvimento do experimento na safra 2017/18 ...	72
3.2.5	Instalação e desenvolvimento do experimento na safra 2018/19 ...	74
3.2.6	Análise dos atributos físico-hídricos do solo	75
3.2.7	Análise estatística	77
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
3.4	CONCLUSÃO	89
	REFERÊNCIAS	90
4	LATOSSOLO TRATADO COM COMPOSTO DE LODO DE ESGOTO: ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E EMISSÃO DE CO₂ DO SOLO	95
4.1	INTRODUÇÃO	96
4.2	MATERIAL E MÉTODOS	98

4.2.1	Área experimental	98
4.2.2	Delineamento experimental e tratamentos	99
4.2.3	Caracterização do composto de lodo de esgoto	100
4.2.4	Histórico da área	100
4.2.5	Desenvolvimento do experimento na safra 2018/19	102
4.2.6	Análise dos atributos físicos e químicos do solo	103
4.2.7	Análise da emissão de CO ₂ , temperatura e umidade do solo	103
4.2.8	Análise estatística	104
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	105
4.4	CONCLUSÃO	121
	REFERÊNCIAS	122

APÊNDICE A	– Teor de MO, pH e H+Al no solo, em quatro profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	128
APÊNDICE B	– SB, CTC e V% do solo, em quatro profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	129
APÊNDICE C	– Teor de P e Ca no solo, em quatro profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	130
APÊNDICE D	– Teor de Mg e K no solo, em quatro profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	131
APÊNDICE E	– Valores de MA e MI do solo, em três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	132
APÊNDICE F	– Valores de PT e DS do solo, em três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	133
APÊNDICE G	– Valores de Est C e DMP do solo, em três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	134
APÊNDICE H	– Valores de DMG e IEA do solo, em três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação	135
APÊNDICE I	– Valores de CC, PMP e CAD do solo, em três profundidades, após o cultivo da soja em função dos tratamentos	136

1 CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE COMPOSTO DE LODO DE ESGOTO E POTENCIAL DE USO NA AGRICULTURA

1.1 INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto (LE) é um resíduo orgânico gerado no tratamento de efluentes (NASCIMENTO *et al.*, 2020), é rico em matéria orgânica (MO) e nutrientes (CHAGAS *et al.*, 2021), e pode ser utilizado substituindo, ainda que parcialmente, os fertilizantes minerais na agricultura (YAGMUR *et al.*, 2017).

O uso de LE em solos agrícolas é uma prática bem estabelecida em muitas partes do mundo, países como Reino Unido, Austrália, União Europeia e Estados Unidos da América, utilizam entre 36-79% do LE produzido como fonte de nutrientes para as plantas (SHARMA *et al.*, 2017). No entanto, estima-se que entre 3-10% dos 5,83 bilhões de m³ de LE produzido no Brasil (SNIS, 2020) são destinados à agricultura, enquanto o restante é destinado para aterros sanitários (BORBA *et al.*, 2018; MATOS, 2018).

Apesar da boa adesão do uso do LE em diversos países, a sua utilização geralmente levanta preocupações de riscos ambientais e de saúde devido aos contaminantes contidos (metais pesados e patógenos) (PHUNG *et al.*, 2020). Para evitar esses riscos, a compostagem tem sido utilizada como uma técnica eficaz e econômica, transformando o LE em um produto seguro e estável sob a ação de microrganismos (KAPANEN *et al.*, 2013; ZHAO; LIU; DUO, 2012), o composto de lodo de esgoto (CLE), um produto de uso seguro na agricultura (OLIVEIRA; CHIARADIA; ABREU-JÚNIOR, 2021).

No Brasil, a regulamentação mais recente (CONAMA 498/2020), ampliou as oportunidades de uso de LE tratado no solo. Espera-se que o uso agrícola seja mais difundido no território nacional e possa contribuir para a reciclagem de nutrientes (CHRISPIM *et al.*, 2020).

Alguns resultados demonstram que a aplicação do CLE, traz benefícios aos atributos físicos, químicos e bioquímicos do solo (CURCI *et al.*, 2020). O CLE geralmente contém altos teores de MO e é rico em nitrogênio (N), fósforo (P) e micronutrientes para as plantas (JAYASINGHE, 2012; PRATES *et al.*, 2020), além de melhorar a densidade do solo (DS), porosidade, capacidade de retenção de água

do solo (PASQUALONE *et al.*, 2017) e estabilidade de agregados (CURCI *et al.*, 2020).

Em geral, as pesquisas com LE ainda estão focadas em seus efeitos no crescimento das plantas e na contaminação do solo por metais pesados (MOREIRA *et al.*, 2020). Por isso, as alterações nos atributos do solo com a aplicação do CLE ainda não foram totalmente esclarecidas, principalmente, em solos tropicais. Portanto, são necessárias mais pesquisas para avaliar o efeito do uso de CLE no solo, obtendo-se, também a melhor dose, época e forma de aplicação (GUERRINI *et al.*, 2017; PASQUALONE *et al.*, 2017).

1.2 REVISÃO DE LITERATURA

1.2.1 Lodo de esgoto

O LE (também conhecido como biossólido) é um dos produtos finais das estações de tratamento de esgoto (CHENG *et al.*, 2007). É formado por resíduos de diferentes categorias de lixo sólidos, como indústrias, comércios, residências, incluindo as águas residuais urbanas (CURCI *et al.*, 2020). É comumente chamado de “fertilizante livre” (MEHROTRA; KUNDU; SREEKRISHNAN, 2016), por ser rico em P e N, essenciais para o crescimento das plantas (SÁNCHEZ *et al.*, 2020).

Além de conter macronutrientes e uma ampla gama de micronutrientes, o LE fornece inúmeras oportunidades de uso benéfico na agricultura (CURCI *et al.*, 2020), como a redução da dependência de fertilizantes minerais (SÁNCHEZ *et al.*, 2020), podendo ser utilizado tanto como substituto quanto como suplemento aos fertilizantes inorgânicos (MEHROTRA; KUNDU; SREEKRISHNAN, 2016). Além disso, sua reutilização proporciona redução da carga de nutrientes lançada nos corpos d'água, evitando a eutrofização dos sistemas aquáticos (SÁNCHEZ *et al.*, 2020).

Contudo, o uso do LE na agricultura pode causar problemas derivados da presença de microrganismos patogênicos, metais pesados, compostos orgânicos fitotóxicos, emissões de gases de efeito estufa, odores etc (HERNÁNDEZ *et al.*, 2006; LI *et al.*, 2017). Para garantir a segurança da utilização na agricultura, vários países utilizam de legislações rígidas para controlar o nível de contaminação do solo e evitar efeitos negativos à saúde humana e ao ambiente.

No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos instituiu diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos (RS), e tem como objetivos a proteção da saúde pública e da qualidade ambiental, que inclui a reciclagem e tratamento dos RS, com a adequada disposição final dos rejeitos (BRASIL, 2010). Além disso, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da resolução 498/2020 regulamenta o uso agrícola e florestal do LE, além de estabelecer critérios e procedimentos para produção e aplicação de biofertilizantes nos solos agrícolas.

Assim, há uma necessidade urgente de descarte adequado de LE em todo o mundo (XING *et al.*, 2021). E a melhor estratégia de disposição do LE nas condições brasileiras é seu uso agrícola, uma vez que os solos tropicais são frequentemente caracterizados por baixa fertilidade e baixos teores de MO do solo (TIRITAN *et al.*, 2016; NASCIMENTO *et al.*, 2020).

1.2.2 Composto de lodo de esgoto e uso na agricultura

O LE precisa ser processado adequadamente para que possa ser obtido um fertilizante que seja benéfico para ser utilizado em solos agrícolas (LI *et al.*, 2017). Uma tecnologia recomendada para o reduzir os riscos de metais pesados, patógenos e estabilizar a MO do LE é a compostagem (GŁĄB *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2017; KAPANEN *et al.*, 2013; MASCIANDARO; CECCANTI; GARCIA, 2000).

No processo de compostagem o LE é misturado com diferentes materiais volumosos, como resto de alimentos, serragem, bagaço-de-cana etc. Materiais que podem ser reaproveitados, evitando que sejam depositados em locais inadequados, contaminando o solo, o ar e os recursos hídricos, causando danos para o ambiente e para a saúde das pessoas (ABRELPE, 2020).

O Brasil tem potencial para a reciclagem desses resíduos, com geração de 79 milhões de t de resíduos sólidos urbanos (RSU) por ano, dos quais, em média 45% (% em massa) corresponderam à fração orgânica, sobras de alimentos, resíduos verdes e madeiras (ABRELPE, 2020). Além disso, estima-se que em 2019, foram coletadas 65 milhões de t de RSU, e que 305 mil t foram recuperadas por meio da compostagem (SNIS, 2020), resíduos com potencial para utilização na agricultura.

O CLE geralmente contém altos teores de MO, N, P e K que são utilizados no desenvolvimento das plantas. Os micronutrientes como cobre (Cu), ferro (Fe) e zinco

(Zn) também estão presentes em teores relativamente altos no CLE (CHENG *et al.*, 2007; PRATES *et al.*, 2020).

Pesquisas têm sido realizadas para avaliar os efeitos do uso CLE no solo, em vários locais do mundo. De modo geral, o foco são o fornecimento de P (RODRIGUES *et al.*, 2017; LANNO *et al.*, 2021), N (ZUBA JUNIO *et al.*, 2011, 2012; MOTA *et al.*, 2018; PHUNG *et al.*, 2020; ELSALAM *et al.*, 2021; WIERZBOWSKA; SIENKIEWICZ; ZAŁUSKI, 2021) e micronutrientes para as plantas (PRATES *et al.*, 2020).

Conforme relatado por Curci *et al.* (2020) os efeitos do uso do CLE no solo são dose-dependentes, assim, quanto maior a quantidade aplicada, maior é a melhoria dos parâmetros relacionados à fertilidade do solo. Enquanto que para Gląb *et al.* (2020), o tamanho das partículas do CLE são um fator que influenciam as alterações nos atributos físicos do solo.

Nesse contexto, em relação as doses utilizadas, variaram de 12 t ha⁻¹ (CURCI *et al.*, 2020), 16 t ha⁻¹ (URZEDO *et al.*, 2013), 24 t ha⁻¹ (ALVARENGA *et al.*, 2016), 27 t ha⁻¹ (TOMÓCSIK *et al.* 2016), 40 t ha⁻¹ (MOTA *et al.*, 2018; SILVA *et al.* 2021), 70 t ha⁻¹ (LAG-BROTTONS *et al.*, 2014), 75 t ha⁻¹ (ZUBA JUNIO *et al.*, 2011, 2012; RODRIGUES *et al.*, 2017) até 80 t ha⁻¹ (FERNÁNDEZ *et al.*, 2009; RICCI; PADOVANI; JÚNIOR, 2010a, 2010b).

Quanto aos benefícios da aplicação do CLE no solo, alguns trabalhos não observaram efeitos nos atributos físicos do solo (RICCI; PADOVANI; JÚNIOR, 2010a), enquanto outros observaram efeitos benéficos na fertilidade do solo (RICCI; PADOVANI; JÚNIOR, 2010b). Como exemplo, Alvarenga *et al.* (2016) observaram aumentos significativos da MO como consequência da aplicação de doses elevadas de CLE, e lodo desidratado (12 e 24 t ha⁻¹), além de diminuição do pH do solo e aumento do teor de K no solo com a aplicação do composto. Enquanto Cheng *et al.* (2007) avaliando o efeito do CLE, adubação mineral e controle, em um solo argilo-arenoso, observaram diminuição da DS, e melhora na retenção de água do solo, com o aumento no conteúdo de CLE no solo.

Annabi *et al.* (2011) verificaram que a adição de um composto resultante da co-compostagem de LE, resíduos verdes e cavaco de madeira, aumentou a estabilidade de agregados e o estoque de C orgânico do solo. Segundo esses autores sua influência estava ligada ao reservatório orgânico lábil, que foi eficaz em estimular a atividade microbiana do solo. Ainda, Urzedo *et al.* (2013) observaram

menores perdas de CO₂ com a aplicação de LE e CLE, indicando que o uso de resíduos orgânicos tem potencial para aumentar a quantidade de C orgânico em solos tropicais.

Também foi relatado por Curci *et al.* (2020), melhora na condutividade elétrica, pH do solo, estabilidade dos agregados do solo, umidade do solo na capacidade de campo, P disponível e teor de K no solo, com o aumento das doses de CLE (3, 6, 9 e 12 t ha⁻¹), após três anos de aplicação.

Em relação a dose ótima de aplicação, Zuba Junio *et al.* (2011, 2012) recomendam a aplicação da dose de 75 t ha⁻¹ de CLE como a de maior efeito residual para a cultura do Milho, sem aumento dos teores de metais pesados no solo. Já Silva *et al.* (2021) indicam que a aplicação de 40 t ha⁻¹ de CLE promove rendimentos de milho maiores do que adubação mineral devido às características melhoradas do solo causadas pela adição de MO e micronutrientes fornecidos pelo CLE.

1.2.3 Cerrado no Brasil

O Cerrado brasileiro é a maior formação de savana neotropical da América, e o segundo maior bioma do Brasil com mais de 200 milhões de hectares. Ocorre principalmente no Brasil Central (Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Tocantins, Goiás, Minas Gerais e Bahia), com áreas menores distribuídas nas áreas ao Norte (Pará e Roraima), e trechos de São Paulo e Paraná (BATLLE-BAYER *et al.*, 2010). Assim, apresenta características peculiares de solo, clima e vegetação (CECCON, 2018).

A região possui importância estratégica para a economia brasileira, devido à produção de commodities agrícolas (ALENCAR *et al.*, 2020). Apesar do seu destaque, os solos de Cerrado são naturalmente inférteis (CECCON, 2018) constituídos principalmente por LATOSSOLOS (46%) (RESCK *et al.*, 1991), caracterizados por serem solos bem drenados, intemperizados e com baixa disponibilidade de nutrientes (especialmente P) (BATLLE-BAYER *et al.*, 2010). Geralmente apresentam cor vermelha ou amarela, textura fina, boa estrutura (FURLEY, 1999) e alta condutividade da água (BATLLE-BAYER *et al.*, 2010). Entre as práticas recomendadas para os solos do Cerrado, incluem: a calagem para corrigir pH, diminuir ou eliminar o efeito tóxico do manganês, do alumínio e do Fe,

fornecer cálcio e magnésio, aumentar os níveis de P disponíveis (diminuindo a fixação do P), gessagem, adubação com K, micronutrientes e aumento do teor de MO do solo (LOPES, 1996; BATLLE-BAYER *et al.*, 2010).

O uso agrícola do Cerrado é recente, tendo iniciado a partir da década 60-70 (CECCON, 2018). As primeiras culturas estabelecidas na região foram o arroz, devido à sua capacidade de produzir em solos ácidos (FAGERIA, 2001), e a soja, por proporcionar melhorias nos solos anteriormente utilizados com pastagens degradadas (GUIMARÃES, 1999). Posteriormente, houve o cultivo do trigo, aproveitando a infraestrutura ociosa da soja (no outono inverno) até a década de 80, sendo substituído pelo milho segunda safra em sucessão à soja nos anos 90 (TOMASINI, 1982; CECCON, 2018). Durante essas décadas, outras culturas foram utilizadas após o cultivo da soja, por exemplo, o milheto, aveia, crotalária, feijão-caupi etc., mas o milho predominava na preferência dos agricultores. Porém, recentemente o milho perdeu lugar para soja no cultivo de verão devido à maior competitividade econômica da cultura. Em razão das altas temperaturas noturnas observadas nesse período, reduzem a capacidade do milho armazenar fotoassimilados impactando na sua produção (CECCON, 2018).

1.2.4 Cultivo sucessivo da soja e do milho

A agricultura brasileira tem conseguido aumentar sua eficiência e reduzir sua expansão para novas regiões, com o cultivo de duas ou mais lavouras na mesma área ao longo do ano (NÓIA JÚNIOR; SENTELHAS, 2019, 2020). Desde a década de 1990, o sistema de cultivo sucessivo da soja e do milho tornou-se o principal sistema de produção agrícola do Brasil (GARCIA *et al.*, 2018). Com a sua expansão para outras regiões do país, no início dos anos 2000, ocorreu a mudança do milho da estação principal (cultivado durante o período primavera-verão), para o cultivo na entressafra após a soja (safra outono-inverno) (BATTISTI *et al.*, 2020).

Este sistema de cultivo ocorre quando duas ou mais safras são semeadas em sequência na mesma área e ano, por exemplo, soja (*Glycine max* (L) Merr.) cultivada de setembro a janeiro, e milho (*Zea mays* L.) de janeiro a maio. Difere da rotação de culturas, em que diferentes espécies de plantas são alternadas no mesmo lugar, mas em anos ou estações de cultivo diferentes, por exemplo, soja cultivada de setembro a janeiro de um determinado ano ou estação de cultivo, e milho cultivado

de setembro a janeiro no próximo ano ou estação de crescimento (NÓIA JÚNIOR; SENTELHAS, 2020).

Essa mudança, criou o mais importante sistema agrícola de sucessão de culturas no Brasil, também conhecido como sucessão soja-milho segunda safra (NÓIA JÚNIOR; SENTELHAS, 2020). Atualmente adotado como o principal sistema de produção agrícola nos Estados de Mato Grosso, Paraná, Goiás e Mato Grosso do Sul, e em vários municípios brasileiros. Cerca de 100% da área plantada com soja de verão é substituída por milho (GARCIA *et al.*, 2018).

Segundo a CONAB (2021), a produtividade brasileira de milho segunda safra na temporada 2020/21 foi ~8 vezes maior do que o obtido em 1979/80, enquanto o milho cultivado durante a temporada principal (entre a primavera e o verão) teve um aumento de produtividade de ~3 vezes para o mesmo período. Além disso, o milho segunda safra ocupou 75% da área total cultivada com a cultura, e pode representar ~70% da produção nacional de milho.

À medida que o potencial de rendimento aumenta, os produtores investem ainda mais em seu sistema de cultivo na expectativa de rendimentos mais altos (GARCIA *et al.*, 2018). Além disso, com a possibilidade do uso de safras sucessivas, os agricultores, pesquisadores e o governo brasileiro buscam novas tecnologias para viabilizar o sistema, o que também tem contribuído para um aumento substancial na produtividade da soja (NÓIA JÚNIOR; SENTELHAS, 2020), visto que o rendimento dobrou nas últimas safras, em comparação com 1979/80 (CONAB, 2021), o que tem contribuído para o Brasil se manter como o maior produtor de grãos de soja do planeta, sendo responsável por ~37% da produção mundial (USDA, 2021).

REFERÊNCIAS

- ALENCAR, A.; SHIMBO, J. Z.; LENTI, F.; MARQUES, C. B.; ZIMBRES, B.; ROSA, M.; ARRUDA, V.; CASTRO, I.; RIBEIRO, J. P. F. M.; VARELA, V.; ALENCAR, I.; PIONTEKOWSKI, V.; RIBEIRO, V.; BUSTAMANTE, M. M. C.; SANO, E. E.; BARROSO, M. Three Decades of Changes in the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. **Remote Sensing**, v. 12, p. 1-23, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12060924>
- ALVARENGA, P.; FARTO, M.; MOURINHA, C.; PALMA, P. Beneficial use of dewatered and composted sewage sludge as soil amendments: behaviour of metals in soils and their uptake by plants. **Waste and Biomass Valorization**, v. 7, p. 1189-1201, 2016. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9519-z>
- ANNABI, M.; LE BISSONNAIS, Y.; LE VILLIO-POITRENAUD, M.; HOUOT, S. Improvement of soil aggregate stability by repeated applications of organic amendments to a cultivated silty loam soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 144, p. 382-389, 2011.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020**. São Paulo, SP, 2020. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2020/>. Acesso em: 08 maio 2021.
- BATLLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 137, p. 47-58, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.003>
- BATTISTI, R.; FERREIRA, M. D. P.; TAVARES, É. B.; KNAPP, F. M.; BENDER, F. D.; CASAROLI, D.; ALVES JÚNIOR, J. Rules for grown soybean-maize cropping system in Midwestern Brazil: Food production and economic profits. **Agricultural Systems**, v.182, p. 102850, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102850>
- BORBA, R. P.; RIBEIRINHO, V. S.; CAMARGO, O. A.; ANDRADE, C. A.; KIRA, C. S.; COSCIONE, A. R. Ion leaching and soil solution acidification in a vadose zone under soil treated with sewage sludge for agriculture. **Chemosphere**, v. 192, p. 81-89, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.112>
- BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Brasília, DF, 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.html. Acesso em: 14 maio 2021.
- CECCON, G. Milho safrinha no cerrado brasileiro. **Revista Plantio Direto e Tecnologia Agrícola**, p. 5-8, 2018.
- CHAGAS, J. K. M.; FIGUEIREDO, C. C.; SILVA, J.; PAZ-FERREIRO, J. The residual effect of sewage sludge biochar on soil availability and bioaccumulation of heavy metals: Evidence from a three-year field experiment, **Journal of Environmental**

Management, v. 279, p. 111824, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111824>

CHENG, H.; XU, W.; LIU, J.; ZHAO, Q.; HE, Y.; CHEN, G. Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 29, n. 1, p. 96-104, 2007.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.08.005>

CHRISPIM, M.C.; SOUZA, F. M.; SCHOLZ, M.; NOLASCO, M. A. A Framework for Sustainable Planning and Decision-Making on Resource Recovery from Wastewater: Showcase for São Paulo Megacity. **Water**, v. 12, p. 3466, 2020.
<https://doi.org/10.3390/w12123466>

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB, 2021. **Série histórica das safras - Grãos - Por Produtos, agosto 2021**. Brasília, DF, 2021. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras>. Acesso em: 08 set. 2021.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020**. Brasília, DF, 2006. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=749>. Acesso em: 10 mar. 2021.

CURCI, M.; LAVECCHIA, A.; CUCCI, G.; LACOLLA, G.; DE CORATO, U.; CRECCHIO, C. Short-Term Effects of Sewage Sludge Compost Amendment on Semiarid Soil. **Soil Systems**, Basel, v. 4, n. 48, p. 1-18, 2020.
<https://doi.org/10.3390/soilsystems4030048>

ELSALAM, H. E. A.; EL-SHARNOUBY, M. E.; MOHAMED, A. E.; RAAFAT, B. M.; EL-GAMAL, E. H. Effect of Sewage Sludge Compost Usage on Corn and Faba Bean Growth, Carbon and Nitrogen Forms in Plants and Soil. **Agronomy**, v. 11, p. 628.
<https://doi.org/10.3390/agronomy11040628>

FAGERIA, N. K. Efeito da calagem na produção de arroz, feijão, milho e soja em solo de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 11, p. 1419-1424, 2001. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2001001100013>

FERNÁNDEZ, J. M.; PLAZA, C.; GARCÍA-GIL, J. C.; POLO, A. Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. **Applied Soil Ecology**, v. 42, p. 18-24, 2009.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.01.006>

FURLEY, P.A. The nature and diversity of neotropical savanna vegetation with particular reference to the Brazilian cerrados. **Global Ecology and Biogeography**, v. 8, p. 223-241, 1999. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.1999.00142.x>

GARCIA, R. A.; CECCON, G.; SUTIER, G. A. da S.; SANTOS, A. L. F. Soybean-corn succession according to seeding date. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, n. 1, p. 22-29, 2018. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2018000100003>

GŁĄB, T.; ŻABIŃSKI, A.; SADOWSKA, U.; GONDEK, K.; KOPEĆ, M. MIERZWAHERSZTEK, M.; TABOR, S.; STANEK-TARKOWSKA, J. Fertilization effects of compost produced from maize, sewage sludge and biochar on soil water retention and chemical properties. **Soil and Tillage Research**, v. 197, p. 104493, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104493>

GUERRINI, I. A.; CROCE, C. G. G.; BUENO, O. DE C.; JACON, C. P. R. P.; NOGUEIRA, T. A. R.; FERNANDES, D. M.; GANGA, A.; CAPRA, G. F. Composted sewage sludge and steel mill slag as potential amendments for urban soils involved in afforestation programs. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 22, p. 93-104, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.015>

GUIMARÃES, A. V. **Mato Grosso do Sul, sua evolução histórica**. Campo Grande, MS: UCDB, 1999. 283 p.

HERNÁNDEZ, T.; MASCIANDARO, G.; MORENO, J. I.; GARC, A. C. Changes in organic matter composition during composting of two digested sewage sludges. **Waste Management**, v. 26, n. 12, p. 1370-1376, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.10.006>

JAYASINGHE, G. Y. Sugarcane bagasses sewage sludge compost as a plant growth substrate and an option for waste management. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 14, p. 625-632, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10098-011-0423-8>

KAPANEN, A.; VIKMAN, M.; RAJASÄRKÄ, J.; VIRTÄ, M.; ITÄVAARA, M. Biotests for environmental quality assessment of composted sewage sludge. **Waste Management**, v. 33, n. 6, p. 1451-1460, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.02.022>

LAG-BROTONS, A.; GÓMEZ, I.; NAVARRO-PEDREÑO, J.; MAYORAL, A. M.; CURT, M. D. Sewage sludge compost use in bioenergy production - a case study on the effects on *Cynara cardunculus* L energy crop. **Journal of Cleaner Production**, v. 79, p. 32-40, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.021>

LANNO, M.; KRIIPSALU, M.; SHANSKIY, M.; SILM, M.; KISAND, A. Distribution of Phosphorus Forms Depends on Compost Source Material. **Resources**, v. 10, p. 102, 2021. <https://doi.org/10.3390/resources10100102>

LI, S.; LI, D.; LI, J.; LI, G.; ZHANG, B. Evaluation of humic substances during co-composting of sewage sludge and corn stalk under different aeration rates. **Bioresource Technology**, v. 245, part A, p. 1299-1302, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.177>

LOPES, A. S. Soils under Cerrado: a success story in soil management. **Better Crops International**, v. 10, p. 9-15, 1996.

MASCIANDARO, G.; CECCANTI, B.; GARCIA, C. "In situ" vermicomposting of biological sludges and impacts on soil quality. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 1015-1024, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00011-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00011-0)

MATOS, A. **Potencialidades e limitações do uso de Lodo de Esgoto em solo-aspectos agrônômicos, controle de atratividade de vetores e de impactos ambientais.** Belo Horizonte: Visual, 2018. Disponível em: <http://etes-sustentaveis.org/wp-content/uploads/2018/05/Palestra-Matos-Workshop-Lodo-2.pdf>. Acesso em: 26 fev. 2021.

MEHROTRA, A.; KUNDU, K.; SREEKRISHNAN, T. R. Decontamination of heavy metal laden sewage sludge with simultaneous solids reduction using thermophilic sulfur and ferrous oxidizing species. **Journal of Environmental Management**, v. 167, p. 228-235, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.004>

MOREIRA, R. S.; LENSE, G. H. E.; FÁVERO, L. F.; OLIVEIRA JÚNIOR, B. M.; MINCATO, R. L. Nutritional status and physiological parameters of maize cultivated with sewage sludge. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 44, p. 1-9, 2020. <https://doi.org/10.1590/1413-7054202044029919>

MOTA, F. D.; VILLAS BÔAS, R. L.; D'ANDRÉA MATEUS, C. de M.; SILVA, T. B. G. Sewage sludge compost in zoysia grass sod production. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, p. 1-10, 2019. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2301>

NASCIMENTO, A. L.; SOUZA, A. J.; OLIVEIRA, F. C.; COSCIONE, A. R.; VIANA, D. G.; REGITANO, J. B. Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. **Journal of Cleaner Production**, v. 258, p. 120746, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120746>

NÓIA JÚNIOR, R. de S.; SENTELHAS, P. C. Soybean-maize succession in Brazil: impacts of sowing dates on climate variability, yields and economic profitability. **European Journal of Agronomy**, v. 103, p. 140-151, 2019. doi:10.1016/j.eja.2018.12.008

NÓIA JÚNIOR, R. de S.; SENTELHAS, P. C. Yield gap of the double-crop system of main-season soybean with off-season maize in Brazil. **Crop and Pasture Science**, v. 71, n. 5, p. 445-458, 2020. <https://doi.org/10.1071/CP19372>

PASQUALONE, A.; SUMMO, C.; CENTOMANI, I.; LACOLLA, G.; CARANFA, G.; CUCCI, G. Effect of composted sewage sludge on morpho-physiological growth parameters, grain yield and selected functional compounds of barley. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 97, n. 5, p. 1502-1508, 2017. <https://doi.org/10.1002/jsfa.7892>

PHUNG, L. D.; ICHIKAWA, M.; PHAM, D. V.; SASAKI, A.; WATANABE, T. High yield of protein-rich forage rice achieved by soil amendment with composted sewage sludge and topdressing with treated wastewater. **Scientific Reports**, v. 10, p. 10155, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67233-w>

PRATES, A. R.; COSCIONE, A. R.; TEIXEIRA FILHO, M. C. M.; MIRANDA, B. G.; ARF, O.; ABREU-JÚNIOR, C. H.; OLIVEIRA, F. C.; MOREIRA, A.; GALINDO, F. S.; SARTORI, M. M. P.; HE, Z.; JANI, A. D.; CAPRA, G. F.; GANGA, A.; NOGUEIRA, T.

A. R. Composted Sewage Sludge Enhances Soybean Production and Agronomic Performance in Naturally Infertile Soils (Cerrado Region, Brazil). **Agronomy**, v. 10, p. 1677, 2020. <https://doi.org/10.3390/agronomy10111677>

RESCK, D. V. S.; PEREIRA, J.; SILVA, J. E. de. **Dinâmica da matéria orgânica na região dos Cerrados Planaltina**, DF: Embrapa-CPAC, 1991. 21p. (Embrapa-CPAC. Documentos, 36).

RICCI, A. B.; PADOVANI, V. C. R.; PAULA JÚNIOR, D. R. Uso de lodo de esgoto estabilizado em um solo decapitado: II - Atributos químicos e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 543-551, 2010b. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000200028>

RICCI, A. B.; PADOVANI, V. C. R.; PAULA JÚNIOR, D. R. Uso de lodo de esgoto estabilizado em um solo decapitado. I - Atributos físicos e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 535-542, 2010a. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000200027>

RODRIGUES, M. N.; SAMPAIO, R. A.; ZUBA JUNIO, G. R.; OLIVEIRA, A. L. G. Nutrients and heavy metals in maize crop fertilized with rock phosphate and biosolid. **Revista Engenharia Na Agricultura**, v. 25, p. 50-62. 2017. <https://doi.org/10.13083/reveng.v25i1.685>

SÁNCHEZ, A. S. Technical and economic feasibility of phosphorus recovery from wastewater in São Paulo's Metropolitan Region. **Journal of Water Process Engineering**, v. 38, p. 101537, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101537>

SHARMA, B.; SARKAR, A. SINGH, P.; SINGH, R. P. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. **Waste Management** v. 64, p. 117-132, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.002>

SILVA, W. R.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, F. B. V.; SOUZA, A. A. B.; FRACETTO, G. G. M.; XIMENES, D. H. de S. V. Effects of Sewage Sludge Stabilization Processes on Soil Fertility, Mineral Composition, and Grain Yield of Maize in Successive Cropping. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 21, p. 1076-1088, 2021. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00423-1>

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos 2019**. Brasília, DF, 2020. Disponível em: http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/rs/2019/Diagnostico_RS2019.pdf. Acesso em: 08 maio 2021.

TIRITAN, C. S.; BÜLL, L.T.; CRUSCIOL, C. A. C.; CARMEIS FILHO, A. C. A.; FERNANDES, D. M., NASCENTE, A. S. Tillage system and lime application in a tropical region: soil chemical fertility and corn yield in succession to degraded pastures. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 437-447, 2016. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2015.06.012>

TOMASINI, R. G. A. Evolução histórica e aspectos econômicos. *In*: OSÓRIO, E. A. (Coord.). **Trigo no Brasil**. Campinas: Fundação Cargill, 1982. v. 1 p.1-26.

TOMÓCSIK, A.; MAKÁDI, M.; OROSZ, V.; ARANYOS, T.; DEMETER, I.; MÉSZÁROS, J.; FÜLEKY, G. Effect of sewage sludge compost treatment on crop yield. **AGROFOR International Journal**, v. 1, p. 5-12, 2016.
<https://doi.org/10.7251/AGRENG1602005T>

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA, 2021. **World Agricultural Production Circular Series WAP 8-21, august 2021**. Washington, DC, USA, 2021. Disponível em:
<https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/production.pdf>. Acesso em: 08 set. 2021.

URZEDO, D. I.; FRANCO, M. P.; PITOMBO, L. M.; CARMO, J. B. Effects of organic and inorganic fertilizers on greenhouse gas (GHG) emissions in tropical forestry. **Forest Ecology and Management**, v. 310, p. 37-44, 2013.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.018>

WANG, M.; AWASTHI, M. K.; WANG, Q.; CHEN, H.; REN, X.; ZHAO, J.; LI, R.; ZHANG, Z. Comparison of additives amendment for mitigation of greenhouse gases and ammonia emission during sewage sludge co-composting based on correlation analysis. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 520-527, 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.158>

WIERZBOWSKA, J.; SIENKIEWICZ, S.; ZAŁUSKI, D. Nitrogen Fractions in Soil Fertilized with Waste Organic Materials. **Agronomy**, v. 11, p. 1474, 2021.
<https://doi.org/10.3390/agronomy11081474>

XING, J.; XU, G.; LI, G. Comparison of pyrolysis process, various fractions and potential soil applications between sewage sludge-based biochars and lignocellulose-based biochars. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, p. 1-15, 2021.

YAGMUR, M.; ARPALI, D.; GULSER, F. The effects of sewage sludge treatment on triticale straw yield and its chemical contents in rainfed condition, **The Journal of Animal & Plant Sciences**, v. 27, p. 971-977, 2017.
<http://www.thejaps.org/docs/v-27-03/34.pdf>

ZHAO, Y.; LI, W. CHEN, L. MENG, L.; ZHENG, Z. Effect of enriched thermotolerant nitrifying bacteria inoculation on reducing nitrogen loss during sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, v. 311, p. 123461, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123461>

ZUBA JUNIO, G. R.; SAMPAIO, R. A.; NASCIMENTO, A. L.; CARNEIRO, J. P.; SANTOS, L. D. T.; FERNANDES, L. A. Produção de milho adubado residualmente com composto de lodo de esgoto e fosfato de Gafsa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 1289-1297, 2012.
<https://doi.org/10.1590/S1415-43662012001200005>

ZUBA JUNIO, G. R; SAMPAIO, R. A.; SANTOS, G. B.; NASCIMENTO, A. L.; PRATES, F. B. de; FERNANDES, L. A. Metais pesados em milho fertilizado com fosfato natural e composto de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 1082-1088, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662011001000013>

2. ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO APÓS APLICAÇÕES COM COMPOSTO DE LODO DE ESGOTO E CULTIVO SUCESSIVO DE SOJA E MILHO NO CERRADO BRASILEIRO

RESUMO

O composto de lodo de esgoto (CLE) é um resíduo rico em nutrientes e que pode ser utilizado na agricultura, substituindo ou suplementando os fertilizantes minerais convencionais. Vários países têm incentivado o seu uso, devido à sua viabilidade econômica e ambiental. Nos solos tropicais, naturalmente de baixa fertilidade, o uso do CLE é uma alternativa promissora, mas necessita de estudos de campo para confirmar o seu potencial. Assim, o presente estudo objetivou avaliar a fertilidade de um LATOSSOLO VERMELHO Distrófico de textura argilosa, adubado com CLE, em comparação à adubação mineral, durante dois anos consecutivos. Adotou-se o delineamento em blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos foram: controle: sem aplicação do CLE e de adubos minerais; aplicações de doses de CLE: 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ (base úmida) e suplementação com macronutrientes via calcário, gesso e adubos minerais fornecedores de NPK e um tratamento com manejo convencional (calagem, gessagem e adubação mineral convencional para o fornecimento de macro e micronutrientes). Os atributos químicos do solo foram avaliados em amostras coletadas nas camadas de 0,00-0,05; 0,05-0,10; 0,10-20 e 0,20-0,40 m de profundidade. Os resultados mostraram que a adubação com CLE alterou a SB, CTC, V%, e o teor de P, Ca²⁺ e Mg²⁺ do solo. O uso da dose de 12,5 t ha⁻¹ de CLE pode proporcionar alterações da fertilidade do solo superiores à adubação mineral.

Palavras-chave: Macronutrientes. Fertilidade do solo. Sucessão de culturas. Sustentabilidade agrícola.

2.1 INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto (LE) é um resíduo sólido, gerado durante o processo de tratamento de esgoto, é rico em matéria orgânica (MO) e nutrientes, e pode ser utilizado como fertilizante orgânico para as plantas (LOPES *et al.*, 2018; CHAGAS *et al.*, 2021). Seu uso agrícola já é uma prática bem estabelecida em países como Inglaterra, Austrália, Estados Unidos e União Europeia (SHARMA *et al.*, 2017). Entretanto, no Brasil, com uma produção anual de 150-220 mil t de matéria seca (MANCA *et al.*, 2020), apenas 10% desse valor é utilizado para fins agrícolas, sendo o restante destinado a aterros sanitários (BORBA *et al.*, 2018). Porém, ainda não representa todo LE que poderia ser produzido no país, uma vez que apenas 54,1% dos municípios brasileiros tem coleta e tratamento de esgoto (SNIS, 2020).

Uma vez que os solos tropicais são caracterizados por baixa fertilidade, um baixo teor de macronutrientes, principalmente fósforo (P), e de micronutrientes especialmente boro (B) e zinco (Zn^{2+}), além de MO (RODRIGUES *et al.*, 2021), a melhor estratégia de disposição do LE, nas condições brasileiras, é o aumento do uso agrícola como fertilizante (TIRITAN *et al.*, 2016; NASCIMENTO *et al.*, 2020).

No Brasil, o uso do LE é regulamentado por diferentes legislações, como a resolução 498/2020 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2020). Embora o CONAMA incentive o uso do LE na agricultura, há preocupações que limitam sua adoção no país (PRATES *et al.*, 2020a). Para reduzir esses riscos, e diminuir os níveis de metais pesados e agentes patogênicos (MANCA *et al.*, 2020), o LE pode ser tratado pelo processo de compostagem. Uma técnica útil e de baixo custo para criar um produto seguro, o composto de lodo de esgoto (CLE), classificado como fertilizante orgânico (GUERRINI *et al.*, 2017; MANCA *et al.*, 2020).

Assim, quando aplicado no solo, o composto de lodo de esgoto (CLE) pode alterar os atributos físicos e a fertilidade do solo (SHAO *et al.*, 2018), já que contém níveis elevados de MO, nitrogênio (N) e P, na sua composição (CHENG *et al.*, 2007).

Uma região do país caracterizada por apresentar solos naturalmente de baixa fertilidade, ácidos e fortemente lixiviados é o Cerrado brasileiro (ABREU-JÚNIOR *et al.*, 2017; PRATES *et al.*, 2020a). Nessas áreas o LATOSSOLO é a classe de solo mais comum (RAIJ *et al.*, 2004; JAMES *et al.*, 2019), sendo particularmente sensível às mudanças no uso do solo (BATLLE-BAYER *et al.*, 2010; GMACH *et al.*, 2018;

JAMES *et al.*, 2019). Apesar dessas características, a região é a principal fronteira agrícola produtora de commodities do país (SILVA *et al.*, 2015; KANEKO *et al.*, 2021), contribuindo com a produção brasileira de grãos e cereais, visto que, o país deve produzir 253,9 milhões de toneladas de grãos na safra 2020/21 (CONAB, 2021).

Para manter as elevadas produtividades nessas áreas, os agricultores utilizam uma estratégia de cultivo duplo, chamado de sucessão de culturas (NÓIA JÚNIOR; SENTELHAS, 2019, 2020). Uma combinação bastante utilizada é semeadura da soja (no início de outubro), depois o milho (semeado no final de janeiro), como uma cultura de sucessão (BATTISTI *et al.*, 2020). Essa técnica tem contribuído com o aumento da produção agrícola nacional. Como divulgado pela USDA (2021) a estimativa para safra 2021/22, é uma produção de 144 e 118 milhões de t de grãos de soja e milho, respectivamente.

Para o cultivo nesses solos, é necessário a aplicação de grandes quantidades de fertilizantes minerais importados (FORRESTER, 2013; SILVA *et al.*, 2013; RODRIGUES *et al.*, 2021), com consequente alto custo de produção (ABREU-JÚNIOR *et al.*, 2017). Como exemplo, os fertilizantes minerais representam ~21% dos custos de produção de soja e do milho no Brasil (IMEA, 2021). Nesse sentido, o CLE tem potencial para ser utilizado no cultivo dessas culturas, substituindo ou integrando os fertilizantes minerais convencionais (ABREU-JÚNIOR *et al.*, 2020).

Algumas pesquisas já investigaram os efeitos da aplicação de CLE na agricultura (RICCI; PADOVANI; JÚNIOR, 2010), silvicultura (BERTOLAZI *et al.*, 2016; MANCA *et al.*, 2020) e floricultura (LOPES *et al.*, 2018). No entanto, a maioria dos estudos foram realizados em casa de vegetação e/ou utilizando solos de regiões temperadas (CHENG *et al.*, 2007; FERNÁNDEZ *et al.*, 2009; TEJADA *et al.*, 2014; LAG-BROTONS *et al.*, 2014; FANG *et al.*, 2016; PASQUALONE *et al.*, 2017; SHAO *et al.*, 2018; GŁĄB *et al.*, 2020; PHUNG *et al.*, 2020). Além disso, na maioria das vezes, com outras espécies vegetais, por exemplo, Alcachofra (*Cynara cardunculus* L.) (LAG-BROTONS *et al.*, 2014), Cevada (*Hordeum vulgare* L. e *H. distichum* L.) (FERNÁNDEZ *et al.*, 2009; PASQUALONE *et al.*, 2017), Azevém (*Lolium perenne* L.) (CHENG *et al.*, 2007) e Arroz (*Oryza sativa* L.) (PHUNG *et al.*, 2020).

O uso do CLE na agricultura é uma alternativa promissora para a sua destinação final, evitando seu descarte em aterros sanitários. Por outro lado, pesquisas ainda são necessárias para ratificar os benefícios desse fertilizante

(RODRIGUES *et al.*, 2021). Com base na hipótese de que a aplicação de CLE em solos da região do Cerrado melhora a fertilidade do solo, foi realizado um experimento de dois anos em condições de campo, cujos objetivos foram: *i)* avaliar o efeito residual da aplicação de doses de CLE nos atributos químicos e nos teores de macronutrientes do solo e *ii)* qual a melhor dose de aplicação para o sistema de sucessão soja-milho no Cerrado.

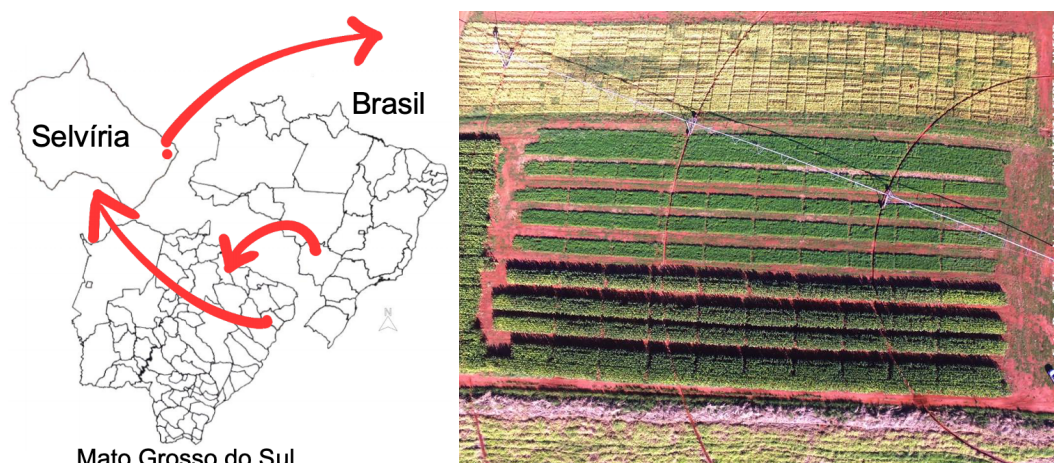
2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área experimental

O experimento foi realizado durante os anos agrícolas de 2017/18 e 2018/19, na área experimental originalmente ocupada por vegetação de Cerrado (51° 22" O, 20° 22" S e 335 m de altitude), pertencente a Universidade Estadual Paulista (UNESP), localizada no município de Selvíria, no Estado do Mato Grosso do Sul (Figura 1).

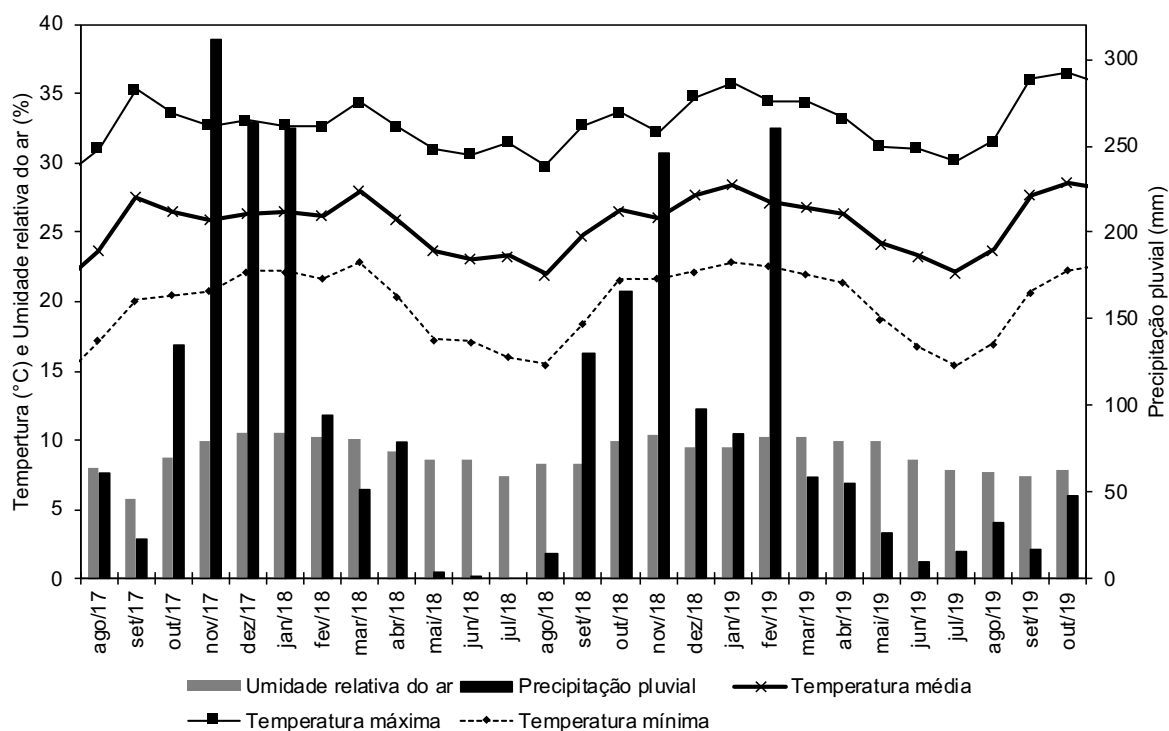
O solo é classificado como LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico de textura argilosa (Oxisol) (SANTOS *et al.*, 2018), mediante levantamento detalhado (DEMATTE, 1980). As médias anuais de precipitação, temperatura e umidade relativa do ar são 1.370 mm, 23,5°C e 70-80%. Os dados climáticos durante a condução do estudo são apresentados na Figura 2.

Figura 1 - Localização da área experimental em Selvíria/MS, Brasil



Fonte: GENAFERT (2017).

Figura 2 - Temperatura, umidade do ar e precipitação pluvial, durante o cultivo das culturas no ano agrícola de 2017/18 e 2018/19



Fonte: Elaboração do próprio autor com dados obtidos do Canal CLIMA da UNESP de Ilha Solteira, Área de Hidráulica e Irrigação (2021).

Em agosto de 2017 (um mês antes da instalação do experimento), foi realizada a amostragem do solo na camada de 0,00-0,20 e 0,20-0,40 m de profundidade, para caracterização física (TEIXEIRA *et al.*, 2017) e química do solo (RAIJ *et al.*, 2001), sendo verificados os seguintes resultados: pH (CaCl₂) = 4,5 e 4,7; MO = 19 e 14 g dm⁻³; P (Resina) = 16 e 9 mg dm⁻³; K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ e acidez potencial (H + Al) = 1,7, 0,7, 13, 11, 12, 10, 37 e 32 mmol_c dm⁻³; saturação por bases (V%) = 42 e 41%; respectivamente. Os valores de argila, silte e areia encontrados na camada de 0,00-0,40 m eram de 550, 80 e 370 g kg⁻¹, respectivamente.

O sistema de cultivo utilizado foi a sucessão com as culturas da soja e milho. Essas culturas foram utilizadas devido à importância na dieta humana e animal. O preparo inicial da área foi feito em setembro de 2017. Realizou-se uma subsolagem até 0,30 m de profundidade, seguido da divisão da área, em 24 unidades experimentais constituídas com 10 metros de comprimento e 3,15 de largura, totalizando 31,5 m² por parcela (Figura 1).

2.2.2 Delineamento experimental e tratamentos

Utilizou-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições, totalizando vinte e quatro unidades experimentais. Os tratamentos corresponderam a: controle = correspondendo a dose de CLE igual a 0,0 t ha⁻¹ (sem aplicação do CLE e de adubos minerais como B, Zn, N, P e K); aplicação de doses de CLE 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹, base úmida, com fornecimento de adubos minerais (NPK), distribuídos sobre a superfície do solo, sem incorporação e um tratamento com adubação mineral convencional (ADM), com fornecimento de fertilizantes minerais N, P, K, B e Zn. Todas as parcelas receberam o fornecimento de Ca, Mg e S via calagem e gessagem, respectivamente.

No início de cada ano agrícola, em função dos tratamentos, a aplicação do CLE, ou ADM foi realizada na cultura de soja (*Glycine max* L.). O efeito residual dos tratamentos foi avaliado após o cultivo da cultura do milho, ao fim da safra 2017/18 e 2018/19.

2.2.3 Caracterização do composto de lodo de esgoto

O CLE foi produzido por compostagem termofílica de resíduos orgânicos desenvolvido pela Tera Ambiental, localizada em Jundiaí, Estado de São Paulo. O CLE foi caracterizado do ponto de vista químico e microbiológico, nos dois anos agrícolas, 2017/18 e 2018/19 (Tabela 1). A principal matéria prima que compõe o produto é o LE sanitário, cerca de 70% em massa, advindo do tratamento de esgotos sanitários da região. Além do LE, também entra no processo de compostagem outros tipos de resíduos orgânicos urbanos e agroindustriais como, bagaços, cascas de frutas e legumes, cama de aviário, cascas de pinus e eucalipto, cavaco de madeira, podas de árvores, restos de alimentos.

A compostagem dos resíduos orgânicos é feita em duas concepções: leiras aeradas por revolvimento mecânico e leiras estáticas com aeração forçada. Em ambos os processos, a fonte de Carbono orgânico (C org) utilizada é o cavaco de madeira bruta. Durante a fase de processamento, também é aditivado, em proporções abaixo de 5% da massa final do produto, calcário e gesso agrícola. Após higienização e alcance do teor de umidade ideal (cerca de 40%), o LE é peneirado e empilhado para maturação por um mínimo de 15 dias, dando origem ao CLE.

Tabela 1 - Composição química e microbiológica do composto de lodo de esgoto (CLE)

	Unidade	Valores ¹		Limite ²
		2017/18	2018/19	
Análise Química				
---- Base úmida----				
pH (CaCl ₂)	-	7,0 ± 0,10	7,3 ± 0,06	- ³
Umidade (60-65 °C)	%	40,96 ± 0,26	34,43 ± 0,53	-
Umidade	%	45,46 ± 0,22	35,77 ± 0,61	-
MO	g kg ⁻¹	308,65 ± 9,95	255,0 ± 7,37	-
C org	g kg ⁻¹	153,10 ± 4,80	128,6 ± 3,57	-
CTC	mmol _c dm ⁻³	520 ± 20,00	-	-
C/N	-	12 ± 0,81	9 ± 0,58	-
N	g kg ⁻¹	13,85 ± 0,25	15,3 ± 1,53	-
Fósforo (P ₂ O ₅)	g kg ⁻¹	12,25 ± 1,35	14,1 ± 0,00	-
Potássio (K ₂ O)	g kg ⁻¹	6,00 ± 2,20	8,2 ± 0,38	-
Cálcio (Ca)	g kg ⁻¹	19,40 ± 4,40	31,1 ± 1,08	-
Magnésio (Mg)	g kg ⁻¹	5,20 ± 0,50	9,9 ± 0,21	-
Enxofre (S)	g kg ⁻¹	4,75 ± 0,25	8,4 ± 1,44	-
Sódio (Na)	mg kg ⁻¹	3930 ± 32,00	3915 ± 41,22	-
Arsênio	mg kg ⁻¹	3,15 ± 1,76	-	20,0
Boro	mg kg ⁻¹	94 ± 4,52	94 ± 4,58	-
Cádmio	mg kg ⁻¹	1,00 ± 0,01	-	3,0
Cobre	mg kg ⁻¹	237 ± 16,54	191,2 ± 5,77	-
Chumbo	mg kg ⁻¹	18,10 ± 1,60	-	150,0
Cromo	mg kg ⁻¹	54,25 ± 1,75	-	-
Ferro	mg kg ⁻¹	16400 ± 1300	14708 ± 249	-
Manganês	mg kg ⁻¹	246 ± 37,00	310 ± 15,01	-
Mercúrio	mg kg ⁻¹	0,22 ± 0,09	-	1,0
Molibdênio (Mo)	mg kg ⁻¹	5,26 ± 0,23	-	-
Níquel	mg kg ⁻¹	26,52 ± 0,50	-	70,0
Zinco	mg kg ⁻¹	456 ± 8,00	684 ± 7,21	-
Análise Biológica				
Salmonella sp.	NMP/10g	Ausente		
Coliformes	NMP/g	0		
Termotolerantes				
Ovos viáveis de helmintos	Ovos/g de ST	0,12		

¹ Valores médios ± desvio padrão, $n = 3$. ² Limites segundo a Instrução normativa nº 7 MAPA (2016).

³ Não Determinado. NMP = Número mais provável. Fonte: GENAFERT (2018).

2.2.4 Instalação e desenvolvimento do experimento na safra 2017/18

Após a subsolagem, em setembro de 2017, realizou-se a calagem (2,2 t ha⁻¹ com o objetivo de elevar a saturação por bases para 70%) e a gessagem (1,8 t ha⁻¹) de acordo com as recomendações de Cantarella, Raij e Camargo (1997) e Raij *et al.* (1997).

Para safra 2017/18, realizou-se a dessecação da cobertura vegetal, com glifosato (1.800 g ha^{-1}) e 2,4-D (670 g ha^{-1} do i.a.), cerca de duas semanas antes da semeadura da soja. Em seguida, cinco dias antes da semeadura, em função dos tratamentos, o CLE foi distribuído manualmente no solo, sem incorporação e em área total, levando-se em conta a umidade do composto (Tabela 1).

Antes da semeadura, as sementes foram tratadas utilizando os fungicidas tiofanato metílico + piraclostrobina ($5 \text{ g} + 45 \text{ g}$ do i.a. por 100 kg de semente) e o inseticida fipronil (50 g do i.a. por 100 kg de semente). Após a secagem, as sementes foram inoculadas com estirpes: SEMIA 5019 (*Bradyrhizobium elkanii*) e SEMIA 5079 (*Bradyrhizobium japonicum*), com garantia de 5×10^9 unidades formadoras de colônias g^{-1} , na dose de 100 g de turfa para 50 kg de sementes, adicionado 1% de açúcar na calda. Além disso, as sementes foram tratadas utilizando $2,72 \text{ g ha}^{-1}$ de cobalto (Co) e $27,2 \text{ g ha}^{-1}$ de Mo.

Para a semeadura da cultura da soja, exceto o tratamento controle (sem aplicação), todos os tratamentos com o CLE receberam a complementação mineral com macronutrientes levando-se em consideração as análises de fertilidade do solo e as recomendações de Raij *et al.* (1997). Para isso, na adubação de semeadura da cultura da soja, utilizou-se 16 kg ha^{-1} de N (na forma de ureia), 80 kg ha^{-1} de P_2O_5 (superfosfato triplo) e 80 kg ha^{-1} de K_2O (cloreto de potássio) (MASCARENHAS; TANAKA, 1997). Apenas nas parcelas referentes ao tratamento com ADM, foram aplicados $1,0 \text{ kg ha}^{-1}$ de B (H_3BO_3) e $5,0 \text{ kg ha}^{-1}$ de Zn (ZnSO_4).

A semeadura foi realizada no dia 25 de novembro de 2017, utilizando o cultivar de soja BMX Potência RR, e no dia 14 de abril de 2018, com o híbrido de milho AG 7098 na segunda safra, utilizando a população de 400.000 e 73.333 plantas por hectare, em ambos os anos.

Antes da semeadura do milho (safra 2017/18), foi feito o tratamento das sementes utilizando os mesmos fungicidas e inseticidas utilizados na semeadura da soja, safra 2017/18. Na adubação de semeadura do milho de segunda safra, foram aplicados 26 kg ha^{-1} de N (na forma de ureia), 90 kg ha^{-1} de P_2O_5 (superfosfato triplo) e 51 kg ha^{-1} de K_2O (cloreto de potássio). Somente nas parcelas referentes ao tratamento com ADM, foi aplicado $1,0 \text{ kg ha}^{-1}$ de B (H_3BO_3) e $2,0 \text{ kg ha}^{-1}$ de Zn (ZnSO_4). Na cultura do milho foi realizada a adubação nitrogenada de cobertura com 90 kg ha^{-1} de N (na forma de ureia), cerca de três semanas após a germinação das plantas (DUARTE; CANTARELLA; RAIJ, 1997).

2.2.5 Instalação e desenvolvimento do experimento na safra 2018/19

Para a safra 2018/19, a dessecação da área experimental, e a segunda aplicação do CLE, considerando a umidade do composto (35%) (Tabela 1), foi realizada de forma semelhante à praticada na safra 2017/18. Porém, a aplicação do CLE foi realizada no dia 02 de novembro de 2018, um dia antes da semeadura da soja. Posteriormente foi semeado a soja sobre a palhada do milho, mantendo a mesma população do primeiro ano. Além disso foi realizado o tratamento de sementes e a inoculação com *Bradyrhizobium* spp. de modo semelhante a safra anterior.

Em relação à adubação, os tratamentos com o CLE também receberam a complementação mineral com macronutrientes, levando-se em consideração as análises de fertilidade do solo referentes às amostras de solo coletados após o ciclo do milho do primeiro ano, seguindo as recomendações de Raij *et al.* (1997). Desse modo, foram aplicados 16 kg ha⁻¹ de N (na forma de ureia), 80 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato triplo) e 80 kg ha⁻¹ de K₂O (cloreto de potássio) (MASCARENHAS; TANAKA, 1997). Apenas nas parcelas referentes ao tratamento com ADM, foi aplicado 1,0 kg ha⁻¹ de B (H₃BO₃).

Cerca de duas semanas após a semeadura, em V4, foi realizada a dessecação das plantas invasoras, com glifosato (720 g ha⁻¹ do i.a.) e o chlorimuron-ethyl (7,5 g ha⁻¹ do i.a.). Além disso, foi realizada uma aplicação preventiva, cerca de 40 dias após a semeadura, em R1, do fungicida Picoxistrobina + Ciproconazol (28 g + 70 g ha⁻¹ do i.a.), e também os inseticidas Metomil (129 g ha⁻¹ do i.a) e Clorantianiliprole (12 g ha⁻¹ do i.a.). Assim como nos cultivos anteriores, a cultura da soja recebeu irrigação suplementar por pivô central.

De modo semelhante ao primeiro ano agrícola, realizou-se a semeadura do híbrido de milho sobre os restos culturais da soja, no dia 30 de abril de 2018. Sendo utilizado os mesmos fungicidas e inseticidas da semeadura da soja e milho, do primeiro ano.

Após a colheita da soja, safra 2018/19, foi realizada amostragem do solo para análise dos atributos químicos. De acordo com os resultados obtidos das parcelas com ADM, foram aplicados 26 kg ha⁻¹ de N (na forma de ureia), 90 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato triplo) e 51 kg ha⁻¹ de K₂O (cloreto de potássio). Somente nas parcelas referentes ao tratamento com ADM, foi aplicado 1,0 kg ha⁻¹ de B (H₃BO₃). Conforme

resultados da análise do solo, não houve necessidade de aplicação de Zn. No estágio V6, foi realizada adubação nitrogenada de cobertura, sendo aplicada 90 kg ha⁻¹ de N (na forma de ureia) (DUARTE; CANTARELLA; RAIJ, 1997). A aplicação foi feita de forma semelhante a safra 2017/18.

Cerca de 18 dias após a semeadura, em V3, foi realizado o controle das plantas invasoras. Para isso, foi aplicado herbicida Tembotriona (41 g ha⁻¹ do i.a.) e Atrazina (400 g ha⁻¹ do i.a.). Para prevenir o surgimento da doença conhecida como “enfezamento do milho”, causada pela cigarrinha-do-milho, *Dalbulus maidis*, foram feitas duas aplicações de Pirite (160 g ha⁻¹ do produto comercial) e duas aplicações de Sperto (60 g ha⁻¹ do produto comercial), realizadas de forma intercalada, começando aos 18 dias após a semeadura. Para o controle da lagarta do cartucho, *Spodoptera frugiperda*, foram aplicados os inseticidas Metomil (129 g ha⁻¹ do i.a.) e Clorantianiliprole (12 g ha⁻¹ do i.a.).

O monitoramento da irrigação e do manejo fitossanitário da safra 2018/19, foi realizado de acordo com os cultivos anteriores e conforme as recomendações técnicas para a cultura.

2.2.6 Análise dos atributos químicos do solo

Após o cultivo do milho segunda safra, foram coletadas cinco subamostras por parcela, para compor uma amostra composta, para avaliação dos atributos químicos do solo, nas camadas de 0,00–0,05, 0,05–0,10, 0,10–20 e 0,20–0,40 m de profundidade. A amostragem foi realizada nas entrelinhas das culturas. Nessas amostras, foram avaliados os atributos químicos do solo e os teores de macronutrientes seguindo as recomendações de Raij *et al.* (2001). O pH foi determinado potenciométricamente em suspensões de terra fina seca ao ar (TFSA) em solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ na proporção solo-solução de 1:2,5. A MO foi determinada após oxidação com K₂Cr₂O₇ em presença de H₂SO₄ e titulação do excesso de dicromato com a solução de Fe(NH₄)₂(SO₄)₂·6H₂O 0,4 mol L⁻¹. O cálcio (Ca⁺²) e magnésio (Mg⁺²) trocável foram extraídos por resina trocadora de íons e quantificados por espectrofotometria de absorção atômica. O potássio (K⁺) trocável e o P foram extraídos também por resina, sendo o K⁺ determinado por fotometria de chama e o P por colorimetria. A acidez potencial (H+Al) foi estimada pelo método do

pH SMP. Com esses resultados, foram calculadas a capacidade de troca de cátions (CTC) a pH 7,0, a soma de bases (SB) e a saturação por bases (V) do solo.

2.2.7 Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste Tukey a 0,01 e 0,05 de probabilidade, nos casos em que o teste F foi significativo entre os tratamentos e os anos de avaliação. Foi realizado a análise de contraste entre doses de CLE e o tratamento com ADM. Para doses de CLE foi realizada a análise de regressão polinomial. A análise estatística foi realizada utilizando software R (R CORE TEAM, 2019).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para os atributos químicos avaliados após o cultivo sucessivo da soja e do milho, e a aplicação do CLE, na camada de 0,00–0,05 m de profundidade, verificou-se a interação entre os tratamentos e os anos para: SB, CTC e V% (Tabela 2).

Mesmo não havendo interação para pH, no segundo ano, houve efeito da aplicação das doses de CLE, notou-se ajuste quadrático para o pH (Tabela 3). Ricci, Padovani e Júnior (2010) verificaram ajuste linear para pH do solo, aumentando com as doses de CLE aplicadas (0, 20, 40 e 80 t ha⁻¹), em um LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico com textura argilosa leve.

Em relação aos tratamentos, houve diferença significativa para pH, acidez potencial, SB, CTC e V% (Tabela 2). Notou-se o maior valor médio do pH (6,1) e o menor valor médio da acidez potencial (17,9 mmol_c dm⁻³), com a dose de 10,0 t ha⁻¹ (APÊNDICE A, Figura 3). Além disso, de modo geral, os atributos químicos do solo foram incrementados com a aplicação da dose de 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ (Figuras 4 e 5). Ainda, houve diferença significativa para MO e acidez potencial, segundo a análise de contraste entre as doses de CLE e a ADM, após a segunda aplicação (Tabela 4).

Corroborando com esses resultados, Abreu *et al.* (2016) relataram que a aplicação de LE promoveu incrementos nos valores de pH e redução na acidez potencial do solo, na profundidade de 0,00–0,10 m. Segundo os autores, esses resultados ocorreram devido à estabilização química do LE tornando-o alcalino. Porém, pelo fato de adicionar altos níveis de Ca²⁺ à solução do solo, este promove alterações nas propriedades de acidez dos solos. Ainda, Bittencourt *et al.* (2012) relataram que o LE aumentou os teores de Ca²⁺ e os valores de pH da solução do solo, além de uma redução significativa da acidez potencial. Porém, alguns pesquisadores observaram o contrário, a redução dos valores de pH e aumento do teor de H+Al, utilizando LE sem estabilização química (CAVALCANTI *et al.*, 2015).

Ainda em relação aos tratamentos, após a primeira aplicação, notou-se maior valor para SB, CTC e V%, com a dose de 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ (Figuras 4 e 5). Enquanto que, após a segunda aplicação, o maior valor para SB, CTC e V%, foram obtidos com a dose de 5,0, 10,0 e 12,5 t ha⁻¹. Sendo, em ambos os anos, maiores que o tratamento sem aplicação de CLE, e ADM.

Tabela 2 - Análise de variância dos atributos químicos do solo, nas amostras coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

	Profundidade (m)			
	0,00-0,05	0,05-0,10	0,10-0,20	0,20-0,40
MO				
Tratamentos	0,662 ^{NS}	0,013 [*]	0,631 ^{NS}	0,240 ^{NS}
Anos	0,000 ^{**}	0,292 ^{NS}	0,000 ^{**}	0,000 ^{**}
Tratamentos x Anos	0,227 ^{NS}	0,942 ^{NS}	0,721 ^{NS}	0,063 ^{NS}
CV1%	9,69	4,87	7,31	7,78
CV2%	7,30	7,81	4,78	5,65
pH				
Tratamentos	0,002 ^{**}	0,195 ^{NS}	0,634 ^{NS}	0,063 ^{NS}
Anos	0,850 ^{NS}	0,275 ^{NS}	0,651 ^{NS}	0,141 ^{NS}
Tratamentos x Anos	0,753 ^{NS}	0,980 ^{NS}	0,575 ^{NS}	0,775 ^{NS}
CV1%	2,94	5,31	5,27	4,31
CV2%	3,86	7,12	7,14	3,47
H+Al				
Tratamentos	0,000 ^{**}	0,001 ^{**}	0,019 [*]	0,200 ^{NS}
Anos	0,000 ^{**}	0,000 ^{**}	0,002 ^{**}	0,000 ^{**}
Tratamentos x Anos	0,186 ^{NS}	0,010 [*]	0,043 [*]	0,163 ^{NS}
CV1%	7,44	11,57	11,71	9,45
CV2%	8,14	10,86	11,34	7,61
SB				
Tratamentos	0,000 ^{**}	0,015 [*]	0,002 ^{**}	0,020 [*]
Anos	0,920 ^{NS}	0,000 ^{**}	0,117 ^{NS}	0,000 ^{**}
Tratamentos x Anos	0,043 [*]	0,073 ^{NS}	0,049 [*]	0,002 ^{**}
CV1%	10,87	10,85	11,05	11,69
CV2%	9,86	10,53	11,27	8,84
CTC				
Tratamentos	0,000 ^{**}	0,053 ^{NS}	0,102 ^{NS}	0,237 ^{NS}
Anos	0,019 [*]	0,528 ^{NS}	0,075 ^{NS}	0,000 ^{**}
Tratamentos x Anos	0,021 [*]	0,723 ^{NS}	0,461 ^{NS}	0,031 [*]
CV1%	7,44	5,60	4,21	7,07
CV2%	6,48	6,81	4,15	6,68
V				
Tratamentos	0,000 ^{**}	0,002 ^{**}	0,003 ^{**}	0,012 [*]
Anos	0,000 ^{**}	0,000 ^{**}	0,012 [*]	0,000 ^{**}
Tratamentos x Anos	0,007 ^{**}	0,005 ^{**}	0,044 [*]	0,000 ^{**}
CV1%	3,37	6,62	9,27	7,70
CV2%	3,31	5,78	9,90	4,65

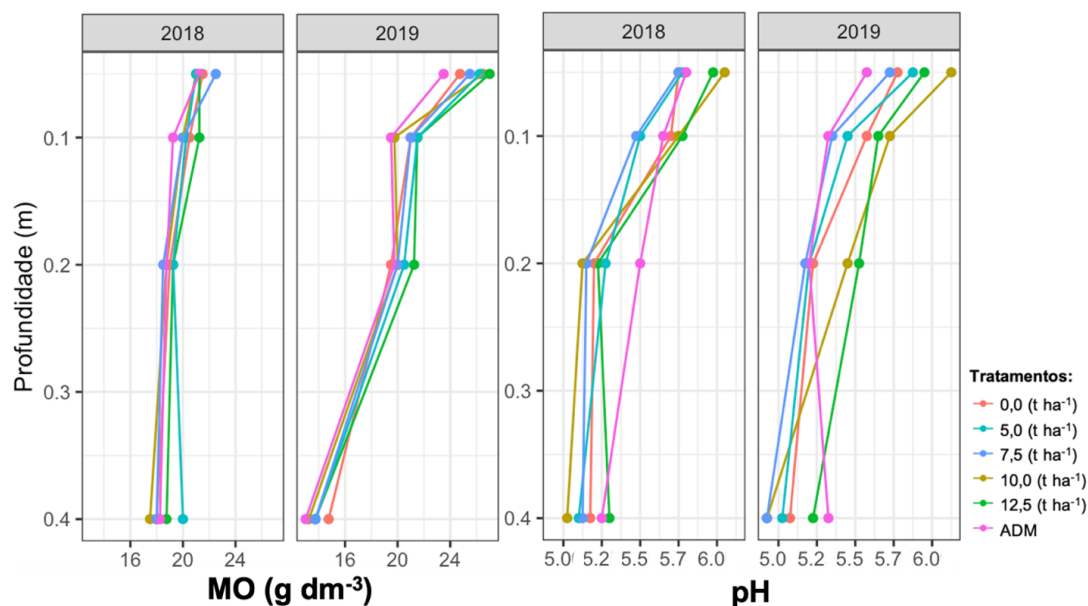
Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo. CV1 = Coeficiente de variação dos tratamentos. CV2 = Coeficiente de variação dos anos. MO = Matéria orgânica. H+Al = Acidez potencial. SB = Soma de bases. CTC = Capacidade de troca catiônica. V = Saturação por bases. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Tabela 3 - Valor médio, equação de regressão, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação aos atributos químicos do solo em quatro profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função das doses de CLE

Atributos	Ano	Equação	Teste F	Atributos	Ano	Equação	Teste F
MO1	2018	$\hat{Y} = 21,5$	0,561 ^{NS}	CTC1	2018	$\hat{Y} = 79,4$	0,162 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 26,0$	0,716 ^{NS}		2019	$\hat{Y} = 84,8$	0,093 ^{NS}
MO2	2018	$\hat{Y} = 20,4$	0,730 ^{NS}	CTC2	2018	$\hat{Y} = 70,2$	0,732 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 21,0$	0,422 ^{NS}		2019	$\hat{Y} = 69,6$	0,537 ^{NS}
MO3	2018	$\hat{Y} = 19,0$	0,792 ^{NS}	CTC3	2018	$\hat{Y} = 63,4$	0,620 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 20,3$	0,432 ^{NS}		2019	$\hat{Y} = 64,9$	0,698 ^{NS}
MO4	2018	$\hat{Y} = 18,5$	0,189 ^{NS}	CTC4	2018	$\hat{Y} = 60,8$	0,735 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 13,9$	0,427 ^{NS}		2019	$\hat{Y} = 42,3$	0,492 ^{NS}
pH1	2018	$\hat{Y} = 5,9$	0,404 ^{NS}	V1	2018	$\hat{Y} = 76,1$	0,169 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 5,7708+0,0087x+0,0009x^2$ ($R^2=0,60$)	0,025*		2019	$\hat{Y} = 73,5$	0,650 ^{NS}
pH2	2018	$\hat{Y} = 5,6$	0,232 ^{NS}	V2	2018	$\hat{Y} = 70,3$	0,115 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 5,6$	0,216 ^{NS}		2019	$\hat{Y} = 63,0$	0,263 ^{NS}
pH3	2018	$\hat{Y} = 5,2$	0,929 ^{NS}	V3	2018	$\hat{Y} = 57,6$	0,909 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 5,3$	0,536 ^{NS}		2019	$\hat{Y} = 46,9408+0,6921x$ ($R^2=0,55$)	0,043*
pH4	2018	$\hat{Y} = 5,1$	0,944 ^{NS}	V4	2018	$\hat{Y} = 55,8$	0,927 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 5,0$	0,574 ^{NS}		2019	$\hat{Y} = 40,6$	0,682 ^{NS}
H+Al1	2018	$\hat{Y} = 18,6$	0,481 ^{NS}				
	2019	$\hat{Y} = 22,0$	0,366 ^{NS}				
H+Al2	2018	$\hat{Y} = 20,7$	0,101 ^{NS}				
	2019	$\hat{Y} = 25,7$	0,080 ^{NS}				
H+Al3	2018	$\hat{Y} = 26,9$	1,000 ^{NS}				
	2019	$\hat{Y} = 32,1474+0,8412x-0,1015x^2$ ($R^2=0,80$)	0,004**				
H+Al4	2018	$\hat{Y} = 26,9$	0,835 ^{NS}				
	2019	$\hat{Y} = 25,1$	0,335 ^{NS}				
SB1	2018	$\hat{Y} = 60,8$	0,150 ^{NS}				
	2019	$\hat{Y} = 62,8$	0,299 ^{NS}				
SB2	2018	$\hat{Y} = 49,5$	0,260 ^{NS}				
	2019	$\hat{Y} = 43,9$	0,058 ^{NS}				
SB3	2018	$\hat{Y} = 36,5$	0,735 ^{NS}				
	2019	$\hat{Y} = 30,3378+0,4846x$ ($R^2=0,48$)	0,048*				
SB4	2018	$\hat{Y} = 34,0$	0,792 ^{NS}				
	2019	$\hat{Y} = 17,2$	0,943 ^{NS}				

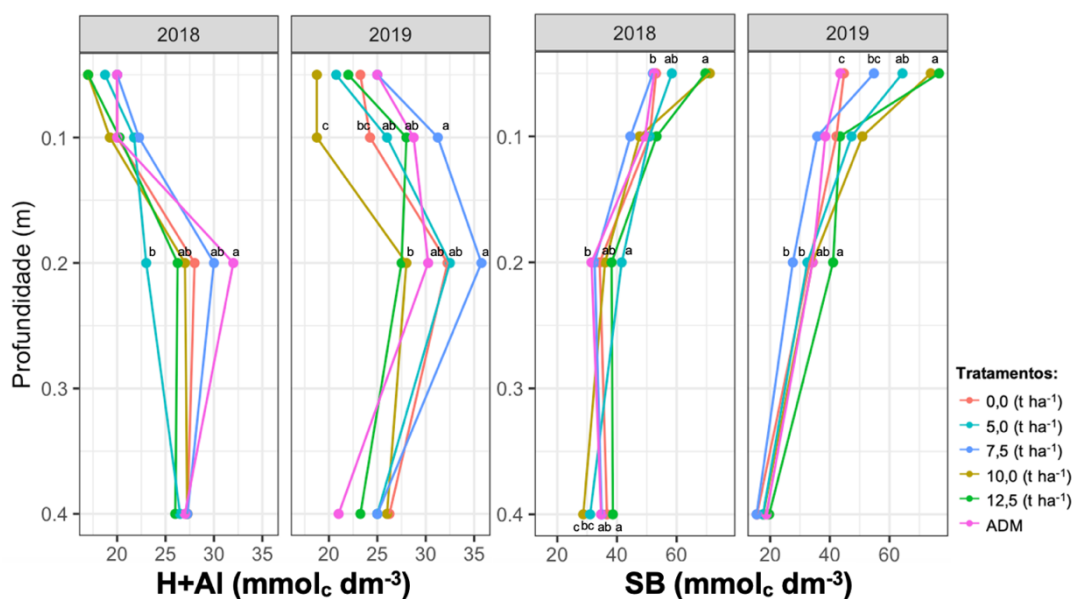
Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente. MO = Matéria orgânica. H+Al = Acidez potencial. SB = Soma de bases. CTC = Capacidade de troca catiônica. V = Saturação por bases. MO = g dm⁻³. H+Al, SB e CTC = mmol_c dm⁻³. V = % 1, 2, 3 e 4 correspondem as profundidades: 0,00–0,05 m, 0,05–0,10 m, 0,10–0,20 m e 0,20–0,40 m. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 3 - Matéria orgânica (MO) e pH no solo, em quatro profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação



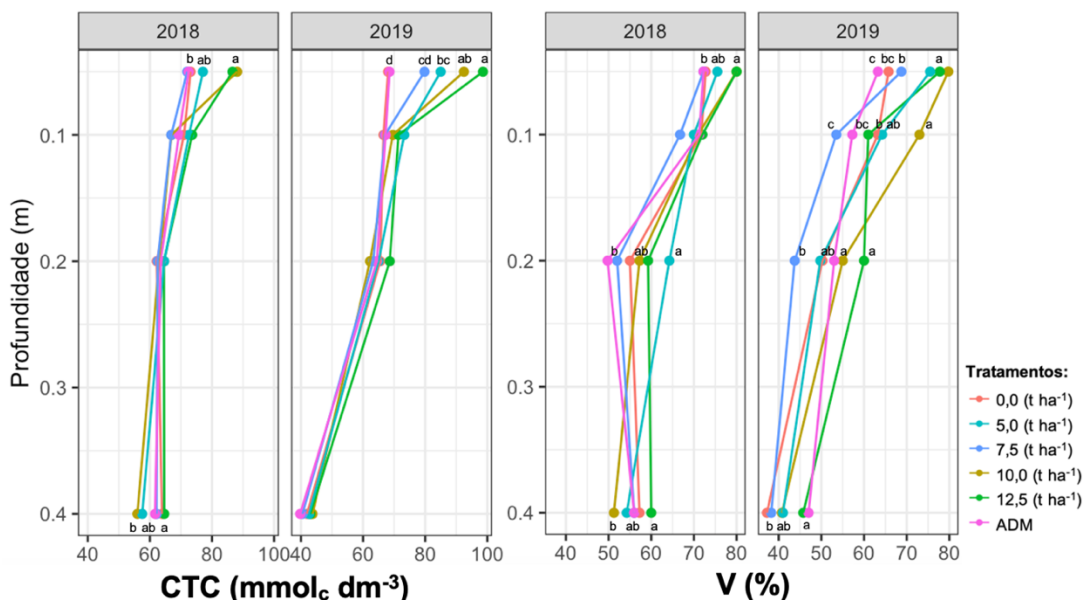
Nota: Valores sem letras e seguidos de mesma letra, dentro de cada ano, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 4 - Acidez potencial (H+Al) e soma de bases (SB) no solo, em quatro profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação



Nota: Valores sem letras e seguidos de mesma letra, dentro de cada ano, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 5 - Capacidade de troca catiônica (CTC) e saturação por bases (V) no solo, em quatro profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação



Nota: Valores sem letras e seguidos de mesma letra, dentro de cada ano, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Tabela 4 - Análise de contraste entre as doses de composto de lodo de esgoto (CLE) e a adubação mineral (ADM), em quatro profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

A	Profundidade (m)							
	0,00-0,05		0,05-0,10		0,10-0,20		0,20-0,40	
	2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019
MO	0,866 ^{NS}	0,041 [*]	0,132 ^{NS}	0,060 ^{NS}	0,761 ^{NS}	0,450 ^{NS}	0,759 ^{NS}	0,197 ^{NS}
pH	0,598 ^{NS}	0,008 ^{NS}	0,960 ^{NS}	0,266 ^{NS}	0,125 ^{NS}	0,557 ^{NS}	0,396 ^{NS}	0,023 [*]
H+Al	0,097 ^{NS}	0,001 ^{**}	0,630 ^{NS}	0,038 [*]	0,014 [*]	0,638 ^{NS}	0,904 ^{NS}	0,002 ^{**}
SB	0,022 [*]	0,000 ^{**}	0,974 ^{NS}	0,071 ^{NS}	0,028 [*]	0,832 ^{NS}	0,661 ^{NS}	0,331 ^{NS}
CTC	0,037 [*]	0,000 ^{**}	0,750 ^{NS}	0,373 ^{NS}	0,944 ^{NS}	0,759 ^{NS}	0,674 ^{NS}	0,200 ^{NS}
V	0,007 ^{**}	0,000 ^{**}	0,689 ^{NS}	0,020 [*]	0,014 [*]	0,682 ^{NS}	0,895 ^{NS}	0,001 ^{**}
P	0,042 [*]	0,051 ^{NS}	0,649 ^{NS}	0,246 ^{NS}	0,854 ^{NS}	0,075 ^{NS}	0,001 ^{**}	0,067 ^{NS}
Ca	0,049 [*]	0,000 ^{**}	0,625 ^{NS}	0,136 ^{NS}	0,052 ^{NS}	0,717 ^{NS}	0,578 ^{NS}	0,285 ^{NS}
Mg	0,018 [*]	0,000 ^{**}	0,301 ^{NS}	0,034 [*]	0,042 [*]	0,839 ^{NS}	0,841 ^{NS}	0,548 ^{NS}
K	0,476 ^{NS}	0,858 ^{NS}	0,042 [*]	0,770 ^{NS}	0,189 ^{NS}	0,949 ^{NS}	0,020 [*]	0,294 ^{NS}

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre a média das doses de CLE e a ADM. A = Atributos. MO = Matéria orgânica. H+Al = Acidez potencial. SB = Soma de bases. CTC = Capacidade de troca catiônica. V = Saturação por bases. P = P-resina. Ca = Cálcio. Mg = Magnésio. K = Potássio. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Nesse sentido, houve diferença significativa na análise contraste entre a doses de CLE e a ADM para SB, CTC e SB, em ambos os anos (Tabela 4). Desse modo, o efeito benéfico das doses de CLE na CTC deve estar relacionado ao aumento das cargas negativas da MO, promovendo maiores sítios de troca no solo e ampliando o seu “reservatório” nutricional, além de ser uma fonte rica em nutrientes, aumentando assim a SB e o V% por meio de cátions trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+}) (BERTOLAZI *et al.*, 2016), visto que o CLE aplicado foi tratado com calcário e gesso agrícola durante sua fabricação. Ricci, Padovani e Júnior (2010) também verificaram que o aumento nos valores da SB, sendo este fato atribuído aos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} que aumentaram proporcionalmente com as doses de CLE aplicadas.

Quanto ao ano, houve diferença significativa para MO, acidez potencial, CTC e V% (Tabela 2). Houve aumento dos teores médios de MO ($25,6 \text{ g dm}^{-3}$) e acidez potencial ($22,5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), ao longo do tempo (APÊNDICE A). O aumento da MO deve estar relacionado a aplicação das doses de CLE, e o aumento dos restos vegetais produzidos pelo cultivo sucessivo da soja e do milho, que permaneceram sob a superfície do solo.

Avaliando de maneira geral, ocorreu a redução do SB e V% para o tratamento sem aplicação de CLE, e ADM (APÊNDICE B). E houve aumento da CTC com a aplicação das doses de CLE, ao longo do tempo (APÊNDICE B). Além disso, neste estudo, a CTC do solo teve aumento de até 13,8% entre as aplicações (Figura 5). O aumento na CTC do solo também foi observado por Agegnehu *et al.* (2016), os autores verificaram incremento de 20-41% em relação aos valores iniciais, causado pelo aumento do teor de C org do solo, devido a aplicação de composto e biochar no solo.

Para os atributos químicos avaliados após o cultivo sucessivo da soja e do milho, e a aplicação do CLE, na camada de 0,05–0,10 m de profundidade, verificou-se a interação entre os tratamentos e os anos para acidez potencial e V% (Tabela 2). Além disso, apenas após a segunda aplicação foi observado diferença para acidez potencial e V%, entre as doses de CLE e ADM (Tabela 4).

Houve diferença significativa entre os tratamentos para MO, acidez potencial, SB e V% (Tabela 2). Nesse sentido, a dose de 5,0, 10,0 e $12,5 \text{ t ha}^{-1}$ de CLE, proporcionaram os maiores valores médios para SB, possivelmente atribuído ao aumento nos teores médios de bases (APÊNDICE B). Sendo ainda, no segundo ano, observado o menor valor para acidez potencial, e o maior valor para V% com a

dose de 10,0 t ha⁻¹, em comparação com o tratamento sem aplicação, e ADM (Figuras 4 e 5).

Observou-se o maior teor médio de MO com a dose de 12,5 t ha⁻¹ (21,4 g dm⁻³), em comparação com a ADM (19,4 g dm⁻³) (APÊNDICE A). Apesar da diferença significativa, os valores foram numericamente próximos, sendo provável que o efeito da MO tenha sido minimizado pela rápida decomposição do CLE, visto que, o tratamento sem aplicação apresentou teor médio semelhante aos outros tratamentos (Figura 3). Melo *et al.* (2018) avaliando à adição de LE em solo tropical durante dez anos, observaram ausência de aumento da MO do solo, devido à rápida decomposição da MO presente no LE. Porém, os autores ressaltam que a incorporação do LE no solo possa ter contribuído com a ausência de acréscimo de MO do solo, o que não ocorreu no presente estudo.

Quanto ao ano, houve diferença significativa para acidez potencial, SB e V% (Tabela 2). De modo geral, notou-se aumento da acidez potencial, e diminuição da SB e V%, ao longo do tempo (APÊNDICE B). Provavelmente causado pela exportação de bases trocáveis (Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺) na colheita de soja e milho, uma vez que nos grãos ocorre acúmulo de nutrientes, que são removidas da área agrícola no processo de colheita. Ainda, a acidez potencial e V% foi alterada após a primeira aplicação das doses de CLE, em comparação com o tratamento com ADM (Tabela 4).

Para os atributos químicos avaliados após o cultivo sucessivo da soja e do milho, e a aplicação do CLE, na camada de 0,10–0,20 m de profundidade, houve interação entre os tratamentos e os anos de avaliação, para acidez potencial, SB e V% (Tabela 2). Notou-se efeito das doses para acidez potencial, com ajuste quadrático (Tabela 3). Em seu estudo Ricci, Padovani e Júnior (2010) observaram que a acidez potencial do solo não sofreu alteração com a aplicação de doses de até 80 t ha⁻¹ de CLE.

Houve aumento linear para SB e V% (Tabela 3), ambos no segundo ano. Com base na comparação dos cátions investigados, tal aumento linear parece ser particularmente influenciado pelo comportamento do Ca²⁺ (GUERRINI *et al.*, 2017). Moreira *et al.* (2015) também observaram aumento linear da SB com uso de doses de LE (0, 60, 120 e 180 t ha⁻¹) em um LATOSSOLO Distrófico.

Para os tratamentos, houve diferença para acidez potencial, SB e V% (Tabela 2). Notou-se que, a acidez potencial foi maior no tratamento com ADM (32,0 mmol_c

dm⁻³), no primeiro ano. Enquanto que, o menor valor foi observado, na dose de 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ (27,5 e 28,0 mmol_c dm⁻³), no segundo ano (Figura 4). Ainda, a acidez potencial, SB e V% foi alterada após a primeira aplicação das doses de CLE, em comparação com o tratamento com ADM (Tabela 4).

Em relação aos tratamentos, no primeiro ano, notou-se o maior valor para SB com a dose de 5,0 t ha⁻¹ (41,6 mmol_c dm⁻³), em comparação ao tratamento com ADM (31,5 mmol_c dm⁻³). Já no segundo ano, verificou-se o maior valor para SB (41,1 mmol_c dm⁻³) na dose de 12,5 t ha⁻¹ de CLE (Figura 4). Para V% o maior valor foi observado na dose de 5,0 t ha⁻¹ (64,3%), sendo que as doses de 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ (57,3 e 59,3%), foram semelhantes a ADM (49,8%), no primeiro ano (Figura 5). Enquanto que, no segundo ano, a dose de 12,5 e 10,0 t ha⁻¹ (60,0 e 55,0%) foram semelhantes ao tratamento com ADM (53,0%) (Figura 5). Esses resultados demonstram incrementos semelhantes ao utilizar o CLE ou a ADM. Comprovando que o CLE é rico em nutrientes (SHAO *et al.*, 2018), e a reciclagem do LE para fins agrícolas pode ser um suporte barato e ecologicamente correto para a fertilização mineral, além de ser particularmente adequado para solos de baixa fertilidade (PASQUALONE *et al.*, 2017), como os solos do Cerrado.

Quanto ao ano, houve diferença significativa para MO, acidez potencial e V% (Tabela 2). Com o segundo ano obtendo o maior teor de MO (20,2 g dm⁻³). No geral, houve aumento da acidez potencial, e exceto para ADM e o tratamento com 12,5 t ha⁻¹ de CLE, ocorreu a diminuição da V% ao longo do tempo (APÊNDICE B).

Houve interação entre os tratamentos e os anos, após o cultivo sucessivo da soja e do milho, e a aplicação do CLE, para SB, CTC e V%, na camada de 0,20-0,40 m de profundidade (Tabela 2). Apesar do menor valor inicial de SB, CTC e V%, observado com a dose de 10,0 t ha⁻¹ (28,7, 56,0 mmol_c dm⁻³ e 51,3%), de modo geral os valores foram semelhantes aos observados na ADM (34,7, 61,7 mmol_c dm⁻³ e 56,0%) (Figuras 4 e 5). Cabe salientar, que ao longo do tempo, essa diferença deixou de ser significativa. Demonstrando que o efeito da remoção de bases do solo (Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺), foi semelhante entre os tratamentos.

Exceto para o pH do solo, houve diferença para o ano de avaliação na camada de 0,20–0,40 m de profundidade (Tabela 2). Observou-se o maior teor de MO (18,4 g dm⁻³) e acidez potencial (26,9 mmol_c dm⁻³), no primeiro ano de avaliação. Além disso, o pH, acidez potencial e V% foi alterada após a segunda aplicação das doses de CLE, em comparação com o tratamento com ADM (Tabela 4). Talvez o

preparo inicial da área possa ter incorporado material vegetal ao solo. Que ao entrar em decomposição ao longo do tempo, liberou ácidos orgânicos aumentando a acidez potencial.

Ainda em relação ao ano, os maiores valores de SB, CTC e V% foram observados no primeiro ano de avaliação (APÊNDICE B). De modo geral, a dose de 12,5 t ha⁻¹ de CLE foi semelhante a ADM (Figuras 4 e 5). Alteração na CTC do solo também foi verificada por Shao *et al.* (2018), ao avaliarem o efeito da aplicação do CLE, em solo utilizado na agricultura e em jardim urbano, os autores observaram maiores valores de CTC no solo que recebeu CLE, em comparação ao controle.

Nesse estudo, somente no segundo ano de avaliação, os valores de V% no tratamento com 12,5 t ha⁻¹ (45,8%) e ADM (47%), foram superiores ao tratamento sem aplicação (37,3%) (Figura 5). Moreira *et al.* (2020) também evidenciaram aumento na V% em resposta à aplicação do LE. Todavia, cabe ressaltar que as doses avaliadas (variando de 10 a 160 t ha⁻¹) por esses autores são bem distintas das utilizadas no presente estudo. Mas de modo semelhante, o resíduo havia sido tratado com cal virgem (CaO), que contribuiu com a V% e os teores de Ca²⁺ do solo.

Nossos resultados demonstram que houve melhora nos atributos químicos do solo ao utilizar o CLE. De modo semelhante ao observado por Iticescu *et al.* (2021), que afirmaram que o LE deve ser reaplicado nos solos para manter as características adquiridas após as primeiras aplicações. A reaplicação do CLE ao longo do tempo pode manter ou até melhorar os atributos químicos do solo ganhos na primeira aplicação.

Em relação aos macronutrientes, houve interação entre os tratamentos e os anos, após o cultivo sucessivo da soja e do milho, e a aplicação do CLE, para os teores de P e Mg²⁺, na camada de 0,00–0,05 m de profundidade (Tabela 5). Nesse sentido, constatou-se que as doses de CLE promoveram aumento linear para P, no segundo ano (Tabela 6). Além disso, mesmo não havendo interação, notou-se que a aplicação das doses de CLE aumentaram linearmente o teor de K⁺ no solo. Ricci, Padovani e Júnior (2010) também verificaram aumento do teor de K⁺ do solo em função das aplicações de CLE.

Tabela 5 - Análise de variância dos atributos químicos do solo, nas amostras coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

	Profundidade (m)			
	0,00-0,05	0,05-0,10	0,10-0,20	0,20-0,40
P				
Tratamentos	0,000**	0,001**	0,008**	0,000**
Anos	0,001**	0,054 ^{NS}	0,206 ^{NS}	0,000**
Tratamentos x Anos	0,021*	0,096 ^{NS}	0,002**	0,194 ^{NS}
CV1%	19,72	21,19	39,26	21,83
CV2%	20,89	23,21	23,66	22,33
Ca				
Tratamentos	0,000**	0,082 ^{NS}	0,002**	0,049*
Anos	0,202 ^{NS}	0,000**	0,274 ^{NS}	0,000**
Tratamentos x Anos	0,286 ^{NS}	0,079 ^{NS}	0,046*	0,003**
CV1%	12,90	12,67	11,80	16,57
CV2%	11,15	11,55	13,97	12,50
Mg				
Tratamentos	0,000**	0,000*	0,013*	0,000**
Anos	0,005**	0,035*	0,014*	0,000**
Tratamentos x Anos	0,002**	0,131 ^{NS}	0,181 ^{NS}	0,070 ^{NS}
CV1%	9,32	9,68	12,11	7,57
CV2%	11,80	11,34	9,95	10,12
K				
Tratamentos	0,076 ^{NS}	0,428 ^{NS}	0,079 ^{NS}	0,000**
Anos	0,000**	0,005**	0,198 ^{NS}	0,000**
Tratamentos x Anos	0,122 ^{NS}	0,419 ^{NS}	0,253 ^{NS}	0,124 ^{NS}
CV1%	15,11	19,79	14,52	14,31
CV2%	15,56	19,61	16,51	14,07

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo. CV1 = Coeficiente de variação dos tratamentos. CV2 = Coeficiente de variação dos anos. P = P-resina. Ca = Cálcio. Mg = Magnésio. K = Potássio. Fonte: Elaboração do próprio autor.

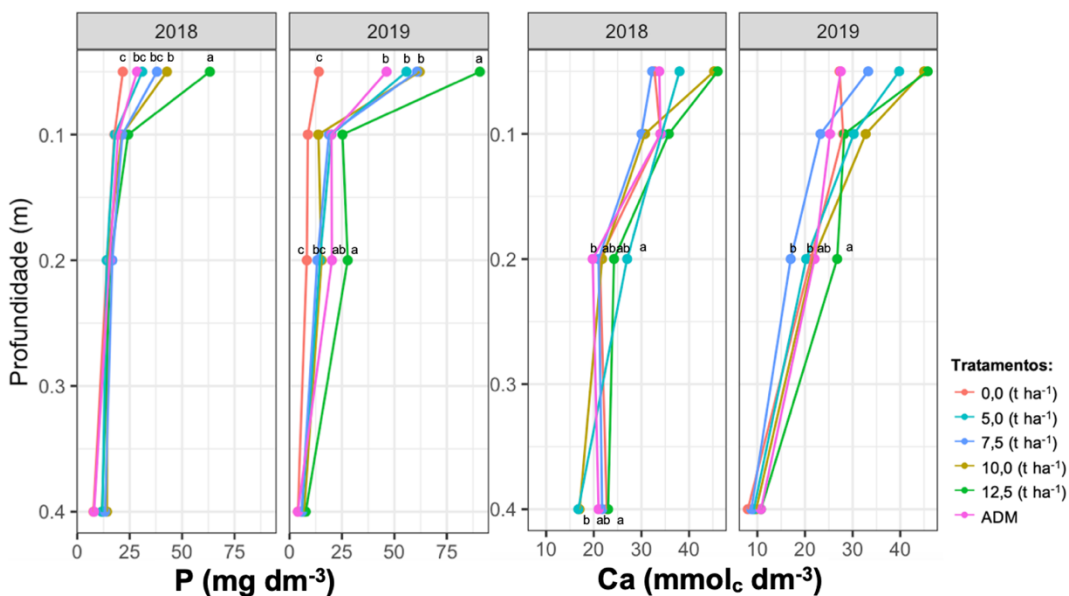
Verificou-se, efeito significativo dos tratamentos para os teores de P, Ca²⁺ e Mg²⁺ (Tabela 5). A aplicação do CLE incrementou os teores de macronutrientes. No geral, os teores de P e Mg²⁺, de cada ano, e o teor médio de Ca²⁺, foram maiores nos tratamentos com a dose de 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ do CLE, em comparação com o tratamento sem aplicação, e ADM (Figuras 6 e 7, e APÊNDICE C). Essa diferença também foi observada na análise de contraste entre a doses de CLE e a ADM, para Ca²⁺ e Mg²⁺, em ambos os anos (Tabela 4). Além disso, para o teor de P, apenas após a primeira aplicação houve diferença significativa.

Tabela 6 - Teor médio, equação de regressão, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação ao teor de P, Ca, Mg e K do solo em quatro profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função das doses de CLE

Atributos	Ano	Equação	Teste F
P1	2018	$\hat{Y} = 39,4$	0,171 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 18,3333+5,4667x$ ($R^2=0,96$)	0,000**
P2	2018	$\hat{Y} = 20,6$	0,524 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 10,5631+0,9577x$ ($R^2=0,73$)	0,000**
P3	2018	$\hat{Y} = 15,1$	0,525 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 15,8$	0,196 ^{NS}
P4	2018	$\hat{Y} = 9,0923+0,3892x$ ($R^2=0,75$)	0,009**
	2019	$\hat{Y} = 6,1$	0,441 ^{NS}
Ca1	2018	$\hat{Y} = 38,9$	0,262 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 38,2$	0,358 ^{NS}
Ca2	2018	$\hat{Y} = 33,0$	0,469 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 28,5$	0,059 ^{NS}
Ca3	2018	$\hat{Y} = 23,1$	0,324 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 19,0068+0,3419x$ ($R^2=0,47$)	0,042*
Ca4	2018	$\hat{Y} = 20,3$	0,563 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 9,3$	0,797 ^{NS}
Mg1	2018	$\hat{Y} = 19,8$	0,063 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 22,9$	0,480 ^{NS}
Mg2	2018	$\hat{Y} = 15,3$	0,053 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 14,4$	0,110 ^{NS}
Mg3	2018	$\hat{Y} = 12,6$	0,352 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 11,4$	0,134 ^{NS}
Mg4	2018	$\hat{Y} = 12,7$	0,603 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 7,5$	0,170 ^{NS}
K1	2018	$\hat{Y} = 2,2$	0,757 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 1,4811+0,0427x$ ($R^2=0,77$)	0,011*
K2	2018	$\hat{Y} = 1,3$	0,471 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 1,0$	1,000 ^{NS}
K3	2018	$\hat{Y} = 0,9$	0,383 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 0,9$	0,131 ^{NS}
K4	2018	$\hat{Y} = 1,1$	0,123 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 0,0242+0,3020x$ ($R^2=0,66$)	0,000**

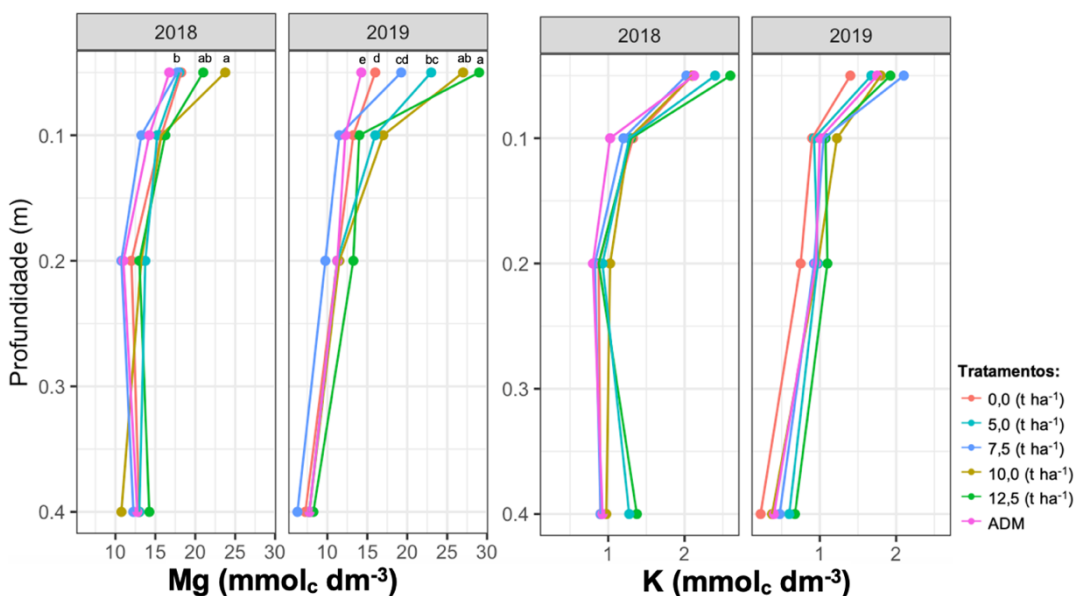
Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente. P = P-resina. Ca = Cálcio. Mg = Magnésio. K = Potássio. P, K, Ca e Mg = mg dm⁻³. 1, 2, 3 e 4 correspondem as profundidades: 0,00–0,05 m, 0,05–0,10 m, 0,10–0,20 m e 0,20–0,40 m. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 6 - Teores de P e Ca no solo, em quatro profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação



Nota: Valores sem letras e seguidos de mesma letra, dentro de cada ano, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 7 - Teores de Mg e K no solo, em quatro profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação



Nota: Valores sem letras e seguidos de mesma letra, dentro de cada ano, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Provavelmente devido ao menor teor de P no tratamento sem aplicação, possa ter ocorrido a diluição do aumento desse macronutriente ao utilizar as doses de CLE. Porém, de modo geral, a aplicação contínua com CLE no solo proporcionou aumento do teor de P no solo. Corroborando com esse resultado, Melo *et al.* (2018) verificaram que, mesmo no solo que recebeu menor dose de LE (50 t ha⁻¹), houve um aumento em torno de 100% do P disponível, em relação ao solo que recebeu apenas adubação mineral. Esses os autores ainda verificaram que, após dez anos de aplicação de LE, todos os tratamentos foram eficientes em fornecer uma quantidade adequada de P para as plantas de milho.

Apesar da ausência de efeito significativo, observou-se aumento no teor médio de K⁺ no solo (APÊNDICE D), ao utilizar as doses de CLE (com 2,0, 2,1, 2,0 e 2,3 mmol_c dm⁻³), em comparação com o tratamento sem aplicação, e ADM (com 1,8 e 1,9 mmol_c dm⁻³). De modo semelhante, Abreu *et al.* (2016) observaram teores de K⁺ estatisticamente semelhante ao tratamento controle (sem fertilização). Conforme relatado, é comum que os pesquisadores não observem incrementos nos teores de K⁺ do solo com aplicação de LE (BARBOSA *et al.*, 2007; RIBEIRINHO *et al.*, 2012).

Houve diferença para os teores de P, Mg²⁺ e K⁺ no solo em relação ao ano da avaliação (Tabela 5). O teor médio do K⁺ foi maior no primeiro ano (2,2 mmol_c dm⁻³) (APÊNDICE D). De modo geral, os teores de P e Mg²⁺ foram incrementados após a segunda aplicação do CLE, e ADM (Figuras 6 e 7, APÊNDICE C). Breda *et al.* (2020) observaram que o aumento da taxa de LE como fonte de N também promoveu aumento na disponibilidade de P no solo. A dose mais elevada fez com que o P disponível aumentasse em 65 mg kg⁻¹ quando comparado com a fertilização química com N-P-K. Provavelmente a disponibilidade de P inorgânico no solo foi promovida pelo aumento das taxas de CLE. De acordo com Guppy *et al.* (2005) e Souza *et al.* (2014), isso se deve à maior carga orgânica aplicada ao solo, que aumenta a competição por sítios de ligação específicos, formando uma ponte entre os óxidos de Fe e Al, e os íons fosfato. Isso também pode ser resultado do efeito indireto do processo de mineralização da MO, no qual o P orgânico é transformado em P inorgânico lábil (RITA *et al.*, 2013).

Não houve interação entre os tratamentos e os anos, após o cultivo sucessivo da soja e do milho, e a aplicação do CLE, na camada de 0,05–0,10 m de profundidade (Tabela 5). Mas, constatou-se que as doses de CLE aumentaram linearmente o teor de P no solo, após a segunda aplicação.

Houve diferença para os teores de P e Mg^{2+} em resposta aos tratamentos, na camada de 0,05–0,10 m de profundidade (Tabela 5). No geral, os maiores teores médios de P foram observados com as doses de CLE e a ADM (APÊNDICE C). Em relação ao Mg^{2+} , verificou-se o maior teor médio com aplicação da dose de 5,0 e 10,0 t ha⁻¹ de CLE, em comparação a ADM (APÊNDICE D). Essa diferença no teor de Mg^{2+} também foi observada na análise contraste entre a doses de CLE e a ADM, após a segunda aplicação. Além disso, apenas após a primeira aplicação foi observado diferença no teor de K^+ entre as doses e ADM (Tabela 4).

Esses resultados podem indicar os benefícios da aplicação do CLE no solo, visto que a exportação de nutrientes absorvidos pela soja e acumulados nos grãos (como: N > K > P > Ca > S > Mg) devem ser adequadamente repostos, caso contrário ocorrerá o empobrecimento do solo. Assim, no presente estudo, o CLE demonstrou potencial para ser utilizado tanto como substituto quanto como suplemento a adubação mineral para o cultivo sucessivo da soja e do milho.

Houve diferença para os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , em resposta ao ano de avaliação, na camada de 0,05–0,10 m de profundidade (Tabela 5). Os maiores teores foram observados no primeiro ano (33,1, 15,1 e 1,2 mmol_c dm⁻³) em comparação ao segundo ano (28,0, 14,0 e 1,0 mmol_c dm⁻³) (APÊNDICE C e D).

Houve interação entre os tratamentos e os anos, após o cultivo sucessivo da soja e do milho, e a aplicação do CLE, para o teor de P e Ca^{2+} , na camada de 0,10–0,20 m de profundidade (Tabela 5). Nesse sentido, notou-se aumento linear para Ca^{2+} , no segundo ano de avaliação (Tabela 6). O aumento do teor de Ca^{2+} pode estar relacionado ao processo de compostagem do LE, no qual é aplicado calcário e gesso. Pois conforme relatado por Ribeiro *et al.* (2012) durante o tratamento do LE pode ser utilizado cal virgem (CaO) ou cal hidratada [Ca(OH)₂] para eliminar agentes patogênicos. Resultados semelhantes foram observados por Moreira *et al.* (2015) ao verificarem aumento linear do teor de Ca^{2+} , de 260,7 para 484,0 mmol_c dm⁻³, ao utilizarem doses de LE de até 180 t ha⁻¹.

Exceto para o K^+ , houve diferença significativa entre os tratamentos para os teores de macronutrientes do solo (Tabela 5). De modo geral, o teor de P foi maior ao utilizar a dose de 12,5 t ha⁻¹ e ADM, no segundo ano de avaliação (Figura 6). Enquanto que, para o Ca^{2+} , a dose de 5,0 t ha⁻¹ (27,0 mmol_c dm⁻³) e a dose de 12,5 t ha⁻¹ (26,8 mmol_c dm⁻³) foram superiores aos demais tratamentos, no primeiro e segundo ano respectivamente (Figura 6). Assim, de modo geral, as doses de CLE

apresentaram teores semelhantes a ADM, em ambos os anos (APÊNDICE C). Esses resultados indicam que a utilização do CLE é viável para aplicação no solo, com fornecimento de macronutrientes equivalente à obtida pela adubação mineral.

Para Mg^{2+} , o maior teor médio foi observado com a dose de $12,5 \text{ t ha}^{-1}$ ($13,1 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) (APÊNDICE D). Quanto ao ano de avaliação, também houve diferença para o teor de Mg^{2+} (Tabela 5), com o primeiro ano apresentando o maior teor ($12,3 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) (APÊNDICE D). Além disso, apenas após a primeira aplicação foi observado diferença no teor de Mg^{2+} entre as doses e ADM (Tabela 4). Esses resultados são similares aos observados por outros autores, que relatam que a aplicação do LE pode fornecer quantidades substanciais de P, Ca^{2+} e Mg^{2+} (COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2019; NASCIMENTO *et al.*, 2020). Portanto, nossos resultados demonstram, mais uma vez, os aspectos benéficos do uso do CLE, tornando-o uma fonte alternativa de fertilizante para o cultivo da soja e do milho.

Houve interação entre os tratamentos e os anos, após o cultivo sucessivo da soja e do milho, e a aplicação do CLE, na camada de 0,20–0,40 m de profundidade, para o teor de Ca^{2+} do solo (Tabela 5). Constatou-se que as doses de CLE aumentaram linearmente o teor de P e K^+ do solo (Tabela 6). De modo semelhante, Moreira *et al.* (2015) observaram ajuste quadrático para o teor de P e K^+ do solo, passando de 9,58 para $77,68 \text{ mg dm}^{-3}$, e 1,41 para $4,42 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente.

Quanto aos tratamentos, obteve-se diferença significativa para os teores P, Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ (Tabela 5). Os maiores teores médios de P foram observados quando o CLE foi aplicado (9,0, 9,5, 10,6 e $9,8 \text{ mg dm}^{-3}$), em comparação com o tratamento sem aplicação de CLE, e ADM (5,9 e $6,0 \text{ mg dm}^{-3}$) (APÊNDICE C). Além disso, apenas após a primeira aplicação foi observado diferença no teor de P entre as doses e ADM (Tabela 4). Agegnehu *et al.* (2016) também observaram aumentos significativos no teor de P, Ca^{2+} e CTC causados pela aplicação de aditivos orgânicos. Além disso, Melo *et al.* (2018) observaram que mesmo após dez anos de aplicação contínua de LE em LATOSSOLOS, sob clima tropical, os tratamentos com LE apresentaram respostas semelhantes às áreas cultivadas com fertilizantes minerais. Os autores concluíram que em relação à avaliação agronômica, o LE foi eficiente em fornecer P, N e micronutrientes para a cultura do milho. Assim, nossos resultados podem indicar que o efeito residual das aplicações do CLE no sistema de

cultivo sucessivo da soja e do milho, contribuiu para o aumento do teor de P em todo o perfil do solo, sendo superior até 0,20 m de profundidade (Figura 6).

De modo geral, notou-se similaridade dos teores de Ca^{2+} , para o tratamento sem aplicação, com as doses de 7,5 e 12,5 t ha⁻¹ de CLE, e ADM (22,8, 21,8, 23,0 e 21,0 mmol_c dm⁻³), no primeiro ano de avaliação (Figura 6 e APÊNDICE C). Para Mg^{2+} e K^+ , os maiores teores médios foram observados ao utilizar a dose de 12,5 t ha⁻¹ (11,3 e 1,0 mmol_c dm⁻³) (APÊNDICE D). A aplicação de LE melhora o complexo de sorção do solo em relação ao K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , aumentando assim o SB dos solos, principalmente quando o resíduo é tratado com calcário (FERRER *et al.*, 2011; MOREIRA *et al.*, 2015).

Quanto ao ano, houve diferença significativa para P, Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ (Tabela 5). Avaliando de maneira geral, após a segunda aplicação ocorreu redução dos teores de macronutrientes (Figuras 6 e 7). Observou-se pelo tratamento sem aplicação, que houve acidificação natural do solo, possivelmente devido à perda de Mg^{2+} e K^+ (Figura 7 e APÊNDICE D). A perda de eletrólitos em solução, como K^+ e Mg^{2+} , reduz a força iônica da solução e aumenta a atividade do hidrogênio, contribuindo assim para a redução do pH (ARNAUT *et al.*, 2007). Além disso, houve diferença para o teor de K^+ entre as doses de CLE e a ADM, no primeiro ano, segunda a análise de contraste (Tabela 4). O K^+ foi fornecido por meio do fertilizante cloreto de potássio (KCl), que também é uma fonte de alta solubilidade e com pronta liberação de K^+ no solo (PRATES, 2020b). Desse modo, podem ter ocorrido perdas desse elemento por lixiviação, uma vez que o K^+ é um nutriente de elevada mobilidade no solo (BORKERT *et al.*, 2005).

2.4 CONCLUSÃO

A adubação com CLE aumentou a SB, CTC, V%, e o teor de P, Ca^{2+} e Mg^{2+} do solo.

O uso da dose de $12,5 \text{ t ha}^{-1}$ de CLE em solos do Cerrado proporcionou alterações positivas na fertilidade do solo superiores à adubação mineral.

O uso do CLE foi eficiente como complemento da adubação mineral para o cultivo em sucessão da soja e do milho no Cerrado.

O uso desse adubo orgânico em solos tropicais tem potencial para diminuir os custos com fertilizantes minerais maximizando a agricultura sustentável.

REFERÊNCIAS

- ABREU-JÚNIOR, C. H.; FIRME, L. P.; MALDONADO, C. A. B.; MORAES NETO, S. P.; ALVES, M. C.; MURAOKA, T.; BOARETTO, A. E.; GAVA, J. L.; HE, Z. NOGUEIRA, T. A. R.; CAPRA, G. F. Fertilization using sewage sludge in unfertile tropical soils increased wood production in *Eucalyptus* plantations. **Journal of Cleaner Production**, v. 203, p. 51-58, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.074>
- ABREU-JÚNIOR, C. H.; OLIVEIRA, M. G.; CARDOSO, P. H. S.; MANDU, T. da S.; FLORENTINO, A. L.; OLIVEIRA, F. C.; REIS, J. V.; ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; NOGUEIRA, T. A. R.; CAPRA, G. F.; HE, Z. Sewage Sludge Application in *Eucalyptus urograndis* Plantation: Availability of Phosphorus in Soil and Wood Production. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, p. 116, 2020. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00116>
- ABREU, S. A. H.; ARRUDA, E. M.; BARROS, L. R.; ALMEIDA, R. F.; MARANHÃO, D. D. C.; SILVA, V. L.; NETO, C. M. S.; FLORES, R. A.; CALIL, F. N.; COLLIER, L. S. Chemical attributes of the soil in agroforestry systems subjected to organic fertilizations. **African Journal of Agricultural Research**, v. 11, n. 27, p. 2378-2388, 2016. <https://doi.org/10.5897/AJAR2016.11182>
- AGEGNEHU, G.; BASS, A. M.; NELSON, P. N.; BIRD, M. I. Benefits of biochar, compost and biochar–compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. **Science of The Total Environment**, v. 543, p. 295-306, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.054>
- ARNAUT, L.; FORMOSINHO, S.; BURROWS, H. Elementary Reactions in Solution. *In: Chemical Kinetics*. Elsevier, 2007. p. 223-250. <https://doi.org/10.1016/B978-044452186-6/50009-2>
- BARBOSA G. M. C.; TAVARES FILHO, J.; BRITO, O. R.; FONSECA, I. C. B. Efeito residual do lodo de esgoto na produtividade do milho safrinha. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 3, p. 601-605, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000300020>
- BATLLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 137, p. 47-58, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.003>
- BATTISTI, R.; FERREIRA, M. D. P.; TAVARES, É. B.; KNAPP, F. M.; BENDER, F. D.; CASAROLI, D.; ALVES JÚNIOR, J. Rules for grown soybean-maize cropping system in Midwestern Brazil: Food production and economic profits. **Agricultural Systems**, v.182, p. 102850, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2020.102850>
- BERTOLAZI, K. B.; AFÁZ, D. C. DE S.; VIANI, R. A. G.; SOUZA, C. F. Viabilidade da aplicação de composto de lodo de esgoto no cultivo inicial de eucalipto. **Revista Ciência, Tecnologia e Ambiente**, v. 4, n. 1, p. 72-78, 2016. <http://dx.doi.org/10.4322/2359-6643.04110>

BITTENCOURT, S.; SERRAT, B. M.; AISSE, M. M.; MARIN, L. M. K. S.; SIMÃO, C. C. Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 3, p. 315-324, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522012000300008>

BORBA, R. P.; RIBEIRINHO, V. S.; CAMARGO, O. A.; ANDRADE, C. A.; KIRA, C. S.; COSCIONE, A. R. Ion leaching and soil solution acidification in a vadose zone under soil treated with sewage sludge for agriculture. **Chemosphere**, v. 192, p. 81-89, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.112>

BORKERT, C. M.; CASTRO, C.; OLIVEIRA, F. A.; KLEPKER, D.; OLIVEIRA JÚNIOR, A. O potássio na cultura da soja. In: YAMADA, T.; ROBERTS, T. L. (ed.). **Potássio na agricultura brasileira**. Piracicaba: POTAFOS, 2005. p. 671-722.

BREDA, C. C.; SOARES, M. B.; TAVANTI, R. F. R.; VIANA, D. G.; FREDDI, O. da S. PIEDADE, A. R.; MAHL, D.; TRABALLI, R. C.; GUERRINI, I. A. Successive sewage sludge fertilization: Recycling for sustainable agriculture. **Waste Management**, v. 109, p. 38-50 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.045>

CANAL CLIMA DA UNESP ILHA SOLTEIRA - ÁREA DE HIDRÁULICA E IRRIGAÇÃO. Ilha Solteira: UNESP, 2021. Disponível em: https://clima.feis.unesp.br/dados_diarios.php. Acesso em: 16 jun. 2021.

CAVALCANTI, T. F. M.; ZUBA JUNIO, G. R.; SAMPAIO, R. A.; CARNEIRO, J. P. OLIVEIRA, E. S. A. RODRIGUES, M. N. Yield of castor bean fertilized with sewage sludge and potassium and magnesium sulphate. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 8, p. 773-779, 2015. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n8p773-779>

CHAGAS, J. K. M.; FIGUEIREDO, C. C.; SILVA, J.; PAZ-FERREIRO, J. The residual effect of sewage sludge biochar on soil availability and bioaccumulation of heavy metals: Evidence from a three-year field experiment, **Journal of Environmental Management**, v. 279, p. 111824, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111824>

CHENG, H.; XU, W.; LIU, J.; ZHAO, Q.; HE, Y.; CHEN, G. Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 29, n. 1, p. 96-104, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.08.005>

COLLIVIGNARELLI, M. C.; CANATO, M.; ABBÀ, A.; MIINO, M. C. Biosolids: What are the different types of reuse?. **Journal of Cleaner Production**, v. 238, p. 117844, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117844>

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB, 2021. **Série histórica das safras - Grãos - Por Produtos, agosto 2021**. Brasília, DF, 2021. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras>. Acesso em: 08 set. 2021.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020**. Brasília, DF, 2006. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=749>. Acesso em: 10 mar. 2021.

DEMATTE, J. L. I. **Levantamento detalhado dos solos do “Campus Experimental de Ilha Solteira”**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 1980. p. 11–31.

DUARTE, A. P.; CANTARELLA, H.; RAIJ, B. van. Milho safrinha. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1997. p. 60-61.

FANG, W.; DELAPP, R. C.; KOSSON, D. S.; HANS, V. D. S.; LIU, J. Release of heavy metals during long-term land application of sewage sludge compost: Percolation leaching tests with repeated additions of compost. **Chemosphere**, v. 169, p. 271-280, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.086>

FERNÁNDEZ, J. M.; PLAZA, C.; GARCÍA-GIL, J. C.; POLO, A. Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. **Applied Soil Ecology**, v. 42, p. 18-24, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.01.006>

FERRER, A.; DE OÑA, J.; OSORIO, F.; MOCHÓN, I. Evolution of the soil and vegetation cover on road embankments after the application of sewage sludge. **Water Air Soil Pollution**, v. 214, n. 1, p. 231-240, 2011. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0419-8>

FORRESTER, D. I. Growth responses to thinning, pruning and fertiliser application in Eucalyptus plantations: a review of their production ecology and interactions. **Forest Ecology and Management**, v. 310, p. 336-347, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.047>

GLĄB, T.; ŻABIŃSKI, A.; SADOWSKA, U.; GONDEK, K.; KOPEĆ, M. MIERZWAHERSZTEK, M.; TABOR, S.; STANEK-TARKOWSKA, J. Fertilization effects of compost produced from maize, sewage sludge and biochar on soil water retention and chemical properties. **Soil and Tillage Research**, v. 197, p. 104493, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104493>

GMACH, M. R.; DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; NÓBREGA, J. C. A.; LUSTOSA-FILHO, J. F.; SIQUEIRA-NETO, M. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 14, e00178, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00178>

GUERRINI, I. A.; CROCE, C. G. G.; BUENO, O. de C.; JACON, C. P. R. P.; NOGUEIRA, T. A. R.; FERNANDES, D. M.; GANGA, A.; CAPRA, G. F. Composted sewage sludge and steel mill slag as potential amendments for urban soils involved in afforestation programs. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 22, p. 93-104, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.015>

GUPPY, C. N.; MENZIES, N. W.; MOODY, P. W.; BLAMEY, F. P. C. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review.

Australian Journal of Soil Research, v. 43, p. 189-202, 2005.

<https://doi.org/10.1071/SR04049>

INSTITUTO MATO-GROSSENSE DE ECONOMIA AGROPECUÁRIA

ABASTECIMENTO – IMEA. 2021. **Custo de Produção**. Disponível em:

<https://www.imea.com.br/imea-site/relatorios-mercado-detalhe?c=4&s=3> >. Acesso em: 28 jun. 2021.

ITICESCU, C.; GEORGESCU, P.-L.; ARSENI, M.; ROSU, A.; TIMOFTI, M.; CARP, G.; CIOCA, L.-I. Optimal Solutions for the Use of Sewage Sludge on Agricultural Lands. **Water**, v. 13, p. 585, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13050585>

JAMES, J. N.; GROSS, C. D.; DWIVEDI, P.; MYERS, T.; SANTOS, F.; BERNARDI, R.; FARIA, M. F.; GUERRINI, I. A.; HARRISON, R.; BUTMAN, D. Land use change alters the radiocarbon age and composition of soil and water-soluble organic matter in the Brazilian Cerrado, **Geoderma**, v. 345, p. 38-50, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.03.019>

KANEKO, F. H.; FERREIRA, J. P.; LEAL, A. J. F.; VAN CLEEF, E. H. C. B.; GALATI, V. C.; ARF, O. Effect of urea and polymer-coated urea on N content of soil and leaves of maize cultivated in Brazilian Cerrado, **Soil and Tillage Research**, v. 209, p. 104906, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104906>

LAG-BROTONS, A.; GÓMEZ, I.; NAVARRO-PEDRENO, J.; MAYORAL, A. M.; CURT, M. D. Sewage sludge compost use in bioenergy production - a case study on the effects on *Cynara cardunculus* L energy crop. **Journal of Cleaner Production**, v. 79, p. 32-40, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.021>

LOPES, M. C.; D'ANDRÉA MATEUS, C. de M.; ALVES, D. A. da S.; TAVARES, A. R.; SANCHES, L. V. C.; VILLAS BÔAS, R. L. Sewage sludge compost as a substrate for croton seedlings production. **Ornamental Horticulture**. v. 24, n. 4, p. 380-386. <https://doi.org/10.14295/oh.v24i4.1234>

MANCA, A.; SILVA, M. R.; GUERRINI, I. A.; FERNANDES, D. M.; VILLAS BÔAS, R. L.; SILVA, L. C.; FONSECA, A. C.; RUGGIU, M. C.; CRUZ, C. V.; SIVISACA, D. C. L.; D'ANDRÉA MATEUS, C. de M.; MURGIA, I.; GRILLI, E.; GANGA, A.; CAPRA, G. F. Composted sewage sludge with sugarcane bagasse as a commercial substrate for *Eucalyptus urograndis* seedling production. **Journal of Cleaner Production**, v. 269, p. 122145, 2020. <https://doi.org/doi:10.1016/j.jclepro.2020.122145>

MASCARENHAS, H. A. A.; TANAKA, R. T. Soja. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1997a. p. 202-203.

MELO, W.; DELARICA, D.; GUEDES, A.; LAVEZZO, L.; DONHA, R.; ARAÚJO, A.; MELO, G. MACEDO, F. Ten years of application of sewage sludge on tropical soil. A

balance sheet on agricultural crops and environmental quality. **Science of The Total Environment**, v. 643, p. 1493-1501, 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.254>

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA – MAPA. Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo. **Instrução normativa Nº 7**, de 12 de abril de 2016.

MOREIRA, R. S.; LENSE, G. H. E.; FÁVERO, L. F.; OLIVEIRA JÚNIOR, B. M.; MINCATO, R. L. Nutritional status and physiological parameters of maize cultivated with sewage sludge. **Ciência e Agrotecnologia**. v. 44, 2020.
<https://doi.org/10.1590/1413-7054202044029919>

MOREIRA, R.; MINCATO, R.; SANTOS, B.; BARBOSA, R.; REZENDE, A.; ANDRADE, M. Attributes of dystrophic latosol in southern minas gerais after application of sewage sludge. **Brazilian Journal of Environmental Sciences**, v. 37, p. 38-46, 2015. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820151914>

NASCIMENTO, A. L.; SOUZA, A. J.; OLIVEIRA, F. C.; COSCIONE, A. R.; VIANA, D. G.; REGITANO, J. B. Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. **Journal of Cleaner Production**, v. 258, p. 120746, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120746>

NÓIA JÚNIOR, R. de S.; SENTELHAS, P. C. Soybean-maize succession in Brazil: impacts of sowing dates on climate variability, yields and economic profitability. **European Journal of Agronomy**, v. 103, p. 140-151, 2019. doi:10.1016/j.eja.2018.12.008

NÓIA JÚNIOR, R. de S.; SENTELHAS, P. C. Yield gap of the double-crop system of main-season soybean with off-season maize in Brazil. **Crop and Pasture Science**, v. 71, n. 5, p. 445-458, 2020. <https://doi.org/10.1071/CP19372>

OLIVEIRA, F. C.; CHIARADIA, J. J.; ABREU-JÚNIOR, C. H. Lodo de esgoto de resíduo a fertilizante orgânico. **Citricultura atual**, n. 129, p 28-30, 2021. Disponível em: <https://www.gconci.com.br/Conteudo/Pdf/Revistas/129.pdf>. Acesso em: 16 out. 2021.

PASQUALONE, A.; SUMMO, C.; CENTOMANI, I.; LACOLLA, G.; CARANFA, G.; CUCCI, G. Effect of composted sewage sludge on morpho-physiological growth parameters, grain yield and selected functional compounds of barley. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 97, n. 5, p. 1502-1508, 2017.
<https://doi.org/10.1002/jsfa.7892>

PHUNG, L. D.; ICHIKAWA, M.; PHAM, D. V.; SASAKI, A.; WATANABE, T. High yield of protein-rich forage rice achieved by soil amendment with composted sewage sludge and topdressing with treated wastewater. **Scientific Reports**, v. 10, p. 10155, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67233-w>

PRATES, A. R. **Atributos químicos do solo, estado nutricional e desempenho agrônomo na sucessão soja-milho adubados com composto de lodo de esgoto na região do Cerrado**. 2020b. 173 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2020.

PRATES, A. R.; COSCIONE, A. R.; TEIXEIRA FILHO, M. C. M.; MIRANDA, B. G.; ARF, O.; ABREU-JÚNIOR, C. H.; OLIVEIRA, F. C.; MOREIRA, A.; GALINDO, F. S.; SARTORI, M. M. P.; HE, Z.; JANI, A. D.; CAPRA, G. F.; GANGA, A.; NOGUEIRA, T. A. R. Composted Sewage Sludge Enhances Soybean Production and Agronomic Performance in Naturally Infertile Soils (Cerrado Region, Brazil). **Agronomy**, v. 10, p. 1677, 2020a. <https://doi.org/10.3390/agronomy10111677>

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019. **A language and environment for statistical computing**. Vienna: R foundation for statistical computing, 2019. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 15 set. 2019.

RAIJ, B. V.; BORKERT, C. M.; OLIVEIRA, C. M.; JÚNIOR, A. **Soil fertility management for soybean in Brazil**. In: MOSCARDI, F., HOFFMANN-CAMPO, C.B., SARAIVA, O. F.; GALERANI, P.R., KRZYZANOWSKI, F.C., CARRÃO-PANIZZI, M.C. (Eds.), VII World Soybean Research Conference, IV International Soybean Processing and Utilization Conference, III Congresso Brasileiro de Soja, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, p. 407-414, 2004.

RAIJ, B. van; ANDRANDE, J. C.; CANTARELLA, H.; GUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1997. 285 p.

RIBEIRINHO, V. S.; MELO, W. J.; SILVA, D. H.; FIGUEIREDO, L. A.; MELO, G. M. P. Fertilidade do solo, estado nutricional e produtividade de girassol, em função da aplicação de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 42, n. 2, p. 166-173, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1983-40632012000200002>

RICCI, A. B.; PADOVANI, V. C. R.; PAULA JÚNIOR, D. R. Uso de lodo de esgoto estabilizado em um solo decapitado: II - Atributos químicos e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 543-551, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000200028>

RITA, J. C. de O.; GAMA- RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; ZAIA, F. C.; NUNES, D. A. D. Mineralization of organic phosphorus in soil size fractions under different vegetation covers in the north of Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1207-1215. 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000500010>

RODRIGUES, M. M.; VIANA, D. G.; OLIVEIRA, F. C.; ALVES, M. C.; REGITANO, J. B. Sewage sludge as organic matrix in the manufacture of organomineral fertilizers:

Physical forms, environmental risks, and nutrients recycling. **Journal of Cleaner Production**, v. 313, p. 127774, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127774>

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SHAO, Y.; YANG, K.; JIA, R.; TIAN, C.; ZHU, Y. Degradation of Triclosan and Carbamazepine in Two Agricultural and Garden Soils with Different Textures Amended with Composted Sewage Sludge. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, p. 2557, 2018. <https://doi.org/10.3390/ijerph15112557>

SHARMA, B.; SARKAR, A. SINGH, P.; SINGH, R. P. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. **Waste Management** v. 64, p. 117-132, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.002>

SILVA, P. H. M.; POGGIANI, F.; LIBARDI, P. L.; GONÇALVES, A. N. Fertilizer management of eucalypt plantations on sandy soil in Brazil: initial growth and nutrient cycling. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 67-78, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.033>.

SILVA, R. B. M.; FRANCELINO, M. R.; MOURA, P. A.; MOURA, T. A.; PEREIRA, M. G.; OLIVEIRA, C. P. Soil vegetation relation in cerrado environment under influence of the group Urucua. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 2, p. 363-373, 2015. <https://doi.org/10.5902/1980509818455>

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos 2019**. Brasília, DF, 2020. Disponível em: http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/rs/2019/Diagnostico_RS2019.pdf. Acesso em: 08 maio 2021.

SOUZA, M. F.; SOARES, E. M. B.; SILVA, I. R.; NOVAIS, R. F.; SILVA, M. F. de O. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1153-1161, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000400011>

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

TEJADA, M.; GÓMEZ, I.; FERNÁNDEZ-BOY, E.; DÍAZ, M. J. Effects of sewage sludge and *Acacia dealbata* composts on soil biochemical and chemical properties. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 45, p. 570–580, 2014. <https://doi.org/10.1080/00103624.2013.874017>

TIRITAN, C. S.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; CARMEIS FILHO, A. C. A.; FERNANDES, D. M.; NASCENTE, A. S. Tillage system and lime application in a tropical region: soil chemical fertility and corn yield in succession to degraded

pastures. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 437-447, 2016.
<https://doi.org/10.1016/J.STILL.2015.06.012>

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA, 2021. **World Agricultural Production Circular Series WAP 8-21, august 2021**. Washington, DC, USA, 2021. Disponível em:
<https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/production.pdf>. Acesso em: 08 set. 2021.

3. ATRIBUTOS FÍSICO-HÍDRICOS E ESTOQUE DE CARBONO DO SOLO APÓS APLICAÇÕES COM COMPOSTO DE LODO DE ESGOTO E CULTIVO SUCESSIVO DE SOJA E MILHO

RESUMO

O uso agrícola do composto de lodo de esgoto (CLE) para melhorar os atributos do solo, e a produção agrícola, vem despertando grande interesse. Apesar de efeitos positivos sobre a fertilidade do solo, pouca informação está disponível sobre a aplicação de CLE em solos tropicais, seus efeitos nos atributos físico-hídricos, bem como sobre seu uso ao longo do tempo. Assim, o presente estudo objetivou avaliar os atributos físico-hídricos e o estoque de Carbono (Est C) em um LATOSSOLO VERMELHO Distrófico adubado com CLE em comparação à adubação mineral, por dois anos consecutivos. Adotou-se o delineamento em blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos foram: controle: sem aplicação do CLE e de adubos minerais; aplicações de doses de CLE: 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ (base úmida) e suplementação com macronutrientes via calcário, gesso e adubos minerais fornecedores de NPK e um tratamento com manejo convencional (ADM) com calagem, gessagem e adubação mineral convencional para o fornecimento de macro e micronutrientes. Os atributos físico-hídricos do solo foram avaliados nas camadas de 0,00-0,05; 0,05-0,10 e 0,10-20 m de profundidade. Houve aumento da microporosidade do solo ao utilizar o CLE, na camada superficial, no segundo ano de avaliação, e redução do diâmetro médio ponderado, diâmetro médio geométrico e o índice de estabilidade de agregados ao longo do tempo. As doses de CLE não foram suficientes para alterar a capacidade campo, ponto de murcha permanente e a capacidade de água disponível do solo. O uso do CLE tem potencial para melhorar os atributos físico-hídricos do solo, porém estudos de longa duração e doses mais altas são necessárias para confirmar os benefícios da aplicação em solos tropicais.

Palavras-chave: Estrutura do solo. Capacidade de água disponível. Sustentabilidade agrícola. Adubos orgânico.

3.1 INTRODUÇÃO

A população mundial deve atingir 9,7 bilhões de habitantes em 2050 (UNITED NATIONS, 2019), levando a um uso significativo dos recursos naturais e à consequente produção de grande quantidade de resíduos sólidos (SHARMA *et al.*, 2017). Como o lodo de esgoto (LE), um biossólido produzido mundialmente em grandes quantidades como resíduo final de estações de tratamento urbanas e/ou industriais (MANCA *et al.*, 2020), e que deve ser descartado de forma adequada (COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2019). Visto que, no mundo atual de redução dos recursos naturais e crise energética, a importância e a necessidade de desenvolver uma abordagem sustentável para gestão ambientalmente correta dos resíduos sólidos não podem ser ignoradas (PAPPU; SAXENA; ASOLEKAR, 2007; SHARMA *et al.*, 2017).

Nesse contexto, a reciclagem dos nutrientes contidos nos centros urbanos de volta para a agricultura é essencial para a sustentabilidade (BÖRJESSON; KÄTTERER, 2018). E é de particular relevância em áreas tropicais, onde o esgotamento da matéria orgânica do solo (MO), o baixo teor de nutrientes e a diminuição da capacidade de troca de cátions (CTC), levam a produtividade reduzida e baixa eficiência do uso de nutrientes. Consequentemente, a melhoria dos atributos do solo por meio da adição de compostos orgânicos é uma via potencial que pode se utilizada (BASS *et al.*, 2016).

Assim, a aplicação de LE no solo é uma das melhores alternativas de disposição, principalmente após a estabilização da MO por processos de compostagem (PASQUALONE *et al.*, 2017).

O composto de lodo de esgoto (CLE) tem sido proposto como um substituto para fertilizantes, e sua aplicação no solo está se tornando mais popular devido à sua capacidade de melhorar nos atributos físico-químicos do solo, como a densidade do solo (DS), porosidade, capacidade de retenção de água, teor de MO, nitrogênio (N) e fósforo (P) do solo (SINGH; AGRAWAL, 2008; PASQUALONE *et al.*, 2017).

Várias pesquisas investigaram os efeitos da aplicação de CLE nos solos, com particular atenção à agricultura. No entanto, a maioria dos estudos sobre o tema foram realizados em solos de regiões temperadas (CHENG *et al.*, 2007; TEJADA *et al.*, 2014; LAG-BROTONS *et al.*, 2014; FANG *et al.*, 2016; PASQUALONE *et al.*,

2017; GŁĄB *et al.*, 2020; PHUNG *et al.*, 2020). O Brasil carece de estudos relacionando a aplicação de CLE com os atributos físico-hídricos do solo.

Quando compostado corretamente, o LE pode ser utilizado em áreas agrícolas e florestais, o que foi determinado pela resolução 498/2020 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), desde que mantidos os limites de patogenicidade e metais pesados estipulados por resoluções relacionadas (GABIRA *et al.*, 2020).

Cinquenta por cento dos solos brasileiros (em termos de extensão) são considerados de baixa fertilidade ou não aproveitáveis para a agricultura (GUERRINI *et al.*, 2017). Assim, o uso do CLE no cultivo destas áreas é uma grande oportunidade para a melhora dos atributos físicos do solo, e a reciclagem de nutrientes. Como tal, pesquisas específicas são necessárias para determinar a melhor forma e dose de aplicação.

Portanto, são necessárias mais informações para avaliar o efeito residual do uso agrícola do lodo de esgoto, neste caso compostado, em regiões tropicais, como o Brasil. Com base na hipótese de que a aplicação de CLE em solos melhoraria os atributos físicos do solo, foi realizado um experimento de dois anos em condições de campo, cujo objetivo foi avaliar o efeito residual da aplicação do CLE nos atributos físico-hídricos e o Est C do solo.

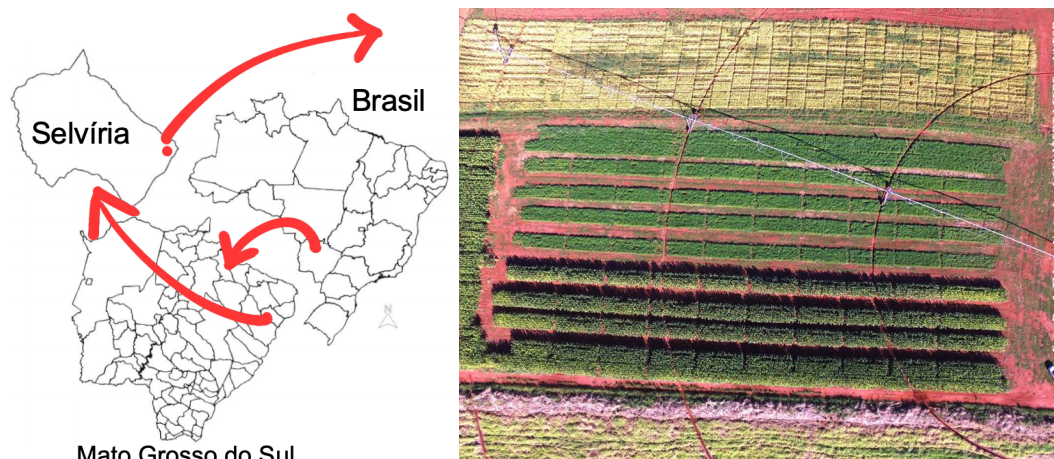
3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área experimental

O experimento foi realizado durante os anos agrícolas de 2017/18 e 2018/19, na área experimental originalmente ocupada por vegetação de Cerrado (51° 22" O, 20° 22" S e 335 m de altitude), pertencente a Universidade Estadual Paulista (UNESP), localizada em Selvíria, no Estado do Mato Grosso do Sul (Figura 1).

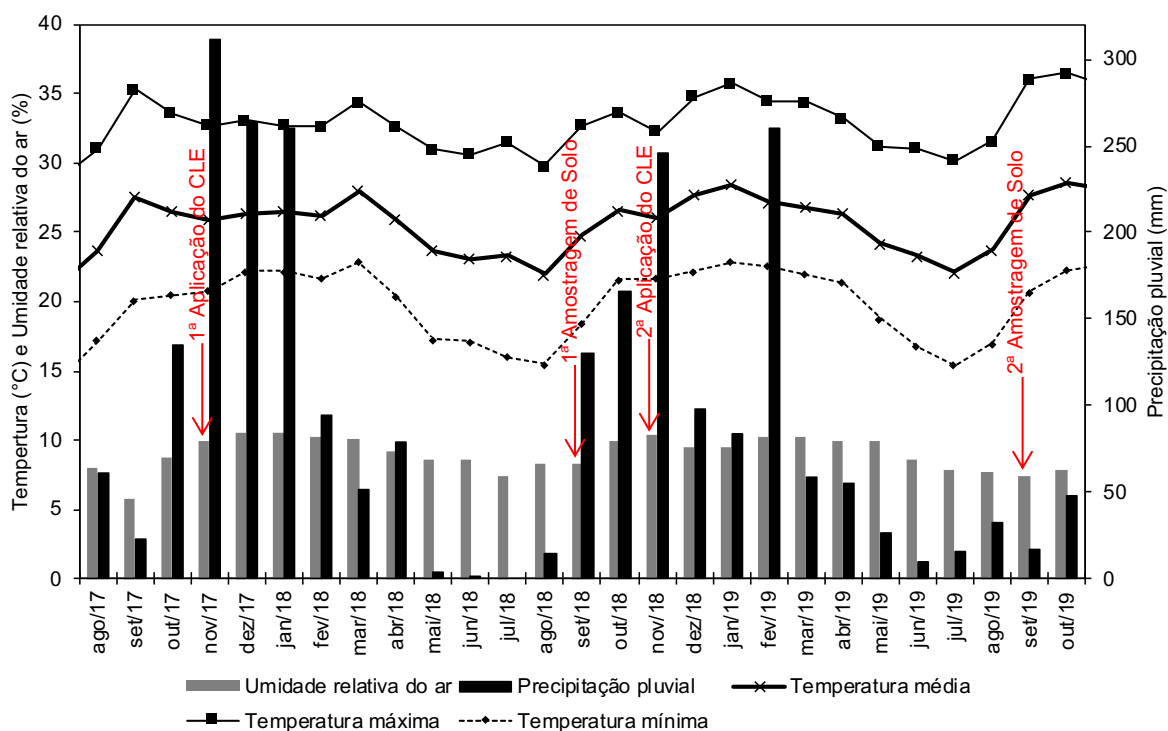
O solo é classificado como LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico de textura argilosa (Oxisol) (SANTOS *et al.*, 2018), mediante levantamento detalhado (DEMATTE, 1980). As médias anuais de precipitação, temperatura e umidade relativa do ar são 1.370 mm, 23,5°C e 70-80%. Os dados climáticos durante a condução do estudo são apresentados na Figura 2.

Figura 1 - Localização da área experimental em Selvíria/MS, Brasil



Fonte: GENAFERT (2017).

Figura 2 - Temperatura, umidade do ar e precipitação pluvial, durante o cultivo das culturas no ano agrícola de 2017/18 e 2018/19



Fonte: Elaboração do próprio autor com dados obtidos do Canal CLIMA da UNESP de Ilha Solteira, Área de Hidráulica e Irrigação (2021).

Em agosto de 2017 (um mês antes da instalação do experimento), foi realizada a amostragem do solo na camada de 0,00-0,20 e 0,20-0,40 m de profundidade, para caracterização física (TEIXEIRA *et al.*, 2017) e química do solo (RAIJ *et al.*, 2001) (Tabela 1).

Tabela 1 - Atributos físico-químicos do solo da área de estudo.

Atributos físico-químicos do solo¹	Unidade	Valores²
Areia	g kg ⁻¹	550 ± 13
Silte	g kg ⁻¹	80 ± 3
Argila	g kg ⁻¹	370 ± 19
pH (CaCl ₂)	-	4,5 ± 0,06
MO	g dm ⁻³	19 ± 1,16
Presina	mg dm ⁻³	16 ± 0,58
CTC	mmol _c dm ⁻³	63,7 ± 0,86
K ⁺	mmol _c dm ⁻³	1,7 ± 0,17
Ca ²⁺	mmol _c dm ⁻³	13 ± 0,58
Mg ²⁺	mmol _c dm ⁻³	12 ± 1,00
Al ³⁺	mmol _c dm ⁻³	4 ± 0,00
H+Al	mmol _c dm ⁻³	37 ± 2,31
SB	mmol _c dm ⁻³	27,0 ± 1,69
V	%	42 ± 3,21
S-SO ₄	mg dm ⁻³	15 ± 0,58
B	mg dm ⁻³	0,22 ± 0,04
Cu	mg dm ⁻³	1,8 ± 0,05
Fe	mg dm ⁻³	15 ± 0,58
Mn	mg dm ⁻³	18,8 ± 0,59
Zn	mg dm ⁻³	0,6 ± 0,06

¹ Raij et al. (2001) e Teixeira et al. (2017). CTC = Capacidade de troca catiônica. SB = Soma de bases. V = Saturação por bases. ² Valores médios ± desvio padrão, *n* = 3.

O sistema de cultivo utilizado foi a sucessão com as culturas da soja e milho. Essas culturas foram utilizadas devido à importância na dieta humana e animal. O preparo inicial da área foi feito em setembro de 2017. Realizou-se uma subsolagem até 0,30 m de profundidade, seguido da divisão da área, em 24 unidades experimentais constituídas com 10 metros de comprimento e 3,15 de largura, totalizando 31,5 m² por parcela (Figura 1).

3.2.2 Delineamento experimental e tratamentos

Utilizou-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições, totalizando vinte e quatro unidades experimentais. Os tratamentos corresponderam a: controle = correspondendo a dose de CLE igual a 0,0 t ha⁻¹ (sem aplicação do CLE e de adubos minerais como B, Zn, N, P e K); aplicação de doses de CLE 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹, base úmida, com fornecimento de adubos minerais (NPK), distribuídos sobre a superfície do solo, sem incorporação e um tratamento com adubação mineral convencional (ADM), com

fornecimento de fertilizantes minerais N, P, K, B e Zn. Todas as parcelas receberam o fornecimento de Ca, Mg e S via calagem e gessagem, respectivamente.

No início de cada ano agrícola, em função dos tratamentos, a aplicação do CLE, ou ADM foi realizada na cultura de soja (*Glycine max* L.). O efeito residual dos tratamentos foi avaliado após o cultivo da cultura do milho, ao fim da safra 2017/18 e 2018/19.

3.2.3 Caracterização do composto de lodo de esgoto

O CLE foi produzido por compostagem termofílica de resíduos orgânicos desenvolvido pela Tera Ambiental, localizada em Jundiaí, Estado de São Paulo. O CLE foi caracterizado do ponto de vista químico e microbiológico, nos dois anos agrícolas, 2017/18 e 2018/19 (Tabela 2). A principal matéria prima que compõe o produto é o LE sanitário, cerca de 70% em massa, advindo do tratamento de esgotos sanitários da região. Além do LE, também entra no processo de compostagem outros tipos de resíduos orgânicos urbanos e agroindustriais como, bagaços, cascas de frutas e legumes, cama de aviário, cascas de pinus e eucalipto, cavaco de madeira, podas de árvores, restos de alimentos.

A compostagem dos resíduos orgânicos é feita em duas concepções: leiras aeradas por revolvimento mecânico e leiras estáticas com aeração forçada. Em ambos os processos, a fonte de Carbono orgânico (C org) utilizada é o cavaco de madeira bruta. Durante a fase de processamento, também é aditivado, em proporções abaixo de 5% da massa final do produto, calcário e gesso agrícola. Após higienização e alcance do teor de umidade ideal (cerca de 40%), o LE é peneirado e empilhado para maturação por um mínimo de 15 dias, dando origem ao CLE.

Tabela 2 - Composição química e microbiológica do CLE

	Unidade	Valores ¹		Limite ²
		2017/18	2018/19	
Análise Química				
----- Base úmida-----				
pH (CaCl ₂)	-	7,0 ± 0,10	7,3 ± 0,06	_ ³
Umidade (60-65 °C)	%	40,96 ± 0,26	34,43 ± 0,53	-
Umidade	%	45,46 ± 0,22	35,77 ± 0,61	-
MO	g kg ⁻¹	308,65 ± 9,95	255,0 ± 7,37	-
C org	g kg ⁻¹	153,10 ± 4,80	128,6 ± 3,57	-
CTC	mmol _c dm ⁻³	520 ± 20,00	-	-
C/N	-	12 ± 0,81	9 ± 0,58	-
N	g kg ⁻¹	13,85 ± 0,25	15,3 ± 1,53	-
Fósforo (P ₂ O ₅)	g kg ⁻¹	12,25 ± 1,35	14,1 ± 0,00	-
Potássio (K ₂ O)	g kg ⁻¹	6,00 ± 2,20	8,2 ± 0,38	-
Cálcio (Ca)	g kg ⁻¹	19,40 ± 4,40	31,1 ± 1,08	-
Magnésio (Mg)	g kg ⁻¹	5,20 ± 0,50	9,9 ± 0,21	-
Enxofre (S)	g kg ⁻¹	4,75 ± 0,25	8,4 ± 1,44	-
Sódio (Na)	mg kg ⁻¹	3930 ± 32,00	3915 ± 41,22	-
Arsênio	mg kg ⁻¹	3,15 ± 1,76	-	20,0
Boro	mg kg ⁻¹	94 ± 4,52	94 ± 4,58	-
Cádmio	mg kg ⁻¹	1,00 ± 0,01	-	3,0
Cobre	mg kg ⁻¹	237 ± 16,54	191,2 ± 5,77	-
Chumbo	mg kg ⁻¹	18,10 ± 1,60	-	150,0
Cromo	mg kg ⁻¹	54,25 ± 1,75	-	-
Ferro	mg kg ⁻¹	16400 ± 1300	14708 ± 249	-
Manganês	mg kg ⁻¹	246 ± 37,00	310 ± 15,01	-
Mercúrio	mg kg ⁻¹	0,22 ± 0,09	-	1,0
Molibdênio (Mo)	mg kg ⁻¹	5,26 ± 0,23	-	-
Níquel	mg kg ⁻¹	26,52 ± 0,50	-	70,0
Zinco	mg kg ⁻¹	456 ± 8,00	684 ± 7,21	-
Análise Biológica				
Salmonella sp.	NMP/10g		Ausente	
Coliformes	NMP/g		0	
Termotolerantes				
Ovos viáveis de helmintos	Ovos/g de ST		0,12	

¹ Valores médios ± desvio padrão, $n = 3$. ² Limites segundo a Instrução normativa nº 7 MAPA (2016).

³ Não Determinado. NMP = Número mais provável. Fonte: GENAFERT (2018).

3.2.4 Instalação e desenvolvimento do experimento na safra 2017/18

Após a subsolagem, em setembro de 2017, realizou-se a calagem (2,2 t ha⁻¹ com o objetivo de elevar a saturação por bases para 70%) e a gessagem (1,8 t ha⁻¹) de acordo com as recomendações de Cantarella, Raij e Camargo (1997) e Raij *et al.* (1997).

Para safra 2017/18, realizou-se a dessecação da cobertura vegetal da área, com glifosato (1.800 g ha^{-1}) e 2,4-D (670 g ha^{-1} do i.a.), cerca de duas semanas antes da semeadura da soja. Ainda, cinco dias antes da semeadura, em função dos tratamentos, o CLE foi distribuído manualmente no solo, sem incorporação e em área total, levando-se em conta a umidade do composto (Tabela 2).

Antes da semeadura, as sementes foram tratadas utilizando os fungicidas tiofanato metílico + piraclostrobina ($5 \text{ g} + 45 \text{ g}$ do i.a. por 100 kg de semente) e o inseticida fipronil (50 g do i.a. por 100 kg de semente). Após a secagem, as sementes foram inoculadas com estirpes: SEMIA 5019 (*Bradyrhizobium elkanii*) e SEMIA 5079 (*Bradyrhizobium japonicum*), com garantia de 5×10^9 unidades formadoras de colônias g^{-1} , na dose de 100 g de turfa para 50 kg de sementes, adicionado 1% de açúcar na calda. Além disso, as sementes foram tratadas utilizando $2,72 \text{ g ha}^{-1}$ de cobalto (Co) e $27,2 \text{ g ha}^{-1}$ de Mo.

Para a semeadura da cultura da soja, exceto o tratamento controle (sem aplicação), todos os tratamentos com o CLE receberam a complementação mineral com macronutrientes levando-se em consideração as análises de fertilidade do solo e as recomendações de Raij *et al.* (1997). Para isso, na adubação de semeadura da cultura da soja, utilizou-se 16 kg ha^{-1} de N (na forma de ureia), 80 kg ha^{-1} de P_2O_5 (superfosfato triplo) e 80 kg ha^{-1} de K_2O (cloreto de potássio) (MASCARENHAS; TANAKA, 1997). Apenas nas parcelas referentes ao tratamento com ADM, foram aplicados $1,0 \text{ kg ha}^{-1}$ de B (H_3BO_3) e $5,0 \text{ kg ha}^{-1}$ de Zn (ZnSO_4).

A semeadura foi realizada no dia 25 de novembro de 2017, utilizando o cultivar de soja BMX Potência RR, e no dia 14 de abril de 2018, com o híbrido de milho AG 7098 na segunda safra, utilizando a população de 400.000 e 73.333 plantas por hectare, em ambos os anos.

Antes da semeadura do milho (safra 2017/18), foi feito o tratamento das sementes utilizando os mesmos fungicidas e inseticidas utilizados na semeadura da soja, safra 2017/18. Na adubação de semeadura do milho de segunda safra, foram aplicados 26 kg ha^{-1} de N (na forma de ureia), 90 kg ha^{-1} de P_2O_5 (superfosfato triplo) e 51 kg ha^{-1} de K_2O (cloreto de potássio). Somente nas parcelas referentes ao tratamento com ADM, foi aplicado $1,0 \text{ kg ha}^{-1}$ de B (H_3BO_3) e $2,0 \text{ kg ha}^{-1}$ de Zn (ZnSO_4). Na cultura do milho foi realizada a adubação nitrogenada de cobertura com 90 kg ha^{-1} de N (na forma de ureia), cerca de três semanas após a germinação das plantas (DUARTE; CANTARELLA; RAIJ, 1997).

3.2.5 Instalação e desenvolvimento do experimento na safra 2018/19

Para a safra 2018/19, a dessecação da área experimental, e a segunda aplicação do CLE, considerando a umidade do composto (35%) (Tabela 2), foi realizada de forma semelhante à praticada na safra 2017/18. Porém, a aplicação do CLE foi realizada no dia 02 de novembro de 2018, um dia antes da semeadura da soja. Posteriormente foi semeado a soja sobre a palhada do milho, mantendo a mesma população do primeiro ano. Além disso foi realizado o tratamento de sementes e a inoculação com *Bradyrhizobium* spp. de modo semelhante a safra anterior.

Em relação à adubação, os tratamentos com o CLE também receberam a complementação mineral com macronutrientes, levando-se em consideração as análises de fertilidade do solo referentes às amostras de solo coletados após o ciclo do milho do primeiro ano, seguindo as recomendações de Raij *et al.* (1997). Desse modo, foram aplicados 16 kg ha⁻¹ de N (na forma de ureia), 80 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato triplo) e 80 kg ha⁻¹ de K₂O (cloreto de potássio) (MASCARENHAS; TANAKA, 1997). Apenas nas parcelas referentes ao tratamento com ADM, foi aplicado 1,0 kg ha⁻¹ de B (H₃BO₃).

Cerca de duas semanas após a semeadura, em V4, foi realizada a dessecação das plantas invasoras, com glifosato (720 g ha⁻¹ do i.a.) e o chlorimuron-ethyl (7,5 g ha⁻¹ do i.a.). Além disso, foi realizada uma aplicação preventiva, cerca de 40 dias após a semeadura, em R1, do fungicida Picoxistrobina + Ciproconazol (28 g + 70 g ha⁻¹ do i.a.), e também os inseticidas Metomil (129 g ha⁻¹ do i.a) e Clorantianiliprole (12 g ha⁻¹ do i.a.). Assim como nos cultivos anteriores, a cultura da soja recebeu irrigação suplementar por pivô central.

De modo semelhante ao primeiro ano agrícola, realizou-se a semeadura do híbrido de milho sobre os restos culturais da soja, no dia 30 de abril de 2018. Sendo utilizado os mesmos fungicidas e inseticidas da semeadura da soja e milho, do primeiro ano.

Após a colheita da soja, safra 2018/19, foi realizada amostragem do solo para análise dos atributos químicos. De acordo com os resultados obtidos das parcelas com ADM, foram aplicados 26 kg ha⁻¹ de N (na forma de ureia), 90 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato triplo) e 51 kg ha⁻¹ de K₂O (cloreto de potássio). Somente nas parcelas referentes ao tratamento com ADM, foi aplicado 1,0 kg ha⁻¹ de B (H₃BO₃). Conforme

resultados da análise do solo, não houve necessidade de aplicação de Zn. No estágio V6, foi realizada adubação nitrogenada de cobertura, sendo aplicada 90 kg ha⁻¹ de N (na forma de ureia) (DUARTE; CANTARELLA; RAIJ, 1997). A aplicação foi feita de forma semelhante a safra 2017/18.

Cerca de 18 dias após a semeadura, em V3, foi realizado o controle das plantas invasoras. Para isso, foi aplicado herbicida Tembotriona (41 g ha⁻¹ do i.a) e Atrazina (400 g ha⁻¹ do i.a.). Para prevenir o surgimento da doença conhecida como “enfezamento do milho”, causada pela cigarrinha-do-milho, *Dalbulus maidis*, foram feitas duas aplicações de Pirite (160 g ha⁻¹ do produto comercial) e duas aplicações de Sperto (60 g ha⁻¹ do produto comercial), realizadas de forma intercalada, começando aos 18 dias após a semeadura. Para o controle da lagarta do cartucho, *Spodoptera frugiperda*, foram aplicados os inseticidas Metomil (129 g ha⁻¹ do i.a.) e Clorantraniliprole (12 g ha⁻¹ do i.a.).

O monitoramento da irrigação e do manejo fitossanitário da safra 2018/19, foi realizado de acordo com os cultivos anteriores e conforme as recomendações técnicas para a cultura.

3.2.6 Análise dos atributos físico-hídricos do solo

Após o cultivo do milho, foi realizada a amostragem do solo, nas estrelinhas da cultura, para avaliação dos seguintes atributos físico-hídricos do solo: macroporosidade (MA), microporosidade (MI), porosidade total do solo (PT), densidade do solo (DS), capacidade de campo (CC), capacidade de água disponível (CAD), ponto de murcha permanente (PMP), diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG), índice de estabilidade de agregados (IEA) e o Est C do solo, nas camadas de 0,00–0,05, 0,05–0,10, 0,10–0,20 m de profundidade.

Os atributos físicos do solo foram avaliados conforme os protocolos descritos em Teixeira *et al.* (2017). Em anéis de Kopecky, as amostras de solo indeformadas foram submetidas à uma tensão de 6 kPa por 24 h. Após isso, as amostras foram secas em estufa à temperatura de 105°C por 24 h. Dessa forma, os valores de DS, MA, MI e PT foram calculados.

Para obtenção da CC, CAD e PMP, foi determinado a retenção de água do solo, por secamento, nas tensões de 3, 6, 10, 30, 50, 100 e 200 kPa, utilizando à

mesa de tensão, e extratores de Richards. Em seguida, utilizando o modelo proposto por Van Genuchten (1980), e o *software Soil Water Retention Curve* (DOURADO NETO *et al.*, 2001) foi estimada a retenção de água à 1.500 kPa (PMP), com vistas em calcular a CAD, que é a diferença entre CC (conteúdo de água na tensão de 10 kPa) e o PMP, considerando a falta de equipamento para tal determinação (BEUTLER *et al.*, 2002). Exceto para a CC, CAD e PMP, que foram avaliadas no fim da safra 2017/18, os atributos físicos do solo foram avaliados em ambos os anos.

$$\theta = \frac{\theta_r + (\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha\psi)^n]^m} \quad \text{Eq. 1}$$

onde, θ = conteúdo volumétrico de água do solo ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$); θ_r = conteúdo de água residual ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$); θ_s = conteúdo de água na saturação ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$); ψ = potencial matricial (kPa); α , n e m = coeficientes do modelo.

A estabilidade dos agregados foi avaliada conforme os protocolos descritos por Kemper e Chepil (1965). A partir dos valores de massa dos agregados foi calculado o DMP e DMG. Desse modo, o índice de estabilidade de agregados (IEA) foi determinado.

A matéria orgânica (MO) foi determinada após oxidação com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ em presença de H_2SO_4 e titulação do excesso de dicromato com a solução de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $0,4 \text{ mol L}^{-1}$, seguindo as recomendações de Raij *et al.* (2001). Em seguida, o teor de MO foi convertido em Carbono orgânico (C org), pela aplicação do fator de Van Bemmelen (1,724), com base no pressuposto de que a MO possui 58% de C org (FAGERIA; STONE; SANTOS, 1999), portanto, o teor de MO foi dividido por 1,724. Com a determinação da DS e do teor de C org do solo foi possível calcular o Est C pelo método de Bayer *et al.* (2000).

$$\text{Est C} = \frac{(\text{DS} \times h \times \text{C org})}{10} \quad \text{Eq. 2}$$

onde, Est C = estoque de Carbono (t ha^{-1}); DS = densidade do solo (kg dm^{-3}); h = espessura da camada amostrada (cm); C org = teor de Carbono orgânico (g kg^{-1}).

3.2.7 Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 0,01 e 0,05 de probabilidade, nos casos em que o teste F foi significativo entre os tratamentos e os anos de avaliação. Foi realizado a análise de contraste entre doses de CLE e o tratamento com ADM. Para doses de CLE foi realizada a análise de regressão polinomial. A análise estatística foi realizada utilizando software R (R CORE TEAM, 2019).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para os atributos físicos e o Est C do solo, avaliados após o cultivo sucessivo da soja e do milho, e a aplicação do CLE, verificou-se a ausência de interação entre os tratamentos e os anos para: MA, MI, PT, DS e Est C do solo (Tabela 3).

Tabela 3 - Análise de variância dos atributos físico-hídricos e Est C do solo, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

	Profundidade (m)		
	0,00-0,05	0,05-0,10	0,10-0,20
MA			
Tratamentos	0,474 ^{NS}	0,151 ^{NS}	0,416 ^{NS}
Anos	0,286 ^{NS}	0,713 ^{NS}	0,187 ^{NS}
Tratamentos x Anos	0,507 ^{NS}	0,795 ^{NS}	0,649 ^{NS}
CV1%	26,56	33,65	30,00
CV2%	24,53	45,34	26,20
MI			
Tratamentos	0,272 ^{NS}	0,295 ^{NS}	0,440 ^{NS}
Anos	0,844 ^{NS}	0,859 ^{NS}	0,412 ^{NS}
Tratamentos x Anos	0,266 ^{NS}	0,895 ^{NS}	0,930 ^{NS}
CV1%	6,63	8,61	7,45
CV2%	5,68	9,33	7,22
PT			
Tratamentos	0,461 ^{NS}	0,225 ^{NS}	0,674 ^{NS}
Anos	0,282 ^{NS}	0,562 ^{NS}	0,051 ^{NS}
Tratamentos x Anos	0,491 ^{NS}	0,803 ^{NS}	0,383 ^{NS}
CV1%	8,85	8,49	7,77
CV2%	7,03	10,37	6,28
DS			
Tratamentos	0,357 ^{NS}	0,502 ^{NS}	0,415 ^{NS}
Anos	0,373 ^{NS}	0,732 ^{NS}	0,090 ^{NS}
Tratamentos x Anos	0,824 ^{NS}	0,992 ^{NS}	0,368 ^{NS}
CV1%	5,43	5,25	3,91
CV2%	5,60	6,39	2,74
Est C			
Tratamentos	0,995 ^{NS}	0,721 ^{NS}	0,399 ^{NS}
Anos	0,000 ^{**}	0,340 ^{NS}	0,007 ^{**}
Tratamentos x Anos	0,832 ^{NS}	0,991 ^{NS}	0,970 ^{NS}
CV1%	11,27	7,24	8,35
CV2%	10,31	10,78	5,63

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo. CV1 = Coeficiente de variação dos tratamentos. CV2 = Coeficiente de variação dos anos. Fonte: Elaboração do próprio autor.

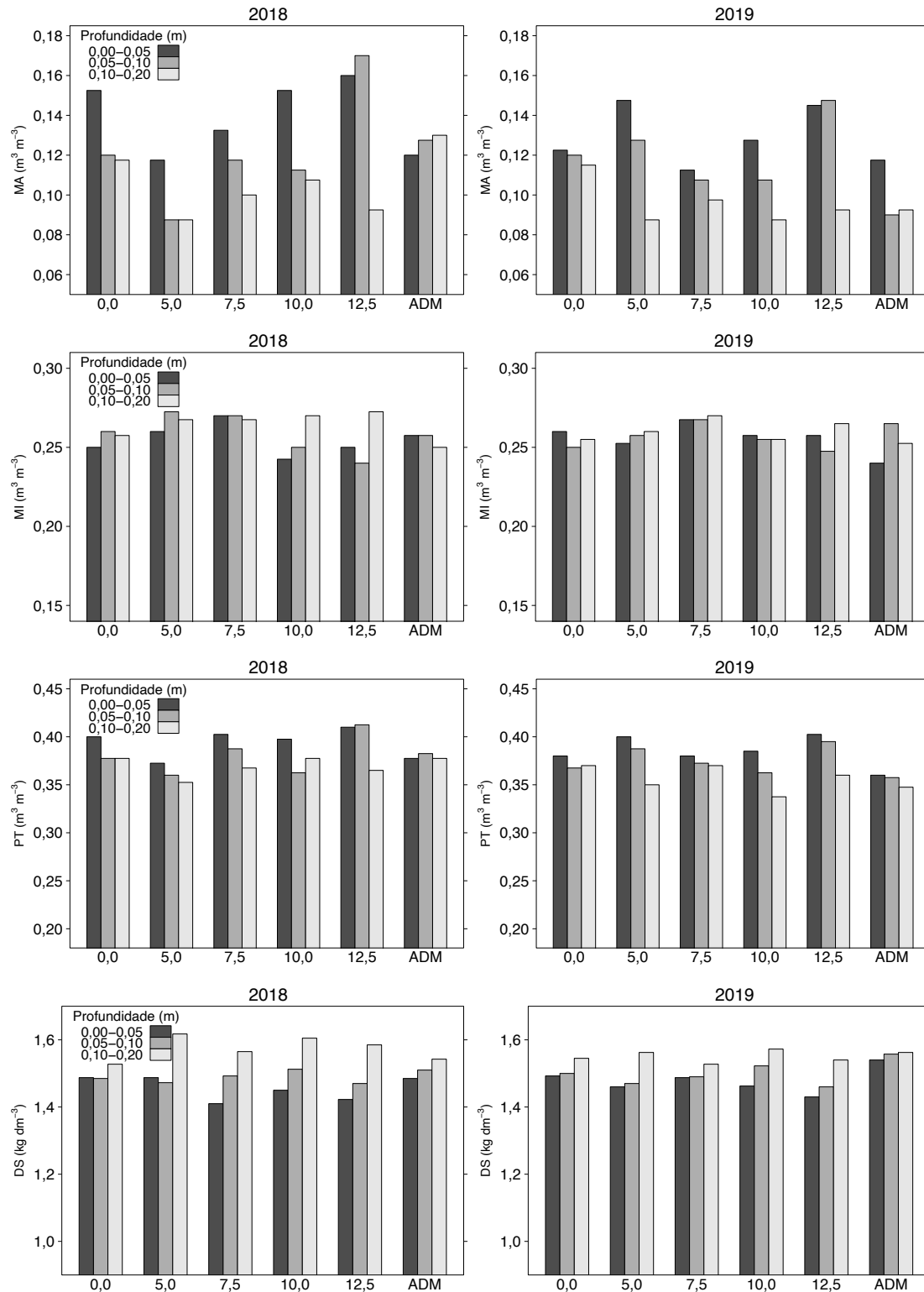
Somente para DS, na camada de 0,10-0,20 m de profundidade, houve ajuste quadrático para as doses de CLE, sendo que a dose de 8,05 t ha⁻¹ apresentou o maior valor de DS com 1,597 kg dm⁻³, no primeiro ano de avaliação (Tabela 4). Ricci, Padovani e Júnior (2010) não observaram ajuste das doses de CLE (0, 20, 40 e 80 t ha⁻¹) para DS de um LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico com textura argilosa leve.

Tabela 4 - Valor médio, equação de regressão, coeficiente de determinação (R²) e teste F que melhor se ajustaram em relação aos atributos físico-hídricos e Est C do solo em três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função das doses de CLE

Atributo	Ano	Equação	Teste F	R ²
MA1	2018	$\hat{Y} = 0,143$	0,163 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 0,131$	1,000 ^{NS}	-
MA2	2018	$\hat{Y} = 0,122$	0,688 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 0,122$	0,946 ^{NS}	-
MA3	2018	$\hat{Y} = 0,101$	0,265 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 0,096$	0,475 ^{NS}	-
MI1	2018	$\hat{Y} = 0,255$	0,233 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 0,259$	0,704 ^{NS}	-
MI2	2018	$\hat{Y} = 0,259$	0,257 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 0,256$	0,316 ^{NS}	-
MI3	2018	$\hat{Y} = 0,267$	0,632 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 0,261$	0,340 ^{NS}	-
PT1	2018	$\hat{Y} = 0,397$	0,671 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 0,390$	0,750 ^{NS}	-
PT2	2018	$\hat{Y} = 0,380$	0,760 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 0,377$	0,542 ^{NS}	-
PT3	2018	$\hat{Y} = 0,368$	0,269 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 0,358$	0,757 ^{NS}	-
DS1	2018	$\hat{Y} = 1,452$	0,358 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 1,467$	0,922 ^{NS}	-
DS2	2018	$\hat{Y} = 1,487$	0,853 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 1,489$	0,593 ^{NS}	-
DS3	2018	$\hat{Y} = 1,5327 + 0,0161x - 0,0010x^2$	0,042*	0,77
	2019	$\hat{Y} = 1,550$	0,592 ^{NS}	-
Est C1	2018	$\hat{Y} = 9,030$	0,977 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 11,055$	0,781 ^{NS}	-
Est C2	2018	$\hat{Y} = 8,800$	0,732 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 9,045$	0,819 ^{NS}	-
Est C3	2018	$\hat{Y} = 17,365$	0,776 ^{NS}	-
	2019	$\hat{Y} = 18,185$	0,670 ^{NS}	-

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

Figura 3 – Macroporosidade (MA), Microporosidade (MI), Porosidade total (PT) e Densidade do solo (DS), em três profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação



Nota: Valores sem letras não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Em relação aos tratamentos não houve diferença significativa para MA, MI, PT, DS e Est C do solo (Tabela 3). Apesar da ausência de diferença significativa, os valores médios de MA foram próximos de $0,100 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (Figura 3, APÊNDICE E), o mínimo adequado para as trocas líquidas e gasosas entre o ambiente externo e o solo, e considerado crítico para o crescimento das raízes da maioria das culturas (BAVER, 1949).

Houve diferença significativa para MI segundo a análise de contraste, entre os tratamentos que receberam as doses de CLE e ADM, na camada de 0,00–0,05 m (Tabela 5). Os tratamentos que receberam o CLE apresentaram os maiores valores de MI ($0,259 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), no segundo ano de avaliação (Figura 3, APÊNDICE E). Possivelmente por ser a camada mais influenciada pela dupla aplicação do CLE. Visto que a MI do solo é uma propriedade pouco influenciada pelo manejo do solo (BONINI, ALVES; MONTANARI, 2015).

Tabela 5 - Análise de contraste entre as doses de composto de lodo de esgoto (CLE) e a adubação mineral (ADM), em três profundidades avaliadas, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

A	Profundidade (m)					
	0,00-0,05		0,05-0,10		0,10-0,20	
	2018	2019	2018	2019	2018	2019
MA	0,216 ^{NS}	0,464 ^{NS}	0,816 ^{NS}	0,221 ^{NS}	0,093 ^{NS}	0,836 ^{NS}
MI	0,742 ^{NS}	0,043 [*]	0,938 ^{NS}	0,462 ^{NS}	0,184 ^{NS}	0,502 ^{NS}
PT	0,248 ^{NS}	0,076 ^{NS}	0,899 ^{NS}	0,329 ^{NS}	0,499 ^{NS}	0,476 ^{NS}
DS	0,449 ^{NS}	0,102 ^{NS}	0,617 ^{NS}	0,147 ^{NS}	0,201 ^{NS}	0,654 ^{NS}
Est C	0,847 ^{NS}	0,355 ^{NS}	0,411 ^{NS}	0,629 ^{NS}	0,402 ^{NS}	0,671 ^{NS}
DMP	0,462 ^{NS}	0,429 ^{NS}	0,920 ^{NS}	0,732 ^{NS}	0,042 [*]	0,549 ^{NS}
DMG	0,449 ^{NS}	0,386 ^{NS}	0,722 ^{NS}	0,806 ^{NS}	0,172 ^{NS}	0,490 ^{NS}
IEA	0,503 ^{NS}	0,389 ^{NS}	0,483 ^{NS}	0,437 ^{NS}	0,528 ^{NS}	0,078 ^{NS}
CC	0,742 ^{NS}	-	0,767 ^{NS}	-	0,490 ^{NS}	-
PMP	0,968 ^{NS}	-	0,573 ^{NS}	-	0,316 ^{NS}	-
CAD	0,969 ^{NS}	-	0,766 ^{NS}	-	0,806 ^{NS}	-

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre a média das doses de CLE e a ADM. A = Atributos. Fonte: Elaboração do próprio autor.

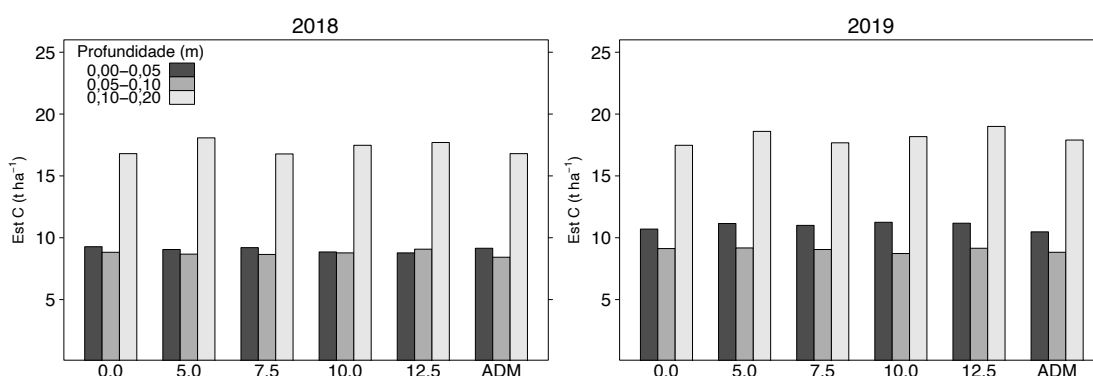
Outros autores observaram resultados semelhantes ao presente estudo, Ricci, Padovani e Júnior (2010), verificaram que a PT e DS não apresentaram

diferenças significativas com a aplicação de doses de CLE. A mesma situação foi observada por Agegnehu *et al.* (2016), onde os autores observaram que aplicação de aditivos orgânicos não tiveram efeito significativo sobre a DS. Porém, alguns pesquisadores observaram o contrário, a redução dos valores de DS com o aumento das doses de CLE (CHENG *et al.*, 2007).

Em seu trabalho Głąb *et al.* (2020) observaram maior PT ($0,322 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), e menor DS média ($1,637 \text{ g cm}^{-3}$), nos tratamentos que receberam composto (composto de palha de milho, composto de palha de milho e LE, e composto de palha de milho, LE e biochar), em comparação ao controle (sem composto) ($0,382 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ e $1,798 \text{ g cm}^{-3}$). Esses resultados são indicativos de que a aplicação de CLE tem efeito variável no solo, mas apresentam potencial para melhorar os atributos físicos do solo, visto que a DS média observado no presente estudo foi numericamente menor ao utilizar o CLE, na camada superficial, variando de 1,426 até $1,474 \text{ kg dm}^{-3}$ (APÊNDICE F).

Em relação ao Est C do solo (Figura 4), houve diferença significativa somente entre os anos, na camada de 0,00–0,05 e 0,10–0,20 m de profundidade (Tabela 3). Houve aumento do teor médio de Carbono do solo, ao longo do tempo, passando de 9,050 para $10,098 \text{ t ha}^{-1}$, e de 17,271 para $18,138 \text{ t ha}^{-1}$, na camada de 0,00–0,05 e 0,10–0,20 m de profundidade, respectivamente (APÊNDICE G).

Figura 4 - Est C do solo, em três profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação



Nota: Valores sem letras não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Corroborando com esses resultados, Pitombo *et al.* (2015), avaliando o efeito da aplicação de LE durante sete anos, em um LATOSSOLO cultivado com milho, observaram ausência de diferença entre os tratamentos com LE (10 e 20 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) e um controle (sem LE), para o Est C do solo, na camada de 0,00–0,40 m. Porém os autores verificaram que os estoques médios foram de 58,8 Mg ha⁻¹ no controle, 72,5 e 83,1 Mg ha⁻¹, nos tratamentos com LE. No presente estudo, provavelmente o aumento do Est C do solo ao longo do tempo está relacionado a aplicação das doses de CLE, o aumento dos restos vegetais produzidos pelo cultivo sucessivo da soja e do milho, e ao aumento da DS, que tende aos valores originais com o decorrer do tempo (RICCI; PADOVANI; JÚNIOR, 2010), visto que é um atributo utilizado no cálculo do Est C do solo.

Tabela 6 - Análise de variância dos atributos físico-hídricos, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

	Profundidade (m)		
	0,00-0,05	0,05-0,10	0,10-0,20
DMP			
Tratamentos	0,810 ^{NS}	0,889 ^{NS}	0,422 ^{NS}
Anos	0,990 ^{NS}	0,001 ^{**}	0,000 ^{**}
Tratamentos x Anos	0,788 ^{NS}	0,567 ^{NS}	0,214 ^{NS}
CV1%	29,96	27,01	29,04
CV2%	21,32	20,21	25,44
DMG			
Tratamentos	0,791 ^{NS}	0,925 ^{NS}	0,542 ^{NS}
Anos	0,493 ^{NS}	0,000 ^{**}	0,000 ^{**}
Tratamentos x Anos	0,639 ^{NS}	0,668 ^{NS}	0,296 ^{NS}
CV1%	29,82	20,28	23,99
CV2%	19,00	17,19	17,72
IEA			
Tratamentos	0,674 ^{NS}	0,867 ^{NS}	0,289 ^{NS}
Anos	0,121 ^{NS}	0,000 ^{**}	0,000 ^{**}
Tratamentos x Anos	0,569 ^{NS}	0,627 ^{NS}	0,362 ^{NS}
CV1%	10,08	4,90	6,94
CV2%	7,91	5,46	6,24

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo. CV1 = Coeficiente de variação dos tratamentos. CV2 = Coeficiente de variação dos anos. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Para os atributos relacionados a estrutura do solo, verificou-se ausência de interação entre os tratamentos e os anos, para DMP, DMG e IEA, nas três camadas avaliadas (Tabela 6). Além disso, não houve ajuste linear ou quadrático, das doses de CLE para os atributos avaliados (Tabela 7). A estrutura do solo, também não foi alterada pela aplicação de doses de CLE, na camada de 0,00–0,20 m, em estudo de Ricci, Padovani e Júnior (2010).

Tabela 7 - Valor médio, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação aos atributos físico-hídricos três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função das doses de CLE

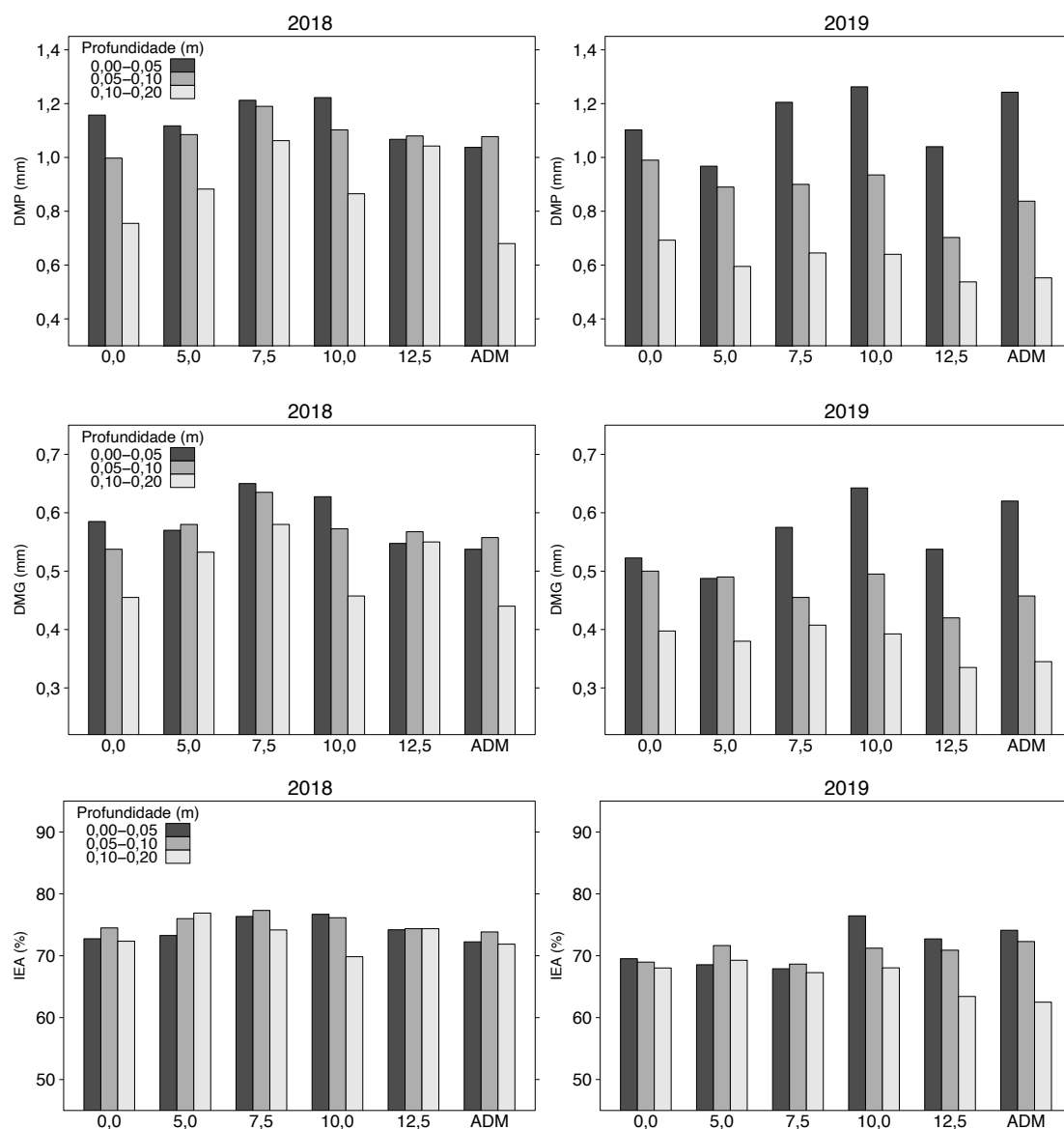
Atributo	Ano	Equação	Teste F
DMP1	2018	$\hat{Y} = 1,156$	0,991 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 1,116$	0,845 ^{NS}
DMP2	2018	$\hat{Y} = 1,091$	0,347 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 0,884$	0,563 ^{NS}
DMP3	2018	$\hat{Y} = 0,922$	0,064 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 0,622$	0,675 ^{NS}
DMG1	2018	$\hat{Y} = 0,596$	0,744 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 0,553$	0,822 ^{NS}
DMG2	2018	$\hat{Y} = 0,579$	0,239 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 0,472$	0,578 ^{NS}
DMG3	2018	$\hat{Y} = 0,515$	0,914 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 0,383$	0,961 ^{NS}
IEA1	2018	$\hat{Y} = 74,66$	0,715 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 71,03$	0,284 ^{NS}
IEA2	2018	$\hat{Y} = 75,67$	0,463 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 70,28$	0,976 ^{NS}
IEA3	2018	$\hat{Y} = 73,53$	0,162 ^{NS}
	2019	$\hat{Y} = 67,21$	0,970 ^{NS}

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

Em relação aos tratamentos, não houve diferença significativa para DMP, DMG e IEA (Tabela 6). Apesar da ausência de diferença significativa, os valores de DMP ficaram acima de 0,500 mm em todos os tratamentos (Figura 5, APÊNDICE G). Não há número absoluto para interpretar a qualidade da estrutura do solo por meio do DMP. Mas de modo geral, aceita-se como tendo baixa estabilidade, solos com DMP abaixo de 0,500 mm. Solos com DMP superior a 0,500 mm são resistentes ao esboroamento e à dispersão, sendo que a permeabilidade à água e ao ar não se alterarão com um bom manejo (FILIZOLA *et al.*, 2006). De encontro com o presente estudo, Curci *et al.* (2020) observaram aumento do índice de estabilidade da

estrutura do solo com o aumento das doses de CLE (3, 6, 9 e 12 t ha⁻¹). Quando comparados aos solos não corrigidos (sem aplicação do CLE, e adubação mineral), os valores aumentaram de 43 a 55%.

Figura 5 - Diâmetro médio ponderado (DMP), Diâmetro médio geométrico (DMG) e Índice de estabilidade de agregados (IEA) do solo, em três profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação



Nota: Valores sem letras não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Houve diferença significativa para DMP, pela análise de contraste, entre os tratamentos que receberam as doses de CLE, em comparação com a ADM, na camada de 0,10–0,20 m (Tabela 5). Os tratamentos que receberam o CLE apresentando os maiores valores de DMP (0,922 mm), em comparação com a ADM (0,680 mm), no primeiro ano de avaliação. Porém, no segundo ano essa diferença deixou de ser significativa (Figura 5).

Quanto ao ano, houve diferença significativa para DMP, DMG e IEA, na camada de 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m (Tabela 6, APÊNDICE H). De modo geral, verificou-se diminuição desses atributos, ao longo do tempo (Figura 5). É possível que a diminuição dos valores relacionados a estrutura do solo tenha relação com calcário e gesso, substâncias dispersantes, utilizadas durante o processo de compostagem do LE.

Conforme relatado por Bettiol e Camargo (2006), a decomposição do LE pode liberar sais, como o Na^+ , que pode substituir o Ca^{2+} e o Mg^{2+} do complexo de troca, dispersando a argila, destruindo os agregados, a estrutura dos solos, reduzindo a permeabilidade e a infiltração de água do solo. Filizola *et al.* (2006) também verificaram a diminuição do DMP, em solos tratados com LE, em comparação com uma testemunha. Segundo os autores, esse comportamento foi causado pelo efeito deletério da aplicação do LE sobre a estrutura do solo. Ainda, Albuquerque *et al.* (2003) observaram que a aplicação de calcário e gesso pode promover alterações químicas e eletroquímicas do solo com reflexos na floculação de argila no solo pela calagem, causando diminuição na estabilidade de agregados. Ricci, Padovani e Júnior (2010) também observaram diminuição da estrutura do solo, ocorrido devido à presença de lixiviados com características dispersantes do CLE, na camada de 0,20–0,40 m.

Em relação aos atributos físico-hídricos do solo, não houve efeito significativo entre os tratamentos, após o cultivo sucessivo da soja e do milho, e a primeira aplicação do CLE (Tabela 8, APÊNDICE I). Provavelmente devido as baixas doses utilizadas no solo.

Tabela 8 - Análise de variância dos atributos físico-hídricos do solo, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos

	Profundidade (m)		
	0,00-0,05	0,05-0,10	0,10-0,20
CC			
Tratamentos	0,643 ^{NS}	0,859 ^{NS}	0,240 ^{NS}
CV%	11,68	13,43	8,68
PMP			
Tratamentos	0,969 ^{NS}	0,895 ^{NS}	0,655 ^{NS}
CV%	13,23	12,27	9,14
CAD			
Tratamentos	0,533 ^{NS}	0,681 ^{NS}	0,070 ^{NS}
CV%	22,22	22,35	17,69

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo. CV1 = Coeficiente de variação dos tratamentos. CV2 = Coeficiente de variação dos anos. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Nesse sentido, também não houve ajuste, linear ou quadrático, das doses de CLE para CC, PMP e CAD, na camada de 0,00–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m profundidade (Tabela 9).

Tabela 9 - Valor médio, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação aos atributos físico-hídricos do solo em três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função das doses de CLE

Atributo	Ano	Equação	Teste F
CC1	2018	$\hat{Y} = 0,274$	0,997 ^{NS}
CC2		$\hat{Y} = 0,264$	0,842 ^{NS}
CC3		$\hat{Y} = 0,262$	0,955 ^{NS}
PMP1		$\hat{Y} = 0,178$	0,949 ^{NS}
PMP2		$\hat{Y} = 0,178$	0,859 ^{NS}
PMP3		$\hat{Y} = 0,180$	0,330 ^{NS}
CAD1		$\hat{Y} = 0,093$	0,900 ^{NS}
CAD2		$\hat{Y} = 0,084$	0,495 ^{NS}
CAD3		$\hat{Y} = 0,083$	0,591 ^{NS}

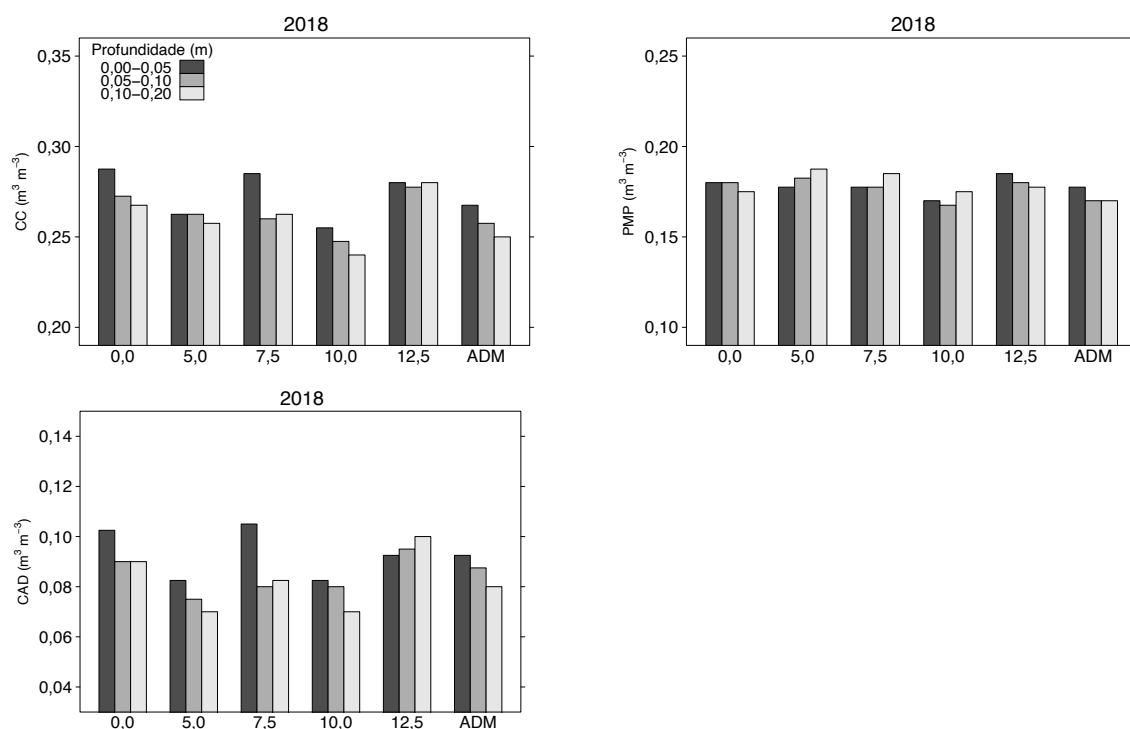
Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

Quanto aos tratamentos os valores variaram de 0,240 a 0,288 m³ m⁻³ para CC, de 0,168 a 0,188 m³ m⁻³ para PMP e de 0,083 a 0,100 m³ m⁻³ para CAD (Figura 6, APÊNDICE I). Conforme relatado por Curci *et al.* (2020) e Głab *et al.* (2020) o efeito do uso do CLE no solo são influenciados pelo tamanho das partículas e

quantidade aplicada, assim, é provável que a ausência de efeito nos atributos físico-hídricos do solo está relacionada a baixa dose utilizada.

Nesse contexto, efeitos significativos foram observados por Curci *et al.* (2020), os autores relataram que a aplicação de CLE promoveu incrementos na CC, PMP e CAD. E salientam que o aumento dos parâmetros hidrológicos depende das quantidades de composto adicionado ao solo. Ainda, Głąb *et al.* (2020) observaram maior CC ($0,080 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), PMP ($0,050 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), e menor CAD ($0,030 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), no tratamento com composto de palha de milho, em comparação ao tratamento com composto de palha de milho, LE e biochar. Assim, Zhao, Liu e Duo (2012) verificaram que partículas de composto de resíduos urbanos, maiores que 0,8 mm, pode melhorar DS, PT e CAD. Portanto, o efeito da aplicação de CLE em solos tropicais pode melhorar os atributos físico-hídricos do solo, mas são necessários estudos de longo prazo e doses mais altas para confirmar essas alterações.

Figura 6 - Capacidade de campo (CC), Ponto de murcha permanente (PMP) e Capacidade de água disponível (CAD) do solo, em três profundidades, nas amostras de solo coletadas após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos



Nota: Valores sem letras não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

3.4 CONCLUSÃO

Houve aumento da microporosidade do solo com o uso do CLE, na camada superficial, no segundo ano de avaliação.

O estoque de Carbono do solo aumentou com o tempo.

A aplicação do CLE aumentou o diâmetro médio ponderado, quando comparado ao tratamento com ADM, no primeiro ano de avaliação. Com o tempo, o diâmetro médio ponderado, diâmetro médio geométrico e o índice de estabilidade de agregados diminuíram em todos os tratamentos.

As doses de CLE não foram suficientes para alterar a capacidade campo, ponto de murcha permanente e a capacidade de água disponível do solo.

O uso do CLE tem potencial para melhorar os atributos físico-hídricos do solo, porém estudos de longa duração e doses mais altas são necessárias para confirmar os benefícios da aplicação em solos tropicais.

REFERÊNCIAS

- AGEGNEHU, G.; BASS, A. M.; NELSON, P. N.; BIRD, M. I. Benefits of biochar, compost and biochar–compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. **Science of The Total Environment**, v. 543, p. 295-306, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.054>
- ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; ERNANI, P. R.; MAFRA, A. L.; FONTANA, E. C. Aplicação de calcário e fósforo e estabilidade da estrutura de um solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 799-806, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000500004>
- BASS, A. M.; BIRD, M. I.; KAY, G.; MUIRHEAD, B. Soil properties, greenhouse gas emissions and crop yield under compost, biochar and co-composted biochar in two tropical agronomic systems. **Science of The Total Environment**, v. 550, p. 459-470, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.143>
- BAVER, L. D. Practical values from physical analyses of soils. **Soil Science**, v. 68, n. 1, p.1-14, 1949. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-194907000-00002>
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C.; MARTIN NETO, L.; FERNANDES, S. A. Organic matter storage in a sandy loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 54, p. 101-109, 2000. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00090-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00090-8)
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A Disposição de Lodo de Esgoto em Solo Agrícola. *In*: _____. **Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais na Agricultura**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. p. 32-33.
- BEUTLER, A. N.; CENTURION, J. F.; SOUZA, Z. M.; ANDRIOLI, I.; ROQUE, C. G. R. Retenção de água em dois tipos de latossolos sob diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 3, p. 829-834, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000300029>
- BONINI, C. dos S. B.; ALVES, M. C.; MONTANARI, R. Recuperação da estrutura de um Latossolo vermelho degradado utilizando lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 10, n. 1, p. 34-42, 2015. <https://doi.org/10.5039/agraria.v10i1a4513>
- BÖRJESSON, G.; KÄTTERER, T. Soil fertility effects of repeated application of sewage sludge in two 30-year-old field experiments. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 112, p. 369-385, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10705-018-9952-4>
- CANAL CLIMA DA UNESP ILHA SOLTEIRA - ÁREA DE HIDRÁULICA E IRRIGAÇÃO. Ilha Solteira: UNESP, 2021. Disponível em: https://clima.feis.unesp.br/dados_diarios.php. Acesso em: 16 jun. 2021.
- CANTARELLA, H.; RAIJ B. van.; CAMARGO, C. E. O. Cereais. *In*: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de**

adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1997. p. 45-47.

CHENG, H.; XU, W.; LIU, J.; ZHAO, Q.; HE, Y.; CHEN, G. Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 29, n. 1, p. 96-104, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.08.005>

COLLIVIGNARELLI, M. C.; CANATO, M.; ABBÀ, A.; MIINO, M. C. Biosolids: What are the different types of reuse?. **Journal of Cleaner Production**, v. 238, p. 117844, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117844>

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020**. Brasília, DF, 2020. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=749>. Acesso em: 10 mar. 2021.

CURCI, M.; LAVECCHIA, A.; CUCCI, G.; LACOLLA, G.; DE CORATO, U.; CRECCHIO, C. Short-Term Effects of Sewage Sludge Compost Amendment on Semiarid Soil. **Soil Systems**, Basel, v. 4, n. 48, p. 1-18, 2020. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4030048>

DEMATTE, J. L. I. **Levantamento detalhado dos solos do “Campus Experimental de Ilha Solteira”**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 1980. p. 11-31.

DOURADO NETO, D.; NIELSEN, D. R.; HOPMANS, J. W.; REICHARDT, K.; BACCHI, O. 2001. **Soil water retention curve, 2001**.

DUARTE, A. P.; CANTARELLA, H.; RAIJ, B. van. Milho safrinha. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1997. p. 60-61.

FAGERIA, N. K.; STONE, F. F.; SANTOS, A. B. **Maximização da produção das culturas**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa, 1999. 294 p.

FANG, W.; DELAPP, R. C.; KOSSON, D. S.; HANS, V. D. S.; LIU, J. Release of heavy metals during long-term land application of sewage sludge compost: Percolation leaching tests with repeated additions of compost. **Chemosphere**, v. 169, p. 271-280, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.086>

FILIZOLA, H. F.; SOUZA, M. D.; GOMES, M. A. F.; BOEIRA, R. C. Aspectos físicos de um solo tratado com lodo de esgoto: estabilidade de agregados e argila dispersa em água. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais na Agricultura**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. p. 141-142.

GABIRA, M. M.; SILVA, R. B. G.; D'ANDRÉA MATEUS, C. de M.; VILLAS BOAS, R. L.; SILVA, M. R. Effects of water management and composted sewage sludge

substrates on the growth and quality of clonal eucalyptus seedlings. **Floresta**, v. 50, n. 2, p. 1307-1314, 2020. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v50i2.62952>

GŁĄB, T.; ŻABIŃSKI, A.; SADOWSKA, U.; GONDEK, K.; KOPEĆ, M.; MIERZWAHERSZTEK, M.; TABOR, S.; STANEK-TARKOWSKA, J. Fertilization effects of compost produced from maize, sewage sludge and biochar on soil water retention and chemical properties. **Soil and Tillage Research**, v. 197, p. 104493, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104493>

GUERRINI, I. A.; CROCE, C. G. G.; BUENO, O. DE C.; JACON, C. P. R. P.; NOGUEIRA, T. A. R.; FERNANDES, D. M.; GANGA, A.; CAPRA, G. F. Composted sewage sludge and steel mill slag as potential amendments for urban soils involved in afforestation programs. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 22, p. 93-104, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.015>

KEMPER, W. D.; W. S. CHEPIL. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C. A. **Methods of soil analysis**. Madison, American Society of Agronomy, 1965. p. 499-510

LAG-BROTONS, A.; GÓMEZ, I.; NAVARRO-PEDRENO, J.; MAYORAL, A. M.; CURT, M. D. Sewage sludge compost use in bioenergy production - a case study on the effects on *Cynara cardunculus* L energy crop. **Journal of Cleaner Production**, v. 79, p. 32-40, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.021>

MANCA, A.; SILVA, M. R.; GUERRINI, I. A.; FERNANDES, D. M.; VILLAS BÔAS, R. L.; SILVA, L. C.; FONSECA, A. C.; RUGGIU, M. C.; CRUZ, C. V.; SIVISACA, D. C. L.; D'ANDRÉA MATEUS, C. de M.; MURGIA, I.; GRILLI, E.; GANGA, A.; CAPRA, G. F. Composted sewage sludge with sugarcane bagasse as a commercial substrate for *Eucalyptus urograndis* seedling production. **Journal of Cleaner Production**, v. 269, p. 122145, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122145>

MASCARENHAS, H. A. A.; TANAKA, R. T. Soja. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1997. p. 202-203.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA – MAPA. Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo. **Instrução normativa Nº 7**, de 12 de abril de 2016.

PAPPU, A.; SAXENA, M.; ASOLEKAR, S. R. Solid wastes generation in India and their recycling potential in building materials. **Building and Environment**, v. 42, p. 2311-2320, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.04.015>

PASQUALONE, A.; SUMMO, C.; CENTOMANI, I.; LACOLLA, G.; CARANFA, G.; CUCCI, G. Effect of composted sewage sludge on morpho-physiological growth parameters, grain yield and selected functional compounds of barley. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 97, n. 5, p. 1502-1508, 2017. <https://doi.org/10.1002/jsfa.7892>

PHUNG, L. D.; ICHIKAWA, M.; PHAM, D. V.; SASAKI, A.; WATANABE, T. High yield of protein-rich forage rice achieved by soil amendment with composted sewage sludge and topdressing with treated wastewater. **Scientific Reports**, v. 10, p. 10155, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67233-w>

PITOMBO, L. M.; CARMO, J. B.; MARIA, I. C.; ANDRADE, C. A. Carbon sequestration and greenhouse gases emissions in soil under sewage sludge residual effects. **Scientia Agricola**, v. 72, n. 2, p. 147-156, 2015. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2013-0352>

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019. **A language and environment for statistical computing**. Vienna: **R foundation for statistical computing**, 2019. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 15 set. 2019.

RAIJ, B. van; ANDRANDE, J. C.; CANTARELLA, H.; GUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1997. 285 p.

RICCI, A. B.; PADOVANI, V. C. R.; PAULA JÚNIOR, D. R. Uso de lodo de esgoto estabilizado em um solo decapitado. I - Atributos físicos e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 535-542, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000200027>

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SHARMA, B.; SARKAR; A. SINGH, P.; SINGH, R. P. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. **Waste Management**, v. 64, p. 117-132, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.002>

SINGH, R. P.; AGRAWAL, M. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. **Waste Management**, v. 28, p. 347-358, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.010>

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

TEJADA, M.; GÓMEZ, I.; FERNÁNDEZ-BOY, E.; DÍAZ, M. J. Effects of sewage sludge and *Acacia dealbata* composts on soil biochemical and chemical properties. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 45, p. 570-580, 2014. <https://doi.org/10.1080/00103624.2013.874017>

UNITED NATIONS. **World Population Prospects 2019: Highlights (ST/ESA/SER.A/423)**. Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais População, 2019. Disponível em: https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019_Highlights.pdf. Acesso em: 31 maio 2021.

VAN GENUCHTEN, M. T. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, p. 892-898, 1980. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>

ZHAO, S.; LIU, X.; DUO, L. Physical and Chemical Characterization of Municipal Solid Waste Compost in Different Particle Size Fractions. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 21, n. 2, p. 509-515, 2012.

4. LATOSSOLO TRATADO COM COMPOSTO DE LODO DE ESGOTO: ATRIBUTOS FÍSICO-QUÍMICOS E EMISSÃO DE CO₂ DO SOLO

RESUMO

O composto de lodo de esgoto (CLE) é um resíduo rico em nutrientes, e que pode ser utilizado na agricultura, substituindo ou suplementando alguns insumos emissores de gases de efeito estufa, como os fertilizantes minerais. Em regiões tropicais, caracterizados por baixa fertilidade e baixo teor de Carbono orgânico, o uso agrícola do CLE é uma opção promissora, mas necessita de estudos para avaliar o seu efeito no solo. Assim, o presente estudo objetivou avaliar os atributos físicos, químicos e a emissão de CO₂ de um LATOSSOLO VERMELHO Distrófico, em função do uso de CLE e adubação mineral, na cultura da soja. O experimento utilizou delineamento em blocos casualizados, com seis tratamentos: sem aplicação do CLE e de adubos minerais; as doses 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ de CLE, com aplicação de adubos minerais (N-P-K); e um tratamento com adubação mineral convencional (ADM). Os atributos físicos e químicos do solo foram avaliados nas camadas de 0,00-0,05; 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m de profundidade. A adubação com CLE não alterou significativamente a macroporosidade, microporosidade, porosidade total, densidade do solo. Mas, propiciaram maior e menor estrutura do solo, na camada superficial e sub-superficial, respectivamente. A aplicação de CLE não alterou significativamente a dinâmica de Carbono no solo. Apesar disso, o uso do CLE tem potencial para melhorar esses atributos, caso sejam utilizadas doses mais altas. O CLE proporcionou incrementos no pH, soma de bases, capacidade de troca de cátions e na saturação por bases do solo. Além de diminuir a acidez potencial, e aumentar os teores de Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺ do solo. O uso de doses de CLE aumentou linearmente o teor de P do solo, e mostrou-se eficaz como complemento da adubação mineral para o cultivo da soja em solos tropicais.

Palavras-chave: Atributos físicos do solo. Atributos químicos do solo. Estoque de carbono. Sustentabilidade agrícola. Adubação orgânica.

4.1 INTRODUÇÃO

Um grande desafio para a produção de grãos no Brasil é reduzir o uso de insumos emissores de gases de efeito estufa (GEE), incluindo fertilizantes minerais, por meio da adoção de baixas emissões de Carbono (C) (GUARESCHI *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2014; BREDA *et al.*, 2018). Nesse contexto, o desenvolvimento de tecnologias que permitam aos produtores utilizarem menores quantidades de insumos não renováveis, estão entre as prioridades da pesquisa científica do século XXI (ADEWOPO *et al.*, 2014; KANEKO *et al.*, 2021).

Uma solução para este problema é a utilização do lodo de esgoto (LE) na agricultura. Devido à crescente produção de resíduos urbanos, há a necessidade de encontrar formas alternativas e sustentáveis de disposição desses resíduos. E a utilização em lavouras agrícolas tornou-se atrativa, pois podem substituir parcialmente os fertilizantes minerais industriais (YAGMUR *et al.*, 2017) reduzindo custos e gastos com energia (MELO *et al.*, 2018).

O LE é rico em matéria orgânica (MO) e nutrientes, e pode ser utilizado como fertilizante orgânico para as plantas (LOPES *et al.*, 2018; CHAGAS *et al.*, 2021). Seu uso agrícola é uma prática bem estabelecida em países como Inglaterra, Austrália, Estados Unidos e União Europeia (SHARMA *et al.*, 2017). Porém, apenas 10% do LE produzido é utilizado para fins agrícolas no Brasil, sendo o restante destinado a aterros sanitários (BORBA *et al.*, 2018).

Uma vez que os solos tropicais são caracterizados por baixa fertilidade (RODRIGUES *et al.*, 2021) e baixo teor de Carbono orgânico (C org) (RODRIGUES *et al.*, 2019; BREDA *et al.*, 2020), a melhor estratégia de disposição desse resíduo é o aumento do uso agrícola como fertilizante (TIRITAN *et al.*, 2016; NASCIMENTO *et al.*, 2020). Além disso, a aplicação de resíduos orgânicos no solo contribui diretamente para a sustentabilidade dos sistemas de produção, ao aumentar os estoques de carbono (Est C) do solo (DIAS *et al.*, 2007; PITOMBO *et al.*, 2015; PEGORARO *et al.*, 2020).

No Brasil, o uso do LE é regulamentado por diferentes legislações, como a resolução 498/2020 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2020). Embora o CONAMA incentive o uso do LE na agricultura, há preocupações que limitam sua adoção no país (PRATES *et al.*, 2020a). Para reduzir esses riscos, e diminuir os níveis de metais pesados e agentes patogênicos (MANCA *et al.*, 2020), o

LE pode ser tratado pelo processo de compostagem. Uma técnica útil e de baixo custo para criar um produto seguro, classificado como fertilizante orgânico (GUERRINI *et al.*, 2017; MANCA *et al.*, 2020).

Quando utilizado na agricultura o LE tem alto potencial para promover o retorno de C org e nutrientes ao solo (TIAN *et al.*, 2009), principalmente os tropicais pobres em MO (HAYNES *et al.*, 2009; BETTIOL; GHINI, 2011; BORBA *et al.*, 2018). Como exemplo, Urzedo *et al.* (2013) observaram perdas de CO₂ menores que 1% do C adicionado ao solo com a aplicação de LE e CLE. Outros autores relataram benefícios nos atributos físicos e químicos do solo (SHAO *et al.*, 2018). Como na densidade do solo (DS), retenção de água (CHENG *et al.*, 2007), estabilidade dos agregados, capacidade de campo, P disponível e K⁺ trocável (CURCI *et al.*, 2020), pH e teor de MO do solo (ALVARENGA *et al.*, 2016).

Nesse sentido, estudos relacionados às emissões de gases de efeito estufa em solos tratados com LE e CLE, principalmente em ambientes tropicais, e a captura do potencial C nesses sistemas (URZEDO *et al.*, 2013; BASS *et al.*, 2016), tornaram-se prioritários. Já que os estudos sobre LE são conduzidos principalmente em condições temperadas, com poucos estudos em clima tropical (BETTIOL; GHINI, 2011).

Portanto, as alterações nos atributos físicos, químicos e na emissão de CO₂ do solo, com a aplicação do CLE, ainda não foram totalmente esclarecidas, e poucos estudos reportam os efeitos em solos tropicais. Devido à importância dos estudos envolvendo o efeito do uso do CLE nesses solos, foi realizado um experimento em condições de campo, cujos objetivos foram: *i)* avaliar o efeito da aplicação do CLE nos atributos físicos, químicos e Est C do solo e na emissão de CO₂ do solo e *ii)* a determinação da dose ótima de aplicação, para a cultura da soja.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área experimental

O experimento foi realizado durante os anos agrícolas de 2017/18 e 2018/19, na área experimental originalmente ocupada por vegetação de Cerrado (51° 22" O, 20° 22" S e 335 m de altitude), pertencente a Universidade Estadual Paulista (UNESP), localizada no município de Selvíria, no Estado do Mato Grosso do Sul (Figura 1).

O solo é classificado como LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico de textura argilosa (Oxisol) (SANTOS *et al.*, 2018), mediante levantamento detalhado (DEMATTÊ, 1980). As médias anuais de precipitação, temperatura e umidade relativa do ar são 1.370 mm, 23,5°C e 70-80%. Os dados climáticos durante a condução do estudo são apresentados na Figura 2.

Figura 1 - Localização da área experimental em Selvíria/MS, Brasil

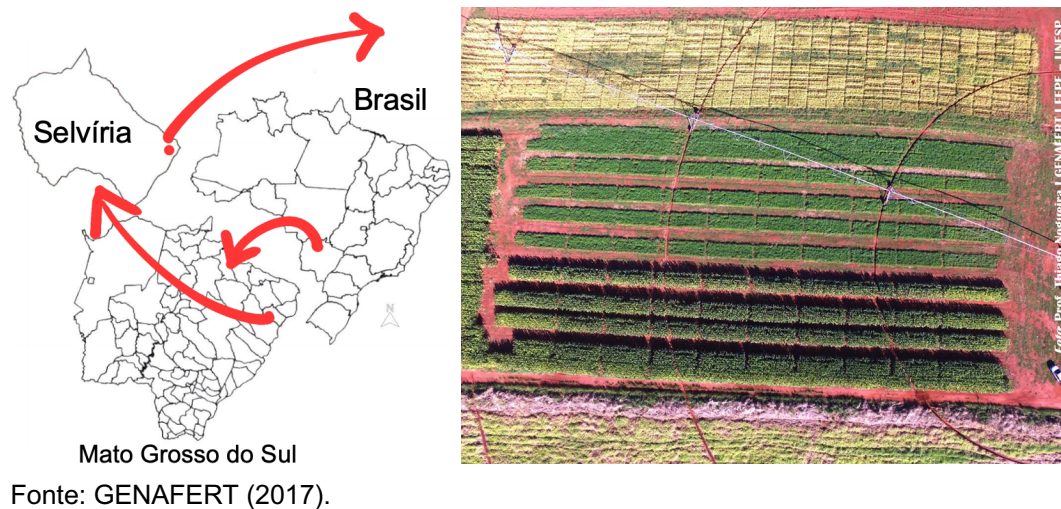
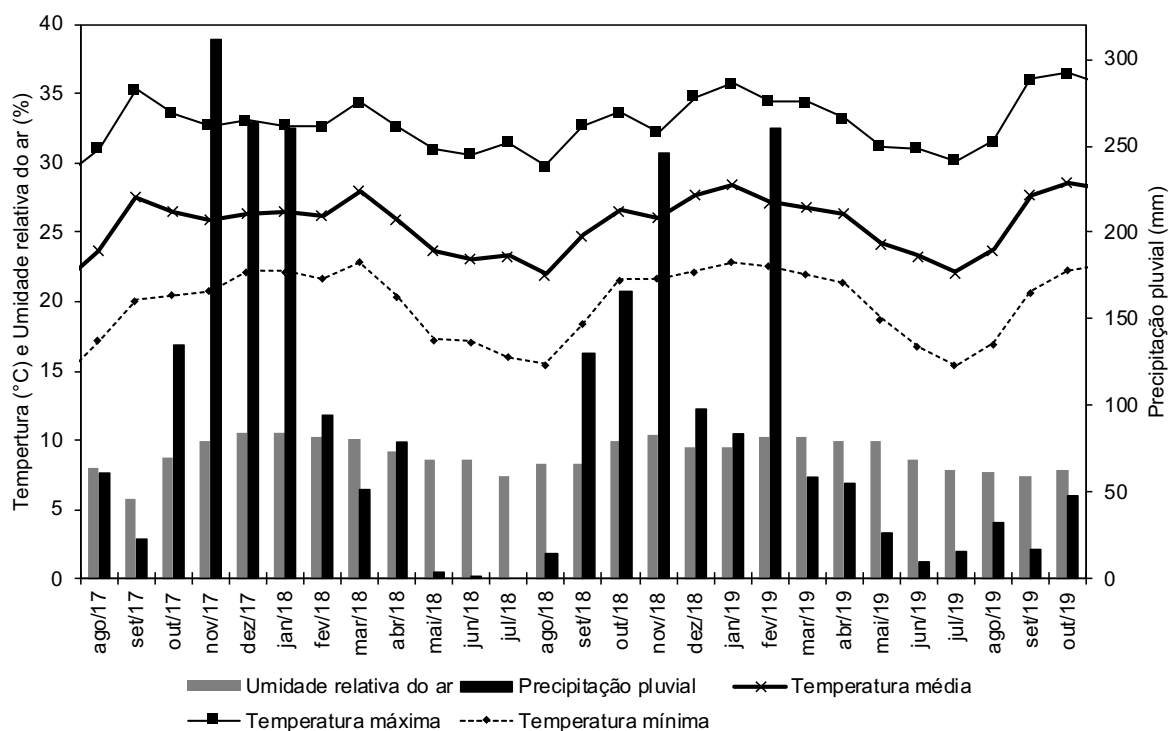


Figura 2 - Temperatura, umidade do ar e precipitação pluvial, durante o cultivo das culturas no ano agrícola de 2017/18 e 2018/19



Fonte: Elaboração do próprio autor com dados obtidos do Canal CLIMA da UNESP de Ilha Solteira, Área de Hidráulica e Irrigação (2021).

4.2.2 Delineamento experimental e tratamentos

Utilizou-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições, totalizando vinte e quatro unidades experimentais. Os tratamentos corresponderam a: controle = correspondendo a dose de CLE igual a 0,0 t ha⁻¹ (sem aplicação do CLE e de adubos minerais como B, Zn, N, P e K); aplicação de doses de CLE 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹, base úmida, com fornecimento de adubos minerais (NPK), distribuídos sobre a superfície do solo, sem incorporação e um tratamento com adubação mineral convencional (ADM), com fornecimento de fertilizantes minerais N, P, K, B e Zn. Todas as parcelas receberam o fornecimento de Ca, Mg e S via calagem e gessagem, respectivamente.

4.2.3 Caracterização do composto de lodo de esgoto

O CLE foi produzido por compostagem termofílica de resíduos orgânicos desenvolvido pela Tera Ambiental, localizada em Jundiaí, Estado de São Paulo. O CLE foi caracterizado do ponto de vista químico e microbiológico, sendo verificado os seguintes resultados: pH (CaCl_2) = 7,3; Umidade = 35,77%; CTC = 520,0 mmol_c dm⁻³; MO, C org, C/N, N, P (P_2O_5), K (K_2O), Cálcio (Ca^{2+}), Magnésio (Mg^{2+}) e Enxofre = 255,0, 128,6, 9,0, 15,3, 14,1, 8,2, 31,1, 9,9, 8,4 g kg⁻¹; Sódio (Na^+), Arsenio (As), B, Cádmio (Cd), Cobre, Chumbo (Pb), Cromo, Ferro, Manganês, Mercúrio (Hg), Molibdênio (Mo), Níquel (Ni), Zn = 3915,0, 3,15, 94,0, 1,00, 191,2, 18,10, 54,25, 14708,0, 310, 0,22, 5,26, 26,52 e 684,0 mg kg⁻¹; *Salmonella* sp. = Ausente; *Coliformes* (Termotolerantes) = 0,0 Número mais provável g⁻¹; Ovos viáveis de helmintos = 0,12 Ovos g⁻¹ de ST, respectivamente. Respeitando os limites da Instrução normativa n° 7 MAPA (2016), para As, Cd, Pb, Hg e Ni = 20,0, 3,0, 150,0, 1,0 e 70,0 mg kg⁻¹, respectivamente.

A principal matéria prima que compõe o produto é o LE sanitário, cerca de 70% em massa, advindo do tratamento de esgotos sanitários da região. Além do LE, também entra no processo de compostagem, outros tipos de resíduos orgânicos urbanos e agroindustriais como, bagaços, cascas de frutas e legumes, cama de aviário, cascas de pinus e eucalipto, cavaco de madeira, podas de árvores, restos de alimentos.

A compostagem dos resíduos orgânicos é feita em duas concepções: leiras aeradas por revolvimento mecânico e leiras estáticas com aeração forçada. Em ambos os processos, a fonte de C org utilizada é o cavaco de madeira bruta. Durante a fase de processamento, também é aditivado, em proporções abaixo de 5% da massa final do produto, calcário e gesso agrícola. Após higienização e alcance do teor de umidade ideal (cerca de 40%), o LE é peneirado e empilhado para maturação por um mínimo de 15 dias, dando origem ao CLE.

4.2.4 Histórico da área

A área experimental está sendo cultivada em sucessão com as culturas da soja e milho, desde o ano agrícola de 2017/18. Desde então, o histórico da área tem

como base a utilização dos tratamentos com CLE (0,0; 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹), aplicados anualmente como fonte de nutrientes, e o tratamento com ADM.

Em agosto de 2017 (um mês antes da instalação do experimento), foi realizada a amostragem do solo na camada de 0,00-0,20 e 0,20-0,40 m de profundidade, para caracterização física (TEIXEIRA *et al.*, 2017) e química do solo (RAIJ *et al.*, 2001), sendo verificado os seguintes resultados: pH (CaCl₂) = 4,5 e 4,7; MO = 19 e 14 g dm⁻³; P (Resina) = 16 e 9 mg dm⁻³; K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ e acidez potencial (H + Al) = 1,7, 0,7, 13, 11, 12, 10, 37 e 32 mmol_c dm⁻³; saturação por bases (V) = 42 e 41%; respectivamente. Os valores de argila, silte e areia encontrados na camada de 0,00-0,40 m eram de 550, 80 e 370 g kg⁻¹, respectivamente.

Para o preparo inicial da área, em setembro de 2017, realizou-se uma subsolagem até 0,30 m de profundidade. Logo em seguida, realizou-se a divisão da área, em 24 unidades experimentais constituídas com 10 metros de comprimento e 3,15 de largura, totalizando 31,5 m² por parcela (Figura 1).

Após a subsolagem, realizou-se a calagem (2,2 t ha⁻¹ com o objetivo de elevar a saturação por bases para 70%) e a gessagem (1,8 t ha⁻¹) de acordo com as recomendações de Cantarella, Raij e Camargo (1997) e Raij *et al.* (1997).

Em seguida, realizou-se a dessecação da cobertura vegetal, e em função dos tratamentos, o CLE foi distribuído de forma manual na superfície do solo e sem incorporação, levando-se em conta a umidade do material (45%). Durante o cultivo da soja, foi utilizado 2,72 g ha⁻¹ de cobalto (Co) e 27,2 g ha⁻¹ de Mo, no tratamento de sementes. Ainda, todos os tratamentos com o CLE receberam a complementação mineral para o fornecimento dos macronutrientes. Para isso, utilizou-se durante a semeadura da cultura da soja, 400 kg ha⁻¹ da fórmula 04-20-20 (na forma de ureia, superfosfato triplo e cloreto de potássio), respectivamente (MASCARENHAS; TANAKA, 1997). O que equivale a 16 kg ha⁻¹ de N, 80 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 80 kg ha⁻¹ de K₂O. Além disso, apenas nas parcelas referentes ao tratamento com adubação mineral convencional, foram aplicados 1,0 kg ha⁻¹ de B usando-se ácido bórico (H₃BO₃) e 5,0 kg ha⁻¹ de Zn na forma de sulfato de Zn (ZnSO₄).

Durante o cultivo do milho, utilizou-se durante a semeadura 320 kg ha⁻¹ da fórmula 08-28-16, o que equivale a 26 kg ha⁻¹ de N, 90 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 51 kg ha⁻¹ de K₂O. Ainda, somente nas parcelas referentes ao tratamento com adubação convencional, foi aplicado 1,0 kg ha⁻¹ de B usando-se ácido bórico (H₃BO₃) e 2,0 kg ha⁻¹ de Zn na forma de sulfato de Zn (ZnSO₄). Apenas na cultura do milho foi

realizada a adubação nitrogenada de cobertura (dose de 90 kg ha⁻¹ de N aplicada na forma de ureia) (DUARTE; CANTARELLA; RAIJ, 1997).

4.2.5 Desenvolvimento do experimento na safra 2018/19

Na safra seguinte, realizou-se a dessecação da cobertura vegetal da área, com glifosato (1.800 g ha⁻¹) e 2,4-D (670 g ha⁻¹ do i.a.). Em seguida, um dia antes da semeadura da soja, e em função dos tratamentos, o CLE foi distribuído manualmente no solo, sem incorporação, levando-se em conta a umidade do composto (35%) (Ver item 4.2.3).

Foi utilizado cultivar BMX Potência RR, semeado mecanicamente sobre a palhada do milho, no dia 03/11/2018, mantendo a uma densidade de 400.000 plantas por hectare, conforme recomendação para a cultura. No dia da semeadura, foi realizado também o tratamento de sementes por meio dos fungicidas tiofanato metílico + piraclostrobina (5 g + 45 g do i.a. por 100 kg de semente) e do inseticida fipronil (50 g do i.a. por 100 kg de semente). Após a secagem, as sementes foram inoculadas com estirpes: SEMIA 5019 (*Bradyrhizobium elkanii*) e SEMIA 5079 (*Bradyrhizobium japonicum*). Também foi realizada a aplicação nas sementes com 0,2 L ha⁻¹ do fertilizante comercial líquido GeoCoMo, aplicando 2,72 g ha⁻¹ de Co e 27,2 g ha⁻¹ de Mo, aplicações importantes para o desenvolvimento inicial das plântulas e a fixação de N.

Para o cultivo da soja, todos os tratamentos com o CLE receberam a complementação mineral para o fornecimento dos macronutrientes levando-se em consideração as análises químicas do solo e as recomendações contidas no Boletim 100 (RAIJ *et al.*, 1997). Assim, foram aplicados 400 kg ha⁻¹ da fórmula 04-20-20 (na forma de ureia, superfosfato triplo e cloreto de potássio), respectivamente (MASCARENHAS; TANAKA, 1997), o que equivale a 16 kg ha⁻¹ de N, 80 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 80 kg ha⁻¹ de K₂O. Apenas nas parcelas referentes ao tratamento com adubação mineral convencional, foram aplicados 1,0 kg ha⁻¹ de B usando-se ácido bórico (H₃BO₃). Diferente do primeiro ano, não foi necessário o fornecimento de 5,0 kg ha⁻¹ de Zn na forma de sulfato de zinco (ZnSO₄).

Cerca de duas semanas após a semeadura, em V4, foi realizada a dessecação das plantas daninhas. Para tal, foi aplicado herbicida graminicida Glifosato (720 g do i.a.), e também um herbicida latifolicida Chlorimuron-ethyl (na

concentração de 7,5 g do i.a.). Ainda, foi realizada uma aplicação preventiva, cerca de 45 dias após a semeadura, em R1, do fungicida Picoxistrobina + Ciproconazol (28 g + 70 g do i.a.), e também os inseticidas Metomil (129 g do i.a) e Clorantianiliprole (12 g do i.a.). Durante o cultivo da soja, a cultura recebeu irrigação suplementar fornecida via pivô central.

4.2.6 Análise dos atributos físicos e químicos do solo

Após a colheita da soja, foram coletadas cinco subamostras nas estrelinhas por parcela, para compor uma amostra composta, para avaliação dos atributos químicos do solo, e uma amostra por parcela, para avaliação dos atributos físicos do solo. Em ambos os casos foram amostradas as camadas de 0,00–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m de profundidade. Os atributos químicos do solo foram avaliados seguindo as recomendações de Raij *et al.* (2001). Enquanto que, os atributos físicos do solo foram avaliados seguindo as recomendações de Teixeira *et al.* (2017) e Kemper e Chepil (1965). Ainda, o Est C foi calculado pelo método de Carvalho *et al.* (2009).

$$\text{Est C} = \frac{C_{org} \times DS \times \left(\frac{D_{ref}}{DS} \times h \right)}{10} \quad \text{Eq. 1}$$

onde, Est C = estoque de Carbono (t ha⁻¹); DS = densidade do solo (kg dm⁻³); Dref = densidade do solo de uma área de referência (kg dm⁻³); h = espessura da camada amostrada (cm); C org = teor de Carbono orgânico (g kg⁻¹).

4.2.7 Análise da emissão de CO₂, temperatura e umidade do solo

A avaliação da emissão de CO₂ do solo (ECO₂), foi realizada em três pontos por parcela, utilizando o sistema de fluxo (LI-8100; LI-COR Bioscience, Nebraska, EUA). A temperatura do solo (Tsolo), foi determinada utilizando um termômetro digital, enquanto que, o conteúdo de água no solo (Usolo), foi determinado usando um equipamento de refletometria (HydrosenseTM; Campbell Scientific, Austrália).

4.2.8 Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 0,01 e 0,05 de probabilidade, nos casos em que o teste F foi significativo. Foi realizado a análise de contrastes entre doses de CLE e o tratamento com ADM. Ainda, para as doses de CLE foi realizada a análise de regressão polinomial, adotando-se equação com maior coeficiente de determinação (R^2) e significância. A análise estatística foi realizada utilizando software R (R CORE TEAM, 2019).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para os atributos físicos e o Est C do solo, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja, na camada de 0,00–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m de profundidade, verificou-se a ausência de diferença entre os tratamentos para: MA, MI, PT, DS e Est C (Tabela 1).

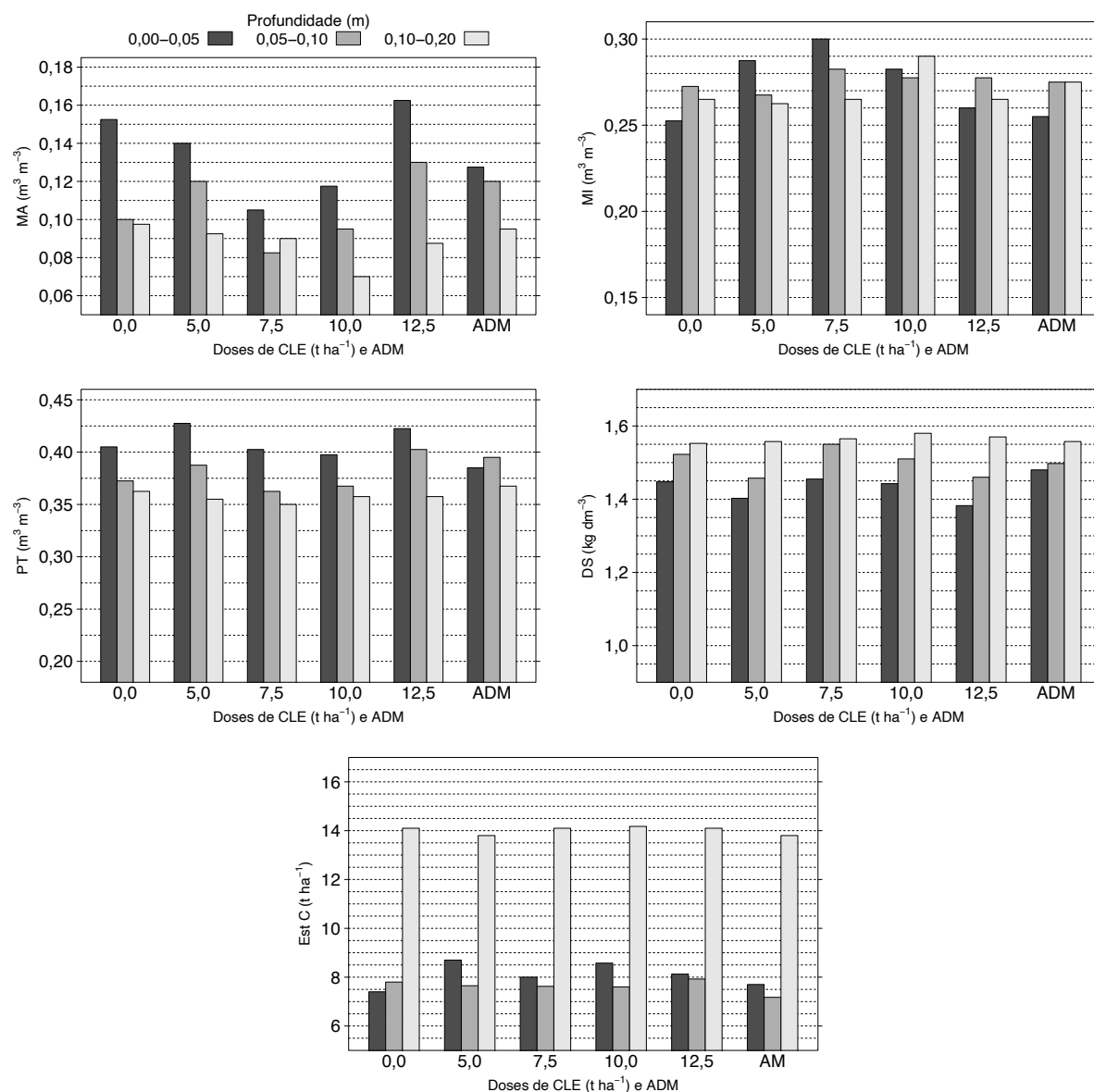
Tabela 1 - Análise de variância dos atributos físicos e Est C do solo, nas amostras coletadas após o cultivo da soja em função dos tratamentos

	Profundidade (m)		
	0,00-0,05	0,05-0,10	0,10-0,20
MA			
Tratamentos	0,448 ^{NS}	0,505 ^{NS}	0,630 ^{NS}
CV%	32,21	35,51	26,47
MI			
Tratamentos	0,158 ^{NS}	0,849 ^{NS}	0,463 ^{NS}
CV%	10,54	5,95	7,89
PT			
Tratamentos	0,309 ^{NS}	0,392 ^{NS}	0,904 ^{NS}
CV%	6,80	7,99	6,16
DS			
Tratamentos	0,717 ^{NS}	0,451 ^{NS}	0,991 ^{NS}
CV%	6,59	4,82	4,19
Est C			
Tratamentos	0,087 ^{NS}	0,306 ^{NS}	0,725 ^{NS}
CV%	7,98	5,80	3,17

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente. MA = Macroporosidade. MI = Microporosidade. PT = Porosidade Total. DS = Densidade do Solo. Est C = Estoque de Carbono. Fonte: Elaboração do próprio autor.

De modo geral, os valores médios de MA foram próximos de 0,100 m³ m⁻³ (Figura 3, Tabela 2), o mínimo adequado para as trocas líquidas e gasosas entre o ambiente externo e o solo, considerado crítico para o crescimento das raízes da maioria das culturas (BAVER, 1949). Em relação a MI, os valores médios ficaram próximos de 0,270 m³ m⁻³ (Figura 3, Tabela 2). Conforme relatado por Bonini, Alves e Montanari (2015), a MI é um atributo pouco influenciado pelo manejo do solo. No presente estudo, as doses de CLE não foram suficientes para alterar os seus valores.

Figura 3 - Macroporosidade (MA), Microporosidade (MI), Porosidade total (PT) e Densidade do solo (DS), e Est C do solo, em três profundidades, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja



Nota: Valores sem letras não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Para a DS, os valores médios variaram de 1,426 a 1,565 kg dm⁻³ (Tabela 2). Mas, de modo geral, os valores foram numericamente menores ao utilizar as doses de CLE (Figura 3). Para PT, os valores médios variaram de 0,411 a 0,357 m³ dm⁻³ (Tabela 2). Em seu trabalho, Głab *et al.* (2020) observaram maior PT (0,322 cm³ cm⁻³) e menor DS média (1,637 g cm⁻³) nos tratamentos que receberam composto (composto de palha de milho, composto de palha de milho e LE, composto de palha

de milho, LE e biochar), em comparação com o controle (sem composto) ($0,382 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ e $1,798 \text{ g cm}^{-3}$). Esses resultados são indicativos de que a aplicação de CLE no solo tem efeito variável, mas apresentam potencial para melhorar os atributos físicos do solo.

Tabela 2 - Valor médio, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação aos atributos físicos e Est C do solo em três profundidades, em função da aplicação do CLE e o cultivo da soja

Atrib.	Prof. (m)	Valor médio	Teste F	Atrib.	Prof. (m)	Valor médio	Teste F
MA	0,00-0,05	$\hat{Y} = 0,136$	0,293 ^{NS}	Est C	0,00-0,05	$\hat{Y} = 8,2$	0,343 ^{NS}
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 0,106$	0,947 ^{NS}		0,05-0,10	$\hat{Y} = 7,7$	0,537 ^{NS}
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 0,088$	0,780 ^{NS}		0,10-0,20	$\hat{Y} = 14,1$	0,491 ^{NS}
MI	0,00-0,05	$\hat{Y} = 0,277$	0,089 ^{NS}	DMP	0,00-0,05	$\hat{Y} = 1,100$	0,589 ^{NS}
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 0,276$	0,848 ^{NS}		0,05-0,10	$\hat{Y} = 0,679$	0,743 ^{NS}
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 0,270$	0,553 ^{NS}		0,10-0,20	$\hat{Y} = 0,524$	0,235 ^{NS}
PT	0,00-0,05	$\hat{Y} = 0,411$	0,088 ^{NS}	DMG	0,00-0,05	$\hat{Y} = 0,552$	0,677 ^{NS}
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 0,379$	0,904 ^{NS}		0,05-0,10	$\hat{Y} = 0,387$	0,965 ^{NS}
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 0,357$	0,505 ^{NS}		0,10-0,20	$\hat{Y} = 0,321$	0,107 ^{NS}
DS	0,00-0,05	$\hat{Y} = 1,426$	0,986 ^{NS}	IEA	0,00-0,05	$\hat{Y} = 71,87$	0,898 ^{NS}
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 1,500$	0,992 ^{NS}		0,05-0,10	$\hat{Y} = 65,57$	0,612 ^{NS}
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 1,565$	0,995 ^{NS}		0,10-0,20	$\hat{Y} = 60,48$	0,112 ^{NS}

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente. Atrib. = Atributo. Prof. = Profundidade. MA = Macroporosidade. MI = Microporosidade. PT = Porosidade Total. DS = Densidade do Solo. Est C = Estoque de Carbono. DMP = Diâmetro médio ponderado. DMG = Diâmetro médio geométrico. IEA = Índice de estabilidade dos agregados. MA, MI, PT = $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$. DS = kg dm^{-3} . Est C = t ha^{-1} . DMP e DMG = mm. IEA = %. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Não houve ajuste, linear ou quadrático, das doses de CLE (Tabela 2) e efeito significativo pela análise de contraste, entre as doses de CLE e a ADM (Tabela 3). Resultados diferentes foram observados por Ricci, Padovani e Júnior (2010), ao verificarem ajuste cúbico para a MA, com uma tendência de aumento dos seus valores com o uso de doses de CLE (0, 20, 40 e 80 t ha^{-1}), sendo que a dose de 40 t ha^{-1} proporcionou as maiores médias, em um LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico. Ainda, os autores observaram efeito linear negativo para MI, com o aumento das doses de CLE.

Apesar da ausência de efeito dos tratamentos para Est C do solo, a camada de 0,00–0,05 m seguiu a seguinte ordem: $0,0 \text{ t} < \text{AM} < 7,5 \text{ t} < 12,5 \text{ t} < 10,0 \text{ t} < 5,0 \text{ t}$.

Por ser a camada mais influenciada pela aplicação das doses de CLE, os resultados são um indicativo de que o uso do CLE tem potencial para armazenar C no solo (Figura 3). Corroborando com esses resultados, Pitombo *et al.* (2015) estudando o efeito da aplicação de LE durante sete anos, em um LATOSSOLO cultivado com milho, observaram ausência de diferença entre os tratamentos com LE (10 e 20 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) e um controle (sem LE), para o Est C do solo, na camada de 0,00–0,40 m. Porém os autores verificaram valores médios de 58,8 Mg ha⁻¹ no controle, e de 72,5 a 83,1 Mg ha⁻¹ nos tratamentos com LE.

Tabela 3 - Análise de contraste entre as doses de composto de lodo de esgoto (CLE) e a adubação mineral (ADM), em três profundidades, nas amostras de solo coletadas após a aplicação do CLE e o cultivo da soja

Atributo	Profundidade (m)		
	0,00-0,05	0,05-0,10	0,10-0,20
MA	0,743 ^{NS}	0,478 ^{NS}	0,567 ^{NS}
MI	0,232 ^{NS}	0,977 ^{NS}	0,705 ^{NS}
PT	0,088 ^{NS}	0,405 ^{NS}	0,353 ^{NS}
DS	0,283 ^{NS}	0,959 ^{NS}	0,837 ^{NS}
Est C	0,264 ^{NS}	0,074 ^{NS}	0,292 ^{NS}
DMP	0,394 ^{NS}	0,063 ^{NS}	0,024 [*]
DMG	0,198 ^{NS}	0,221 ^{NS}	0,014 [*]
IEA	0,031 [*]	0,618 ^{NS}	0,004 ^{**}

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre a média das doses de CLE e a ADM. MA = Macroporosidade. MI = Microporosidade. PT = Porosidade Total. DS = Densidade do Solo. Est C = Estoque de Carbono. DMP = Diâmetro médio ponderado. DMG = Diâmetro médio geométrico. IEA = Índice de estabilidade dos agregados. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Para os atributos relacionados a estrutura do solo, verificou-se ausência efeito dos tratamentos para DMP, DMG e IEA, na camada de 0,00–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m de profundidade (Tabela 4). Além disso, não houve ajuste das doses de CLE para os atributos avaliados (Tabela 2). Ricci, Padovani e Júnior (2010), também não observaram alteração na estrutura do solo pela aplicação de doses de CLE, na camada de 0,00–0,20 m.

Apesar da ausência de diferença significativa, os valores médios de DMP foram de 1,100, 0,679 e 0,524 mm, na camada de 0,00–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m de profundidade, respectivamente (Tabela 2). E de modo geral, ficaram acima de

0,500 mm (Figura 4). Não há um valor definido para interpretar a qualidade da estrutura do solo pelo DMP. Mas, aceita-se como tendo alta estabilidade, solos com valores maiores que 0,500 mm. Por apresentarem resistência ao esboroamento e à dispersão (FILIZOLA *et al.*, 2006). De encontro com o presente estudo, Curci *et al.* (2020) observaram aumento do índice de estabilidade da estrutura do solo com o aumento das doses de CLE (3, 6, 9 e 12 t ha⁻¹). Quando comparados aos solos não corrigidos (sem aplicação do CLE, e adubação mineral), os valores aumentaram de 43 a 55%. Novamente, esses resultados são indicativos do potencial que a aplicação do CLE apresenta em melhorar os atributos físicos do solo.

Tabela 4 - Análise de variância dos atributos físicos do solo, nas amostras coletadas após o cultivo da soja em função dos tratamentos

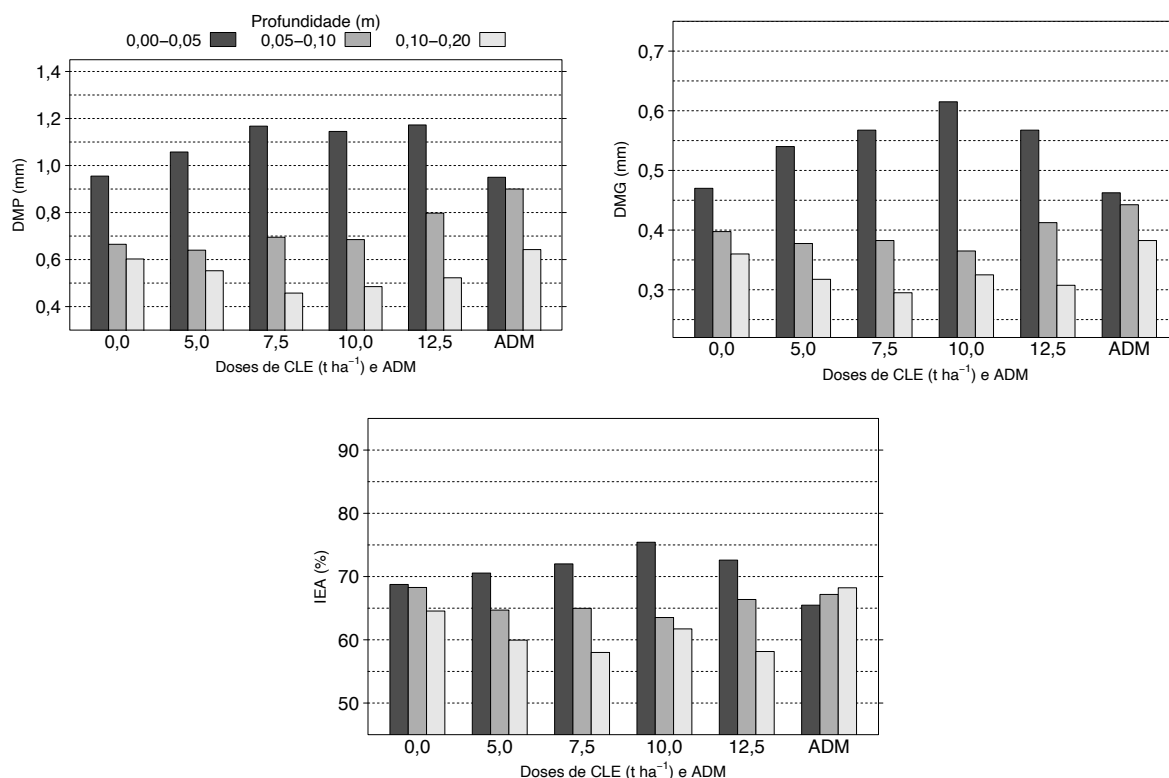
	Profundidade (m)		
	0,00-0,05	0,05-0,10	0,10-0,20
DMP			
Tratamentos	0,805 ^{NS}	0,435 ^{NS}	0,110 ^{NS}
CV%	28,60	26,72	17,46
DMG			
Tratamentos	0,505 ^{NS}	0,802 ^{NS}	0,070 ^{NS}
CV%	23,52	20,93	12,52
IEA			
Tratamentos	0,192 ^{NS}	0,837 ^{NS}	0,380 ^{NS}
CV%	7,40	8,38	7,31

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente. DMP = Diâmetro médio ponderado. DMG = Diâmetro médio geométrico. IEA = Índice de estabilidade dos agregados. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Houve diferença significativa para IEA, pela análise de contraste, entre as doses de CLE e a ADM, na camada de 0,00–0,05 m (Tabela 3). Os tratamentos que receberam o CLE apresentaram os maiores valores médios de IEA (71,87%), em comparação com a ADM (65,46%) (Figura 4, Tabela 2). Ainda, houve diferença significativa para DMP, DMG e IEA, pela análise de contraste, entre as doses de CLE e a ADM, na camada de 0,10–0,20 m (Tabela 3). Os tratamentos que receberam o CLE apresentaram os menores valores médios de DMP (0,524 mm), DMG (0,321 mm) e IEA (60,48%) em comparação com a ADM (0,643, 0,383 mm, e 68,23%). Provavelmente a diminuição dos valores relacionados a estrutura do solo

foi causado, pela adição de calcário e gesso, substâncias dispersantes, utilizadas no processo de compostagem para fabricação do CLE.

Figura 4 - Diâmetro médio ponderado (DMP), Diâmetro médio geométrico (DMG) e Índice de estabilidade de agregados (IEA) do solo, em três profundidades, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja



Nota: Valores sem letras não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Conforme relatado por Bettiol e Camargo (2006), a decomposição do LE pode liberar sais, como o Na⁺, que pode substituir o Ca²⁺ e o Mg²⁺ do complexo de troca, dispersando a argila, destruindo os agregados e a estrutura dos solos. Filizola *et al.* (2006) também verificaram a diminuição do DMP, em solos tratados com LE, em comparação com uma testemunha. Segundo os autores, esse comportamento foi causado pelo efeito deletério da aplicação do LE sobre a estrutura do solo. Ainda, Albuquerque *et al.* (2003) observaram que a aplicação de calcário e gesso pode promover alterações químicas e eletroquímicas do solo com reflexos na floculação de argila no solo pela calagem, causando diminuição na estabilidade de agregados. Ricci, Padovani e Júnior (2010) também observaram diminuição da estrutura do

solo, ocorrido devido à presença de lixiviados com características dispersantes do CLE, na camada de 0,20–0,40 m.

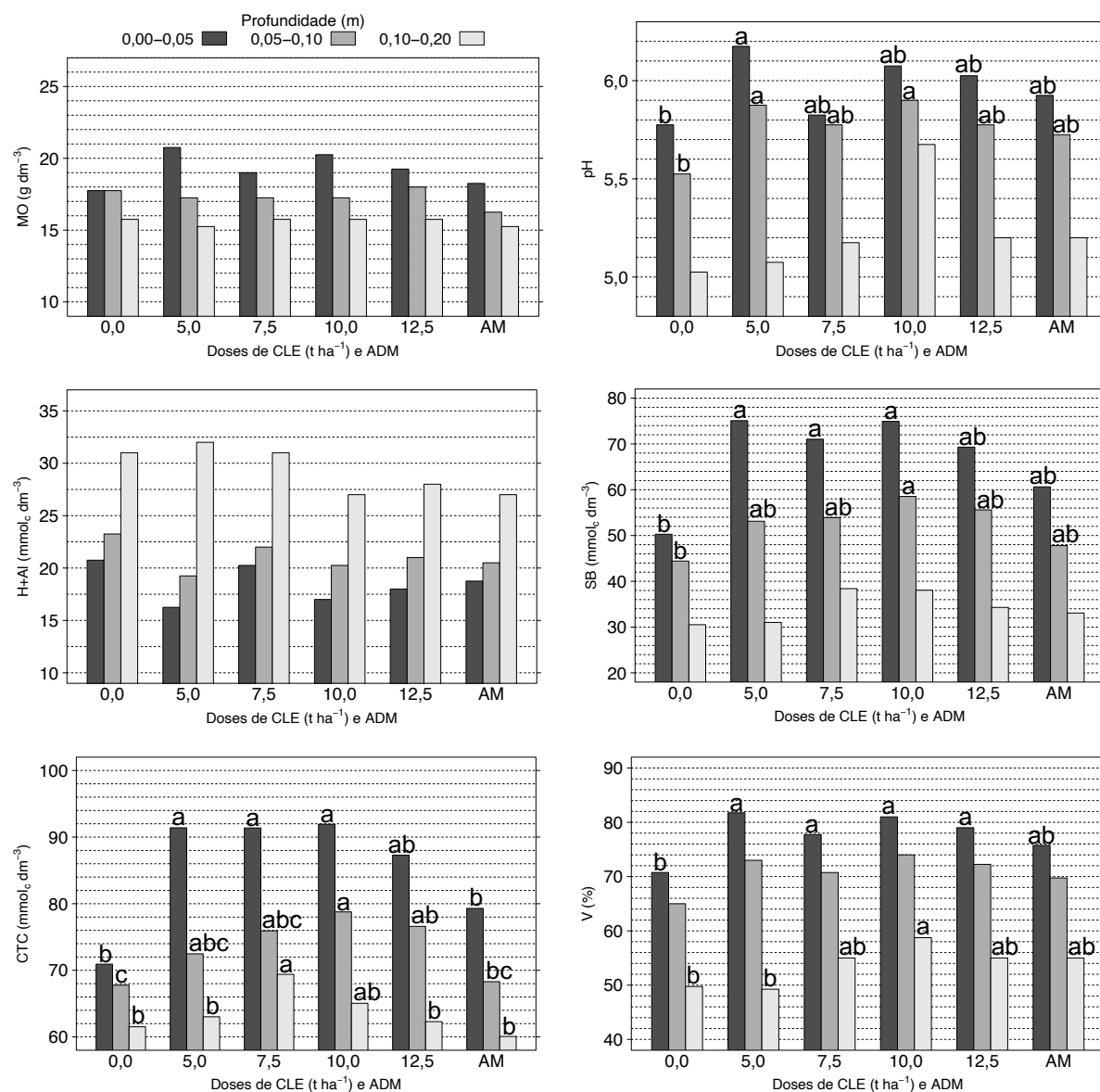
Para os atributos químicos do solo, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja, na camada de 0,00–0,05 m de profundidade, verificou-se efeito dos tratamentos para: pH, SB, CTC e V% (Tabela 5). De modo geral, os atributos químicos do solo foram incrementados com a aplicação das doses de CLE (Figura 5). Além disso, notou-se o maior valor de pH, com a dose de 5,0 t ha⁻¹. A maior SB, e CTC, foram observadas com as doses de 5,0; 7,5 e 10,0 t ha⁻¹ (Figura 5). Sendo, de modo geral, superiores ao tratamento com a dose de 0,0 t ha⁻¹ de CLE e ADM. Provavelmente o efeito benéfico do CLE está relacionado ao incremento dos cátions trocáveis (Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺) que aumentaram a SB e a V% (BERTOLAZI *et al.*, 2016).

Tabela 5 - Análise de variância dos atributos químicos do solo, nas amostras coletadas após o cultivo da soja em função dos tratamentos

	Profundidade (m)		
	0,00-0,05	0,05-0,10	0,10-0,20
MO			
Tratamentos	0,097 ^{NS}	0,264 ^{NS}	0,492 ^{NS}
CV%	7,87	5,78	3,45
pH			
Tratamentos	0,025*	0,036*	0,081 ^{NS}
CV%	2,72	2,60	5,66
H+Al			
Tratamentos	0,370 ^{NS}	0,320 ^{NS}	0,201 ^{NS}
CV%	10,78	11,80	7,92
SB			
Tratamentos	0,006**	0,014*	0,252 ^{NS}
CV%	12,98	9,80	10,48
CTC			
Tratamentos	0,014*	0,003**	0,003**
CV%	9,86	5,18	4,30
V			
Tratamentos	0,000**	0,093 ^{NS}	0,028*
CV%	3,63	5,96	7,28

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente. CV = Coeficiente de variação. MO = Matéria orgânica. H+Al = Acidez potencial. SB = Soma de bases. CTC = Capacidade de troca catiônica. V = Saturação por bases. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 5 - MO, pH, H+Al, SB, CTC e V%, em três profundidades, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja



Nota: Valores sem letras não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Corroborando com esses resultados, Abreu *et al.* (2016) relataram que a aplicação de LE promoveu incrementos nos valores de pH e redução na acidez potencial do solo, na profundidade de 0,00–0,10 m. Segundo os autores, esses resultados ocorreram devido à estabilização química do LE tornando-o alcalino, por adicionar altos níveis de Ca^{2+} à solução do solo, este promove alterações nas propriedades de acidez dos solos. Ainda, Bittencourt *et al.* (2012) relataram que o LE aumentou os teores de Ca^{2+} , e os valores de pH da solução do solo. Ricci, Padovani

e Júnior (2010) também verificaram que o aumento nos valores da SB, sendo este fato atribuído aos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} que aumentaram proporcionalmente com as doses de CLE aplicadas.

Houve efeito da aplicação das doses de CLE, notou-se ajuste quadrático para o pH, acidez potencial e SB, na camada de 0,00–0,05 m de profundidade. O maior valor de pH (6,04), menor valor de acidez potencial (17,70 mmol_c dm⁻³) e SB (75,29%) foi obtido com a dose de 9,13, 9,00 e 8,26 t ha⁻¹. Ainda, houve acréscimo linear com o aumento das doses de CLE para CTC (Tabela 6). Corroborando com esses resultados, Ricci, Padovani e Júnior (2010) verificaram ajuste linear para pH do solo, aumentando com as doses de CLE aplicadas.

Tabela 6 - Valor médio, equação de regressão, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação aos atributos químicos do solo em três profundidades, em função da aplicação do CLE e o cultivo da soja

Atributo	Prof. (m)	Equação	R^2	Teste F
MO	0,00-0,05	$\hat{Y} = 19,4$	-	0,373 ^{NS}
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 17,5$	-	0,436 ^{NS}
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 15,7$	-	0,415 ^{NS}
pH	0,00-0,05	$\hat{Y} = 5,8087 + 0,0511x - 0,0028x^2$	0,56	0,002 ^{**}
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 5,8$	-	0,196 ^{NS}
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 5,2$	-	0,553 ^{NS}
H+Al	0,00-0,05	$\hat{Y} = 20,4017 - 0,5995x + 0,0333x^2$	0,56	0,002 ^{**}
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 21,2$	-	0,403 ^{NS}
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 29,8$	-	0,407 ^{NS}
SB	0,00-0,05	$\hat{Y} = 50,9429 + 5,8950x - 0,3569x^2$	0,96	0,026 [*]
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 53,1$	-	0,334 ^{NS}
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 34,5$	-	0,208 ^{NS}
CTC	0,00-0,05	$\hat{Y} = 77,3270 + 1,3226x$	0,71	0,024 [*]
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 74,3$	-	0,383 ^{NS}
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 60,9538 + 1,5686x - 0,1137x^2$	0,73	0,037 [*]
V	0,00-0,05	$\hat{Y} = 73,6892 + 0,6230x$	0,68	0,014 [*]
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 71,0$	-	0,256 ^{NS}
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 53,6$	-	0,831 ^{NS}

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente. Prof. = Profundidade. MO = Matéria orgânica. H+Al = Acidez potencial. SB = Soma de bases. CTC = Capacidade de troca catiônica. V = Saturação por bases. MO = g dm⁻³. H+Al, SB e CTC = mmol_c dm⁻³. V = %. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Para os atributos químicos do solo, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja, na camada de 0,05–0,10 m de profundidade, verificou-se efeito

significativo dos tratamentos para pH, SB e CTC (Tabela 5). Nesse sentido, a dose de 5,0 e 10,0 t ha⁻¹ de CLE proporcionaram os maiores valores de pH (Figura 5). Ainda, a dose de 10,0 t ha⁻¹ proporcionou o maior valor de SB e CTC, possivelmente atribuído ao aumento no teor de Ca²⁺ no solo.

Tabela 7 - Análise de contraste entre as doses de composto de lodo de esgoto (CLE) e a adubação mineral (ADM), em três profundidades, nas amostras de solo coletadas após a aplicação do CLE e o cultivo da soja

Atributo	Profundidade (m)		
	0,00-0,05	0,05-0,10	0,10-0,20
MO	0,240 ^{NS}	0,072 ^{NS}	0,161 ^{NS}
pH	0,584 ^{NS}	0,704 ^{NS}	0,867 ^{NS}
H+Al	0,776 ^{NS}	0,672 ^{NS}	0,087 ^{NS}
SB	0,187 ^{NS}	0,193 ^{NS}	0,525 ^{NS}
CTC	0,179 ^{NS}	0,051 ^{NS}	0,008 ^{**}
V	0,204 ^{NS}	0,673 ^{NS}	0,576 ^{NS}
P	0,031 [*]	0,004 ^{**}	0,136 ^{NS}
Ca	0,265 ^{NS}	0,501 ^{NS}	0,956 ^{NS}
Mg	0,102 ^{NS}	0,044 [*]	0,045 [*]
K	0,610 ^{NS}	0,010 [*]	0,002 ^{**}

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre a média das doses de CLE e a ADM. MO = Matéria orgânica. H+Al = Acidez potencial. SB = Soma de bases. CTC = Capacidade de troca catiônica. V = Saturação por bases. P = P-resina. Ca = Cálcio. Mg = Magnésio. K = Potássio. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Para os atributos químicos do solo, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja, na camada de 0,10–20 m de profundidade, houve efeito dos tratamentos para CTC e V% (Tabela 5). Ainda, notou-se ajuste quadrático das doses de CLE para CTC, sendo que a dose de 6,90 t ha⁻¹ proporcionou o maior valor de CTC (66,36 mmol_c dm⁻³) (Tabela 6).

Alteração na CTC do solo também foi verificada por Shao *et al.* (2018) ao avaliarem o efeito da aplicação do CLE, em solo utilizado na agricultura e em jardim urbano, os autores obtiveram maiores valores de CTC no solo que recebeu CLE, em comparação ao controle. Moreira *et al.* (2020) também evidenciaram aumento na V% em resposta à aplicação do LE. Todavia, cabe ressaltar que as doses avaliadas (10 a 160 t ha⁻¹) são bem distintas das utilizadas no presente estudo. Mas de modo semelhante, o resíduo havia sido tratado com cal virgem (CaO), que contribuiu para o aumento da V% e os teores de Ca²⁺ do solo. No presente estudo, os maiores

valores de CTC e V%, foram observados com a dose de 7,5 e 10,0 t ha⁻¹ de CLE, respectivamente (Figura 5). Assim, os resultados demonstram que houve melhora nos atributos químicos do solo ao utilizar o CLE.

Em relação aos macronutrientes do solo, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja, houve efeito dos tratamentos para os teores de P, Ca²⁺ e Mg²⁺, na camada de 0,00–0,05 m de profundidade (Tabela 8). Essa diferença também foi observada na análise de contraste entre a doses de CLE e a ADM, para o teor de P do solo (Tabela 7).

Tabela 8 - Análise de variância dos atributos químicos do solo, nas amostras coletadas após o cultivo da soja em função dos tratamentos

	Profundidade (m)		
	0,00-0,05	0,05-0,10	0,10-0,20
P			
Tratamentos	0,000**	0,000**	0,014*
CV%	28,96	19,76	18,19
Ca			
Tratamentos	0,013*	0,029*	0,073 ^{NS}
CV%	13,26	10,61	13,30
Mg			
Tratamentos	0,000**	0,280 ^{NS}	0,004**
CV%	14,00	12,58	7,56
K			
Tratamentos	0,278 ^{NS}	0,289 ^{NS}	0,003**
CV%	23,66	19,43	16,04

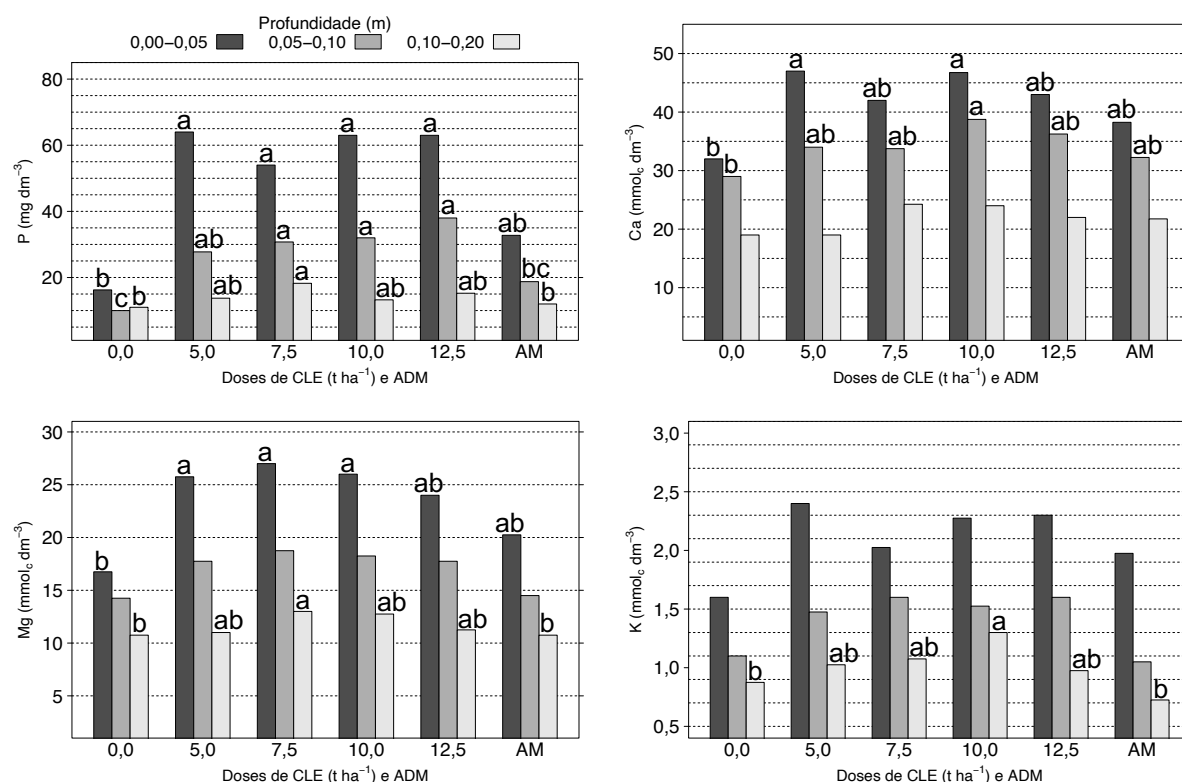
Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente. CV = Coeficiente de variação. P = P-resina. Ca = Cálcio. Mg = Magnésio. K = Potássio. Fonte: Elaboração do próprio autor.

De modo geral, o CLE proporcionou teores de P, Ca²⁺ e Mg²⁺ superiores ou semelhantes a ADM (Figura 6). Corroborando com esse resultado, Melo *et al.* (2018), verificaram que, mesmo no solo que recebeu menor dose de LE (50 t ha⁻¹) houve um aumento em torno de 100% do P disponível, em relação ao solo que recebeu apenas adubação mineral. Esses os autores ainda verificaram que, após dez anos de aplicação de LE, todos os tratamentos foram eficientes em fornecer uma quantidade adequada de P para as plantas de milho.

Nesse sentido, constatou-se que as doses de CLE promoveram aumento linear para P e Mg²⁺, e ajuste quadrático para Ca²⁺, sendo a dose de 8,39 t ha⁻¹ a

que proporcionou o maior teor ($46,06 \text{ mmol}_e \text{ dm}^{-3}$). O aumento do teor de Ca^{2+} pode estar relacionado ao processo de compostagem do LE, no qual é aplicado calcário e gesso. Pois conforme relatado por Ribeirinho *et al.* (2012), o tratamento do LE com cal virgem (CaO) ou cal hidratada [Ca(OH)_2] visa à higienização do mesmo, eliminando diversos agentes patogênicos, para o uso agrícola.

Figura 6 - Teor de P, Ca, Mg e K, em três profundidades, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja



Nota: Valores sem letras não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Resultados semelhantes foram observados por Moreira *et al.* (2015) ao verificarem aumento linear do teor de Ca^{2+} , passando de $260,7$ para $484,0 \text{ mmol}_e \text{ dm}^{-3}$ ao utilizarem doses de LE ($0, 60, 120$ e 180 t ha^{-1}). Os autores também observaram ajuste quadrático para Mg^{2+} , passando de $10,75$ para $17,5 \text{ mmol}_e \text{ dm}^{-3}$. Assim, nossos resultados indicam a viabilidade da utilização do CLE na agricultura, com fornecimento de macronutrientes superiores ou equivalentes à obtida pela adubação mineral.

Houve efeito dos tratamentos, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja, na camada de 0,05–0,10 m de profundidade, para o teor de P e Ca^{2+} do solo (Tabela 8). Os tratamentos com CLE apresentaram teores de P maiores ou similares a ADM e o tratamento com dose de 0,0 t ha⁻¹ (Figura 6). Essa diferença também foi observada para P, Mg^{2+} e K^+ , segundo análise de contraste entre as doses de CLE e a ADM (Tabela 7). A aplicação de lodo melhora o complexo de sorção do solo em relação ao Mg^{2+} , K^+ e Ca^{2+} principalmente quando o resíduo é tratado com calcário (FERRER *et al.*, 2011; MOREIRA *et al.*, 2015).

Agegnehu *et al.* (2016) também observaram aumentos significativos no teor de P, Ca^{2+} e CTC causados pela aplicação de aditivos orgânicos. Além disso, Melo *et al.* (2018) observaram que após dez anos de aplicação contínua de LE em LATOSSOLOS, sob clima tropical, os tratamentos com LE apresentaram respostas semelhantes às áreas cultivadas com fertilizantes minerais. E concluíram que o LE foi eficiente em fornecer P, N e micronutrientes para a cultura do milho. Assim, nossos resultados podem indicar que o efeito da aplicação do CLE no cultivo da soja, contribuiu para o aumento do teor de P em todo o perfil do solo (Figura 6).

Tabela 9 - Valor médio, equação de regressão, coeficiente de determinação (R^2) e teste F que melhor se ajustaram em relação ao teor de P, Ca, Mg e K do solo em três profundidades, em função da aplicação do CLE e o cultivo da soja

Atributo	Prof. (m)	Equação	R^2	Teste F
P	0,00-0,05	$\hat{Y} = 27,7770 + 3,4676x$	0,82	0,010*
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 12,9527 + 2,1068x$	0,96	0,000**
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 12,1622 + 0,3054x$	0,55	0,004**
Ca	0,00-0,05	$\hat{Y} = 32,5397 + 3,2216x - 0,1919x^2$	0,90	0,018*
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 34,4$	-	0,669 ^{NS}
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 21,7$	-	0,304 ^{NS}
Mg	0,00-0,05	$\hat{Y} = 19,7568 + 0,5919x$	0,69	0,007**
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 17,4$	-	0,073 ^{NS}
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 11,8$	-	0,102 ^{NS}
K	0,00-0,05	$\hat{Y} = 2,1$	-	0,276 ^{NS}
	0,05-0,10	$\hat{Y} = 1,5$	-	0,080 ^{NS}
	0,10-0,20	$\hat{Y} = 1,1$	-	0,970 ^{NS}

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente. Prof. = Profundidade. P = P-resina. Ca = Cálcio. Mg = Magnésio. K = Potássio. P, K, Ca e Mg = mg dm⁻³.

Fonte: Elaboração do próprio autor.

Para os atributos químicos do solo, avaliados após a aplicação do CLE e o cultivo da soja, na camada de 0,10–0,20 m de profundidade, verificou-se efeito significativo dos tratamentos para P, Mg^{2+} e K^+ (Tabela 8). Nesse sentido, constatou-se que as doses de CLE promoveram aumento linear para P (Tabela 9). Comprovando que o CLE é uma fonte rica em P para as plantas.

Quanto aos tratamentos, os maiores teores de Mg^{2+} e K^+ foram observados com a aplicação do CLE, com os maiores teores obtidos com a dose de 7,5 e 10,0 t ha^{-1} (Figura 6). Além disso, houve diferença para o teor de CTC, Mg^{2+} e K^+ entre as doses de CLE e a ADM, segunda a análise de contraste (Tabela 7). Indicando que houve perda de Mg^{2+} e K^+ no tratamento com ADM. O K^+ foi fornecido por meio do fertilizante cloreto de potássio (KCl), que também é uma fonte de alta solubilidade e com pronta liberação de K^+ no solo (PRATES, 2020b). Desse modo, podem ter ocorrido perdas desse elemento por lixiviação, uma vez que o K^+ é um nutriente de elevada mobilidade no solo (BORKERT *et al.*, 2005).

Tabela 10 - Análise de variância, valor médio, teste F e análise de contraste entre as doses de composto de lodo de esgoto (CLE) e a adubação mineral (ADM) para ECO_2 , Tsolo e Usolo

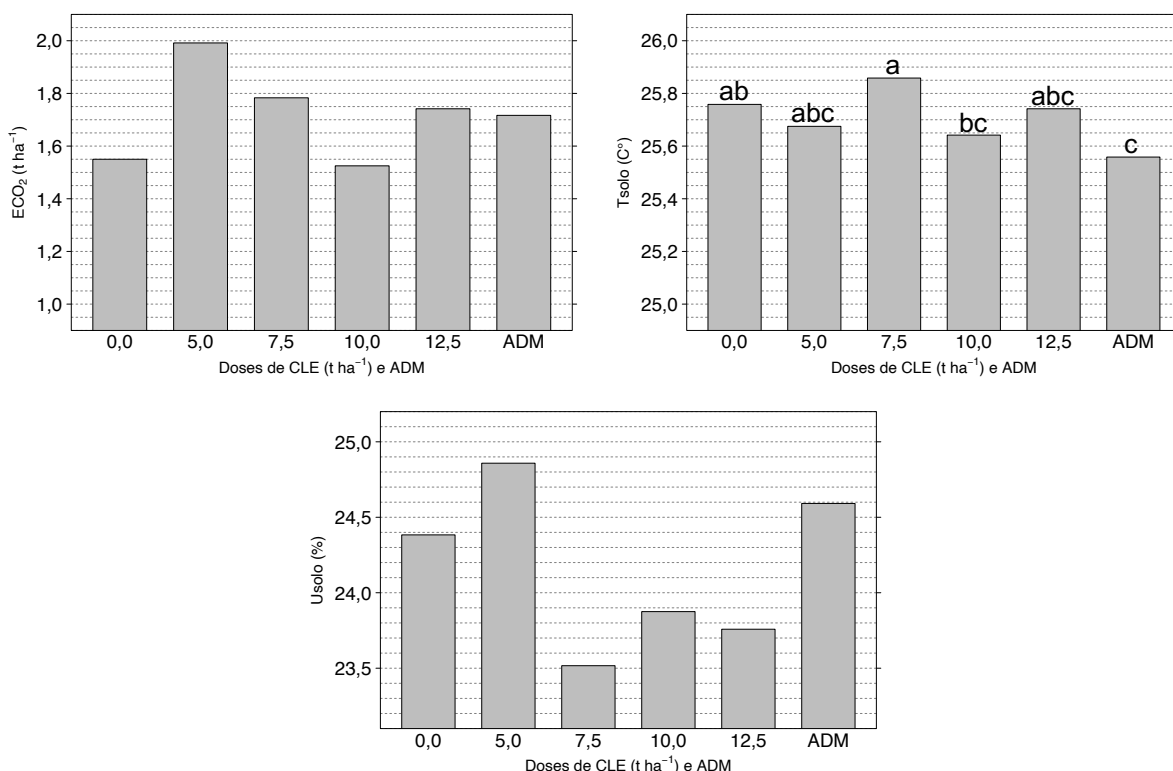
ECO_2	
Tratamentos	0,320 ^{NS}
CV%	31,40
Contraste	0,992 ^{NS}
Média	Teste F
$\hat{Y} = 1,7$	0,065 ^{NS}
Tsolo	
Tratamentos	0,027*
CV%	0,85
Contraste	0,052 ^{NS}
Média	Teste F
$\hat{Y} = 25,7$	0,542 ^{NS}
Usolo	
Tratamentos	0,475 ^{NS}
CV%	7,87
Contraste	0,405 ^{NS}
Média	Teste F
$\hat{Y} = 24,1$	0,765 ^{NS}

Nota: **, * e ^{NS} – Significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente. ECO_2 = Emissão de CO_2 do solo. Tsolo = Temperatura do solo. Usolo = Umidade do solo. Fonte: Elaboração do próprio autor.

Para os atributos relacionados a emissão de CO₂ do solo, verificou-se efeito dos tratamentos somente para T_{solo}. Além disso, não houve ajuste das doses de CLE, e diferença significativa para os atributos segundo a análise de contraste, entre as doses de CLE e a ADM (Tabela 10).

Resultados diferentes foram observados por Bass *et al.* (2016), avaliando o efeito da aplicação de compostos orgânicos (biochar, composto e biochar compostado), em um *Red Ferralsol*, durante o ciclo de banana e mamão, em dois locais na Austrália, observaram aumento da emissão de CO₂ com a aplicação do composto. Segundo os autores, esse aumento é devido à disponibilidade de C lábil derivado do composto. Porém, salienta-se que o fluxo de CO₂ do solo variou durante o período de avaliação. Agegnehu *et al.* (2016), avaliando um *Ferralsol* cultivado com milho, também relataram que a emissão de CO₂ variou erratically ao longo do tempo, para todos os tratamentos e, em geral, as emissões de CO₂ dos tratamentos orgânicos foram maiores do que aquelas do tratamento apenas com fertilizantes.

Figura 7 - Emissão de CO₂ (ECO₂), Temperatura (T_{solo}) e Umidade do solo (U_{solo}), avaliados após a aplicação do CLE



Nota: Valores sem letras não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

No presente estudo, a emissão de CO₂ seguiu a seguinte ordem: 10,0 t < 0,0 t < ADM < 12,5 t < 7,5 t < 5,0 t (Figura 7). Apesar da diferença significativa para T_{solo}, todos os tratamentos apresentaram valores próximos (Figura 7). A temperatura e a umidade do solo são as variáveis que melhor explicam as mudanças nas emissões de CO₂ (SILVA *et al.*, 2014). Porém, no presente estudo não foi verificado qualquer influencia desses atributos na ECO₂. Esses resultados podem estar relacionados as doses de CLE utilizadas, que não foram capazes de alterar significativamente a dinâmica de C no solo. Apesar disso, é importante salientar que a continua utilização de compostos orgânicos em solos é importante para o sequestro de C a longo prazo (BASS *et al.*, 2016). Portanto, novos estudos são necessários para verificar as alterações causadas pela aplicação de CLE, em solos tropicais.

4.4 CONCLUSÃO

A aplicação do CLE não alterou significativamente a macroporosidade, microporosidade, porosidade total, densidade e estoque de Carbono do solo.

As doses de CLE propiciaram maior e menor estrutura do solo, na camada superficial e sub-superficial, respectivamente. Apesar disso, o uso do CLE tem potencial para melhorar os atributos físicos do solo.

Recomenda-se a utilização de doses maiores que $12,5 \text{ t ha}^{-1}$ de CLE para melhorar os atributos físicos do solo.

A aplicação do CLE teve efeito positivo no pH, SB, CTC e V% do solo, principalmente na camada de 0,00–0,05 m de profundidade.

A aplicação do CLE aumentou linearmente o teor superficial de Mg na camada de 0,00–0,05 m de profundidade, e os teores de P em todo o perfil do solo.

A dose de 7,5 e $10,0 \text{ t ha}^{-1}$ pode incrementar o teor de P, Ca, Mg e K do solo.

A aplicação de CLE não alterou significativamente a dinâmica de Carbono do solo.

REFERÊNCIAS

- ABREU, S. A. H.; ARRUDA, E. M.; BARROS, L. R.; DE ALMEIDA, R. F.; MARANHÃO, D. D. C.; SILVA, V. L. DA; NETO, C. M. S.; FLORES, R. A.; CALIL, F. N.; COLLIER, L. S. Chemical attributes of the soil in agroforestry systems subjected to organic fertilizations. **African Journal of Agricultural Research**, v. 11, n. 27, p. 2378-2388, 2016. <https://doi.org/10.5897/AJAR2016.11182>
- ADEWOPO, J. B.; VANZOMEREN, C.; BHOMIA, R. K.; ALMARAZ, M.; BACON, A. R.; EGGLESTON, E.; JUDY, J. D.; LEWIS, R. W.; LUSK, M.; MILLER, B.; MOORBERG, C.; SNYDER, E. H.; TIEDEMAN, M. Top-Ranked Priority Research Questions for Soil Science in the 21st Century. **Soil Science Society of America Journal**, v. 78, p. 337-347, 2014. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.07.0291>
- AGEGNEHU, G.; BASS, A. M.; NELSON, P. N.; BIRD, M. I. Benefits of biochar, compost and biochar–compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. **Science of The Total Environment**, v. 543, p. 295-306, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.054>
- ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; ERNANI, P. R.; MAFRA, A. L.; FONTANA, E. C. Aplicação de calcário e fósforo e estabilidade da estrutura de um solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 799-806, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000500004>
- BASS, A. M.; BIRD, M. I.; KAY, G.; MUIRHEAD, B. Soil properties, greenhouse gas emissions and crop yield under compost, biochar and co-composted biochar in two tropical agronomic systems. **Science of The Total Environment**, v. 550, p. 459-470, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.143>
- BAVER, L. D. Practical values from physical analyses of soils. **Soil Science**, v. 68, n. 1, p.1-14, 1949. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-194907000-00002>
- BERTOLAZI, K. B.; AFÁZ, D. C. de S.; VIANI, R. A. G.; SOUZA, C. F. Viabilidade da aplicação de composto de lodo de esgoto no cultivo inicial de eucalipto. **Revista Ciência, Tecnologia e Ambiente**, v. 4, n. 1, p. 72-78, 2016. <http://dx.doi.org/10.4322/2359-6643.04110>
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A Disposição de Lodo de Esgoto em Solo Agrícola. In.: _____. **Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais na Agricultura**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. p. 32-33.
- BETTIOL, W.; GHINI, R. Impacts of sewage sludge in tropical soil: a case study in Brazil. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2011, 2011. <https://doi.org/10.1155/2011/212807>
- BITTENCOURT, S.; SERRAT, B. M.; AISSE, M. M.; MARIN, L. M. K. S.; SIMÃO, C. C. Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 3, p. 315-324, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522012000300008>

BONINI, C. dos S. B.; ALVES, M. C.; MONTANARI, R. Recuperação da estrutura de um Latossolo vermelho degradado utilizando lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. v. 10, n. 1, p. 34-42, 2015. <https://doi.org/10.5039/agraria.v10i1a4513>

BORBA, R. P.; RIBEIRINHO, V. S.; CAMARGO, O. A.; ANDRADE, C. A.; KIRA, C. S.; COSCIONE, A. R. Ion leaching and soil solution acidification in a vadose zone under soil treated with sewage sludge for agriculture. **Chemosphere**, v. 192, p. 81-89, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.112>

BORKERT, C. M.; CASTRO, C.; OLIVEIRA, F. A.; KLEPKER, D.; OLIVEIRA JÚNIOR, A. O potássio na cultura da soja. In: YAMADA, T.; ROBERTS, T. L. (ed.). **Potássio na agricultura brasileira**. Piracicaba: POTAFOS, 2005. p. 671-722.

BREDA, C. C.; SOARES, M. B.; TAVANTI, R. F. R.; VIANA, D. G.; FREDDI, O. da S. PIEDADE, A. R.; MAHL, D.; TRABALLI, R. C.; GUERRINI, I. A. Successive sewage sludge fertilization: Recycling for sustainable agriculture. **Waste Management**, v. 109, p. 38-50, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.045>

BREDA, C. C.; TAVANTI, R. F. R.; FREDDI, O. da S.; TAVANTI, T. R.; PIEDADE, A. R.; MAHL, D.; GUERRINI, I. A.; TRABALLI, R. C. Nutritional status and productive components of maize fertilized with sewage sludge. **Journal of Agricultural Science**. v. 10, p. 86-98, 2018. <https://doi.org/10.5539/jas.v10n6p86>

CANAL CLIMA DA UNESP ILHA SOLTEIRA - ÁREA DE HIDRÁULICA E IRRIGAÇÃO. Ilha Solteira: UNESP, 2021. Disponível em: https://clima.feis.unesp.br/dados_diarios.php. Acesso em: 16 jun. 2021.

CANTARELLA, H.; RAIJ B. van.; CAMARGO, C. E. O. Cereais. In: RAIJ, B. van.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas, 1997. p. 45-47.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGEL, B. J.; PICCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazil Amazon. **Soil and Tillage Research**, v. 103, p. 342-349, 2009.

CHAGAS, J. K. M.; FIGUEIREDO, C. C.; SILVA, J.; PAZ-FERREIRO, J. The residual effect of sewage sludge biochar on soil availability and bioaccumulation of heavy metals: Evidence from a three-year field experiment, **Journal of Environmental Management**, v. 279, p. 111824, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111824>

CHENG, H.; XU, W.; LIU, J.; ZHAO, Q.; HE, Y.; CHEN, G. Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 29, n. 1, p. 96-104, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.08.005>

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020**. Brasília, DF, 2006. Disponível em:

<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=749>. Acesso em: 10 mar. 2021.

CURCI, M.; LAVECCHIA, A.; CUCCI, G.; LACOLLA, G.; DE CORATO, U.; CRECCHIO, C. Short-Term Effects of Sewage Sludge Compost Amendment on Semiarid Soil. **Soil Systems**, Basel, v. 4, n. 48, p. 1-18, 2020. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4030048>

DIAS, B. de O.; SILVA, C. A.; SOARES, E. M. B.; W. BETTIOL. Organic carbon stock and quantification of humic substances of an Oxisol under continuous sewage sludge application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 701-711, 2007. doi:10.1590/S0100-06832007000400011

DUARTE, A. P.; CANTARELLA, H.; RAIJ, B. van. Milho safrinha. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas, 1997. p. 60-61.

FERRER, A.; DE OÑA, J.; OSORIO, F.; MOCHÓN, I. Evolution of the soil and vegetation cover on road embankments after the application of sewage sludge. **Water Air Soil Pollution**, v. 214, n. 1, p. 231-240, 2011. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0419-8>

FILIZOLA, H. F.; SOUZA, M. D.; GOMES, M. A. F.; BOEIRA, R. C. Aspectos físicos de um solo tratado com lodo de esgoto: estabilidade de agregados e argila dispersa em água. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais na Agricultura**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. p. 141-142.

GŁĄB, T.; ŻABIŃSKI, A.; SADOWSKA, U.; GONDEK, K.; KOPEĆ, M. MIERZWAHERSZTEK, M.; TABOR, S.; STANEK-TARKOWSKA, J. Fertilization effects of compost produced from maize, sewage sludge and biochar on soil water retention and chemical properties. **Soil and Tillage Research**, v. 197, p. 104493, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104493>

GUARESCHI, R. F.; PERIN, A.; GAZOLLA, P. R. Produtividade de milho submetido à aplicação de ureia revestida por polímeros. **Global Science and Technology**, v. 6, p. 31-37, 2013. <https://doi.org/10.14688/1984-3801.v06n02a04>

GUERRINI, I. A.; CROCE, C. G. G.; BUENO, O. de C.; JACON, C. P. R. P.; NOGUEIRA, T. A. R.; FERNANDES, D. M.; GANGA, A.; CAPRA, G. F. Composted sewage sludge and steel mill slag as potential amendments for urban soils involved in afforestation programs. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 22, p. 93-104, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.015>

HAYNES, R. J.; MURTAZA, G.; NAIDU, R. Chapter 4 Inorganic and Organic Constituents and Contaminants of Biosolids: Implications for Land Application. **Advances in Agronomy**, v. 104, p. 165-267, 2009. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(09\)04004-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(09)04004-8)

KANEKO, F. H.; FERREIRA, J. P.; LEAL, A. J. F.; VAN CLEEF, E. H. C. B.; GALATI, V. C.; ARF, O. Effect of urea and polymer-coated urea on N content of soil and leaves of maize cultivated in Brazilian Cerrado, **Soil and Tillage Research**, v. 209, p. 104906, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104906>

KEMPER, W. D.; W. S. CHEPIL. Size distribution of aggregates. *In*: BLACK, C. A. **Methods of soil analysis**. Madison, American Society of Agronomy, 1965. p. 499-510

LOPES, M. C.; D'ANDRÉA MATEUS, C. de M.; ALVES, D. A. da S.; TAVARES, A. R.; SANCHES, L. V. C.; VILLAS BÔAS, R. L. Sewage sludge compost as a substrate for croton seedlings production. **Ornamental Horticulture**. v. 24, n. 4, p. 380-386, 2018. <https://doi.org/10.14295/oh.v24i4.1234>

MANCA, A.; SILVA, M. R.; GUERRINI, I. A.; FERNANDES, D. M.; VILLAS BÔAS, R. L.; SILVA, L. C.; FONSECA, A. C.; RUGGIU, M. C.; CRUZ, C. V.; SIVISACA, D. C. L.; D'ANDRÉA MATEUS, C. de M.; MURGIA, I.; GRILLI, E.; GANGA, A.; CAPRA, G. F. Composted sewage sludge with sugarcane bagasse as a commercial substrate for *Eucalyptus urograndis* seedling production. **Journal of Cleaner Production**, v. 269, p. 122145, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122145>

MASCARENHAS, H. A. A.; TANAKA, R. T. Soja. *In*: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1997. p. 202-203.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA – MAPA. Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo. **Instrução normativa Nº 7**, de 12 de abril de 2016.

MELO, W.; DELARICA, D.; GUEDES, A.; LAVEZZO, L.; DONHA, R.; ARAÚJO, A.; MELO, G. MACEDO, F. Ten years of application of sewage sludge on tropical soil. A balance sheet on agricultural crops and environmental quality. **Science of The Total Environment**, v. 643, p. 1493-1501, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.254>

MOREIRA, R. S.; LENSE, G. H. E.; FÁVERO, L. F.; OLIVEIRA JÚNIOR, B. M.; MINCATO, R. L. Nutritional status and physiological parameters of maize cultivated with sewage sludge. **Ciência e Agrotecnologia**. v. 44, 2020. <https://doi.org/10.1590/1413-7054202044029919>

MOREIRA, R.; MINCATO, R.; SANTOS, B.; BARBOSA, R.; REZENDE, A.; ANDRADE, M. Attributes of dystrophic latosol in southern minas gerais after application of sewage sludge. **Brazilian Journal of Environmental Sciences**, v. 37, p. 38-46, 2015. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820151914>

NASCIMENTO, A. L.; SOUZA, A. J.; OLIVEIRA, F. C.; COSCIONE, A. R.; VIANA, D. G.; REGITANO, J. B. Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. **Journal of**

Cleaner Production, v. 258, p. 120746, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120746>

PEGORARO, R. F.; SOUZA, A. R.; SAMPAIO, R. A.; FRAZÃO, L. A.; RODRIGUES, M. N.; MAIA, V. M. Carbon and Nitrogen Balance in an Oxisol Influenced by Sewage Sludge and Mineral Fertilization, **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 51, n. 19, p. 2441-2451, 2020.
<https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1836197>

PITOMBO, L. M.; CARMO, J. B.; MARIA, I. C.; ANDRADE, C. A. Carbon sequestration and greenhouse gases emissions in soil under sewage sludge residual effects. **Scientia Agricola**, v. 72, p. 147-56, 2015. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2013-0352>

PRATES, A. R. **Atributos químicos do solo, estado nutricional e desempenho agrônomo na sucessão soja-milho adubados com composto de lodo de esgoto na região do Cerrado**. 2020b. 173 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2020.

PRATES, A. R.; COSCIONE, A. R.; TEIXEIRA FILHO, M. C. M.; MIRANDA, B. G.; ARF, O.; ABREU-JÚNIOR, C. H.; OLIVEIRA, F. C.; MOREIRA, A.; GALINDO, F. S.; SARTORI, M. M. P.; HE, Z.; JANI, A. D.; CAPRA, G. F.; GANGA, A.; NOGUEIRA, T. A. R. Composted Sewage Sludge Enhances Soybean Production and Agronomic Performance in Naturally Infertile Soils (Cerrado Region, Brazil). **Agronomy**, v. 10, p. 1677, 2020a. <https://doi.org/10.3390/agronomy10111677>

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019. **A language and environment for statistical computing**. Vienna: **R foundation for statistical computing**, 2019. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 15 set. 2019.

RAIJ, B. van; ANDRANDE, J. C.; CANTARELLA, H.; GUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1997. 285 p.

RIBEIRINHO, V. S.; MELO, W. J.; SILVA, D. H.; FIGUEIREDO, L. A.; MELO, G. M. P. Fertilidade do solo, estado nutricional e produtividade de girassol, em função da aplicação de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 42, n. 2, p. 166-173, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1983-40632012000200002>

RICCI, A. B.; PADOVANI, V. C. R.; PAULA JÚNIOR, D. R. Uso de lodo de esgoto estabilizado em um solo decapitado: II - Atributos químicos e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 543-551, 2010.
<https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000200028>

RODRIGUES, A. F.; NOVOTNY, E. H.; KNICKER, H.; OLIVEIRA, R. R. Humic acid composition and soil fertility of soils near an ancient charcoal kiln: are they similar to

Terra Preta de Índios soils?. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, p. 1374-1381, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2162-5>.

RODRIGUES, M. M.; VIANA, D. G.; OLIVEIRA, F. C.; ALVES, M. C.; REGITANO, J. B. Sewage sludge as organic matrix in the manufacture of organomineral fertilizers: Physical forms, environmental risks, and nutrients recycling. **Journal of Cleaner Production**, v. 313, p. 127774, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127774>

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SHAO, Y.; YANG, K.; JIA, R.; TIAN, C.; ZHU, Y. Degradation of Triclosan and Carbamazepine in Two Agricultural and Garden Soils with Different Textures Amended with Composted Sewage Sludge. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, p. 2557, 2018. <https://doi.org/10.3390/ijerph15112557>

SHARMA, B.; SARKAR, A. SINGH, P.; SINGH, R. P. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. **Waste Management** v. 64, p. 117-132, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.002>

SILVA, E. F.; MOITINHO, M. R.; TEIXEIRA, D. D. B., PEREIRA, G. T.; JÚNIOR, N. L. S. Emissão de CO₂ do solo associada à calagem em área de conversão de laranja para cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, v. 34, p. 885-898, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162014000500008>

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

TIAN, G.; GRANATO, T. C.; COX, A. E.; PIETZ, R. I.; CARLSON, C. R.; ABEDIN, Z. Soil carbon sequestration resulting from long-term application of biosolids for land reclamation. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, p. 61-74, 2009.

TIRITAN, C. S.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; CARMEIS FILHO, A. C. A.; FERNANDES, D. M.; NASCENTE, A. S. Tillage system and lime application in a tropical region: soil chemical fertility and corn yield in succession to degraded pastures. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 437-447, 2016. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2015.06.012>

URZEDO, D. I.; FRANCO, M. P.; PITOMBO, L. M.; CARMO, J. B. Effects of organic and inorganic fertilizers on greenhouse gas (GHG) emissions in tropical forestry. **Forest Ecology and Management**, v. 310, p. 37-44, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.018>

YAGMUR, M.; ARPALI, D.; GULSER, F. The effects of sewage sludge treatment on triticale straw yield and its chemical contents in rainfed condition. **The Journal of Animal & Plant Sciences**, v. 27, n. 3, p. 971-977, 2017. <https://hdl.handle.net/20.500.12513/4162>

APÊNDICE A – Teor de MO, pH e H+Al no solo, em quatro profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

Tratamento	Profundidade											
	0,00-0,05 m			0,05-0,10 m			0,10-0,20 m			0,20-0,40 m		
	Ano		Média	Ano		Média	Ano		Média	Ano		Média
	2018	2019		2018	2019		2018	2019		2018	2019	
MO (g dm ⁻³)												
0,0 t ha ⁻¹	21,5	24,8	23,1	20,5	21,0	20,8 ab	19,0	19,5	19,3	18,0	14,8	16,4
5,0 t ha ⁻¹	21,0	26,3	23,6	20,3	21,5	20,9 ab	19,3	20,5	19,9	20,0	13,8	16,9
7,5 t ha ⁻¹	22,5	25,5	24,0	20,0	21,0	20,5 ab	18,5	20,0	19,3	18,0	13,8	15,9
10,0 t ha ⁻¹	21,0	26,5	23,8	20,0	19,8	19,9 ab	18,8	20,0	19,4	17,5	13,3	15,4
12,5 t ha ⁻¹	21,3	27,0	24,1	21,3	21,5	21,4 a	19,3	21,3	20,3	18,8	13,8	16,3
ADM	21,3	23,5	22,4	19,3	19,5	19,4 b	18,8	19,8	19,3	18,3	13,0	15,6
Média	21,4 B	25,6 A	-	20,2	20,7	-	18,9 B	20,2 A	-	18,4 A	13,7 B	-
pH												
0,0 t ha ⁻¹	5,8	5,8	5,8 b	5,7	5,6	5,6	5,2	5,2	5,2	5,2	5,1	5,1
5,0 t ha ⁻¹	5,8	5,9	5,8 ab	5,5	5,5	5,5	5,3	5,2	5,2	5,1	5,0	5,1
7,5 t ha ⁻¹	5,8	5,7	5,7 b	5,5	5,4	5,4	5,2	5,2	5,2	5,1	4,9	5,0
10,0 t ha ⁻¹	6,1	6,1	6,1 a	5,8	5,7	5,7	5,1	5,5	5,3	5,0	4,9	5,0
12,5 t ha ⁻¹	6,0	6,0	6,0 ab	5,8	5,7	5,7	5,2	5,5	5,4	5,3	5,2	5,3
ADM	5,8	5,6	5,7 b	5,7	5,3	5,5	5,5	5,2	5,4	5,3	5,3	5,3
Média	5,9	5,8	-	5,6	5,5	-	5,2	5,3	-	5,2	5,1	-
H+Al (mmolc dm ⁻³)												
0,0 t ha ⁻¹	20,0	23,3	21,6 ab	20,0 B	24,3 bcA	-	28,0 ab	32,3 ab	-	27,3	26,3	26,8
5,0 t ha ⁻¹	18,8	20,8	19,8 bc	21,8 B	26,0 abA	-	23,0 bB	32,5 abA	-	26,5	25,0	25,8
7,5 t ha ⁻¹	20,0	25,0	22,5 a	22,3 B	31,3 aA	-	30,0 abB	35,8 aA	-	27,3	25,0	26,1
10,0 t ha ⁻¹	17,0	18,8	17,9 c	19,3	18,8 c	-	27,0 ab	28,0 b	-	27,3	26,0	26,6
12,5 t ha ⁻¹	17,0	22,0	19,5 bc	20,3 B	28,0 abA	-	26,3 ab	27,5 b	-	26,0	23,3	24,6
ADM	20,0	25,0	22,5 a	20,0 B	28,8 abA	-	32,0 a	30,3 ab	-	27,0	21,0	24,0
Média	18,8 B	22,5 A	-	-	-	-	-	-	-	26,9 A	24 B	-

Nota: Valores sem letras, e seguidos de mesma letra maiúscula, na horizontal, e minúscula, na vertical, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Tratamentos = 0,0 t ha⁻¹; 5,0 t ha⁻¹; 7,5 t ha⁻¹; 10,0 t ha⁻¹; 12,5 t ha⁻¹ de CLE, e Adubação Mineral Convencional. MO = Matéria orgânica. H+Al = Acidez potencial. Fonte: Elaboração do próprio autor.

APÊNDICE B – SB, CTC e V% do solo, em quatro profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

Tratamento	Profundidade											
	0,00-0,05 m			0,05-0,10 m			0,10-0,20 m			0,20-0,40 m		
	Ano		Média	Ano		Média	Ano		Média	Ano		Média
	2018	2019		2018	2019		2018	2019		2018	2019	
SB (mmol _c dm ⁻³)												
0,0 t ha ⁻¹	53,1 b	44,7 c	-	51,0	42,2	46,6 ab	34,2 ab	33,3 ab	-	36,7 abA	15,6 B	-
5,0 t ha ⁻¹	58,4 ab	64,3 ab	-	50,9	47,3	49,1 a	41,6 aA	32,5 bB	-	31,0 abA	17,6 B	-
7,5 t ha ⁻¹	52,0 b	54,8 bc	-	44,5	35,8	40,2 b	32,5 b	27,6 b	-	34,9 abA	15,5 B	-
10,0 t ha ⁻¹	71,1 a	73,8 a	-	47,6	50,9	49,3 a	36,0 ab	34,2 ab	-	28,7 cA	17,7 B	-
12,5 t ha ⁻¹	69,6 a	76,6 a	-	53,3	43,4	48,4 a	38,2 ab	41,1 a	-	38,6 aA	19,7 B	-
ADM	52,5 bA	43,5 cB	-	49,4	38,5	43,9 ab	31,5 b	34,2 ab	-	34,7 abA	18,8 B	-
Média	-	-	-	49,5 A	43,0 B	-	-	-	-	-	-	-
CTC (mmol _c dm ⁻³)												
0,0 t ha ⁻¹	73,1 b	68,1 d	-	71,0	66,6	68,8	62,2	65,5	63,9	63,9 aA	41,9 B	-
5,0 t ha ⁻¹	77,1 abB	85,0 bcA	-	72,6	73,3	72,9	64,6	65,0	64,8	57,5 abA	42,6 B	-
7,5 t ha ⁻¹	72,0 bB	79,8 cdA	-	66,9	67,1	67,0	62,5	63,3	62,9	62,2 abA	40,5 B	-
10,0 t ha ⁻¹	88,1 a	92,5 ab	-	66,9	69,6	68,3	63,0	62,2	62,6	56,0 bA	43,7 B	-
12,5 t ha ⁻¹	86,6 aB	98,6 aA	-	73,6	71,4	72,5	64,5	68,6	66,6	64,6 aA	43,0 B	-
ADM	72,5 b	68,5 d	-	69,4	67,3	68,3	63,5	64,5	64,0	61,7 abA	39,8 B	-
Média	-	-	-	70,1	69,2	-	63,4	64,8	-	-	-	-
V (%)												
0,0 t ha ⁻¹	72,8 bA	65,8 bcB	-	71,8 A	63,3 bB	-	55,0 ab	50,3 ab	-	57,3 abA	37,3 bB	-
5,0 t ha ⁻¹	75,5 ab	75,5 a	-	70,0 A	64,3 abB	-	64,3 aA	49,8 abB	-	54,3 abA	41,0 abB	-
7,5 t ha ⁻¹	72,3 b	68,8 b	-	66,8 A	53,5 cB	-	52,0 bA	43,8 bB	-	56 abA	38,3 bB	-
10,0 t ha ⁻¹	80,0 a	79,8 a	-	71,0	73,0 a	-	57,3 ab	55,0 a	-	51,3 bA	40,8 abB	-
12,5 t ha ⁻¹	80,0 a	77,8 a	-	72,0 A	61,0 bcB	-	59,3 ab	60,0 a	-	60,0 aA	45,8 aB	-
ADM	72,3 bA	63,3 cB	-	71,3 A	57,3 bcB	-	49,8 b	53,0 ab	-	56,0 abA	47,0 aB	-
Média	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Nota: Valores sem letras, e seguidos de mesma letra maiúscula, na horizontal, e minúscula, na vertical, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Tratamentos = 0,0 t ha⁻¹; 5,0 t ha⁻¹; 7,5 t ha⁻¹; 10,0 t ha⁻¹; 12,5 t ha⁻¹ de CLE, e Adubação Mineral Convencional. SB = Soma de bases. CTC = Capacidade de troca catiônica. V = Saturação por bases. Fonte: Elaboração do próprio autor.

APÊNDICE C – Teor de P e Ca no solo, em quatro profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

Tratamento	Profundidade											
	0,00-0,05 m			0,05-0,10 m			0,10-0,20 m			0,20-0,40 m		
	Ano		Média	Ano		Média	Ano		Média	Ano		Média
	2018	2019		2018	2019		2018	2019		2018	2019	
P (mg dm ⁻³)												
0,0 t ha ⁻¹	21,8 c	14,0 c	-	17,8	8,8	13,3 c	14,3 A	8,3 cB	-	7,8	4,0	5,9 c
5,0 t ha ⁻¹	31,0 bcB	55,8 bA	-	18,0	20,0	19,0 abc	14,0	14,5 bc	-	12,0	6,0	9 ,0ab
7,5 t ha ⁻¹	38,0 bcB	60,8 bA	-	21,5	18,8	20,1 ab	16,8	13,4 bc	-	13,3	5,8	9,5 a
10,0 t ha ⁻¹	42,8 bB	62,0 bA	-	21,3	13,8	17,5 bc	14,5	15,3 bc	-	14,3	7,0	10,6 a
12,5 t ha ⁻¹	63,3 aB	90,8 aA	-	24,3	25,3	24,8 a	15,8 B	27,8 aA	-	11,8	7,8	9,8 a
ADM	28,5 bcB	46,3 bA	-	19,5	20,0	19,8 abc	15,5	20,3 ab	-	8,0	4,0	6,0 bc
Média	-	-	-	20,4	17,8	-	-	-	-	11,2 A	5,8 B	-
Ca (mmolc dm ⁻³)												
0,0 t ha ⁻¹	32,8	27,3	30,0 c	34,0	28,0	31,0	21,3 ab	21,3 ab	-	22,8 aA	8,0 B	-
5,0 t ha ⁻¹	38,0	39,8	38,9 ab	34,3	30,3	32,3	27,0 aA	20,3 bB	-	16,8 bA	9,3 B	-
7,5 t ha ⁻¹	32,3	33,3	32,8 bc	30,0	23,3	26,6	21,0 ab	17,0 b	-	21,8 aA	8,8 B	-
10,0 t ha ⁻¹	45,3	45,0	45,1 a	30,8	32,8	31,8	21,8 ab	21,8 ab	-	17,0 bA	9,8 B	-
12,5 t ha ⁻¹	46,0	45,8	45,9 a	35,8	28,3	32,0	24,3 ab	26,8 a	-	23,0 aA	10,8 B	-
ADM	33,8	27,5	30,6 c	34,0	25,3	29,6	19,8 b	22,0 ab	-	21,0 abA	10,8 B	-
Média	38,0	36,4	-	33,1 A	28,0 B	-	-	-	-	-	-	-

Nota: Valores sem letras, e seguidos de mesma letra maiúscula, na horizontal, e minúscula, na vertical, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Tratamentos = 0,0 t ha⁻¹; 5,0 t ha⁻¹; 7,5 t ha⁻¹; 10,0 t ha⁻¹; 12,5 t ha⁻¹ de CLE, e Adubação Mineral Convencional. P = P-resina. Ca = Cálcio.

Fonte: Elaboração do próprio autor.

APÊNDICE D – Teor de Mg e K no solo, em quatro profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

Tratamento	Profundidade											
	0,00-0,05 m			0,05-0,10 m			0,10-0,20 m			0,20-0,40 m		
	Ano		Média	Ano		Média	Ano		Média	Ano		Média
	2018	2019		2018	2019		2018	2019		2018	2019	
Mg (mmol _c dm ⁻³)												
0,0 t ha ⁻¹	18,3 b	16,0 de	-	15,8	13,3	14,5 abc	12,0	11,3	11,6 ab	13,0	7,3	10,1 ab
5,0 t ha ⁻¹	18,0 bB	23,0 bcA	-	15,3	16,0	15,6 a	13,8	11,3	12,5 ab	13,0	7,8	10,4 ab
7,5 t ha ⁻¹	17,8 b	19,3 cd	-	13,3	11,5	12,4 c	10,8	9,8	10,3 b	12,3	6,3	9,3 b
10,0 t ha ⁻¹	23,8 a	27,0 ab	-	15,8	17,0	16,4 a	13,3	11,5	12,4 ab	10,8	7,8	9,3 b
12,5 t ha ⁻¹	21,0 abB	29,0 aA	-	16,3	14,0	15,1 ab	13,0	13,3	13,1 a	14,3	8,3	11,3 a
ADM	16,8 b	14,3 e	-	14,3	12,3	13,3 bc	11,0	11,3	11,1 ab	12,8	7,8	10,3 ab
Média	-	-	-	15,1 A	14,0 B	-	12,3 A	11,4 B	-	12,7 A	7,5 B	-
K (mmol _c dm ⁻³)												
0,0 t ha ⁻¹	2,1	1,4	1,8	1,3	0,9	1,1	0,9	0,8	0,8	0,9	0,2	0,6 b
5,0 t ha ⁻¹	2,4	1,7	2,0	1,3	0,9	1,1	0,9	1,0	1,0	1,3	0,6	0,9 a
7,5 t ha ⁻¹	2,0	2,1	2,1	1,2	1,1	1,1	0,8	0,9	0,9	0,9	0,5	0,7 b
10,0 t ha ⁻¹	2,1	1,8	2,0	1,3	1,2	1,3	1,0	1,0	1,0	1,0	0,4	0,7 b
12,5 t ha ⁻¹	2,6	1,9	2,3	1,3	1,1	1,2	0,9	1,1	1,0	1,4	0,7	1,0 a
ADM	2,1	1,8	1,9	1,0	1,0	1,0	0,8	1,0	0,9	0,9	0,4	0,7 b
Média	2,2 A	1,8 B	-	1,2 A	1,0 B	-	0,9	0,9	-	1,1 A	0,5 B	-

Nota: Valores sem letras, e seguidos de mesma letra maiúscula, na horizontal, e minúscula, na vertical, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Tratamentos = 0,0 t ha⁻¹; 5,0 t ha⁻¹; 7,5 t ha⁻¹; 10,0 t ha⁻¹; 12,5 t ha⁻¹ de CLE, e Adubação Mineral Convencional. Mg = Magnésio. K = Potássio.

Fonte: Elaboração do próprio autor.

APÊNDICE E – Valores de MA e MI do solo, em três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

Tratamento	Profundidade								
	0,00-0,05 m			0,05-0,10 m			0,10-0,20 m		
	Ano		Média	Ano		Média	Ano		Média
	2018	2019		2018	2019		2018	2019	
MA (m³ m⁻³)									
0,0 t ha⁻¹	0,153	0,123	0,138	0,120	0,120	0,120	0,118	0,115	0,116
5,0 t ha⁻¹	0,118	0,148	0,133	0,088	0,128	0,108	0,088	0,088	0,088
7,5 t ha⁻¹	0,133	0,113	0,123	0,118	0,108	0,113	0,100	0,098	0,099
10,0 t ha⁻¹	0,153	0,128	0,140	0,113	0,108	0,110	0,108	0,088	0,098
12,5 t ha⁻¹	0,160	0,145	0,153	0,170	0,148	0,159	0,093	0,093	0,093
ADM	0,120	0,118	0,119	0,128	0,090	0,109	0,130	0,093	0,111
Média	0,139	0,129	-	0,123	0,117	-	0,106	0,095	-
MI (m³ m⁻³)									
0,0 t ha⁻¹	0,250	0,260	0,255	0,260	0,250	0,255	0,258	0,255	0,256
5,0 t ha⁻¹	0,260	0,253	0,256	0,273	0,258	0,265	0,268	0,260	0,264
7,5 t ha⁻¹	0,270	0,268	0,269	0,270	0,268	0,269	0,268	0,270	0,269
10,0 t ha⁻¹	0,243	0,258	0,250	0,250	0,255	0,253	0,270	0,255	0,263
12,5 t ha⁻¹	0,250	0,258	0,254	0,240	0,248	0,244	0,273	0,265	0,269
ADM	0,258	0,240	0,249	0,258	0,265	0,261	0,250	0,253	0,251
Média	0,255	0,256	-	0,258	0,257	-	0,264	0,260	-

Nota: Valores sem letras, e seguidos de mesma letra maiúscula, na horizontal, e minúscula, na vertical, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Tratamentos = 0,0 t ha⁻¹; 5,0 t ha⁻¹; 7,5 t ha⁻¹; 10,0 t ha⁻¹; 12,5 t ha⁻¹ de CLE, e Adubação Mineral Convencional. MA = Macroporosidade. MI = Microporosidade. Fonte: Elaboração do próprio autor.

APÊNDICE F – Valores de PT e DS do solo, em três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

Tratamento	Profundidade								
	0,00-0,05 m			0,05-0,10 m			0,10-0,20 m		
	Ano		Média	Ano		Média	Ano		Média
	2018	2019		2018	2019		2018	2019	
PT (m³ m⁻³)									
0,0 t ha⁻¹	0,400	0,380	0,390	0,378	0,368	0,373	0,378	0,370	0,374
5,0 t ha⁻¹	0,373	0,400	0,386	0,360	0,388	0,374	0,353	0,350	0,351
7,5 t ha⁻¹	0,403	0,380	0,391	0,388	0,373	0,380	0,368	0,370	0,369
10,0 t ha⁻¹	0,398	0,385	0,391	0,363	0,363	0,363	0,378	0,338	0,358
12,5 t ha⁻¹	0,410	0,403	0,406	0,413	0,395	0,404	0,365	0,360	0,363
ADM	0,378	0,360	0,369	0,383	0,358	0,370	0,378	0,348	0,363
Média	0,393	0,385	-	0,380	0,374	-	0,370	0,356	-
DS (kg dm⁻³)									
0,0 t ha⁻¹	1,488	1,493	1,490	1,485	1,500	1,493	1,528	1,545	1,536
5,0 t ha⁻¹	1,488	1,460	1,474	1,473	1,470	1,471	1,618	1,563	1,590
7,5 t ha⁻¹	1,410	1,488	1,449	1,493	1,490	1,491	1,565	1,528	1,546
10,0 t ha⁻¹	1,450	1,463	1,456	1,513	1,523	1,518	1,605	1,573	1,589
12,5 t ha⁻¹	1,423	1,430	1,426	1,470	1,460	1,465	1,585	1,540	1,563
ADM	1,485	1,540	1,513	1,510	1,558	1,534	1,543	1,563	1,553
Média	1,457	1,479	-	1,490	1,500	-	1,574	1,552	-

Nota: Valores sem letras, e seguidos de mesma letra maiúscula, na horizontal, e minúscula, na vertical, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Tratamentos = 0,0 t ha⁻¹; 5,0 t ha⁻¹; 7,5 t ha⁻¹; 10,0 t ha⁻¹; 12,5 t ha⁻¹ de CLE, e Adubação Mineral Convencional. PT = Porosidade Total. DS = Densidade do Solo. Fonte: Elaboração do próprio autor.

APÊNDICE G – Valores de Est C e DMP do solo, em três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

Tratamento	Profundidade								
	0,00-0,05 m			0,05-0,10 m			0,10-0,20 m		
	Ano		Média	Ano		Média	Ano		Média
	2018	2019		2018	2019		2018	2019	
Est C (t ha ⁻¹)									
0,0 t ha ⁻¹	9,275	10,700	9,988	8,825	9,125	8,975	16,800	17,475	17,138
5,0 t ha ⁻¹	9,050	11,150	10,100	8,675	9,175	8,925	18,075	18,600	18,338
7,5 t ha ⁻¹	9,200	11,000	10,100	8,650	9,050	8,850	16,775	17,675	17,225
10,0 t ha ⁻¹	8,850	11,250	10,050	8,775	8,725	8,750	17,475	18,175	17,825
12,5 t ha ⁻¹	8,775	11,175	9,975	9,075	9,150	9,113	17,700	19,000	18,350
ADM	9,150	10,475	9,813	8,425	8,825	8,625	16,800	17,900	17,350
Média	9,050 B	10,958 A	-	8,738	9,008	-	17,271 B	18,138 A	-
DMP (mm)									
0,0 t ha ⁻¹	1,158	1,103	1,130	0,998	0,990	0,994	0,755	0,693	0,724
5,0 t ha ⁻¹	1,118	0,968	1,043	1,085	0,890	0,988	0,883	0,595	0,739
7,5 t ha ⁻¹	1,213	1,205	1,209	1,190	0,900	1,045	1,063	0,645	0,854
10,0 t ha ⁻¹	1,223	1,263	1,243	1,103	0,935	1,019	0,865	0,640	0,753
12,5 t ha ⁻¹	1,068	1,040	1,054	1,080	0,703	0,891	1,043	0,538	0,790
ADM	1,038	1,243	1,140	1,078	0,838	0,958	0,680	0,553	0,616
Média	1,136	1,137	-	1,089 A	0,876 B	-	0,881 A	0,610 B	-

Nota: Valores sem letras, e seguidos de mesma letra maiúscula, na horizontal, e minúscula, na vertical, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Tratamentos = 0,0 t ha⁻¹; 5,0 t ha⁻¹; 7,5 t ha⁻¹; 10,0 t ha⁻¹; 12,5 t ha⁻¹ de CLE, e Adubação Mineral Convencional. Est C = Estoque de Carbono.

DMP = Diâmetro médio ponderado. Fonte: Elaboração do próprio autor.

APÊNDICE H – Valores de DMG e IEA do solo, em três profundidades, após o cultivo sucessivo da soja e do milho em função dos tratamentos e anos de avaliação

Profundidade									
Tratamento	0,00-0,05 m			0,05-0,10 m			0,10-0,20 m		
	Ano		Média	Ano		Média	Ano		Média
	2018	2019		2018	2019		2018	2019	
	DMG (mm)								
0,0 t ha ⁻¹	0,585	0,523	0,554	0,538	0,500	0,519	0,455	0,398	0,426
5,0 t ha ⁻¹	0,570	0,488	0,529	0,580	0,490	0,535	0,533	0,380	0,456
7,5 t ha ⁻¹	0,650	0,575	0,613	0,635	0,455	0,545	0,580	0,408	0,494
10,0 t ha ⁻¹	0,628	0,643	0,635	0,573	0,495	0,534	0,458	0,393	0,425
12,5 t ha ⁻¹	0,548	0,538	0,543	0,568	0,420	0,494	0,550	0,335	0,443
ADM	0,538	0,620	0,579	0,558	0,458	0,508	0,440	0,345	0,393
Média	0,586	0,564	-	0,575 A	0,470 B	-	0,503 A	0,376 B	-
IEA (%)									
0,0 t ha ⁻¹	72,75	69,53	71,14	74,50	68,98	71,74	72,35	68,03	70,19
5,0 t ha ⁻¹	73,28	68,55	70,91	76,00	71,65	73,83	76,90	69,28	73,09
7,5 t ha ⁻¹	76,35	67,90	72,13	77,33	68,65	72,99	74,18	67,28	70,73
10,0 t ha ⁻¹	76,70	76,45	76,58	76,15	71,23	73,69	69,85	68,05	68,95
12,5 t ha ⁻¹	74,20	72,73	73,46	74,38	70,90	72,64	74,38	63,43	68,90
ADM	72,25	74,13	73,19	73,85	72,30	73,08	71,88	62,50	67,19
Média	74,25	71,55	-	75,37 A	70,62 B	-	73,25 A	66,43 B	-

Nota: Valores sem letras, e seguidos de mesma letra maiúscula, na horizontal, e minúscula, na vertical, não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Tratamentos = 0,0 t ha⁻¹; 5,0 t ha⁻¹; 7,5 t ha⁻¹; 10,0 t ha⁻¹; 12,5 t ha⁻¹ de CLE, e Adubação Mineral Convencional. DMG = Diâmetro médio geométrico. IEA = Índice de estabilidade dos agregados. Fonte: Elaboração do próprio autor.

APÊNDICE I – Valores de CC, PMP e CAD do solo, em três profundidades, após o cultivo da soja em função dos tratamentos

Tratamento	Profundidade		
	0,00-0,05 m	0,05-0,10 m	0,10-0,20 m
CC (m³ m⁻³)			
0,0 t ha⁻¹	0,288	0,273	0,268
5,0 t ha⁻¹	0,263	0,263	0,258
7,5 t ha⁻¹	0,285	0,260	0,263
10,0 t ha⁻¹	0,255	0,248	0,240
12,5 t ha⁻¹	0,280	0,278	0,280
ADM	0,268	0,258	0,250
PMP (m³ m⁻³)			
0,0 t ha⁻¹	0,180	0,180	0,175
5,0 t ha⁻¹	0,178	0,183	0,188
7,5 t ha⁻¹	0,178	0,178	0,185
10,0 t ha⁻¹	0,170	0,168	0,175
12,5 t ha⁻¹	0,185	0,180	0,178
ADM	0,178	0,170	0,170
CAD (m³ m⁻³)			
0,0 t ha⁻¹	0,103	0,090	0,090
5,0 t ha⁻¹	0,083	0,075	0,070
7,5 t ha⁻¹	0,105	0,080	0,083
10,0 t ha⁻¹	0,083	0,080	0,070
12,5 t ha⁻¹	0,093	0,095	0,100
ADM	0,093	0,088	0,080

Nota: Valores sem letras não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 1 e 5% de probabilidade. Tratamentos = 0,0 t ha⁻¹; 5,0 t ha⁻¹; 7,5 t ha⁻¹; 10,0 t ha⁻¹; 12,5 t ha⁻¹ de CLE, e Adubação Mineral Convencional. CC = Capacidade de campo. PMP = Ponto de murcha permanente. CAD = Capacidade de água disponível. Fonte: Elaboração do próprio autor.