

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**FRAÇÕES DE FÓSFORO NO SOLO E PRODUTIVIDADE DE MILHO SOB
ADUBAÇÃO ORGÂNICA E CULTIVO DE PLANTAS DE COBERTURA**

Nathércia Castro Elias

Licenciada em Ciências Agrárias

2023

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**FRAÇÕES DE FÓSFORO NO SOLO E PRODUTIVIDADE DE MILHO SOB
ADUBAÇÃO ORGÂNICA E CULTIVO DE PLANTAS DE COBERTURA**

Nathércia Castro Elias

Orientador: Prof. Dr. Thiago Assis Rodrigues Nogueira

Coorientador: Prof. Dr. Paulo Sergio Pavinato

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo).

E42f	Elias, Nathércia Castro Fracoes de fosforo no solo e produtividade de milho sob adubação orgânica e cultivo de plantas de cobertura / Nathércia Castro Elias. -- Jaboticabal, 2023 94 p. : tabs., mapas Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal Orientador: Thiago Assis Rodrigues Nogueira Coorientador: Paulo Sergio Pavinato 1. Zea mays L.. 2. Cerrado. 3. Compostagem. 4. Biossólido. 5. Plantio direto. I. Título.
------	---

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

IMPACTO POTENCIAL DESTA PESQUISA

O composto de lodo de esgoto associado ao cultivo de plantas de cobertura em área agrícola sob plantio direto, pode melhorar a eficiência de uso do fósforo, incrementar a nutrição e a produtividade das culturas e reduzir a dependência por fertilizantes minerais, além de garantir disposição final sustentável do lodo de esgoto.

POTENTIAL IMPACT OF THIS RESEARCH

The use of composted sewage sludge in association with cover crops in no-till cropping systems can improve phosphorus use efficiency, enhance crop yields and nutritional quality, and reduce dependence on mineral fertilizers, while also ensuring sustainable final disposal of the sewage sludge.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: FRAÇÕES DE FÓSFORO NO SOLO E PRODUTIVIDADE DE MILHO SOB ADUBAÇÃO ORGÂNICA E CULTIVO DE PLANTAS DE COBERTURA

AUTORA: NATHÉRCIA CASTRO ELIAS

ORIENTADOR: THIAGO ASSIS RODRIGUES NOGUEIRA

COORIENTADOR: PAULO SÉRGIO PAVINATO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Agronomia (Ciência do Solo), pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. THIAGO ASSIS RODRIGUES NOGUEIRA (Participação Virtual)
Departamento de Ciências da Produção Agrícola / FCAV UNESP Jaboticabal



Documento assinado digitalmente
THIAGO ASSIS RODRIGUES NOGUEIRA
Data: 18/12/2023 16:57:53-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. CÁSSIO HAMILTON ABREU-JUNIOR (Participação Virtual)
Divisão de Produtividade Agroindustrial e Alimentos / CENA USP Piracicaba/SP



Documento assinado digitalmente
CASSIO HAMILTON ABREU JUNIOR
Data: 19/12/2023 10:08:51-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. WANDERLEY JOSÉ DE MELO (Participação Virtual)
Departamento de Biotecnologia Agropecuária e Ambiental / FCAV UNESP Jaboticabal



Documento assinado digitalmente
WANDERLEY JOSE DE MELO
Data: 20/12/2023 10:25:00-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Jaboticabal, 18 de dezembro de 2023

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

NATHÉRCIA CASTRO ELIAS, nascida em São Luís – MA, Brasil, em 18 de outubro de 1989, filha de Neucy de Monte Serrate Viegas Castro e Helio Oliveira Elias. Possui graduação em Licenciatura em Ciências Agrárias (2017) pelo Instituto Federal do Maranhão (IFMA). Durante a graduação foi bolsista de iniciação científica IFMA/CNPq no período de 2014 a 2015, realizando pesquisas na área de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, sobre tratamento de efluente agroindustrial gerado em casas de produção de farinha de mandioca do Estado do Maranhão. Foi monitora da disciplina “Irrigação e Drenagem” (2015) no curso de Licenciatura em Ciências Agrárias do IFMA, além de participar de diversas atividades extracurriculares nesta instituição. Possui Especialização em Gestão Interdisciplinar do Meio Ambiente e Educação Ambiental (2019) pelo Instituto de Ensino Superior Franciscano (IESF). Em agosto de 2021, iniciou o curso de mestrado em Agronomia (Ciência do Solo) pelo Programa de Pós-graduação em Agronomia (Ciência do Solo), na Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Unesp), Câmpus de Jaboticabal, sob orientação do Prof. Dr. Thiago Assis Rodrigues Nogueira (FCAV/Unesp) e coorientação do Prof. Dr. Paulo Sergio Pavinato (ESALQ/USP). Durante a realização do mestrado, participou de projetos relacionados ao Uso e Manejo de Resíduos na Agricultura, Nutrição e Adubação de Plantas. É autora e coautora de artigos científicos publicados em revistas nacionais e internacionais, além de ser autora e coautora de capítulos em livros. É membro do Grupo de Estudos em Nutrição, Adubação e Fertilidade do Solo (GENAFERT) da Unesp. Obteve seu título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo) em 18 de dezembro de 2023.

Estou entre aqueles que acham que a ciência tem uma grande beleza.
(Marie Curie)

DEDICATÓRIA

À minha Vó Aliete Viegas Castro (*in memoriam*) que, com sua força, persistência e fé me ensinou a sempre prosseguir.

À minha Mãe Neucy de Monte Serrate Viegas Castro, com amor, gratidão, por todo apoio durante minha vida e na realização desse trabalho.

À minha irmã Nathália Vitória Castro Pinheiro, por ser minha amiga e melhor companhia que Deus poderia ter me dado na vida.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, saúde e presença eterna ao meu lado.

À minha família, em especial, a minha mãe Neucy Castro, por ser minha principal referência na vida, por sempre acreditar em meu potencial, me incentivar e ser meu porto seguro. Apesar da distância durante a realização do mestrado sempre se fez presente.

Ao meu gracioso pai Helio Oliveira Elias (*in memoriam*) por ter construído em mim memórias felizes e de grande aprendizado, por seu amor pela terra que me despertou o interesse sobre a agricultura.

Aos meus avós, pelo afeto, risos, ensinamentos e repreensões.

Aos meus irmãos Helimara, Ubyara, Clístenes, Helio Filho e Lorena, por todo apoio. Em especial, agradeço à minha irmã caçula Nathália, por seu carinho e pela convivência no dia a dia.

Aos meus tios Hide, Francisca Elias, Huda, José Martins, José Ribamar, por se preocuparem comigo e me acolherem com suas palavras durante essa jornada. Aos meus sobrinhos, por suas vidas.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Thiago Assis Rodrigues Nogueira, por ter aceitado o desafio de me orientar, por seus conselhos, por sempre estar disponível para esclarecimentos de modo tão gentil, pelo aprendizado adquirido durante esses anos, por seu entusiasmo em exercer sua profissão e por nos incentivar a sonhar sempre.

Ao Prof. Dr. Paulo Sergio Pavinato, por ter aceitado o convite para me coorientar e por me receber na ESALQ/USP, disponibilizando a equipe do seu grupo de pesquisa GEFA, para me auxiliar na realização das análises de fracionamento de fósforo. Aos seus orientados, em especial, ao André Espinoza e ao João Luz, pelo auxílio na realização das análises e por me receberem tão bem.

Ao Grupo de Estudos em Nutrição, Adubação e Fertilidade do Solo (GENAFERT), pelo suporte técnico e científico. À Eliane Nascimento, por ter sido uma grata surpresa obtida nessa jornada. Obrigada pelos sorrisos, conselhos, puxões de orelha e por me ajudar em momentos tão delicados durante essa caminhada. Você foi essencial para a realização e conclusão desse trabalho. Ao Pedro Henrique Gatto Juliano, pelo apoio e amizade desde quando nos conhecemos na Unesp. Ao Phillippe Solano, pelos momentos compartilhados nas atividades de campo, laboratório e em sala de aula. À Karen Cossi, pelos materiais e dados coletados em campo e que foram utilizados em parte desta pesquisa.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Ciências do Solo do Câmpus de Jaboticabal – Unesp, pela dedicação em ensinar e compromisso em formar profissionais para o setor agrícola do país.

À Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ciências do Solo da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, pelo empenho e dedicação ao Programa. Aos funcionários da Seção Técnica de Pós-graduação, pelo excelente trabalho e atenção.

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

À Fazenda de Ensino Pesquisa e Extensão – FEPE Cerrado, na pessoa do Supervisor da fazenda, Prof. Dr. Alan Peres Ferraz de Melo, pela área concedida para a realização dos experimentos, como também por disponibilizar funcionários para auxiliar nas atividades de campo. A todos os funcionários da FEPE Cerrado, em especial a César Seleguin, Cícero Queiroz, Alvino Silva, Ailton Santos, Junior, Wesley Martins, “Polaco”, agradeço pelos ensinamentos, conversas e por toda ajuda na instalação, execução e finalização dos experimentos.

À empresa Tera Ambiental e ao Dr. Fernando Carvalho de Oliveira, por gentilmente conceder o fertilizante orgânico utilizado na realização do experimento.

Aos membros das bancas do exame geral de qualificação e da defesa do mestrado, Dra. Aline Renee Coscione, Dra. Ana Paula Bettoni Teles, Prof. Dr. Cassio Hamilton Abreu Junior e Prof. Dr. Wanderley José de Melo, pelas dicas, sugestões e correções do artigo de qualificação e da dissertação.

Aos responsáveis pelos Laboratórios de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas da Faculdade de Engenharia da Unesp – Câmpus de Ilha Solteira, Prof. Marcelo Andreotti e Prof. Marcelo Minhoto, além dos técnicos Marcelo Rinaldi, Carlos Araújo e Silvia Adriana.

Aos Pastores, José Ribamar e Maria de Jesus por suas orações, palavras de afeto e motivação. Assim como também, a todos os membros da Igreja Batista Missionária de São Luís – MA, por suas orações. A todos os membros da Primeira Igreja Batista em Ilha Solteira e Assembleia de Deus do Belém em Jaboticabal por sempre me receberem e acolherem.

Aos meus professores da graduação Valdenia Mendonça e Paulo Medeiros, por sempre me incentivarem a ingressar no mestrado e serem referências para mim enquanto educadores.

As minhas amigas da turma LCA/2012 do IFMA, Deiziellen, Ellen, Jardeny e Leiciane, pelo incentivo e força que me deram. Vocês são pessoas maravilhosas que a vida me deu de presente, em especial, a Wanessa, pelas experiências compartilhadas durante o mestrado, por toda ajuda e pela amizade sempre presente desde a graduação.

Por fim, agradeço a todos que participaram direta ou indiretamente deste trabalho. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	iii
ABSTRACT –.....	iv
CAPÍTULO 1 – Considerações gerais.....	1
1 Introdução.....	1
2 Revisão de literatura	3
2.1 Lodo de esgoto	3
2.2 Composto de lodo de esgoto.....	4
2.3 Desenvolvimento agrícola do Brasil.....	4
2.4 Frações de fósforo	6
2.5 Sistema plantio direto	7
3 Referências.....	8
CAPÍTULO 2 – Sistema plantio direto e plantas de cobertura associados a aplicações de composto de lodo de esgoto aumentam as frações disponíveis de fósforo no solo	17
RESUMO.....	17
ABSTRACT	18
1. Introdução.....	19
2. Material e métodos	21
3. Resultados e discussão.....	33
4. Conclusões.....	44
5. Referências.....	45
CAPÍTULO 3 – Desempenho agrônômico do milho e de plantas de cobertura após o fornecimento de fósforo por fertilizante orgânico a base de lodo de esgoto.....	51
RESUMO.....	51
ABSTRACT –.....	52
1 Introdução.....	53
2 Material e métodos	55
3. Resultados e discussão.....	59
3.1 Milho.....	59

3.2 Plantas de cobertura.....	68
4. Conclusões.....	72
5. Referências.....	72

FRAÇÕES DE FÓSFORO NO SOLO E PRODUTIVIDADE DE MILHO SOB ADUBAÇÃO ORGÂNICA E CULTIVO DE PLANTAS DE COBERTURA

RESUMO – O fósforo (P) é um nutriente que pode afetar o desenvolvimento de culturas comerciais quando não disponível no solo. Com a elevação dos custos dos fertilizantes minerais, com destaque para os fosfatados, há necessidade em aumentar a eficiência de uso e a busca por fontes alternativas desse nutriente. O fertilizante orgânico denominado composto de lodo de esgoto (CLE), possui em sua composição elevadas quantidades de P, podendo substituir parcialmente o uso de fertilizantes fosfatados. Assim, por meio de experimento conduzido em condições de campo em Selvíria/MS, Brasil, objetivou-se monitorar as frações de P no solo e o desempenho agrônômico do milho e de plantas de cobertura (*i.e.*, capim-marandu, nabo forrageiro, crotalária *juncea* e milheto) cultivadas sob aplicações sucessivas de CLE em sistema plantio direto (SPD) no Cerrado. O delineamento experimental adotado para a avaliação das frações de P no solo foi em blocos casualizados com parcelas subdivididas no tempo, sendo seis tratamentos principais (0,0; 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ de CLE, base úmida e um tratamento somente com adubação mineral convencional), três tratamentos secundários (3º, 4º e 5º ano agrícola) e quatro repetições. Para as plantas, adotou-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições. Foram aplicadas cinco doses de CLE (0,0; 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹, base úmida) e um tratamento com adubação mineral convencional. Após cada cultivo foram coletadas amostras de solo nas profundidades 0,0–0,1 m e 0,1–0,2 m para avaliar as frações de P total, P orgânico e P inorgânico, além das formas de P lábil, P moderadamente lábil e P não lábil. Na cultura do milho foi avaliado: teor foliar de P, ICF, extração e exportação de P, componentes de produção e produtividade. Calculou-se o acúmulo de P e a produção e fitomassa das plantas de cobertura. A adubação com CLE contribuiu para aumentar os teores de P no solo, tanto na fração lábil, como nas frações modernamente lábil e não lábil na camada mais superficial do solo (0,0–0,1 m de profundidade), especialmente no ano em que foi realizada aplicação das doses de CLE. Na cultura do milho, as doses de CLE aumentaram os teores foliares, a extração, a exportação e o acúmulo de P na palhada, bem como os parâmetros biométricos. A produtividade de milho aumentou no 3º ano com o incremento das doses de CLE. No 5º ano, a produtividade de milho (5009 kg ha⁻¹) na dose 7,5 t ha⁻¹ de CLE foi próxima à média nacional (5248 kg ha⁻¹) para a safra 2022. Houve aumento do acúmulo de P e da produção de biomassa do capim-marandu em reposta à aplicação do fertilizante orgânico. A dose de 5,0 t ha⁻¹ de CLE proporcionou incremento de 11% na produção de fitomassa do mix de cobertura quando comparado ao tratamento com adubação mineral. Após três anos de estudo, conclui-se que o CLE pode ser utilizado como fonte alternativa de P, proporcionando repostas similares ou até superiores a adubação mineral convencional no desempenho agrônômicos das culturas.

Palavras-chave: *Zea mays* L., Cerrado, Compostagem, Economia circular, Fertilizante orgânico, Biossólido, Plantio direto.

SOIL PHOSPHORUS FRACTIONS AND MAIZE YIELD UNDER ORGANIC FERTILIZATION AND COVER CROPS CULTIVATION

ABSTRACT – Phosphorus (P) is a nutrient that can affect the development of commercial crops when it is not available in the soil. With the rising costs of mineral fertilizers, especially phosphate fertilizers, there is a need to increase efficiency of use and search for alternative sources of composted sewage sludge (CSS) has high amounts of P in its composition and can partially replace the use of phosphate fertilizers. Thus, through an experiment conducted under field conditions in Selvíria/MS, Brazil, the objective was to monitor the P fractions in the soil and the agronomic performance of maize and cover crops (i.e., marandu grass, forage turnip, sunn hemp juncea, and millet) cultivated under successive applications of CSS in no-till (NT) systems in the Cerrado. The experimental design adopted to evaluate P fractions in the soil was a split plot in time and four replications. Six main plot treatments (0.0, 5.0, 7.5, 10.0, and 12.5 Mg ha⁻¹ of CSS, wet basis, and a treatment with only conventional mineral fertilizer), and three split plot treatments (3rd, 4th, and 5th agricultural year) were tested. For plants, a randomized complete block experimental design was used, with six treatments and four replications. Five rates of CSS were applied (0.0, 5.0, 7.5, 10.0, and 12.5 Mg ha⁻¹, wet basis) and a treatment with conventional mineral fertilizer. After each cultivation, soil samples were collected at depths of 0.0–0.1 m and 0.1–0.2 m to evaluate the fractions of total P, organic P, and inorganic P, in addition to the forms of labile P and moderately labile P, and non-labile P. In the maize crop, the following were evaluated: leaf P concentration, LCI, P extraction and export, production components and productivity. Our results suggest that fertilization with CSS associated with cover crops under NT increases the available fractions of P in the soil. Therefore, it is suggested that CSS can be used as an organic fertilizer and P source, complementing mineral P fertilizers, and enabling a more gradual and efficient supply of P, in addition to promoting the recycling of sewage sludge through adequate final disposal of this waste product. P accumulation and production and biomass of cover crops were calculated. In maize, CSS doses increased leaf content, extraction, export and accumulation of P in straw, as well as biometric parameters. Corn productivity increased in the 3rd year with the increase in CSS doses. In the 5th year, corn productivity (5009 kg ha⁻¹) at a rate of 7.5 Mg ha⁻¹ of CSS was close to the national average (5248 kg ha⁻¹) for the 2022 harvest. There was an increase in the accumulation of P and of Marandu grass biomass production in response to the application of organic fertilizer. The dose of 5.0 Mg ha⁻¹ of CSS provided an 11% increase in the biomass production of the cover mix when compared to the treatment with mineral fertilizer. After three years of study, it was concluded that CSS can be used as an alternative source of P, providing similar or even superior responses to conventional mineral fertilization in the agronomic performance of crops. Fertilization with CSS contributed to increasing P content in the soil, both in the labile fraction and in the modern labile and non-labile fractions in the most superficial layer of the soil (0.0–0.1 m deep), especially in the year that CSS doses were applied.

Keywords: *Zea mays* L., Cerrado, Composting, Circular economy, Organic fertilizer, Biosolids, No-tillage.

LISTA DE ABREVIATURAS

AMC	Adubação mineral convencional
CLE	Composto de lodo de esgoto
CSS	Composted sewage sludge
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAS	Dias após a semeadura
ETEs	Estações de Tratamento de Esgoto
LE	Lodo de esgoto
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MO	Matéria orgânica
NMP	Número mais provável
NT	No-tillage system
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
SPD	Sistema plantio direto
PRNT	Poder Relativo de Neutralização Total
ST	Sólidos totais

CAPÍTULO 1 – Considerações gerais

1 Introdução

O lodo de esgoto (LE) é o principal subproduto gerado das estações de tratamento de esgotos sanitários (ETEs). Estima-se que o Brasil produz anualmente cerca de 150 a 220 mil toneladas de matéria seca de LE (Borges, Rodrigues, Martins, 2021). Por ser um resíduo gerado em larga escala, é uma fonte constante de preocupação referente à sua disposição final (Belhaj et al., 2016; Liang et al., 2021; Ondreičková et al., 2021). Após passar pelo processo de compostagem termofílica, o LE pode ser registrado como fertilizante orgânico Classe B conhecido como composto de lodo de esgoto (CLE) (Brasil, 2020a).

A adubação orgânica com CLE, em razão do aporte de matéria orgânica (MO) e de alguns nutrientes como o fósforo (P), possibilita a redução dos custos com o uso de fertilizantes minerais em solos naturalmente inférteis como os da região do Cerrado brasileiro (Prates et al., 2020, Oliveira et al., 2023, Nogueira et al., 2023). O aproveitamento agrícola do LE compostado também promove sustentabilidade ambiental, uma vez que há redução das descargas do lodo em aterros sanitários, incineradores, oceanos e corpos d'água (Curci et al., 2020; Alovizi, 2021; Almeida et al., 2021).

Os aumentos recordes na safra de grãos, com perspectiva de produção total que poderá atingir 317,6 milhões de toneladas, atingindo um novo recorde para a agricultura nacional (CONAB, 2023) e a escassez de oferta de fertilizantes NPK no mercado interno, fazem com que o agricultor brasileiro seja altamente dependente da importação desses insumos (Pavinato et al., 2020). Pesquisadores vêm avaliando o uso de fertilizantes orgânicos (e.g., CLE) que possibilitem a redução da dependência de fertilizantes minerais na produção agrícola, garantindo a segurança alimentar no Brasil (Malaquias; Santos, 2016; Jakubus; Bakinowska, 2018; Jakubus; Graczyk, 2020; Prates et al., 2020; Elsalam et al., 2021). O CLE quando aplicado em solos tropicais pode aumentar a quantidade de

MO, podendo influenciar nos atributos químicos, retendo maior quantidade de nutrientes e aumentando o teor de P disponível no solo (Davaló, 2017).

O P é nutriente requisitado em diversos processos fisiológicos da planta, como na formação de ATP (trifosfato de adenosina ou adenosina trifosfato), sendo essa molécula a principal fonte de energia para a realização de processos fisiológicos das plantas como a fotossíntese, divisão celular, transporte de assimilados e carga genética (Taiz, 2016). Assim, as espécies cultivadas precisam absorver o P do solo para poder ter um bom desenvolvimento e elevados ganhos de produtividade (Malaquias; Santos, 2016). No entanto, um dos principais problemas do P no solo, em especial em condições de elevada acidez e alcalinidade, é o fato de não estar na forma prontamente disponível para uso pelas plantas (Gatiboni et al., 2003; Pavinato, 2007; Santos et al., 2008).

A reposição do P no solo é feita pela incorporação de restos culturais e aplicações de fertilizantes. Porém, os íons inorgânicos de P possuem alta afinidade pelos colóides do solo. No Cerrado brasileiro, o P é adsorvido com os minerais do solo, principalmente aos óxidos de ferro da fração argila, permitindo que apenas cerca de 10 a 15% do P aplicado sejam absorvidos pelas plantas no ano de aplicação (Brandy, 2013). Práticas como a rotação de culturas e o manejo conservacionista do solo como a adoção do SPD, podem promover mudanças significativas nas formas orgânicas e lábeis de P acumulado do solo, uma vez que as plantas de cobertura podem realizar a ciclagem do P, favorecer a maior densidade e exploração de raízes, aumentar a quantidade de exsudação de compostos orgânicos e de matéria orgânica, favorecendo a biodisponibilidade de P em solos de Cerrado (Soltangheisi et al., 2018; Wu et al., 2020; Rodrigues et al., 2021), tornando-o mais disponível para absorção pelas plantas (Fink et al., 2016).

Diante do exposto, visando a definição da dose mais efetiva de suprimento de P via fertilizante orgânico a base de LE, associado ao cultivo de plantas de cobertura no SPD, objetivou-se com a presente pesquisa, avaliar o efeito de sucessivas aplicações de CLE comparado à adubação mineral convencional, no desempenho agrônomo da cultura do milho e das plantas de cobertura sob SPD no Cerrado, bem como suas implicações na disponibilidade e nas formas de P no solo.

2 Revisão de literatura

A Organização das Nações Unidas (ONU) estimou que a população mundial será de aproximadamente 9,7 bilhões de pessoas em 2050 (ONU, 2023). Desse modo, a necessidade da expansão na produção de alimentos global se intensifica (Fukase; Martin, 2020). Associado a isso, será fundamental dar destino adequado ao volume crescente de resíduos gerados nos centros urbanos, pois tais produtos podem ocasionar a poluição do ambiente (Mavakala et al., 2016).

A ONU juntamente com vários países-membros reuniu-se a fim de construir um plano com objetivos e metas, visando promover o desenvolvimento sustentável em meio ao crescimento demográfico mundial. Dessa forma, foi elaborado um plano de ação para os anos seguintes, a 'Agenda 2030'. O plano indica 17 'Objetivos de Desenvolvimento Sustentável' (ODS) com 169 metas. Dentre os ODS destacam-se os objetivos 2, 6 e 12, que evidenciam como critérios a segurança alimentar e promoção da agricultura sustentável, assegurar os padrões de produção e de consumo sustentáveis e o saneamento para todos, tendo também como meta a redução substancial da geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reuso (ONU, 2015).

2.1 Lodo de esgoto

O lodo de esgoto (LE) é um resíduo que tem sua produção correlacionada ao crescimento populacional urbano. Sua geração anual é estimada em 372,000 toneladas métricas (base seca) (Mateo-Sagasta et al., 2015). Este produto é produzido pelas estações de tratamento de águas residuárias urbanas. Em altos volumes de produção, têm se tornado um problema ambiental e econômico por conta da necessidade da grande quantidade de material a ser descartado (Florentino et al., 2019; Abreu-Junior et al., 2020). O volume de LE gerado no Brasil tende a aumentar após a recente sanção do Marco Legal do Saneamento Básico no país, elevando a pressão por alternativas sustentáveis para o descarte adequado deste resíduo, cujo destino é principalmente aterros sanitários (Ghini et al., 2016; Brasil, 2020b).

O LE destaca-se por possuir quantidades consideráveis de alguns nutrientes de plantas e matéria orgânica, podendo ser utilizado como fertilizante e/ou condicionador em solos agrícolas e florestais (Berton; Nogueira, 2010; Bloem et al., 2017; Cardoso et al., 2022). Assim, países têm adotado como uma das estratégias manejo do LE a utilização na agricultura. Todavia, após este resíduo passar pelo processo de compostagem originando o composto de lodo de esgoto (CLE) (Collivignarelli et al., 2019; Lu et al., 2020; Phung et al., 2020; Picariello et al., 2021).

2.2 Composto de lodo de esgoto

O CLE é um bio sólido que apresenta em sua composição elevados teores de cargas orgânicas, apresentando também macro e micronutrientes que desempenham importantes funções nas plantas e no solo (Brasil, 2020b). No Brasil, o CLE pode ser registrado como fertilizante orgânico Classe B, caso atenda aos critérios estabelecidos na Instrução normativa nº 61 de 8 de julho de 2020, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), (Brasil, 2020a). Alguns pesquisadores já comprovaram a viabilidade do uso do CLE como fertilizante orgânico (Afáz et al., 2017; Jakubus; Bakinowska, 2018; Prates et al., 2020). Sua utilização como fertilizante orgânico além de melhorar os atributos químicos, físicos e biológicos do solo, pode prevenir a contaminação e a degradação dos recursos hídricos (Jakubus; Graczyk, 2020).

Quando aplicado em taxas agronômicas em área agrícolas ou florestais, além de aumentar o aporte de matéria orgânica no solo, o CLE pode fornecer grandes quantidades de N (Silva et al., 2023) e P (Silva et al., 2022), além de micronutrientes como Fe, Cu, Mn e Zn (Oliveira et al., 2023), reduzindo os custos de produção, devido a menor utilização de fertilizantes minerais (Jakubus; Bakinowska, 2018; Prates et al., 2020; Jakubus; Graczyk, 2020), além de proporcionar maior produtividade (Florentino et al., 2019; Prates et al., 2020, 2022).

2.3 Desenvolvimento agrícola do Brasil

O Brasil vem sendo destaque em produção de alimentos. Em 2020, as exportações brasileiras do agronegócio somaram o montante de US\$ 100,81 bilhões,

apresentando um crescimento de 4,1% em comparação com ano de 2019 (Nascimento, 2020), contribuindo de forma significativa com o agronegócio mundial, e apresentando reais possibilidades de suprir uma parcela importante da demanda adicional futura de fibras e alimentos a preços competitivos futuros (Scolari, 2006; CONAB, 2019).

O desenvolvimento do setor agrícola no país teve uma notória expansão nos últimos 40 anos, no qual deixou de ser um importador de alimentos, tornando-se um dos principais provedores alimentícios do mundo (EMBRAPA, 2018). Esse crescimento foi devido ao uso de práticas agrícolas mais integradas, diversificadas, eficientes e sustentáveis, que possibilitaram o aumento na produtividade dos cultivos agrícolas (Balbino et al., 2012). Destaque para as áreas do Cerrado brasileiro, que são responsáveis pela maior produção nacional de grãos, sendo a região considerada celeiro agrícola do país (EMBRAPA, 2018).

O Cerrado brasileiro está localizado na vasta região central do país, e apresenta 23% do território nacional caracterizado por dois milhões de quilômetros quadrado (Lopes; Guilherme, 2016). Os solos do Cerrado são profundos havendo predominância de Latossolos, que são considerados naturalmente inférteis por apresentarem alto grau de intemperismo e acidez elevada, com baixos teores de nutrientes, com ênfase para o P. A fração argila é constituída por caulinita (argilominerais 1:1), óxidos de ferro (goethita e hematita) e alumínio (gibbsita) (SiBCS, 2018; Sousa; Lobato, 2021).

Devido às características naturais dos solos do Cerrado a produção agrícola nessa região apresenta extrema dependência do uso de corretivos e fertilizantes (Lopes; Guilherme, 2007). Conforme dados da Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDAs), mais de 70% dos fertilizantes utilizados no agronegócio nacional são importados, o que impacta diretamente no preço dos alimentos. A quantidade de consumo de fertilizantes no país cresceu 5,4% a uma taxa anual, no qual é o 4º maior país consumidor de fertilizantes no mundo, gerando uma situação de grande vulnerabilidade devido a dependência da importação desses insumos (EMBRAPA, 2020).

2.4 Frações de fósforo

Os solos do Cerrado são constituídos em grande parte por Latossolos, cerca de 46% da área do bioma (EMBRAPA, 2021). Esse tipo de solo apresenta também como característica, boa drenagem, baixa capacidade de troca de cátions, textura média ou muito argilosa, baixo teor de matéria orgânica e retenção de água, tendo como principal constituinte a caulinita, óxidos de Fe e Al e estes óxidos têm grande influência na retenção de P (Lopes, 1983; SiBCS, 2018). A carência de fósforo (P) é comum em solos de Cerrado, em função da elevada capacidade de fixação, a eficiência de recuperação de P nesses solos é muito baixa, gerando um “legacy P” no solo devido às aplicações de fertilizantes minerais e orgânicos da ordem de 106,5 Tg em 2050 (Rodrigues et al., 2016; Pavinato et al., 2020).

Os fertilizantes fosfatados são obtidos a partir da extração de rochas fosfatadas, que é um recurso mineral natural não renovável com jazidas de ocorrência limitada no planeta (Herring; Fantel, 1993; Benites, 2015). A produção de alimentos está diretamente associada à disponibilidade de P no solo, sendo a prática agrícola responsável por 90% consumo de todo P extraído das reservas (Benites, 2015). Os fertilizantes fosfatados são um dos investimentos mais altos da agricultura brasileira. A aplicação desses insumos conciliada às características físicas e químicas dos solos do Cerrado brasileiro possibilita a forte retenção de P no solo, desse modo parte significativa do nutriente não fica disponível para plantas sendo adsorvidos aos colóides do solo (Withers et al., 2018; Rodrigues et al., 2021).

No solo, o P é encontrado em duas formas, orgânica e inorgânica (Figura 1). O P inorgânico é constituído por duas partes, P dos minerais primários ou estrutural e o P adsorvido, além do P da solução do solo presente em pequenas quantidades em solos da região do Cerrado (Gatiboni, 2003). O P orgânico é originado a partir de resíduos vegetais, tecidos microbianos e materiais resultantes de decomposição que são adicionados ao solo. Do P total do solo de 20 a 80% é constituído pelo P orgânico, que nos solos tropicais apresenta grande importância, uma vez que, é responsável pela disponibilização de P em solos dos trópicos (Gatiboni, 2003; Gatiboni, 2013). O P orgânico do solo é encontrado como fosfatos de inositol, seguido dos fosfolipídios e

ácidos nucleicos (Rheinheimer, 2000). Nas formas orgânicas de P, sua labilidade está diretamente relacionada à suscetibilidade de decomposição do radical orgânico ao qual o fosfato está ligado (Gatiboni, 2008).

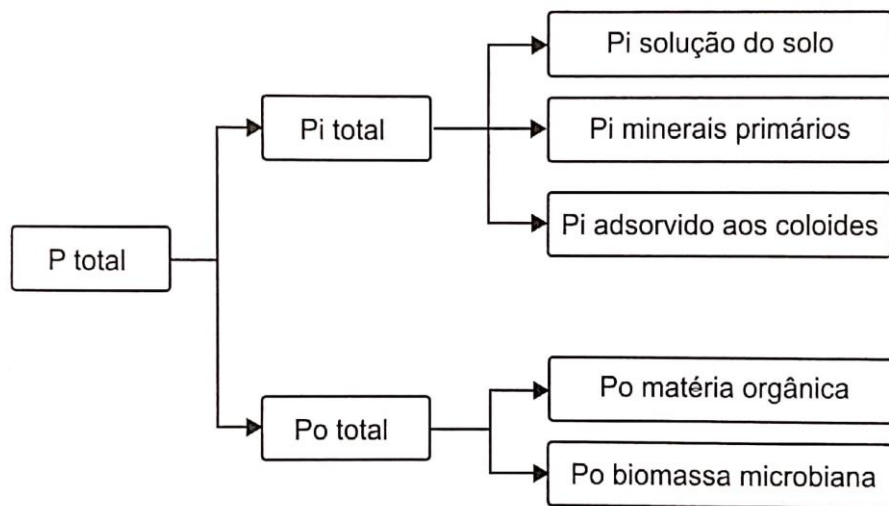


Figura 1. Fracionamento do P total do solo. P: fósforo, Pi: fósforo inorgânico, Po: fósforo orgânico (Gatiboni et al., 2013).

2.5 Sistema plantio direto

No sistema plantio direto (SPD), por promover menor perturbação no solo, concilia a diminuição da erosão com a manutenção do solo coberto com plantas e seus resíduos, proporcionando aumento nos conteúdos de matéria orgânica, desse modo aumentando os teores de P orgânico (Rodrigues et al., 2016). Assim, a tendência é que ocorra o acúmulo dos nutrientes no solo nas camadas mais superficiais no SPD, por não haver o revolvimento do solo e, conseqüentemente, o acúmulo de nutrientes do tecido das plantas cultivadas. Posteriormente, após passar pelo processo de decomposição, esses nutrientes serão depositados na superfície do solo, ocorrendo o incremento nos níveis das camadas mais próximas à superfície, contribuindo com a reciclagem de P do solo e acúmulo P em suas raízes e brotos, possibilitando melhor rendimento de safras comerciais subsequentes como a cultura do milho (Pavinato, 2008; Macedo et al., 2012).

A elevação do consumo e do custo dos fertilizantes fosfatados tem preocupado o setor agrícola mundial, incentivando a busca pelo uso de fontes alternativas, a fim de reduzir a dependência por fertilizantes inorgânicos. A utilização do CLE como fertilizante

orgânico em cultivos sob SPD com rotação de plantas de cobertura, pode se tornar uma prática vantajosa proporcionando benefícios como o fornecimento e aumento da disponibilidade de P nos solos. Além desse fertilizante orgânico promover melhorias na qualidade dos solos e ser uma fonte alternativa de P na adubação das plantas, pode representar benefício de ordem social, uma vez que a disposição final do LE se dará de modo seguro, evitando possíveis impactos negativos ao ambiente.

Com base no exposto, visando a máxima eficiência na adubação fosfatada, é crucial que as quantidades de P a serem aplicadas via fertilizantes minerais ou orgânicos devam satisfazer as necessidades nutricionais das plantas, favorecendo a ciclagem de outros nutrientes, além de evitar perdas colocando em risco a qualidade do ambiente ou diminuindo o rendimento das culturas. Todavia, embora haja avanços nas pesquisas com uso de fertilizantes orgânicos na nutrição das plantas e na fertilidade do solo, ainda são escassos estudos relacionados ao uso agrícola do CLE associado ao cultivo de plantas de cobertura em SPD e seus efeitos na disponibilidade de P no solo e na produtividade da cultura do milho cultivado na região de Cerrado.

3 Referências

Abreu-Junior CH, Oliveira MGD, Cardoso PHS, Mandu TDS, Florentino AL, Oliveira FC, Reis JV, Álvares CA, Stape JL, Nogueira TAR, Capra GF, Ele Z (2020) Sewage sludge application in Eucalyptus urograndis plantation: availability of phosphorus in soil and wood production. **Frontiers in Environmental Science** 8:116.

Afáz DCS, Bertolazi KB, Viani RAG, Souza C. F (2017) Composto de lodo de esgoto para o cultivo inicial de eucalipto. **Revista Ambiente & Água** 12:112–123.

Almeida MEN, Souza IAM, Elias NC, Sousa GV, Castro RS, Santos PM (2021) Avaliação de compostagem e de compostos associados a bagaço de malte, cama de aviário e gesso de jazida. **Acta Tecnológica** 14:93–104.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS (ANDA). Estatísticas. Disponível em: <<http://anda.org.br>>. Acesso em: 03 set. 2021.

Balbino LC, Cordeiro LAM, Oliveira P, Kluthcouski J, Galerani PR, Vilela L (2012) **Agricultura sustentável por meio da integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF).** Embrapa Cerrados.

Belhaj D, Elloumi N, Jerbi B, Zouari M, Abdallah FB, Ayadi H, Kallel M (2016) Effects of sewage sludge fertilizer on heavy metal accumulation and consequent responses of sunflower (*Helianthus annuus*). **Environmental Science and Pollution Research** 2320168–20177.

Benites VM (2015) **A importância da pesquisa na avaliação da eficiência das tecnologias em fertilizantes fosfatados no Brasil.** Boletim Informativo da SBSCS. Rio Verde-GO.

Berton SR, Nogueira TAR (2010) Uso de Lodo de esgoto na agricultura. In: Coscione AR, Nogueira TAR, Pires AMM (Eds.) **Uso Agrícola de Lodo de Esgoto: avaliação após a Resolução n. 375 do Conama.** Botucatu: FEPAF. Cap. 2, p. 31–50.

Bloem E, Albiñ A, Elving J, Hermann L, Lehmann L, Sarvi M, Schaaf T, Schick J, Turtola E, Ylivainio K (2017). Contamination of organic nutrient sources with potentially toxic elements, antibiotics and pathogen microorganisms in relation to P fertilizer potential and treatment options for the production of sustainable fertilizers: a review. **Science of the Total Environment** 607:225–242.

BRASIL (2020) Instrução normativa nº 61, de 8 de julho de 2020. **Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura.** Diário Oficial da União, Brasília, DF, ed.134, p. 5, 15 jul. 2020a. Seção 1.

BRASIL (2020) Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020. **Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de bio sólido em solos, e dá outras providências.** Diário Oficial da União, Brasília, DF, ed.161, p. 265, 21 ago. 2020b. Seção 1.

Collivignarelli MC, Abbà A, Frattarola A, Carnevale MM, Padovani S, Katsoyiannis I, Torretta V (2019) Legislation for the reuse of biosolids on agricultural land in Europe: Overview. **Sustainability** 11(21): 6015.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Perspectivas para a agropecuária / Companhia Nacional de Abastecimento – v.7 – Brasília: Conab, 2019.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **1º Levantamento da Safra Grãos 2021/22**. Brasília: Companhia Nacional de Abastecimento. 2021.

Condron LM, Goh KM (1989) Effects of long-term phosphatic fertilizer applications on amounts and forms of phosphorus in soils under irrigated pasture in New Zealand. **European Journal of Soil Science** 40:383–395.

Curci M, Lavecchia A, Cucci G, Lacolla G, Corato U, Crecchio C (2020) Short-term effects of sewage sludge compost amendment on semiarid soil. **Soil System** 4:48.

Davalo MJ (2017) **Qualidade química e fracionamento do fósforo de dois Latossolos adubados com lodo de esgoto**. 83 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Jaboticabal.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa do Solo. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, CNPS, 1997, 212 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA – EMBRAPA. **Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira**. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA – EMBRAPA. **Esclarecimentos sobre uso de agrominerais silicáticos (remineralizadores) na agricultura** - Esclarecimentos Oficiais. Brasília, DF: Embrapa, 2020.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA – EMBRAPA. **Solo: Solos do Cerrado**. Brasília, DF: Embrapa, 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/bioma-cerrado/solo>. Acesso em: 02 de set. 2023.

Elsalam HEA, El- Sharnouby ME, Mohamed AE, Raafat BM, El-Gamal EH (2021) Effect of Sewage Sludge Compost Usage on Corn and Faba Bean Growth, Carbon and Nitrogen Forms in Plants and Soil. **Agronomy** 11:628.

Fink JR, Inda AV, Tiecher, T, Barrón V (2016). Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciencia e agrotecnologia** 40:369–379.

Florentino AP, Sharaf A, Zhang L, Liu Y (2019) Overcoming ammonia inhibition in anaerobic blackwater treatment with granular activated carbon: the role of electroactive microorganisms. **Environmental Science: Water Research & Technology** 5(2):383–396.

Fukase E, Martin Will (2020) Crescimento económico, convergência e procura e oferta mundial de alimentos. **Desenvolvimento Mundial** 132:104954.

Gatiboni LC (2003) **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. 231 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Universidade Federal de Santa Maria – UFMS, Santa Maria.

Gatiboni LC, Kaminski J, Rheinheimer DS, Brunetto G (2008) Fósforo da biomassa microbiana e atividade de fosfatases ácidas durante a diminuição do fósforo disponível no solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 43:1085–1091.

Gatiboni LC, Brunetto G, Rheinheimer DS, Kaminski J (2013) **Fracionamento químico das formas de fósforo do solo: usos e limitações**. In: Araújo AP, Alves BJR (Ed.). Tópicos em ciência do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo 8:141–187.

Ghini R, Fortes NLP, Navas-Cortes JA, Silva CA, Bettiol W (2016) Combined effects of soil biotic and abiotic factors, influenced by sewage sludge incorporation, on the incidence of corn stalk rot. **PLoS One** 11:e0155536.

Herring JR, Fantel RJ (1993). Phosphate rock demand into the next century: impact on world food supply. **Nonrenewable Resources** 2:226–246.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Território. Disponível em: <<http://brasilemsintese.ibge.gov.br/territorio.html>>. Acesso em: 10 set. 2023

Liang S, Yang L, Chen H, Yu W, Tao S, Yuan S, Xiao K, Hu J, Hou H, Liu B, Yang J (2021) Phosphorus recovery from incinerated sewage sludge ash (ISSA) and reutilization of residues for sludge pretreated by different conditioners. **Resources, Conservation and Recycling** 169:105524.

Lombardi Neto F, Drugowich M (1994) **Manual técnico de manejo e conservação de solo e água**. Campinas: CATI, 168 p.

Lopes AS (1983) **Solos sob “Cerrado”: características, propriedades e manejo**. Piracicaba: Instituto da Potassa e Fosfato 162 p.

Lopes AS, Guilherme LRG (2016) A career perspective on soil management in the Cerrado Region of Brazil. **Advances in Agronomy** 37:1–72.

Lu W, Ye R, Ming Z, Pan C, Abbas Y, Stegmann R, Wang H (2020) Performance evaluation in composting of sewage sludge with different bulking agents. **Journal of Environmental Engineering** 146:05020002.

McGill WB, Cole CV (1981). Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. **Geoderma** 26:267–286.

Malaquias CAA, Santos AJM (2016) Adubação organomineral e NPK na cultura do milho (*Zea mays* L.). **Pubvet** 11:424–537.

Mateo-Sagasta J, Raschid-Sally L, Thebo A (2015). Global wastewater and sludge production, treatment and use. **Wastewater: Economic asset in an urbanizing world** 15–38.

Mavakala BK, Faucheur SL, Mulaji CK, Laffite A, Devarajan N, Biey EM, Giuliani G, Otamonga JP, Kabatusuila P, Mpiana PT, Poté J (2016) Leachates draining from controlled municipal solid waste landfill: detailed geochemical characterization and toxicity tests. **Waste Management** 55:238–248.

Murphy J, Riley JP (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta** 27:31–36.

Nascimento L (2020) **Balança comercial do agronegócio soma US\$ 100,81 bilhões em 2020.** Agência Brasil. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/economia/noticia/2021-01/balanca-comercial-do-agronegocio-soma-us-10081-bilhoes-em-2020>. Acesso em: 02 de set. 2021.

Nogueira TAR, Sampaio RA, Soares FC, Machado FI (2006) Produtividade de milho e de feijão consorciados adubados com diferentes formas de lodo de esgoto. **Revista de Biologia e Ciências da Terra** 6:122–131.

Nogueira TAR, Franco A, Ele Z, Braga VS, Firme LP, Abreu-Junior CH (2013) Short-term usage of sewage sludge as organic fertilizer to sugarcane in a tropical soil bears little threat of heavy metal contamination. **Journal of Environmental Management** 114:168–177.

Bocchi SM, Camargos SL, Teixeira FMCM, Souza L, Coscione AR, Lavres J, Abreu-Junior CH, Ele Z, Zhao, Jani AD, Capra GF, Nogueira TAR. Residual effects of composted sewage sludge on nitrogen cycling and plant metabolism in a no-till common bean-palisade grass-soybean rotation. **Frontiers in Plant Science** 14:1281670.

Oliveira GSD, et al (2023) Common Bean Productivity and Micronutrients in the Soil–Plant System under Residual Applications of Composted Sewage Sludge. **Plants** 12:2153.

Ondreičková K, Piliarová M, Klčová L, Žofajová A, Gubiš L, Horník M, Gubišová M, Hudcovicová M, Kraic J (2021) The impact of sewage sludge on the fungal communities in the rhizosphere and roots of barley and on barley yield. **Open Life Sciences** 16:210–221.

ONU. (2015) Organização das Nações Unidas. **Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável.**

ONU. (2018) Organização das Nações Unidas. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.**

ONU. (2023) **Global Issues Population**. Disponível em: <https://www.un.org/há/global-issues/population>. Acesso em: 15 de ago. 2023.

Parfitt RL (1979) Anion adsorption by soils and soil materials. **Advances in agronomy**. 30:1–50.

PavinatháPS (2007) **Dinâmica do fósforo no solo em função do manejo e da presença de resíduos em superfície**. 145 f. Tese (Doutorado em Agricultura)– UNESP, Botucatu.

Pavinhão PS, Rosolem CA (2008) Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 32:911–920.

Pavinato PS, Merlin A, Rosolem CA (2009) Phosphorus fractions in Brazilian Cerrado soils as affected by tillage. **Soil and Tillage Research** 105:149–155.

Pavinato PS, Cherubin MR, Soltangheisi A, Gustavo C, Chadwick DR, Jones DL (2020) Revealing soil legacy phosphorus to promote sustainable agriculture in Brazil. **Scientific Reports** 10:15615.

Pavinato PS, Rocha GC, Cherubin MR, Harris I, Jones DL, Withers PJA (2020). Map of total phosphorus content in native soils of Brazil. **Scientia Agricola** 78.

Phung LD, Ichikawa M, Pham DV, Sasaki A, Watanabe T (2020) High yield of protein-rich forage rice achieved by soil amendment with composted sewage sludge and topdressing with treated wastewater. **Scientific Reports** 10:1–9.

Picariello E, Pucci L, Carotenuto M, Libralato G, Lofrano G, Baldatoni D (2021) Compost and sewage sludge for the improvement of soil chemical and biological quality of Mediterranean agroecosystems. **Sustainability** 13:26.

Prates AR, Coscione AR, Teixeira Filho MCM, Miranda BG, Arf O, Abreu-Junior CH, Oliveira FC, Moreira A, Galindo FS, Sartori MMP, He Z, Jani AD, Capr GF, Ganga A, Nogueira TAR (2020) Composted Sewage Sludge Enhances Soybean Production and

Agronomic Performance in Naturally Infertile Soils (Cerrado Region, Brazil). **Agronomy** 10:1677.

Raij BV, Cantarella H, Quaggio JÁ, Furlani AMC (1997) **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas, Instituto Agronômico de Campinas 285 p.

Raij BV, Andrade JC, Cantarella H, Quaggio JA (Ed.) (2001) **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico 285 p.

Raij BV (2011) **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: IPNI, 420 p.

Rheinheimer DS (2000) **Dinâmica do fósforo em sistemas de manejo de solos**. 210 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRS, Porto Alegre.

Rheinheimer DS, Anghinoni I, Conte E (2000) Fósforo da biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 24:589–59.

Rodrigues M, Pavinato PS, Withers PJA, Teles APB, Herrera WFB (2016) Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savana. **Science of the Total Environmental** 542:1050–1061.

Santos HG, Jacomine PKT, Anjos LHC, Oliveira VA, Oliveira JB, Coelho MR, Lumbre RJF, Cunha TJF (Ed.) (2006) **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos 306 p.

Santos DR, Gatiboni LC, Kaminski J (2008) Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural** 38:576–586.

Scolari DDG (2006) **Produção agrícola mundial: o potencial do Brasil**. Área de Informação da Sede-Capítulo em livro científico (ALICE).

Silva RS, Jalal A, Nascimento REN, Elias NC, Kawakami KC, ABREU JUNIOR C H, Oliveira FC, Jani AD, He Z, Zhao F, Teixeira Filho MCM, Rossetto R, Capra GF, Nogueira TAR (2022) Composted Sewage Sludge Application Reduces Mineral Fertilization Requirements and Improves Soil Fertility in Sugarcane Seedling Nurseries. **Sustainability** 14:1.

Sistema Internacional de Unidades: SI. Duque de Caxias:INMETRO/CICMA/SEPIN, 2012. 94 p.

Soltangheisi A, Rodrigues M, Coelho MJA, Gasperini AM, Sartor LR, Pavinato PS (2018) Changes in soil phosphorus lability promoted by phosphate sources and cover crops. **Soil and Tillage Research** 179:20–28.

Sousa DMG, Lobato E (Ed.) (2004) **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2. ed. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados 416 p.

Sousa DMG, Lobato E (2021) **Latossolos**. Agência Embrapa de Informação Tecnológica (Embrapa). Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia16/AG01/arvore/AG01_96_10112005101956.html. Acesso em: 20 set. de 2023.

Taiz L, Eduardo Z (2016) Fisiologia Vegetal. 5ª ed, Porto Alegre. Artmed.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. (1971) **Methods of chemical analysis for water and wastes**. Cincinnati 312p.

Withers PJ, Rodrigues M, Soltangheisi A, Carvalho TS, Guilherme LR, Benites VDM, Gatiboni LC, Sousa DMG, Nunes RS, Rosolem CA, Andreote FD, Oliveira A, Coutinho ELM, Pavinato, P. S. (2018). Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports** 8:1–13.

CAPÍTULO 2 – Sistema plantio direto e plantas de cobertura associados a aplicações de composto de lodo de esgoto aumentam as frações disponíveis de fósforo no solo

RESUMO – O fósforo (P) usualmente é um nutriente limitante para a obtenção de adequados rendimentos na agricultura. A escassez futura esperada de fertilizantes minerais fosfatados já se reflete na segurança alimentar. O composto de lodo de esgoto (CLE) possui em sua composição elevadas quantidades de P, podendo substituir parcialmente o uso de fertilizantes fosfatados. No presente estudo, objetivou-se avaliar formas de P em solo de Cerrado cultivado com plantas de cobertura no sistema plantio direto (SPD) e adubação com fertilizante orgânico (CLE) e mineral. Adotou-se o delineamento experimental em blocos casualizados com parcelas subdivididas no tempo, sendo seis tratamentos principais (0,0; 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ de CLE, base úmida e um tratamento somente com adubação mineral convencional), três tratamentos secundários (3º, 4º e 5º ano agrícola) e quatro repetições. Após cada cultivo foram coletadas amostras de solo nas profundidades 0,0–0,1 m e 0,1–0,2 m para avaliar as frações de P total, P orgânico e P inorgânico, além das formas de P lábil, P moderadamente lábil e P não lábil. A adubação com CLE contribuiu para aumentar os teores de P no solo, tanto na fração lábil, como nas frações modernamente lábil e não lábil na camada mais superficial do solo (0,0–0,1 m de profundidade), especialmente no ano em que foi realizada aplicação das doses de CLE. O cultivo de plantas de cobertura incrementou o P orgânico na camada mais superficial do solo. Os tratamentos que receberam doses de CLE apresentaram teores de P lábil e moderadamente lábil superiores ao tratamento com adubação mineral. Nossos resultados demonstram que a adubação com CLE associada ao cultivo com plantas de cobertura SPD incrementa frações disponíveis de P no solo.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes, Fertilizantes, Objetivos de desenvolvimento sustentável, Rotação de culturas.

No-till and cover crops associated with composted sewage sludge applications increase soil available phosphorus fractions

ABSTRACT – Reduced supplies of plant available phosphorus (P) is often limits crop productivity in many regions of the world. The expected future shortage of P mineral fertilizers is already reflected in low food security in many regions. Composted sewage sludge (CSS) has large amounts of P and can partially replace the use of P fertilizers. The objective of this study was to evaluate forms of P in a Cerrado soil cultivated with cover crops under no-till (NT) and fertilization with organic (CSS) and mineral fertilizers. The experiment was conducted using a split plot experimental design in time with four replications. Six main plot treatments (0.0, 5.0, 7.5, 10.0, and 12.5 Mg ha⁻¹ of SSC, wet basis and one treatment with conventional mineral fertilization only) and three split plot treatments (3rd, 4th and 5th crop year) were tested. After the 5th year of cultivation, soil samples were collected at depths of 0.0–0.1 m and 0.1–0.2 m to evaluate the fractions of total P, organic P, and inorganic P, in addition to the forms of labile P, moderately labile P and non-labile P. Fertilization with CSS contributed to increasing P concentrations in the soil, both in the labile fraction and in the moderately labile and non-labile fractions at 0.0–0.1 m depth, especially in the year when CSS was applied. The cultivation of cover crops increased soil organic P in the top layer. The treatments that received rates of CSS presented labile and moderately labile P concentrations higher than the treatment with mineral fertilizer. Our results demonstrate that fertilization with CSS associated with cover crops under NT increases soil P fractions.

Keywords: Nutrient cycling, Fertilizers, Sustainable development goals, Crop rotation

1. Introdução

O fósforo (P) é frequentemente um nutriente limitante na agricultura e seu fornecimento está intimamente relacionado a manutenção da produção de alimentos e mitigação da poluição de ecossistemas (Langhans et al., 2022). Manejar de forma eficiente a adubação fosfatada, garante a segurança alimentar, reduzindo a fome no mundo e colaborando para atingir as metas estabelecidas entre os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que fazem parte da chamada “Agenda 2030” da Organização das Nações Unidas (ONU, 2022).

Os aumentos recordes na safra de grãos no Brasil – com produção 323 milhões de toneladas na safra 2022/23 (CONAB, 2023) e a escassez de oferta de fertilizantes NPK no mercado interno, fazem com que o país seja altamente dependente da importação desses insumos agrícolas (Torres e Campos, 2022). No caso do P, parte da sua reposição no solo é feita pela incorporação de matéria orgânica vinda de restos culturais/animais (P orgânico) e aplicação de fertilizantes minerais (P inorgânico). Todavia, o P possui alta afinidade pelos coloides do solo. Isso ocasiona baixa eficiência da adubação fosfatada, em especial, em condições de elevada acidez e/ou alcalinidade. Tal fato interfere na disponibilidade do nutriente afetando a eficiência de uso pelas plantas, com consequências diretas na produtividade (Tiecher et al., 2015, Gérard, 2016, Rigon et al., 2022).

Os solos tropicais apresentam naturalmente baixos teores disponíveis de P e necessitam de adubação por meio de fontes externas, levando a extensa exploração das reservas de minério fosfatado para a produção de fertilizantes. Os solos da região do Cerrado são constituídos em grande parte por Latossolos, com cerca de 46% da área do bioma (EMBRAPA, 2021). Esse tipo de solo apresenta como característica baixa capacidade de troca de cátions, textura média ou muito argilosa, baixo teor de matéria orgânica e retenção de água, tendo como principal constituinte a caulinita, óxidos de Fe e Al, sendo que estes óxidos têm grande influência na retenção de P no solo (Novais et al., 2007, Lopes e Guilherme, 2016). Em função disso, a eficiência de recuperação de P nesses solos é muito baixa, gerando um residual de P chamado de “legacy P” no solo. Estima-se que de 1967 a 2016 há um acúmulo de 33,4 Tg de P residual (P legacy) nos

solos brasileiros, com o legado de P acumulado até 2050 podendo alcançar aproximadamente 106,5 Tg, sendo assim um recurso de US\$ 70 bilhões residindo no solo (Rodrigues et al., 2016; Pavinato et al., 2020; Torres e Campos, 2022).

Além dos fertilizantes minerais convencionais usados no fornecimento de P às plantas, fontes alternativas estão sendo avaliadas a fim de conhecer a viabilidade agrônoma desses produtos no suprimento da demanda desse nutriente no solo, visando a sustentabilidade da atividade agrícola e redução de possíveis impactos ambientais. Uma dessas fontes é o lodo de esgoto (LE), que é o principal subproduto gerado das Estações de Tratamento de Esgotos sanitários (ETEs). No Brasil, cerca de 5,8 bilhões de m³ de esgoto são coletados anualmente, com 4,5 bilhões de m³ sendo minimamente tratado (Brasil, 2019). Por ser um resíduo gerado em larga escala, é uma fonte constante de preocupação referente à sua disposição final em aterros sanitários (Belhaj et al., 2016; Liang et al., 2021; Ondrejčková et al., 2021). No Brasil, após passar pelo processo de compostagem termofílica, o LE pode ser registrado junto ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) como fertilizante orgânico Classe B, conhecido como composto de lodo de esgoto (CLE) (Brasil, 2020a).

O CLE quando aplicado em solos tropicais aumentam a quantidade de matéria orgânica (MO), podendo influenciar nos atributos químicos do solo, restando maior quantidade de nutrientes e aumentando o teor de P disponível no solo (Araújo et al., 2022). Ademais, associado a rotação de culturas por meio de práticas de manejo conservacionista do solo como o sistema plantio direto (SPD), podem promover mudanças significativas nas formas orgânicas e níveis de P acumulado do solo, uma vez que as plantas de cobertura podem realizar a ciclagem do P, favorecer a maior densidade e exploração de raízes, aumentar a quantidade de exsudação de compostos orgânicos e de matéria orgânica (Soltangheisi et al., 2018; Wu et al., 2020; Rodrigues et al., 2021).

Recentemente, há comprovações da viabilidade agrônoma do uso do CLE como fertilizante orgânico em especial para o fornecimento P, N e micronutrientes (Jakubus e Bakinowska, 2018; Prates et al., 2020, 2022; Elsalam et al., 2021; Lanno et al., 2021; Oliveira et al., 2023; Silva et al. 2023). Apesar de já existirem evidências positivas do uso do CLE na agricultura, ainda são escassas pesquisas avaliando

sucessivas aplicações de CLE como fertilizante orgânico associado ao cultivo de plantas de cobertura e sua influência nas formas de P no solo, sobretudo na região do Cerrado brasileiro.

Com base no exposto, estabelecemos a hipótese de que o SPD manejado com plantas de cobertura e rotação de culturas associadas à adubação com CLE aumenta a disponibilidade de P no solo, reduzindo potencialmente a fixação desse nutriente em frações não lábeis, além de possibilitar liberação gradual do P, com efeito residual e redução na aplicação de fertilizantes minerais. Desse modo, objetivou-se com o presente estudo, avaliar os efeitos de sucessivas aplicações de doses de CLE nas formas de P em solo sob SPD na região do Cerrado.

2. Material e métodos

2.1 Descrição da área experimental

O experimento foi desenvolvido em condições de campo, no município de Selvíria/MS, Brasil ($20^{\circ}20'35''$ S e $51^{\circ}24'04''$ W, com altitude de 358 m) (Figura 1).

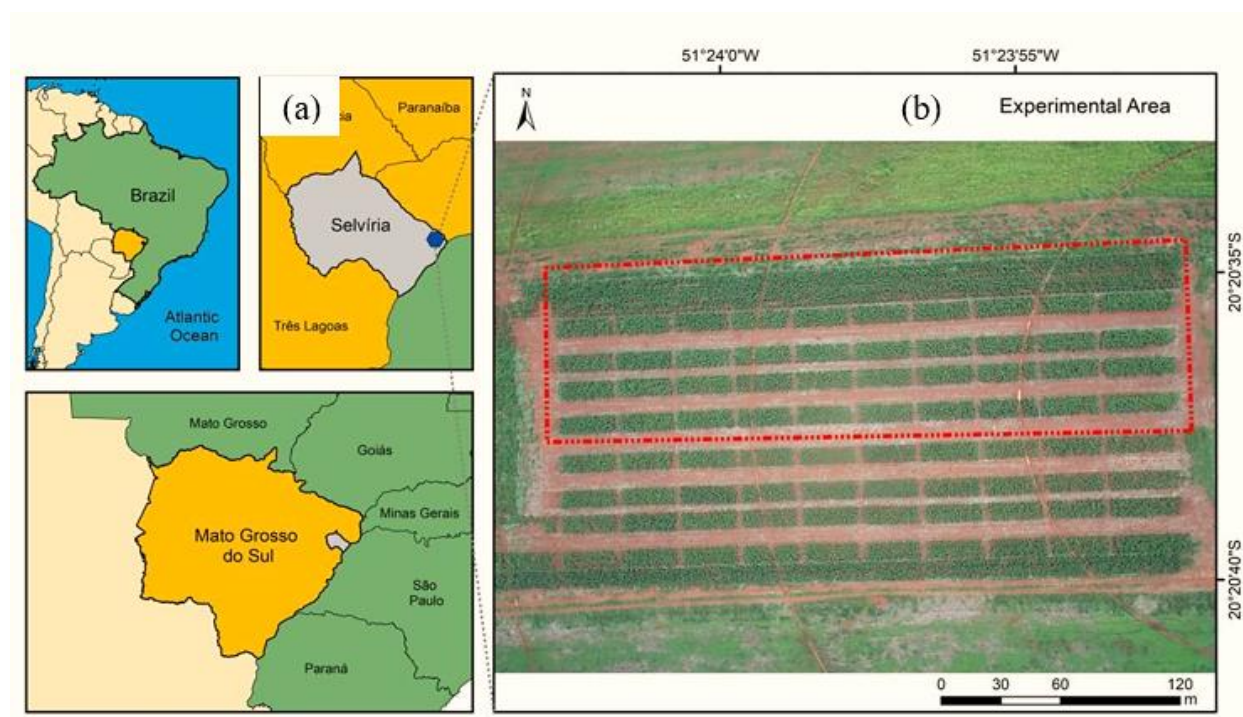


Figura 1. Local de estudo: município de Selvíria, MS (a) e imagem aérea da área experimental (b).

A região apresenta médias anuais para precipitação pluvial de 1,370 mm, temperatura de 24,5 °C e umidade relativa do ar de 75%. O tipo climático da região é o Aw, segundo classificação de Köppen, caracterizado por verões chuvosos e invernos secos (Lombardi Neto e Drugowich, 1994). Durante toda a realização do experimento foram coletados os dados mensais referentes às temperaturas máxima e mínima, umidade relativa do ar e precipitação pluvial (Figura 2). O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho Distrófico típico argiloso (Santos et al., 2018), o qual estava sendo cultivado com milho em sistema convencional e sem irrigação, por aproximadamente 10 anos.

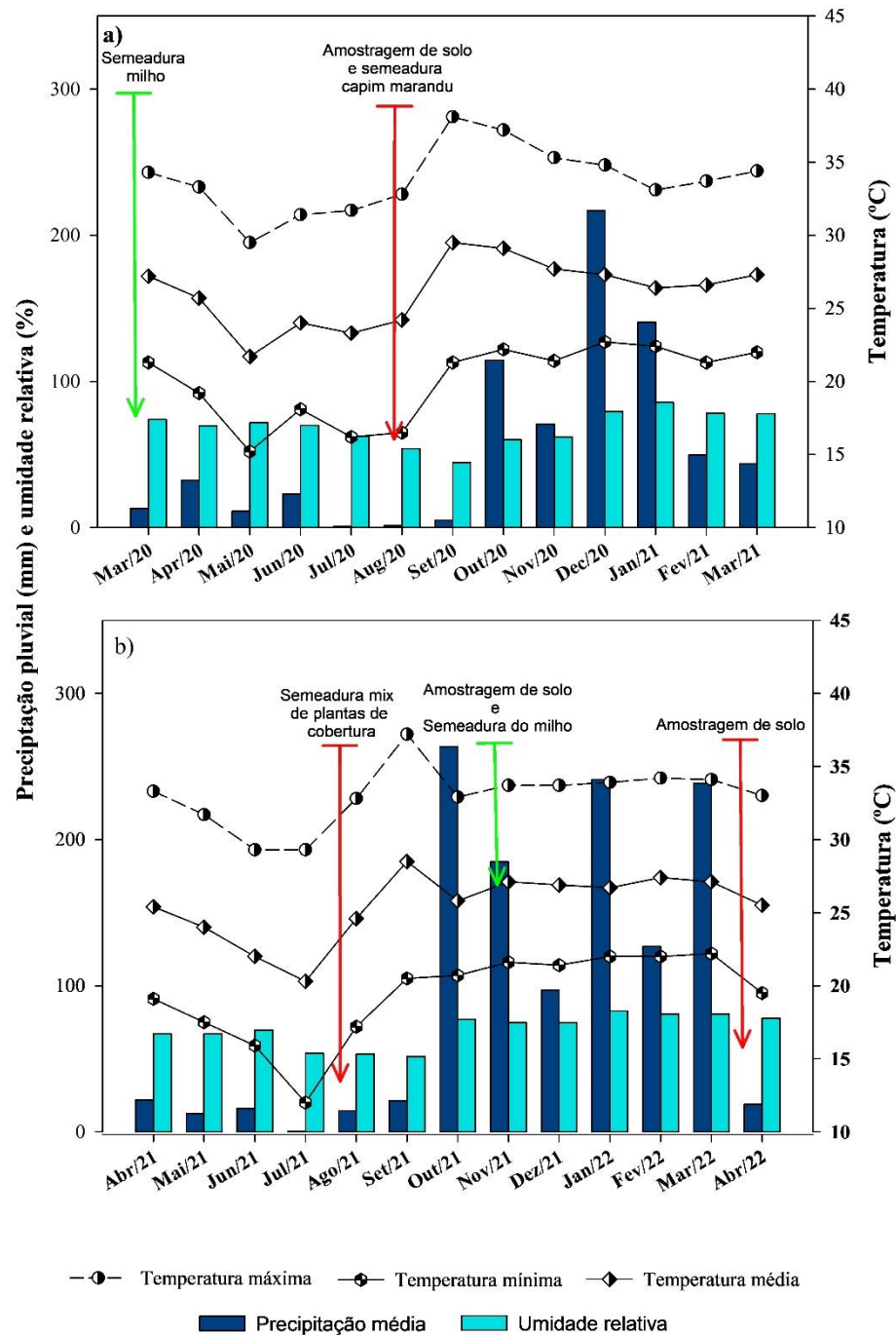


Figura 2. Médias mensais de precipitação pluvial, umidade relativa do ar, temperaturas média, máxima e mínima obtidas durante o cultivo das culturas de milho, capim-marandu e mix de plantas de cobertura (2ª safra de 2020, safra verão 2020/21, safra inverno 2021 (a) e 1ª safra de 2021/22 (b)). Informações obtidas pela Estação Agrometeorológica Clima, Ilha Solteira, SP.

2.2 Delineamento experimental e tratamentos

Adotou-se o delineamento experimental em blocos casualizados com parcelas subdividas no tempo, com seis tratamentos principais, três tratamentos secundários e quatro repetições, totalizando 72 unidades experimentais e 24 unidades em cada ano agrícola. Os seis tratamentos principais são: cinco doses de composto de lodo de esgoto – (0,0; 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹, base úmida) e um tratamento sem aplicação do CLE e com adubação mineral convencional. Ao final do período de avaliação, safra do ano agrícola 2021/22, as doses acumuladas de CLE totalizaram: 0,0; 15,0; 22,5; 30,0 e 37,5 t ha⁻¹ (base úmida).

2.3 Obtenção e caracterização do lodo de esgoto

O CLE foi obtido junto à empresa Tera Ambiental Ltda, localizada em Jundiaí, SP. Trata-se de um fertilizante orgânico Classe B (Brasil, 2020a), produzido a partir da compostagem termofílica de resíduos orgânicos urbanos diversos. A principal matéria prima que compõe o produto é o lodo de esgoto sanitário, cerca de 70% em massa, advindo do tratamento de esgotos sanitários em Jundiaí e municípios vizinhos. Além do lodo de esgoto, também entra no processo de compostagem, lodos de Sistemas de Tratamento de Águas Residuárias geradas em Agroindústrias, tais como cervejarias e indústrias de alimentos diversos, restos de frutas, legumes e verduras, pré e pós consumo, segregados na fonte e coletados de forma diferenciada, restos de produtos alimentícios industrializados e inservíveis entre outros.

O CLE foi caracterizado quanto a composição química (pH, CTC, MO, C-orgânico, umidade, As, Ba, B, Cd, Ca, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Mo, N, Na, Ni, P, Pb, S, Se e Zn) e microbiológica (coliformes termotolerantes, salmonella e ovos viáveis de helmintos), seguindo as recomendações preconizadas na Resolução nº 375 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama (CONAMA, 2006), sendo considerado apropriado para uso nesse estudo. A aplicação do CLE foi realizada levando-se em conta a umidade do material, sendo: 1º ano = 41,0 ± 0,3, 2º ano = 34,4 ± 0,5 e 5º ano = 36,7 ± 0,1 (Tabela 1).

Tabela 1. Composição química e microbiológica de amostras do composto de lodo de esgoto (Média $\pm$ desvio-padrão; $n = 3$).

Característica	Unidade	2017/18	2018/19	2021/22	Valor permitido
<i>Química</i>		Base seca			
pH _(CaCl₂)	-	7,0 $\pm$ 0,1	7,3 $\pm$ 0,1	8,0 $\pm$ 0,4	-- ⁽²⁾
Umidade (60–65 °C)	%	41,0 $\pm$ 0,3	34,4 $\pm$ 0,5	36,7 $\pm$ 0,1	--
Umidade Total	%	45,5 $\pm$ 0,2	35,8 $\pm$ 0,6	38,2 $\pm$ 0,1	--
MO Total (Combustão)	g kg ⁻¹	308,7 $\pm$ 10,0	255,0 $\pm$ 7,4	200,0 $\pm$ 26,8	--
CTC	mmol _c dm ⁻³	520 $\pm$ 20,0	--	263,3 $\pm$ 81,4	--
C/N	-	12,0 $\pm$ 0,8	9 $\pm$ 0,58	11,0 $\pm$ 3,5	--
Nitrogênio Total	g kg ⁻¹	13,9 $\pm$ 0,3	15,3 $\pm$ 1,5	10,7 $\pm$ 3,0	--
Fósforo (P ₂ O ₅) Total	g kg ⁻¹	12,3 $\pm$ 1,4	14,1 $\pm$ 0,0	16,5 $\pm$ 4,5	--
Enxofre (S) Total	g kg ⁻¹	4,8 $\pm$ 0,3	8,4 $\pm$ 1,4	7,3 $\pm$ 0,9	--
Sódio	mg kg ⁻¹	3930,0 $\pm$ 32,0	3915 $\pm$ 41,2	--	--
Potássio	g kg ⁻¹	6,0 $\pm$ 2,2	8,2 $\pm$ 0,4	4,7 $\pm$ 2,8	--
Cálcio	g kg ⁻¹	19,4 $\pm$ 4,4	31,1 $\pm$ 1,1	41,7 $\pm$ 17,4	--
Magnésio	g kg ⁻¹	5,2 $\pm$ 0,5	9,9 $\pm$ 0,2	11,3 $\pm$ 2,2	--
Arsênio	mg kg ⁻¹	3,2 $\pm$ 1,8	--	3,3 $\pm$ 1,1	20,0
Boro	mg kg ⁻¹	94,0 $\pm$ 4,5	94,0 $\pm$ 4,6	--	--
Cádmio	mg kg ⁻¹	1,0 $\pm$ 0,1	--	1,0 $\pm$ 0,4	3,0
Cobre	mg kg ⁻¹	237,0 $\pm$ 16,5	191,2 $\pm$ 5,8	246,3 $\pm$ 69,0	--
Chumbo	mg kg ⁻¹	18,0 $\pm$ 1,6	--	17,6 $\pm$ 0,7	150,0
Cromo	mg kg ⁻¹	54,25 $\pm$ 1,8	--	64,4 $\pm$ 1,0	--
Ferro	mg kg ⁻¹	16400 $\pm$ 1300	14708 $\pm$ 249	12405 $\pm$ 5225	--
Manganês	mg kg ⁻¹	246,0 $\pm$ 37,0	310,0 $\pm$ 15,0	591 $\pm$ 89,1	--
Mercúrio	mg kg ⁻¹	0,22 $\pm$ 0,1	--	0,13 $\pm$ 0,1	1,0
Molibdênio	mg kg ⁻¹	5,7 $\pm$ 0,2	--	6,6 $\pm$ 2,4	--
Níquel	mg kg ⁻¹	26,5 $\pm$ 0,5	--	23,3 $\pm$ 4,6	70,0
Zinco	mg kg ⁻¹	456 $\pm$ 8,0	684 $\pm$ 7,2	1083 $\pm$ 339,5	--
<i>Microbiológica</i>					
<i>Salmonella</i> sp.	NMP/10g	Ausente	Ausência em 10 g de MS		
Coliformes Termotolerantes	NMP/g	0	1.000,0		
Ovos Viáveis	de Ovos/g de ST	0,12	1,0		
Helmintos					

⁽¹⁾ Instrução normativa Nº 7 MAPA (2016). ⁽²⁾ Não determinado. NMP = Número mais provável. CTC: Capacidade de troca catiônica. Nos anos agrícolas 2019/20 e 2020/21, optou-se por avaliar o efeito residual do composto, não havendo aplicação de CLE.

2.4 Instalação e desenvolvimento do experimento

O experimento foi instalado em agosto de 2017. Cada unidade experimental tinha 35 m² (3,5 m x 10 m). A área útil da parcela foi constituída pelas três linhas centrais de milho, sendo eliminados como bordadura 2,5 m de cada extremidade. Nos anos agrícolas 2017/18 e 2018/19, foram cultivados sucessivamente a cultura do arroz (*Oryza sativa* L.) cv. BRS Esmeralda no verão e do feijão-comum (*Phaseolus vulgaris* L.) cv. BRS Estilo no inverno. No ano agrícola 2019/20, foi implantado o sistema plantio direto (SPD) por meio do cultivo do capim-marandu (*Urochloa brizantha* cv. Marandu) e do híbrido de milho (*Zea mays* L.) AG 7098 na segunda safra. No ano agrícola 2020/21, optou-se por cultivar na sequência o capim-marandu e um mix de plantas de cobertura, sendo: nabo forrageiro (*Raphanus sativus*), crotalária juncea (*C. juncea*) e milheto (*Pennisetum glaucum*). Na safra do ano agrícola 2021/22, foi cultivado milho (Tabela 2).

Tabela 2. Sistema de cultivo, culturas e tratamentos avaliados em função do ano agrícola.

Ano agrícola	Tratamentos	Sistema de cultivo e culturas estudadas
1º 2017/18	0,0; 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha ⁻¹ de CLE (base úmida) e AMC	SC = 1ª safra: arroz 2ª safra: feijão
2º 2018/19	0,0; 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha ⁻¹ de CLE (base úmida) e AMC	SC = 1ª safra: arroz 2ª safra: feijão
3º 2019/20	Efeito residual do CLE e AMC	SPD = capim-marandu 2ª safra: milho
4º 2020/21	Efeito residual do CLE e AMC	SPD = capim-marandu mix de PC
5º 2021/22	0,0; 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha ⁻¹ de CLE (base úmida) e AMC	SPD = 1ª safra: milho

CLE: Composto de lodo de esgoto. SC: Sucessão de culturas. SPD: Sistema plantio direto. PC: Planta de cobertura. AMC: Adubação mineral convencional. Planta de cobertura “mix”: nabo forrageiro, crotalária juncea e milheto.

Antes da instalação do experimento, foram realizadas amostragens do solo nas camadas de 0,0–0,2 m e 0,2–0,4m de profundidade para caracterizações física (Teixeira et al., 2017) e química (Raij et al., 2001) (Tabela 3).

Tabela 3. Atributos químicos⁽¹⁾ e físicos⁽²⁾ do solo utilizado no experimento (média ± desvio-padrão; $n = 3$).

Camada	pH _(CaCl2)	MO	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	CTC
m		g dm ⁻³	mg dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³						
0,0–0,2	4,5±0,1	19±1,2	16±0,6	1,7±0,2	13±0,6	12±1,0	4±0,0	37±2,3	27,0±1,7	63,7±0,9
0,2–0,4	4,7±0,1	14±0,6	9±0,0	0,7±0,2	11±0,6	10±0,0	2±0,6	32±1,7	22,1±0,7	54,1±2,5
Camada	V	S-SO ₄	B	Cu ¹	Fe ¹	Mn ¹	Zn ¹	Areia	Silte	Argila
m	%	mg dm ⁻³						g kg ⁻¹		
0,0–0,2	42±3,2	15±0,6	0,22±0,0	1,8±0,1	15±0,6	18,8±0,6	0,6±0,0	553±1,3	81±0,3	372±1,9
0,2–0,4	41±0,6	8±0,6	0,15±0,0	1,4±0,1	8±0,6	7,3±0,7	0,2±0,0			

MO: matéria orgânica. ¹: Extração com DTPA. ⁽¹⁾Raijet al. (2001). ⁽²⁾Teixeira et al. (2017). CTC = Capacidade de troca catiônica. SB = Soma de bases. V = Saturação por bases.

O preparo inicial da área experimental foi realizado com uma escarificação até 0,3 m de profundidade. Com base nos resultados da avaliação da fertilidade do solo (Tabela 3), foi realizada aplicação de 2,2 t ha⁻¹ de calcário agrícola PRNT de 80%, objetivando elevar a saturação por bases a 70%. Na sequência, foi aplicado de 1,8 t ha⁻¹ de gesso agrícola, objetivando aumentar os teores de Ca⁺² e reduzir os teores de Al⁺³ na camada de 0,2–0,4 m de profundidade (Raij et al., 1997). Estes insumos foram aplicados superficialmente em área total e não foram incorporados ao solo.

Nos anos agrícolas 2017/18 e 2018/19, antes da aplicação do CLE (15 dias antes da semeadura) realizou-se a dessecação da cobertura vegetal da área previamente definida mediante a aplicação de herbicida glifosato (1,800 g ha⁻¹ do i.a.) e 2,4-D (670 g ha⁻¹ do i.a.). Em seguida, em função dos tratamentos, o CLE foi distribuído de forma manual em área total cinco dias antes da semeadura das plantas de arroz. Para tal, levou-se em conta a umidade do material.

Anteriormente a semeadura das culturas, foi realizado o tratamento das 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). As sementes de feijão também foram inoculadas com *Rhizobium tropici*. A semeadura do cultivar de arroz BRS Esmeralda na safra (25/11/17 e 03/11/18) e do cultivar de feijão BRS Estilo na segunda safra (05/05/18 e 08/05/19), foram realizadas mecanicamente.

Na adubação de semeadura da cultura do arroz utilizou-se 300 kg ha⁻¹ da formulação NPK 8-28-16. Apenas nas parcelas referentes ao tratamento com adubação convencional, foram aplicados 1,0 kg ha⁻¹ de B usando-se ácido bórico (H₃BO₃) e Zn na forma de sulfato de zinco (ZnSO₄) nas doses de 5,0 kg ha⁻¹ e 3,0 kg ha⁻¹ nas safras dos anos agrícolas 2017/18 e 2018/19, respectivamente. A adubação nitrogenada de cobertura (dose de 100 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia) na cultura do arroz foi parcelada em duas vezes, com metade da dose aplicada na fase do perfilhamento e metade no início da diferenciação da panícula (Raij et al., 1997). Após a adubação de cobertura a área foi irrigada via pivô central (lâmina de 14 mm) para minimizar as perdas de N por volatilização.

Na semeadura do feijão, em ambos os anos agrícolas foi utilizada a dose de 400 kg ha⁻¹ do adubo de formulação 04-20-20 (na forma de ureia, superfosfato triplo e cloreto de potássio) somente nas parcelas de adubação convencional. Neste mesmo tratamento, também foi realizada a adubação com micronutrientes, sendo aplicado 1 kg ha⁻¹ de B na forma de ácido bórico (H₃BO₃). Já a adubação nitrogenada de cobertura teve sua dose dividida em duas aplicações, sendo fornecido 50 kg ha⁻¹ de N (na forma de ureia) aos 15 dias após a semeadura (DAS) e 40 kg ha⁻¹ de N aos 30 DAS nas parcelas de tratamento convencional, e apenas 50 kg ha⁻¹ de N aos 15 DAS nas parcelas que receberam adição do CLE. Na safra do ano agrícola 2018/19, somente as parcelas com adubação convencional receberam a aplicação de ureia, na mesma dose do ano anterior (90 kg ha⁻¹). A distribuição dos fertilizantes minerais foi realizada de forma manual, sobre a superfície do solo, sem incorporação, ao lado de aproximadamente 0,8 m das linhas de semeadura, a fim de se evitar o contato do fertilizante com as plantas. Após as aplicações, a área foi irrigada via pivô central. Nos dois primeiros anos de cultivo em sucessão optou-se pela aplicação dos fertilizantes NPK, uma vez que o foco inicial era a avaliação do CLE como fonte de micronutrientes.

Após a colheita do feijão em agosto de 2019, foi realizada a semeadura da *Urochloa brizantha* cv. Marandu em rotação com a cultura do milho segunda safra, no ano agrícola de 2019/20. Aproximadamente 15 dias antes da semeadura das culturas (20/11/2019 e 03/03/2020), foi realizada a dessecação da cobertura vegetal da área mediante a aplicação de herbicida glifosato (1,800 g ha⁻¹ do i.a.) e 2,4-D (670 g ha⁻¹ do i.a.).

Na semeadura do capim-marandu, somente as parcelas de adubação mineral convencional foram adubadas com 40 kg ha⁻¹ de P (na forma de superfosfato simples). Ainda, apenas neste tratamento, foi realizada a adubação nitrogenada de cobertura aos 50 DAS, com a aplicação de 40 kg ha⁻¹ de N (na forma de ureia).

Na segunda safra (2019/20), a cultura do milho (híbrido AG 7098) foi semeada em 18/03/2020. Na adubação de semeadura das parcelas de adubação convencional, foram utilizados 320 kg ha⁻¹ do adubo NPK de formulação 08-28-16 (ureia, superfosfato triplo e cloreto de potássio) e foi realizada a adubação com micronutrientes na dose de 1,0 kg

ha⁻¹ de B na forma de ácido bórico (H₃BO₃). A adubação nitrogenada de cobertura foi realizada aplicando-se 90 kg ha⁻¹ de N (na forma de ureia) somente nas parcelas de adubação convencional, quando as plantas atingiram o estágio V6 (20 dias após a emergência).

Na primeira safra do ano agrícola 2020/21, novamente foi semeado na área a *Urochloa brizantha* cv. Marandu, repetindo-se as ações de semeadura e condução do ano agrícola 2019/2020. A semeadura do capim-marandu foi realizada em 26/08/2020. A adubação foi realizada somente nas parcelas de adubação mineral convencional, com a aplicação de 30 kg ha⁻¹ de K₂O (na forma de cloreto de potássio) e 40 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (na forma de superfosfato simples). A adubação nitrogenada de cobertura foi realizada 30 DAE com a aplicação de 40 kg ha⁻¹ de N (na forma de ureia).

Um mix de plantas de cobertura foi semeado na área no dia 02/08/2021, sendo utilizado 12 kg ha⁻¹, 24 kg ha⁻¹ e 2 kg ha⁻¹ de sementes para as plantas de cobertura milheto, crotalária *juncea* e nabo forrageiro, respectivamente. As plantas foram semeadas mecanicamente com espaçamento de 0,34 m.

Na safra 2021/22, a semeadura do milho ocorreu no dia 22/11/2021. Cinco dias antes da semeadura, o CLE foi distribuído de forma manual e sem incorporação, levando-se em conta a umidade do material. O milho (híbrido AG 8088) foi cultivado com espaçamento de 0,45 m resultando em sete linhas de cultivo. Antes da semeadura, as sementes foram tratadas com fungicidas (piraclostrobina + tiofanato-metilo, 5 g + 45 g de i.a. por 100 kg de semente) e o inseticida fipronil (50 g de i.a. por 100 kg de semente). Para prevenção da doença conhecida como “enfezamento do milho”, causada pelo inseto vetor cigarrinha e para o controle da lagarta do cartucho, foram aplicados 120 mL ha⁻¹ de clorantraniliprole, 1000 g ha⁻¹ acefato e 45 mL ha⁻¹ de polioxietileno alquil fenol eter. E, posteriormente, acetamiprido e bifentrina 300 g ha⁻¹; espinetoram 100 mL ha⁻¹. Para aplicação de todos os produtos, foi utilizado um trator equipado com pulverizador, com capacidade de 600 L, com barras de 6 m equipadas com bicos tipo leque, espaçados de 0,5 m e calibrado para aplicação de volume de 200 L ha⁻¹ de calda. Foi realizada adubação de semeadura nas parcelas tratamento controle adubação convencional, com a aplicação de 320 kg ha⁻¹ de do adubo NPK de formulação 08-28-16 (ureia, superfosfato

triplo e cloreto de potássio), e adubação com B na dose de $1,0 \text{ kg ha}^{-1}$ (via ácido bórico). A adubação de cobertura nas parcelas controle com adubação mineral foi realizada 20 dias após a emergência das plantas, na dose de 90 kg ha^{-1} de N, aplicada na forma de ureia, no estágio V6 do milho (seis folhas desenvolvidas), com aplicação realizada de forma manual, distribuindo-se o fertilizante sobre a superfície do solo, sem incorporação, ao lado e aproximadamente $0,08 \text{ m}$ das linhas de semeadura, a fim de se evitar o contato do fertilizante com as plantas.

2.5 Amostragem e preparo das amostras de solo

A amostragem do solo foi realizada nos três anos agrícolas (2019/20, 2020/21 e 2021/22), ao final do ciclo da cultura do milho e do cultivo do mix de plantas de cobertura, dentro da área útil de cada parcela, na profundidade de $0,0\text{--}0,1 \text{ m}$ e $0,1\text{--}0,2 \text{ m}$. Para tal cinco subamostras foram coletadas por parcela dentro da área útil, aleatoriamente, para compor uma amostra composta. Essas amostras foram retiradas com o auxílio de um amostrador mecânico (marca Still) e, na sequência, secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira com 1 mm de abertura de malha e acondicionadas em sacos de polietileno, identificadas e armazenadas em câmara seca para posterior determinação das frações de P simultâneas.

2.6 Fracionamento de fósforo no solo

As amostras de solo foram submetidas ao fracionamento conforme método proposto por Gatiboni e Condrón (2021) com adaptação, onde não foi considerada a fração P solúvel extraído por Ca_2Cl $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ por apresentar valores iguais ou próximos a 0 mg kg^{-1} (Tiecher et al., 2023).

No procedimento de extração sequencial, $0,5 \text{ g}$ de solo foi adicionado em tubo estéreis tipo Falcon de 15 mL para determinação do P extraído por Mehlich 3 (CH_3COOH $0,2 \text{ mol L}^{-1}$; NH_4NO_3 $0,25 \text{ mol L}^{-1}$; NH_4F $0,015 \text{ mol L}^{-1}$; HNO_3 $0,013 \text{ mol L}^{-1}$; EDTA $0,001 \text{ mol L}^{-1}$). Em seguida foi adicionado NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ agitado por 1 h a 33 rpm , centrifugado (3500 rpm) e no extrato determinado os teores de P inorgânico (PiNaOH) e orgânicos (PoNaOH), e por último o HCl 1 mol L^{-1} extraído semelhantes ao anterior e

determinado os teores de PHCl. O P total do extrator NaOH foi determinado por mineralização com H₂SO₄ e persulfato de amônia a 121 °C por 2 h em autoclave (Figura 3). O P orgânico (PoNaOH) foi determinado por diferença entre PiNaOH e Ptotal desta fração.

O Pt (fósforo total) foi determinado após digestão em outra subamostra. Assim, 0,1 g de solo foi digerida em H₂SO₄ concentrado por 1 h a 200 °C seguido de H₂O₂ por 1 h a 100 °C. O teor de P em todos os extratores foram determinados por colorimetria com azul de molibdato a 882 nm (Figura 3).

Para determinação da fração P ocluso (POcluso) foi utilizada equação 1.

$$POcluso (mg kg^{-1}) = Pt - (PM3 - PiNaOH - PoNaOH - PHCl) \dots (Eq. 1)$$

Para realização do agrupamento das frações conforme as labilidades, lábil (PI), moderadamente lábil (Pml) e não-lábil (Pnl), foram utilizadas as equações 2, 3 e 4:

$$PI = PM3 \dots (Eq. 2)$$

$$Pml = PiNaOH + PoNaOH + PHCl \dots (Eq. 3)$$

$$Pnl = POcluso \dots (Eq. 4)$$

2.7 Análise estatística

Os resultados obtidos foram avaliados quanto a normalidade (Kolmogorov-Smirnov) e homogeneidade (Oneillmathews a 5%). Em seguida, foram submetidos à análise de variância (ANOVA), com desdobramento dos fatores onde ocorreu interação. Foi aplicado o teste de Tukey ($P \leq 0,05$), para comparar os tratamentos principais (doses do CLE e adubação mineral convencional) e os tratamentos secundários (últimos três anos agrícolas). Também, foram realizados estudos de regressão polinomial para avaliar o efeito da aplicação das doses do CLE nos anos. A análise estatística foi realizada por meio do software R (R Core Team, 2022).

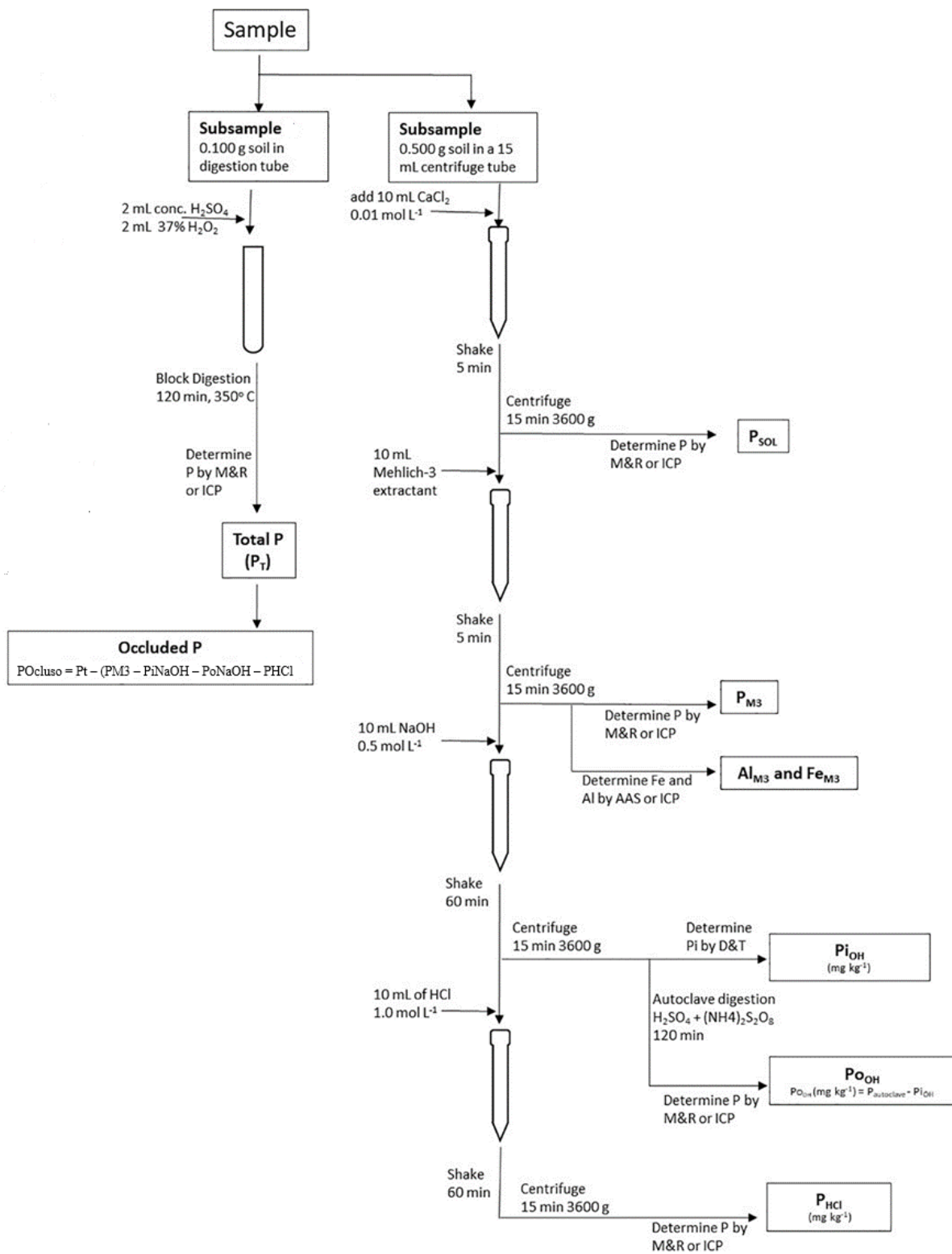


Figura 3. Fluxograma do método de fracionamento P adaptado (Gatiboni e Condron, 2021).

3. Resultados e discussão

O uso de CLE influenciou todas as frações de P nas safras avaliadas ($P < 0,05$). Os maiores efeitos foram na camada superficial, com exceção para o P ocluso. Houve interação do CLE e safras nas frações PM3 e PHCl na superfície (0,0–0,1 m) (Figuras 4 e 5) e para Pt e POcluso na subsuperfície (0,1–0,2 m) (Figura 5). O efeito das doses do CLE ocorreu para PM3, PoNaOH, Pt e POcluso nas duas profundidades do solo, e para PiNaOH e PHCl somente na profundidade 0,0–0,1 m (Figuras 4 e 5). O efeito dos anos só foi observado em PM3, PiNaOH e PoNaOH na profundidade 0,0–0,1 m, para PHCl nas duas profundidades, Pt e POcluso somente em 0,1–0,2 m (Figura 5). O CLE contém quantidades consideráveis de P em sua composição (Tabela 1), incrementando esse nutriente no solo em resposta aos anos agrícolas em todas as frações avaliadas. Tais resultados corroboram os encontrados por Farsang et al. (2020). Estes autores avaliaram os teores de nutrientes disponíveis em um Chernossolo em resposta à adubação com CLE ($0,5 \text{ t ha}^{-1}$) e concluíram que após aplicações consecutivas desse fertilizante orgânico, foi possível notar incremento nos teores de P no solo.

Para o PM3 (fração disponível com maior taxa de renovação), o uso de CLE foi significativo nos três anos estudados na profundidade 0,0–0,1 m ($P = 0,0001$). O P que é extraído do solo com o extrator Mehlich 3 corresponde a fração considerada como lábil, ou seja, é o P que está disponível para as plantas (Gatiboni e Condron, 2021). Em ambos os anos, doses maiores que $7,5 \text{ t ha}^{-1}$ não diferiram do tratamento que recebeu adubação mineral convencional (AMC) (Figura 4a). Com relação aos anos para PM3, houve diferença nas doses 5,0; 10,0 e $12,5 \text{ t ha}^{-1}$ de CLE (Figura 4a). De modo geral, os maiores teores de PM3 (62,9 e $67,2 \text{ mg kg}^{-1}$) foram encontrados no 5º ano na profundidade de 0,0–0,1 m, com aplicações de 10,0 e $12,5 \text{ t ha}^{-1}$, respectivamente, apresentando teores superiores aos verificados nas parcelas que receberam adubação mineral convencional ($51,6 \text{ mg kg}^{-1}$) (Figura 4a). No 3º e 5º ano, na profundidade 0,0–0,1 m, houve resposta linear para os teores de PM3 (Tabela 5), que variaram de 18,0 a $64,08 \text{ mg kg}^{-1}$ no 3º ano e de 19,62 a $67,27 \text{ mg kg}^{-1}$ no 5º ano (Figura 4a). Na profundidade 0,1–0,2 m, somente no 5º ano, houve ajuste linear, com os teores de PM3 variando de 13,51 a $36,89 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 4).

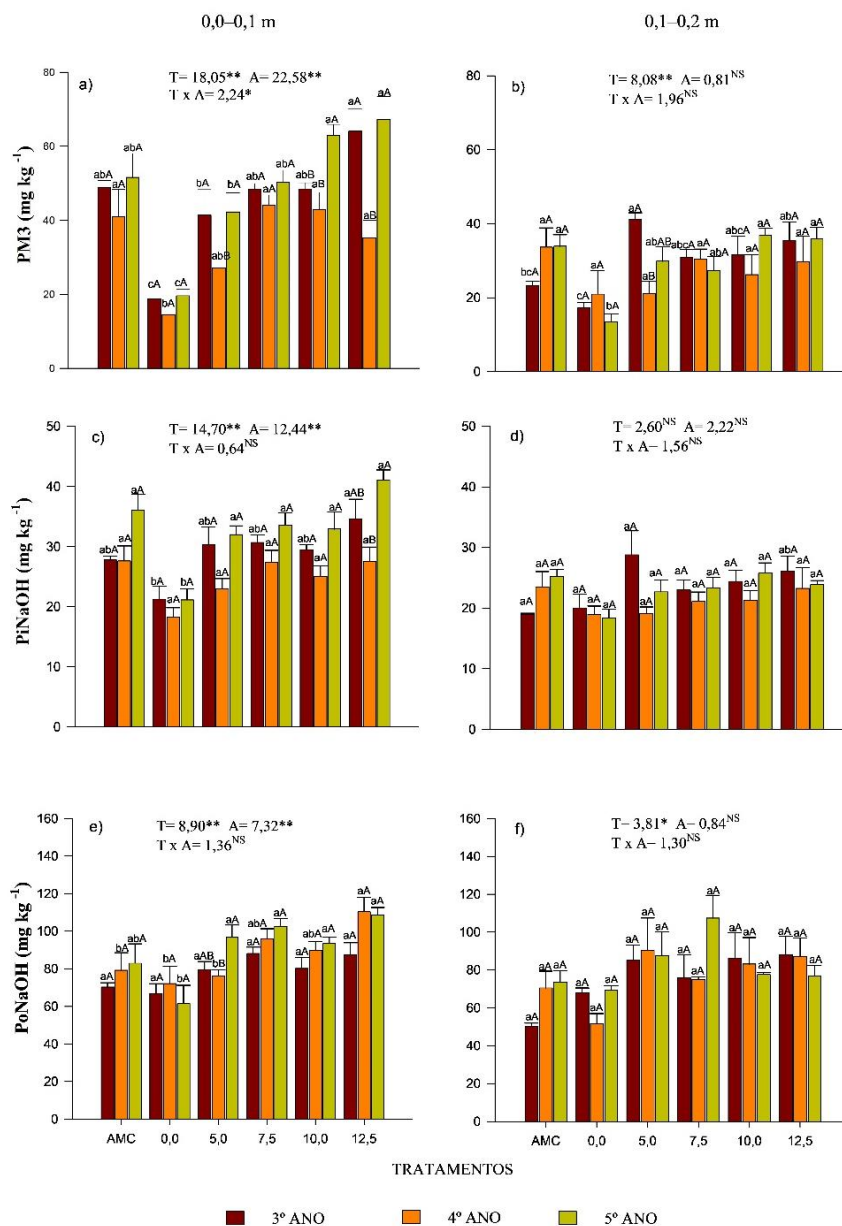


Figura 4. Frações de P (PM3: extraída por Mehlich 3; PiNaOH e PoNaOH: extraídas por NaOH 0,5 mol L⁻¹) em amostras de solo coletadas ao final do ciclo das culturas, nas camadas 0,0-0,1 m e 0,1-0,2 m de profundidade, em resposta aos tratamentos (AMC: adubação mineral convencional e doses de composto de lodo de esgoto – CLE, t ha⁻¹ base úmida) e os anos agrícolas avaliados. 3º e 4º ano: efeito residual de duas aplicações consecutivas de doses de composto de lodo de esgoto (CLE). 5º ano: terceira aplicação de doses de CLE. T = Tratamentos. A = Anos. **, * e ^{NS} – Significativo a 1% e 5% de probabilidade e não significativo. Médias $\pm$ erro padrão seguidas pela mesma letra minúscula (tratamentos) e maiúscula (anos) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

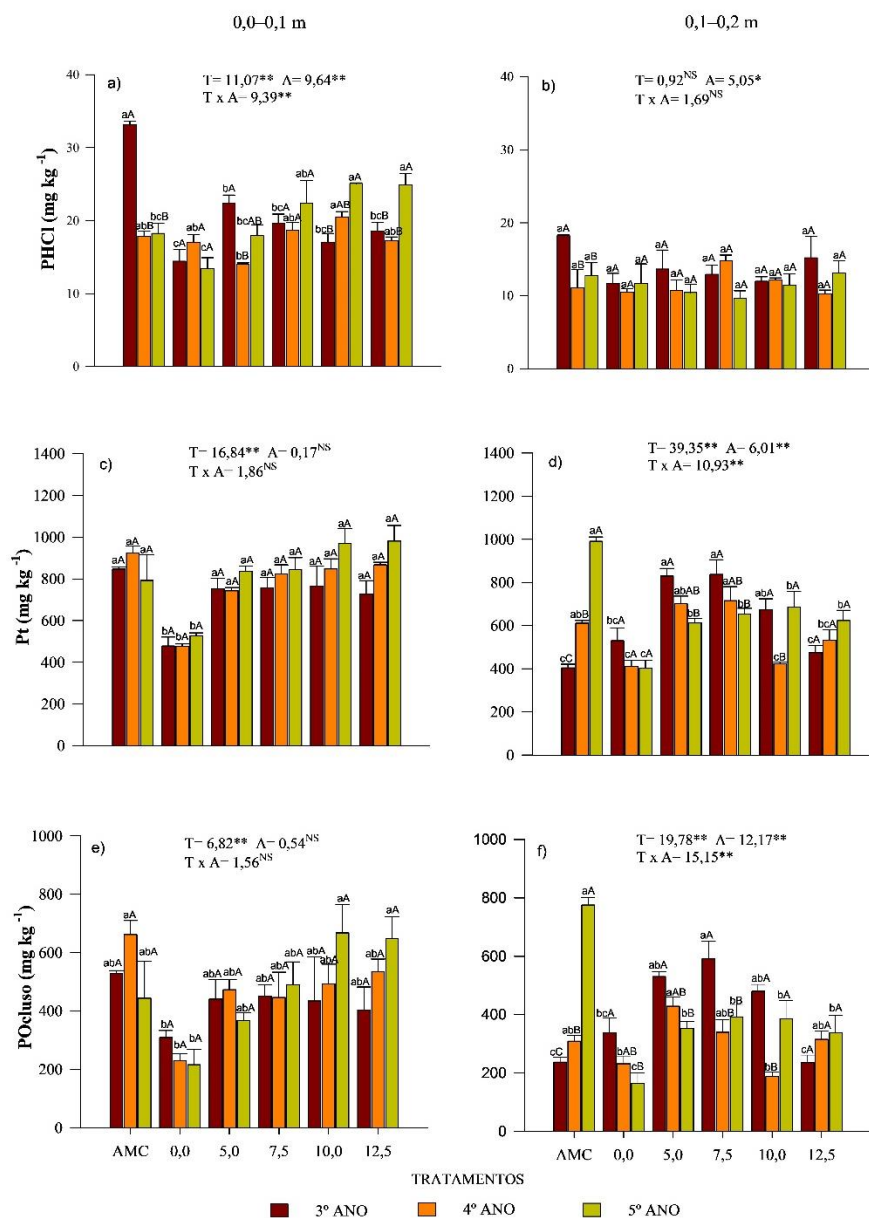


Figura 5. Frações de P (PHCl: HCl 1,0 mol L⁻¹; Pt: obtido por digestão com H₂SO₄ e H₂O₂; POcluso: estimativa da fração residual de P no solo obtida por meio da diferença entre a somatória das frações obtidas no fracionamento e o P total) em amostras de solo coletadas ao final do ciclo das culturas, nas camadas 0,0–0,1 m e 0,1–0,2 m de profundidade, em resposta aos tratamentos (AMC: adubação mineral convencional e doses de composto de lodo de esgoto – CLE, t ha⁻¹ base úmida) e os anos agrícolas avaliados. 3º e 4º ano: efeito residual de duas aplicações consecutivas de doses de composto de lodo de esgoto (CLE). 5º ano: terceira aplicação de doses de CLE. T = Tratamentos. A = Anos. **, * e NS – Significativo a 1% e 5% de probabilidade e não significativo. Médias ± erro padrão seguidas pela mesma letra minúscula (tratamentos) e maiúscula (anos) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 4. Teor médio, equação de regressão, teste F e coeficiente de determinação (R^2) que melhor se ajustaram em relação às frações de P em amostras de solo coletadas nas profundidades 0,0–0,1 m e 0,1–0,2 m, em função dos tratamentos e anos agrícolas estudados.

Frações de P	Ano	Equação	Teste F	R^2	Frações de P	Ano	Equação	Teste F	R^2
		0,0–0,1 m					0,1–0,2 m		
P_{M3}1	3º	$\hat{Y} = 20,96 + 3,32x$	54,73**	0,94	P_{M3}2	3º	$\hat{Y} = 19,08 + 4,05x + 0,23x^2$	4,87 ^{NS}	0,62
	4º	$\hat{Y} = 13,01 + 5,69x - 0,29x^2$	6,76*	0,85		4º	$\hat{Y} = 25,71$	3,01 ^{NS}	–
	5º	$\hat{Y} = 21,09 + 3,91x$	7571**	0,98		5º	$\hat{Y} = 16,02 + 1,81x$	18,01**	0,86
P_{iNaOH}1	3º	$\hat{Y} = 22,90 + 0,91x$	11,29**	0,80	P_{iNaOH}2	3º	$\hat{Y} = 20,73$	2,11 ^{NS}	–
	4º	$\hat{Y} = 19,22 + 0,72x$	7,03*	0,81		4º	$\hat{Y} = 22,89$	2,34 ^{NS}	–
	5º	$\hat{Y} = 22,35 + 1,39x$	26,30**	0,89		5º	$\hat{Y} = 19,30 + 0,50x$	5,01*	0,78
P_{ONaOH}1	3º	$\hat{Y} = 70,04 + 1,50x$	5,36*	0,70	P_{ONaOH}2	3º	$\hat{Y} = 74,23$	2,18 ^{NS}	–
	4º	$\hat{Y} = 68,80 + 2,88x$	19,86**	0,80		4º	$\hat{Y} = 74,45$	2,17 ^{NS}	–
	5º	$\hat{Y} = 63,06 + 7,56x - 0,35x^2$	4,45*	0,87		5º	$\hat{Y} = 67,47 + 6,31x - 0,44x^2$	5,21*	0,38
P_{HCl}1	3º	$\hat{Y} = 15,09 + 1,53x - 0,10x^2$	7,35**	0,58	P_{HCl}2	3º	$\hat{Y} = 13,12$	1,29 ^{NS}	–
	4º	$\hat{Y} = 17,02$	0,12 ^{NS}	–		4º	$\hat{Y} = 11,71$	0,13 ^{NS}	–
	5º	$\hat{Y} = 13,68 + 1,01x$	40,43**	0,94		5º	$\hat{Y} = 11,29$	0,33 ^{NS}	–
P_T1	3º	$\hat{Y} = 502,62 + 34,91x$	32,50**	0,88	P_T2	3º	$\hat{Y} = 440,33 + 125,77x - 9,93x^2$	83,62**	0,98
	4º	$\hat{Y} = 532,27 + 31,36x$	26,23**	0,88		4º	$\hat{Y} = 431,85 + 71,69x - 5,59x^2$	26,49**	0,52
	5º	$\hat{Y} = 633,11 + 21,19x$	11,98**	0,37		5º	$\hat{Y} = 461,65 + 23,34x$	29,80**	0,74
P_{Ocluso}1	3º	$\hat{Y} = 440,49$	0,41 ^{NS}	–	P_{Ocluso}2	3º	$\hat{Y} = 326,58 + 86,98x - 7,81x^2$	47,68**	0,95
	4º	$\hat{Y} = 277,95 + 22,50x$	8,63**	0,82		4º	$\hat{Y} = 301,01$	0,00 ^{NS}	–
	5º	$\hat{Y} = 301,64 + 22,17x$	8,38**	0,76		5º	$\hat{Y} = 164,63 + 54,45x - 3,23x^2$	9,09**	0,99

, * e ^{NS} – Significativo a 1% e 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente. **P_{M3}1= Fração de fósforo inorgânico extraído com Mehlich 3 na camada 0,0–0,1 m e ; **P_{M3}2**= Fração de fósforo inorgânico extraído com Mehlich 3 na camada 0,1–0,2 m; **P_{iNaOH}1**= Fração de fósforo inorgânico extraído com hidróxido de sódio 0,5 mol L⁻¹ na camada 0,0–0,1 m; **P_{iNaOH}2**= Fração de fósforo inorgânico extraído com hidróxido de sódio 0,5 mol L⁻¹ na camada 0,1–0,2 m; **P_{ONaOH}1**= Fração de fósforo orgânico extraído com hidróxido de sódio 0,5 mol L⁻¹ na camada 0,0–0,1 m; **P_{ONaOH}2**= Fração de fósforo orgânico extraído com hidróxido de sódio 0,5 mol L⁻¹ 0,1–0,2 m; **P_{HCl}1**= Fração de fósforo extraído por ácido clorídrico 1,0 mol L⁻¹ na camada 0,0–0,1 m; **P_{HCl}2**= Fração de fósforo extraído por ácido clorídrico 1,0 mol L⁻¹ na camada 0,1–0,2 m; **P_T1**= Fração total de fósforo no solo obtida por digestão com ácido sulfúrico e peróxido de hidrogênio na camada 0,0–0,1 m; **P_T2**= Fração total de fósforo no solo obtida por digestão com ácido sulfúrico e peróxido de hidrogênio na camada 0,1–0,2 m; **P_{Ocluso}1**= Estimativa da fração residual de fósforo no solo obtida por meio da diferença entre a somatória das frações obtidas no fracionamento e o P total na camada 0,0–0,1 m; **P_{Ocluso}2**= Estimativa da fração residual de fósforo no solo obtida por meio da diferença entre a somatória das frações obtidas no fracionamento e o P total na camada 0,1–0,2m.

Estudo realizado com capim-bermuda cultivado em um Latossolo Vermelho argiloso e um Cambissolo Háplico franco-arenoso, que receberam por dois anos doses acumuladas de 0, 78, 156 e 312 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno, foi observado que a disponibilidade de PM₃ aumentou com a aplicação da adubação da fonte orgânica no solo (Gatiboni e Condon, 2021). Na fração PiNaOH (i.e., P ligado aos óxidos de Fe e Al e extraído com NaOH), as duas profundidades analisadas apresentaram diferença para os tratamentos apenas no 3º ano (Figura 4c e 4d). Nos anos avaliados, apenas o tratamento com 12,5 t ha⁻¹ de CLE apresentou diferença na profundidade 0,0–0,1 m no 3º e 5º ano. Nas duas profundidades não ocorreu diferença entre o tratamento AMC vs. CLE. Houve incremento linear no 5º ano em resposta à aplicação das doses de CLE (Tabela 5), com variação de 18,4 a 25,8 mg kg⁻¹. Neste ano, foram obtidos os maiores teores de PiNaOH na profundidade 0,0–0,1 m. (Figura 3c).

O aumento nos teores do PiNaOH no 5º ano pode estar associado ao fato que, se por um lado a aplicação de doses de CLE pode disponibilizar P, em contrapartida a disponibilidade desse P pode ser rapidamente reduzida devido a interação desse nutriente com os componentes dos solos tropicais, como os óxidos de Fe e Al (Galdos et al., 2004), devido ao intemperismo dos solos do Cerrado brasileiro (Novais, 2007). Desse modo, a aplicação a longo prazo de CLE pode elevar os teores de P, no entanto, as formas inorgânicas desse nutriente tendem a prevalecer sob as formas orgânicas.

Os menores teores de PiNaOH foram obtidos na profundidade 0,1–0,2 m. Pesquisas avaliando o efeito da fertilização a longo prazo nas frações de P observaram que o Pi extraído com NaOH no solo tratado com fertilizante fosfatado apresentou menor teor dessa fração na camada mais profunda do solo em comparação a mais superficial, indicando que óxidos de Fe e Al amorfos e ligados a compostos orgânicos possibilitam a redução no movimento descendente de P disponível em camadas mais profundas do solo (Qiong et al., 2022), o que pode justificar os menores teores de P dessa fração na profundidade 0,1–0,2 m.

Na fração PoNaOH, apenas no 4º ano houve diferença entre CLE e AMC na profundidade 0,0–0,1 m, no qual a dose de 12,5 t ha⁻¹ foi superior 39% ao tratamento AMC (110,3 vs. 79,29 mg kg⁻¹) (Figura 4e). Não houve diferença na profundidade de 0,1–0,2 m (Figura 4f).

Quanto aos anos, na fração PoNaOH, as doses de CLE o 5º ano foi o que apresentou maior incremento nos teores para essa fração na profundidade 0,0–0,1 m e não diferindo do tratamento controle AMC (Figura 4e). Já na profundidade 0,1–0,2 m para a fração PoNaOH não foi observada diferença para os anos avaliados (Figura 4f).

Houve ajuste linear na profundidade 0,0–0,1 m no 3º ano e 4º ano em resposta às aplicações de CLE para a fração PoNaOH (Tabela 5), com variação nos teores de 66,9 a 88,2 mg kg⁻¹ e 72,2 a 110,3 mg kg⁻¹, respectivamente. No 5º ano, na camada mais superficial, houve ajuste quadrático ($R^2 = 0,87$), com a dose de 11 t ha⁻¹ de CLE responsável com 104,07 mg kg⁻¹ (Tabela 4). Os maiores teores de PoNaOH observados no 5º ano, podem ser justificados pela realização da 3ª aplicação de CLE. O CLE é constituído por resíduos orgânicos que possibilitam incremento de Po ao solo (Gatiboni et al., 2013). Quando a fonte do fertilizante é de origem orgânica e de fácil decomposição, o acúmulo de P no solo ocorre primeiramente em frações orgânicas que somente migram para frações inorgânicas após mineralização (Ceretta et al., 2010).

Na profundidade 0,1–0,2 m, houve ajuste quadrático no 4º ano, no qual a dose de 7,5 ha⁻¹ de CLE promoveu o maior teor de Po nessa profundidade (Tabela 4). O maior teor de PoNaOH na profundidade 0,0–0,1 m pode ser atribuído ao SPD, pois este possibilita que os restos culturais fiquem depositados ao solo sem que haja o revolvimento do solo (Condrón et al., 2005), além da associação do SPD com o cultivo de plantas de cobertura que foi realizado no 4º ano (Tabela 1).

Estudando a capacidade de cultivo de plantas de cobertura em alterar a dinâmica do P no solo, foi observado que as plantas de cobertura, dentre elas o nabo forrageiro e a crotalária, foram capazes de absorver P de frações menos lábeis em camadas subsuperficiais e acumular na superfície após a decomposição de seus resíduos, aumentando os teores de PoNaOH e acúmulo de P orgânico na superfície do solo (Soltangheisi et al., 2020; Rigón et al., 2022), o que pode ter ocorrido neste ano.

Em outra pesquisa, o nabo forrageiro dentre as culturas testadas foi a planta que apresentou maior eficiência em aumentar a disponibilidade de P no solo (Pavinato et al., 2008). Assim, o SPD possibilita o acúmulo dos restos culturais sobre o solo e o uso de plantas de cobertura possibilita o deslocamento do P de forma vertical, o que pode justificar o maior teor de Po na profundidade mais subsuperficial avaliada.

Na fração PHCl, houve diferença entre o controle positivo (AMC) e 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ na profundidade 0,0–0,1 m (Figura 5a). No 5º ano, as maiores doses de CLE proporcionaram os maiores teores de PHCl na camada mais superficial do solo (7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ com 22,40; 25,10 e 24,95 mg kg⁻¹, respectivamente) (Figura 5a). Na profundidade 0,1–0,2 m, na fração PHCl o tratamento AMC apresentou o maior teor no 3º ano (18,24 mg kg⁻¹) sendo este superior entre os tratamentos e anos (Figura 5b).

Houve ajuste quadrático no 3º ano para as doses de CLE na profundidade 0,0–0,1 m, no qual a dose de 8 t ha⁻¹ de CLE a que promoveu o maior valor da fração PHCl (20,93 mg kg⁻¹), sendo 66% superior a dose 0. No 5º ano, houve ajuste linear para o teor de PHCl na profundidade de 0,0–0,1 m (Tabela 4), com variação nos teores de 13,45 a 25,09 mg kg⁻¹. Por serem solos altamente intemperizados não é esperado que haja minerais ligados ao Ca nos solos brasileiros (Gatiboni; Condon, 2021). Esses mesmos autores observaram aumento nos teores de PHCl em experimentos em que foram cultivados capim-bermuda e que receberam durante dois anos uma dose acumulada de 0, 78, 156 e 312 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno, onde atribuíram o aumento do PHCl ao fertilizante orgânico utilizado por conter Ca em sua composição. Do mesmo modo, pode ter ocorrido no presente estudo, pois o CLE também contém teores de Ca em sua composição (Tabela 2), possibilitando aumento de PHCl conforme a aplicação de doses de CLE (Figura 5a).

Para o P_{total} (Pt), houve diferença somente na dose 0 t ha⁻¹ de CLE que foi inferior aos demais tratamentos na camada mais superficial (Figura 4c). Já na profundidade 0,1–0,2 m, o tratamento AMC apresentou o maior teor de Pt (990,89 mg kg⁻¹), sendo o valor encontrado superior aos demais tratamentos (Figura 4d). Entre os anos, o teor de Pt na profundidade a 0,0–0,1 m, variou no 4º e 5º ano no tratamento 5,0 t ha⁻¹ de CLE e, no 4º e 5º ano com 12,5 t ha⁻¹. Mesmo não havendo diferença entre o tratamento com AMC e os tratamentos que receberam CLE, no 5º ano 5,0, 7,5, 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ apresentaram teores superiores ao AMC (5%, 6%, 22% e 23%, respectivamente) (Figura 5c). Na profundidade 0,1–0,2 m, apenas 0,0 t ha⁻¹ de CLE não teve influência dos anos. Entre as parcelas que receberam adubação com o composto, observou-se que os tratamentos 5,0 e 7,5 t ha⁻¹ de CLE foram os que apresentaram os maiores teores de Pt no 3º ano, sendo, 829,68 e 837,18 mg kg⁻¹, respectivamente.

Foi observado resposta linear para as doses de CLE na profundidade 0,0–0,1 m em todos os anos avaliados (Tabela 4), com os teores de Pt variando de 447,96 mg kg⁻¹ a 766,75 mg kg⁻¹, de 477,01 mg kg⁻¹ a 867,39 mg kg⁻¹ e de 528,23 mg kg⁻¹ a 981,52 mg kg⁻¹, no 3º, 4º e 5º ano, respectivamente.

Para a fração POcluso, houve diferença nos três anos estudados e nas duas profundidades, com os maiores teores encontrados no AMC, 10,0 e 12,5 t ha⁻¹, sendo 662,48, 668,13 e 648,54 mg kg⁻¹, respectivamente (Figura 5e e 5f). Quanto aos anos, não foi observada diferença para o Pocluso na superfície (0,0–0,1 m). Na profundidade de 0,1–0,2 m houve forte variação dos teores Pocluso nos anos, com exceção 12,5 t ha⁻¹ de CLE. Os maiores teores foram encontrados com o fornecimento da AMC no 5º ano, 5,0 t ha⁻¹ no 3º ano, 7,5 t ha⁻¹ no 3º ano e 10,0 t ha⁻¹ no 3º ano (775,60, 530,85, 591,10 e 480,23 mg kg⁻¹, respectivamente) (Figura 5f).

Para às doses de CLE na fração Pocluso houve resposta linear no 4º e 5º ano na profundidade de 0,0–0,1 m (Tabela 4). Na profundidade 0,1–0,2 m, houve ajuste quadrático no 3º e 5º ano, com as doses de 6 e 3 t ha⁻¹ de CLE sendo responsáveis pelo incremento de Pocluso de 566,42 e 305,48 mg kg⁻¹, respectivamente (Tabela 3, Figura 5f). O Pocluso foi a fração que apresentou maiores teores em função dos valores de Ptotal (Figura 6 e 7). Essa fração é a mais recalcitrante e seu valor foi obtido por meio da subtração do P total de todas as frações obtidas na extração sequencial (Equação 2) (Gatiboni e Condrón, 2021). Em função da elevada capacidade de fixação, a eficiência de recuperação de P em solos do Cerrado é muito baixa, gerando um “legacy P” no solo devido às aplicações de fertilizantes minerais e orgânicos (Rodrigues et al., 2016). O P ocluso é o P que possivelmente não será acessado pelas plantas por ser constituído por formas de Pi e Po recalcitrantes que estão ligadas aos minerais do solo (Gatiboni e Condrón, 2021).

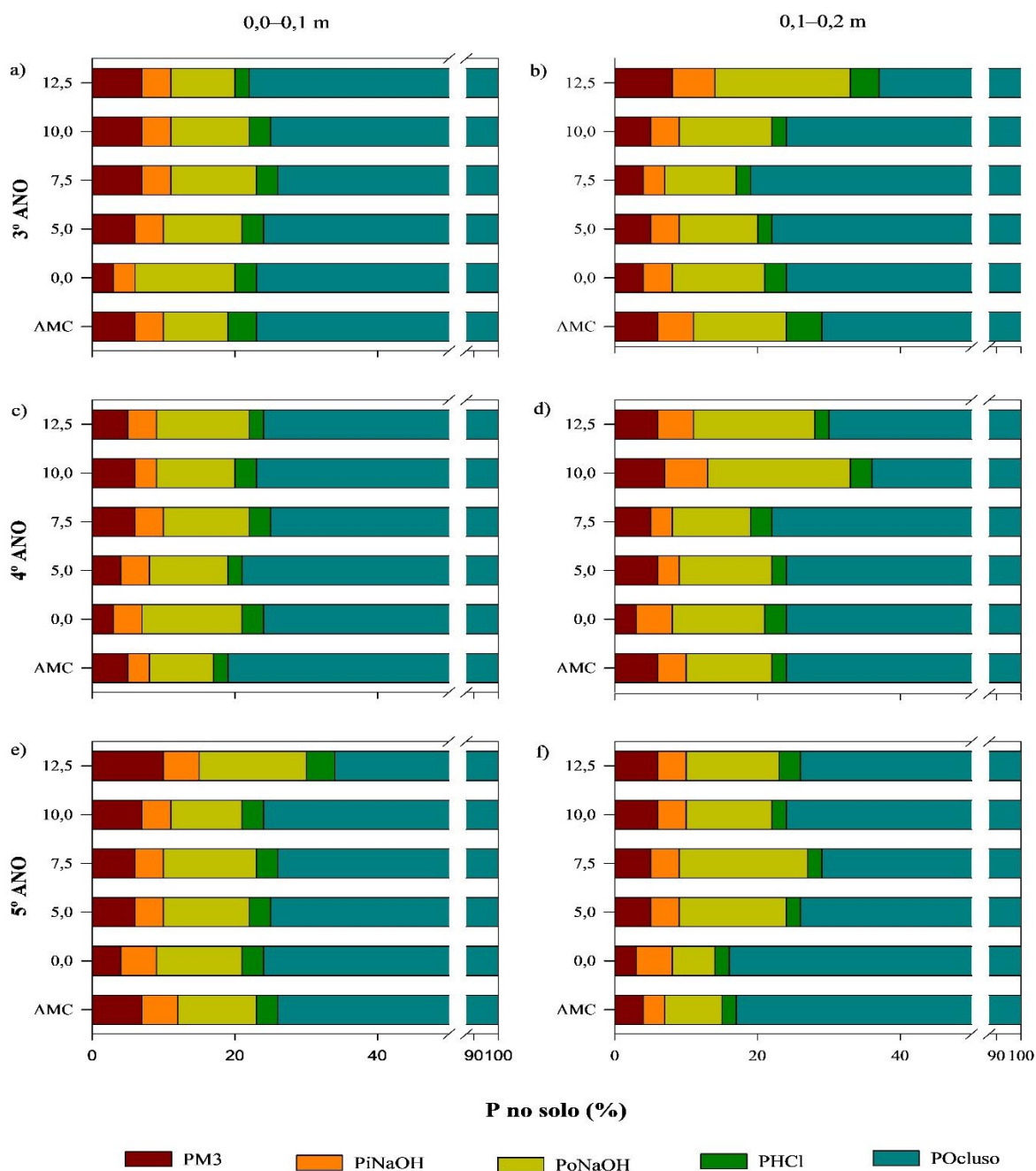


Figura 6. Distribuição porcentual das frações de (PM3: extraída por Mehlich 3; PiNaOH e PoNaOH: extraídas por NaOH 0,5 mol L⁻¹; PHCl: HCl 1,0 mol L⁻¹; Pt: obtida por digestão com H₂SO₄ e H₂O₂; POcluso: estimativa da fração residual de P no solo obtida por meio da diferença entre a somatória das frações obtidas no fracionamento e o P total) em relação ao P total em amostras de solo coletadas ao final do ciclo das culturas, nas camadas 0,0–0,1 m e 0,1–0,2 m de profundidade, em resposta aos tratamentos (AMC: adubação mineral convencional e doses de composto de lodo de esgoto – CLE, t ha⁻¹ base úmida) e os anos agrícolas avaliados. No 3º (a;b) e 4º (c;d) ano, há efeito residual de duas aplicações consecutivas de doses de composto de lodo de esgoto (CLE). No 5º (e,f) ano ocorreu a terceira aplicação de doses de CLE.

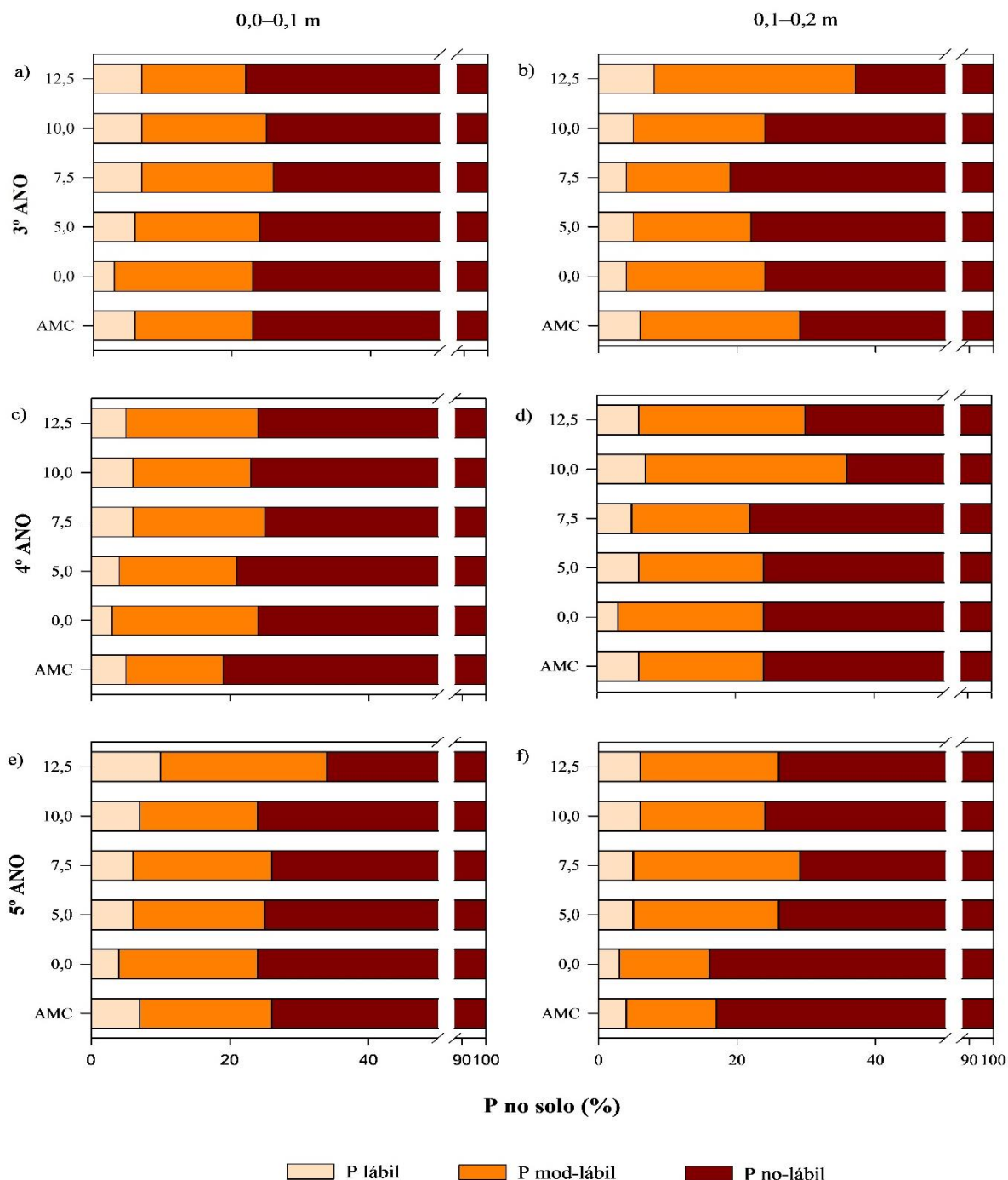


Figura 7. Distribuição percentual das frações de P lábil (PI), moderadamente lábil (Pml) e não lábil (PI) em amostras de solo coletadas ao final do ciclo das culturas nas camadas 0,0-0,1 m e 0,1-0,2 m de profundidade, em resposta aos tratamentos (AMC: adubação mineral convencional e doses de composto de lodo de esgoto em $t\ ha^{-1}$, base úmida) e anos agrícolas avaliados. No 3º (a;b) e 4º (c;d) ano, há efeito residual de duas aplicações consecutivas de doses de composto de lodo de esgoto (CLE). No 5º (e;f) ano ocorreu a terceira aplicação de doses de CLE.

Foi possível verificar diferença na distribuição porcentual para as frações nos anos e nas profundidades avaliadas (Figura 6). No 3º ano, na profundidade 0,0–0,1 m, os tratamentos 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ de CLE obtiveram os maiores valores percentuais para PM3 em relação ao seu valor de P Total (7%) (Figura 6a). Para PiNaOH, nesse mesmo ano os valores foram similares entre todos os tratamentos, com exceção da dose de 0,0 t ha⁻¹ de CLE. Os tratamentos AMC e 12,5 t ha⁻¹ de CLE apresentaram o mesmo valor (9%) para PoNaOH na profundidade 0,0–0,1 m no respectivo ano. Para a fração PHCl, na profundidade 0,0–0,1 m no 3º ano, o tratamento AMC foi o que apresentou maior porcentual (4%) (Figura 6a). Ainda no 3º ano na profundidade 0,0–0,1 m, os tratamentos AMC e 12,5 t ha⁻¹ apresentaram o mesmo porcentual (78%) para o POcluso. Na profundidade 0,1–0,2 m no 3º ano, o tratamento 12,5 t ha⁻¹ de CLE apresentou os maiores percentuais nas frações PM3, PiNaOH, PoNaOH (8%, 6% e 14%) dentre os demais tratamentos. Já para a fração PHCl no 3º ano, o tratamento AMC foi o que teve o maior porcentual (5%) nessa profundidade. E, para POcluso, foram os tratamentos 5,0 e 7,5 t ha⁻¹ de CLE no respectivo ano e profundidade (Figura 6b).

No 4º ano, na profundidade 0,0–0,1 m, os tratamentos 10,0 e 7,5 t ha⁻¹ de CLE foram responsáveis pelos maiores valores de PM3 (6%) e PHCl (3%) (Figura 6c). Para PiNaOH e PoNaOH o tratamento 12,5 t ha⁻¹ apresentou o maior valor nesse ano na profundidade 0,0–0,1 m (13%). O POcluso teve o maior porcentual no tratamento AMC na profundidade 0,0–0,1 m no respectivo ano (Figura 6c). Já na profundidade 0,1–0,2 m no 4º ano, os tratamentos os maiores percentuais para PM3, PiNaOH e PoNaOH foram 10,0 t ha⁻¹ (7%, 6% e 20%) e 12,5 t ha⁻¹ (6%, 5% e 17%) (Figura 6d). Na fração PHCl o tratamento 10,0 t ha⁻¹ foi o que teve o maior porcentual (3%) no 4º ano na profundidade 0,1–0,2 m. No POcluso o tratamento 7,5 t ha⁻¹ foi o que apresentou maior valor (78%) (Figura 6d).

No 5º ano, observou-se acréscimo de 7% e 10% nos tratamentos 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ CLE para a fração PM3 em relação ao seu valor de Pt (Figura 6e). Os tratamentos AMC e 12,5 t ha⁻¹ obtiveram 7% de concentração de PiNaOH no 5º ano na profundidade 0,0–0,1 m e 11% e 15 % na fração PoNaOH no mesmo ano e profundidade. O tratamento 12,5 t ha⁻¹ apresentou menor valor de POcluso (66%) que AMC (74%).

Na profundidade 0,1–0,2 m e no 5º ano, os tratamentos 10 e 12,5 t ha⁻¹ apresentaram os maiores percentuais nas frações PM3 e PiNaOH (6%). Na fração PoNaOH, o tratamento 7,5 t ha⁻¹ apresentou acréscimo de 18%, sendo superior ao tratamento AMC (8%). O tratamento AMC apresentou maior percentual de POcluso dentre todos os tratamentos avaliados que receberam as doses de CLE (83%).

Do mesmo modo, quando realizado o agrupamento das frações conforme a labilidade (Eq. 2, 3 e 4), foi possível observar diferenças no percentual do PI, Pml e Pnl nos anos e nas profundidades avaliadas (Figura 7). No 3º e 5º ano, foram observados os maiores valores percentuais para PI na profundidade 0,0–0,1 m (3º ano: 7% nos tratamentos 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹; 5º ano: 10% no tratamento 12,5 t ha⁻¹) (Figura 7a e 7e). No 4º ano, o maior valor de PI foi obtido na profundidade 0,1–0,2 m no tratamento 10,0 t ha⁻¹ (7%) (Figura 7d).

O valor de Pml nos tratamentos que receberam as doses de CLE foi superior a AMC nas duas profundidades e nos anos avaliados (Figura 7). No 3º ano, na profundidade 0,1–0,2 m, o tratamento 12,5 t ha⁻¹ apresentou maior percentual dentre todos os tratamentos nas duas camadas (29%) (Figura 6b). O Pnl apresentou percentual mais alto em todos os anos avaliados e nas duas profundidades (Figura 7).

De maneira geral, os teores de P no solo deste estudo foram maiores quando foi realizada adubação via doses de CLE, destacando-se as frações lábil (Equação 3) e moderadamente lábil (Equação 4) na profundidade mais superficial do solo (0,0–0,1 m) (Figuras 4, 5, 6 e 7). Esses resultados corroboram a pesquisa realizada por outros autores que avaliaram o efeito da aplicação de fontes orgânicas nas frações de P do solo e observaram maiores teores das frações de P na camada mais superficial do solo (Ju et al., 2007; Gatiboni, 2008; Ceretta et al., 2010).

4. Conclusões

As adubações com CLE possibilitaram incremento do P orgânico nas camadas de 0,0–0,1 e 0,1–0,2 m, nos três anos agrícolas, sendo encontrados valores superiores ao tratamento que recebeu apenas adubação mineral convencional.

As doses com 7,5 e 12,5 t ha⁻¹ de CLE (base úmida) aumentaram os teores de P orgânico na camada 0,0–0,1 m. A adubação com as doses de CLE elevam os teores de

P no solo nas frações lábil e modernamente lábil, com aumento mais expressivo na profundidade 0,0–0,1 m.

Os tratamentos que receberam doses de CLE apresentaram teores de P lábil e moderadamente lábil superiores ao tratamento com adubação mineral convencional.

Nossos resultados demonstram que a adubação com CLE associada ao cultivo com plantas de cobertura SPD incrementa as frações disponíveis de P no solo. Desse modo, sugere-se que o CLE possa ser utilizado como fertilizante orgânico e fonte P, complementando a adubação fosfatada mineral e possibilitando um fornecimento mais gradual e eficiente do P, além de promover a reciclagem de lodo de esgoto por meio de adequada disposição final deste resíduo.

5. Referências

Antonkiewicz J, Poplawska A, Kolodziej B, Ciarkowska K, Gambuś F, Bryk M, & Babula J (2020) Application of ash and municipal sewage sludge as macronutrient sources in sustainable plant biomass production. **Journal of environmental management** 264: 110450.

Araujo VS, Silva MO, Brito AS, Sousa IL, Nunes FC, Souza JFM, Oliveira IV, Silva CR, Carvalho FIM, Silva JN, Silva VFA, Silva PA (2022) Lodo de esgoto e suas potencialidades agrícolas. **Research, Society and Development** 11:3.

Belhaj D, Elloumi N, Jerbi B, Zouari M, Abdallah FB, Ayadi H, Kallel M (2016) Effects of sewage sludge fertilizer on heavy metal accumulation and consequent responses of sunflower (*Helianthus annuus*). **Environmental Science and Pollution Research** 23: 20168–20177.

BRASIL. 2019. Ministério do Desenvolvimento Regional. Serviço Nacional de Informações de Saneamento. Informações para o planejar o Esgotamento Sanitário. Diagnostico SNIS-AE 2019. Brasília.

Brasil (2006) Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF.

BRASIL. Instrução normativa nº 61, de 8 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e

rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. Diário Oficial da União, Brasília, DF, ed.134, 5, 15 jul. Seção 1.

Breda CC, Soares MB, Tavanti RFR, Viana DG, Silva Freddi O, Piedade AR, Mahl D, Traballi RC, Guerrini IA (2020) Successive sewage sludge fertilization: Recycling for sustainable agriculture. **Waste management** 109:8–50.

Ceretta CA, Lorensini F, Brunetto G, Girotto E, Gatiboni LC, Lourenzi CR, Tiecher TL, Conti L, Trentin G & Miotto A (2010) Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 45:593–602.

Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de grãos– Safra 2022/23., 2023. Brasília, DF, 6:1–96.

Condrón LM, Turner BL, Cade-Menun BJ (2005) Chemistry and dynamics of soil organic phosphorus. **Phosphorus: agriculture and the environment** 46:87–121.

Elsalam HEA, El- Sharnouby ME, Mohamed AE, Raafat BM, El-Gamal EH (2021) Effect of Sewage Sludge Compost Usage on Corn and Faba Bean Growth, Carbon and Nitrogen Forms in Plants and Soil. **Agronomy** 11:628.

Farsang A, Babcsányi I, Ladányi Z, Perei K, Bodor A, Csányi K T, & Barta K (2020) Evaluating the effects of sewage sludge compost applications on the microbial activity, the nutrient and heavy metal content of a Chernozem soil in a field survey. **Arabian Journal of Geosciences** 13:1–9.

Galdos MV, Maria IC, & Camargo OA (2004) Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho eutrófico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 28:569–577.

Gatiboni LC, Brunetto G, Kaminski J, Rheinheimer DDS, Ceretta CA, Basso CJ (2008) Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 32:1753–1761.

Gatiboni LC, Nicoloso RDS, Mumbach GL, Souza Junior AAD, Dall’Orsoletta DJ, Schmitt DE, Smyth TJ (2020). Establishing environmental soil phosphorus thresholds to decrease

the risk of losses to water in soils from Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 44.

Gatiboni LC, Condron LMA (2021) A rapid fractionation method for assessing key soil phosphorus parameters in agroecosystems. **Geoderma** 385:114893.

Gérard F (2016) Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils: A myth revisited. **Geoderma** 262:213–226.

Jakubus M, Bakinowska E (2018) Visualization of long-term quantitative changes of microelements in soils amended with sewage sludge compost evaluated with two extraction solutions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis** 49:1355–1369.

Jakubus M, Graczyk M (2020) Microelement variability in plants as an effect of sewage sludge compost application assessed by different statistical methods. **Agronomy** 10:642.

Ju XT, Kou CL, Christie P, Dou ZX, Zhang FS (2007) Changes in the soil environment from excessive application of fertilizers and manures to two contrasting intensive cropping systems on the North China Plain. **Environmental Pollution** 145:497–506.

Langhans C, Beusen AHW, Mogollón JM, & Bouwman AF (2022) Phosphorus for Sustainable Development Goal target of doubling smallholder productivity. **Nature Sustainability** 5:57–63.

Lanno M, Kriipsalu M, Shanskiy M, Silm M, Kisand A (2021) Distribution of phosphorus forms depends on compost source material. **Resources** 10:102.

Liang S, Yang L, Chen H, Yu W, Tao S, Yuan S, Xioa K, Hu J, Hou H, Liu B, Yang J (2021) Phosphorus recovery from incinerated sewage sludge ash (ISSA) and reutilization of residues for sludge pretreated by different conditioners. **Resources, Conservation and Recycling** 169:105524.

Lombardi NF, Drugowich MI (1994) Manual técnico de manejo e conservação de solo e água. Campinas: CATI 2, 168 p.

Lopes AS, Guilherme LRG (2016) A career perspective on soil management in the Cerrado region of Brazil. **Advances in Agronomy** 137:1–72.

Novais RF, Smyth TJ, Nunes FN (2007) Fósforo. In: Novais RF, Alvarez VH, Barros NF, Fontes RLF, Cantarutti RB, Neves JCL (Eds.), 2007. Fertilidade do solo. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 471–537.

Ondreičková K, Piliarová M, Klčová L, Žofajová A, Gubiš L, Horník M, Gubišová M, Hudcovicová M, Kraic J (2021) The impact of sewage sludge on the fungal communities in the rhizosphere and roots of barley and on barley yield. **Open Life Sciences** 16:210–221.

Organização das Nações Unidas (ONU). (2022) The 17 Goals Sustainable Development. Disponível em: <https://sdgs.un.org/goals>. Acesso em: 22 de ago. 2023.

Pavinato PS, Merlin A, Rosolem CA (2008) Organic compounds from plant extracts and their effect on soil phosphorus availability. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira** 43:1379–1388.

Pavinato PS, Cherubin MR, Soltangheisi A, Rocha GC, Chadwick DR, Jones DL (2020) Revealing soil legacy phosphorus to promote sustainable agriculture in Brazil. **Scientific Reports** 10,83:15615.

Prates AR, Coscione AR, Teixeira Filho MCM, Miranda BG, Arf O, Abreu-Junior CH, Oliveira FC, Moreira A, Galindo FS, Sartori MMP, He Z, Jani AD, Capr GF, Ganga A, Nogueira TAR (2020) Composted Sewage Sludge Enhances Soybean Production and Agronomic Performance in Naturally Infertile Soils (Cerrado Region, Brazil). **Agronomy** 10:1677.

Prates AR, Kawakami KC, Coscione AR, Filho MCMT, Arf O, Abreu-Junior CH, Oliveira FC, Moreira A, Galindo FS, Ele Z, Jani AD, Capra GF, Ganga A, Nogueira TAR (2022) Composted Sewage Sludge Sustains High Maize Productivity on an Infertile Oxisol in the Brazilian Cerrado. **Land** 11:1246.

Qiong WANG, Qin ZH, Zhang WW, Chen YH, Ping ZHU, Chang PENG, Wang L, Zhang SX, & Colinet, G (2022) Effect of long-term fertilization on phosphorus fractions in different soil layers and their quantitative relationships with soil properties. **Journal of Interative Agriculture** 21:2720–2733.

Raij BV, Cantarella H, Quaggi JA, Furlani AMC (1997) Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2.ed. Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas. 285 p.

Raij B V, Andrade JC, Cantarella H, Quaggio JA (Ed.) (2001) Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônômico, 285 p.

Rigon JPG, Crusciol CAC, Calonego JC, Pavinato PS, Azevedo AC, Rosolem CA (2022) Intensive crop rotations and residue quality increase soil phosphorus lability under long-term no-till in tropical soils. **Soil and Tillage Research** 223:105446.

Rodrigues M, Pavinato PS, Withers PJA, Teles APB, Herrera WFB (2016) Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savana. **Science of the Total Environment** 542:1050–1061.

Rodrigues M, Withers PJA, Soltangheisi A, Vargas V, Holzschuh M, Pavinato PS (2021) Tillage systems and cover crops affecting soil phosphorus bioavailability in Brazilian Cerrado Oxisols. **Soil and Tillage Research** 205:104770.

Santos HG (2018) Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: EMBRAPA, 356 p.

Soltangheisi A, Rodrigues M, Coelho MJA, Gasperini AM, Sartor LR, Pavinato PS (2018) Changes in soil phosphorus lability promoted by phosphate sources and cover crops. **Soil and Tillage Research** 179:20–28.

Soltangheisi A, Teles APB, Sartor LR, Pavinato PS (2020) Cover cropping may alter legacy phosphorus dynamics under long-term fertilizer addition. **Frontiers in Environmental Science** 8:13.

Raij B van, Cantarella H, Quaggio JA, Furlani AMC (1997) Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2.ed. Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas, 285 p.

Raij B van, Andrade JC, Cantarella H, Quaggio JA (Ed.) (2001) Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônômico, 285 p.

R Core Team (2022) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Taiz L, Eduardo Z (2016) Fisiologia Vegetal. 5ª ed, Porto Alegre: Artmed, 888 p.

Teixeira PC, Donagemma GK, Fontana A, Teixeira WG (2017) Manual de métodos de análise de solo. 3 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 573 p.

Tiecher T, Oliveira LB, Caner L, Brunetto G, Bortoluzzi EC, Rheinheimer D, Casali CA, Zafar M, Tiecher TL (2015) Cover crops affecting soil phosphorus dynamics in Brazilian highly weathered soils. Cover crops: cultivation, management and benefits. New York: Nova Science Publishers 23–52.

Tiecher, T, Fontoura, SM, Ambrosini, VG, Araújo, EA, Alves, LA, Bayer, C, Gatiboni, LC (2023). Soil phosphorus forms and fertilizer use efficiency are affected by tillage and soil acidity management. **Geoderma**, 435, 116495.

Torres LA, Campos SK, (2022) **Megatendências da Ciência do Solo 2030**. EMBRAPA, p. 127.

CAPÍTULO 3 – Desempenho agronômico do milho e de plantas de cobertura após o fornecimento de fósforo via fertilizante orgânico a base de lodo de esgoto

RESUMO – O adequado manejo da adubação fosfatada no sistema plantio direto (SPD) tem garantido aumento sustentável da produtividade das culturas e proteção dos ecossistemas. Todavia, com a elevação dos custos dos fertilizantes minerais, há necessidade de aumentar a eficiência de uso e buscar fontes alternativas de fósforo (P). O composto de lodo de esgoto (CLE) possui elevadas quantidades de P, podendo substituir parcialmente o uso de fertilizantes fosfatados. Por outro lado, ainda são inexistentes pesquisas sobre a viabilidade agronômica da aplicação de CLE como fertilizante orgânico e seus efeitos no fornecimento e disponibilidade de P no cultivo de milho e soja na região do Cerrado. Para tal, um experimento foi desenvolvido em condições de campo, por três anos agrícolas, com o objetivo de avaliar o desenvolvimento da cultura do milho e de plantas de cobertura (*i.e.*, capim-marandu, nabo forrageiro, crotalária *juncea* e milheto) cultivadas sob SPD em resposta à adubação orgânica e mineral na região do Cerrado. Adotou-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições. Foram aplicadas cinco doses de CLE (0,0; 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹, base úmida) e um tratamento com adubação mineral convencional. Na cultura do milho foi avaliado: teor foliar de P, ICF, extração e exportação de P, componentes de produção e produtividade. Calculou-se o acúmulo de P e a produção e fitomassa das plantas de cobertura. Na cultura do milho, as doses de CLE aumentaram os teores foliares, a extração, a exportação e o acúmulo de P na palhada, bem como os parâmetros biométricos. A produtividade de milho aumentou no 3º ano com o incremento das doses de CLE. No 5º ano, a produtividade de milho (5009 kg ha⁻¹) na dose 7,5 t ha⁻¹ de CLE foi próxima à média nacional (5248 kg ha⁻¹) para a safra 2022. Houve aumento do acúmulo de P e da produção de fitomassa do capim-marandu em resposta à aplicação do fertilizante orgânico. A dose de 5,0 t ha⁻¹ de CLE proporcionou incremento de 11% na produção de fitomassa do mix de cobertura quando comparado ao tratamento com adubação mineral. Após três anos de estudo, conclui-se que o CLE pode ser utilizado como fonte alternativa de P, proporcionando repostas similares ou até superiores a adubação mineral convencional no desempenho agronômicos das culturas.

Palavras-chave: Bioproduto, Extração e exportação, Plantio direto, Solo tropical, Resíduo urbano

Agronomic performance of maize and cover crops using sewage sludge-based fertilizer to supply phosphorus

ABSTRACT – Adequate management of phosphate fertilizer under no-till (NT) can lead to a sustainable increase in crop productivity and protection of ecosystems. However, with the rising costs of mineral fertilizers, there is a need to increase efficiency of use and seek alternative sources of phosphorus (P). Composted sewage sludge (CSS) has large amounts of P and can partially replace P fertilizer applications. However, there is no information available regarding the agronomic feasibility of using CSS as an organic fertilizer. Its effects on the supply and availability of P in maize and cover crops grown in the Cerrado region is also unknown. A field experiment was conducted for three crop years at Selvíria-MS, Brazil. Our goal was to evaluate the development of the maize and cover crops (i.e., marandu grass, forage radish, crotalaria juncea, and millet) cultivated under NT in response to organic (CSS) and mineral fertilization in the Cerrado region. A randomized complete block experimental design was adopted, with six treatments and four replications. Five rates of CSS were applied (0.0, 5.0, 7.5, 10.0, and 12.5 Mg ha⁻¹, wet basis) and a treatment with conventional mineral fertilizer. Leaf P concentration, LCI, P extraction, and export, plant development and yield were evaluated. The uptake of P and biomass production of cover crops were also calculated. The CSS application rates increased leaf P concentration, extraction, export, and uptake of P in straw, as well as the biometric parameters. Maize productivity increased in the 3rd year with CSS application. In the 5th crop year, maize productivity (5009 kg ha⁻¹) at a rate of 7,5 Mg ha⁻¹ of CSS was near the national average (5248 kg ha⁻¹) for the 2022 harvest in Brazil. There was an increase in P uptake and the biomass production in the marandu palisadegrass with increasing CSS rates. The rate of 5.0 Mg ha⁻¹ of CSS provided an 11% increase in the biomass production of the mix of cover crops when compared to the treatment with mineral fertilizer. Over the 3-year period, our study showed that CSS can be used as an alternative source of P leading to high agronomic performance in both maize and cover crops, providing similar or superior responses to conventional mineral fertilizers.

Keywords: Byproduct, Fertilizers, Extraction and export, No-tillage, Tropical soil, Urban waste

1 Introdução

O composto de lodo de esgoto (CLE) é um fertilizante orgânico oriundo da compostagem termofílica de resíduo gerado do tratamento de esgotos urbanos (Prates et al., 2022). O seu uso na agricultura tem como benefícios a redução das descargas de lodo em aterros sanitários, incineradores, mares e corpos de água, além de contribuir com a ciclagem de nutrientes, possibilitar maior aporte de matéria orgânica no solo e contribuir com a redução da dependência de fertilizantes minerais (Afáz et al., 2017). Estudos recentes evidenciaram que aplicações de CLE aumenta a disponibilidade de nutrientes, (e.g., N, P, Ca, B e Zn) no sistema solo-planta, proporcionando ganhos de produtividades de algumas culturas como cana-de-açúcar, milho, soja e feijão (Prates et al., 2020, 2022; Silva et al., 2022a, 2022b; Oliveira et al., 2023; Silva et al, 2023).

O fósforo (P) é um dos macronutrientes responsáveis pelo adequado desenvolvimento das plantas. Este elemento participar em diversos processos fisiológicos que interferem no desenvolvimento do embrião, constitui compostos químicos que fornecem energia à planta auxiliando na emissão da radícula e possibilitando o crescimento de mudas, contribui na fotossíntese, constitui a molécula de ATP que é responsável pelo transporte de energia e que sustenta todo metabolismo da planta (Hawkesford et al., 2023). Em solos tropicais altamente intemperizados, como o Cerrado brasileiro, há o predomínio dos óxidos de Fe e Al (Gatiboni et al., 2013; Hanyabui et al., 2020). Assim, grande parte do P que é aplicado via fertilizantes torna-se indisponível para as plantas por reagir com os colóides do solo (Guedes et al., 2016; Noor et al., 2017).

A não absorção de P pelas plantas pode resultar em sintomas de deficiência, como redução na altura da planta e da área foliar, senescência precoce, limitação no crescimento, menor produção de matéria seca e da produtividade (Novais; Smyth, 1999; Maciel et al., 2007; Bucher et al., 2018). Logo, a realização da atividade agrícola torna-se inviável sem o fornecimento adequado de P às plantas. Países que apresentam solos intemperizados e que não contêm fontes de rochas fosfáticas naturais reativas, apresentam extrema dependência da exportação do P por meio de fertilizantes minerais.

Em regiões tropicais, grande parte do P aplicado nos solos agrícolas via adubação mineral e orgânica fica indisponível construindo uma reserva desse nutriente conhecida como “legacy P” (Pavinato et al., 2020). Desse modo, a busca por métodos que possibilitem a recuperação do P e/ou mesmo fontes de P que viabilizem a redução da dependência de fontes minerais torna-se um dos grandes desafios a serem superados.

O uso de plantas de cobertura, cultivadas em sistema plantio direto (SPD), vem sendo avaliado devido aos mecanismos de recuperação do P (Ceretta et al., 2005; Rodrigues et al., 2016; Soltangheisi et al., 2018). Neste sistema de agricultura conservacionista, há aumento da ciclagem de nutrientes, incluindo o P, por meio da captação dos elementos nos diferentes sistemas radiculares após a rotação das culturas e posterior disposição dos resíduos vegetais no solo, com liberação gradual dos nutrientes após a mineralização (Pacheco et al., 2013; Pavinato et al., 2017; Ye et al., 2020; Rodrigues et al., 2021). Diversos trabalhos já evidenciaram respostas positivas do cultivo de plantas de cobertura em SPD no aumento da eficiência de uso de P com ganhos em produtividades (Ceretta et al., 2005; Acharya et al., 2019; Zang et al., 2020; Fontana et al., 2023).

O uso de fontes orgânicas de P na agricultura, tal como o CLE, associado ao cultivo de plantas de cobertura no SPD, poderá contribuir na preservação dos recursos minerais fontes de P reduzindo a dependência da exportação de desses insumos, além de contribuir ambientalmente na disposição adequada do lodo de esgoto sanitário. Todavia, ainda são escassos estudos relacionados ao uso agrícola do CLE e seus efeitos no fornecimento e disponibilidade de P no solo e no desenvolvimento de espécies vegetais cultivadas na região de Cerrado. No presente artigo, temos como hipóteses que, o cultivo de plantas de cobertura associado às aplicações de doses de CLE em solos naturalmente inférteis, suprema demanda nutricional e melhoram o desenvolvimento das culturas agrícolas, aumentando a disponibilidade do P no solo e reduzindo o fornecimento de fertilizantes minerais fosfatados. Assim, objetivamos avaliar o desempenho agrônômico da cultura do milho e de plantas de cobertura (i.e., capim-marandu, nabo forrageiro, crotalária *juncea* e milheto) cultivadas sob SPD em resposta à adubação orgânica com CLE comparada à adubação mineral convencional.

2 Material e métodos

2.1 Descrição da área experimental

O experimento foi desenvolvido em condições de campo, no município de Selvíria, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil (20°20'35" S e 51°24'04" W, com altitude de 358 m) conforme demonstrado na Figura 1 do capítulo 2 (item 2.1).

A região apresenta médias anuais para precipitação pluvial de 1,370 mm, temperatura de 24,5 °C e umidade relativa do ar de 75%. O tipo climático da região é o Aw, segundo classificação de Köppen, caracterizado por verões chuvosos e invernos secos (Lombardi Neto; Drugowich, 1994). Durante toda a realização do experimento foram coletados os dados mensais referentes às temperaturas máxima e mínima, umidade relativa do ar e precipitação pluvial conforme Figura 2 do capítulo 2 (item 2.1). O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho Distrófico típico argiloso (Santos et al., 2018), o qual estava sendo cultivado com milho em sistema convencional e sem irrigação, por aproximadamente 10 anos.

2.2 Delineamento experimental e tratamentos

Utilizou-se o delineamento experimental em blocos casualizados com seis tratamentos (AMC: adubação mineral convencional e dose de CLE: 0,0; 5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹, base úmida) e quatro repetições. Ao final do período de avaliação, na safra do ano agrícola 2021/22, as doses acumuladas de CLE totalizaram: 0,0; 15,0; 22,5; 30,0 e 37,5 t ha⁻¹ (base úmida).

2.3 Obtenção e caracterização do lodo de esgoto

O CLE foi obtido junto à empresa Tera Ambiental Ltda, localizada em Jundiaí, SP. Trata-se de um fertilizante orgânico Classe B (Brasil, 2020a), produzido a partir da compostagem termofílica de resíduos orgânicos urbanos diversos. O CLE foi caracterizado quanto a composição química (pH, CTC, MO, C-orgânico, umidade, As, Ba, B, Cd, Ca, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Mo, N, Na, Ni, P, Pb, S, Se e Zn) e microbiológica (coliformes termotolerantes, salmonella e ovos viáveis de helmintos), seguindo as recomendações preconizadas na Resolução nº 375 do Conama (Brasil, 2006), sendo considerado apropriado para uso nesse estudo. A aplicação do CLE foi realizada

levando-se em conta a umidade do material, sendo: 1º ano = $41,0 \pm 0,3$, 2º ano = $34,4 \pm 0,5$ e 5º ano = $36,7 \pm 0,1$, conforme Tabela 1 do capítulo 2 (item 2.3).

2.4 Instalação e desenvolvimento do experimento

Em agosto de 2017, antes da instalação do experimento, foram realizadas amostragens do solo nas camadas de 0,0–0,2 m e 0,2–0,4 m de profundidade para caracterizações física (Teixeira et al., 2017) e química (Raij et al., 2001). A caracterização dos atributos químicos e físicos do solo utilizado no experimento está descrita na Tabela 3 do capítulo 2 (item 2.4). Cada parcela experimental foi dimensionada com 35 m² (3,5 m x 10 m), sendo que a área útil foi constituída pelas três linhas centrais da cultura do milho, no qual foram eliminados como bordadura 2,5 m de cada extremidade. As informações sobre o preparo inicial da área experimental e do desenvolvimento do experimento durante os anos agrícolas avaliados estão descritas no item 2.4 do capítulo 2.

2.5 Parâmetros avaliados no 3º, 4º e 5º ano agrícola

2.5.1 Milho

No pleno florescimento foi avaliado o teor relativo de clorofila nas folhas por meio do Índice de Clorofila Falker (ICF), utilizando o ClorofiLOG. Para tal, foram escolhidas 10 plantas nas linhas da área útil de cada parcela, a realização das leituras foi feita a partir do terço médio da folha da base da espiga.

Para avaliar o estado nutricional da cultura, foram coletadas em 10 plantas, o terço médio da folha da base da espiga (folha diagnose) dentro da parcela útil (Raij, 2011). Depois de lavadas, as amostras correspondentes a cada parcela do campo, foram secas em estufa de circulação forçada de ar, à temperatura de 65 °C por 72 h, trituradas em moinho tipo Willey e armazenadas até o momento das análises. Nas amostras das folhas diagnose foi determinado o teor P, conforme metodologia descrita por Malavolta et al. (1997).

Quando a maioria das plantas apresentou espigas com grãos pastosos (R4), foram avaliados: altura das plantas, altura da espiga e o diâmetro do colmo de vinte plantas consecutivas, na área útil de cada parcela, expressas em centímetros (Portugal, 2015). A altura da planta foi obtida medindo-se, com auxílio de uma régua graduada, a distância

entre o colo da planta e a inserção da última folha. Para a altura da espiga, também com auxílio de uma régua graduada, foi medida a distância entre o colo da planta e a inserção da espiga principal. Para a obtenção do diâmetro do colmo, foi realizada uma medida no primeiro entrenó acima do solo, com o auxílio de um paquímetro digital, no sentido de disposição das folhas.

No estágio R6, foram coletadas aleatoriamente, de forma manual, dez espigas dentro da área útil da parcela, para a avaliação do número de grãos por espiga e determinação do teor de P nos grãos. O número de grãos por espiga foi avaliado por meio da contagem do número de fileiras de grãos e do número de grãos por fileiras, obtendo-se o valor médio. As amostras de grãos de milho correspondentes aos tratamentos no campo foram submetidas à secagem em estufa a 65°C por 72 h, moídas e posteriormente analisadas para determinação do teor de P (Malavolta et al., 1997).

2.5.1.1 Extração, exportação e acúmulo de P

Para obtenção da extração de P, por ocasião da maturação fisiológica da cultura, foram coletadas ao acaso por parcela, cinco plantas de milho na área útil da parcela. Após a coleta, esses materiais foram devidamente identificados, secados e pesados para obtenção da matéria seca total da parte aérea (excluindo os grãos de milho). A exportação de nutrientes foi avaliada por meio dos grãos coletados por ocasião da colheita. A palhada seca das plantas, depositada na superfície do solo, foi coletada ao final do cultivo das culturas para a obtenção da matéria seca dos resíduos vegetais secos. Para tal, foram realizadas quatro coletas ao acaso por parcela utilizando um quadrado de ferro com dimensões de 50,0 × 50,0 cm (0,25 m²) recolhendo-se resíduos vegetais que estavam sobre o solo (Crusciol et al., 2005). Todo material vegetal amostrado corresponde a cada parcela do campo, foi seco em estufa de circulação forçada de ar, à temperatura de 65 °C por 72 h, pesado para obtenção da matéria seca, triturado em moinho tipo Willey e armazenados até o momento das análises. Nessas amostras, foram determinados o teor de P conforme metodologia descrita por Malavolta et al. (1997). Com base nos teores e na matéria seca dos respectivos tratamentos, foram calculados o acúmulo de P na palhada, a extração de P pela parte aérea e a exportação de P pelos grãos, sendo as quantidades extrapoladas para kg ha⁻¹.

2.5.2 Produção de biomassa e acúmulo de P na palhada das plantas de cobertura

Para avaliar a produção de biomassa das plantas de cobertura, foram realizados dois cortes, aos 100 e 200 dias após a emergência (DAE) do capim-marandu e um corte aos 60 DAE do mix de plantas (nabo forrageiro, crotalária *Juncea* e milheto), em quatro pontos por parcela, coletados aleatoriamente rente ao solo, com o auxílio de um quadrado de 0,25 m². As amostras foram lavadas em água destilada e secas em estufa de circulação forçada de ar a 65 °C, por 72 h e, posteriormente, pesadas para obtenção da biomassa seca. As amostras foram então moídas em moinho tipo Willey e armazenadas em sacos de polietileno até o momento das análises, para determinação do teor de P, conforme metodologia descrita por Malavolta et al. (1997). As quantidades acumuladas de P nas plantas de cobertura, foram calculadas pela seguinte fórmula: $A = T \times MS$, em que: A é a quantidade acumulada em kg ha⁻¹; T é o teor de P na biomassa seca das plantas, em g kg⁻¹; e MS é a matéria seca da biomassa, em kg ha⁻¹.

2.5.3 Produtividade do milho

A produtividade de grãos foi obtida por meio da pesagem dos grãos de todas as espigas colhidas na área útil da parcela, corrigindo a umidade para 13% e transformando os dados em kg ha⁻¹. A massa de 1000 grãos foi avaliada por meio de duas amostragens de mil grãos por parcela da produtividade obtida, com posterior pesagem em balança digital e a transformação dos dados para 13% de umidade.

2.6 Análise estatística

Os resultados obtidos foram avaliados quanto a normalidade (Kolmogorov-Smirnov) e homogeneidade (Oneillmathews a 5%). Em seguida, por meio do teste de Dunnett ($P < 0,05$) foram verificadas as diferenças entre as doses de CLE e o tratamento que recebeu somente adubação mineral convencional. Também, foram realizados estudos de regressão polinomial para avaliar o efeito da aplicação das doses do CLE. A análise estatística foi realizada por meio do software R (R Core Team, 2022).

3. Resultados e discussão

3.1 Milho

Para os dois anos de cultivo (3º e 5º ano agrícola), observou-se aumento linear nos teores de P na folha diagnose em resposta ao aumento das doses de CLE com valores variando entre 1,65 a 2,00 g kg⁻¹ e 1,30 a 1,80 g kg⁻¹ no 3º e 5º ano, respectivamente (Figuras 1a e 1b). No 3º ano agrícola, as plantas de milho cultivadas nos tratamentos que receberam 7,5 e 12,5 t ha⁻¹ de CLE (base úmida) e adubação mineral convencional (AMC), estavam adequadamente nutridas com P, uma vez que os teores foliares desse nutriente estavam dentro da faixa de interpretação de teores de P (2,00–4,00 g kg⁻¹) estabelecida para a cultura do milho no Estado de São Paulo (Raij, 2011).

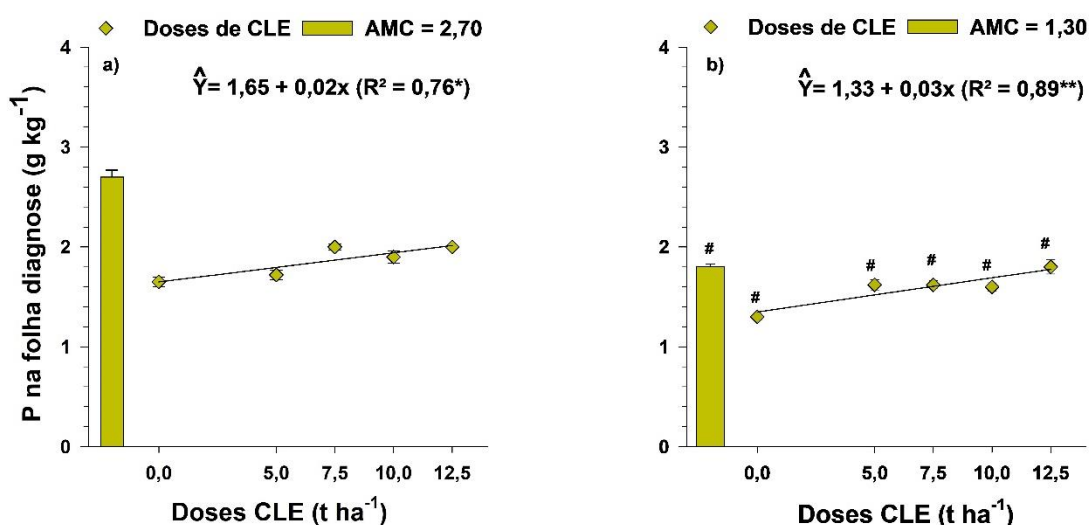


Figura 1. Teor de P na folha diagnose da cultura do milho cultivado no 3º (a) e 5º (b) ano agrícola em resposta à aplicação das doses do composto de lodo de esgoto (CLE) e adubação mineral convencional (AMC). Médias seguidas pelo mesmo símbolo (#) não diferem entre si pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. ** e * – Significativo a 1 e 5% de probabilidade.

Mesmo com a 3ª aplicação das doses de CLE, notou-se que no 5º ano agrícola, todos os tratamentos, incluindo o AMC, apresentaram teores foliares de P abaixo da faixa de suficiência sugerida por Raij (2011). A ausência de chuvas regulares na região durante o 5º ano agrícola pode ter sido um dos fatores que limitou a maior absorção de P pelas plantas milho (Figura 2, Capítulo 2). O P apresenta baixa mobilidade nos solos. Seu

contato com as raízes se dá por processo de difusão, ou seja, caminhamento a curtas distâncias em razão da concentração na solução do solo (Marschner; Rengel, 2023). Havendo pouca água disponível em todo o ciclo da cultura, certamente haverá menor entrada do nutriente na célula vegetal. O menor volume de água pode ter diminuído o volume de raízes promovendo uma menor exploração destas no solo com menor absorção de P pelas plantas.

Uma vez que o P não tenha sido utilizado pelas plantas durante o ciclo da cultura, poderá ser “perdido” rapidamente por adsorção específica nos colóides do solo ficando então indisponível para planta (Yamada; Abdalla, 2004). Isso pode ser explicado pela liberação gradual do P contido no CLE (Tabela 1).

No 5º ano agrícola, os tratamentos que receberam as doses de CLE não diferiram do controle AMC para os teores de P na folha diagnose das plantas de milho (Figura 1b). Em estudo avaliando aplicações de doses de lodo de esgoto (LE) e CLE na cultura do milho e em forragem (taxa média de aplicação de 6,5 t ha⁻¹ de lodo de esgoto digerido aerobiamente seco e 25,7 t ha⁻¹ de CLE) em solo argiloso, foi observado que os teores de P nos tecidos das plantas foram maiores nos tratamentos que receberam as doses de LE e CLE, no qual os autores concluíram que o CLE é uma fonte eficaz de P para a produção agrícola (Warman; Termeer, 2005).

Não houve influência dos tratamentos na extração de P no 3º ano agrícola. Já no 5º ano agrícola, houve aumento linear da extração de P pela parte aérea das plantas de milho em função do aumento das doses de CLE, sendo que os teores variaram de 2,47 a 5,79 kg ha⁻¹ (Figura 2). Nesse mesmo ano, os tratamentos que receberam CLE não diferiram do tratamento com AMC, com as doses de 7,5, 10,0 e 12,5 t ha⁻¹ apresentando valores superiores em 7,92%, 23,98% e 19,48%, respectivamente, em relação ao tratamento com AMC (Figura 2b). Nogueira et al. (2006), aplicando doses de LE em milho consorciado com feijão, relataram aumento na disponibilidade dos teores de nutrientes, dentre estes o P, sendo que as doses de LE promoveram também aumento na produção de matéria seca na parte aérea.

A extração de P pela parte aérea da planta foi maior no 3º ano (Figura 2b). Um dos fatores que pode ter interferido para a não absorção foi a ausência de precipitação pluvial de modo regular, pois apesar do maior volume de chuvas ter ocorrido no 5º ano agrícola

(Imagem 2), notou má distribuição, podendo ter contribuído para a menor absorção de P pela parte aérea no 5º ano. Estudo avaliando por dois anos o uso de biochar de lodo de esgoto em um Latossolo Vermelho-Amarelo de textura argilosa no cultivo de milho (híbrido LG 6030), na dose de 15 t ha⁻¹ (com base no peso seco), foi observado que no 2º ano houve maior absorção de P pelas plantas de milho em comparação ao 1º ano. Esse fato foi atribuído à maior ocorrência de precipitação pluvial no 2º ano de experimento (Faria et al., 2018).

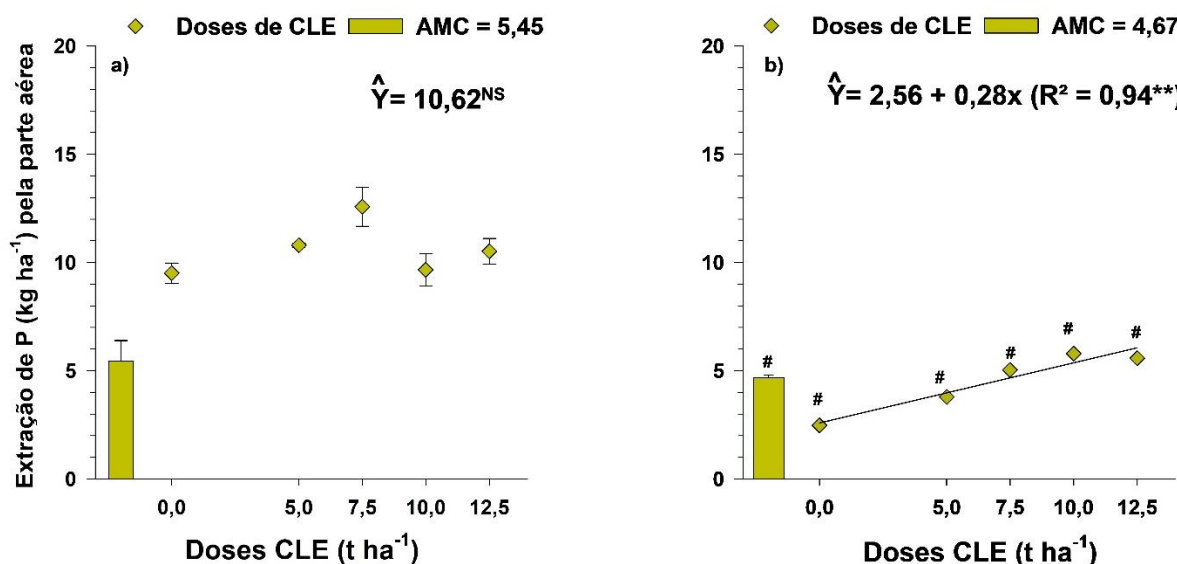


Figura 2. Extração de P (kg ha⁻¹) pela parte aérea do milho cultivado no 3º (a) e 5º (b) ano agrícola em resposta à aplicação das doses do composto de lodo de esgoto (CLE) e adubação mineral convencional (AMC). Médias seguidas pelo mesmo símbolo (#) não diferem entre si pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. ** e ^{NS} – Significativo a 1% de probabilidade e não significativo.

Nos dois anos agrícolas em que foi cultivado milho houve incremento linear na exportação de P pelos grãos com o aumento das doses CLE aplicadas (Figuras 3a e 3b). No 3º ano, foi observado maiores valores de exportação de P pelos grãos de milho, no qual a maior dose de CLE aplicada (12,5 t ha⁻¹) proporcionou o maior valor de P exportado pelos grãos de milho (Figura 3a). Esse valor é igual estatisticamente ao valor obtido para o tratamento com AMC. A baixa disponibilidade hídrica durante a realização do experimento (Figura 2, Capítulo 2) pode ter afetado a exportação de P nos grãos no 5º ano agrícola. Em experimento realizado avaliando o efeito na exportação de nutrientes

por grãos de milho adubados com dejetos líquidos de suíno com tratamento por meio de digestão anaeróbica, floculação, filtração ou decantação natural e sem tratamento (bruto) em solo argiloso ao longo de três anos, foi observado que a exportação de P (19 a 40 kg ha⁻¹) foi semelhante entre os tratamentos que receberam doses de dejetos suíno tratado e não tratado com o fertilizante mineral. Dejetos de suíno são biofertilizantes que podem apresentar consideráveis teores de P assim como o CLE (Veodato et al., 2019; Prates et al., 2020).

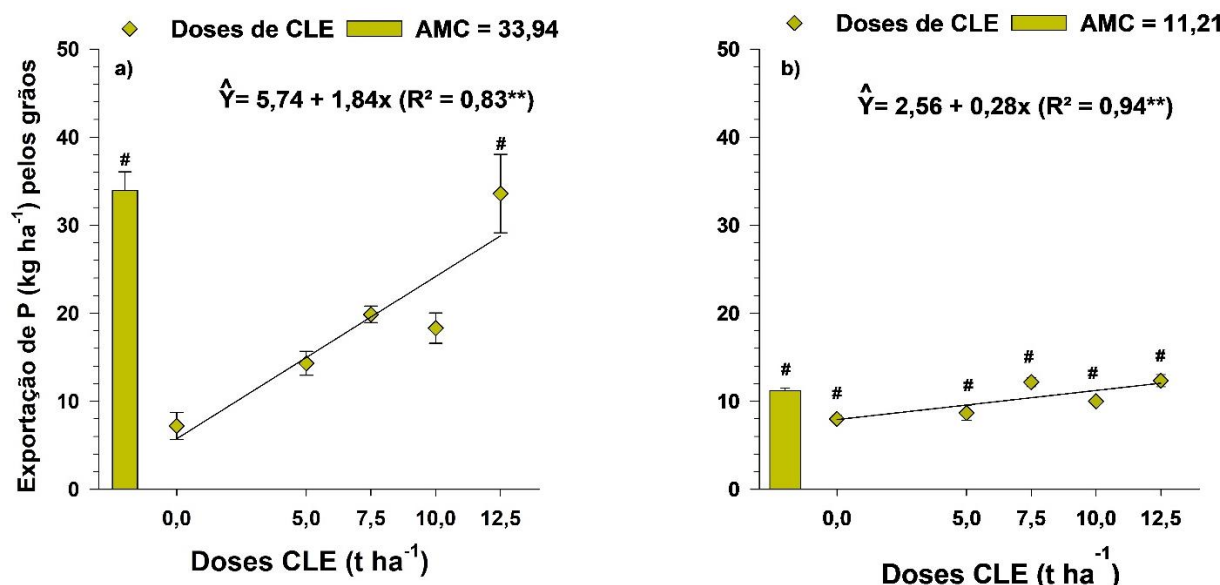


Figura 3. Exportação de P (kg ha⁻¹) pelos grãos de milho cultivado no 3º (a) e 5º (b) ano agrícola em resposta à aplicação das doses do composto de lodo de esgoto (CLE) e adubação mineral convencional (AMC). Médias seguidas pelo mesmo símbolo (#) não diferem entre si pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. ** – Significativo a 1% de probabilidade.

Houve incremento linear no acúmulo de P na palhada de milho com o aumento das doses de CLE no 3º e 5º ano agrícola (Figuras 4a e 4b), sendo observado variação de 2,65 a 4,59 kg ha⁻¹ no 3º ano e de 3,62 a 7,59 kg ha⁻¹ no 5º ano. Assim, é possível notar que as aplicações sucessivas de CLE, em especial nas maiores doses acumuladas de CLE (30,0 e 37,5 t ha⁻¹, base úmida), promoveram aumento significativo no acúmulo de P na palhada do milho. Exceto para a menor dose de CLE no 3º ano agrícola, não houve diferença nas quantidades acumuladas de P na palhada quando comparadas as doses de CLE e o tratamento com AMC em ambos os anos (Figuras 4a e 4b).

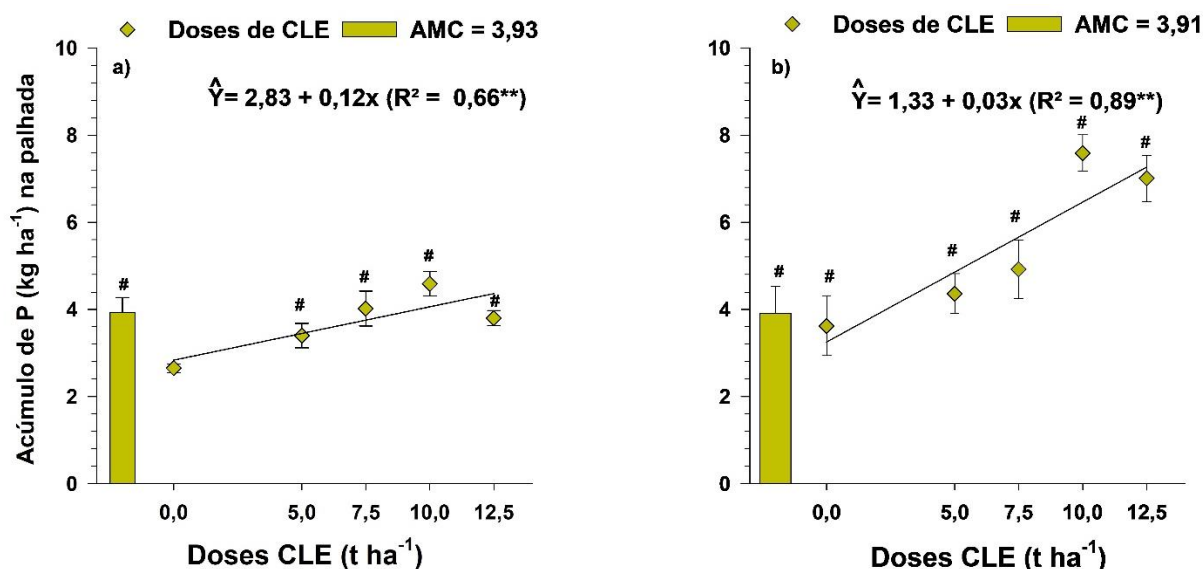


Figura 4. Acúmulo de P (kg ha⁻¹) na palhada do milho cultivado no 3º (a) e 5º (b) ano agrícola em resposta à aplicação das doses do composto de lodo de esgoto (CLE) e adubação mineral convencional (AMC). Médias seguidas pelo mesmo símbolo (#) não diferem entre si pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. ** – Significativo a 1% de probabilidade.

As variáveis de desenvolvimento das plantas de milho avaliadas apresentaram no 3º ano incremento linear com o aumento das doses de CLE (Figuras 5a, 5c e 5e), com os valores variando de 1,54 a 1,87 m para a altura da planta, 0,81 a 1,06 m para altura da 1ª espiga e 16,57 a 19,34 m para o diâmetro do colmo. No 5º ano, a altura da planta e a altura da 1ª espiga também apresentaram ajuste linear (Figuras 5b e 5d), com os valores variando de 1,59 a 1,74 m e 0,79 a 0,94 m, respectivamente. No 5º ano agrícola, as plantas cultivadas nas parcelas que receberam 5 e 10 t ha⁻¹ de CLE apresentaram altura similar às plantas cultivadas com AMC (Figura 5b).

Em relação aos componentes de produção nos dois anos avaliados, não houve ajuste, sendo apenas observada que não houve diferença entre o tratamento com AMC e os demais tratamentos que receberam doses de CLE (Figura 6c). No entanto, estudo avaliando as respostas nutricionais e da produtividade de grãos de milho sob aplicação de LE com doses variando de 0 a 108 t ha⁻¹ (base úmida), observou-se que o LE foi mais eficaz no fornecimento de P às plantas de milho quando comparado ao controle que não recebeu LE (Correa et al., 2023). Estes autores verificaram também resposta positiva à

produção de biomassa secas com as doses de LE promovendo incremento linear em resposta à aplicação de LE. Avaliando o desenvolvimento e produtividade de milho na mesma área experimental e com as mesmas doses de CLE aplicadas (5,0; 7,5; 10,0 e 12,5 t ha⁻¹, base úmida), Prates et al. (2022) verificaram que todos os parâmetros investigados apresentaram valores maiores que o tratamento controle que não recebeu CLE e semelhantes ao tratamento com adubação mineral. Segundo esses mesmos autores, o CLE pode ser utilizado como fertilizante orgânico na produção de milho no Cerrado.

Houve ajuste quadrático positivo para o ICF no 3º ano, no qual a dose de 4 t ha⁻¹ de CLE (base úmida) foi a responsável pelo maior ICF observado (23,8) (Figura 7a). Nos dois anos avaliados, não foi encontrada diferença nos valores de ICF nos tratamentos que receberam as doses de CLE e o tratamento com AMC. Os valores similares de ICF evidenciam que tanto a adubação mineral quanto a adubação orgânica foram eficientes para manter o adequado desenvolvimento das plantas de milho. Porém, notou-se incremento nos valores de ICF no 5º ano agrícola o que deve estar relacionado ao maior aporte de N vindo do CLE (Silva et al., 2023) e do cultivo da crotalária *juncea*, além da ciclagem de nutrientes promovida pelo desenvolvimento e restos vegetais das plantas de cobertura.

A produtividade do milho no 3º ano (2ª safra 2019/20) aumentou linearmente com a aplicação das sucessivas doses de CLE. Assim, observou-se uma variação de 2898 a 3812 kg ha⁻¹. Os tratamentos que receberam doses de CLE não apresentaram diferença do AMC (Figura 8a). O tratamento com AMC apresentou produtividade acima da média nacional que, em 2020, foi de 5456 kg ha⁻¹ (CONAB, 2020). No 5º ano, a produtividade do milho (1ª safra 2021/22) não foi influenciada pelos tratamentos com adubação orgânica e mineral (Figura 8b). Mesmo com a ausência de chuvas regulares durante a realização da pesquisa, notou-se que o tratamento que recebeu 7,5 t ha⁻¹ de CLE (base úmida) apresentou valor de produtividade (5009 kg ha⁻¹) mais próximo da produtividade média nacional na safra 2022 (5248 kg ha⁻¹) (CONAB, 2022), além de ter sido superior ao valor obtido (3841 kg ha⁻¹) para tratamento com AMC (Figura 8b). Em estudo avaliando a produtividade de milho adubado com composto de lodo de esgoto (0, 25, 50 e 75 t ha⁻¹, base seca) e fosfato natural de Gafsa, pôde-se observar incremento na

produtividade de grãos da cultura do milho com valor máximo de 4630 kg ha⁻¹, com a aplicação de 75 t ha⁻¹ de composto (Junio et al., 2013).

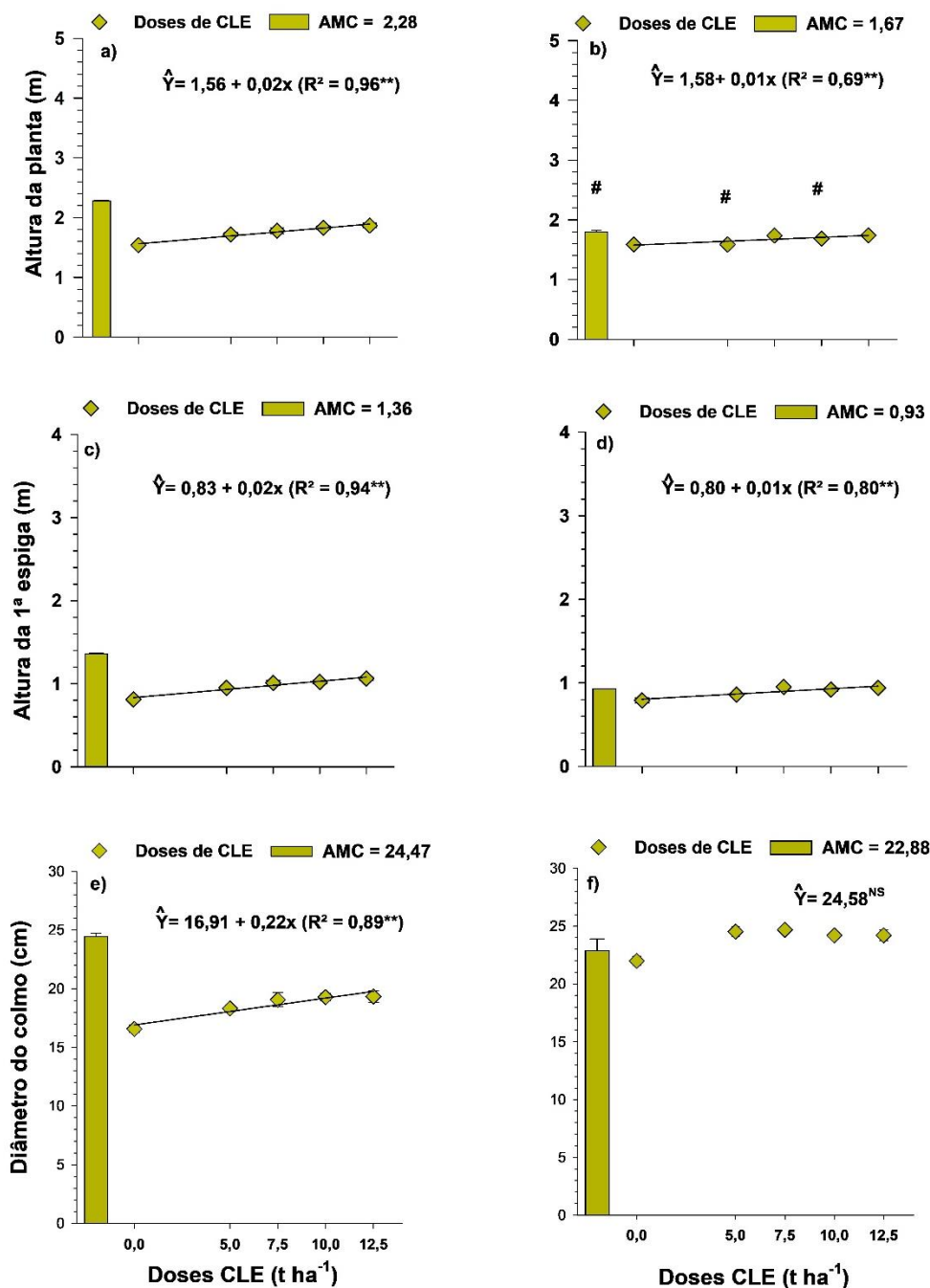


Figura 5. Desenvolvimento da cultura do milho cultivada no 3º (a) (c) (e) e 5º (b) (d) (f) ano agrícola em resposta à aplicação das doses do composto de lodo de esgoto (CLE) e adubação mineral convencional (AMC). Médias seguidas pelo mesmo símbolo (#) não diferem entre si pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. ** e ^{NS} – Significativo a 1% de probabilidade e não significativo.

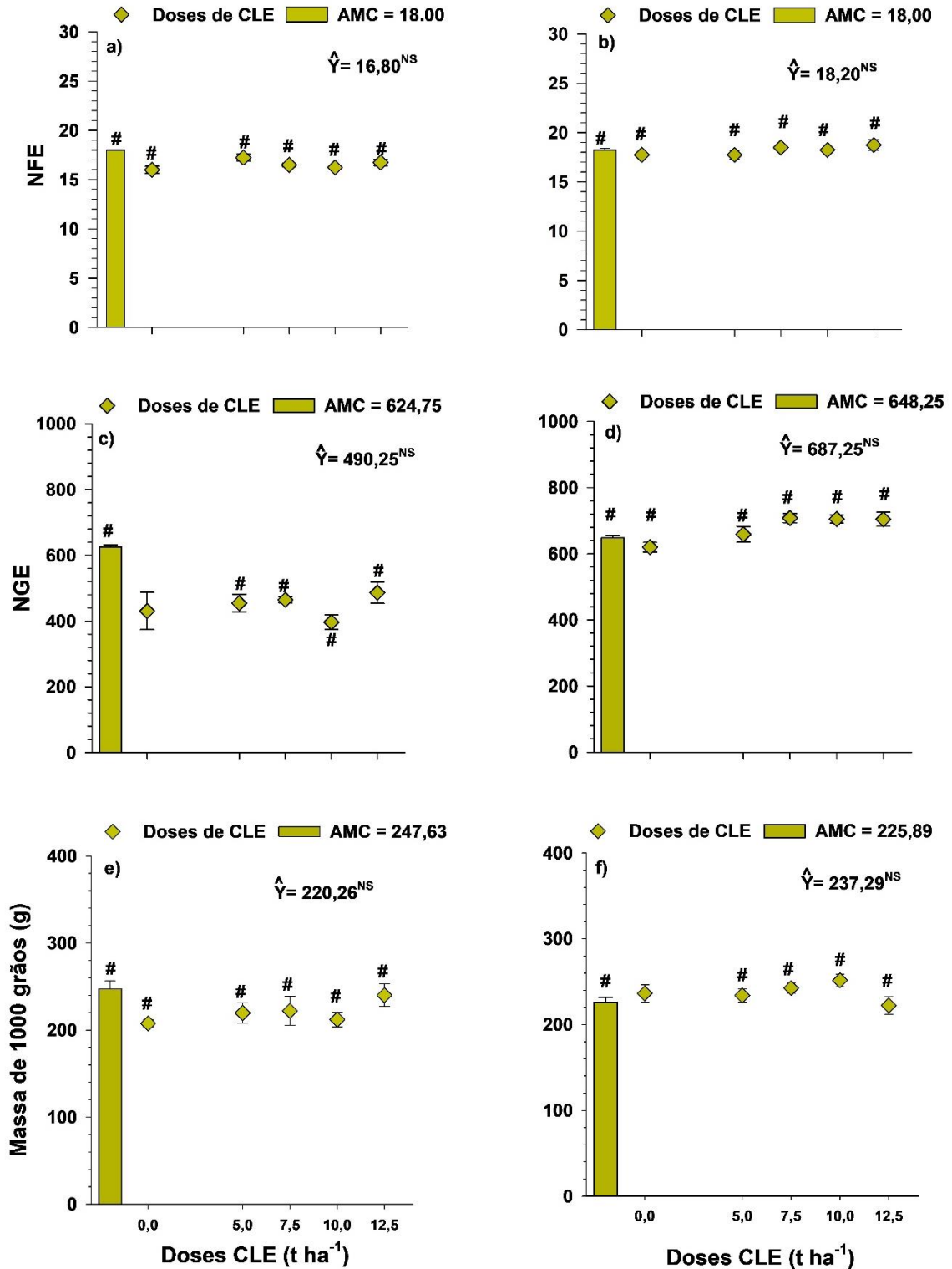


Figura 6. Número de fileiras por espiga (NFE) (a)(b), número de grãos por espiga (NGE) (c)(d) e massa de 100 grãos (e)(f) no 3º (a) (c) (e) e 5º (b) (d) (f) ano agrícola em resposta à aplicação das doses do composto de lodo de esgoto (CLE) e adubação mineral convencional (AMC). Médias seguidas pelo mesmo símbolo (#) não diferem entre si pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. ^{NS} – Não significativo.

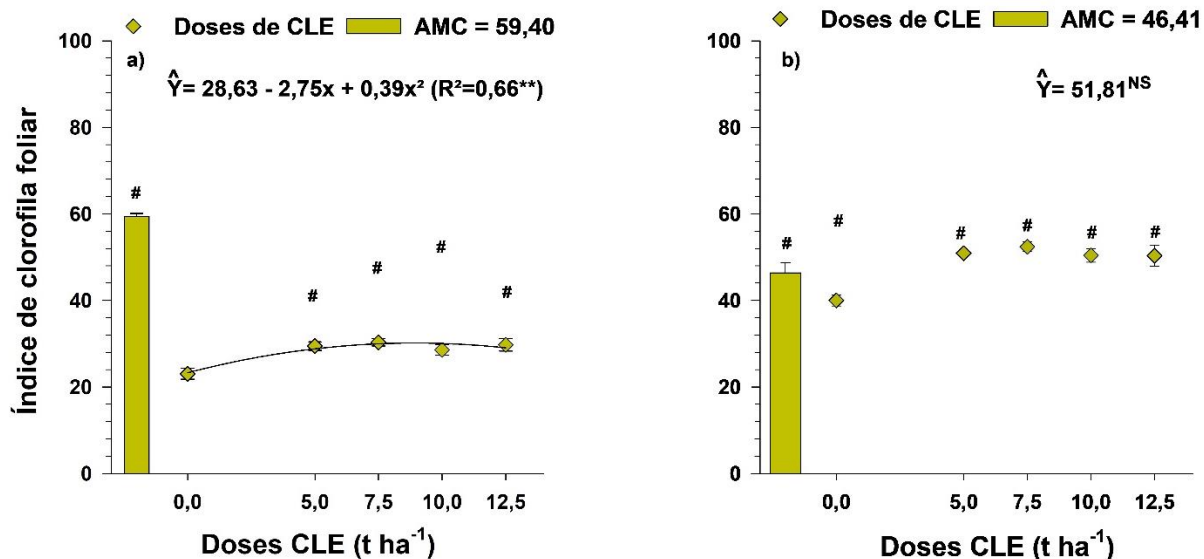


Figura 7. Índice de clorofila foliar (ICF) na cultura do milho cultivado no 3º (a) e 5º (b) ano agrícola, em resposta à aplicação das doses do composto de lodo de esgoto (CLE) e adubação mineral convencional (AMC). Médias seguidas pelo mesmo símbolo (#) não diferem entre si pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. ** e ^{NS} – Significativo a 1% de probabilidade e não significativo.

Pesquisa realizada em um solo franco-argiloso sob aplicação de 20, 40 e 80 t ha⁻¹ LE por ano, foi verificado resultado de produtividade de grãos semelhante ou mesmo superior ao obtido com aplicação de fertilizante mineral. Os autores concluíram que o LE doméstico pode substituir o fertilizante mineral na cultura do milho como parte de uma estratégia de recuperação e reciclagem de nutrientes (Koutroubas et al., 2023). Em outro estudo avaliando o efeito do uso de CLE no crescimento de milho e feijão, em plantas e solo, foi observado maiores respostas aos rendimentos de milho e feijão quando foi adicionado o CLE (Elsalam et al., 2021).

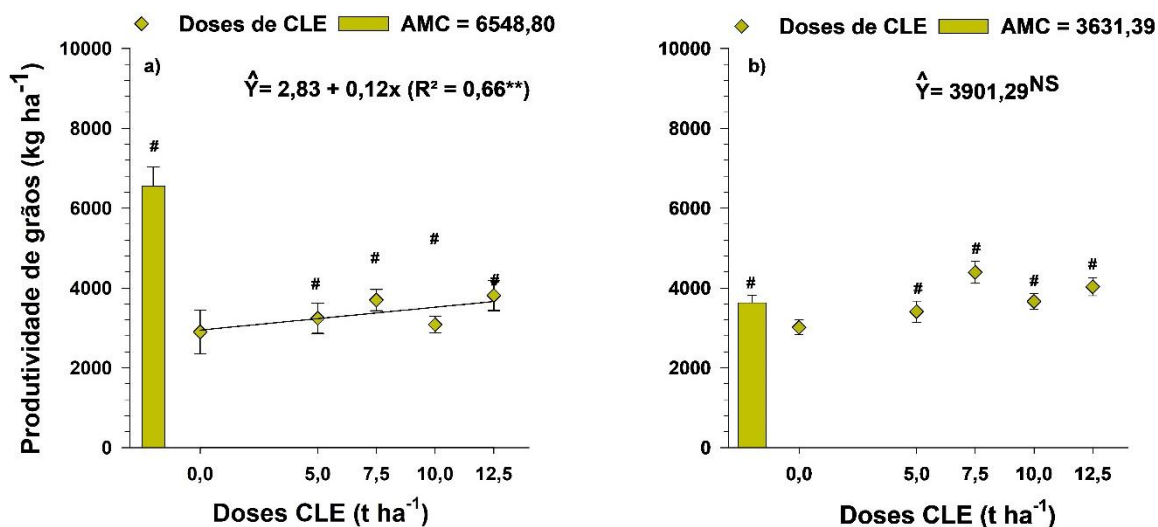


Figura 8. Produtividade de grãos (kg ha⁻¹) da cultura do milho cultivado no 3º (a) e 5º (b) ano agrícola em resposta à aplicação das doses do composto de lodo de esgoto (CLE) e adubação mineral convencional (AMC). Médias seguidas pelo mesmo símbolo (#) não diferem entre si pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. ** e ^{NS} – Significativo a 1% de probabilidade e não significativo.

3.2 Plantas de cobertura

Avaliando o efeito residual da adubação orgânica com CLE no acúmulo de P após dois cortes de capim-marandu (100 e 200 DAE) e no mix de plantas de cobertura (nabo forrageiro, crotalária *Juncea* e milheto) aos 60 DAE, foi observado nos tratamentos que anteriormente receberam as doses de CLE apresentaram no 1º corte aos 100 DAE um efeito quadrático positivo com a dose de 9 t ha⁻¹ de CLE (base úmida) sendo responsável pelo maior acúmulo de P (8,43 kg ha⁻¹). Os tratamentos 5,0; 7,5 e 10 t ha⁻¹ não apresentaram diferença do tratamento com AMC (Figura 9a).

Quando o corte de capim-marandu foi realizado aos 200 DAE, notou-se um incremento linear da quantidade acumulada P em razão do aumento das doses de CLE, sendo notado variação de 7,70 a 12,50 kg ha⁻¹. As plantas cultivadas com 12,5 t ha⁻¹ de CLE ou com AMC apresentaram valores similares para o acúmulo de P (Figura 9b). Para o mix de plantas de cobertura, os tratamentos com doses de CLE não diferiram do tratamento com AMC (Figura 9c). Varela et al. (2017) avaliando a decomposição de biomassa e liberação de fósforo em resíduos de plantas de cobertura em plantio direto constatou que os resíduos das culturas de cobertura libertam quantidades significativas

de P para a cultura comercial subsequente e que a liberação de P dos resíduos é afetada pelo regime de precipitação e pela qualidade dos resíduos (Varela et al., 2017).

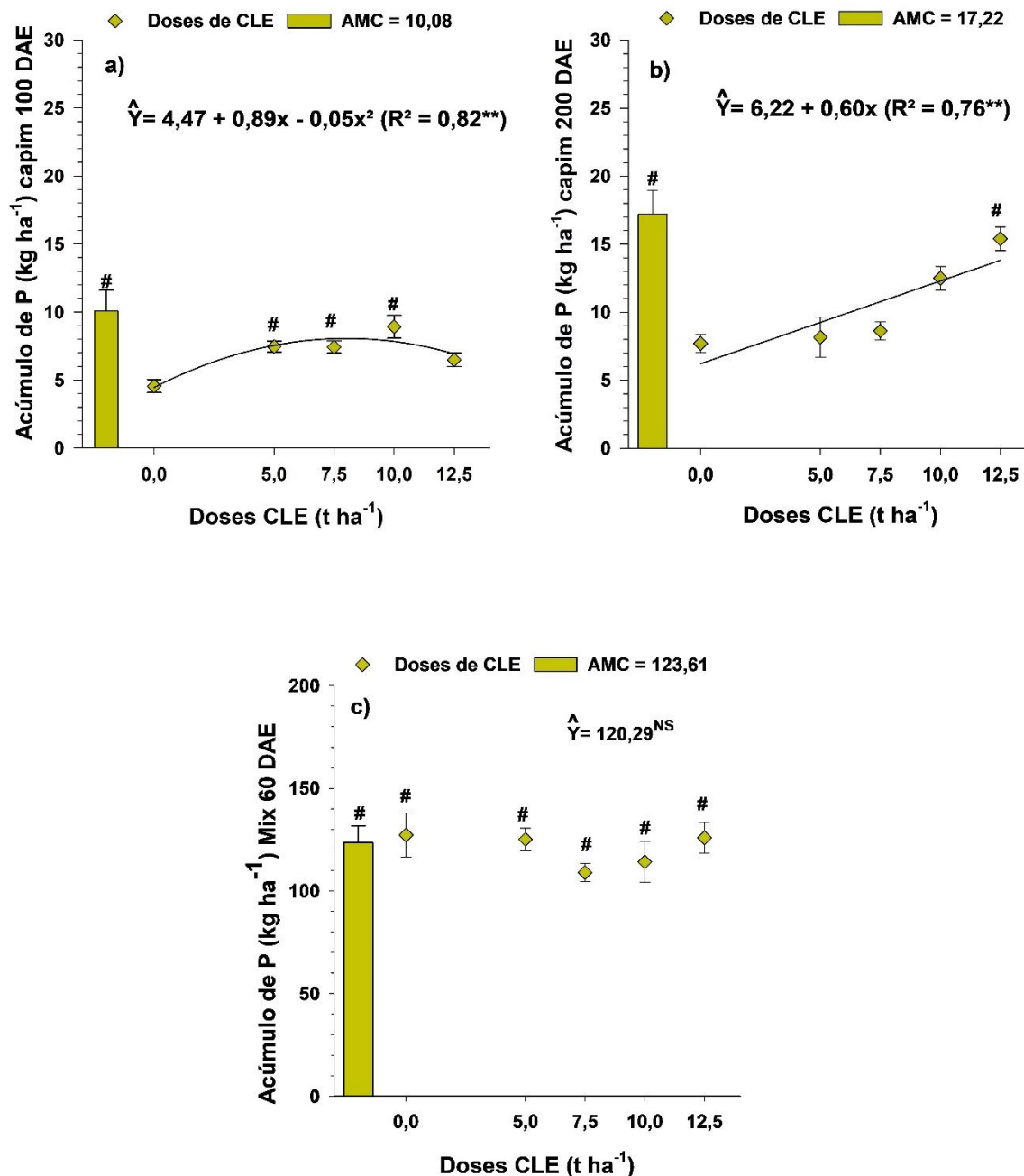


Figura 9. Acúmulo total de P após dois cortes de capim-marandu aos 100 e 200 DAE e mix de plantas de cobertura (nabo forrageiro, crotalária *Juncea* e milho) aos 60 DAE em resposta à aplicação das doses do composto de lodo de esgoto (CLE) e adubação mineral convencional (AMC). Médias seguidas pelo mesmo símbolo (#) não diferem entre si pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. ** e ^{NS} – Significativo a 1% de probabilidade e não significativo.

Quando avaliado o efeito residual das doses de CLE sobre a produção de biomassa do capim-marandu no 1º corte aos 100 DAE, observou-se ajuste quadrático positivo, sendo a dose de 10 t ha⁻¹ de CLE (base úmida) a responsável pela maior produtividade de biomassa (2985 kg ha⁻¹) encontrada (Figura 10a). No 2º corte do capim-marandu realizado aos 200 DAE, também sob efeito residual das aplicações de doses de CLE, pôde-se notar aumento linear na produção de biomassa do capim. Observou-se, também, que apenas no tratamento adubado com 12,5 t ha⁻¹ de CLE, a produção de capim-marandu não apresentou diferença da produção obtida no tratamento com AMC (Figura 10b).

Quando o corte de capim-marandu foi realizado aos 200 DAE, notou-se um incremento linear da quantidade acumulada P em razão do aumento das doses de CLE, sendo notado variação de 7,70 a 12,50 kg ha⁻¹. As plantas cultivadas com 12,5 t ha⁻¹ de CLE ou com AMC apresentaram valores similares para o acúmulo de P (Figura 10b). Para o mix de plantas de cobertura, os tratamentos com doses de CLE não diferiram do tratamento com AMC (Figura 10c).

Não houve diferença entre os tratamentos para a produção de biomassa do mix de plantas de cobertura. No entanto, o tratamento com 5,0 t ha⁻¹ de CLE foi superior ao AMC em 11% na produção de biomassa (Figura 10c). O efeito remanescente do CLE usado como fertilizante em plantas forrageiras em dois anos com aplicação de doses variando de 5 a 250 t ha⁻¹ de CLE resultou em uma boa produção de massa verde no 2º ano variando de 54 a 42 t ha⁻¹, com as produções diretamente proporcionais à quantidade de composto fornecido no 1º ano como fertilizante (Morariu et al., 2010).

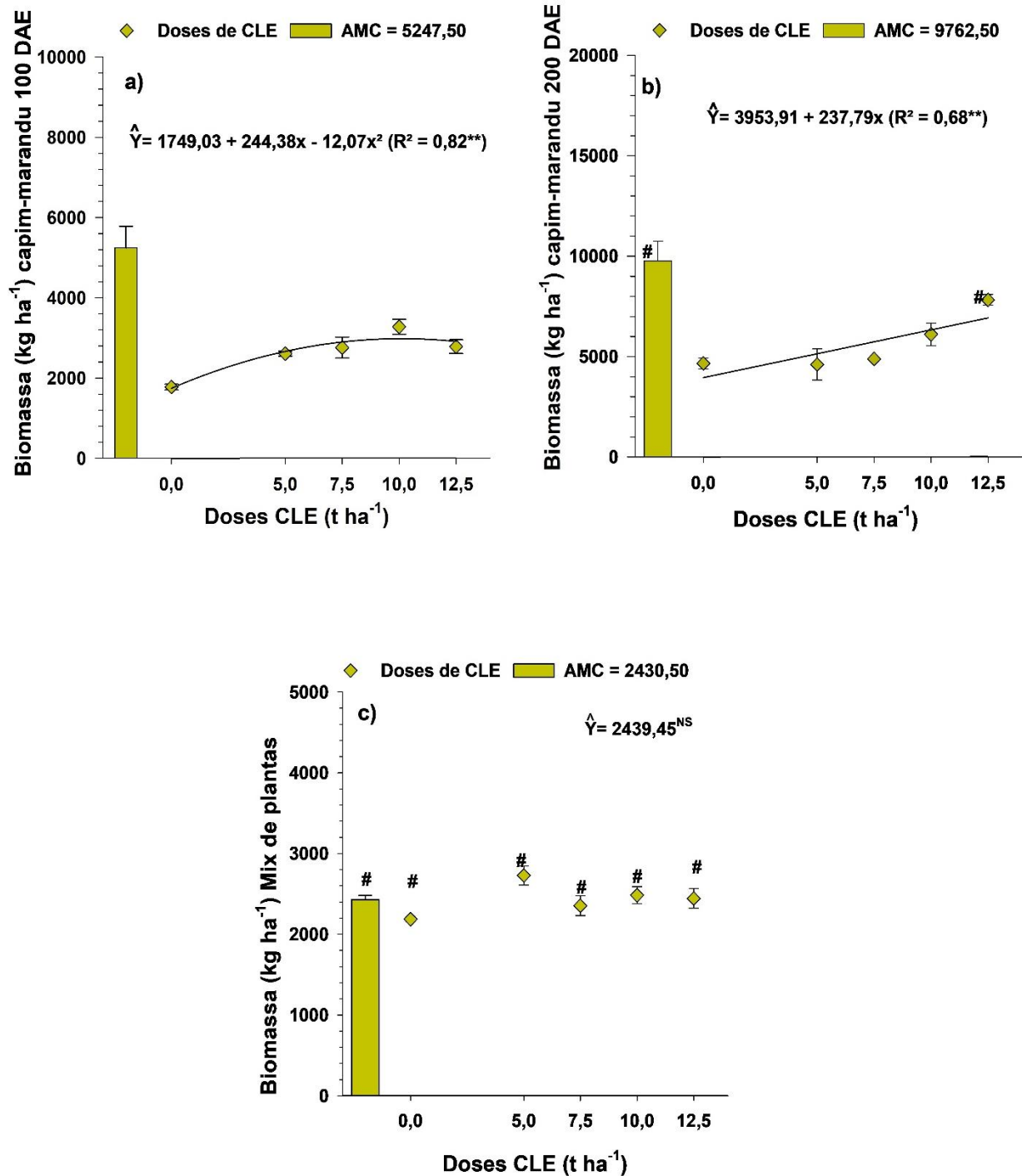


Figura 10. Biomassa seca total de dois cortes de capim-marandu (100 e 200 dias após a emergência das plantas) e mix de plantas de cobertura (nabo forrageiro, crotalária *Juncea*, milheto) em resposta à aplicação das doses do composto de lodo de esgoto (CLE) e adubação mineral convencional (AMC). Médias seguidas pelo mesmo símbolo (#) não diferem entre si pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. ** e ^{NS} – Significativo a 1% de probabilidade e não significativo.

4. Conclusões

Na cultura do milho, as doses de CLE aumentaram os teores foliares, a extração, a exportação e o acúmulo de P na palhada, bem como os parâmetros biométricos.

A produtividade de milho aumentou no 3º ano com o incremento das doses de CLE ($5,0 \text{ t ha}^{-1} = 3240,20$; $7,5 \text{ t ha}^{-1} = 3697,75$; $10,0 \text{ t ha}^{-1} = 3081,27$; $12,5 \text{ t ha}^{-1} = 3812,60$). No 5º ano, a produtividade de milho (5009 kg ha^{-1}) na dose $7,5 \text{ t ha}^{-1}$ de CLE foi próxima à média nacional (5248 kg ha^{-1}) para a safra 2022.

Houve aumento no acúmulo de P e na produção de biomassa do capim-marandu. A dose de $5,0 \text{ t ha}^{-1}$ de CLE proporcionou incremento de 11% na produção de biomassa do mix de cobertura quando comparado ao tratamento com adubação mineral.

Após três anos de estudo, conclui-se que CLE pode ser utilizado como fonte alternativa no fornecimento de P para a cultura do milho e para as plantas de cobertura, proporcionando repostas similares ou até superiores a adubação mineral convencional no desempenho agrônômicos das culturas.

5. Referências

Afáz DCDS, Bertolazi KB, Viani RAG, Souza CF (2017) Composto de lodo de esgoto para o cultivo inicial de eucalipto. **Revista Ambiente & Água** 12:112–123.

Bucher CA, Bucher CPC, Araújo AP, Sperandio MVL (2018) Fósforo. In.: Fernandes MS, Souza SR, Santos LA (Eds.) **Nutrição Mineral de Plantas**. 2ed. Viçosa: SVCS, Cap. XI, p. 401–428.

Brasil (2006) Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF.

Brasil (2020) Instrução normativa nº 61, de 8 de julho de 2020. Defini critérios e procedimentos, para uso agrícola de lodos de esgotos gerados em estações de tratamento de esgoto. Diário Oficial da União, Brasília, DF, ed.134, p. 5, 15 jul. 2020. Seção 1.

Casado-Vela J, Sellés S, Navarro J, Bustamante MA, Mataix J, Guerrero C, Gomez I (2006) Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. **Waste Management** 26:946–952.

Ceretta CA, Basso CJ, Pavinato PS, Trentin EE, Girotto E (2005) Corn grain yield, dry matter and accumulation of nitrogen, phosphorus and potassium in a black oat/corn/oilseed radish rotation after application of pig slurry. **Ciência Rural** 35:1287–1295.

Ceretta CA, Lorensini F, Brunetto G, Girotto E, Gatiboni LC, Lourenzi CR, Tiecherl TL, Miotto A, Conti L, Trentin I G, Miotto A (2010) Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 45:593–602.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB (2020) **Séries históricas: Brasil – por unidades de Federação**. Disponível em: <http://conab.gov.br>. Acesso em: 15 ago. 2023.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB (2022) **Séries históricas: Brasil – por unidades de Federação**. Disponível em: <http://conab.gov.br>. Acesso em: 15 ago. 2023.

Corrêa RS, Barbosa JZ, Poggere GC, Magri E, Oliveira S A (2023) Grain and foliar nutritional responses of corn (*Zea mays* L.) to sewage sludge soil application. **Waste and Biomass Valorization** 1–13.

Crusciol CAC, Cottica RL, Lima EV, Andreotti M, Moro E, Marcon E (2005) Persistência de palhada e liberação de nutrientes do nabo forrageiro no plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 40, 2:161–168.

Elsalam HEA, El-Sharnouby ME, Mohamed AE, Raafat BM, El-Gamal EH (2021). Effect of sewage sludge compost usage on corn and faba bean growth, carbon and nitrogen forms in plants and soil. **Agronomy** 11: 628.

Faria WM, Figueiredo CCD, Coser TR, Vale AT, Schneider BG (2018) Is sewage sludge biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two-year field experiment. **Archives of Agronomy and Soil Science** 64(4):505–519.

Fontana M, Sinaj S, Elfouki S, Guillaume T, Bragazza L (2023) Cover Crop Identity Differently Affects Biomass Productivity as well as Nitrogen and Phosphorus Uptake of Maize (*Zea mays* L.) in Relation to Soil Type. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition** 23:2392–2403.

Gatiboni LC, Brunetto G, Rheinheimer DS, Kaminski J (2013) Chemical fractionation of soil phosphorus forms: uses and limitations. **Tópicos Ciência do Solo** 8:221–278.

Guedes RS, Melo LCA, Vergütz L, Rodríguez-Vila A, Covelo EF, Fernandes AR (2016) Adsorption and desorption kinetics and phosphorus hysteresis in highly weathered soil by stirred flow chamber experiments. **Soil and Tillage Research** 162:46–54.

Hanyabui E, Obeng AS, Agyei FK, Atiah K, Abindaw T, Ali M, Asiamah JY, Byalebeka J (2020) Phosphorus sorption in tropical soils. **Agriculture and food** 5:599–616.

Hawkesford MJ, Cakmak I, Coşkunla D, Kok LJD, Lambers H, Schjoerring JK, White PJ (2023) Functions of macronutrients. Fourth. In.: Rengel Z, Cakmak I, White P. **Mineral Nutrition of Plants**. London: Elsevier, p. 226–243.

Jalal A, Nascimento REN, Elias NC, Kawakami KC, Abreu-Junior CH, Oliveira FC, Jani AD, He Z, Zhao F, Filho MCMT, Rossetto R, Capra GF, Nogueira TAR (2022) Composted sewage sludge application reduces mineral fertilization requirements and improves soil fertility in sugarcane seedling nurseries. **Sustainability** 14:4684.

Junio GR, Sampaio RA, Nascimento AL, Santos GB, Santos LD, Fernandes LA (2013) Produtividade de milho adubado com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 17:706–712.

Koutroubas SD, Antoniadis V, Damalas CA, Fotiadis S (2023) Municipal sewage sludge effects on maize yield, nitrogen use efficiency, and soil properties. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition** 23:1209–1221.

Lombardi Neto F, Drugowich M (1994) **Manual técnico de manejo e conservação de solo e água**. Campinas: CATI, 168 p.

Malavolta E, Vitti GC, Oliveira AS (1997) **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 319 p.

Marschner H, Marschner P (Eds) (2012) Mineral nutrition of higher plants. London; Waltham: Elsevier/Academic Press, 651 p.

Marschner, P, Rengel Z (2023) Nutrient availability in soils. In: Marschner's Mineral Nutrition of Plants. **Academic press** 499–522.

Morariu F, Lixandru B, Popescu D, Rechițean D (2010) The remanent effect of compost made from sewage sludge used as fertilizer on forage plants. **Scientific Papers: Animal Science and Biotechnologies** 43:106–108.

Nogueira TAR, Sampaio RA, Ferreira CS, Fonseca IM (2006) Produtividade de milho e de feijão consorciados adubados com diferentes formas de lodo de esgoto. **Revista de Biologia e Ciências da Terra** 6:122–131.

Noor S, Yaseen M, Naveed M, Ahmad R (2017) Use of controlled release phosphatic fertilizer to improve growth, yield and phosphorus use efficiency of wheat crop. **Pakistan Journal of Agricultural Research** 54:541–547.

Novais RF, Smyth TJ (1999) **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, DPS, 1.ed., 399 p.

Pacheco LP, Barbosa JM, Leandro WM, Machado PLOA, Assis RL, Madari BE, Petter FA (2013) Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura e produtividade de soja e arroz em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 48:1228–1236.

Prates AR, Kawakami KC, Coscione AR, Filho MCMT, Arf O, Abreu-Junior CH, Oliveira FC, Moreira A, Galindo FS, Ele Z, Jani AD, Capra GF, Ganga A, Nogueira TAR (2022) Composted sewage sludge sustains high maize productivity on an infertile Oxisol in the Brazilian Cerrado. **Land** 11:1246.

Pavinato PS, Rodrigues M, Soltangheisi A, Sartor LR, Withers PJA (2017) Effects of cover crops and phosphorus sources on maize yield, phosphorus uptake, and phosphorus use efficiency. **Agronomy Journal** 109:1039–1047.

Pavinato PS, Cherubin MR, Soltangheisi A, Rocha GC, Chadwick DR, Jones DL (2020) Revealing soil legacy phosphorus to promote sustainable agriculture in Brazil. **Scientific Reports** 83:15615.

PIMENTEL C (2004). **A relação da planta com a água**. Seropédica: Edur, 191 p.

Raij B van, Cantarella H, Quaggio JA, Furlani AMC (1997) Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas, 285 p.

RAIJ B van (2011) Fertilidade do solo e manejo de nutrientes. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 420 p.

Rodrigues M, Pavinato PS, Withers PJA, Teles APB, Herrera WFB (2016) Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. **Science of the Total Environment** 542:1050–1061.

Rodrigues M, Withers PJA, Soltangheisi A, Vargas V, Holzschuh M, Pavinato PS (2021) Tillage systems and cover crops affecting soil phosphorus bioavailability in Brazilian Cerrado Oxisols. **Soil and Tillage Research** 205:104770.

Santos HG (2018) Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: Embrapa, 356 p.

Soltangheisi A, Rodrigues M, Coelho MJA, Gasperini AM, Sartor LR, Pavinato PS (2018) Changes in soil phosphorus lability promoted by phosphate sources and cover crops. **Soil and Tillage Research** 179:20–28.

Teixeira PC, Donagemma GK, Fontana A, Teixeira WG (2017) **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 3 ed., 573 p.

Varela MF, Barraco M, Gili A, Taboada MA, Rubio G (2017) Biomass decomposition and phosphorus release from residues of cover crops under no-tillage. **Agronomy Journal** 109:317–326.

Vedovato M, Soares MTS, Maeda S (2019) Estimativa de nitrogênio, fósforo e potássio em dejetos líquidos de suínos via densidade e matéria seca. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS, Anais, Florianópolis: EMBRAPA SUÍNOS E AVES, 4 p.

Yamada T, Abdalla SRS. Fósforo na agricultura brasileira. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 2004, 726 p.

Ye R, Parajuli B, Ducey TF, Novak JM, Bauer PJ, Szogi AA (2020) Cover cropping increased phosphorus stocks in surface sandy Ultisols under long-term conservation and conventional tillage. **Agronomy Journal** 112:3163–3173.

Warman PR & Termeer WC (2005) Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: yields and N, P and K content of crops and soils. **Bioresource technology** 96:955–961.

Zhang Q, Song Y, Wu Z, Yan X, Gunina A, Kuzyakov Y, Xiong Z (2020) Effects of six-year biochar amendment on soil aggregation, crop growth, and nitrogen and phosphorus use efficiencies in a rice-wheat rotation. **Journal of Cleaner Production** 242:118435.