

Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Potencial agronômico de fertilizantes organominerais a partir da compostagem de
lodo de esgoto

Andre Luiz de Freitas Espinoza

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

Piracicaba
2023

Andre Luiz de Freitas Espinoza
Engenheiro Agrônomo

Potencial agrônômico de fertilizantes organominerais a partir da compostagem de
lodo de esgoto

versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **PAULO SERGIO PAVINATO**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

Piracicaba
2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Espinoza, Andre Luiz de Freitas

Potencial agrônômico de fertilizantes organominerais a partir de lodo de esgoto / Andre Luiz de Freitas Espinoza. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011 Piracicaba, 2023.

96 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Recuperação de fósforo 2. Organominerais peletizados 3. Biossólido 4. Fontes recicladas 5. Solubilização lenta 7. Resíduo orgânico I. Título

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus pelo amor e paciência, por me proteger e guiar durante minha trajetória, concedendo saúde e colocando pessoas no caminho para me ajudar.

Ao meu pai Luiz Guilherme L. Espinoza, por todo apoio que deu, por me escutar, pela paciência, carinho e otimismo, sempre incentivando aos estudos.

À minha mãe Adriana Conceição de F. L. Espinoza, por todo amor e cuidado, pelos conselhos, e pela fé e valores transmitidos.

À minha irmã Bianca Isabelle de F. E. Campos, pelo companheirismo, a confiança, e o zelo que tem por mim. Ao meu cunhado Gabriel R. Campos, pela amizade, apoio e receptividade.

Aos meus amigos, os de Cuiabá e os novos que fiz em Piracicaba. Obrigado por compartilharem comigo momentos difíceis e alegres, certamente não serão esquecidos mesmo com a distância. Agradeço pela presença, os risos, as preocupações, a torcida que tiveram por mim e por me ajudarem a permanecer forte na vida. Desejo sucesso a todos vocês.

Ao meu orientador de mestrado professor Dr. Paulo Sergio Pavinato (ESALQ/USP), por toda atenção dispendida, pela paciência, o diálogo e os conhecimentos transmitidos. À pesquisadora Dra. Edna Ivani Bertoncini (Apta) pela parceria no desenvolvimento do projeto e conhecimentos compartilhados. Aos técnicos de laboratório Anderson Luiz Scarazate e Edinéia Cristina Mondoni, pela atenção e ajuda prestadas.

Aos colegas do Grupo de Estudos em Fertilidade e Adubação (GEFA), graduandos, mestrandos e doutorandos, pela boa convivência, troca de informações e experiências, e pelo auxílio oferecido ao longo de todo o período do mestrado.

À Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz” e todos os funcionários, professores, técnicos e colaboradores da instituição, em especial do departamento de Ciência do Solo, por proporcionar um espaço de qualidade para desenvolvimento de pesquisa e conhecimento. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de mestrado, que possibilitou a dedicação em tempo integral aos estudos.

A todos vocês, muito obrigado!

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT	7
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	9
Referências.....	11
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	13
2.1. Fertilizantes fosfatados e recuperação de P de esgoto doméstico	13
2.2. Compostagem e potencial agrícola do lodo de esgoto (LE).....	16
2.3. Utilização de composto de lodo de esgoto na agricultura	19
2.4. Beneficiamento do composto orgânico e produção de organomineral.....	21
2.5. Processo termoquímico de recuperação de P	24
2.6. Hipótese	26
2.7. Objetivo geral	26
2.8. Objetivos específicos.....	27
Referências.....	27
3. PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS E DINÂMICA DE SOLUBILIZAÇÃO DE FÓSFORO DE ORGANOMINERAIS PELETIZADOS À BASE DE LODO DE ESGOTO	37
Resumo.....	37
Abstract	37
3.1. Introdução	38
3.2. Material e Métodos.....	40
3.2.1. Matérias primas	40
3.2.2. Produção de organominerais	41
3.2.3. Caracterização física	42
3.2.4. Dinâmica de solubilização de P	43
3.2.4.1. Procedimentos, amostragem e determinação de P	44
3.2.5. Análise estatística.....	46
3.3. Resultados e Discussão	46
3.3.1. Caracterização físico-química.....	46
3.3.2. Experimento em colunas de lixiviação	48

3.3.2.1. pH dos lixiviados	48
3.3.2.2. Dinâmica de solubilização de P	51
3.3.2.3. Frações de P acumuladas no solo.....	53
3.4. Conclusão.....	58
Referências	58
Material Suplementar.....	64
4. EFICIÊNCIA AGRONÔMICA E EFEITO RESIDUAL DE ORGANOMINERAIS À BASE DE LODO DE ESGOTO COMO FONTE DE FÓSFORO PARA <i>Urochloa brizantha</i>	69
Resumo	69
Abstract	69
4.1. Introdução	70
4.2. Material e métodos	72
4.2.1. Produção de fertilizantes organominerais (FOM) peletizados	72
4.2.2. Solo	74
4.2.3. Experimento em vasos	75
4.2.3.1. Coletas, parâmetros e determinações	76
4.2.4. Análise estatística	78
4.3. Resultados e discussão	78
4.3.1. Parâmetros fitométricos.....	78
4.3.2. P acumulado na biomassa aérea	82
4.3.3. P no solo	85
4.4. Conclusão.....	89
Referências	89
Material Suplementar.....	94

RESUMO

Potencial agrônômico de fertilizantes organominerais a partir da compostagem de lodo de esgoto

O crescimento da população urbana está atrelado ao aumento da geração de resíduos sólidos, e dentre estes encontra-se o lodo de esgoto (LE), um subproduto do tratamento do esgoto doméstico, rico em matéria orgânica e nutrientes, que, entretanto, é desperdiçado pela deposição em aterros sanitários. Frente ao atual modelo de agricultura, dependente de adubação fosfatada, cuja principal matéria-prima são depósitos de rochas fosfáticas, considerados recursos finitos; a reciclagem de fósforo (P) do LE em solos pode ser uma alternativa para diminuir a pressão sobre recursos não renováveis, além de promover a sustentabilidade. Por essa razão utilizou-se o LE na produção de fertilizantes organominerais, com intuito de caracterizá-los quanto à dinâmica de solubilização de P e também seu potencial agrônômico e efeito residual. Foram produzidos dois organominerais a partir da mistura de composto orgânico de lodo de esgoto (CLE) com fosfato monoamônico (MAP) e com AshDec[®] (ASD) - produto do tratamento termoquímico de cinzas de LE incinerado. A dinâmica de solubilização de P foi avaliada por meio de ensaio em colunas de lixiviação, com 50 g de um Latossolo, onde os fertilizantes foram colocados na superfície e a lixiviação ocorreu diariamente por 30 dias, com 30 mL de água deionizada ou solução de ácido cítrico 2%. O P presente nos lixiviados coletados foi determinado por espectrofotometria. O delineamento foi inteiramente casualizado, com três repetições dos seguintes tratamentos: CLE; CLE peletizado (CLP); CLE+MAP (C+MAP), CLE+ASD (C+ASD); ASD; MAP; e controle (sem adição de P). Foi implantado também um experimento em casa de vegetação, para acompanhar o efeito destas fontes recicladas comparadas ao MAP, no desenvolvimento de braquiária durante 8 ciclos (totalizando 227 dias). Os tratamentos e o solo foram os mesmos, porém, arrançados em blocos casualizados, com 4 repetições. Os parâmetros biométricos avaliados em cada corte foram: altura, número de perfilhos e massa seca, além do conteúdo de nutrientes foliar. No 4º e 8º ciclo, foram coletadas amostras de solo para o fracionamento químico de P. Os resultados do experimento em colunas mostraram que o organomineral C+MAP apresenta boa solubilidade em água (70%) enquanto os demais solubilizaram pouco (<20%), porém com exceção de C+(ASD), todas as fontes foram altamente solúveis em ácido cítrico 2%. A produção de massa seca de braquiária ao longo dos 8 ciclos foi maior com os fertilizantes reciclados, exceto C+ASD, que se igualou ao MAP. Além disso, o organomineral C+MAP produziu mais massa seca que MAP já no primeiro ciclo, enquanto CLE e CLP tiveram melhor desempenho no 5º e 6º ciclo. O P lábil do solo foi maior nos tratamentos com organominerais do que com suas fontes isoladas (CLE, ASD e MAP). Estes resultados sugerem que as fontes derivadas de LE têm solubilização favorecida por condições ácidas como solos com baixo valor de pH e acidificação da rizosfera. A partir do experimento com cultivos sucessivos, é possível inferir que os fertilizantes organominerais disponibilizam P lábil por mais tempo do que fontes minerais solúveis. O C+MAP foi a fonte mais adequada para uso como fertilizante fosfatado na cultura da braquiária, proporcionando maior produção de biomassa que o convencional MAP, com maior efeito residual.

Palavras-chave: Recuperação de P de lodo de esgoto, Composto orgânico, Resíduos urbanos, Liberação lenta de P, Fontes recicladas

ABSTRACT

Agronomic potential of organominerals fertilizers from sewage sludge composting

The growth of the urban population increases the production of solid waste, among which is the sewage sludge (SS), a by-product of the treatment of domestic sewage, rich in organic matter and nutrients whose main destination is sanitary landfills. Faced with the current agricultural model, dependent on phosphate fertilization, whose main raw material is phosphate rock deposits, considered finite resources, recycling of phosphorus (P) from SS in soils can be an alternative to reduce dependence of mineral fertilizers. For this reason, SS was used to produce organomineral fertilizers, in order to characterize them regarding the dynamics of P solubilisation and also their agronomic potential and residual effect. Two organominerals were produced from the mixture of sewage sludge organic compost (SSC) with monoammonium phosphate (MAP) and with Ashdec® (ASD), product of the thermochemical treatment of incinerated SS ashes. To evaluate the dynamics of P solubilisation, one experiment was carried out in leaching columns, with 50 g of an Oxisol, where fertilizers were placed on the surface and received 30 mL of deionized water or citric acid 2%, daily for 30 days, whose leachates were collected and P was determined by spectrophotometry. The design was completely randomized, with three replications of the following treatments: SSC; pelletized SSC (SSP); SSC+MAP (S+MAP), SSC+ASD (S+ASD); ASD; MAP; and control (without addition of P). A greenhouse experiment was also implemented to evaluate the effect of recycled sources compared to MAP on the *Urochloa brizantha* development during 8 cycles (total 227 days). The treatments and the soil were the same, however, arranged in randomized blocks with 4 replications. The biometric parameters evaluated in each cut were: height, number of tillers, dry mass, and nutrients tissue content. In the 4th and 8th cycles, soil samples were collected for chemical P fractionation. The results of the column experiment showed that the organomineral C+MAP presents good solubility in water (70%) while the others solubilized little (<20%), but with the exception of C+(ASD) all sources were highly soluble in 2% citric acid. The *U. brizantha* dry mass over the 8 cycles was higher with recycled fertilizers, except for C+ASD which was equal to MAP. In addition, the organomineral C+MAP outperformed the dry mass production of MAP in the first cycle, while CLE and CLP performed better in the 5th and 6th cycles. Soil labile P was higher in treatments with organominerals than their isolated sources (SSC, ASD and MAP). These results suggest that SS-derived sources have solubilisation favoured by acidic conditions such as low pH soils and rhizosphere acidification. Organomineral fertilizers are able to make labile P availability longer than soluble mineral sources. S+MAP was the most suitable source for use as a phosphate fertilizer in *U. brizantha*, providing greater biomass production than conventional MAP, with a better residual effect.

Keywords: P recovery from sewage sludge, Organic compost, Urban wastes, Slow release of P, Recycled sources

1. INTRODUÇÃO GERAL

O fósforo (P) é um elemento essencial para os seres vivos, faz parte das cadeias de DNA e RNA, da molécula adenosina trifosfato - ATP – que é o transportador de energia química das células, também está nas membranas celulares como fosfolipídios, dentre outras funções. Por ser indispensável e insubstituível, as atividades humanas se conectam com o ciclo do P, pois esse elemento chega até nós através da cadeia trófica, onde as plantas ocupam o primeiro nível, e são capazes de retirar o P do solo acumulando-o em sua biomassa (Ashley et al., 2011; Johnston, 2000; Smil, 2000; Weihrauch e Opp, 2018). Todavia, a maior parte do P do solo se apresenta em formas pouco biodisponíveis, por exemplo, o P da solução do solo normalmente não ultrapassa 0,01% do P total (Gerke, 2015), isto implica na necessidade constante de adicionar P ao solo para manutenção da atividade agrícola, especialmente em solos com baixo teor do elemento.

Na antiguidade a principal fonte de P dos sistemas agrícolas era a matéria orgânica, seja resíduo vegetais ou excrementos de animais como aves e ruminantes, mas há relatos de algumas civilizações orientais como a China há 5.000 anos, e Japão a partir do século 12, que reaproveitavam excretas humanas nas lavouras, o mesmo ocorreu a partir da idade média na Europa. Então, mesmo sem conhecimento do papel do P para as plantas, o nutriente era reciclado localmente. Com o crescimento da população urbana, as práticas de sanitização (coleta e transporte do esgoto para corpos hídricos) foram necessárias como medidas de redução na disseminação de doenças, e por isso o uso de excretas humanas na agricultura foi praticamente abandonada, rompendo a ciclagem de P. Agora a agricultura moderna é dependente de fertilizantes originados de rochas fosfatadas, que são recursos finitos, e isso gera incertezas sobre o abastecimento de P no futuro. Talvez uma das respostas para atenuar uma crise global de P iminente esteja no passado (Ashley et al., 2011; Cordell et al., 2009).

A utilização de fertilizantes minerais fosfatados tornou-se a principal forma de adubação a partir da Revolução Verde, no período pós segunda guerra mundial (Cordell et al., 2009; Rosemarin et al., 2020). Cerca de 90% da produção global de rocha fosfatada é destinada à indústria de fertilizantes (FAO, 2004), sendo que em 2020 a extração de rocha fosfática foi estimada em aproximadamente 223 milhões de t, (Brasil, 2021). O Brasil é responsável por 8% do consumo mundial de fertilizantes, importando mais de 50% do P

que utiliza (Brasil, 2020; Pavinato et al., 2020). Mesmo com a produção atual de fertilizantes satisfazendo as demandas do mercado, sabe-se que com o passar do tempo a qualidade das jazidas de P decrescem, diminuindo a viabilidade econômica da exploração (Cordell et al., 2009). Se de um lado há depleção de recursos naturais em busca de nutrientes, de outro há desperdício de nutrientes e risco de poluição por meio da geração e descarte de resíduos sólidos urbanos em aterros.

O lodo de esgoto (LE) é um subproduto do tratamento de esgoto, rico em matéria orgânica e nutrientes, e por isso sua destinação em solos agrícolas pode ser uma forma mais adequada de destinação ao invés de aterros sanitários como ocorre normalmente (Sharma et al., 2017; Singh e Agrawal, 2008), e também é cerca de 40% mais econômica segundo Antille et al. (2013). Retornar o P para o solo possibilitaria fechar o ciclo do nutriente, inserindo a atividade agrícola no modelo de economia circular (Rosemarin et al., 2020). Porém, para ser utilizado na agricultura o LE não pode oferecer riscos à saúde humana e ao meio-ambiente, necessitando passar por algum tratamento de redução de patógenos, como a compostagem ou tratamento térmico (Hušek et al., 2022).

Mesmo após sanitizado, ainda é possível modificar os atributos físicos e químicos do LE para torná-lo uma fonte competitiva aos fertilizantes convencionais e deste modo disseminar seu uso como adubo, pois um dos motivos da baixa demanda pelo LE é a menor concentração de nutrientes comparado aos fertilizantes convencionais, necessitando maior volume deste na aplicação. Por isso, o LE pode ser empregado como matriz de fertilizantes organominerais, para aumentar seu valor de mercado e também melhorar a eficiência da adubação fosfatada (Hettiarachchi et al., 2019; Kominko et al., 2021, 2017), especialmente em solos muito intemperizados, onde a solubilização gradual (característica de organominerais) pode favorecer o aproveitamento de P das plantas, reduzindo a fixação de P em óxidos de Fe e Al que diminuem a biodisponibilidade do elemento no solo.

Por essas razões, esta pesquisa focou no desenvolvimento de fertilizantes organominerais a partir do lodo de esgoto compostado, e avaliou o potencial agrônomo destes como fonte de P para as plantas. A hipótese levantada foi que os fertilizantes organominerais possuem solubilização gradual e mais sincronizada com a demanda das plantas, que resulta em melhor eficiência da adubação e efeito residual comparado à

fertilizantes solúveis em água e ao próprio composto orgânico de lodo de esgoto. Sendo assim, os objetivos desta pesquisa foram avaliar a dinâmica de solubilização de P e o potencial agronômico de fertilizantes organominerais derivados de LE.

Referências

- Antille, D.L., Sakrabani, R., Tyrrel, S.F., Le, M.S., Godwin, R.J., 2013. Characterisation of Organomineral Fertilisers Derived from Nutrient-Enriched Biosolids Granules. *Am. Soc. Agric. Biol. Eng. Annu. Int. Meet. 2013, ASABE 2013 5*, 4152–4170. <https://doi.org/10.13031/aim.20131620153>
- Ashley, K., Cordell, D., Mavinic, D., 2011. A brief history of phosphorus: From the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere 84*, 737–746. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.03.001>
- Brasil, 2021. Plano nacional de fertilizantes 2050. Secretaria Especial de Assuntos Estratégicos 1, 195.
- Brasil, 2020. Produção nacional de fertilizantes: Estudo estratégico. Secretaria Especial de Assuntos Estratégicos 26.
- Cordell, D., Drangert, J.O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Glob. Environ. Chang. 19*, 292–305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- FAO, 2004. Use of phosphate rocks for sustainable agriculture, FAO fertilizer and plant nutrition bulletin.
- Gerke, J., 2015. The acquisition of phosphate by higher plants: Effect of carboxylate release by the roots. A critical review. *J. Plant Nutr. Soil Sci. 178*, 351–364. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400590>
- Hettiarachchi, L., Jayathilake, N., Fernando, S., Gunawardena, S., 2019. Effects of compost particle size, moisture content and binding agents on co-compost pellet properties. *Int. J. Agric. Biol. Eng. 12*, 184–191. <https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20191204.4354>
- Hušek, M., Moško, J., Pohořelý, M., 2022. Sewage sludge treatment methods and P-recovery possibilities: Current state-of-the-art. *J. Environ. Manage. 315*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115090>
- Johnston, A., 2000. Soil and Plant Phosphate. International Fertilizer Industry Association, Paris.
- Kominko, H., Gorazda, K., Wzorek, Z., 2021. Formulation and evaluation of organo-mineral fertilizers based on sewage sludge optimized for maize and sunflower crops. *Waste Manag. 136*, 57–66. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.09.040>
- Kominko, H., Gorazda, K., Wzorek, Z., 2017. The Possibility of Organo-Mineral Fertilizer Production from Sewage Sludge. *Waste and Biomass Valorization 8*, 1781–1791. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9805-9>
- Pavinato, P.S., Cherubin, M.R., Soltangheisi, A., Rocha, G.C., Chadwick, D.R., Jones, D.L., 2020. Revealing soil legacy phosphorus to promote sustainable agriculture in Brazil. *Sci. Rep. 10*, 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-72302-1>

- Rosemarin, A., Macura, B., Carolus, J., Barquet, K., Ek, F., Järnberg, L., Lorick, D., Johannesdottir, S., Pedersen, S.M., Koskiaho, J., Haddaway, N.R., Okruszko, T., 2020. Circular nutrient solutions for agriculture and wastewater – a review of technologies and practices. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 45, 78–91. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.09.007>
- Sharma, B., Sarkar, A., Singh, P., Singh, R.P., 2017. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. *Waste Manag.* 64, 117–132. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.002>
- Singh, R.P., Agrawal, M., 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Manag.* 28, 347–358. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.010>
- Smil, V., 2000. Phosphorus in the environment: Natural Flows and Human Interferences. *Energy Environ.* 25, 53–88.
- Weihrauch, C., Opp, C., 2018. Ecologically relevant phosphorus pools in soils and their dynamics: The story so far. *Geoderma* 325, 183–194. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.047>.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Fertilizantes fosfatados e recuperação de P de esgoto doméstico

A agricultura moderna é altamente dependente da utilização de fertilizantes para garantir produção satisfatória e abastecer o mercado internacional com alimentos, energia e fibras. Entre os elementos necessários para o desenvolvimento das plantas se encontra o fósforo (P), que é um macronutriente cuja função exercida não é substituída por outro. (Cordell et al., 2011; Gatiboni e Condron, 2021; Smil, 2000). Ele faz parte da molécula de DNA e RNA, adenosina trifosfato (ATP), que é o principal transportador de energia química nas células, e também fosfolipídios constituintes da membrana celular (Ashley et al., 2011), sendo assim é indispensável para o crescimento celular, desenvolvimento da planta, formação e amadurecimento de frutos e sementes (Johnston, 2000).

A maioria do P utilizado na adubação é de natureza mineral, oriundo de rochas fosfáticas e que passa por processos de acidulação para deixar o P mais solúvel no solo e prontamente disponível para absorção das plantas. Entretanto, esta é uma das razões da baixa eficiência do uso do P em solos tropicais, que são altamente intemperizados, ricos em óxidos e hidróxidos de Fe e Al, que imobilizam o P devido a ligações de alta energia que ocorrem entre os coloides e o fosfato, fazendo com que o elemento rapidamente solubilizado na solução do solo e não absorvido totalmente pelas plantas, fique pouco disponível para as plantas posteriormente (Doydora et al., 2020; Guedes et al., 2016; Pavinato et al., 2020).

Outro inconveniente é que as rochas fosfáticas são recursos finitos, distribuídos de forma desuniforme no planeta, cujas reservas economicamente exploradas podem ser esauridas nos próximos 100 anos, e além disso com o passar do tempo perdem a qualidade, ocasionando aumento nos custos do beneficiamento, na geração de resíduos e por consequência decréscimo na viabilidade da exploração (Cordell et al., 2009; Smil, 2000; Steen, 1998).

As principais reservas de rocha fosfática são fosforitos marinhos sedimentares localizados principalmente no Norte da África, Oriente Médio, China e Estados Unidos. Somente a China, Marrocos e EUA, são responsáveis por cerca de 72% da produção mundial, desta mais de 75% das reservas situam-se no Marrocos (U.S.G.S, 2018, 2022).

Este fato, provoca na agricultura uma dependência da importação de fertilizantes fosfatados pela maioria dos países, tornando-os reféns das flutuações do mercado internacional que variam de acordo com questões internacionais geopolíticas e econômicas.

O Brasil é o quarto maior consumidor de fertilizante do mundo, responsável por 8% do volume global, o país importa mais de 80% do que consome, sendo que aproximadamente 60% do adubo fosfatado é importado. Os cinco principais países exportadores de fertilizantes fosfatados para o Brasil são a Rússia, China, Canadá, Marrocos e Bielorrússia. A política externa afeta a comercialização de fertilizantes no mundo todo, por exemplo o conflito da Rússia com a Ucrânia em 2022, além de gerar insegurança no mercado, provocou alta dos preços dos fertilizantes e do frete marítimo, encarecendo o produto em território nacional (Brasil, 2020; Conab, 2022). Tendo em vista o contínuo crescimento da demanda por alimentos no mundo e as projeções de aumento da produção e exportação agrícola do Brasil (Brasil, 2020), é necessário analisar alternativas que visam diminuir a dependência da importação de fertilizantes minerais fosfatados, uma das metas estabelecidas no plano Nacional de Fertilizantes (Brasil, 2021).

O crescimento da população mundial concomitante ao processo de urbanização, gera aumento na produção de resíduos sólidos urbanos, que está intimamente relacionado ao crescimento econômico de diversas nações (Kaza et al., 2018). Uma alternativa para reduzir a dependência de fertilizantes minerais fosfatados, é o aproveitamento de nutrientes presentes nos resíduos, uma solução sustentável que promove uma economia mais circular. A utilização de dejetos de animais na agricultura já é uma prática conhecida e empregada localmente, entretanto há outra fonte passiva de ser explorada que é o P contido nas excretas humanas. A aplicação de excretas humanas na agricultura já foi uma prática muito utilizada na antiguidade, porém caiu em desuso com o aumento da população urbana e os serviços de coleta e tratamento do esgoto, cujo destino final do efluente tornou-se os corpos hídricos, ao invés do solo. Além do mais, os riscos de contaminação do ambiente por metais pesados, patógenos e poluentes orgânicos, pela aplicação direta dos dejetos no solo, também é um fator que contribuiu para que a prática fosse deixada de lado (Cordell et al., 2009).

Cerca de 98% do P ingerido na alimentação é excretado pelos seres humanos. A população mundial excreta aproximadamente 3 milhões de toneladas de P por ano nas urinas e fezes, sendo que apenas 10% retorna ao solo (Cordell et al., 2009; Smil, 2000). Com os sistemas de encanamento que recolhem o esgoto para tratamento do efluente, há a possibilidade de recuperar esse P em alguma fase do processo de tratamento de esgoto, podendo suprir até cerca de 20% da demanda agrícola mundial de P mineral. (van der Kooij et al., 2020).

Até 2020 aproximadamente 59% dos municípios brasileiros contavam com coleta de esgoto sanitário, atendendo 55% da população, sendo que do total de esgoto gerado, apenas 50,8% é tratado (SNIS, 2021). Esses números tendem a aumentar com o novo marco legal do saneamento básico, que compromete o Brasil em ter cerca de 90% da população com esgoto tratado até 2033 (Brasil, 2020). As estações de tratamento de esgoto (ETE) tem como objetivo diminuir a quantidade de poluentes presentes na água utilizada pelos seres humanos, principalmente por meio da estabilização da matéria orgânica por degradação biológica, e devolvê-la para corpos hídricos da forma mais pura possível (SNS, 2021).

As ETEs geram lodo de esgoto (LE) como subproduto do tratamento de águas residuárias, que deve ser descartado adequadamente, sendo que as destinações mais conhecidas são aplicação em solo, aterro sanitário e incineração (van der Kooij et al., 2020). O LE é um material sólido insolúvel resultante da decantação da matéria orgânica produzida nos processos de biodegradação realizada nas lagoas de tratamento do efluente. O material é rico em C, N, P e outros macro e micronutrientes que podem ser aproveitados pelas plantas. Entretanto, a prática mais comum no Brasil ainda é o descarte em aterros sanitários, que pode aumentar o risco de contaminação do solo por metais pesados, geração de odores e proliferação de vetores de doenças (Singh e Agrawal, 2008).

Estima-se que o Brasil produz cerca de 150 a 220 mil toneladas de LE por ano (massa seca), sendo quase todo descartado em aterros sanitários, e este número pode facilmente aumentar, devido às projeções de ampliação das estações de tratamento (Mendes Pedroza et al., 2010; Nascimento et al., 2020; Rodrigues et al., 2021). Para disposição do lodo, são buscadas técnicas para redução do volume do resíduo e por conseguinte diminuição dos custos com descarte. Por exemplo, no município de

Piracicaba, onde são gerados cerca de 1.200 t de LE por mês, a empresa responsável adotou o sistema de secagem de lodo em estufa e com revolvimento constante, para reduzir o volume final em até 1/3 (AEGEA, 2022). Embora previsto por lei, a disposição em aterros sanitários não é a destinação mais adequada às práticas sustentáveis e também desperdiça nutrientes valiosos que poderiam ser aproveitados na agricultura.

Outra destinação para o lodo, mais difundida na Europa do que no Brasil, é a incineração, onde, a partir das cinzas geradas no processo é possível recuperar o P e com o tratamento utilizar o material na agricultura (Havukainen et al., 2016b). Nem todo P é removido pelos processos bioquímicos que ocorrem nas lagoas de tratamento de esgoto, sendo possível recuperá-lo por meio de tratamentos químicos. Posto isto, as principais rotas para reciclagem de P do tratamento de esgoto, de acordo com Van der Kooij et al. (2020), são o LE e a precipitação de estruvita.

2.2. Compostagem e potencial agrícola do lodo de esgoto (LE)

A aplicação de LE no solo pode fornecer nutrientes para as plantas, aumentar a capacidade de troca de cátions (CTC) do solo, o conteúdo de matéria orgânica (MO) e, por conseguinte, melhorar a estrutura dos agregados, infiltração e retenção de água (Bertoncini et al., 2008; Singh e Agrawal, 2008). Vários estudos revelam que a utilização do lodo como fertilizante agrícola pode promover aumento no rendimento de diversas culturas (Abreu-Junior et al., 2017; Gavalda et al., 2005; Kchaou et al., 2018; Latore et al., 2014; Singh e Agrawal, 2008). Além disso, Tsakou et al. (2001) apontam que a utilização desse produto pode promover desenvolvimento mais rápido das culturas, antecipando os ciclos de produção.

Embora possa ser aplicado no solo, a utilização do LE sem pós-tratamento, cuja matéria orgânica não está estabilizada, pode causar poluição do meio-ambiente com patógenos, hormônios, fármacos, além de potencializar os riscos de lixiviação de nitrato e contaminação por metais pesados, que podem ser acumulados em plantas e outros seres vivos até atingir os humanos pela cadeia alimentar. Também pode provocar efeitos negativos no desenvolvimento das plantas devido à presença substâncias fitotóxicas, excesso de sais inorgânicos e imobilização de nutrientes do próprio solo. Por essa razão é

necessário aplicar tecnologias bioquímicas para estabilizar o LE e torná-lo seguro para uso agrícola (Bertoncini et al., 2008; Sayara et al., 2020).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da resolução nº 498 de 2020, estabelece critérios e procedimentos para a aplicação do LE em solos. Prevê a adoção de alguns processos para redução de patógenos, dentre eles: elevação da temperatura do lodo acima de 50°C combinados com vários períodos de tempo, secagem, elevação do pH e compostagem. Também estabelece níveis críticos dos seguintes elementos químicos tóxicos (quando disponíveis em grande quantidade no ambiente): As, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Mo, Ni, Se e Zn.

A compostagem é apontada como uma alternativa eficiente e econômica de valorização dos resíduos sólidos orgânicos e apresenta baixo risco ambiental (Sayara et al., 2020; Waqas et al., 2018). Consiste em um processo aeróbico realizado por microrganismos que degradam a matéria orgânica em substâncias orgânicas humificadas mais estáveis, em ambiente controlado, com fornecimento adequado de oxigênio, umidade, temperatura e nutrientes na proporção correta (Nicoloso and Barros, 2019; Sayara et al., 2020). Durante o processo de compostagem é liberado calor, água e gás carbônico. O produto final chamado composto orgânico, possui quantidades consideráveis de macro e micronutrientes, MO e além disso, baixa carga de patógenos, podendo ser utilizado na agricultura como fertilizante ou condicionador de solo (Chia et al., 2020).

Existem vários sistemas de compostagem, entre eles estão as leiras, pilhas aeradas ou estáticas e os reatores fechados. O sistema mais adequado é aquele que considera a mão de obra disponível, quantidade e natureza dos resíduos, e as condições ambientais e econômicas. A compostagem em leiras é mais difundida, devido ao menor custo de implantação, não necessita de mão de obra especializada, mas que por outro lado, demanda de maquinário para revolver a pilha, grandes espaços para acomodar os materiais processados e a estabilização do composto é lenta quando comparado com a tecnologia de reatores fechados. O sistema em leiras consiste basicamente no empilhamento dos resíduos orgânicos, em ambiente aberto, alternando camadas de um material rico em N, com outro rico em C, lignina e celulose (Chia et al., 2020; Moretti; Bertoncini; Abreu-Junior, 2015; Cekmecelioglu et al., 2005).

A compostagem apresenta fases distintas, caracterizadas por colonização de diferentes microrganismos, variação de pH, degradação de substâncias e mudanças na temperatura. Na primeira fase o C de fácil degradação é consumido por microrganismos mesófilos, acelerando a taxa de crescimento e atividade da população microbiana, que eleva a temperatura da pilha, atingindo 55°C em até três dias, iniciando a fase termofílica. Nesta fase, predominam microrganismos termofílicos que degradam moléculas complexas como gorduras, proteínas, celulose e hemicelulose em moléculas mais simples. Ocorre também, a morte de patógenos e sementes de plantas daninhas. À medida que o suprimento de C de alta energia se esgota, a temperatura da pilha decresce gradativamente até alcançar a fase mesofílica, onde microrganismos mesofílicos recolonizam a pilha e o material vai se arranjando em substâncias húmicas estáveis (Sayara et al., 2020; Waqas et al., 2018). A sanitização ocorre devido ao aumento da temperatura das pilhas, sendo necessário que a mesma atinja temperaturas acima de 55 °C por pelo menos três dias (Cekmecelioglu et al., 2005; Chia et al., 2020; CONAMA, 2020)

Pelo fato do LE apresentar elevado teor de água, densidade, aspecto pastoso e com baixa relação C/N, é necessário que seja compostado com um material volumoso para aumentar a porosidade da pilha e a relação C/N. A porosidade e aeração adequada, permitem a circulação de oxigênio para a decomposição microbiana, fazendo com que a pilha atinja a fase termofílica mais rápida e permaneça por mais tempo (garantindo a sanitização). Ao contrário, a aeração insuficiente, provoca lentidão no aumento da temperatura, com risco de nem mesmo atingir a fase termofílica e também devido às condições anaeróbicas pode gerar odores (Guo et al., 2012; Huang et al., 2004; Şevik et al., 2018; Wong et al., 2011).

A proporção entre os materiais componentes da pilha que são ricos em C e N, é dada pela relação C/N da mistura de materiais. A relação C/N mais adequada para o processo de compostagem situa-se na faixa de 25-30, misturas com relações C/N muito baixas, há consumo muito rápido do N pelos microrganismos e um déficit de C, relações C/N muito altas, não há N suficiente para degradação do C, este desbalanço de nutrientes para os microrganismos pode causar lentidão na maturação do composto e até pode ocorrer que a pilha não alcance temperatura e tempo suficiente para sanitização (Guo et al., 2012; Huang et al., 2004; Şevik et al., 2018; Wong et al., 2011).

Vários materiais estruturantes podem ser combinados com o lodo de esgoto, dentre esses estão os resíduos de poda de árvore, que ocupam muito espaço nos aterros sanitários e por isso, sua incorporação na compostagem minimizaria o descarte em aterros. No estudo de Moretti et al. (2015) o composto orgânico produzido de LE e poda de árvore adequou-se para uso agrícola, e comparado com o LE sem tratamento houve redução: da condutividade elétrica em 58%, presença de *E. coli* e *Salmonella sp*, e relação C/N 25/1 no início da compostagem para 12/1 ao final. Com relação a composição química do composto produzido, os teores de Ca e K aumentaram devido o acréscimo do material vegetal e houve redução de metais pesados que pode ser atribuído a diluição destes na pilha ou retenção nas substâncias húmicas formadas, o que diminui sua biodisponibilidade.

2.3. Utilização de composto de lodo de esgoto na agricultura

A aplicação de composto de lodo de esgoto (CLE) no solo, provoca uma série de benefícios às propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. É uma forma de aumentar o conteúdo de matéria orgânica, e disponibilizar nutrientes de maneira que não sejam perdidos por lixiviação ou volatilização, pois estes dependem da mineralização da MO para serem liberados ao solo (Sayara et al., 2020).

A alteração das propriedades físicas e biológicas do solo estão mais relacionadas à matéria orgânica presente no composto. A interação entre as frações orgânicas especialmente substâncias húmicas, e minerais, favorece a formação de agregados estáveis e aumento da porosidade do solo que reflete em melhor infiltração de água. A incorporação do composto ao solo pode também aumentar a capacidade de retenção de água do solo, que está ligada às propriedades de absorção de água do próprio material (Sayara et al., 2020).

A adição de composto orgânico estimula os microrganismos do solo a mineralizar a MO adicionada, aumentando a atividade enzimática. Calleja-Cervantes et al. (2015) encontraram aumento de N, P, K, MO e atividade enzimática em solos tratados com composto orgânico, enquanto houve diminuição da atividade enzimática em solos que receberam fertilização mineral com NPK. Além disso, é favorecido o crescimento de diversos microrganismos rizosféricos que auxiliam a absorção de nutrientes pelas plantas.

Os efeitos benéficos do composto orgânico se estendem ao longo-prazo, devido a liberação lenta e constante de nutrientes com a decomposição da MO, tornando-os disponíveis para biomassa microbiana por maior tempo (Sayara et al., 2020).

Compostos bioativos presentes na matéria orgânica, podem causar efeito bioestimulante, estruturas aromáticas por exemplo podem estar relacionadas com aumento da taxa de germinação, alongamento da raiz e crescimento das plantas (Monda et al., 2017). Substâncias húmicas atuam na ativação da H+ATPase ligada à membrana no sistema radicular que aumenta a absorção de nutrientes (Chia et al., 2020; Waqas et al., 2018). Ácidos de baixa massa molecular são capazes de induzir resistência sistêmica às plantas, garantindo crescimento adequado em condições ambientais desfavoráveis. O efeito estimulante está intimamente relacionado às características intrínsecas dos diferentes materiais (Monda et al., 2017; Waqas et al., 2018).

Com relação às propriedades químicas do solo, ocorre aumento da CTC, por causa de substâncias húmicas formadas no processo de humificação, que possuem muitos grupos funcionais com cargas negativas (Sayara et al., 2020). Além disso, pesquisas mostram aumento no teor de nutrientes no solo com aplicação de CLE e efeitos positivos na produtividade das culturas, com resultados semelhantes ou superiores aos tratamentos com fertilizante mineral, indicando a possibilidade CLE ser usado como fertilizante orgânico (Abd Elsalam et al., 2021; Casado-Vela et al., 2006; Lag-Brotons et al., 2014; Prates et al., 2020; Rigueiro-Rodríguez et al., 2010; Vieira et al., 2005).

Com a aplicação de CLE no solo, Vieira et al. (2005) observaram aumento nos teores de N e P do solo e produtividade da soja. Rodrigues et al. (2020) observaram na região do Cerrado, aumento no teor de micronutrientes no solo e na produtividade da soja em até 67% em relação à média nacional de 3.300 kg ha⁻¹. O aumento do teor de nutrientes e efeito residual em solos adubados com CLE, deve-se ao fornecimento de MO que com o decorrer de sua mineralização libera nutrientes ao solo (Calleja-Cervantes et al., 2015).

Embora pesquisas apontem a viabilidade de utilização de CLE como fertilizante, seu uso ainda é limitado devido algumas características do produto. Como fertilizante, o CLE possui concentração de nutrientes muito inferior ao dos fertilizantes minerais, é necessário a aplicação de grande volume do material para atender as recomendações de

adubação das culturas, principalmente de NPK (Kominko et al., 2017; Rigueiro-Rodríguez et al., 2010). Além disso, a baixa densidade do material também causa complicações no armazenamento e transporte (Hettiarachchi et al., 2019; Nikiema et al., 2013).

2.4. Beneficiamento do composto orgânico e produção de organomineral

Para utilização de LE na agricultura, é necessário que o produto seja seguro e de fácil manuseio, embora a compostagem resolva o problema de sanitização, ainda não atende as dificuldades envolvendo o transporte e armazenamento de produtos volumosos e na forma de pó. O composto orgânico ocupa muito espaço para armazenar e possui baixa quantidade de nutriente, que encarece o transporte, um dos motivos que diminui a demanda pelo produto. Por essa razão, algumas técnicas para adensar o material são consideradas, como a peletização (Nikiema et al., 2013).

Na peletização o material é pressionado contra orifícios, que podem ter diferentes tamanhos de abertura, resultando em um material adensado de formato cilíndrico, o *pellet*. Para garantir que o produto final apresente dureza e densidades desejáveis, é necessário considerar: o tamanho das partículas, teor de água, quantidade e tipo de agente aglutinante, e proporção entre as matérias primas (Hettiarachchi et al., 2019).

A maioria dos fertilizantes são produzidos em formas granulada ou peletizada, para facilitar o transporte, armazenamento e aplicação. Entretanto, modificar a natureza física do material, pode afetar a dinâmica da solubilização dos nutrientes no solo, e no caso dos pellets, o diâmetro destes influencia na taxa de liberação de nutrientes (Kominko et al., 2017).

Rigueiro-Rodríguez et al. (2010) compararam diferentes formas de processamento do LE: anaeróbico, compostado e peletizado em sistema silvipastoril, e observaram que no início todos os fertilizantes orgânicos promoveram diâmetro, altura das árvores, e produção de pastagem superior ao tratamento mineral, entretanto apenas o lodo peletizado manteve os parâmetros avaliados superiores até os anos finais do estudo de longo-prazo. Os autores argumentam que o lodo peletizado, conseguiu manter a fertilidade do solo e a produção de pasto e desenvolvimento de árvore por mais tempo, por causa do fornecimento de nutrientes de maneira gradual ao longo do tempo. Isto

exemplifica como a forma física do produto, modifica a disponibilidade de nutrientes e o efeito residual da adubação.

Como fertilizante, o LE apresenta conteúdo muito baixo de macronutrientes, e para isto, há a possibilidade de misturá-lo com fontes minerais com intuito de elevar os teores, principalmente de N, P e K (Kominko et al., 2017). Além do mais, a liberação de P do lodo para o solo é lenta, o que pode ser um empecilho no estabelecimento de culturas que requerem P especialmente no início do desenvolvimento, problema que pode ser sanado por meio da mistura com uma fonte mineral mais solúvel (Houben et al., 2019).

Ao produto obtido pela mistura, por reação química, granulação, peletização ou dissolução em água, de um fertilizante inorgânico (com uma quantidade considerável de um ou mais nutrientes) e um fertilizante orgânico, denomina-se fertilizante organomineral (FOM) (Kominko et al., 2017). Além de aumentar o teor de nutrientes de resíduos orgânicos, outra vantagem do FOM é a proteção do nutriente que está na forma mineral pela ligação ou adsorção ao material orgânico, garantindo uma liberação gradual no solo, e reduzindo as perdas para o ambiente (Deeks et al., 2013).

O componente mineral pode disponibilizar nutrientes de forma mais rápida atendendo o período inicial do cultivo, enquanto os nutrientes do lodo, são liberados de forma mais lenta conforme a mineralização da matéria orgânica, atendendo as outras fases da cultura e cultivos subsequentes (Kominko et al., 2017). Deste modo, a aplicação de FOM é capaz de melhorar a eficiência na adubação e evitar perdas de nutrientes, seja por lixiviação ou imobilização do solo.

Uma das propostas do uso de FOM é que o P aplicado reponha a quantidade necessária para a planta, mas não exceda a quantidade exportada pelas culturas, e com isso minimize os riscos de acúmulo de P não disponível no solo. Pesquisas apontam que a dinâmica de liberação de P dos fertilizantes à base de lodo permite que haja um efeito residual da adubação, onde o P pode ser aproveitado em cultivos subsequentes, por até 8-10 anos após a aplicação (Antille et al., 2014).

No recente estudo de Rodrigues et al. (2021) foi observado que a aplicação de FOM no solo provocou maior acúmulo de P na biomassa da parte aérea da soja, em relação ao fertilizante mineral, e as possíveis causas apontadas foram: mineralização das formas orgânicas, competição de moléculas orgânicas pelo mesmo sítio de sorção do P, e

liberação lenta que favorece a absorção pelas plantas, em detrimento à imobilização no solo.

No primeiro ensaio de campo publicado na literatura com FOM à base de LE, por Deeks et al. (2013), o FOM foi tão eficiente quanto o fertilizante exclusivamente mineral, no rendimento das culturas: trigo, cevada, feijão, colza e milho forrageiro. Kominko et al. (2021) também verificaram aumento na produção de biomassa de colza, milho e girassol, em um experimento com diferentes doses de FOM de LE, formulados com intuito de suprir demanda de cada cultura.

A fabricação de FOM é um modo de agregar valor de mercado à resíduos como o LE, que possui vantagens como: disponibilidade local e constante de matéria prima (resíduos), simplicidade na fabricação, reciclagem e eficiência na utilização de nutrientes, e aporte de MO ao solo. Embora seja uma boa alternativa para deposição de resíduos, ainda enfrenta baixa aceitação dos produtores, pois comparado aos adubos convencionais, percebidos como “bem caracterizados” e “mais higiênicos”, os organominerais ainda despertam algumas incertezas, principalmente nas questões relacionadas ao preço, eficiência e segurança do produto. Isso pode ser melhor percebido, quando considerado a presença de metais pesados na composição de fertilizantes minerais, porém, sua utilização não é tão emblemática, quanto ao LE por esse mesmo motivo (Kominko et al., 2021).

No Plano Nacional de Fertilizantes (Brasil, 2021), o FOM é destacado como uma das principais alternativas para diminuir a dependência de importação de fertilizantes, é visto como um produto que pode suprir a demanda local, mas que para avançar na sua disseminação, ainda precisa de muito incentivos e fomentos. O mercado de FOMs cresceu 19,5% em 2019 e apresenta projeções de crescimento para os próximos anos. Uma das metas estabelecidas no documento é aumentar a produção de fertilizantes orgânicos e organominerais em 500% até 2050 e que atinjam entre 15 e 20% do consumo total de fertilizantes do país.

Os estudos realizados até agora demonstram que os organominerais à base de LE são tão eficientes quanto os fertilizantes convencionais, entretanto, as pesquisas ainda são incipientes, prova disso é que o primeiro ensaio de campo publicado foi em 2013 e poucos artigos são encontrados em sites de busca, até o momento. Além do mais, os efeitos

causados pela modificação da natureza física dos fertilizantes derivados de LE, também não foram muito investigados.

2.5. Processo termoquímico de recuperação de P

O P presente nas águas residuárias que chega nas ETEs se apresenta geralmente em formas solúveis e biodisponíveis (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} e H_2PO_4^-) que podem ser incorporados ao LE por processos de remoção biológica. Estima-se que cerca de 80% do P é retido no lodo, enquanto 20% sai do sistema para os corpos hídricos receptores (Parsons and Doyle, 2002; van der Kooij et al., 2020). Vale frisar que técnicas de recuperação de P no tratamento de esgoto, ainda não são uma realidade no Brasil, bem como em países em desenvolvimento, mas que já estão sendo implementadas em alguns locais no mundo (Leite, 2022).

Na União Europeia (UE), cerca de 6% do LE é depositado em aterros sanitários, enquanto uso agrícola corresponde à 35% e a incineração 37%. Entretanto, com a mudança de hábito da população, novos poluentes orgânicos e inorgânicos podem ser encontrados no LE, como nanopartículas, microplásticos, fármacos, hormônios, e substâncias polifluoroalquil (PFASs). A compostagem não é tão eficiente em removê-los, o que causou preocupação na comunidade, pois as dimensões dos riscos à saúde e meio-ambiente ainda estão sendo estudadas. Essas incertezas resultaram em suspensão e restrições ao comércio de fertilizantes feitos de composto ou LE digerido na UE como medida de precaução em julho de 2022. Tendo em vista esta limitação ambiental do uso de LE, o tratamento térmico é a alternativa apontada como mais eficiente e confiável na remoção de patógenos e poluentes (Hušek et al., 2022).

A incineração é uma forma de reduzir o volume de LE e destruir as formas orgânicas existentes, que inclui poluentes orgânicos (Desmidt et al., 2015). No processo de incineração, é gerado um resíduo, as cinzas, que possuem teor considerável de P. Adam et al. (2009) analisaram a composição química de sete diferentes cinzas de lodo e o teor médio de P_2O_5 encontrado foi de 21,4%, que é um valor comparável a fertilizantes minerais fosfatados, como o superfosfato simples, cujo teor de P_2O_5 varia entre 18-20%. No entanto, as cinzas também apresentam quantidade considerável de metais pesados,

por isso, para redução de metais pesados e também transformar o P em formas mais biodisponíveis, o tratamento termoquímico pode ser empregado (Adam et al., 2009).

Cabeza et al. (2011) compararam a eficiência agrônômica de estruvita, mineral produzido pela precipitação de P e Mg no tratamento de efluentes, e cinzas oriundas do tratamento de LE. Foi avaliado o P da solução do solo, de vasos com cultivo de milho após três semanas da aplicação de 60 mg kg^{-1} de P, e observou-se que a estruvita promoveu maiores concentrações de P, semelhante ao superfosfato triplo (SPT), enquanto as cinzas de LE quase não solubilizaram P, apresentando valores tão baixos quanto os tratamentos sem aplicação de P ou com rocha fosfática. A baixa dissolução de P das cinzas ainda refletiu na baixa eficiência relativa como fonte de P para o milho, que pode ser devido à presença de compostos pouco biodisponíveis como cloroapatita.

Por meio de processo termoquímico é possível diminuir o teor de metais pesados e aumentar a solubilidade de P em ácido cítrico, mas não em água. A temperatura relacionada a maior eficiência na remoção de metais pesados se encontra em torno de 1000°C , e os compostos volatilizados, são separados da fase sólida e devidamente removidos por um sistema de tratamento de gases (Adam et al., 2009). Um dos processos termoquímicos existente é o método AshDec[®] (ASD), que consiste na mistura de cinzas e doadores alcalinos de Cl (como MgCl_2 e CaCl_2), em um forno rotativo durante 20 minutos em temperatura de 900 a 1050°C , onde o Cl se liga com os metais pesados formando compostos voláteis que evaporam do sistema. O Ca e Mg unem-se ao P, formando fosfatos de Ca e Mg pouco solúveis, e por esse motivo, no processo adiciona-se também compostos alcalinos com K ou Na (exemplo: Na_2SO_4 e K_2SO_4) para que estes se liguem também ao fosfato no lugar dos íons de Ca e Mg, aumentando a biodisponibilidade de P do produto (Havukainen et al., 2016a; Hermann e Schaaf, 2018).

Severin et al. (2014) compararam as cinzas de LE sem e com tratamento termoquímico, como fontes de P para o milho. O material sem tratamento não solubilizou P para as plantas, resultando em baixo teor de P na parte aérea e baixa produção de biomassa, equivalendo ao controle (sem aplicação de P), já no solo que recebeu cinzas tratadas termoquimicamente, houve maior produção de biomassa e maior conteúdo de P na parte aérea. Este efeito positivo foi atribuído à transformação do $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, principal

forma de P nas cinzas, em formas mais solúveis, fosfatos ligados a Ca, Si e Na, após o tratamento termoquímico.

Raniro et al. (2022) avaliaram a eficiência agronômica de estruvita e AshDec® em dois ciclos da cana-de-açúcar, e obtiveram como resposta maior produção de massa seca e eficiência no uso de P no tratamento com estruvita, com resultados similares ao superfosfato triplo (SPT) com a aplicação de ASD, além do mais, os produtos aumentaram o P lábil e moderadamente lábil do solo. Estes resultados indicam que essas fontes recicladas são capazes de fornecer P a longo-prazo, atendendo a demanda das culturas nos estádios mais avançados de desenvolvimento e promovendo maior efeito residual.

Embora várias técnicas de tratamento termoquímico estão sendo desenvolvidas, assim como estudos das formas de P do produto final relacionados com sua solubilidade, são poucas as pesquisas focadas na eficiência agronômica das cinzas tratadas termoquimicamente, e é ainda mais incipiente se considerado àquelas mais específicas relacionadas ao produto AshDec®. Por isso, é preciso mais estudos relacionados ao comportamento do AshDec® em condições tropicais, e também que levem em conta seu efeito residual no solo, já que é considerado um produto de lenta solubilização de P.

2.6. Hipótese

O uso de composto orgânico de lodo de esgoto como matriz de fertilizantes organominerais resulta em um produto com solubilização lenta, capaz de melhorar o aproveitamento de P pelas culturas, resultando em maior eficiência agronômica e melhor efeito residual comparado à fertilizantes fosfatados minerais solúveis e o próprio composto orgânico isoladamente.

2.7. Objetivo geral

Utilizar o composto orgânico de lodo de esgoto para produzir fertilizante organomineral que seja capaz de equiparar-se ou aumentar a eficiência da adubação fosfatada e a produção de biomassa de *Urochloa brizantha* (capim braquiária) em relação à

fertilizantes fosfatados convencionais, e deste modo apresentar-se como uma alternativa viável econômica e ambientalmente no manejo da adubação com P.

2.8. Objetivos específicos

Caracterizar os fertilizantes organominerais quanto à natureza física, composição química e dinâmica de solubilização de P no curto prazo.

Avaliar a eficiência agronômica e o efeito residual de fontes recicladas de P, bem como de organominerais, no cultivo sucessivo de braquiária ao longo prazo, comparando o efeito destas ao de um fertilizante fosfatado convencional.

Referências

- Abd Elsalam, H.E., El-Sharnouby, M.E., Mohamed, A.E., Raafat, B.M., El-Gamal, E.H., 2021. Effect of sewage sludge compost usage on corn and faba bean growth, carbon and nitrogen forms in plants and soil. *Agronomy* 11, 1–20. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040628>
- Abreu-Junior, C.H., Firme, L.P., Maldonado, C.A.B., de Moraes Neto, S.P., Alves, M.C., Muraoka, T., Boaretto, A.E., Gava, J.L., He, Z., Nogueira, T.A.R., Capra, G.F., 2017. Fertilization using sewage sludge in unfertile tropical soils increased wood production in Eucalyptus plantations. *J. Environ. Manage.* 203, 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.074>
- Adam, C., Peplinski, B., Michaelis, M., Kley, G., Simon, F.G., 2009. Thermochemical treatment of sewage sludge ashes for phosphorus recovery. *Waste Manag.* 29, 1122–1128. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.09.011>
- Aegea, 2022. Meio ambiente bem-tratado com tecnologia e ideias sustentáveis. 02/0202022. URL <https://aegea.blog.br/meio-ambiente-bem-tratado-com-tecnologia-e-ideias-sustentaveis/> (accessed 5.24.22).
- Antille, D.L., Sakrabani, R., Godwin, R.J., 2014. Phosphorus Release Characteristics from Biosolids-Derived Organomineral Fertilizers. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 45, 2565–2576. <https://doi.org/10.1080/00103624.2014.912300>

- Antille, D.L., Sakrabani, R., Tyrrel, S.F., Le, M.S., Godwin, R.J., 2013. Characterisation of Organomineral Fertilisers Derived from Nutrient-Enriched Biosolids Granules. *Am. Soc. Agric. Biol. Eng. Annu. Int. Meet. 2013, ASABE 2013 5*, 4152–4170. <https://doi.org/10.13031/aim.20131620153>
- Ashley, K., Cordell, D., Mavinic, D., 2011. A brief history of phosphorus: From the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere 84*, 737–746. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.03.001>
- Bertoncini, E.I., D'Orazio, V., Senesi, N., Mattiazzo, M.E., 2008. Effects of sewage sludge amendment on the properties of two Brazilian oxisols and their humic acids. *Bioresour. Technol. 99*, 4972–4979. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.09.024>
- Brasil, 2021. Plano nacional de fertilizantes 2050. Secretaria Especial de Assuntos Estratégicos 1, 195.
- Brasil, 2020. Produção nacional de fertilizantes: Estudo estratégico. Secretaria Especial de Assuntos Estratégicos 26.
- Brasil, 2020. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020.
- Cabeza, R., Steingrobe, B., Römer, W., Claassen, N., 2011. Effectiveness of recycled P products as P fertilizers, as evaluated in pot experiments. *Nutr. Cycl. Agroecosystems 91*, 173–184. <https://doi.org/10.1007/s10705-011-9454-0>
- Calleja-Cervantes, M.E., Fernández-González, A.J., Irigoyen, I., Fernández-López, M., Aparicio-Tejo, P.M., Menéndez, S., 2015. Thirteen years of continued application of composted organic wastes in a vineyard modify soil quality characteristics. *Soil Biol. Biochem. 90*, 241–254. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.07.002>
- Casado-Vela, J., Sellés, S., Navarro, J., Bustamante, M.A., Mataix, J., Guerrero, C., Gomez, I., 2006. Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. *Waste Manag. 26*, 946–952. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.016>
- Cekmecelioglu, D., Demirci, A., Graves, R.E., Davitt, N.H., 2005. Applicability of optimised in-vessel food waste composting for windrow systems. *Biosyst. Eng. 91*, 479–486. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2005.04.013>

- Chia, W.Y., Chew, K.W., Le, C.F., Lam, S.S., Chee, C.S.C., Ooi, M.S.L., Show, P.L., 2020. Sustainable utilization of biowaste compost for renewable energy and soil amendments. *Environ. Pollut.* 267, 115662. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115662>
- Companhia Nacional de Abastecimento – Conab, 2022. Boletim Logístico: Ano VI – Março de 2022.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente - Conama, 2020. Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020.
- Cordell, D., Drangert, J.O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Glob. Environ. Chang.* 19, 292–305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Cordell, D., Rosemarin, A., Schröder, J.J., Smit, A.L., 2011. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere* 84, 747–758. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.032>
- Deeks, L.K., Chaney, K., Murray, C., Sakrabani, R., Gedara, S., Le, M.S., Tyrrel, S., Pawlett, M., Read, R., Smith, G.H., 2013. A new sludge-derived organo-mineral fertilizer gives similar crop yields as conventional fertilizers. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 539–549. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0135-z>
- Desmidt, E., Ghyselbrecht, K., Zhang, Y., Pinoy, L., Van Der Bruggen, B., Verstraete, W., Rabaey, K., Meesschaert, B., 2015. Global phosphorus scarcity and full-scale P-recovery techniques: A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 45, 336–384. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.866531>
- Doydora, S., Gatiboni, L., Grieger, K., Hesterberg, D., Jones, J.L., McLamore, E.S., Peters, R., Sozzani, R., Van den Broeck, L., Duckworth, O.W., 2020. Accessing legacy phosphorus in soils. *Soil Syst.* 4, 1–22. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4040074>
- FAO, 2004. Use of phosphate rocks for sustainable agriculture, FAO fertilizer and plant nutrition bulletin.
- Gatiboni, L.C., Condrón, L.M., 2021. A rapid fractionation method for assessing key soil phosphorus parameters in agroecosystems. *Geoderma* 385, 114893. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114893>

- Gavalda, D., Scheiner, J.D., Revel, J.C., Merlina, G., Kaemmerer, M., Pinelli, E., Guiresse, M., 2005. Agronomic and environmental impacts of a single application of heat-dried sludge on an Alfisol. *Sci. Total Environ.* 343, 97–109. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.10.009>
- Gerke, J., 2015. The acquisition of phosphate by higher plants: Effect of carboxylate release by the roots. A critical review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 178, 351–364. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400590>
- Guedes, R.S., Melo, L.C.A., Vergütz, L., Rodríguez-Vila, A., Covelo, E.F., Fernandes, A.R., 2016. Adsorption and desorption kinetics and phosphorus hysteresis in highly weathered soil by stirred flow chamber experiments. *Soil Tillage Res.* 162, 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.04.018>
- Guo, R., Li, G., Jiang, T., Schuchardt, F., Chen, T., Zhao, Y., Shen, Y., 2012. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresour. Technol.* 112, 171–178. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.099>
- Havukainen, J., Horttanainen, M., Linnanen, L., 2016a. Feasibility of ASH DEC- process in treating sewage sludge and manure ash in Finland, *Waste Management*.
- Havukainen, J., Nguyen, M.T., Hermann, L., Horttanainen, M., Mikkilä, M., Deviatkin, I., Linnanen, L., 2016b. Potential of phosphorus recovery from sewage sludge and manure ash by thermochemical treatment. *Waste Manag.* 49, 221–229. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.020>
- Hermann, L., Schaaf, T., 2018. Outotec (AshDec®) process for P fertilizers from sludge ash, in: *Phosphorus Recovery and Recycling*. pp. 221–233. https://doi.org/10.1007/978-981-10-8031-9_15
- Hettiarachchi, L., Jayathilake, N., Fernando, S., Gunawardena, S., 2019. Effects of compost particle size, moisture content and binding agents on co-compost pellet properties. *Int. J. Agric. Biol. Eng.* 12, 184–191. <https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20191204.4354>
- Houben, D., Michel, E., Nobile, C., Lambers, H., Kandeler, E., Faucon, M.P., 2019. Response of phosphorus dynamics to sewage sludge application in an agroecosystem in northern France. *Appl. Soil Ecol.* 137, 178–186. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.017>

- Huang, G.F., Wong, J.W.C., Wu, Q.T., Nagar, B.B., 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Manag.* 24, 805–813. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.03.011>
- Hušek, M., Moško, J., Pohořelý, M., 2022. Sewage sludge treatment methods and P-recovery possibilities: Current state-of-the-art. *J. Environ. Manage.* 315. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115090>
- Johnston, A., 2000. Soil and Plant Phosphate. International Fertilizer Industry Association, Paris.
- Kaza, S., Lisa, Y., Perinaz, B.-T., Van Woerden, F., 2018. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050, Urban Deve. ed. Washington, DC. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>
- Kchaou, R., Baccar, R., Bouzid, J., Rejeb, S., 2018. Agricultural use of sewage sludge under sub-humid Mediterranean conditions: effect on growth, yield, and metal content of a forage plant. *Arab. J. Geosci.* 11. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-4103-4>
- Kominko, H., Gorazda, K., Wzorek, Z., 2021. Formulation and evaluation of organo-mineral fertilizers based on sewage sludge optimized for maize and sunflower crops. *Waste Manag.* 136, 57–66. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.09.040>
- Kominko, H., Gorazda, K., Wzorek, Z., 2017. The Possibility of Organo-Mineral Fertilizer Production from Sewage Sludge. *Waste and Biomass Valorization* 8, 1781–1791. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9805-9>
- Lag-Brotons, A., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., Mayoral, A.M., Curt, M.D., 2014. Sewage sludge compost use in bioenergy production - A case study on the effects on *Cynara cardunculus* L energy crop. *J. Clean. Prod.* 79, 32–40. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.021>
- Latare, A.M., Kumar, O., Singh, S.K., Gupta, A., 2014. Direct and residual effect of sewage sludge on yield, heavy metals content and soil fertility under rice-wheat system. *Ecol. Eng.* 69, 17–24. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.066>
- Leite, C.N., 2022. Recuperação de fósforo em estações de tratamento de esgoto através da coagulação-floculação e adsorção. Universidade de São Paulo.

- Mendes Pedroza, M., Gama Vieira, G.E., Fernandes de Sousa, J., de Castilho Pickler, A., Mendes Leal, E.R., da Cruz Milhomen, C., 2010. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. *Rev. Lib.* 11, 149–160. <https://doi.org/10.31514/rliberato.2010v11n16.p149>
- Monda, H., Cozzolino, V., Vinci, G., Spaccini, R., Piccolo, A., 2017. Molecular characteristics of water-extractable organic matter from different composted biomasses and their effects on seed germination and early growth of maize. *Sci. Total Environ.* 590–591, 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.026>
- Moretti, S.M.L., Bertocini, E.I., Abreu-Junior, C.H., 2015. Composting sewage sludge with green waste from tree pruning. *Sci. Agric.* 72, 432–439. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2014-0341>
- Nascimento, A.L., de Souza, A.J., Oliveira, F.C., Coscione, A.R., Viana, D.G., Regitano, J.B., 2020. Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. *J. Clean. Prod.* 258. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120746>
- Nicoloso, R. da S., Barros, E.C., 2019. Manual de dimensionamento e manejo de unidades de compostagem de animais mortos para granjas de suínos e aves. *Doc. / Embrapa Suínos e Aves* 77.
- Nikiema, J., Cofie, O., Impraim, R., Adamtey, N., 2013. Processing of Fecal Sludge to Fertilizer Pellets Using a Low-Cost Technology in Ghana. *Environ. Pollut.* 2. <https://doi.org/10.5539/ep.v2n4p70>
- Oliveira, A.C.C. de;, Viani, R.A.G., 2020. Sewage sludge organic fertilizer as a promoter of initial growth of *Euterpe edulis* Mart., an endangered palm. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.* 161–170. <https://doi.org/10.30486/IJROWA.2020.1890190.1020>
- Parsons, S.A., Doyle, J.D., 2002. Struvite formation, control and recovery. *Water Res.* 36, 3925–3940.
- Pavinato, P.S., Cherubin, M.R., Soltangheisi, A., Rocha, G.C., Chadwick, D.R., Jones, D.L., 2020. Revealing soil legacy phosphorus to promote sustainable agriculture in Brazil. *Sci. Rep.* 10, 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-72302-1>

- Prates, A.R., Coscione, A.R., Teixeira Filho, M.C.M., Miranda, B.G., Arf, O., Abreu-junior, C.H., Oliveira, F.C., Galindo, F.S., 2020. Composted Sewage Sludge Enhances Soybean Production and Agronomic Performance in Naturally Infertile Soils (Cerrado Region, Brazil). *Agronomy* 19.
- Raniro, H.R., Soares, T. de M., Adam, C., Pavinato, P.S., 2022. Waste-derived fertilizers can increase phosphorus uptake by sugarcane and availability in a tropical soil#. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 1–12. <https://doi.org/10.1002/jpln.202100410>
- Rigueiro-Rodríguez, A.A., Ferreiro-Domínguez, N., Mosquera-Losada, M.R., 2010. The effects of fertilization with anaerobic, composted and pelletized sewage sludge on soil, tree growth, pasture production and biodiversity in a silvopastoral system under ash (*Fraxinus excelsior* L.). *Grass Forage Sci.* 65, 248–259. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00743.x>
- Rodrigues, M.M., Viana, D.G., Oliveira, F.C., Alves, M.C., Regitano, J.B., 2021. Sewage sludge as organic matrix in the manufacture of organomineral fertilizers: Physical forms, environmental risks, and nutrients recycling. *J. Clean. Prod.* 313. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127774>
- Rosemarin, A., Macura, B., Carolus, J., Barquet, K., Ek, F., Järnberg, L., Lorick, D., Johannesdottir, S., Pedersen, S.M., Koskiaho, J., Haddaway, N.R., Okruszko, T., 2020. Circular nutrient solutions for agriculture and wastewater – a review of technologies and practices. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 45, 78–91. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.09.007>
- Sayara, T., Basheer-Salimia, R., Hawamde, F., Sánchez, A., 2020. Recycling of Organic Wastes through Composting: Process Performance and Compost Application in Agriculture. *Agronomy* 10, 23. <https://doi.org/10.3390/agronomy10111838>
- Severin, M., Breuer, J., Rex, M., Stemann, J., Adam, C., Van den Weghe, H., Kücke, M., 2014. Phosphate fertilizer value of heat treated sewage sludge ash. *Plant, Soil Environ.* 60, 555–561. <https://doi.org/10.17221/548/2014-pse>
- Şevik, F., Tosun, İ., Ekinçi, K., 2018. The effect of FAS and C/N ratios on co-composting of sewage sludge, dairy manure and tomato stalks. *Waste Manag.* 80, 450–456. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.051>

- Sharma, B., Sarkar, A., Singh, P., Singh, R.P., 2017. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. *Waste Manag.* 64, 117–132. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.002>
- Singh, R.P., Agrawal, M., 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Manag.* 28, 347–358. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.010>
- Smil, V., 2000. Phosphorus in the environment: Natural Flows and Human Interferences. *Energy Environ.* 25, 53–88.
- SNIS, 2021. Diagnóstico Temático, Serviços de Água e Esgoto, Visão Geral, ano referência 2020. 91.
- SNS, 2021. Panorama do Saneamento Básico no Brasil 2021.
- Steen I, 1998. Phosphorus availability in the 21st Century: management of a nonrenewable resource. *Phosphorus and Potassium* 217, 25–31.
- Tsakou, A., Roulia, M., Christodoulakis, N.S., 2001. Growth of Cotton Plants () as Affected by Water and Sludge from a Sewage Treatment Plant: II. Seed and Fiber Yield and Heavy Metal Accumulation. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 66, 0743–0747. <https://doi.org/10.1007/s00128-001-0071-5>
- U.S.G.S, 2022. Mineral Commodity Summaries 2022.
- USGS, 2018. 2018 Minerals Yearbook - Silicon, in: USGS Science for a Changing World. pp. 67.1-67.13.
- van der Kooij, S., van Vliet, B.J.M., Stomph, T.J., Sutton, N.B., Anten, N.P.R., Hoffland, E., 2020. Phosphorus recovered from human excreta: A socio-ecological-technical approach to phosphorus recycling. *Resour. Conserv. Recycl.* 157. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104744>
- Vieira, R.F., Tanaka, R.T., Tsai, S.M., Pérez, D.V., Silva, C.M.M. de S., 2005. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. *Pesqui. Agropecuária Bras.* 40, 919–926. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2005000900012>
- Waqas, M., Nizami, A.S., Aburizaiza, A.S., Barakat, M.A., Rashid, M.I., Ismail, I.M.I., 2018. Optimizing the process of food waste compost and valorizing its applications: A case study of Saudi Arabia. *J. Clean. Prod.* 176, 426–438. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.165>

- Weihrauch, C., Opp, C., 2018. Ecologically relevant phosphorus pools in soils and their dynamics: The story so far. *Geoderma* 325, 183–194. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.047>
- Wong, J.W.C., Selvam, A., Zhao, Z., Yu, S.M., Law, A.C.W., Chung, P.C.P., 2011. Influence of different mixing ratios on in-vessel co-composting of sewage sludge with horse stable straw bedding waste: Maturity and process evaluation. *Waste Manag. Res.* 29, 1164–1170. <https://doi.org/10.1177/0734242X11420600>.

3. PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS E DINÂMICA DE SOLUBILIZAÇÃO DE FÓSFORO DE ORGANOMINERAIS PELETIZADOS À BASE DE LODO DE ESGOTO

Resumo

O lodo de esgoto é um resíduo orgânico gerado no tratamento de esgoto, com potencial de ser empregado como fonte de liberação lenta de fósforo (P) no solo, entretanto necessita de tratamento e ainda assim possui baixo teor de P comparado aos fertilizantes minerais solúveis. Por essa razão, utilizou-se o lodo de esgoto compostado para fabricação de fertilizantes organominerais peletizados, misturando-o às fontes inorgânicas fosfato monoamônico (MAP) e AshDec® (ASD) (lodo de esgoto incinerado termoquimicamente). Os fertilizantes foram caracterizados físico-quimicamente e avaliados quanto a dinâmica de solubilização de P no solo, e as formas de P remanescentes de acordo com a labilidade. As fontes avaliadas foram: composto orgânico de lodo de esgoto (CLE), CLE peletizado (CLP), organominerais peletizados CLE+MAP (C+MAP) e CLE+ASD (C+ASD), e ASD, comparados a um fertilizante mineral solúvel, fosfato monoamônico (MAP), e um controle sem fertilizante. Foi realizado um ensaio em colunas de lixiviação com 50 g de solo (Latossolo Vermelho-Amarelo), e os fertilizantes foram aplicados na dose de 100 mg/coluna, e 30 mL de água, ou ácido cítrico à 2% foram utilizados para lixiviação diária durante 30 dias. Os lixiviados coletados tiveram valor de pH mensurado e o conteúdo de P determinado por colorimetria. O organomineral C+MAP foi a fonte reciclada mais solúvel em água, solubilizando cerca de 70% do P, enquanto as demais apresentaram baixa solubilização (<20%). Em contrapartida, com exceção de C+ASD, todos fertilizantes apresentaram alta solubilidade em ácido cítrico 2%. A peletização resultou em produtos mais densos e provocou liberação de P mais gradual, e o P remanescente no solo encontrou-se principalmente nas frações lábeis e moderadamente lábeis. Os resultados sugerem que os diferentes processos de tratamentos do lodo de esgoto produziram materiais com lenta solubilização de P, que é favorecida em ambientes mais ácidos, como por exemplo solos ácidos e mecanismos de acidificação da rizosfera, e dessa forma pode ser acessado pelas plantas.

Palavras chave: Reciclagem de P, Biodisponibilidade de P, Organomineral, Liberação gradual de P.

Abstract

Sewage sludge is an organic waste generated in waste-water treatment plants, with the potential to be used as a source of slow release of phosphorus (P) in the soil, but it needs pre-treatment and still has low P content compared to soluble mineral fertilizers. For this reason, composted sewage sludge was used to manufacture organomineral pellet fertilizers, mixing it with the inorganic sources monoammonium phosphate (MAP) and AshDec® (ASD) (thermochemically incinerated sewage sludge). The fertilizers were physiochemically characterized and evaluated as to the dynamics of P solubilization in the soil, and the forms of P remaining according to the lability. The sources evaluated were: organic compost of sewage sludge (SSC), pelletized SSC (SSC_{PEL}), pelletized organominerals SSC+MAP (SSC_{MAP}) and SSC+ASD (SSC_{ASD}), and ASD, compared to a soluble mineral fertilizer, monoammonium phosphate (MAP), and a control without fertilizer. A test was conducted in leaching columns with 50 g of soil (Oxisol), where the fertilizers were applied at a dose of 100 mg/column, and 30 mL of water, or 2% citric acid were used for daily leaching for 30 days. The collected leachates had pH measured and P content determined by colorimetry. The organomineral C+MAP was the most water-soluble recycled source, solubilizing about 70% of the P, while the others showed low solubilization (<20%). In contrast, with the exception of SSC_{ASD}, all fertilizers showed high solubility in 2% citric acid. Pelleting resulted in denser products and caused more gradual P release, and the P remaining in the soil was found mainly in the labile and moderately labile fractions. The results suggest that the different sewage

sludge treatment processes produced materials with slow P solubilization, which is favoured in more acidic environments, such as acidic soils and rhizosphere acidification mechanisms, and thus can be accessed by plants.

Keywords: P recycling, P bioavailability, Organomineral, Gradual release of P.

3.1. Introdução

A adubação fosfatada faz parte do manejo de nutrientes do solo, cujo propósito é garantir que haja fósforo (P) disponível em quantidades suficientes para as culturas completarem seu ciclo produtivo. Grande parte dos fertilizantes fosfatados utilizados na agricultura moderna provém de mineração de rochas fosfáticas, que são aciduladas para aumentar a solubilidade do P em água. Contudo, a maioria destas jazidas estão concentradas em poucas regiões do planeta, gerando dependência de importação, aumentando os custos de produção e tornando a atividade agrícola vulnerável às flutuações de preço do mercado internacional (Cordell et al., 2009; Smil, 2000). No cenário atual o Brasil importa cerca de 60% do fósforo utilizado (Brasil, 2021).

Em solos muito intemperizados, predominante em regiões tropicais, a eficiência média do uso de P é baixa, em torno de 50% para as principais culturas do Brasil (Pavinato et al., 2020). Isso ocorre, pois, argilas do tipo 1:1 e oxihidroxidos de Fe e Al predominantes em solos ácidos tem alta capacidade de fixar P, tornando-o menos disponível. Com o passar do tempo a energia dessas ligações aumenta ficando quase irreversíveis, diminuindo a possibilidade de dessorção do P e retorno à solução do solo para absorção das plantas (Dos Santos et al., 2008; Doydora et al., 2020; Guedes et al., 2016; Shen et al., 2011). Sendo assim, fertilizantes com alta solubilidade em água liberam P rapidamente na solução do solo e a parte não absorvida pelas raízes, é imobilizada na matriz sólida do solo e não permanece disponível nos estádios posteriores de desenvolvimento da cultura (McLaughlin et al., 2011).

Uma alternativa para aumentar a eficiência de aproveitamento do P em solos tropicais é a utilização de fertilizantes com liberação lenta ou controlada, cujo intuito é disponibilizar P de maneira gradual e mais sincronizado com a demanda das plantas. Dentre os produtos de liberação lenta/controlada destacam-se produtos derivados do tratamento de esgoto (Houben et al., 2019; Singh e Agrawal, 2008; Talboys et al., 2016;

van der Kooij et al., 2020), que além de serem uma alternativa para diminuir a dependência da importação de fertilizantes, são uma opção de reaproveitamento de resíduos locais que em sua maioria são descartados em aterros sanitários, aumentando os riscos de poluição ambiental.

O lodo de esgoto (LE), principal resíduo gerado nas estações de tratamento de esgoto (ETEs), é um material pastoso, rico em matéria orgânica, macro e micronutrientes, porém o teor de P (5,8 a 30 g kg⁻¹) é consideravelmente inferior aos fertilizantes minerais industrializados (80 a 240 g kg⁻¹) (Demirbas et al., 2017; Nascimento et al., 2020; Smil, 2000). Dessa forma é necessário a aplicação de um volume muito grande no solo para atender as doses recomendadas, além da necessidade de pré-tratamento para eliminação de patógenos para uso agrícola. A compostagem é um método econômico e eficiente para garantir a sanitização do produto (Sayara et al., 2020), entretanto não resolve o problema do baixo teor de nutrientes e da natureza volumosa que dificulta no transporte, armazenamento, manuseio e aplicação.

A utilização de composto orgânico como matriz de fertilizantes organominerais é um modo de aumentar o teor de nutrientes (Kominko et al., 2017), e a peletização é uma forma de adensar o material e diminuir sua natureza volumosa, além de retardar a liberação de P no solo, evitando perdas para o ambiente (Chia et al., 2020; Hettiarachchi et al., 2019). A recuperação de P por tratamentos termoquímicos das cinzas de lodo incinerado, como o processo AshDec[®], também é uma forma de reciclar P do LE (Adam et al., 2009; Günther et al., 2018; van der Kooij et al., 2020; Vogel et al., 2015), que embora pouco difundida, tem potencial de uso agrícola, considerando que a concentração de P₂O₅ nas cinzas de LE (15 - 25%) se equiparam às rochas fosfáticas exploradas comercialmente (25 - 36%) (Hermann and Schaaf, 2018).

Os vários processos de tratamento, beneficiamento e recuperação de P ao qual o LE pode ser submetido, visam melhorar as características agronômicas do produto, para que possam ser utilizados em alternativa aos fertilizantes convencionais. Por exemplo, o tratamento termoquímico das cinzas do lodo aumenta a solubilidade de P em ácido cítrico de 25 - 40% de cinzas sem tratamento, em mais de 90% dependendo da temperatura do processo (Adam et al., 2009). Entretanto, os vários processos existentes geram produtos

com características distintas na dinâmica de solubilização de P e nas formas do elemento no solo.

Por essas razões, os objetivos desta pesquisa foram: caracterizar física e quimicamente as fontes fosfatadas derivadas de LE; avaliar a dinâmica de solubilização de P de cada produto; e determinar mudanças causadas no pH da solução do solo e nas frações de P, devido à aplicação das seguintes fontes de P recicladas: composto orgânico de lodo de esgoto (CLE), composto de lodo peletizado (CLP), organominerais peletizados: composto de lodo + MAP (C+MAP), composto de lodo + AshDec® (C+ASD), AshDec® (ASD), comparados à fonte solúvel fosfato monoamônico (MAP).

3.2. Material e Métodos

3.2.1. Matérias primas

O AshDec® utilizado nesta pesquisa foi produzido na Alemanha pelo Instituto de pesquisa e teste de materiais (BAM) em parceria com a empresa Outotec. O composto orgânico procede da estação de tratamento de esgoto (ETE) Bela Vista (sistema misto de aeração prolongada com zonas anóxicas) localizada no município de Piracicaba – SP, cuja base é o LE gerado na própria ETE, misturado com material estruturante triturado: poda de árvore e aparas de grama (Figura 1).

A pilha de compostagem foi monitorada pela Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA), que analisou parâmetros de estabilidade e maturidade. O CLE apresentou as seguintes características: teor de água = 38,1%; sólidos totais, voláteis e fixos, 59,6, 41,9 e 17,7%; condutividade elétrica (CE): 3.020 $\mu\text{S cm}^{-1}$; C = 36,2%, N = 2,6%, C/N = 13,9; CTC = 1.130,50 $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$, *E. coli* = 3,4x10² NMP/g ST (número mais provável por grama de sólidos totais), e ausência de *Salmonella sp.* Os parâmetros observados se adequam aos critérios estabelecidos na resolução n° 498 do CONAMA para ser aplicado no solo.

O CLE foi tamisado em peneira de 4 mm e moído em moinho de solos com rotor vertical (Biotech - BT 608). Com o intuito de melhorar as características físico-químicas do

produto para ser utilizado como fertilizante, foi realizado a peletização e a mistura organomineral do CLE.



Figura 1. Matérias primas utilizadas na produção de fertilizantes organominerais. Produto do tratamento termoquímico das cinzas de lodo de esgoto, AshDec® (A) e pilha de compostagem de lodo de esgoto no pátio da ETE (B e C). O composto orgânico coletado foi seco (D), peneirado (E) e moído (F) para compor o fertilizante organomineral.

3.2.2. Produção de organominerais

Foram elaborados dois fertilizantes organominerais peletizados tendo como matriz orgânica o CLE. As fontes minerais utilizadas na composição foram o ASD e o Fosfato monoamônico (MAP), ambos em pó. A proporção do organomineral correspondeu a 70% de composto orgânico e 30% da fonte mineral. Além destes, o composto orgânico puro foi peletizado para fins de comparação (Figura 2).

Os ingredientes sólidos foram misturados durante 15 minutos em um misturador cilíndrico rotativo adaptado, levemente inclinado na posição vertical, e em seguida umedecidos com água até apresentar consistência adequada para formar os pellets. A quantidade de água adicionada por kg de massa seca correspondeu a 0,45 L kg⁻¹ para o composto + AshDec, 0,35 L kg⁻¹ composto + MAP e 0,95 L kg⁻¹ para composto orgânico puro.

A massa umedificada foi colocada na peletizadora, e então pressionada a sair por orifícios de 3,4 mm de abertura, e assim formar os pellets. O material obtido foi agitado

manualmente para quebrar-se em pellets menores e depois estes foram acondicionados em estufa de circulação forçada à 40 °C por 2 horas. Após esse período, os pellets foram secos ao ar durante 48 horas e armazenados.

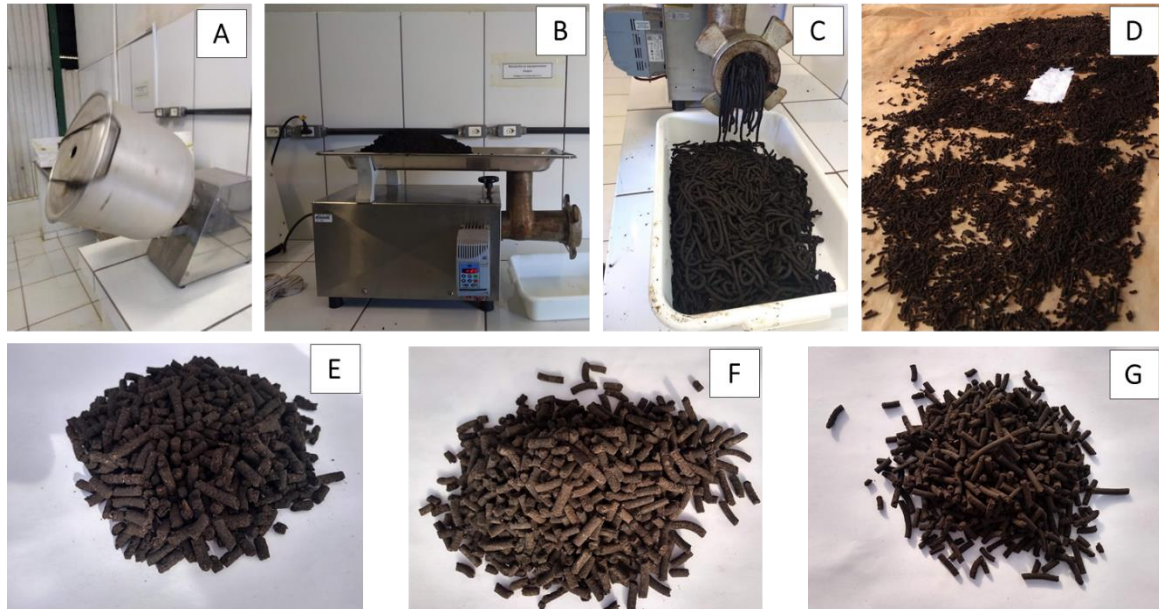


Figura 2. Etapas da produção de fertilizantes organominerais peletizados: mistura de ingredientes (A), peletização (B e C) e secagem dos pellets ao ar (D). Os fertilizantes peletizados produzidos foram: composto de lodo de esgoto puro (CLP) (E), composto + MAP (C+MAP) (F) e composto + AsdDec® (C+ASD) (G).

3.2.3. Caracterização física

As propriedades físicas dos fertilizantes peletizados e granulados foram avaliadas, sendo elas: densidade, umidade, e resistência à compressão (exceto para os fertilizantes em pó), de acordo com o Manual para determinação de propriedades físicas de fertilizantes (IFDC, 1986). Resumidamente, a densidade (d) foi obtida pela pesagem de amostras dos fertilizantes em uma caixa com volume conhecido, dividindo o peso da amostra pelo volume do recipiente (g cm^{-3}); e a umidade pela diferença entre o peso da amostra antes e depois de secagem em estufa (FANEM 330) a 65°C. Foram realizadas três repetições para as determinações.

O teste de resistência à compressão foi realizado no equipamento *Texture analyser* (Brookfield CT3) aplicando uma força de carga igual a 25 kg sobre os fertilizantes. Trinta pellets de tamanho semelhante e grânulos foram selecionados, cada pellet e grânulo de

MAP foi colocado individualmente sob a plataforma e foram pressionados por uma haste metálica com ponta achatada, até a ruptura do material. A força necessária para fraturar o fertilizante foi medida e registrada pelo equipamento em Newton, e a média foi utilizada. Além disso, foi dimensionado o comprimento e diâmetro dos fertilizantes com um paquímetro digital (Digital Caliper 150 mm).

3.2.4. Dinâmica de solubilização de P

Para avaliar a dinâmica de solubilização de P dos fertilizantes reciclados no solo, foi realizado um experimento de colunas de lixiviação no laboratório de Química do solo da ESALQ/USP, cujas colunas foram submetidas a lixiviação com água deionizada ou ácido cítrico 2%.

O solo utilizado foi coletado da camada de 0-20 cm de um Latossolo Vermelho-Amarelo (Santos et al., 2018) com textura franco arenosa e baixo teor de P de acordo com Rajj et al. (1997), localizado em uma área de pastagem no município de Piracicaba – SP, após a coleta foi seco ao ar e tamisado em peneira de 2 mm. As propriedades do solo estão exibidas na Tabela 3. A capacidade máxima de retenção de água (CMRA) foi determinada de acordo com a ISO 11274 (2019), com algumas adaptações.

Tabela 1. Propriedades químicas e textura do solo.

pH	M.O	P	S	K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB	CTC	V	m
CaCl ₂	g dm ⁻³	mg dm ⁻³	----- mmolc dm ⁻³ -----					-----			%	
4,6	14	<6	9	1	4	3	2	22	8	30	27	20
					Areia	Silte	Argila					
					----- %-----							
					74	9	17					

M.O = matéria orgânica; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; V = saturação por bases; m = saturação por Al.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com três repetições, composto pelos seguintes tratamentos: 1) composto orgânico de LE em pó (CLE); 2) CLE peletizado (CLP); 3) organomineral CLP + MAP (C+MAP); 4) organomineral CLP + AshDec[®] (C+ASD); 5) AshDec[®] pó (ASD); 6) controle positivo com fosfato monoamônico granulado

(MAP); e 7) controle negativo (sem adição de P). Ao todo foram 42 colunas de solo, 21 lixiviadas com água deionizada e 21 com ácido cítrico 2%.

Colunas de acrílico com 2,1 cm de diâmetro interno e 25 cm de altura, tiveram o fundo coberto por tecido de nylon e foram encaixadas em uma base circular de plástico com uma mangueira acoplada, para conduzir o lixiviado percolado aos potes coletores (capacidade de 80 mL) posicionados abaixo.

As colunas foram colocadas na posição vertical em um suporte de placa de fibra de média densidade (MDF) e preenchidas com 50 g de solo, 10 g de esferas de vidro no fundo e 5 g no topo para evitar entupimentos e perturbações da superfície do solo pelas gotas d'água. O solo foi saturado com água deionizada e em seguida os tratamentos foram aplicados na superfície, na dose de 100 mg de P por coluna.

3.2.4.1. Procedimentos, amostragem e determinação de P

Para o ensaio de lixiviação adaptou-se um sistema de dosagem de soro fisiológico (300mL) sobre cada coluna, com gotejamento ajustado para não formar lâmina d'água na superfície do solo (Figura 3). Todas as colunas foram lixiviadas diariamente, durante 30 dias, com 30mL de água deionizada ou solução de ácido cítrico 2%. Após 24 horas os lixiviados eram coletados, pesados e determinado pH com pHmetro eletrônico. Os lixiviados foram armazenados refrigerados em tubos de ensaio até o momento da análise. O teor de P foi determinado por colorimetria através do método azul de molibdato (Murphy e Riley, 1962).

Ao término do experimento, a coluna de solo foi seccionada nas profundidades: 0-1, 1-2, 2-6 e 6-10 cm, posteriormente seco em estufa a 40 °C e armazenado para realização do fracionamento de P proposto por Hedley et al. (1982), com modificações de Gatiboni et al. (2007).

A técnica do fracionamento de P consiste na utilização de diferentes soluções extratoras em sequência, da menor para a maior capacidade de extração de P do solo, correspondendo às formas mais lábeis às mais recalcitrantes de P inorgânico (Pi) e orgânico (Po). Amostras de 0,5 g de solo foram pesadas em tubos Falcon e agitadas durante 16 horas em agitador de Wagner a 33 rpm com os seguintes extratores em

sequência: resina trocadora de ânions (Pi), NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (Pi e Po), NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ (Pi e Po), HCl $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ (Pi) e NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (Pi e Po). O fósforo orgânico foi calculado pela diferença entre o P total (obtido através da digestão dos extratos alcalinos) e o P inorgânico dos extratos alcalinos. Após as extrações, o solo remanescente foi seco em estufa a 40°C até peso constante. Após isso, $0,1 \text{ g}$ de solo seco foi submetido a digestão com H_2SO_4 e H_2O_2 para determinação do P residual.

O P determinado em cada extrator foi agrupado de acordo com a labilidade que corresponde aos níveis de disponibilidade de P para as plantas, sendo a fração lábil = resina + NaHCO_3 , moderadamente lábil = NaOH $0,1$ + HCl e não lábil = NaOH $0,5$ + P residual.

O fósforo recuperado foi calculado de acordo com a Equação I, considerando o P total a quantidade de P adicionada via fertilizantes (100 mg/coluna) somado ao P total do controle (sem aplicação de P).

$$I) \quad P \text{ recuperado (\%)} = (P_{\text{lixv}} + P_{\text{solo}} / P_{\text{ctle}} + P_{\text{fert}}) \times 100$$

Em que: P_{lixv} corresponde ao P dos lixiviados, P_{solo} é o P total determinado no fracionamento, P_{ctle} equivale ao P determinado nos lixiviados e no fracionamento do tratamento controle, e por fim P_{fert} corresponde ao P adicionado via fertilizantes.

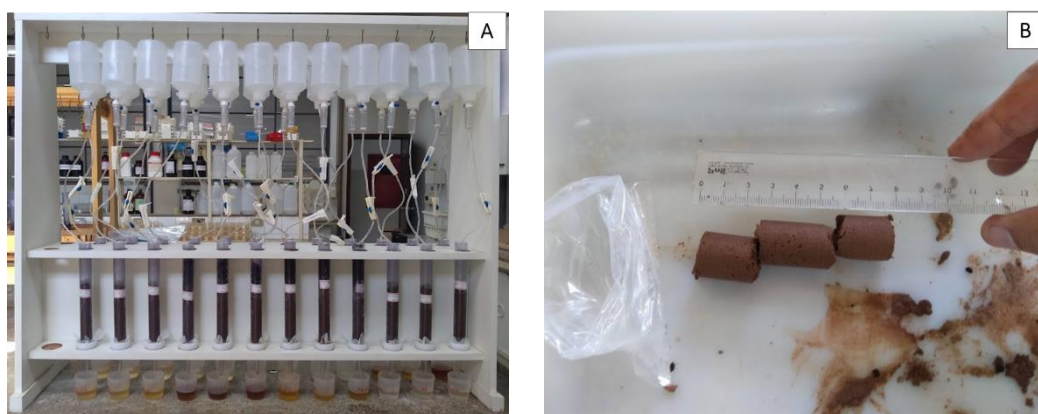


Figura 3. Lixiviação em colunas de solo com diferentes fontes fosfatadas aplicadas na superfície (A) e coleta de solo das colunas, em camadas, ao término do experimento (B).

3.2.5. Análise estatística

Os dados foram submetidos aos testes de normalidade e homogeneidade para verificar se atendem as pressuposições do modelo. Foi realizado também a análise de variância e as médias que apresentaram diferença significativa à 5 % de probabilidade foram analisadas pelo teste de Scott-Knott. As análises foram realizadas no software estatístico R por meio do pacote ExpDes.pt.

3.3. Resultados e Discussão

3.3.1. Caracterização físico-química

A composição química dos fertilizantes está apresentada na Tabela 2. O P total do CLE equivaleu a 2,46%, quantidade bem inferior ao fertilizante convencional MAP que possui 44% de P solúvel em água. Por essa razão, para aplicar a mesma dose de P é necessário um volume muito maior de CLE do que MAP. Embora apenas 16% do P total no CLE seja solúvel em água, quase 90% é solúvel em ácido cítrico a 2%, um extrator utilizado com o princípio de simular a acidez do ambiente rizosférico, e assim estimar o P disponível para as plantas (Camargo, 1997; Vasconcelos et al., 1986). Através da incorporação de fontes minerais com maior teor de P (ASD e MAP) no CLE, foi possível aumentar o teor de P nos organominerais C+MAP e C+ASD, e também de N no caso de C+MAP.

Tabela 2. Composição de nutrientes dos fertilizantes derivados do lodo de esgoto.

Fertilizantes	N	K ₂ O	Ca	Mg	Na	P ₂ O ₅ total	P ₂ O ₅ H ₂ O	P ₂ O ₅ AC	P ₂ O ₅ CNA+ H ₂ O
						----- (%) -----			
CLE	3,73	1,10	3,08	0,63	0,09	2,46	0,40	2,20	2,30
CLP	3,73	1,10	3,08	0,63	0,09	2,46	0,40	2,20	2,30
C+MAP	5,91	0,77	2,16	0,44	0,06	17,34	13,48	-	17,21
C+ASD	2,61	0,64	4,36	0,76	3,34	6,75	0,49	6,22	-
ASD	-	0,33	9,50	1,50	11,00	16,60	0,70	15,60	-
MAP	11,00	-	-	-	-	-	44,00	-	52,00

P₂O₅ fósforo solúvel em: AC = ácido cítrico, CNA = citrato neutro de amônio; CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD= composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

Em razão da mistura de LE com poda de árvore e aparas de grama, no processo de compostagem, também foi possível aumentar os teores de K (0,19-1,10 %) e Ca (0,82-3,08%) do produto final (Tabela S1), corroborando com Moretti et al. (2015), onde o LE, que possui baixo teor de K devido à alta solubilidade deste no efluente, teve os teores de K e também de Ca elevados pela adição de material vegetal na pilha de compostagem.

O P presente no ASD, é pouco solúvel em água, mas quase totalmente solúvel em ácido cítrico (94%), outros elementos presentes no produto em quantidades consideráveis são os cátions básicos Ca (9,5%) e Na (11%). Estes cátions são provenientes da adição de CaCl_2 e Na_2SO_4 no tratamento termoquímico das cinzas de lodo, cujas finalidades são respectivamente, remover metais pesados por evaporação e formar compostos fosfatados alcalinos com maior biodisponibilidade de P (Hermann and Schaaf, 2018).

Analisando as propriedades físicas dos fertilizantes (Tabela 3), percebe-se que a peletização aumentou a densidade dos organominerais e do próprio composto puro: CLP (+ 38%), C+MAP (+ 42%), C+ASD (+ 61%), este último apresentou maior densidade, que pode ser atribuída ao ASD incorporado, que é o material mais denso avaliado. Estes resultados corroboram com Nikiema et al. (2013), onde a peletização aumentou a densidade (20-50%) de produtos oriundos de lodo fecal, em relação à forma em pó, e também de Hettiarachchi et al. (2019), cuja peletização de composto orgânico aumentou a densidade em 33 a 45%.

Tabela 3. Características físicas dos fertilizantes reciclados de lodo de esgoto e dos organominerais confeccionados.

Fertilizantes	Diâmetro (mm)	Comprimento (mm)	Umidade (%)	Densidade (g cm ⁻³)	Resistência (kg)
CLE	-	-	6,40	0,44	-
CLP	3,78	15,50	5,19	0,61	10,24
C+MAP	4,16	16,63	3,98	0,67	8,08
C+ASD	3,93	19,39	4,09	0,71	5,38
ASD	-	-	0,00	1,17	-
MAP	3,76	-	1,87	1,13	7,14

CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD = composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

A peletização promove o adensamento, e por isso, pode favorecer a utilização de produtos oriundos de compostagem, já que a natureza volumosa do composto orgânico é

um dos entraves que diminuem a demanda pelo produto segundo Hettiarachchi et al. (2019), pois dificulta o manuseio, gera poeira, ocupa maior espaço no armazenamento e torna o transporte oneroso.

O teste de resistência à compressão foi realizado nos fertilizantes peletizados comparados ao MAP granulado. O CLP apresentou maior resistência à compressão, assim como observado por Yilmaz et al. (2018), o qual o LE puro apresentou maior resistência que sua mistura com outros materiais. O C+MAP foi mais resistente do que o MAP, sinalizando estabilidade adequada dos pellets, já os pellets de C+ASD apresentaram resistência inferior aos demais produtos, que pode ser atribuída ao fato destes serem mais compridos e curvos que os demais (percebidos visualmente).

A importância do pellet apresentar resistência ao esmagamento está relacionada a manutenção da integridade física durante transporte, manuseio e armazenamento (Tabil, 1996). Estes resultados expressivos de resistência à compressão, portanto, indicam como ponto positivo a possibilidade de peletizar essas matérias primas estudadas utilizando apenas água como agente aglutinante, o que representaria maior simplicidade e menor custo no processo de fabricação, além da possibilidade destes produtos serem comercializados ensacados.

3.3.2. Experimento em colunas de lixiviação

3.3.2.1. pH dos lixiviados

O pH dos lixiviados foi monitorado com intuito de relacionar suas variações com possíveis reações provocadas pela dissolução dos fertilizantes e percolação na solução do solo (Figura 4). As alterações sofridas no valor de pH dos lixiviados com água, podem ter sido mais influenciadas por características do solo utilizado, ou algum outro fator externo, do que propriamente pela dissolução das fontes de P aplicadas. Como pode ser observado, o valor de pH do controle foi próximo a 5,0 no início do experimento, aumentou gradativamente até o 8º dia (6,8), e apresentou variações até o final da incubação com pH entre 6,1 e 7,4. Esta mesma tendência também foi verificada em todos os tratamentos, embora com amplitudes diferentes (Figura 4A).

O aumento do pH observado inicialmente no tratamento com C+MAP e MAP, pode ter ocorrido devido a solubilização do MAP ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$) e a formação de bicarbonato de amônio, um sal com elevado pH em solução (Racz e Soper, 1967). Entretanto, esperava-se que o pH diminuísse com o passar do tempo, pois a dissolução de fertilizantes fosfatados amoniacais pode acarretar no processo de nitrificação do NH_4^+ que gera acidez (Lombi et al., 2004). Porém, vale ressaltar que as colunas permaneceram saturadas a maior parte do tempo, o que pode ter desfavorecido a nitrificação. Ainda assim, o pH médio de MAP e C+MAP (6,4 e 6,6, respectivamente) foram os únicos menores que o controle (6,8).

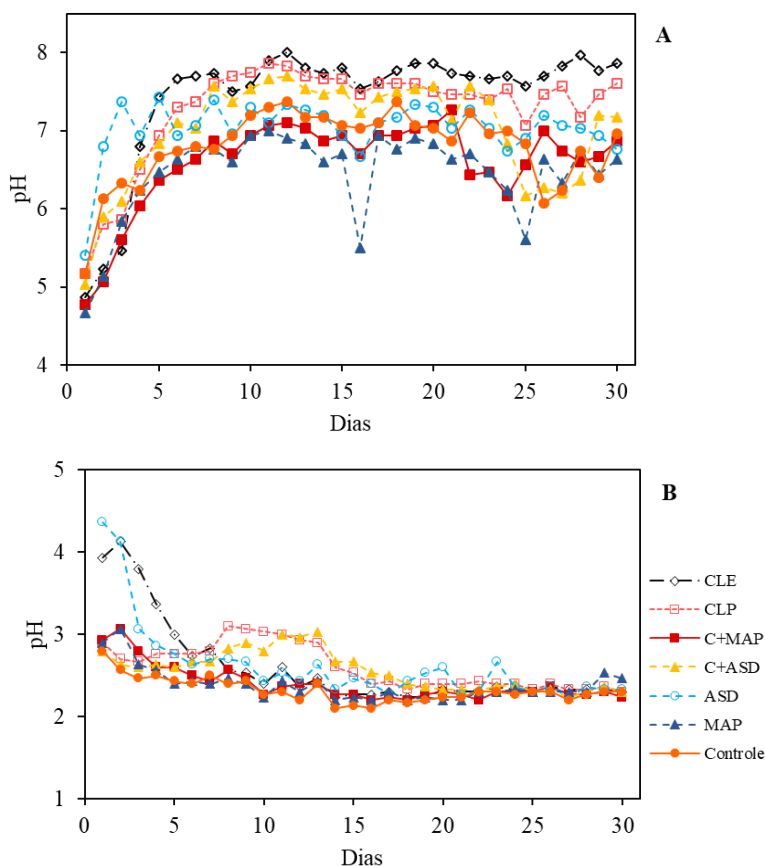


Figura 4. pH médio diário dos lixiviados em água deionizada (A) e ácido cítrico (B). CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD= composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico; e controle.

Para a maioria dos tratamentos o valor de pH médio permaneceu pouco acima do neutro (CLE = 7,4; CLP = 7,3; C+ASD e ASD = 7,0). O CLE foi o tratamento com maior amplitude de pH (4,9 – 8,0), onde o pH próximo ao neutro e ligeiramente alcalino

prevaleceu na maior parte do tempo até o final do experimento. Na literatura encontra-se relatos de aumento de pH em solos ácidos em razão da aplicação de CLE, devido ao processo de amonificação que consome H^+ e gera OH^- , contudo é comum ocorrer a nitrificação da amônia, que é reduzida a nitrato e libera H^+ acidificando o solo logo em seguida (Huang and Chen, 2009). Como pode ser observado, os valores de pH do lixiviados não diminuíram nem mesmo ao final do ensaio, o que pode estar relacionado à baixa mineralização do composto orgânico no período analisado, entretanto, a lixiviação constante pode ter ocasionado a remoção de cátions básicos presentes no composto, que resultou em maior valor de pH dos lixiviados.

Nas colunas de lixiviação com ácido cítrico a 2% houve pouca variação do pH, que pode ser atribuída ao tamponamento causado pela própria solução percolada no solo. A exceção ocorreu nos primeiros dias de lixiviação, onde os lixiviados dos tratamentos com ASD e CLE apresentaram pH maior que os demais, porém em poucos dias os valores ficaram semelhantes aos demais tratamentos.

O pH dos lixiviados de CLE e ASD foram maiores no início, sendo 3,9 e 4,4 respectivamente, enquanto os demais tratamentos apresentaram pH próximo ao controle, 2,8 (Figura 4B). Isso pode ter ocorrido, devido ao pH destes fertilizantes serem maiores que o da solução de ácido cítrico e a rápida solubilização destes no solo. O pH em $CaCl_2$ do CLE foi de 6,4 (Tabela S1) é resultado da compostagem do LE com material vegetal, que se inicia com pH próximo ao neutro e decresce, em razão da produção de ácidos orgânicos e CO_2 , até se estabilizar devido à ação tamponante das substâncias húmicas formadas (Jouraiphy et al., 2005; Moretti, 2013); já o ASD é um produto formado a partir da mistura de fosfato com compostos alcalinos ($Ca-Na-PO_4$) com solubilização favorecida pela acidificação do meio (Hermann and Schaaf, 2018).

Nota-se também que houve aumento no pH dos lixiviados de CLP (3,1) e C+ASD (3,0), entre o oitavo e décimo terceiro dia, efeito contrário ocorreu com a matéria prima destas fontes em pó e sem peletizar, CLE e ASD. Esta tendência observada, reforça a ideia de que os elementos presentes no pellet estão protegidos e por isso a solubilização é mais lenta (Kominko et al., 2017). Este é um dos principais motivos pelo qual as mudanças nas propriedades do solo causadas pela aplicação de fertilizantes de lenta liberação ocorrem a longo prazo.

3.3.2.2. Dinâmica de solubilização de P

Houve maior solubilização de P dos fertilizantes reciclados quando lixiviados com ácido cítrico 2% do que com água (Figura 5), pois a maior parte do P contido nestas fontes é pouco solúvel em água, porém quase totalmente solúvel em ácido cítrico (Tabela 1). Nos tratamentos lixiviados com água deionizada percebe-se, pelo formato da curva de lixiviação diária acumulada, que houve semelhança no comportamento de solubilização de P entre MAP e C+MAP, pois ambos solubilizaram mais de 50% do P em 5 dias (Figura 5A). O P total lixiviado foi maior com o MAP (84 mg coluna⁻¹), seguido pelo organomineral C+MAP (73 mg coluna⁻¹), enquanto as demais fontes solubilizaram pouco durante o período de incubação, não ultrapassando 20% da dose aplicada que foi de 100 mg coluna⁻¹ (Figura 5C). O resultado demonstra como a mistura de um resíduo orgânico, com baixa solubilidade em água, e um fertilizante inorgânico solúvel resulta em um produto solúvel em água, capaz de liberar P no solo em pouco tempo após aplicação.

O MAP é um fertilizante mineral fosfatado que passa por processo de acidulação na indústria justamente para aumentar a solubilidade do P em água e disponibilizá-lo rapidamente na solução do solo (Smil, 2000). O benefício esperado ao misturar um fertilizante deste tipo com outro orgânico, e menos solúvel, é melhor sincronizar a disponibilidade de P com a demanda da cultura. O P do fertilizante mineral é disponibilizado imediatamente no solo, suprimindo a demanda nos estádios iniciais da cultura, enquanto o P da fonte orgânica é solubilizado lentamente, à medida que o composto orgânico é mineralizado, atendendo as fases posteriores, e inclusive podendo ser aproveitado em cultivos subsequentes (Kominko et al., 2017).

A maioria das fontes recicladas avaliadas foram bastante solúveis em ácido cítrico (Figura 5D) e mais de 85% do P aplicado foi lixiviado, com exceção do organomineral C+ASD que solubilizou apenas 42% do P aplicado. Se fosse considerado apenas a solubilidade em água de subprodutos reciclados para utilizá-los como fertilizante, o potencial agrônomo de muitos pode ser subestimado. Por exemplo, no estudo de Raniro et al. (2022a) o ASD, pouco solúvel em água, promoveu produção de biomassa seca de cana-de-açúcar equivalente ao superfosfato triplo, fonte solúvel de P. Por essa razão, considerar a solubilidade de fertilizantes em ácido cítrico (ácido orgânico sintetizado pelas plantas e exsudado pelas raízes) pode diminuir a chance de interpretações equivocadas

com relação à baixa solubilização de P em água e disponibilização de P para as culturas. Além disto, para garantir uma visão completa do potencial agrônômico de fontes alternativas, este tipo de estudo deve ser relacionado à experimentos com plantas.

Embora o P total lixiviado em ácido cítrico 2% não tenha apresentado diferença significativa entre as fontes recicladas e o MAP, com exceção de C+ASD, o modo de solubilização de P foi distinto. CLP e ASD apresentaram curvas menos acentuadas de P solubilizado, indicando dissolução mais lenta e gradual; CLE, C+MAP e MAP tiveram a maioria do P solubilizado nos primeiros dias, enquanto C+ASD solubilizou P apenas a partir do 14° dia.

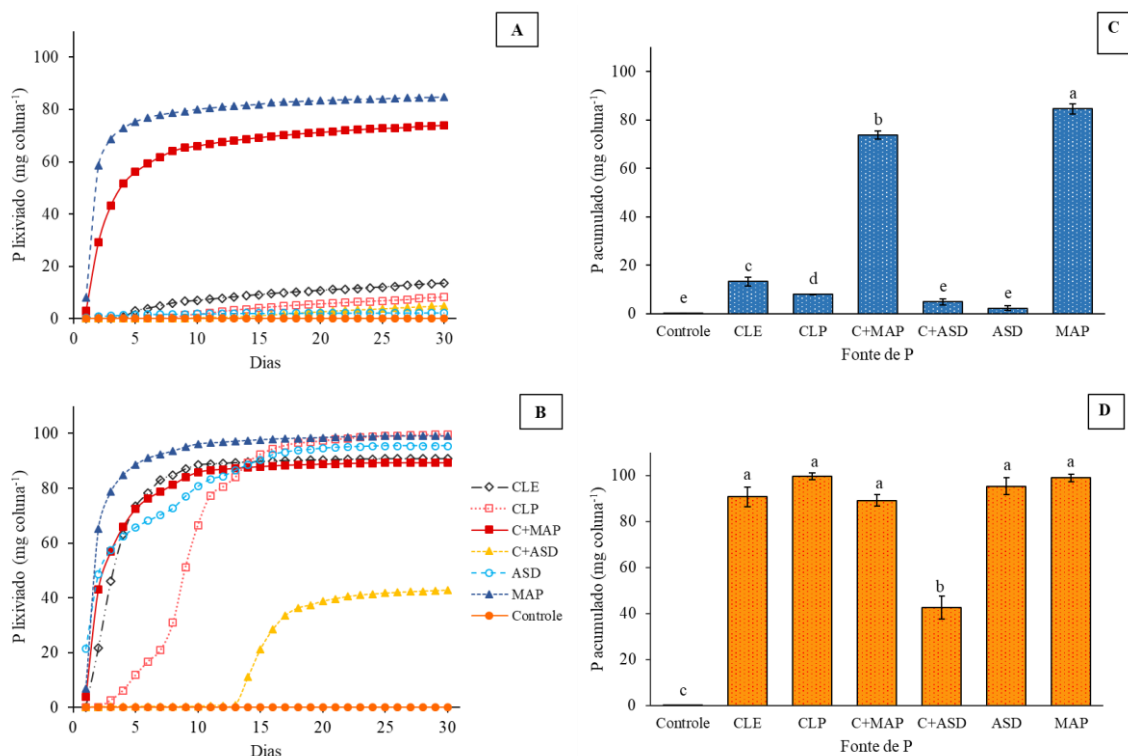


Figura 5. Lixiviação acumulada diária de P com água (A) e em ácido cítrico 2% (B). P total lixiviado em água (C) e em ácido cítrico 2% (D) em 30 dias de experimento. Letras iguais não diferem estatisticamente segundo o teste Scott-Knott à 5% de significância. CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD= composto + AshDec; ASD = AshDec; e MAP = fosfato monoamônico. As barras de erro representam o erro padrão da média.

O tratamento C+ASD solubilizou menos P do que seus componentes individuais (CLP e ASD), indicando que a mistura peletizada deixou o produto mais recalcitrante e prejudicou a liberação de P do pellet. Verificou-se também que a forma física modificou a

dinâmica de dissolução do fertilizante no solo, pois o CLE (pó) comparado à sua forma peletizada (CLP) solubilizou mais P em água, e mostrou solubilização inicial mais rápida em ácido cítrico, o que é esperado devido ao pellet ter menor área superficial específica, o que reduz a reatividade do material e ocasiona liberação mais lenta de nutrientes (Brännvall et al., 2015).

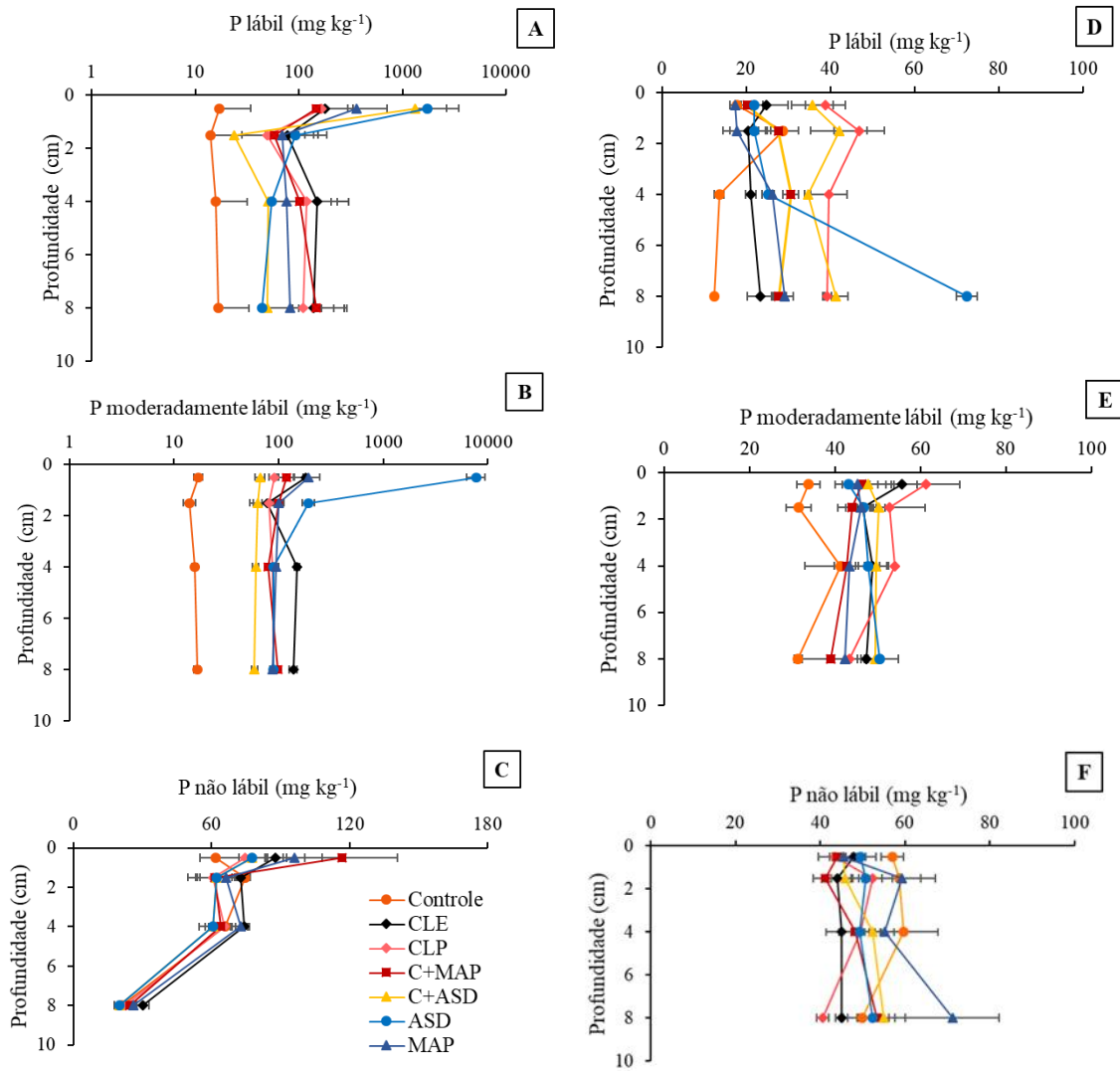
Fertilizantes fosfatados solúveis liberam rapidamente P na solução do solo, que pode ser absorvido pelas plantas, ou passar para fases menos lábeis por meio de reações de adsorção específica e não específica com a superfície dos minerais, ou precipitação com cátions. Em solos intemperizados como os Latossolos, onde predomina óxidos de Fe e Al na fração argila, as reações de sorção são mais rápidas e intensas, se tornando praticamente irreversíveis à medida que o P permanece no solo (Guedes et al., 2016; McLaughlin et al., 2011). Portanto, parte do P aplicado via fertilizante fica imobilizado no solo, diminuindo a eficiência da adubação, pois nos períodos posteriores de desenvolvimento da cultura, haverá menos P disponível.

Em vista de atender a demanda de P da planta durante todo o ciclo produtivo, fertilizantes de liberação lenta são alternativas para fornecer P ao longo prazo, capazes de disponibilizar P de modo mais sincronizado com o desenvolvimento das plantas, e assim evitar perdas ambientais. Nas fases iniciais, a planta ainda não possui sistema radicular bem desenvolvido, e por isso se grande parte do P aplicado for disponibilizado imediatamente, pouco será absorvido, e a maior parte pode ser perdido por processos de escoamento superficial, lixiviação e/ou erosão, ou então migrar para formas menos lábeis no solo, reduzindo a disponibilidade em estágios posteriores, onde a planta (com sistema radicular mais desenvolvido) necessita de mais P para completar seu ciclo.

3.3.2.3. Frações de P acumuladas no solo

A maior parte do P remanescente no solo das colunas lixiviadas com água encontraram-se na fração lábil e moderadamente lábil, na camada de 0-1 cm. C+ASD e ASD foram as fontes que mais aumentaram o teor de P lábil no solo, e ainda moderadamente lábil no tratamento com ASD (Figura 6). Mesmo com pouco P lixiviado, este é um indício de que estes fertilizantes solubilizaram P de forma lenta e o nutriente se

acumulou próximo ao local de aplicação. A liberação lenta de P dos fertilizantes é uma das formas de evitar perdas para o ambiente (que diminui a eficiência da adubação) seja pela imobilização no solo através de sorção (Lombi et al., 2004), fazendo com que o P fique menos disponível para as plantas, ou pela lixiviação do mesmo (Antille et al., 2014).



Água deionizada (esquerda)

Ácido cítrico 2% (direita)

Figura 6. Teores de P no solo obtidos pelo método do fracionamento do solo das colunas lixiviadas com água (A, B, C) e ácido cítrico (D, E, F), agrupados por labilidade. CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD= composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP= fosfato monoamônico. As barras de erro representam o erro padrão da média.

Os tratamentos ASD e C+ASD foram as fontes que mais aumentaram o P total do solo em superfície: 9.778 e 1.479,5 mg kg⁻¹ respectivamente, com quantidade expressiva na fração lábil extraída com bicarbonato (Tabela S3). Apesar da alta concentração de P no solo com C+ASD, apenas 17,6% do P aplicado foi recuperado (P encontrado nos lixiviados e no solo), indicando que a maior parte permaneceu no fertilizante (Tabela 4). O P da fração lábil é aquele que está em equilíbrio osmótico com a solução do solo, ou seja, é repostado com maior facilidade seja por mineralização do P orgânico ou dessorção (Dos Santos et al., 2008; Raniero et al., 2022b). Isto demonstra que esses fertilizantes são capazes de aumentar o P disponível do solo à medida em que se solubilizam ao longo de vários dias após aplicação.

A maior parte do P acumulado no solo tratado com ASD encontrou-se na fração moderadamente lábil (7.774,7 mg kg⁻¹) extraído por HCl, extrator associado à dessorção de formas de P ligada a Ca (Gatiboni, 2003) (Tabela S3). A formação de P-Ca pode ter sido favorecida devido à alta concentração de cátions básicos do ASD. Em altas concentrações de P e Ca, estes podem se precipitar e formar minerais pouco solúveis, os quais em meio ácido podem se solubilizar, o que se acredita ocorrer em ambientes rizosféricos (Rheinheimer et al., 2000), e por isso esta forma de P é considerada moderadamente lábil.

Nanzer et al. (2014) avaliaram a especiação de P de cinzas de diferentes LE com e sem tratamento termoquímico, e verificaram que após tratamento, o P apresentou-se na forma de cloroapatita ou hidroxiapatita, e mais de 90% do P determinado por extração química estava na fração HCl. É possível, portanto, que parte do P moderadamente lábil encontrado na camada de 0-1 cm do tratamento com ASD possa ser o material que não foi dissolvido completamente sendo amostrado junto com o solo, e/ou pode ter sido resultado da precipitação de P-Ca ao redor das partículas de ASD devido à alta concentração de Ca.

A fração moderadamente lábil tem papel importante como fonte de P ao solo, pois mantém os níveis de P da solução em equilíbrio, quando o suprimento de P disponível via adubação é insuficiente para sustentar o crescimento vegetal. Na verdade, todas as formas de P menos lábeis podem funcionar como tampão no solo, pois quando o P exportado pelas culturas supera o teor de P na solução, o P de labilidade intermediária e, portanto, mais estável pode passar para formas mais lábeis a fim de manter o equilíbrio no solo,

entretanto não de forma tão rápida quanto a requerida por algumas culturas (Antille et al., 2014; Dos Santos et al., 2008; Rheinheimer et al., 2000).

Em condições de escassez de P, plantas podem adotar algumas estratégias para acessar formas mais estáveis no solo, como aumento do sistema radicular, associação com microrganismos, liberação de enzimas fosfatases e aumento da exsudação de ácidos orgânicos na rizosfera (Jones, 1998). Almeida et al. (2020) verificaram que espécies de gramíneas tropicais como *Urochloa ruziziensis* liberam mais ácidos orgânicos (cítrico, málico e láctico) na rizosfera em condições de deficiência do que em suficiência de P. Por esta razão, plantas que exsudam mais ácidos orgânicos tem mais chances de se beneficiar com a adubação fosfatada de fontes com liberação lenta. Isso ficou evidente na pesquisa de Talboys et al. (2016), onde a espécie que exsuda mais ácidos orgânicos, *Fagopyrum esculentum*, conseguiu absorver mais P que a espécie que exsuda menos, *Triticum aestivum*.

Quanto a recuperação do P aplicado via fertilizantes, nos tratamentos com C+MAP e MAP, o P remanescente no solo esteve em concentrações inferiores aos demais, pois grande parte do P solubilizado foi lixiviado nas colunas com a percolação da água. No entanto, ainda assim a quantidade de P no solo assemelhou-se aos tratamentos com CLE e CLP. Nestes dois últimos quase não houve dissolução, como pode ser constatado através do balanço de P (Tabela 4), onde apenas 28% (CLE) e 19% (CLP) do P aplicado foi recuperado nos lixiviados ou no solo. Embora grande parte do P em CLE seja de natureza inorgânica, não significa que estão em formas prontamente disponíveis (Houben et al., 2019). Conforme O'Connor et al. (2013), altas concentrações de Fe e Al ($10\text{-}30\text{ g kg}^{-1}$) em biossólidos podem reduzir a biodisponibilidade de P, como pode ter ocorrido ao CLE e CLP e sua baixa solubilização de P frente a concentração de Fe (13 g kg^{-1}) encontrada. Além disso, o fato das colunas permanecerem encharcadas a maior parte do tempo, podem ter limitado o oxigênio para decomposição da matéria orgânica e mineralização de P.

Com relação aos tratamentos lixiviados com ácido cítrico 2%, a maioria do P aplicado lixiviou e não permaneceu nas colunas (>85%, com exceção de C+ASD), por isso, não houve concentração de P no solo tão alta quanto a dos solos lixiviados com água. No geral, a distribuição das frações de P do solo não mostrou grandes variações. A diferença

foi pequena entre as fontes nas frações moderadamente lábil e não lábil, porém na fração lábil, alguns resultados chamam a atenção por serem bastante altos.

O AshDec também promoveu mais P lábil na camada de 6-10 cm, indicando solubilidade de P e movimento deste no perfil do solo quando em contato com ácido cítrico. Talvez com maior duração de tempo do experimento, esse P lábil teria maior mobilidade em profundidade, descendo para camadas mais profundas do solo.

Tabela 4. Porcentagem de P nos lixiviados e nas frações lábil, moderadamente lábil e não-lábil do solo, em relação ao P total encontrado. Porcentagem de recuperação de P encontrado nas análises (lixiviado e fracionamento) em relação à dose de P aplicada.

Tratamento	P lixiviado	P lábil	P moderadamente lábil	P não-lábil	P Recuperado
(%)					
Lixiviação com água deionizada					
Controle	2,4	15,0	38,5	44,1	100,0
CLE	44,4	23,3	22,4	9,8	28,2
CLP	39,2	27,4	21,7	11,6	19,3
C+MAP	85,2	6,8	5,2	2,8	82,1
C+ASD	25,9	45,6	16,3	12,2	17,6
ASD	3,6	18,7	71,6	6,0	59,2
MAP	86,6	5,4	5,2	2,7	92,7
Lixiviação com ácido cítrico					
Controle	0,2	14,4	33,4	52,0	100,0
CLE	94,0	1,2	2,5	2,3	91,7
CLP	94,0	1,8	2,2	2,0	100,7
C+MAP	91,9	3,6	2,1	2,5	92,2
C+ASD	85,9	3,9	5,0	5,3	47,3
ASD	92,8	2,2	2,4	2,6	97,7
MAP	93,9	1,2	2,0	2,9	100,1

CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD = composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

A maior parte de P liberado do MAP que permaneceu no solo foi encontrada na camada de 6-10 cm na fração não lábil, ou seja, apesar do MAP ser muito solúvel, o P remanescente no solo acaba ficando em formas recalcitrantes menos disponíveis para as plantas, pois formam ligações de alta energia com os componentes minerais e orgânicos do solo, ou permanecem protegidos pelos agregados do solo.

3.4. Conclusão

O composto orgânico de lodo de esgoto é um produto que pode ser aproveitado na agricultura como fonte de nutrientes. Sua constituição mostrou estar em acordo com as normativas para uso agrícola segundo a IN 61/2020 do MAPA. Por meio da mistura do composto orgânico com fosfato monoamônico (MAP) gerou-se um fertilizante organomineral com médio/alto teor de P no produto, solúvel em água e bom potencial agrícola.

A peletização do composto orgânico e organominerais utilizando apenas água como agente aglutinante, resultou em pellets com qualidades físicas adequadas. Isto indica a viabilidade de produzir pellets com um processo relativamente simples e de baixo custo. Além disso, a forma peletizada dos fertilizantes promoveu a liberação mais lenta do P no solo, em relação às formas granuladas e em pó.

Os fertilizantes derivados de lodo de esgoto apresentaram baixa solubilidade em água, entretanto foram solúveis em ácido cítrico, indicando que em condições de solos ácidos, ou pela acidificação da rizosfera das plantas, este P pode ser disponibilizado no solo em tempo hábil para aproveitamento pelas culturas. Além disso, a maior parte do P remanescente no solo das fontes recicladas encontrou-se nas frações lábil e moderadamente lábil, reforçando a ideia de que essas fontes têm capacidade de disponibilizar P de médio a longo prazo.

Referências

- Adam, C., Peplinski, B., Michaelis, M., Kley, G., Simon, F.G., 2009. Thermochemical treatment of sewage sludge ashes for phosphorus recovery. *Waste Manag.* 29, 1122–1128. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.09.011>
- Almeida, D.S., Delai, L.B., Sawaya, A.C.H.F., Rosolem, C.A., 2020. Exudation of organic acid anions by tropical grasses in response to low phosphorus availability. *Sci. Rep.* 10, 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-73398-1>
- Antille, D.L., Sakrabani, R., Godwin, R.J., 2014. Phosphorus Release Characteristics from Biosolids-Derived Organomineral Fertilizers. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 45, 2565–2576. <https://doi.org/10.1080/00103624.2014.912300>
- Brännvall, E., Wolters, M., Sjöblom, R., Kumpiene, J., 2015. Elements availability in soil

- fertilized with pelletized fly ash and biosolids. *J. Environ. Manage.* 159, 27–36. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.032>
- Brasil, 2021. Plano nacional de fertilizantes 2050. Secretaria Especial de Assuntos Estratégicos 1, 195.
- Camargo, M.S. de, 1997. Solubilidade e disponibilidade de fósforo de fosfatos naturais com origens geológicas diferentes. Universidade de São Paulo.
- Chia, W.Y., Chew, K.W., Le, C.F., Lam, S.S., Chee, C.S.C., Ooi, M.S.L., Show, P.L., 2020. Sustainable utilization of biowaste compost for renewable energy and soil amendments. *Environ. Pollut.* 267, 115662. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115662>
- Cordell, D., Drangert, J.O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Glob. Environ. Chang.* 19, 292–305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Demirbas, A., Edris, G., Alalayah, W.M., 2017. Sludge production from municipal wastewater treatment in sewage treatment plant. *Energy Sources, Part A Recover. Util. Environ. Eff.* 39, 999–1006. <https://doi.org/10.1080/15567036.2017.1283551>
- Dos Santos, D.R., Gatiboni, L.C., Kaminski, J., 2008. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Cienc. Rural* 38, 576–586. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782008000200049>
- Doydora, S., Gatiboni, L., Grieger, K., Hesterberg, D., Jones, J.L., McLamore, E.S., Peters, R., Sozzani, R., Van den Broeck, L., Duckworth, O.W., 2020. Accessing legacy phosphorus in soils. *Soil Syst.* 4, 1–22. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4040074>
- G. A. O'Connor, D. Sarkar, S. R. Brinton, H. A. Elliott, and F.G.M., 2013. Phytoavailability of Biosolids Phosphorus. *J. Chem. Inf. Model.* 53, 1689–1699.
- Gatiboni, L.C., 2003. Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas. Universidade Federal de Santa Maria.
- Gatiboni, L.C., Kaminski, J., Rheinheimer, D. dos S., Flores, J.P.C., 2007. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 31, 691–699. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832007000400010>
- Guedes, R.S., Melo, L.C.A., Vergütz, L., Rodríguez-Vila, A., Covelo, E.F., Fernandes, A.R., 2016. Adsorption and desorption kinetics and phosphorus hysteresis in highly

- weathered soil by stirred flow chamber experiments. *Soil Tillage Res.* 162, 46–54.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2016.04.018>
- Günther, S., Grunert, M., Müller, S., 2018. Overview of recent advances in phosphorus recovery for fertilizer production. *Eng. Life Sci.* 18, 434–439.
<https://doi.org/10.1002/elsc.201700171>
- Hedley, M.J., Stewart, J.W.B., Chauhan, B.S., 1982. Changes in Inorganic and Organic Soil Phosphorus Fractions Induced by Cultivation Practices and by Laboratory Incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 970–976.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600050017x>
- Hermann, L., Schaaf, T., 2018. Outotec (AshDec®) process for P fertilizers from sludge ash, in: *Phosphorus Recovery and Recycling*. pp. 221–233. https://doi.org/10.1007/978-981-10-8031-9_15
- Hettiarachchi, L., Jayathilake, N., Fernando, S., Gunawardena, S., 2019. Effects of compost particle size, moisture content and binding agents on co-compost pellet properties. *Int. J. Agric. Biol. Eng.* 12, 184–191. <https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20191204.4354>
- Houben, D., Michel, E., Nobile, C., Lambers, H., Kandeler, E., Faucon, M.P., 2019. Response of phosphorus dynamics to sewage sludge application in an agroecosystem in northern France. *Appl. Soil Ecol.* 137, 178–186.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.017>
- Huang, C.C., Chen, Z.S., 2009. Carbon and nitrogen mineralization of sewage sludge compost in soils with a different initial pH. *Soil Sci. Plant Nutr.* 55, 715–724.
<https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2009.00410.x>
- IFDC, 1986. *Manual for Determining Physical Properties of Fertilizer*. Muscle Shoals.
- ISO 11274, 2019. *Soil quality — Determination of the water-retention characteristic — Laboratory methods 11*.
- J.Murphy, J.P.Riley, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27, 31–36.
<https://doi.org/10.18393/ejss.477560>
- Jones, D.L., 1998. Organic acids in the rhizosphere – a critical review. *Plant Soil* 205, 25–44.
- Jouraihy, A., Amir, S., El Gharous, M., Revel, J.C., Hafidi, M., 2005. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage

- sludge and green plant waste. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 56, 101–108.
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2005.06.002>
- Kominko, H., Gorazda, K., Wzorek, Z., 2017. The Possibility of Organo-Mineral Fertilizer Production from Sewage Sludge. *Waste and Biomass Valorization* 8, 1781–1791.
<https://doi.org/10.1007/s12649-016-9805-9>
- Lombi, E., McLaughlin, M.J., Johnston, C., Armstrong, R.D., Holloway, R.E., 2004. Mobility and Lability of Phosphorus from Granular and Fluid Monoammonium Phosphate Differs in a Calcareous Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 682–689.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2004.6820>
- Lope G. Tabil, J., 1996. Binding and pelleting characteristics os alfalfa.
- McLaughlin, M.J., McBeath, T.M., Smernik, R., Stacey, S.P., Ajiboye, B., Guppy, C., 2011. The chemical nature of P accumulation in agricultural soils-implications for fertiliser management and design: An Australian perspective. *Plant Soil* 349, 69–87.
<https://doi.org/10.1007/s11104-011-0907-7>
- Moretti, S.M.L., 2013. Uso de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto com poda de árvore na cultura da cana-de-açúcar. Universidade de São Paulo.
- Moretti, S.M.L., Bertoncini, E.I., Abreu-Junior, C.H., 2015. Composting sewage sludge with green waste from tree pruning. *Sci. Agric.* 72, 432–439.
<https://doi.org/10.1590/0103-9016-2014-0341>
- Nanzer, S., Oberson, A., Huthwelker, T., Eggenberger, U., Frossard, E., 2014. The Molecular Environment of Phosphorus in Sewage Sludge Ash: Implications for Bioavailability. *J. Environ. Qual.* 43, 1050–1060. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.05.0202>
- Nascimento, A.L., de Souza, A.J., Oliveira, F.C., Coscione, A.R., Viana, D.G., Regitano, J.B., 2020. Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. *J. Clean. Prod.* 258.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120746>
- Nikiema, J., Cofie, O., Impraim, R., Adamtey, N., 2013. Processing of Fecal Sludge to Fertilizer Pellets Using a Low-Cost Technology in Ghana. *Environ. Pollut.* 2.
<https://doi.org/10.5539/ep.v2n4p70>
- Pavinato, P.S., Cherubin, M.R., Soltangheisi, A., Rocha, G.C., Chadwick, D.R., Jones, D.L., 2020. Revealing soil legacy phosphorus to promote sustainable agriculture in Brazil.

- Sci. Rep. 10, 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-72302-1>
- Racz, G.J.; Soper, R.J., 1967. Reaction products of orthophosphates in soils containing varying amounts of calcium and magnesium. *Can. J. Soil Sci.* 47.
- Raij, B. van, Cantarella, H., Quaggio, J., A.M.C, F., 1997. Boletim Técnico 100, Instituto. ed, Recommendations for Fertilization and Liming For the State of São Paulo.
- Raniro, H.R., Soares, T. de M., Adam, C., Pavinato, P.S., 2022a. Waste-derived fertilizers can increase phosphorus uptake by sugarcane and availability in a tropical soil#. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 1–12. <https://doi.org/10.1002/jpln.202100410>
- Raniro, H.R., Teles, A.P.B., Adam, C., Pavinato, P.S., 2022b. Phosphorus solubility and dynamics in a tropical soil under sources derived from wastewater and sewage sludge. *J. Environ. Manage.* 302, 113984. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113984>
- Rheinheimer, D.S., Anghinoni, I., Kaminski, J., 2000. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resina em diferentes solos e manejos. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 24, 345–354. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832000000200012>
- Santos et al., 2018. Sistema brasileiro de classificação de solos, Embrapa Solos.
- Sayara, T., Basheer-Salimia, R., Hawamde, F., Sánchez, A., 2020. Recycling of Organic Wastes through Composting: Process Performance and Compost Application in Agriculture. *Agronomy* 10, 23. <https://doi.org/10.3390/agronomy10111838>
- Shen, J., Yuan, L., Zhang, J., Li, H., Bai, Z., Chen, X., Zhang, W., Zhang, F., 2011. Phosphorus dynamics: From soil to plant. *Plant Physiol.* 156, 997–1005. <https://doi.org/10.1104/pp.111.175232>
- Singh, R.P., Agrawal, M., 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Manag.* 28, 347–358. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.010>
- Smil, V., 2000. PHOSPHORUS IN THE ENVIRONMENT: Natural Flows and Human Interferences. *Energy Environ.* 25, 53–88.
- Talboys, P.J., Heppell, J., Roose, T., Healey, J.R., Jones, D.L., Withers, P.J.A., 2016. Struvite: a slow-release fertiliser for sustainable phosphorus management? *Plant Soil* 401, 109–123. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2747-3>

- van der Kooij, S., van Vliet, B.J.M., Stomph, T.J., Sutton, N.B., Anten, N.P.R., Hoffland, E., 2020. Phosphorus recovered from human excreta: A socio-ecological-technical approach to phosphorus recycling. *Resour. Conserv. Recycl.* 157, 104744. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104744>
- Vasconcelos, C.A., Santos, H.L. Dos, Franca, G.E. De, Pitta, G.V.E., Bahia Filho, A.F.C., 1986. Eficiencia agronomica de fosfatos naturais para a cultura do sorgo-granifero. I. fosforo total e soluvel em acido citrico e granulometria. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 10, 117–121.
- Vogel, T., Nelles, M., Eichler-Löbermann, B., 2015. Phosphorus application with recycled products from municipal waste water to different crop species. *Ecol. Eng.* 83, 466–475. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2015.06.044>
- Yilmaz, E., Wzorek, M., Akçay, S., 2018. Co-pelletization of sewage sludge and agricultural wastes. *J. Environ. Manage.* 216, 169–175. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.012>

Material Suplementar

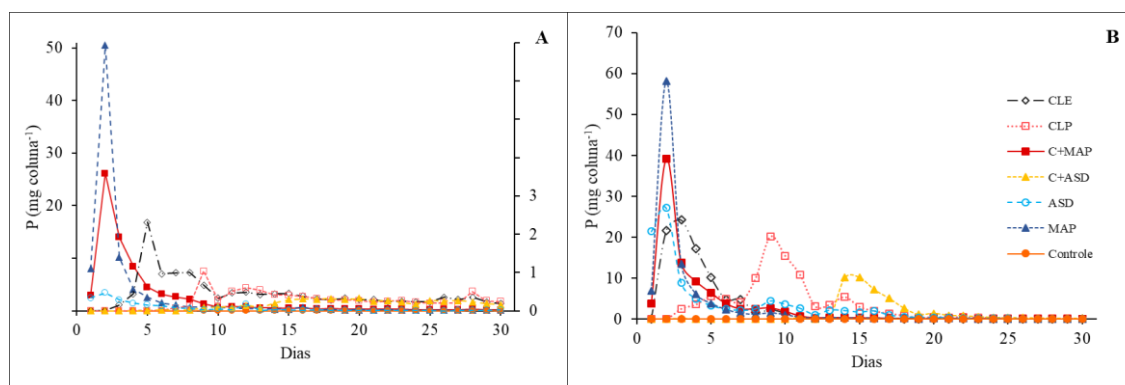


Figura S1. Lixiviação diária de P das colunas de solo, com água deionizada (A – eixo vertical esquerdo para MAP e C+MAP, e direito para os demais) e ácido cítrico (B). CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD= composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

Tabela S1. Análise química de lodo de esgoto e composto orgânico de lodo de esgoto da ETE Bela Vista – Piracicaba, SP.

Determinações	Lodo de esgoto		Composto Orgânico	
	Base Seca (65°C)	Base Úmida	Base Seca (65°C)	Base Úmida
pH (CaCl ₂ 0,01 M)	-	7,1	-	6,4
		----- % -----		
Matéria Orgânica Total	72,64	11,47	67,92	65,42
Carbono Orgânico	31,22	4,93	36,52	35,18
Resíduo Mineral Total	20,96	3,31	26,76	25,78
Nitrogênio (N)	6,78	1,07	3,73	3,59
Fósforo (P ₂ O ₅)	2,41	0,38	2,46	2,37
Potássio K ₂ O	0,19	0,03	1,10	1,06
Cálcio (Ca)	0,82	0,13	3,08	2,97
Magnésio (Mg)	0,32	0,05	0,63	0,61
Enxofre (S)	0,13	0,02	0,52	0,50
		----- mg/kg -----		
Cobre (Cu)	108	17	94	91
Manganês (Mn)	196	31	274	264
Zinco (Zn)	469	74	407	392
Ferro (Fe)	12.483	1.971	13.073	12.592
Boro (B)	25	4	15	14
Sódio (Na)	969	153	898	865

Tabela S2. Fracionamento de P do solo das colunas lixiviadas com água deionizada, com frações separadas por labilidade.

Fonte P	Lábil	Mod lábil	Não lábil	Lábil	Mod lábil	Não lábil
	----- mg kg ⁻¹ -----					
	0 - 1			1 - 2		
Controle	17,11 e	40,36 c	61,76 c	14,15 c	39,88 c	74,79 b
CLE	180,52 d	140,36 b	87,76 b	77,06 a	161,50 a	72,67 b
CLP	166,82 d	90,10 b	74,70 c	49,62 b	80,59 b	60,71 b
C+MAP	147,71 d	118,96 b	116,73 b	57,43 b	100,26 b	61,49 b
C+ASD	1.165,48 b	66,69 c	77,72 c	23,79 c	63,36 b	62,13 b
ASD	1.732,43 a	7.774,74 a	312,90 a	92,77 a	193,24 a	105,19 a
MAP	306,37 c	191,87 b	95,98 b	68,98 b	99,94 b	66,48 b
	2 - 6			6 - 10		
Controle	15,77 d	40,02 c	66,10 ^{ns}	16,56 c	42,90 c	21,30 ^{ns}
CLE	150,10 a	103,31 a	74,15	138,34 a	166,40 a	30,35
CLP	118,02 b	88,01 a	65,55	109,14 a	89,65 b	22,79
C+MAP	101,83 b	79,56 a	63,96	146,76 a	97,38 b	24,66
C+ASD	50,85 c	60,45 b	60,66	49,91 c	58,79 c	20,22
ASD	54,85 c	89,46 a	66,16	43,89 c	88,53 b	25,62
MAP	76,08 c	94,53 a	72,77	82,04 b	87,71 b	25,98

CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD = composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

Tabela S3. Fracionamento de P do solo das colunas lixiviadas com ácido cítrico 2 %, com frações separadas por labilidade.

Fonte P	Lábil	Mod lábil	Não lábil	Lábil	Mod lábil	Não lábil
	----- mg kg ⁻¹ -----					
	0-1			1-2		
Controle	17,85 b	33,71 ^{ns}	56,92 ^{ns}	28,73 b	31,53 b	58,55 ^{ns}
CLE	24,83 b	55,54	47,75	20,40 b	46,46 a	44,04
CLP	38,85 a	61,22	43,47	53,27 a	59,77 a	52,34
C+MAP	21,36 b	46,34	44,08	27,62 b	44,05 a	41,05
C+ASD	35,70 a	47,66	45,43	42,04 a	50,24 a	45,83
ASD	21,89 b	43,23	49,54	21,89 b	46,70 a	50,66
MAP	17,46 b	45,26	45,37	17,87 b	46,05 a	59,13
	2 - 6			6 - 10		
Controle	13,64 d	41,23 ^{ns}	59,61 ^{ns}	12,35 d	31,30 ^{ns}	49,92 a
CLE	21,17 c	48,69	44,95	23,34 c	47,24	44,94 a
CLP	39,54 a	56,93	49,40	42,35 b	48,78	44,12 a
C+MAP	30,58 b	42,66	48,28	27,77 c	38,92	53,37 a
C+ASD	34,64 b	49,66	52,31	41,38 b	49,29	55,01 a
ASD	25,25 c	47,61	49,27	72,32 a	50,41	52,40 a
MAP	26,33 c	43,37	55,09	29,04 c	44,88	71,10 a

CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD = composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

Tabela S4. Fracionamento de P do solo das colunas lixiviadas com água deionizada, com frações separadas por extratores.

Tratamento	Lábil		Moderadamente Lábil				Não Lábil			Total	
	P (mg kg ⁻¹)										
	P-RTA	Pi-Bic	Po-Bic	Pi-Hid 0,1	Po-Hid 0,1	P-HCl	Pi-Hid 0,5	Po-Hid 0,5	P resid.		
0 - 1											
Controle	1,2	1,9	14,0	9,5	28,8	2,0	15,6	9,5	36,7	119,2	
CLE	97,1	78,3	5,1	116,0	10,8	13,5	20,3	13,5	53,9	408,6	
CLP	105,2	41,7	19,8	79,4	2,9	7,8	15,6	8,3	50,8	331,6	
C+MAP	79,8	46,2	21,7	79,4	2,9	7,8	16,6	17,2	82,9	383,4	
C+ASD	63,1	12,9	1259,0	98,1	12,4	8,5	14,5	11,4	51,8	1.479,5	
ASD	630,1	1.017,8	84,5	142,7	133,0	7.499,0	133,6	46,1	91,0	9.777,9	
MAP	128,8	211,3	18,4	171,4	11,9	8,6	19,4	9,0	67,5	646,2	
1 - 2 cm											
Controle	0,0	2,5	11,6	10,0	27,8	2,0	13,1	3,8	57,9	128,8	
CLE	0,0	53,8	23,2	122,1	23,5	16,0	16,9	12,7	43,1	311,2	
CLP	0,0	28,6	21,0	62,6	13,0	5,0	13,1	8,8	38,8	190,9	
C+MAP	0,0	43,4	14,0	71,5	22,9	5,8	14,2	10,3	37,0	219,2	
C+ASD	0,0	5,2	18,6	46,2	13,4	3,8	12,3	8,4	41,4	149,3	
ASD	0,0	75,0	17,7	80,5	1,3	111,4	33,0	19,0	53,2	391,2	
MAP	0,0	51,4	17,6	77,6	17,1	5,2	16,6	8,9	41,0	235,4	
2 - 6 cm											
Controle	1,2	2,3	12,3	10,6	27,3	2,2	12,5	6,3	47,3	121,9	
CLE	72,9	66,9	10,3	85,7	7,1	10,5	16,5	13,3	44,4	327,6	
CLP	72,4	34,7	10,9	74,1	7,9	6,0	14,3	7,3	43,9	271,6	
C+MAP	58,9	33,0	9,9	69,7	4,9	5,0	13,8	8,5	41,6	245,3	
C+ASD	27,8	12,8	10,2	37,6	19,1	3,8	37,6	19,1	3,8	172,0	
ASD	27,8	12,8	10,2	63,2	17,9	8,4	18,7	5,8	41,6	210,5	
MAP	26,5	32,5	17,1	66,1	23,5	5,0	15,6	10,2	47,0	243,4	
6 - 10 cm											
Controle	1,2	2,4	13,0	11,6	28,8	2,5	17,8	2,4	1,1	80,8	
CLE	63,3	69,7	5,3	141,5	10,7	14,2	19,5	10,1	0,8	335,1	
CLP	56,8	37,4	14,9	75,1	7,6	6,9	15,1	6,8	0,9	221,6	
C+MAP	57,6	42,8	46,4	79,5	11,6	6,3	15,2	8,6	0,9	268,8	
C+ASD	29,9	6,6	13,3	44,5	10,3	4,0	11,9	7,4	1,0	128,9	
ASD	14,9	25,4	3,6	60,8	17,6	10,1	18,3	5,9	1,4	158,0	
MAP	24,5	41,4	16,2	69,6	12,6	5,5	15,7	8,9	1,4	195,7	

CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD = composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

Tabela S5. Fracionamento de P do solo das colunas lixiviadas com ácido cítrico, com frações separadas por extratores.

Tratamento	Lábil		Moderadamente Lábil				Não Lábil			Total	
	P (mg kg ⁻¹)										
	P-RTA	Pi-Bic	Po-Bic	Pi-Hid 0,1	Po-Hid 0,1	P-HCl	Pi-Hid 0,5	Po-Hid 0,5	P resid		
0-1											
Controle	7,2	4,4	6,3	7,1	25,9	0,7	15,9	4,7	36,4	108,5	
CLE	9,8	7,0	8,0	15,2	38,9	1,4	6,9	3,9	37,0	128,1	
CLP	11,3	14,4	13,1	20,5	37,9	2,8	8,8	4,0	30,6	143,5	
C+MAP	6,7	6,3	7,1	11,5	34,0	0,8	7,2	6,6	30,3	110,6	
C+ASD	13,5	12,5	9,7	19,7	26,4	1,6	8,7	6,3	30,5	128,8	
ASD	6,6	13,6	1,7	14,7	23,7	4,8	14,1	1,2	34,3	114,7	
MAP	6,7	7,1	3,7	20,4	22,3	2,6	7,4	3,9	34,1	108,1	
1-2											
Controle	9,9	5,8	13,1	7,4	23,1	1,0	13,8	8,0	36,7	118,8	
CLE	5,9	6,3	8,2	16,1	28,7	1,6	7,8	3,4	32,9	110,9	
CLP	13,8	14,1	18,9	19,8	30,4	2,5	9,1	5,2	38,0	151,8	
C+MAP	12,9	6,8	10,9	12,8	30,3	0,9	6,9	5,5	28,6	121,5	
C+ASD	13,9	12,8	15,4	19,5	28,9	1,8	8,9	3,1	33,9	138,1	
ASD	9,0	10,5	2,3	17,7	25,3	3,8	11,0	4,0	35,7	119,3	
MAP	8,8	7,0	2,1	18,0	23,5	4,6	8,0	8,3	42,8	123,1	
2-6											
Controle	4,4	3,9	5,3	6,9	24,7	9,6	13,7	7,1	38,9	114,5	
CLE	9,0	8,7	3,4	18,4	28,6	1,7	8,1	3,2	33,6	114,8	
CLP	14,8	14,0	10,7	20,4	31,4	2,3	9,8	6,2	33,4	143,0	
C+MAP	8,1	7,9	136,0	16,4	24,9	1,4	7,6	10,1	30,6	242,9	
C+ASD	16,7	14,5	3,4	20,4	26,8	2,4	13,3	8,0	31,0	136,6	
ASD	9,4	13,5	2,4	19,7	25,4	2,5	10,9	1,4	37,0	122,1	
MAP	13,3	9,8	3,2	19,5	21,0	2,8	9,0	6,1	40,0	124,8	
6-10											
Controle	4,9	4,1	3,4	6,5	23,8	1,0	11,0	7,0	31,9	93,6	
CLE	10,3	9,4	3,6	20,5	25,0	1,7	8,3	3,2	33,4	115,5	
CLP	18,7	14,5	6,0	22,1	18,8	2,5	10,3	3,0	27,3	123,2	
C+MAP	11,0	10,1	6,7	18,1	18,8	2,0	9,7	8,4	35,2	120,1	
C+ASD	21,8	15,4	4,2	22,9	22,1	4,2	9,5	4,6	40,9	145,7	
ASD	19,4	12,5	40,4	21,8	24,0	4,6	9,0	2,8	40,6	175,1	
MAP	12,8	9,3	7,0	20,9	19,6	1,7	8,8	4,5	57,8	142,4	

CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD = composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

4. EFICIÊNCIA AGRONÔMICA E EFEITO RESIDUAL DE ORGANOMINERAIS À BASE DE LODO DE ESGOTO COMO FONTE DE FÓSFORO PARA *Urochloa brizantha*

Resumo

O lodo de esgoto (LE) é um resíduo do tratamento de efluentes urbanos que possui teores razoáveis de fósforo (P) em sua composição, porém em concentrações bem inferiores aos fertilizantes minerais, o que limita seu uso agrícola. A mistura de material orgânico e mineral pode aumentar o teor de P no produto final, gerando fertilizantes organominerais (FOM) com maiores teores deste nutriente, o que pode viabilizar o seu uso agrícola. O objetivo desta pesquisa foi avaliar a eficiência agronômica e efeito residual de FOMs derivados de LE como fontes de P para braquiária. Para isso foi conduzido um experimento de vasos em casa de vegetação que avaliou o cultivo sucessivo de braquiária em oito ciclos, com os seguintes tratamentos: composto orgânico de LE (CLE); CLE peletizado (CLP), organominerais peletizados: CLE+MAP (C+MAP), CLE+AshDec® (C+ASD); AshDec® (ASD) em pó, comparados ao fosfato monoamônico (MAP) e o controle (sem P). Foram avaliados em cada corte da braquiária: altura, perfilhamento, massa seca e P foliar, e o solo foi submetido ao fracionamento químico de P. Não houve diferença significativa na altura das plantas, o perfilhamento foi maior em todos os tratamentos com P comparado ao controle, a produção de massa seca no primeiro ciclo foi maior com C+MAP (21,8 g vaso⁻¹) do que MAP (17,5 g vaso⁻¹), e no final a massa seca acumulada com fontes recicladas (>140 g vaso⁻¹) foi superior ao MAP (132 g vaso⁻¹), exceto C+ASD (118 g vaso⁻¹). A extração total de P pelas plantas foi maior com fontes recicladas, entretanto, no estabelecimento da cultura as plantas adubadas com C+MAP acumularam mais P, enquanto CLE, CLP e ASD promoveram maior acúmulo na metade do período avaliado. Ao final do experimento a concentração de P lábil do solo foi maior nos tratamentos com FOMs comparado às fontes minerais, indicando maior efeito residual da adubação organomineral. Estes resultados evidenciam que FOMs derivados de LE podem ser mais eficientes que fertilizantes convencionais se misturados com fontes de P minerais solúveis, mas o mesmo não ocorre com fontes insolúveis. O organomineral C+MAP pode substituir MAP conferindo maior eficiência no estabelecimento da pastagem e também maior efeito residual.

Palavras chave: Resíduos, Biossólido, Organomineral peletizado, Disponibilidade de P, Eficiência no uso de P.

Abstract

Sewage sludge (SS) is a waste from wastewater treatment, which has reasonable levels of phosphorus (P) in its composition, but in concentrations much lower than mineral fertilizers, which limits its agricultural use. The mixture of organic and mineral material can increase the P content in the final product, generating organomineral fertilizers (OMF) with higher levels of this nutrient, which can enable its agricultural use. The objective of this research was to evaluate the agronomic efficiency and residual effect of SS-derived OMFs as P sources for *Urochloa brizantha*. Therefore, a pot experiment was carried out in a greenhouse that evaluated the successive cultivation of *U. brizantha* in eight cycles, with the following treatments: SS organic compost (SSC); Pelletized SSC (SSP), Pelletized Organominerals: SSC+MAP (S+MAP) and SSC+AshDec® (S+ASD); AshDec® (ASD) in powder, compared to monoammonium phosphate (MAP) and the control (without P). In each brachiaria cut, height, tillering, dry mass and leaf P were evaluated, and the soil was subjected to chemical fractionation of P. There was no significant difference in plant height, tillering was higher in all treatments with P compared to control, dry mass production in the first cycle was higher with S+MAP (21.8 g pot⁻¹) than MAP (17.5 g pot⁻¹), and at the end the accumulated dry mass of all treatments (> 140 g pot⁻¹) was superior to MAP (132 g pot⁻¹), except for S+ASD (118 g pot⁻¹). The total P uptake was higher in the treatments with recycled sources,

however, in the establishment of the culture, the plants fertilized with S+MAP accumulated more P, while SSC, SSP and ASD promoted greater accumulation in the middle of the evaluated period. At the end of the experiment, soil labile P concentration was higher in treatments with OMFs compared to mineral sources, indicating a greater residual effect of organomineral fertilization. These results show that SSE-derived OMFs can be more efficient than conventional fertilizers if mixed with soluble mineral sources, but the same is not true with insoluble sources. The organomineral S+MAP can replace MAP, providing greater efficiency in forage establishment, and greater residual effect.

Keywords: Organic waste, Biosolid, Pelletized organomineral, P availability, P use efficiency

4.1. Introdução

A geração de resíduos é resultado das atividades humanas e também um reflexo do crescimento econômico e urbanização, sendo que seu descarte inadequado oferece riscos ao meio-ambiente e a saúde humana (Kaza et al., 2018). A coleta e tratamento de esgoto doméstico é essencial para que a água retorne mais pura possível aos corpos hídricos, entretanto neste processo é gerado o lodo de esgoto (LE), um material semissólido formado pela decantação de compostos orgânicos e inorgânicos resultantes da biodegradação da matéria orgânica dos tanques das estações de tratamento de esgoto (ETE) (Demirbas et al., 2017; Schultz, 2005). Atualmente a maior parte do LE é descartado em aterros sanitários, entretanto por possuir nutrientes que podem ser aproveitados pelas plantas, o LE pode reciclar nutrientes se aplicados no solo (Nascimento et al., 2020; Singh e Agrawal, 2008), e deste modo diminuir a pressão sobre a mineração de rochas para a indústria de fertilizantes, que são recursos finitos (Ashley et al., 2011; Cordell et al., 2009).

O uso de LE na agricultura já é uma realidade em alguns países europeus, África do Sul, Austrália, Índia, Japão e Estados Unidos (Sharma et al., 2017), mas ainda não é disseminado no Brasil. Para ser aplicado no solo, o LE necessita de tratamento de redução de patógenos conforme a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 498 de 19/08/2022, e um dos métodos é a compostagem (Brasil, 2020), caracterizada por ser econômica e de baixo risco ambiental (Waqas et al., 2018). O fósforo (P) é um dos principais nutrientes presentes no LE, porém em concentração inferior a fertilizantes convencionais, demandando aplicação de grande volume para atender as recomendações de adubação, o que gera dificuldades no armazenamento e transporte (van der Kooij et al., 2020).

Além da compostagem a incineração é outra forma de tratamento do LE, pouco empregada no Brasil, porém utilizada em vários países. As cinzas geradas no processo possuem concentrações de P_2O_5 (15-25%) na mesma ordem das rochas fosfáticas concentradas (25-36%), mas também possuem teor considerável de metais pesados, restringindo o uso agricultura. Um modo de solucionar este problema é por meio do processo AshDec®, um método de tratamento termoquímico capaz de aumentar a biodisponibilidade de P e reduzir o teor de metais pesados (Adam et al., 2009; Hermann and Schaaf, 2018).

O P contido no LE é pouco solúvel em água, pois está presente em formas orgânicas que necessitam ser mineralizadas ou como fosfatos de Fe e Al (Kominko et al., 2021; O'Connor et al., 2013), então, para torná-lo competitivo aos fertilizantes convencionais, tipicamente solúveis em água, este pode ser enriquecido com fontes minerais mais concentradas e solúveis. Os fertilizantes organominerais (FOM) são misturas de fertilizantes orgânicos e minerais, que visam aumentar a concentração de nutrientes de subprodutos orgânicos, e possuem característica de solubilização lenta, que pode ser vantajoso em relação aos fertilizantes minerais solúveis, pois a liberação gradual de nutrientes permite sincronizar melhor a disponibilidade de nutrientes na solução do solo com a demanda das plantas. Sendo que o P solubilizado imediatamente no solo por fertilizantes solúveis aumenta os riscos de perdas por processos de erosão, lixiviação, ou fixação, que ocorre principalmente em solos tropicais, cujas argilas têm afinidade pelo P e podem fazer ligações de alta energia, diminuindo assim a disponibilidade do P para as plantas (Antille et al., 2014; Kominko et al., 2017; Sakurada et al., 2016, 2019).

Estudos realizados utilizando FOMs de diversos resíduos mostram que estes podem ser tão ou mais eficientes quanto fertilizantes convencionais, como observado em trigo, cevada, colza, milho forrageiro (Deeks et al., 2013), feijão (Deeks et al., 2013; Mumbach et al., 2020) girassol (Kominko et al., 2021), milho (Kominko et al., 2021; Mumbach et al., 2020; Sakurada et al., 2016) soja (Prates et al., 2020; Rodrigues et al., 2021), e que também foram observados em FOMs derivados de LE (Kominko et al., 2022; Prates et al., 2020; Rigueiro-Rodríguez et al., 2010; Rodrigues et al., 2021). Ainda assim, é incipiente as pesquisas com LE como matriz de organominerais e o efeito residual destes.

Devido à ampla possibilidade de combinações do LE com materiais inorgânicos, alterando proporções, agentes aglutinantes, e formas físicas dos fertilizantes, é necessário avançar em pesquisas focadas na eficiência agrônômica de FOMs para encontrar as melhores combinações, condições de manejo e culturas as quais cada produto mais se adequa. Além disso, experimentos com foco na depleção de P em cultivos sucessivos, podem auxiliar no entendimento de como o P é disponibilizado por FOMs e o efeito residual destes no solo. Posto isso, estudos como este poderão promover o uso de LE na agricultura, que inclusive é uma das estratégias citadas no Plano Nacional de Fertilizantes para diminuir a dependência do Brasil da importação de fertilizantes (Brasil, 2021).

Por esses motivos foi realizado um experimento em casa de vegetação com cultivo sucessivo de oito ciclos de *Urochloa brizantha* (braquiária) cujo objetivo foi analisar o potencial agrônômico e o efeito residual de FOMs tendo o lodo compostado como matriz orgânica e misturado com duas fontes inorgânicas de P, uma sintética (MAP) e outra proveniente da recuperação de P (AshDec®). As hipóteses levantadas nesta pesquisa foram: I) FOM fornece P biodisponível na solução do solo por um período de tempo maior comparado a fertilizantes minerais; II) FOM melhoram a eficiência da adubação fosfatada e podem substituir total ou parcialmente fertilizantes convencionais na produção de forragem.

4.2. Material e Métodos

Para avaliar a eficiência agrônômica e o efeito residual dos diferentes produtos derivados de LE como fonte de P para as plantas, foi realizado um experimento em casa de vegetação com umidade e temperatura controladas, no departamento de Ciência do Solo da ESALQ/USP, com intuito de acompanhar o desenvolvimento de *Urochloa brizantha* durante oito ciclos de corte e rebrota.

4.2.1. Produção de fertilizantes organominerais (FOM) peletizados

Com intuito de melhorar as propriedades físicas e químicas do CLE para ser utilizado como fertilizante fosfatado de liberação lenta, dois fertilizantes organominerais

peletizados foram produzidos, utilizando o CLE como matriz orgânica. As fontes minerais incorporadas foram AshDec® (ASD) e o Fosfato monoamônico (MAP), ambos em pó.

O ASD utilizado no experimento foi produzido na Alemanha pelo Instituto de pesquisa e teste de materiais (BAM) junto com a empresa Outotec. O composto orgânico empregado foi oriundo do projeto de implantação da compostagem aeróbica do LE com poda de árvore e aparas de grama realizada na estação de tratamento de esgoto (ETE) Bela Vista localizada no município de Piracicaba – SP em uma parceria público-privada entre ESALQ – APTA e a concessionária responsável pela unidade, Águas do Mirante.

O composto de lodo de esgoto (CLE) apresentou as seguintes características: teor de água = 38,1%; sólidos totais, voláteis e fixos de 59,6, 41,9 e 17,7% respectivamente; condutividade elétrica (CE): $3.020 \mu\text{S cm}^{-1}$; C = 36,2%, N = 2,6%, C/N = 13,9; CTC = $1.130 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$, *E. coli* = $3,4 \times 10^2$ NMP/g ST (número mais provável por grama de sólidos totais), e ausência de *Salmonella sp.* Estes parâmetros observados se adequam aos critérios estabelecidos na resolução n° 498 do CONAMA para ser aplicado como fertilizante orgânico em solos agrícolas.

Para produzir os FOMs, o CLE foi tamisado em peneira de 4 mm e moído em moinho de solos com rotor vertical (Biotech - BT 608). A proporção do organomineral correspondeu a 70% de CLE e 30% da fonte inorgânica. Além destes, CLE puro também foi peletizado para fins de comparação. As matérias-primas foram misturadas por 15 minutos em um misturador cilíndrico rotativo adaptado, e em seguida umedecidas com água até apresentar consistência adequada para formar os pellets. A quantidade de água adicionada por kg de massa seca correspondeu a $0,45 \text{ L kg}^{-1}$ para C+ASD, $0,35 \text{ L kg}^{-1}$ C+ MAP e $0,95 \text{ L kg}^{-1}$ para composto orgânico puro.

A massa umidificada foi colocada na peletizadora, que a pressionou a sair por orifícios de 3,4 mm de abertura, formando assim os pellets. O produto foi agitado manualmente para quebrar-se em pellets menores e depois estes permaneceram em estufa de circulação forçada à $40 \text{ }^\circ\text{C}$ por 2 horas. Após esse período, os pellets foram secos ao ar durante 48 horas e armazenados.

A composição química de todos os fertilizantes que compõem os tratamentos deste estudo está disponível na tabela 1.

Tabela 1. Nutrientes dos fertilizantes derivados do lodo de esgoto.

Fertilizantes	N	K ₂ O	Ca	Mg	Na	P ₂ O ₅ total	P ₂ O ₅ H ₂ O	P ₂ O ₅ AC	P ₂ O ₅ CNA+ H ₂ O
----- (%) -----									
CLE	3,73	1,10	3,08	0,63	0,09	2,46	0,40	2,20	2,30
CLP	3,73	1,10	3,08	0,63	0,09	2,46	0,40	2,20	2,30
C+MAP	5,91	0,77	2,16	0,44	0,06	17,34	13,48	-	17,21
C+ASD	2,61	0,64	4,36	0,76	3,34	6,75	0,49	6,22	-
ASD	-	0,33	9,50	1,50	11,00	16,60	0,70	15,60	-
MAP	11,00	-	-	-	-	-	44,00	-	52,00

P₂O₅ fósforo solúvel em AC = ácido cítrico 2%, CNA = citrato neutro de amônio; CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD= composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

4.2.2. Solo

O solo utilizado foi coletado da camada 0-20 cm de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (Santos et al., 2018), sob pastagem, localizado no município de Piracicaba-SP. O mesmo possui textura franco-arenosa e baixo teor de P conforme a classificação de Raij et al. (1997). Após a coleta foi seco ao ar, tamizado em peneira de 2 mm, e amostrado para análise química e de textura, disponíveis na tabela 2. Por apresentar baixa saturação por bases, o solo foi corrigido com CaCO₃ e MgO para elevar os teores de Ca e Mg para um teor final de 20 mmolc.dm⁻³ e mmolc.dm⁻³, respectivamente. Os corretivos foram incorporados 1 dia antes do estabelecimento da cultura da braquiária.

Tabela 2. Propriedades químicas e textura do solo.

pH	M.O	P	S	K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB	CTC	V	M
CaCl ₂	g.dm ⁻³	mg dm ⁻³	----- mmolc.dm ⁻³ -----					%				
4,6	14	<6	9	1	4	3	2	22	8	30	27	20
			Areia			Silte		Argila				
			----- % -----									
			74			9		17				

M.O = matéria orgânica; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; V = saturação por bases; m = saturação por Al.

4.2.3. Experimento em vasos

O experimento foi realizado em delineamento de blocos casualizados, com quatro repetições, com os tratamentos correspondentes a diferentes fontes recicladas de P: 1) composto orgânico de lodo de esgoto em pó (CLE); 2) CLE peletizado (CLP); organominerais peletizados 3) CLE + MAP (C+MAP); 4) CLP + AshDec[®] (C+ASD); 5) AshDec[®] pó (ASD); 6) controle positivo com fosfato monoamônico granulado (MAP); e 7) controle negativo sem adição de P (Figura 1).

Os vasos foram preenchidos com 5,5 kg do solo corrigido, e os tratamentos foram incorporados manualmente correspondendo a dose de 60 mg kg⁻¹ de P baseado no P total de cada produto. O solo foi umedecido e no dia seguinte foi semeado com 30 sementes de braquiária por vaso, na profundidade de 1 cm. Após 10 dias realizou-se o desbaste das plantas para estabelecer uma população de 6 plantas por vaso.

Durante o experimento a umidade do solo foi mantida em torno de 70% da capacidade máxima de retenção de água (CMRA), por meio de irrigação com água deionizada. Para determinar a CMRA pesou-se 120 g de solo seco em copos descartáveis com orifícios no fundo cobertos por papel filtro, os copos permaneceram 24 h em uma caixa de areia saturada com água, para que a água se movimentasse por capilaridade pelos poros vazios do solo até saturá-los. A CMRA foi calculada pela diferença entre o peso do solo saturado e seco.

Para que apenas o P fosse o nutriente limitante, realizou-se adubação de cobertura 20 dias após o plantio com macro e micronutrientes e a adubação de manutenção 7 dias após cada corte. Em cada um dos ciclos aplicou-se NH₄NO₃ e K₂SO₄ para fornecer 100 mg kg⁻¹ de N e K. Os micronutrientes foram aplicados no 1°, 3° e 5° ciclos correspondendo a 0,5 mg kg⁻¹ de B (H₃BO₃), 2 mg kg⁻¹ de Zn (ZnSO₄) e 2 mg kg⁻¹ de Mn (MnSO₄.H₂O). No 6° ciclo apenas B e Cu (CuSO₄) 1 mg kg⁻¹ foram aplicados e também foi realizada adubação com Mg (MgO) 60 mg kg⁻¹.

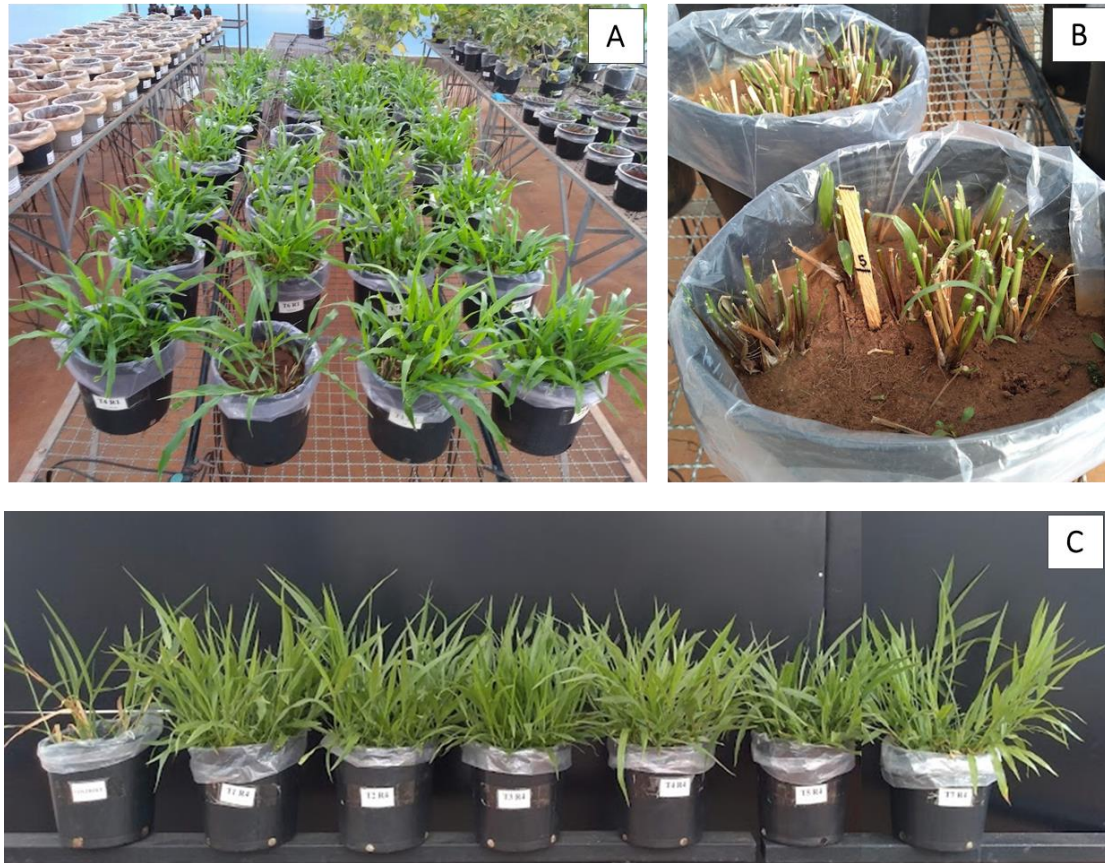


Figura 1. Experimento de vasos em casa de vegetação. Disposição dos vasos na bancada (A); cortes realizados na braquiária à 5 cm da superfície (B); avaliação do desenvolvimento de braquiária sob os seguintes tratamentos (da esquerda para direita): controle, composto orgânico de lodo de esgoto (CLE), composto de lodo peletizado (CLP), organominerais composto + fosfato monoamônico (C+MAP) e composto + AshDec®, AshDec (ASD) e fosfato monoamônico (MAP) (C).

4.2.3.1. Coletas, parâmetros e determinações

Para avaliar o desenvolvimento da braquiária, foram verificados os seguintes parâmetros fitométricos: número de perfilhos (contagem), altura do colmo (medição com trena) e massa seca da parte aérea. As avaliações foram realizadas a cada corte, sendo que o primeiro ocorreu 47 dias após o plantio e os demais a cada 30 dias após o corte anterior. Para determinação de massa seca, as plantas foram cortadas a 5 cm do solo, colocadas em sacos de papel e permaneceram em estufa de circulação forçada a 65°C até atingir peso constante, com posterior pesagem.

O material seco foi moído em moinho com peneira de 1 mm, para análise química dos macros e micronutrientes de tecido vegetal por digestão nitroperclórica seguido de determinação por espectroscopia de emissão atômica com indução de plasma (ICP), e N

por digestão sulfúrica e determinação colorimétrica, conforme o Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes (EMBRAPA, 2009).

Com o intuito de quantificar a eficiência agronômica das diferentes fontes de P e comparar com a fonte convencional (MAP) foi utilizado o Índice de Eficiência Agronômica (IEA):

$$I. \quad IEA(\%) = \frac{Y_i - Y_0}{Y_{MAP} - Y_0} \times 100$$

Em que: Y_i corresponde a produção de massa seca dos tratamentos com fontes recicladas, Y_0 é a produção do controle e Y_{MAP} é a produção do tratamento com a fonte convencional MAP.

A eficiência agronômica relativa (EAR) relacionou o P acumulado entre plantas fertilizadas com fontes recicladas e com MAP:

$$II. \quad EAR(\%) = \frac{P \text{ acumulado pelas fontes recicladas}}{P \text{ acumulado com MAP}} \times 100$$

E por último, foi calculado a eficiência de absorção de P (EAP) pelas plantas em relação a dose aplicada de P:

$$III. \quad EAP(\%) = (P \text{ acumulado} / P \text{ aplicado no solo}) \times 100$$

No 4° e 8° ciclos foram coletadas amostras com cerca de 300 g de solo para análise química (Embrapa, 2009) e fracionamento de P. Para a técnica do fracionamento foi utilizado o método de Hedley et al. (1982) com modificações de Gatiboni et al. (2007): amostras com 0,5 g de solo foram submetidas à extração sequencial de P por diferentes extratores e determinadas pelo método azul de molibdato (Murphy e Riley, 1962), os resultados foram agrupados por labilidade sendo: lábil (extração por resina trocadora de ânions (RTA) e NaHCO_3 0,5 mol L⁻¹), moderadamente lábil (NaOH 0,1 mol L⁻¹ e HCl 0,1 mol L⁻¹) e não lábil (NaOH 0,5 mol L⁻¹ e P residual extraído por digestão do solo com H_2SO_4 + H_2O_2).

4.2.4. Análise estatística

Os dados foram submetidos aos testes de normalidade e homogeneidade para verificar se atendem as pressuposições do modelo. Foi realizado também a análise de variância e as médias que apresentaram diferença significativa à 5% de probabilidade foram comparadas pelo teste de Scott-Knott. As análises foram realizadas no software estatístico R por meio do pacote ExpDes.pt.

4.3. Resultados e Discussão

4.3.1. Parâmetros fitométricos

A altura das plantas e o número de perfilhos não apresentaram grandes diferenças entre os tratamentos com fontes fosfatadas, porém quando a diferença ocorreu, todos mostraram-se superiores ao controle (Tabela 3). A altura das plantas fertilizadas com P foi maior que a altura do controle apenas nos primeiros três ciclos, após isso não houve diferença entre eles. Os resultados sugerem que a altura das plantas é afetada inicialmente pela disponibilidade de P no solo independente da fonte aplicada, porém com a realização de sucessivos cortes a disponibilidade de P passa a influenciar menos na altura, enquanto os mecanismos fisiológicos passam a influenciar mais. Os cortes realizados na parte aérea estimulam o crescimento de perfilhos, pois quando as forragens são desfolhadas são ativados mecanismos de crescimento compensatório, como translocação de carboidratos armazenados na raiz para as folhas, e meristemas promotores de crescimento (Casagrande et al., 2010; Ferraro e Oesterheld, 2002).

As plantas que receberam adubação fosfatada tiveram maior número de perfilhos que o controle, porém não houve diferença entre as fontes, exceto no último ciclo, onde CLP foi superior (Tabela 3). Por essa razão, é possível inferir que o perfilhamento de *Urochloa brizantha* depende da disponibilidade de P no solo independente da fonte, tal como observado por Passos (1997), onde as fontes fosfatadas com diferentes solubilidades não diferiram no perfilhamento de *U. brizantha*, mas foram superiores ao controle. Ainda em concordância com o argumento exposto, Rezende et al. (2011) não encontraram diferenças no perfilhamento de *U. brizantha* com a aplicação de P em diferentes estágios,

somente em relação ao controle, sem adubação fosfatada. Estes resultados sustentam a essencialidade do P no desenvolvimento inicial das forragens, atuando diretamente no crescimento radicular e perfilhamento (Barcelos et al., 2011), porém para o perfilhamento desta espécie a fonte de P é pouco determinante.

Tabela 3. Média dos parâmetros biométricos (altura do colmo, número de perfilhos e massa seca) avaliados em 8 ciclos de braquiária, sob diferentes fontes de fósforo.

Fonte de P	Ciclos								Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	
Altura (cm)									
Controle	9,0 c	13,6 b	15,9 b	26,3 ^{ns}	21,5 ^{ns}	19,8 ^{ns}	28,0 a	21,3 ^{ns}	19,4 b
CLE	40,2 a	21,7 a	22,8 a	29,6	27,5	20,1	24,0 a	22,0	26,0 a
CLP	39,0 a	27,1 a	21,4 a	29,3	25,9	16,5	19,3 b	20,2	24,8 a
C+MAP	40,8 a	27,1 a	21,7 a	32,0	23,8	17,5	23,6 a	23,0	26,2 a
C+ASD	34,2 b	24,8 a	21,5 a	29,8	22,5	18,1	19,4 b	22,7	24,1 a
ASD	39,4 a	24,9 a	23,8 a	29,7	27,4	18,5	23,2 a	21,5	26,1 a
MAP	41,1 a	27,7 a	20,0 a	30,6	22,7	19,9	25,6 a	26,5	26,4 a
CV (%)	9,31	14,6	9,8	10,2	14,6	17,0	12,3	17,5	6,5
Número de Perfilhos									
Controle	5,8 b	10,7 b	19,0 b	25,0 b	13,8 c	9,5 c	9,5 b	2,3 b	11,9 c
CLE	29,3 a	36,3 a	63,0 a	68,8 a	64,5 a	57,5 a	65,5 a	36,5 a	52,6 b
CLP	28,3 a	40,0 a	62,5 a	90,5 a	61,5 a	61,0 a	76,0 a	46,0 a	58,2 a
C+MAP	31,0 a	39,5 a	64,5 a	92,5 a	56,5 a	49,5 b	68,8 a	35,8 a	54,7 a
C+ASD	25,0 a	35,8 a	56,3 a	74,3 a	54,0 a	40,0 b	44,5 a	30,8 a	45,1 b
ASD	27,5 a	32,8 a	63,5 a	70,3 a	54,8 a	49,8 b	60,3 a	35,3 a	49,3 b
MAP	29,3 a	45,8 a	57,5 a	78,3 a	43,0 b	43,8 b	50,6 a	31,8 a	47,5 b
CV (%)	14,2	20,5	14,2	31,3	14,8	20,2	27,3	31,8	13,6
Massa seca (g)									
Controle	0,4 e	1,0 d	3,9 b	9,8 c	4,7 e	3,1 c	3,5 c	0,8 b	3,4 c
CLE	15,8 c	7,6 c	19,8 a	34,4 a	23,3 a	20,7 a	17,3 a	13,6 a	19,1 a
CLP	14,6 c	12,9 b	20,6 a	31,5 a	20,6 b	19,7 a	19,9 a	15,7 a	19,4 a
C+MAP	21,8 a	15,7 a	18,3 a	28,8 b	16,8 c	15,6 b	18,2 a	13,6 a	18,8 a
C+ASD	10,1 d	10,1 b	19,1 a	28,2 b	14,2 c	13,3 b	7,7 b	15,8 a	14,8 b
ASD	15,4 c	11,3 b	21,0 a	27,6 b	18,8 b	18,1 a	18,2 a	14,4 a	18,1 a
MAP	17,5 b	14,7 a	19,7 a	28,2 b	8,2 d	15,9 b	15,3 a	13,1 a	16,6 b
CV (%)	18,2	14,2	11,7	9,6	12,0	19,2	18,6	27,5	8,0

Médias acompanhadas por letras iguais na coluna não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Scott-Knott, ao nível de 5% de significância. ns= não apresentou diferença estatística pelo teste de média. CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + fosfato monoamônico; C+ASD = composto + AshDec[®]; ASD = AshDec[®]; MAP = fosfato monoamônico.

Em relação à produção de MS acumulada (MSA), todas as fontes recicladas, com exceção de C+ASD, foram superiores ao MAP (Figura 2A), e como o IEA é diretamente relacionado à produção de MS, as fontes recicladas, exceto C+ASD, apresentaram IEA maior que o MAP (20 - 30%) (Figura 2B), um resultado positivo, que indica a viabilidade do uso destes fertilizantes em alternativa ao MAP no cultivo de braquiária. Entretanto, deve-se tomar cautela no emprego destas fontes como fertilizantes, pois houve variação na produção de MS entre os ciclos (Tabela 3), demonstrando que há diferença na eficiência dos produtos de acordo com o tempo, e que deve ser levado em conta no momento de manejar a adubação em função de cada propósito de produção.

O organomineral C+MAP produziu mais MS que CLE no 1° e 2° ciclo e que o MAP no 1° e 5° ciclo (Tabela 3); C+ASD produziu menos MS e MSA comparado ao CLE e ASD, assemelhando-se apenas na produção de MSA do MAP. Por sua vez, o CLE e CLP apresentaram diferenças entre si apenas no 2° e 5° ciclo, e a partir do 3° ciclo foram os tratamentos com maior produção de MS até o final do experimento (Tabela 3).

Estes resultados evidenciam que a mistura de CLE com uma fonte solúvel (MAP) pode beneficiar a produção inicial da braquiária e também aumentar o efeito residual da adubação, em relação a utilização do MAP isolado. A diferença pode ser atribuída ao fato do MAP solubilizar P rapidamente no solo, ainda no estágio inicial da cultura, onde esta não possui sistema radicular totalmente desenvolvido, favorecendo a imobilização de P no solo por processos de adsorção e precipitação (McLaughlin et al., 2011; Sakurada et al., 2016; Santos et al., 2009), deixando-o menos disponível para as plantas; enquanto no FOM o P solúvel fica protegido pela matriz orgânica e por isso necessita de mais tempo para ser liberado no solo, podendo suprir nutrientes para a cultura de maneira mais sincronizada com a demanda (Kominko et al., 2017).

Por sua vez, a mistura e peletização de CLE e ASD, ambos insolúveis em água, provocou efeito negativo na produção de MS em relação a utilização dos componentes individualmente, isto pode ter sido consequência da menor liberação de P deste fertilizante, que será discutido posteriormente. O CLE e sua forma peletizada (CLP) não diferiram entre si na maioria dos ciclos, mas se destacaram por assegurarem a produção de braquiária em médio-prazo. Estes resultados corroboram com estudos de longo-prazo de Rigueiro-Rodríguez et al. (2010), cuja produção de três espécies de forragens em

sistemas silvipastoril adubadas com CLE e lodo peletizado foram semelhantes à adubação mineral; e de Campos e Alves (2008) que verificaram maior produção de MS de *B. decumbens* com aplicação de LE no solo do que com adubo mineral.

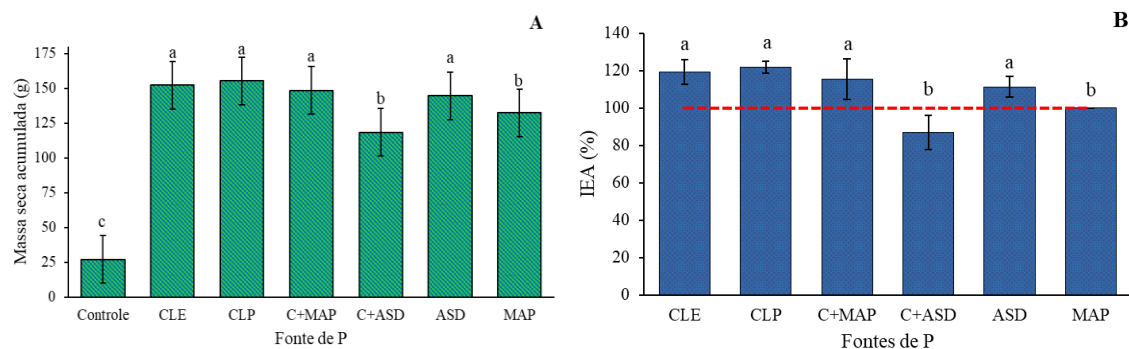


Figura 2. Produção de massa seca acumulada em oito ciclos de *Urochloa brizantha* (A). Índice de eficiência agrônoma (IEA) da produção de massa seca acumulada em relação ao MAP (linha vermelha) (B). Letras iguais não diferem estatisticamente segundo o teste Scott-Knott à 5% de significância. As barras de erro representam o erro padrão da média. CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD= composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

Percebe-se também que a produção de MS tende a diminuir e homogeneizar-se entre tratamentos nos últimos ciclos, sugerindo que à medida que o P fornecido pela adubação se esgota, os mecanismos fisiológicos das plantas para aproveitar o P remanescente do solo passam a ser mais determinantes na produção de biomassa. Além disso, é preciso considerar que a falta de reposição de P no solo ocasionou em baixo teor de P foliar (Tabela S1) e que também ocorre a degradação natural da pastagem com o passar do tempo, como visto no estudo de Soares et al. (2001), que avaliaram 16 cortes de *B. decumbens*, e mesmo com reposição bienal de P (totalizando 4 biênios), a produção de pastagem atingiu um pico no 2° e 3° biênio, seguido de posterior queda.

Ainda são poucos os resultados publicados sobre utilização de LE em pastagens no Brasil, provavelmente devido à lei vigente até 2016, Resolução nº 375 (Brasil, 2006), que proibia a utilização deste resíduo na cultura, porém com a atualização da lei, Resolução nº 498 (Brasil, 2020), fica autorizado o uso de LE em pastagens destinadas ao consumo animal, e expande-se as possibilidades do uso de LE na agricultura, que poderá diminuir a pressão ambiental causada pela geração de resíduos, e também a dependência de

fertilizantes importados. Entretanto, é necessário avançar em pesquisas voltadas para o efeito agrônômico destas fontes em plantas cultivadas, pois o emprego de resíduos na agricultura só será viável quando estes provocarem efeitos equivalentes ou melhores que os fertilizantes convencionais na produção.

4.3.2. P acumulado na biomassa aérea

As plantas acumularam P na biomassa aérea de forma crescente até o 4º ciclo, seguido de decréscimo até o final do experimento, sendo que a partir do 2º ciclo o P acumulado foi maior ou equivalente ao controle positivo (MAP) em todos tratamentos com fontes recicladas (Tabela 4). Estas tendências observadas relacionadas ao acúmulo de P na parte aérea podem ser explicadas por dois fatores: 1) inicialmente a absorção de P acompanha a produção de MS, que é estimulada pelos cortes, porém com o envelhecimento das plantas, há aumento na eficiência do uso de P, e por isso há menor requerimento do nutriente (Santos et al., 2002); 2) a exportação de P pelas culturas diminui o P disponível no solo, limitando a absorção de P pelas plantas quando não há reposição do nutriente, ocasionando a degradação da pastagem (Soares et al., 2001).

No primeiro ciclo as plantas acumularam mais P no tratamento C+MAP, superando até o MAP que possui mais P solúvel em água (Tabela 1). Isso significa que a mistura de MAP e CLE (menos solúvel) melhorou a absorção de P das plantas, e há possíveis razões para isso ter ocorrido: o C+MAP libera o P solúvel de forma mais gradual, suprindo P na solução do solo durante todo o primeiro ciclo da braquiária, enquanto o MAP puro solubilizou P rapidamente, disponibilizando grande parte do P solúvel na fase em que o sistema radicular da planta é incipiente, favorecendo rápida imobilização de P no solo e por conseguinte, menor disponibilidade nas fases finais de desenvolvimento. Além disso, as substâncias húmicas presentes no CLE podem estimular a absorção de nutrientes pelas raízes (Monda et al., 2017; Waqas et al., 2018).

Resultado similar foi encontrado por Rodrigues et al. (2021) em plantas de soja, onde ocorreu maior acúmulo de P no tratamento com FOM à base de LE comparado à adubação exclusivamente mineral. Existem poucos trabalhos que avaliaram a absorção de P pelas plantas com adubação organomineral, e se torna ainda mais escasso na literatura

se for considerado o LE como matriz orgânica do FOM. Ainda assim os resultados existentes são controversos, pois enquanto alguns estudos mostram maior acúmulo de P pelas plantas com uso de FOM, outros não apresentam diferença entre FOM e a fonte mineral, como visto com FOM à base de cama de frango nos experimentos de Frazão et al. (2019) em milho, e Mumbach et al. (2020) em milho, trigo e feijão; e ainda há resultados de menor absorção de P em milho (Hawrot-paw et al., 2022; Sakurada et al., 2016). Essas variações existentes são devido aos materiais que compõe o FOM, a cultura, o solo e o período avaliado.

No 5° e 6° ciclo, CLE e CLP promoveram maior acúmulo de P (Tabela 4), sinalizando uma solubilização lenta de P destas fontes, e que por este motivo são capazes de fornecer P de médio a longo prazo no solo. Este comportamento acontece porque para que o P seja disponibilizado na solução do solo, é preciso ocorrer primeiro a mineralização do P orgânico em inorgânico (forma absorvida pelas plantas), e também mobilização do P inorgânico, que pode estar ligado à metais como Al, Ca, Mg e neste caso principalmente o Fe, que é abundante no composto utilizado (Tabela S2), sendo que a concentração destes elementos varia em função do tratamento e origem do lodo (Lemming et al., 2017; O'Connor et al., 2013).

O tratamento C+ASD provocou efeito negativo na absorção de P pelas plantas comparado aos seus componentes individuais (ASD e CLE) e demais fertilizantes. As duas matérias primas são pouco solúveis, e por isso, a mistura e peletização destas pode ter restringido ainda mais a liberação do P para a solução do solo por algumas razões: 1) limitação na dissolução de íons e moléculas difusas que facilitam a desintegração do pellet (Hettiarachchi et al., 2019); 2) a peletização de materiais com diferentes tamanhos de partículas, pode ter resultado em um produto mais resistente à desintegração, pois as partículas mais finas se acomodam nos espaços vazios tornando o material mais compacto (Hettiarachchi et al., 2019); e 3) os pellets diminuem a área superficial específica que reduz a reatividade do material (Brännvall et al., 2015). Por essas razões, recomendamos uma caracterização física mais detalhada dos fertilizantes, incluindo o teste de desintegração em água, para melhores conclusões sobre o mesmo.

Tabela 4. P acumulado na biomassa seca da parte aérea (mg vaso⁻¹) de *Urochloa brizantha* em 8 ciclos avaliados.

Fonte de P	CICLOS								Total
	1	2	3	4	5	6	7	8	
Controle	0,8 d	1,3 b	3,8 c	13,7 b	5,8 e	3,6 c	2,8 b	0,5 b	32,2 c
CLE	38,4 b	23,8 a	39,8 a	59,1 a	39,1 a	26,1 a	17,7 a	10,8 a	254,9 a
CLP	46,1 b	29,7 a	42,5 a	64,5 a	37,2 a	24,4 a	23,8 a	13,1 a	281,3 a
C+MAP	71,1 a	36,6 a	31,5 b	65,5 a	25,0 c	16,2 b	19,9 a	12,8 a	278,6 a
C+ASD	27,1 c	28,0 a	28,5 b	55,5 a	20,0 d	14,7 b	8,6 b	12,1 a	194,5 b
ASD	37,0 b	33,9 a	41,7 a	65,4 a	32,0 b	22,0 a	20,0 a	11,0 a	263,2 a
MAP	48,3 b	35,3 a	31,7 b	51,0 a	9,1 e	16,2 b	13,5 a	9,6 a	214,6 b
CV (%)	18,6	25,5	13,3	16,4	15,6	17,4	26,5	28,8	9,6

Médias acompanhadas por letras iguais na mesma coluna não diferem estatisticamente segundo o teste Scott-Knott à 5% de significância. CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD = composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

Ao final de oito ciclos, o P total acumulado dos tratamentos com fontes recicladas superou o MAP, exceto C+ASD que foi similar (Tabela 4), e isso refletiu também na maior eficiência agrônômica relativa (EAR) das plantas em acumular P na biomassa quando adubadas com fontes derivadas de lodo, comparadas ao MAP (Figura 3A). Embora não tenha havido diferença significativa entre estes tratamentos na EAR, o P aplicado no solo via adubação foi utilizado de forma distinta pelas plantas, variando entre os ciclos e as fontes, como pode ser observado na eficiência de absorção de P (EAP) (Figura 3B).

No tratamento C+MAP, 21% do P aplicado foi absorvido logo no primeiro ciclo, superior ao MAP (14%), o que pode explicar a maior produção de MS do C+MAP neste período. Por outro lado, aproximadamente 17% e 16% do P aplicado com CLE e CLP foi acumulado no 5° e 6° ciclos respectivamente, contra 9,6% e 4,8% com C+MAP e MAP no mesmo período. CLE, CLP, ASD e C+ASD solubilizaram P de forma mais lenta, e por isso apresentam potencial de disponibilizar P de médio a longo prazo para as culturas, ao passo que o organomineral C+MAP pode viabilizar o suprimento de P no início do cultivo e ainda possui maior efeito residual que o fertilizante convencional MAP, o que lhe confere uma vantagem em relação as demais fontes se for considerado a utilização em culturas que absorvem maior quantidade de P no início do desenvolvimento.

As diferenças encontradas no aproveitamento de P pelas plantas se dão devido a dinâmica de solubilização de P de cada fertilizante. A eficiência de uso do P de fontes de solubilização lenta como cinzas e compostos orgânicos geralmente é menor que de fontes

minerais quando avaliado em experimentos de curta duração. Porém, quando se considera cultivos mais longos, essas fontes podem equiparar ou superar a eficiência da adubação com fertilizantes minerais mais solúveis (Lemming et al., 2017), como ficou evidente neste trabalho. Além do mais, a liberação imediata de grande quantidade de P solúvel pode não conferir uma vantagem em relação à liberação gradual, pois nem sempre se reflete em maiores ganhos de produção (Talboys et al., 2016).

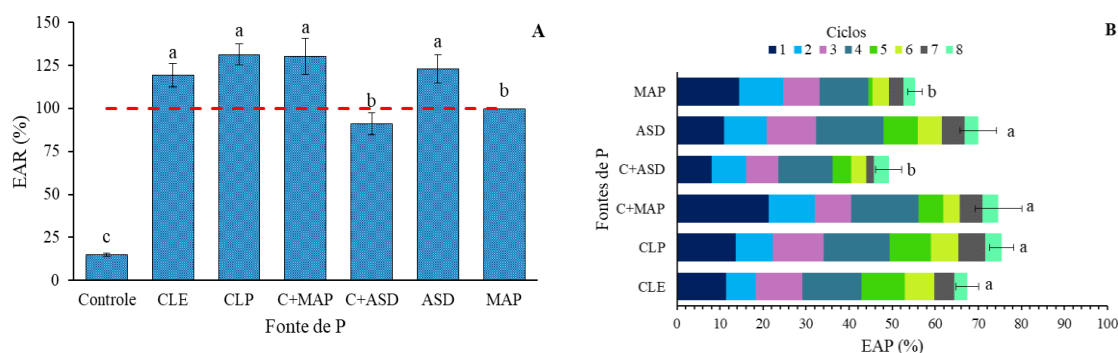


Figura 3. Eficiência agrônômica relativa (EAR) do acúmulo de P na biomassa aérea dos tratamentos com fontes recicladas e o MAP (A). Eficiência de absorção de P (EAP) da braquiária durante 8 ciclos, com relação ao P aplicado inicialmente no solo (B). Letras iguais não diferem estatisticamente segundo o teste Scott-Knott à 5% de significância. As barras de erro representam o erro padrão da média. CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD = composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

4.3.3. P no solo

No geral o P encontrado no solo acumulou-se nas seguintes frações em ordem decrescente: P não lábil > P moderadamente lábil > P lábil, tanto no 4° quanto no 8° ciclo. Apesar desta semelhança, houve uma ligeira redução no P total do 4° para o 8° ciclo, o que era esperado devido à exportação de P pela biomassa removida nos cultivos sucessivos, sem reposição de P no solo (Figura 4). Também se observa pouca diferença nas frações do P do solo nos tratamentos com P em relação ao controle, indicando que grande parte do P disponibilizado pela adubação foi utilizado pelas plantas, e que até o P nativo do solo, que se encontrava em frações menos lábeis, também pode ter contribuído com o equilíbrio do P da solução do solo em longo-prazo.

A respeito do P lábil, houve pouca variação entre os tratamentos, o maior valor encontrado foi 29,5 mg kg⁻¹ com ASD, e o menor 17,8 mg kg⁻¹ no controle, ambos no 4° ciclo (Figura 4A). Em relação aos organominerais, no 4° ciclo o P lábil do tratamento C+MAP = 28 mg kg⁻¹ assemelhou-se ao MAP = 28,6 mg kg⁻¹, mas no 8° ciclo C+MAP = 29,0 mg kg⁻¹ foi maior que MAP = 22,7 mg kg⁻¹. Por sua vez, o organomineral C+ASD proporcionou menos P lábil que ASD no 4° ciclo, porém foi superior no 8° ciclo, demonstrando que mesmo a mistura de ASD com CLE resultando em um produto mais recalcitrante, que diminuiu a absorção de P pelas plantas, com o passar do tempo o mesmo ainda pode disponibilizar P biodisponível ao solo.

Esses resultados sustentam o argumento de que FOMs são capazes de fornecer nutrientes ao solo em formas disponíveis para as plantas por um período de tempo maior comparado a adubos minerais, pois o componente mineral permanece ligado ou adsorvido à parte orgânica, e por isso necessita da decomposição da matéria orgânica para disponibilização no nutriente que ocorre de forma lenta e gradual, tornando-os mais eficientes em relação às fontes minerais solúveis que disponibilizam nutriente suficiente apenas por um curto período para as culturas (Kominko et al., 2017).

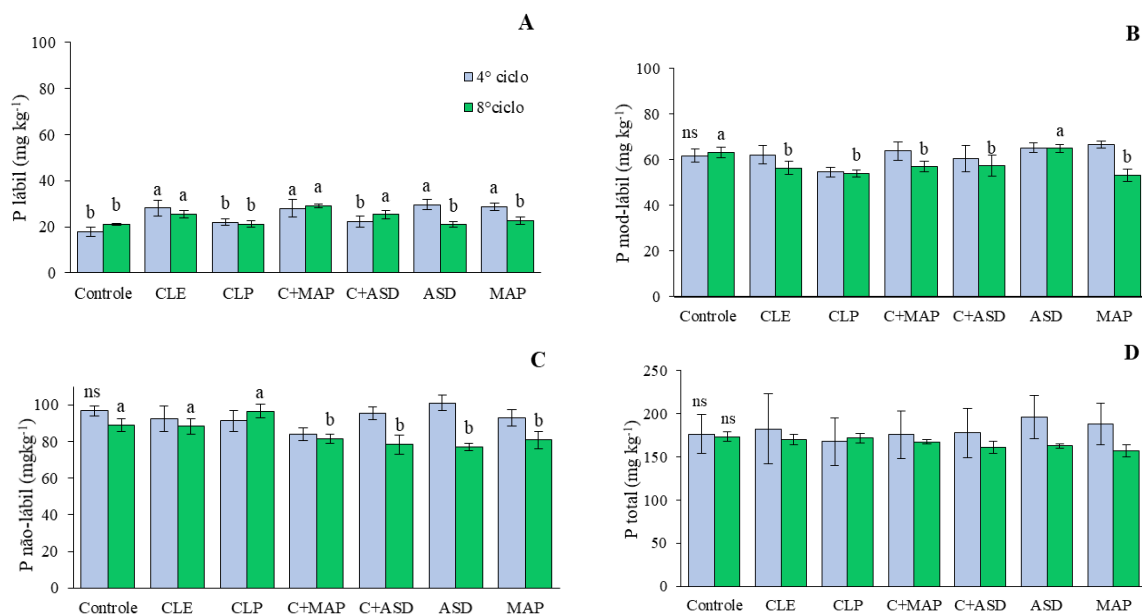


Figura 4. Formas de P no solo, lábil (A), moderadamente lábil (B) e não lábil (C), e P total (D) no 4° e 8° ciclo da braquiária. Letras iguais não diferem estatisticamente segundo o teste Scott-Knott à 5% de significância. As barras de erro representam o erro padrão da média. CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD= composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

O CLE apresentou mais P lábil no solo que o CLP nos dois ciclos analisados (CLE = 28,1 e 25,6 mg kg⁻¹; CLP = 21,9 e 21,2 mg kg⁻¹ no 4° e 8° ciclos respectivamente), porém considerando o P acumulado na biomassa do 4° e 8° ciclos, mesmo sem diferença estatística, o CLP ainda foi maior que CLE (Tabela 4), e por isso, pode-se inferir que essa menor quantidade de P lábil em CLP seja devido à maior absorção de P pelas plantas neste tratamento.

A maior parte do P lábil do solo estava na fração orgânica extraído com bicarbonato (Tabela S3), assim como verificado por Houben et al. (2019) após um ano da aplicação de LE no solo. Os autores atribuíram aos microrganismos o papel de agentes tamponantes do P da solução do solo (P lábil), pois pela exsudação de enzimas extracelulares os mesmos são capazes de mobilizar o P de frações menos lábeis, acumulá-lo em sua biomassa por um tempo e liberá-lo através do rompimento de suas células. Este mecanismo descrito é importante para garantir a constante reposição do P na solução, prevenindo que o elemento seja adsorvido pelo solo, e por isso os autores referiram-se aos microrganismos como “estoques de curto prazo de formas disponíveis de P”.

Do 4° para o 8° ciclo houve diminuição do Pi lábil, aumento do Po lábil (PoBic), e redução do Po não lábil (Po-Hid 0,5) em todos os tratamentos, sinalizando que pode ter ocorrido mobilização do Po de frações menos lábeis, provavelmente causada pelos microrganismos do solo como discorrido anteriormente (Tabela S3). Enquanto há Pi lábil suficiente para manter o equilíbrio de P na solução, o P recalcitrante é preservado, mas com a depleção do P prontamente disponível, as frações menos lábeis podem ser mobilizadas para repor a solução do solo, porém em uma velocidade menor do que a necessária para manter produção satisfatória das culturas agrícolas (Gatiboni et al., 2007).

O P moderadamente lábil e não lábil não diferiu entre os tratamentos no 4° ciclo, porém no 8° ciclo, o controle (63,4 mg kg⁻¹) e ASD (65,0 mg kg⁻¹) apresentaram mais P moderadamente lábil que os demais; enquanto o controle, CLE e CLP tiveram mais P não lábil (89,1; 88,3; 96,6 mg kg⁻¹ respectivamente) (Figura 4). Embora encontrado diferenças estatísticas, elas não foram tão significativas como era esperado com a adição de P pelas fontes recicladas, ainda mais considerando a concentração de P moderadamente e não lábil no solo do controle, sendo igual ou maior que em solos adubados.

A depleção de P lábil do solo causada pela extração dos cultivos sucessivos da braquiária, pode ter feito com que o P disponibilizado pelos fertilizantes se esgotasse com o tempo, predominando as formas menos lábeis que já existiam no solo. Além disso, deve ser levado em conta os períodos de coleta do solo (137 e 257 dias), pois à medida que o P vai “envelhecendo” no solo, a energia de ligação entre o elemento e os minerais do solo tendem a aumentar (Dos Santos et al., 2008; Raniro et al., 2022), até se tornar praticamente irreversível, e no caso de solos altamente intemperizados a velocidade da sorção é maior que a dessorção, dificultando a recuperação do P adsorvido na matriz do solo (Guedes et al., 2016).

Raniro et al. (2022) também encontraram mais P na fração não lábil em experimento com cana-de-açúcar utilizando um Latossolo coletado no mesmo local ao deste estudo, com aplicação de ASD, estruvita e superfosfato triplo (SPT), que comparado aos resultados obtidos no presente trabalho, corroboram com o argumento levantado pelo autor de que o P não lábil está mais relacionado com as características do solo do que as doses e a fonte fosfatada. Os resultados também assemelham-se com os de Frazão et al. (2019) que avaliou o cultivo de milho por 45 dias com aplicação de FOM de cama de frango + SPT, a maior parte do P do solo estava na fração não lábil e houve pouca diferença na concentração de P com a aplicação de FOM e SPT em Latossolo, mas em contrapartida, em Neossolo quartzarênico houve variação nas concentrações de P. Esses resultados demonstram que em solos com alta capacidade de fixação P como o Latossolo, o P se encontra principalmente em formas não lábeis, devido a predominância de minerais como hematita, gibsita e caulinita que fazem ligações específicas com o P, diminuindo assim sua biodisponibilidade.

Embora os fertilizantes reciclados do LE sejam fontes de solubilização lenta de P e provocam efeito residual maior comparado à fertilizantes minerais solúveis, é necessário conhecer o quanto do P que é liberado no solo estará realmente biodisponível e por quanto tempo, pois mesmo que as frações menos lábeis possam contribuir na reposição do P na solução, a velocidade que esta reposição ocorre pode não ser compatível com a demanda da planta.

4.4. Conclusão

A mistura de lodo de esgoto compostado com o fertilizante fosfatado solúvel (MAP) nas proporções descritas neste estudo, resultaram em um fertilizante organomineral (C+MAP) que possui liberação gradual de P no solo, e foi capaz de aumentar a produção de massa seca no primeiro ciclo e massa seca acumulada de braquiária, em relação ao fertilizante convencional, sinalizando que o produto tem potencial para ser utilizado em alternativa a fertilizantes fosfatados minerais, inclusive em culturas anuais.

A mistura organomineral do CLE com cinzas termoquimicamente tratadas (ASD) resultou em um produto que prejudicou o acúmulo de P das plantas e limitou a produção da forragem especialmente no estabelecimento, não sendo recomendado a utilização desta composição em plantas de ciclo curto. Já o CLE e sua forma peletizada podem ser utilizados como fontes de P de liberação lenta, com capacidade de fornecer P de médio a longo-prazo, recomendado para culturas perenes de ciclo mais longo.

Fertilizantes organominerais peletizados podem fornecer P lábil ao solo por um período de tempo maior comparado à fertilizantes minerais solúveis, por isso possuem efeito residual maior e também contribuem para aumentar a eficiência do uso de P, principalmente em solos muito intemperizados com grande capacidade de fixação de P.

Referências

- Adam, C., Peplinski, B., Michaelis, M., Kley, G., Simon, F.G., 2009. Thermochemical treatment of sewage sludge ashes for phosphorus recovery. *Waste Manag.* 29, 1122–1128. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.09.011>
- Antille, D.L., Sakrabani, R., Godwin, R.J., 2014. Phosphorus Release Characteristics from Biosolids-Derived Organomineral Fertilizers. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 45, 2565–2576. <https://doi.org/10.1080/00103624.2014.912300>
- Ashley, K., Cordell, D., Mavinic, D., 2011. A brief history of phosphorus: From the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere* 84, 737–746. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.03.001>
- Barcelos, A.F., de Lima, J.A., Pereira, J.P., Guimarães, P.T.G., Evangelista, A.R., Gonçalves, C.C. de M., 2011. Adubação de capins do gênero *Brachiaria*. EPAMIG, Belo Horizonte.
- Brännvall, E., Wolters, M., Sjöblom, R., Kumpiene, J., 2015. Elements availability in soil fertilized with pelletized fly ash and biosolids. *J. Environ. Manage.* 159, 27–36. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.032>
- Brasil, 2021. Plano nacional de fertilizantes 2050. Secretaria Especial de Assuntos Estratégicos 1, 195.

- Brasil, 2020. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). Resolução nº 498, de 9 de agosto de 2020.
- Brasil, 2006. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006.
- Campos, F. da S. de, Alves, M.C., 2008. Uso de lodo de esgoto na reestruturação de solo degradado. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 32, 1389–1397. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000400003>
- Casagrande, D.R., Ruggieri, A.C., Janusckiewicz, E.R., Gomide, J.A., Reis, R.A., da Silva Valente, A.L., 2010. Características morfogênicas e estruturais do capim-marandu manejado sob pastejo intermitente com diferentes ofertas de forragem. *Rev. Bras. Zootec.* 39, 2108–2115. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982010001000002>
- Cordell, D., Drangert, J.O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Glob. Environ. Chang.* 19, 292–305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Deeks, L.K., Chaney, K., Murray, C., Sakrabani, R., Gedara, S., Le, M.S., Tyrrel, S., Pawlett, M., Read, R., Smith, G.H., 2013. A new sludge-derived organo-mineral fertilizer gives similar crop yields as conventional fertilizers. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 539–549. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0135-z>
- Demirbas, A., Edris, G., Alalayah, W.M., 2017. Sludge production from municipal wastewater treatment in sewage treatment plant. *Energy Sources, Part A Recover. Util. Environ. Eff.* 39, 999–1006. <https://doi.org/10.1080/15567036.2017.1283551>
- Dos Santos, D.R., Gatiboni, L.C., Kaminski, J., 2008. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Cienc. Rural* 38, 576–586. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782008000200049>
- Embrapa, 2009. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Embrapa Informação Tecnológica 627.
- Ferraro, D.O., Oesterheld, M., 2002. Effect of defoliation on grass growth. A quantitative review. *Oikos* 98, 125–133. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980113.x>
- Frazão, J.J., Benites, V. de M., Ribeiro, J.V.S., Pierobon, V.M., Lavres, J., 2019. Agronomic effectiveness of a granular poultry litter-derived organomineral phosphate fertilizer in tropical soils: Soil phosphorus fractionation and plant responses. *Geoderma* 337, 582–593. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.003>
- Gatiboni, L.C., Kaminski, J., Rheinheimer, D. dos S., Flores, J.P.C., 2007. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 31, 691–699. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832007000400010>
- Guedes, R.S., Melo, L.C.A., Vergütz, L., Rodríguez-Vila, A., Covelo, E.F., Fernandes, A.R., 2016. Adsorption and desorption kinetics and phosphorus hysteresis in highly weathered soil by stirred flow chamber experiments. *Soil Tillage Res.* 162, 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.04.018>
- Hawrot-paw, M., Mikiciuk, M., Koniuszy, A., Meller, E., 2022. Influence of Organomineral Fertiliser from Sewage Sludge on Soil Microbiome and Physiological Parameters of Maize (*Zea mays* L.). *Agronomy* 12. <https://doi.org/10.3390/agronomy12051114>

- Hedley, M.J., Stewart, J.W.B., Chauhan, B.S., 1982. Changes in Inorganic and Organic Soil Phosphorus Fractions Induced by Cultivation Practices and by Laboratory Incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 970–976. <https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600050017x>
- Hermann, L., Schaaf, T., 2018. Outotec (AshDec®) process for P fertilizers from sludge ash, in: *Phosphorus Recovery and Recycling*. pp. 221–233. https://doi.org/10.1007/978-981-10-8031-9_15
- Hettiarachchi, L., Jayathilake, N., Fernando, S., Gunawardena, S., 2019. Effects of compost particle size, moisture content and binding agents on co-compost pellet properties. *Int. J. Agric. Biol. Eng.* 12, 184–191. <https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20191204.4354>
- Houben, D., Michel, E., Nobile, C., Lambers, H., Kandeler, E., Faucon, M.P., 2019. Response of phosphorus dynamics to sewage sludge application in an agroecosystem in northern France. *Appl. Soil Ecol.* 137, 178–186. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.017>
- J.Murphy, J.P.Riley, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27, 31–36. <https://doi.org/10.18393/ejss.477560>
- Kaza, S., Lisa, Y., Perinaz, B.-T., Van Woerden, F., 2018. *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*, Urban Deve. ed. Washington, DC. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>
- Kominko, H., Gorazda, K., Wzorek, Z., 2022. Effect of sewage sludge-based fertilizers on biomass growth and heavy metal accumulation in plants. *J. Environ. Manage.* 305, 114417. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114417>
- Kominko, H., Gorazda, K., Wzorek, Z., 2021. Formulation and evaluation of organo-mineral fertilizers based on sewage sludge optimized for maize and sunflower crops. *Waste Manag.* 136, 57–66. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.09.040>
- Kominko, H., Gorazda, K., Wzorek, Z., 2017. The Possibility of Organo-Mineral Fertilizer Production from Sewage Sludge. *Waste and Biomass Valorization* 8, 1781–1791. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9805-9>
- Lemming, C., Bruun, S., Jensen, L.S., Magid, J., 2017. Plant availability of phosphorus from dewatered sewage sludge, untreated incineration ashes, and other products recovered from a wastewater treatment system. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 180, 779–787. <https://doi.org/10.1002/jpln.201700206>
- McLaughlin, M.J., McBeath, T.M., Smernik, R., Stacey, S.P., Ajiboye, B., Guppy, C., 2011. The chemical nature of P accumulation in agricultural soils-implications for fertiliser management and design: An Australian perspective. *Plant Soil* 349, 69–87. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0907-7>
- Monda, H., Cozzolino, V., Vinci, G., Spaccini, R., Piccolo, A., 2017. Molecular characteristics of water-extractable organic matter from different composted biomasses and their effects on seed germination and early growth of maize. *Sci. Total Environ.* 590–591, 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.026>
- Mumbach, G.L., Gatiboni, L.C., de Bona, F.D., Schmitt, D.E., Corrêa, J.C., Gabriel, C.A., Dall’Orsoletta, D.J., Iochims, D.A., 2020. Agronomic efficiency of organomineral fertilizer in sequential grain crops in southern Brazil. *Agron. J.* 112, 3037–3049. <https://doi.org/10.1002/agj2.20238>

- Nascimento, A.L., de Souza, A.J., Oliveira, F.C., Coscione, A.R., Viana, D.G., Regitano, J.B., 2020. Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. *J. Clean. Prod.* 258. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120746>
- O'Connor, G.A., Sarkar, D., Brinton, S.R., Elliott, H.A., Martin, F.G., 2013. Phytoavailability of Biosolids Phosphorus. *J. Chem. Inf. Model.* 53, 1689–1699.
- Prates, A.R., Coscione, A.R., Teixeira Filho, M.C.M., Miranda, B.G., Arf, O., Abreu-junior, C.H., Oliveira, F.C., Galindo, F.S., 2020. Composted Sewage Sludge Enhances Soybean Production and Agronomic Performance in Naturally Infertile Soils (Cerrado Region, Brazil). *Agronomy* 19.
- Raij, B. van, Cantarella, H., Quaggio, J., A.M.C, F., 1997. Boletim Técnico 100, Instituto. ed, Recommendations for Fertilization and Liming For the State of São Paulo.
- Raniero, H.R., Soares, T. de M., Adam, C., Pavinato, P.S., 2022. Waste-derived fertilizers can increase phosphorus uptake by sugarcane and availability in a tropical soil#. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 1–12. <https://doi.org/10.1002/jpln.202100410>
- Rezende, A.V. de, Lima, J.F. de, Rabelo, C.H.S., Rabelo, F.H.S., Nogueira, D.A., Carvalho, M., Faria Junior, D.C.N.A. de, Barbosa, L. de Á., 2011. Morpho-physiological characteristics of *Brachiaria brizantha* cv. Marandu in response to phosphate fertilization. *Rev. Agrar.* 4, 222–227.
- Rigueiro-Rodríguez, A.A., Ferreiro-Domínguez, N., Mosquera-Losada, M.R., 2010. The effects of fertilization with anaerobic, composted and pelletized sewage sludge on soil, tree growth, pasture production and biodiversity in a silvopastoral system under ash (*Fraxinus excelsior* L.). *Grass Forage Sci.* 65, 248–259. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00743.x>
- Rodrigues, M.M., Viana, D.G., Oliveira, F.C., Alves, M.C., Regitano, J.B., 2021. Sewage sludge as organic matrix in the manufacture of organomineral fertilizers: Physical forms, environmental risks, and nutrients recycling. *J. Clean. Prod.* 313. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127774>
- Sakurada, R., Batista, L.M.A., Inoue, T.T., Muniz, A.S., Pagliar, P.H., 2016. Organomineral phosphate fertilizers: Agronomic efficiency and residual effect on initial corn development. *Agron. J.* 108, 2050–2059. <https://doi.org/10.2134/agronj2015.0543>
- Sakurada, R.L., Muniz, A.S., Sato, F., Inoue, T.T., Neto, A.M., Batista, M.A., 2019. Chemical, Thermal, and Spectroscopic Analysis of Organomineral Fertilizer Residue Recovered from an Oxisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 83, 409–418. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.08.0294>
- Santos, V.R. dos, Moura Filho, G., Albuquerque, A.W. de, Costa, J.P.V. da, Santos, C.G. dos, Santos, A.C.I. dos, 2009. Crescimento e produtividade agrícola de cana-de-açúcar em diferentes fontes de fósforo. *Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambient.* 13, 389–396. <https://doi.org/10.1590/s1415-43662009000400004>
- Santos et al., 2018. Sistema brasileiro de classificação de solos, 5. ed, Embrapa Solos. Brasília.
- Santos, H., Fonseca, D., Cantarutti, R., Alvarez, V., Nascimento Júnior, D., 2002. NÍVEIS CRÍTICOS DE FÓSFORO NO SOLO E NA PLANTA PARA GRAMÍNEAS FORRAGEIRAS TROPICAIS, EM DIFERENTES IDADES. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* 26, 173–182. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982009001000004>
- Schultz, T.E., 2005. Biological wastewater treatment, Chemical Engineering.

- Sharma, B., Sarkar, A., Singh, P., Singh, R.P., 2017. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. *Waste Manag.* 64, 117–132. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.002>
- Singh, R.P., Agrawal, M., 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Manag.* 28, 347–358. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.010>
- Soares, W.V., Lobato, E., Souza, D.M.G. De, Vilela, L., 2001. Adubação Fosfatada para Manutenção de Pastagens de *Brachiaria decumbens* no Cerrado. *Comun. técnico da EMBRAPA* 1–5.
- Talboys, P.J., Heppell, J., Roose, T., Healey, J.R., Jones, D.L., Withers, P.J.A., 2016. Struvite: a slow-release fertiliser for sustainable phosphorus management? *Plant Soil* 401, 109–123. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2747-3>
- van der Kooij, S., van Vliet, B.J.M., Stomph, T.J., Sutton, N.B., Anten, N.P.R., Hoffland, E., 2020. Phosphorus recovered from human excreta: A socio-ecological-technical approach to phosphorus recycling. *Resour. Conserv. Recycl.* <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104744>
- Waqas, M., Nizami, A.S., Aburizaiza, A.S., Barakat, M.A., Rashid, M.I., Ismail, I.M.I., 2018. Optimizing the process of food waste compost and valorizing its applications: A case study of Saudi Arabia. *J. Clean. Prod.* 176, 426–438. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.165>

Material Suplementar

Tabela S1. Teor de P (g/kg) na matéria seca da parte aérea de *Urochloa brizantha*.

Tratamento	CICLOS								Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	
Controle	1,76	1,37	1,01	1,40	1,24	1,15	0,80	0,64	1,17
CLE	2,46	3,11	2,09	1,74	1,68	1,26	1,05	0,80	1,82
CLP	3,17	2,38	2,08	2,07	1,81	1,24	1,17	0,84	1,84
C+MAP	3,36	2,35	1,72	2,31	1,51	1,03	1,10	0,97	1,79
C+ASD	2,84	2,77	1,49	1,97	1,42	1,17	1,09	0,76	1,69
ASD	2,41	2,28	1,99	2,37	1,70	1,22	1,09	0,77	1,73
MAP	2,83	2,36	1,61	1,76	1,10	1,02	0,87	0,73	1,53

CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD= composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

Tabela S2. Análise química de lodo de esgoto e composto orgânico de lodo de esgoto da ETE Bela Vista – Piracicaba, SP.

Determinações	Lodo de esgoto		Composto Orgânico	
	Base Seca (65°C)	Base Úmida	Base Seca (65°C)	Base Úmida
pH (CaCl ₂ 0,01 M)	-	7,1	-	6,4
		----- % -----		
Matéria Orgânica Total	72,64	11,47	67,92	65,42
Carbono Orgânico	31,22	4,93	36,52	35,18
Resíduo Mineral Total	20,96	3,31	26,76	25,78
Nitrogênio (N)	6,78	1,07	3,73	3,59
Fósforo (P ₂ O ₅)	2,41	0,38	2,46	2,37
Potássio K ₂ O	0,19	0,03	1,10	1,06
Cálcio (Ca)	0,82	0,13	3,08	2,97
Magnésio (Mg)	0,32	0,05	0,63	0,61
Enxofre (S)	0,13	0,02	0,52	0,50
		----- mg/kg -----		
Cobre (Cu)	108	17	94	91
Manganês (Mn)	196	31	274	264
Zinco (Zn)	469	74	407	392
Ferro (Fe)	12.483	1.971	13.073	12.592
Boro (B)	25	4	15	14
Sódio (Na)	969	153	898	865

Tabela S3. Fracionamento do P do solo no 4° e 8° ciclos de corte da braquiária.

Tratamento	Lábil		Moderadamente lábil				Não lábil			P total	
	P (mg kg ⁻¹)										
	P-RTA	Pi-Bic	Po-Bic	Pi-Hid 0,1	Po-Hid 0,1	P-HCl	Pi-Hid 0,5	Po-Hid 0,5	P-resid		
4° ciclo											
Controle	1,1	2,7	14,0	21,6	37,8	2,5	14,7	24,0	58,1	176,6	
CLE	4,7	6,7	16,7	26,1	32,0	4,1	15,7	20,4	56,3	182,7	
CLP	1,8	3,2	16,9	20,6	31,4	2,7	14,4	18,7	58,1	167,9	
C+MAP	5,4	8,3	14,3	27,8	32,0	4,1	17,4	13,9	52,6	175,9	
C+ASD	2,3	2,5	17,3	23,0	33,4	4,1	14,6	24,3	56,3	177,9	
ASD	6,5	8,8	14,3	33,2	27,4	4,8	14,4	26,9	59,7	196,0	
MAP	6,3	6,2	16,1	30,9	32,9	2,9	15,4	21,5	56,1	188,3	
8° ciclo											
Controle	0,9	1,8	18,3	16,9	44,2	2,3	18,0	15,4	55,7	173,5	
CLE	0,9	2,2	22,5	17,7	35,8	3,0	20,3	11,8	56,2	170,4	
CLP	1,0	1,6	18,6	16,1	35,4	2,6	24,2	8,1	64,3	171,9	
C+MAP	0,8	1,7	26,6	17,8	36,0	3,1	23,4	3,1	54,9	167,4	
C+ASD	0,5	3,2	22,4	18,9	35,2	3,3	22,6	4,4	51,5	161,1	
ASD	0,6	3,0	17,3	22,0	38,1	4,9	22,7	4,8	49,6	162,9	
MAP	2,4	3,4	16,9	18,3	30,9	4,2	20,9	14,9	45,0	156,9	

CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD = composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.

Tabela S4. Análise química de pH e nutrientes do solo coletado no 4° e 8° ciclo.

Tratamento	4° Ciclo					8° Ciclo				
	pH	P mg dm ⁻³	K mmolc.dm ⁻³	Ca mmolc.dm ⁻³	Mg mmolc.dm ⁻³	pH	P mg dm ⁻³	K mmolc.dm ⁻³	Ca mmolc.dm ⁻³	Mg mmolc.dm ⁻³
Controle	4,4	2,8	4,6	15,7	5,0	5,1	4,5	13,7	29,8	13,2
Controle	5,2	2,1	4,7	21,1	7,5	4,6	3,1	14,8	20,1	12,3
Controle	4,5	3,9	8,7	27,8	11,4	4,9	3,3	8,4	19,0	8,8
Controle	4,8	2,3	4,5	19,1	6,2	4,8	3,1	8,9	14,8	6,5
CLE	4,9	10,9	0,4	26,4	2,2	5,2	4,9	0,5	22,6	3,0
CLE	5,2	8,5	0,4	26,5	3,4	4,7	4,5	0,7	19,2	5,8
CLE	5,4	10,0	0,4	26,2	3,8	4,8	4,7	0,6	19,3	2,6
CLE	5,1	8,3	0,4	25,4	3,7	4,4	3,5	0,5	14,5	5,3
CLP	4,9	4,7	0,3	19,8	2,3	4,6	6,4	0,7	17,8	1,5
CLP	4,4	6,6	0,5	15,4	2,0	4,5	3,7	0,7	14,0	4,1
CLP	5,0	4,9	0,3	23,1	3,3	4,5	2,6	0,4	12,1	1,3
CLP	4,6	5,2	0,4	21,2	2,2	4,9	3,5	0,5	19,3	1,5
C+MAP	5,3	16,3	0,4	25,4	1,2	4,8	3,1	0,3	14,5	1,5
C+MAP	4,4	8,1	0,3	16,3	1,1	4,4	2,6	0,4	12,5	1,3
C+MAP	5,0	11,0	0,4	22,3	3,1	4,5	2,8	0,4	14,9	2,3
C+MAP	4,7	29,6	0,3	18,5	1,3	4,0	3,0	0,4	7,6	0,5
C+ASD	5,0	5,3	0,4	25,5	2,3	4,4	3,3	0,6	18,9	2,1
C+ASD	5,1	8,1	0,4	22,0	2,4	5,0	6,2	0,5	28,1	3,3
C+ASD	5,2	8,3	0,4	22,2	2,8	5,8	6,3	3,4	22,3	4,9
C+ASD	5,3	7,2	0,3	24,3	4,2	4,3	3,5	0,5	18,7	5,8
ASD	5,3	12,4	0,4	22,9	2,3	4,6	6,2	0,4	18,6	4,8
ASD	5,2	10,0	0,4	23,3	1,4	4,7	4,5	0,8	12,7	3,0
ASD	4,9	9,4	0,4	17,8	2,8	5,1	4,9	0,5	25,4	5,8
ASD	5,3	8,6	0,4	26,4	2,2	5,5	5,4	0,8	19,4	3,4
ETV	5,1	12,6	0,4	21,4	3,0	4,3	5,0	0,7	6,1	5,3
ETV	5,2	9,4	0,3	20,5	2,6	5,0	3,9	0,3	13,9	7,2
ETV	5,5	12,2	0,3	25,8	2,4	4,3	3,7	0,4	11,1	1,6
ETV	5,1	12,2	0,3	20,8	3,1	4,5	3,9	0,5	9,0	6,8
MAP	5,3	10,1	0,4	23,6	1,2	5,1	5,0	2,2	16,5	2,7
MAP	4,7	11,4	0,4	18,1	1,1	4,9	5,4	2,7	12,2	3,0
MAP	5,3	9,0	0,3	20,4	2,7	5,1	2,8	0,3	17,7	2,6
MAP	5,3	25,5	0,9	21,7	4,1	5,1	4,4	1,3	13,0	10,3

Métodos de extração: o pH foi medido em CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹; P foi extraído por resina trocadora de íons e determinado por colorimetria; K extração com resina trocadora de íons e determinado em espectrofotômetro de emissão atômica; Ca e Mg foram extraídos com KCl e a determinação foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica. CLE = composto orgânico de lodo de esgoto; CLP = composto de lodo peletizado; C+MAP = composto + MAP; C+ASD = composto + AshDec; ASD = AshDec; MAP = fosfato monoamônico.