

Artigo Técnico

Decomposição de lodo de esgoto utilizando-se cultivo com gramínea e aeração para uso como adubo orgânico

Decomposition of sewage sludge using grass cultivation and aeration for use as organic fertilizer

Marcio Neves Rodrigues^{1*} , Rodinei Facco Pegoraro¹ , Gilmar Rodrigues Cardoso¹ ,
Jéssica Mendes Ferreira¹ , Luiz Arnaldo Fernandes¹ , Reginaldo Arruda Sampaio^{1*} 

RESUMO

O cultivo de gramíneas em lodo de esgoto com aeração melhora a qualidade desse fertilizante, uma vez que o crescimento das raízes, a liberação de exsudatos e a oxigenação favorecem a mineralização dos nutrientes e a humificação da matéria orgânica. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a decomposição de lodo de esgoto utilizando-se cultivo com gramínea e aeração para uso como adubo orgânico. O experimento foi realizado no delineamento em blocos casualizados com quatro repetições, num esquema fatorial 2 x 5, correspondendo à presença ou não de cultivo com *Pennisetum purpureum* em lodo de esgoto, combinado com cinco períodos de aeração: 0, 14, 28, 42 e 60 dias, com vazão de ar de 1,059 dm³.h⁻¹.kg⁻¹ de sólidos voláteis. As análises mostraram que a injeção de ar no lodo de esgoto não influenciou a decomposição da matéria orgânica e a realização de cultivo da gramínea em lodo de esgoto aumentou os teores de N, Ca, S, Na e resíduos minerais solúveis, bem como a condutividade elétrica, indicando sua mineralização. Em contrapartida, o cultivo diminuiu os teores totais de Fe e Pb, propiciando redução no risco de toxidez desses elementos. Para aplicação em solos agrícolas e áreas degradadas, o lodo de esgoto enquadra-se como da classe 2, atendendo completamente à norma vigente. Pelos baixos valores de C orgânico do lodo utilizado, a biomassa vegetal produzida pode ser incorporada ao lodo de esgoto para adequação e registro como fertilizante orgânico.

Palavras-chave: biossólido; fertilizante; reciclagem.

ABSTRACT

The cultivation of grasses in sewage sludge (SS) with aeration improves the quality of this fertilizer, since the growth of the roots, the release of exudates and oxygenation, favor the mineralization of nutrients and the humification of organic matter. Thus, the present work aimed to evaluate the decomposition of SS using grass cultivation and aeration for use as organic fertilizer. The experiment was carried out in a randomized block design with four replications, in a 2 x 5 factorial scheme, corresponding to the presence or absence of culture with *Pennisetum purpureum* in SS, combined with five periods of aeration: 0, 14, 28, 42, and 60 days, with an air flow of 1,059 dm³.h⁻¹.kg⁻¹ of volatile solids. The analyses showed that the air injection in the SS did not influence the decomposition of organic matter and the cultivation of the grass in SS increased the levels of N, Ca, S, Na and soluble mineral residues, as well as the electrical conductivity, indicating its mineralization. On the other hand, cultivation decreased the total levels of Fe and Pb, providing a reduction in the risk of toxicity of these elements. For application in agricultural soils and degraded areas, the sewage sludge is classified as Class 2, completely complying with the current regulation. Due to the low organic C values of the sludge used, the vegetable biomass produced can be incorporated into it for suitability and registration as organic fertilizer.

Keywords: biosolid; organic fertilizer; waste recycling.

INTRODUÇÃO

O Lodo de Esgoto (LE) de estações de tratamento das águas urbanas poluídas caracteriza-se pela presença de poluentes químicos, biológicos, nutrientes e compostos orgânicos. A produção de lodo tem aumentado nos últimos anos

em função do aumento do número dessas estações, como forma de adequação de municípios brasileiros às leis ambientais (ALVARENGA *et al.*, 2017). Por conseguinte, aumentou-se a presença de lodo, nos municípios, como passivo ambiental, em virtude do elevado custo monetário para disposição sustentável.

¹Universidade de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

*Autores correspondentes: marcionrodrigues@gmail.com; reginaldo@terra.com.br

Conflito de interesse: não há conflito de interesses.

Financiamento: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), processo APQ-02844-16.

Recebido: 22/07/2020 - Aceito: 18/04/2021 - Reg. ABES: 20200262

A disposição do lodo em solos agrícolas é considerada alternativa sustentável para destinação desse resíduo, uma vez que substitui parcialmente a adubação mineral e melhora as condições físicas, químicas e biológicas do solo (BERTOLAZI *et al.*, 2016; PEREIRA; GARCIA, 2017). Além disso, o LE atua como condicionador do solo, melhorando a capacidade de troca catiônica, a estrutura do solo e também as atividades da microbiota, as quais, pela respiração, criam um ambiente oxirredutor, sendo, portanto, fundamentais na dinâmica de nutrientes e compostos orgânicos na solução do solo (SANTOS *et al.*, 2011; MONDAL *et al.*, 2015; IGNATOWICZ, 2017).

No processo de estabilização, o LE seco pode ser utilizado como substrato para o cultivo de plantas sob o leito de secagem ou após sua secagem mecânica. Nessa condição, o crescimento de raízes, principalmente as fasciculadas de gramíneas, pode estimular a decomposição do LE e a mineralização dos nutrientes, tornando esse resíduo estabilizado e adequado para o uso agrícola (ALVARENGA *et al.*, 2017; CARDOSO, 2018).

A estabilização do lodo também pode ser acelerada pela presença de aeração, a qual pode evitar problemas de anaerobiose e dissipar o calor excessivo da fase inicial de decomposição, bem como eliminar odores indesejáveis (BRANDT *et al.*, 2017; CARDOSO, 2018). Convém ressaltar que essa técnica pode ser implementada por meio da injeção de ar diretamente na massa de material orgânico em leiras estáticas ou pelo seu reviramento periódico, principalmente na fase inicial, em que há maior produção de calor (COSTA *et al.*, 2006; MATOS *et al.*, 2012).

Ante o exposto, este trabalho teve como objetivo avaliar a decomposição de LE utilizando-se cultivo com *Pennisetum purpureum* e diferentes tempos de aeração, para uso como adubo orgânico.

METODOLOGIA

O estudo foi implementado na fazenda experimental do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais (ICA/UFMG), localizado em Montes Claros (MG), no período de 21 de maio a 20 de julho de 2018. De acordo com a classificação de Köppen, o clima é do tipo Aw, tropical de savana, com chuvas registradas no verão e inverno seco. No período da pesquisa, foram feitos registros climáticos com médias de temperaturas máximas de 28,66°C e mínimas de 15,17°C, evapotranspiração de 4,9 mm e umidade relativa de 59%.

O experimento teve duração de 60 dias e foi conduzido em condições de campo no delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições, em esquema fatorial 2 x 5, com os tratamentos do primeiro fator correspondendo à presença ou à ausência de cultivo com *Pennisetum purpureum* e, do segundo fator, cinco períodos de aeração do substrato (0, 14, 28, 48 e 60 dias de aeração). As parcelas experimentais continham 60 L de LE em sacos do tipo polipropileno revestidas com polietileno para evitar perdas laterais de água (Figura 1). O experimento contou ao todo com 40 unidades experimentais.

O meio de propagação vegetativa do *P. purpureum* foi por estaquia com toletes de 15 cm e uma única gema em cada. Nos sacos com o LE, nas parcelas com cultivo, foram plantados seis toletes em cada e mantidos sob monitoramento constante, a fim de atender às necessidades de água e de controle de pragas.

Para a aeração das parcelas, foram usados dois motores elétricos acoplados a uma ventoinha, com o ar sendo distribuído por duas saídas em cada motor e direcionado por quatro canos PVC de 50 mm, ramificado por canos de 25 mm que alimentavam as unidades experimentais na parte inferior com oito furos de

10 mm de diâmetro espaçados de 8 cm (tipo flauta) e cobertos por uma tela de sombrite para evitar o entupimento dos furos (Figura 1). A aeração ocorreu de modo alternado de 30 minutos (ligado/desligado) durante os 60 dias do experimento, com vazão de ar de 1.059 dm³.h⁻¹.kg⁻¹ de sólidos voláteis (percentagem de sólidos voláteis de 29,14% no LE).

Ao fim de 60 dias, coletaram-se amostras de LE contido no saco de polipropileno na altura de 12,5 cm (camada inferior) e a 37,5 cm (camada superior), ambos a partir do piso, distando 25 cm entre um ponto e outro, pontos A e B (Figura 1). As amostras foram totalmente separadas das raízes, armazenadas em frascos de vidro e conservadas em geladeira a 4°C. Foram realizadas as seguintes análises: pH-H₂O, pH-CaCl₂, matéria orgânica total, Resíduo Mineral Total (RMT), Solúvel (RMS) e Insolúvel (RMI), Capacidade de Troca de Cátions (CTC), C orgânico total e teores totais de N, P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Cr, Pb e Ni (ALCARDE, 2009) e teores de C associados as substâncias húmicas (MENDONÇA; MATOS, 2005).

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, com as médias dos tratamentos qualitativos comparadas a 5% de probabilidade pelo teste de Duncan e as médias quantitativas ajustadas a modelos de regressão, com os coeficientes testados até 10% de probabilidade pelo teste t.

Para a análise dos dados de forma integrada, realizaram-se análises multivariadas, utilizando função de discriminação canônica.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para os teores de macronutrientes primários e valores de pH, somente o teor de N na camada inferior apresentou efeito do cultivo da planta no LE ($p < 0,05$). Os valores de pH-H₂O e pH-CaCl₂ não foram influenciados pelos tratamentos tanto na camada superior quanto inferior do substrato (Tabela 1). No entanto, obteve-se redução média de 5% nos valores de pH (pH-H₂O e pH-CaCl₂) do substrato localizado na camada inferior, possivelmente em decorrência da liberação de compostos ácidos derivados da atividade microbiana decompositora. Cardoso (2018), em sistema de cultivo em LE com *Brachiaria brizantha*, após 90 dias de experimento, observou reduções significativas nos valores de pH-H₂O e pH-CaCl₂ e atribuiu esse resultado ao processo de decomposição da Matéria Orgânica (MO) e à nitrificação do amônio do lodo, liberando ácidos orgânicos e compostos acidificantes.

A Instrução Normativa nº 61 da Secretaria de Defesa Agropecuária do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (SDA/MAPA) 61/2020 (BRASIL, 2020b), a qual estabelece critérios para o registro de fertilizantes orgânicos para comercialização, indica que o produto tenha valor de pH-H₂O de no mínimo 6,0. Neste estudo, o valor médio do pH-H₂O variou, entre as camadas, de 5,6 a 5,8, sendo, portanto, próximo ao valor mínimo especificado. Nesse sentido, para fins de adequação da acidez ativa e equilíbrio da relação Ca/Mg do substrato, pode ser adicionado óxido de magnésio (MgO), tendo-se o cuidado de realizar o procedimento com base na elevação do valor do pH do LE para no máximo 7,0.

Os teores de C orgânico total do LE também não foram influenciados pelo cultivo ou pelo tempo de aeração nas camadas do substrato (Tabela 1). Os teores de C orgânico refletem os teores de MO do substrato e, em consequência disso, indicam que a injeção de ar pelo sistema de aeração forçada não influenciou a sua mineralização, quando comparada aos demais tratamentos. Todavia, observou-se redução média de 23,59% no teor de C, em comparação ao período

inicial, o que indica mineralização da MO ao fim do experimento. O teor inicial de MO do lodo foi de 29 dag.kg⁻¹, sendo considerado baixo para os padrões encontrados em outros estudos, por obterem teores médios entre 45,6 e 73,0 dag.kg⁻¹ (BOZKURT *et al.*, 2010; BERTOLAZI *et al.*, 2016; KULIKOWSKA, 2016).

No fim do período do experimento, os teores médios de C orgânico nas camadas superior e inferior do substrato corresponderam a 13,77 e 14,44 dag.kg⁻¹, respectivamente. Esses teores médios foram influenciados pelos baixos teores iniciais de MO do lodo utilizado no experimento e ficaram pouco abaixo do teor mínimo exigido para o registro do produto como fertilizante orgânico para comercialização, que é de 15 dag.kg⁻¹ (BRASIL, 2020b), no entanto, a incorporação de toda a biomassa da parte aérea e de raízes da gramínea produzida no LE pode elevar os teores de 14 para 15 dag.kg⁻¹.

É importante destacar que, em outros fertilizantes orgânicos muito usados na agricultura, como o esterco bovino curtido, o esterco de galinha e o esterco

de porco, os teores médios de C variam de 6 a 32 dag.kg⁻¹ (VAN RAIJ *et al.*, 1996), ou seja, abrangendo a faixa de teores observada neste estudo. Todavia, ainda seria possível aumentar o teor de C no substrato com a adição dos resíduos vegetais de *P. purpureum* cultivadas no LE.

O teor de N na camada inferior do substrato de LE foi influenciado pela interação entre os tempos de aeração (0, 14, 28, 42 e 60 dias) e a realização ou não de cultivo com *P. purpureum* (Tabela 1), sendo maiores no substrato com *P. purpureum* na ausência de aeração ou sem planta com aeração por 28 dias. No entanto, nos demais tempos de aeração, não foi observada diferença entre tratamentos, o que indica ausência de relação entre o processo de aeração e/ou o cultivo de plantas com a disponibilidade de N do substrato.

O teor médio de N no fim do processo correspondeu a 1,8 dag.kg⁻¹ e foi superior ao mínimo (0,5 dag.kg⁻¹) demandado para registro e comercialização do LE como fertilizante orgânico (BRASIL, 2020b). Esse teor foi considerado

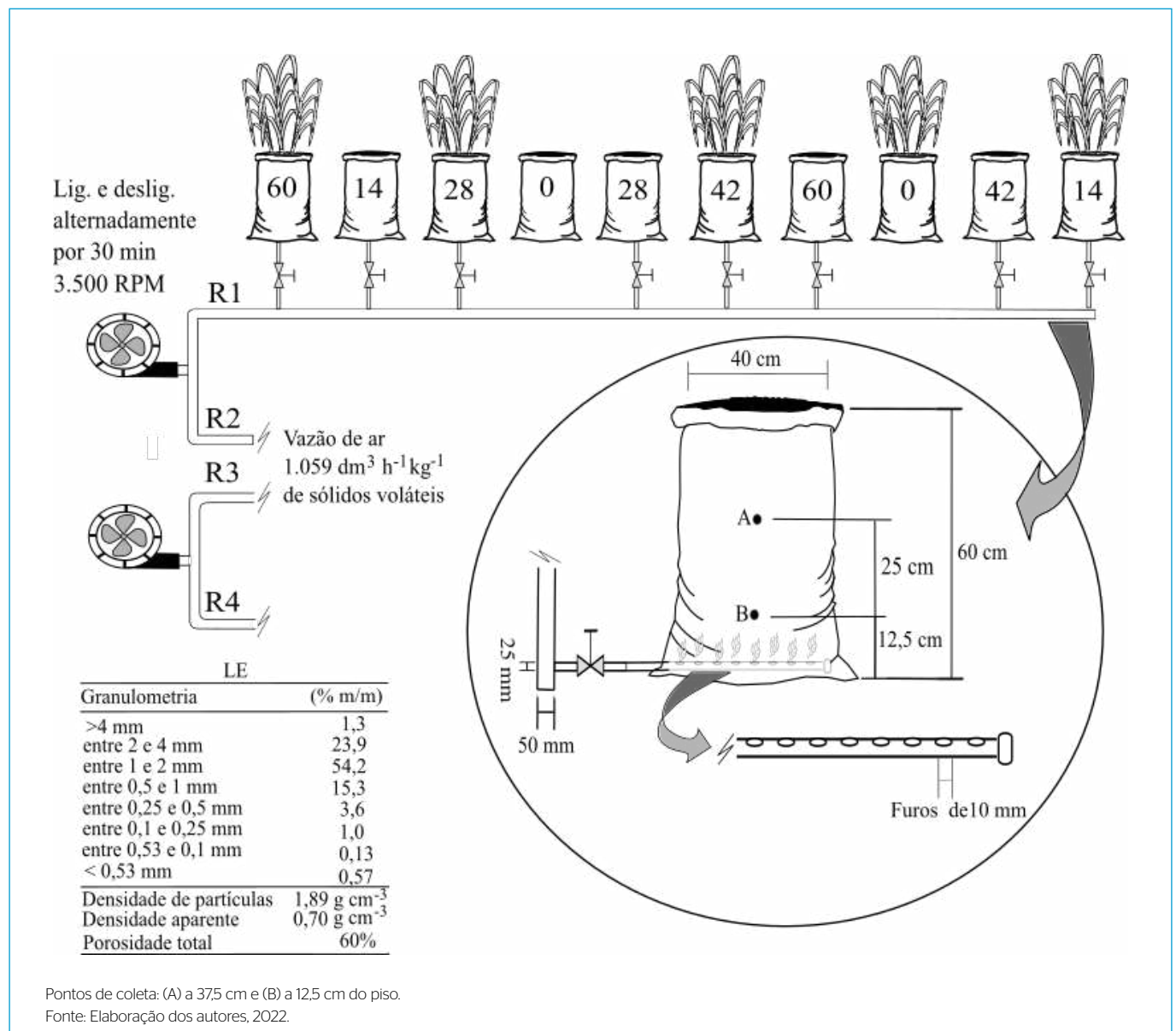


Figura 1 - Sistema de aeração do lodo de esgoto na presença e na ausência de *Pennisetum purpureum* em sacos de polipropileno, por cinco períodos distintos identificados nos sacos com repetições randomizadas do sistema (R1, R2, R3 e R4).

elevado e semelhante a outros substratos orgânicos compostados, como o esterco bovino com palha de trigo, com 2,10 dag.kg⁻¹ de N (WANG *et al.*, 2019), e o esterco suíno com palha de milho, com 2,05 dag.kg⁻¹ de N (LI *et al.*, 2018), o que caracteriza o lodo como importante fonte de N para a agricultura.

A relação C/N não foi influenciada pelos tratamentos em nenhuma das camadas estudadas e foi reduzida em 10,47 e 2,59% nas camadas superior e inferior, respectivamente (Tabela 1). As relações médias variaram de 7,27 a 7,91, indicando a adequada maturidade do material orgânico. A maturidade de fertilizantes orgânicos é considerada adequada ao apresentar relação C/N menor que 25 (DONEDA *et al.*, 2012; HENTZ *et al.*, 2014; AWASTHI *et al.*, 2016), indicando que, em sua composição, ocorre a presença de grupos funcionais ácidos, que lhe conferem características tampão e aumento da CTC do solo (MINDARI *et al.*, 2014). Para registro e comercialização de fertilizante orgânico, o valor exigido deve ser inferior a 20 (BRASIL, 2020b).

Os macronutrientes P e K não foram influenciados pelos tratamentos (Tabela 1). Contudo, aumentaram em até 62% os seus teores no substrato, possivelmente em decorrência da decomposição de frações orgânicas de nutrientes do lodo e mineralização da matéria orgânica que propiciaram a perda de massa via compostos voláteis (C-CO₂, N-NO, N-N₂O, SO₂, H₂S) e o aumento da concentração de minerais no substrato (ALLISON; VITOUSEK, 2005).

No fim, o substrato apresentou o teor de P entre 3,16 e 3,85 dag.kg⁻¹, o que foi considerado muito alto, em comparação aos demais fertilizantes orgânicos utilizados na agricultura. Kiehl e Porta (1981) classificam como muito altos os teores de P maiores do que 0,66 dag.kg⁻¹ em adubos orgânicos. Estudos descrevem teores médios de P variando entre 0,2 e 2,8 dag.kg⁻¹ para esterco bovino

curtido, esterco de galinha, esterco de porco e diversos compostos orgânicos (VAN RAIJ *et al.*, 1996; SEDIYAMA *et al.*, 2000; AL-ROHILY *et al.*, 2013; EKPO *et al.*, 2016).

O teor médio de K no substrato correspondeu a 2,15 dag.kg⁻¹ e, também, foi considerado muito alto. Kiehl e Porta (1981) classificam como muito altos os teores maiores que 1,3 dag.kg⁻¹ em adubos orgânicos. Esses resultados comprovam o potencial do substrato de lodo também como fonte de P e K para as plantas cultivadas, em substituição parcial ao uso de fertilizantes minerais.

Em relação aos teores de macronutrientes secundários e micronutrientes do LE, na camada superior do substrato, os teores de Ca e S foram influenciados pelos tratamentos, sendo maiores no lodo com cultivo de plantas, e, entre os micronutrientes avaliados, apenas o teor de Fe na camada inferior do substrato foi reduzido na presença de cultivo de plantas ($p < 0,05$) (Tabela 2).

O resultado obtido para Ca e S pode ser atribuído à maior presença e decomposição de raízes finas na camada superior do substrato no decorrer do cultivo. A decomposição e a liberação de exsudatos, principalmente de aminoácidos e ácidos orgânicos por parte dessas raízes (CARVALHAIS *et al.*, 2011), aumentam a CTC do lodo e fazem com que cátions de menor demanda se acumulem nas raízes, impedindo parte de sua movimentação (ESPELETA *et al.*, 2017).

Convém destacar que o Ca é constituinte da parede celular das raízes das plantas, o que justifica a sua maior concentração no solo com a decomposição de raízes, enquanto o S faz parte dos aminoácidos que compõem as proteínas das células (MARSCHNER, 2012).

Na camada inferior do substrato, não se obteve influência dos tratamentos nos teores de Ca, Mg e S (Tabela 2). No entanto, seus teores foram incrementados

Tabela 1 - Teores de matéria orgânica e de macronutrientes primários, e valores de pH do lodo de esgoto, em função do não cultivo e cultivo de *P. purpureum* e tempos de aeração.

Variável		Tempo de aeração (dia)					Média total	CV (%)	VMI	A/D (%)
		0	14	28	42	60				
Camada superior										
pH-H ₂ O	Média	5,85	5,82	5,90	5,66	5,87	5,82	3,53	5,85	-0,51
pH-CaCl ₂	Média	5,38	5,32	5,47	5,31	5,41	5,38	2,10	5,51	-2,36
C (dag.kg ⁻¹)	Média	14,28	13,30	13,92	13,88	13,45	13,77	6,69	18,02	-23,59
N (dag.kg ⁻¹)	Média	1,90	1,85	1,90	1,90	1,90	1,89	5,25	2,22	-14,87
C/N	Média	7,48	7,17	7,33	7,31	7,07	7,27	4,90	8,12	-10,47
P (g.kg ⁻¹)	Média	3,85	3,64	3,69	3,68	3,69	3,71	8,22	2,75	34,91
K (g.kg ⁻¹)	Média	1,97	2,01	2,05	1,97	2,04	2,01	5,58	1,41	42,55
Camada inferior										
pH-H ₂ O	Média	5,59	5,57	5,59	5,58	5,56	5,58	3,59	5,85	-4,62
pH-CaCl ₂	Média	5,27	5,20	5,25	5,24	5,22	5,24	1,72	5,51	-4,90
C (dag.kg ⁻¹)	Média	14,72	14,14	14,38	14,75	14,19	14,44	5,98	18,02	-19,87
C/N	Média	8,11	7,90	7,84	8,03	7,65	7,91	6,20	8,12	-2,59
P (g.kg ⁻¹)	Média	3,73	3,36	3,16	3,65	3,75	3,53	26,95	2,75	28,36
K (g.kg ⁻¹)	Média	2,32	2,23	2,23	2,29	2,32	2,28	8,96	1,41	61,70
N (dag.kg ⁻¹)	Média SP	1,73 b	1,81 a	1,92 a	1,85 a	1,91 a	1,83	6,09	2,22	-17,57
	Média CP	1,92 a	1,79 a	1,75 b	1,84 a	1,80 a				

Apenas para o teor de N na camada inferior houve efeito do cultivo da planta. As médias seguidas da mesma letra na vertical não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Duncan; VMI: valores médios da caracterização inicial do lodo de esgoto; A/D: percentual de acréscimo ou decréscimo em relação ao valor de caracterização inicial (VMI); SP: não cultivo de *P. purpureum*; CP: cultivo de *P. purpureum*; CV: coeficiente de variação.

Fonte: Elaboração dos autores, 2022.

em 38,4%, 11,6% e 15,3%, respectivamente, em comparação à camada superior do substrato. Isso indica que houve movimentação desses íons em profundidade. A alta solubilidade e a facilidade de lixiviação desses macronutrientes em substratos e solos já foram descritas por vários autores (ANDERSON *et al.*, 2006; SOUZA JÚNIOR *et al.*, 2008; TIECHER *et al.*, 2012; MALUF *et al.*, 2015).

Os teores médios de Ca, Mg e S no substrato foram considerados alto, baixo e médio, respectivamente (Tabela 2). Kiehl e Porta (1981) classificam como muito alto os teores Ca, Mg e S maiores que 29, 12 e 5 g.kg⁻¹, respectivamente, em adubos orgânicos. Outros fertilizantes orgânicos apresentam faixas de teores de 12,0 a 23,0 g.kg⁻¹ para Ca, 2,4 a 6,0 g.kg⁻¹ para Mg e 2,4 a 6,0 g.kg⁻¹ para S (VAN RAIJ *et al.*, 1996; SILVA *et al.*, 2013; COTTA *et al.*, 2015). Nesse caso, como o município de Montes Claros, local da ETE-Vieira, situa-se em região cárstica (SOUSA, 2013), a água servida possui teores elevados de Ca, os quais permanecem no LE após o tratamento.

O teor médio de Fe na camada inferior do substrato foi um pouco mais baixo no substrato cultivado do que sem o cultivo, possivelmente em razão de maior absorção pela planta (Tabela 2). Além disso, constatou-se diminuição dos teores desse elemento em relação ao valor médio inicial, o que reforça a ideia de fitoextração e/ou perdas por lixiviação.

Os teores médios de Fe encontrados neste estudo (40,3 a 41,1 g.kg⁻¹) ficaram acima daqueles obtidos em diversos adubos orgânicos, cuja faixa varia de 16,6 a 20,4 g.kg⁻¹ (SEDIYAMA *et al.*, 2000). O ferro é onipresente nos sistemas de tratamento de esgoto, podendo estar presente involuntariamente, dada a infiltração de água subterrânea nos esgotos, ou ser intencionalmente adicionado para controle de odor e corrosão, remoção de fosfato ou prevenção de emissões de sulfeto de hidrogênio (KORVING *et al.*, 2018).

Os teores de Zn, Cu, Mn e Ni não foram influenciados pelos tratamentos e variaram de 3,7 a 3,9 g.kg⁻¹, 173,2 a 177,1 mg.kg⁻¹, 30,6 a 31,4 mg.kg⁻¹ e de 30,6 a 31,4 mg.kg⁻¹, respectivamente (Tabela 2). Esses elementos se encontraram na faixa observada para diversos compostos orgânicos utilizados na agricultura como adubo orgânico (VAN RAIJ *et al.*, 1996; SEDIYAMA *et al.*, 2000; OLIVEIRA *et al.*, 2014).

Os teores de Zn encontrados nos LE os enquadram como de classe 2 (teor de Zn entre 2,8 e 7,5 g.kg⁻¹), conforme a Resolução CONAMA n° 498/2020 (BRASIL, 2020a), sendo a taxa máxima anual de aplicação no solo de 140 kg.ha⁻¹ ano⁻¹ e a carga máxima acumulada de 1.400 e 2.800 kg.ha⁻¹, respectivamente, para solos de áreas degradadas e não degradadas. Todavia, o teor de Zn não é

Tabela 2 – Teores de macronutrientes secundários e micronutrientes do lodo de esgoto, em função do não cultivo e cultivo de *P. purpureum* e tempos de aeração.

Variável		Tempo de aeração (dia)					Média total	CV	VMI	A/D
		0	14	28	42	60				
Camada superior										
Ca (g.kg ⁻¹)	Média SP	-	-	-	-	-	22,93 b	16,74%	26,87	-7,29%
	Média CP	-	-	-	-	-	26,88 a			
	Média	24,05	24,37	22,99	27,25	25,85	24,91			
S (g.kg ⁻¹)	Média SP	-	-	-	-	-	2,24 b	14,48%	3,05	-20,98%
	Média CP	-	-	-	-	-	2,57 a			
	Média	2,31	2,36	2,37	2,48	2,52	2,41			
Mg (g.kg ⁻¹)	Média	1,72	1,72	1,75	1,60	1,77	1,72	8,00%	3,48	-50,58%
Fe (g.kg ⁻¹)	Média	38,92	41,15	39,53	40,47	41,41	40,30	9,73%	46,67	-13,65%
Zn (g.kg ⁻¹)	Média	3,68	3,55	3,69	3,71	3,77	3,68	8,94%	1,09	237,62%
Cu (mg.kg ⁻¹)	Média	179,55	187,93	172,57	168,83	176,39	177,06	10,75%	138,67	27,68%
Mn (mg.kg ⁻¹)	Média	260,33	245,99	246,45	257,00	260,53	254,06	10,72%	260,00	-2,29%
Ni (mg.kg ⁻¹)	Média	31,55	30,64	31,40	30,85	31,69	30,56	5,42%	32,00	-4,50%
Camada inferior										
Fe (g.kg ⁻¹)	Média SP	-	-	-	-	-	41,93 a	4,88%	46,67	-11,94%
	Média CP	-	-	-	-	-	40,27 b			
	Média	42,75	40,04	40,93	40,99	40,80	41,10			
Ca (g.kg ⁻¹)	Média	33,91	32,08	36,17	34,71	35,53	34,48	10,38%	26,87	28,32%
Mg (g.kg ⁻¹)	Média	1,92	1,87	1,87	1,95	1,99	1,92	12,51%	3,48	-44,83%
S (g.kg ⁻¹)	Média	2,79	2,83	2,77	2,72	2,79	2,78	12,02%	3,05	-8,85%
Zn (g.kg ⁻¹)	Média	4,11	3,79	3,63	3,95	3,84	3,86	9,15%	1,09	254,13%
Cu (mg.kg ⁻¹)	Média	177,52	171,77	171,84	168,60	176,13	173,18	6,32%	138,67	24,89%
Mn (mg.kg ⁻¹)	Média	281,73	269,21	270,45	266,28	267,81	271,11	5,72%	260,00	4,27%
Ni (mg.kg ⁻¹)	Média	31,83	33,13	30,39	30,31	31,12	31,35	8,97%	32,00	-2,03%

Para as variáveis que apresentaram efeito do cultivo da planta, médias seguidas da mesma letra na vertical não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Duncan; VMI: valores médios da caracterização inicial do lodo de esgoto; A/D: percentual de acréscimo ou decréscimo em relação ao valor de caracterização inicial (VMI); SP: não cultivo de *P. purpureum*; CP: cultivo de *P. purpureum*; CV: coeficiente de variação.

Fonte: Elaboração dos autores, 2022.

obstáculo para registro do LE como fertilizante orgânico, uma vez que as instruções normativas do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento nº 7/2016 (BRASIL, 2016) e nº 61/2020 (BRASIL, 2020b) não preveem nenhuma restrição em relação ao teor desse elemento no LE.

Além disso, o cultivo de gramínea em LE faz com que parte substancial de Zn passe para a forma residual, a qual é composta de minerais silicatados detriticos, sulfetos resistentes e matéria orgânica refratária, sendo quimicamente estável e indisponível para absorção em condições naturais (NARWAL e SINGH, 1998; OLIVEIRA et al., 2014).

Para as características químicas e físicas do LE apresentadas na Tabela 3, apenas os teores de Na, Pb, RMS e RMI foram influenciados pelo não cultivo e cultivo de *P. purpureum* e/ou tempos de aeração.

O cultivo da gramínea e o processo de mineralização aumentaram o teor de Na no substrato (Tabela 3), o que pode ser atribuído à decomposição da matéria orgânica do lodo e à maior presença de raízes finas na camada superior do substrato. O teor médio de Na correspondeu a 0,97 g.kg⁻¹ e foi considerado superior

à faixa de teores descritos para diversos compostos orgânicos, a qual varia de 0,15 a 0,43 g.kg⁻¹ (SEDIYAMA et al., 2000). O Na é considerado elemento não essencial para as plantas, mas pode causar desbalanço nutricional, sendo, portanto, indesejável. Contudo, o teor médio verificado no lodo desta pesquisa foi baixo, quando somado a elementos como Ca, Mg e K. O Na compõe apenas 2,1 a 2,9% em relação à soma de bases. Nessa proporção, é pouco provável que esse elemento cause dispersão de partículas do substrato ou desbalanço nutricional nas plantas em áreas de cultivo. Avalia-se que somente proporções de Na a partir de 15% é que causem dispersão de matéria orgânica e argilas e problemas nutricionais severos em plantas (RUIZ et al., 2006; SCHOSSLER et al., 2012).

Os teores de Cr não foram influenciados pelos tratamentos, porém se observou redução nos teores médios desse elemento no substrato, ao fim do experimento (Tabela 3), o que pode ser atribuído à fitoextração. Deve-se considerar que, embora o Cr precipite totalmente em pH acima de 5,5, algumas formas complexadas com ácidos orgânicos solúveis permanecem disponíveis no substrato (ALLOWAY, 1990).

Tabela 3 – Características químicas e físicas do lodo de esgoto em função do não cultivo e cultivo de *P. purpureum* e tempos de aeração.

Variável		Tempo de aeração (dia)					Média total	CV	VMI	A/D (%)
		0	14	28	42	60				
Camada superior										
Na (g.kg ⁻¹)	Média SP	-	-	-	-	-	0,91 b	6,71%	0,83	16,87
	Média CP	-	-	-	-	-	1,03 a			
	Média	0,97	0,95	1,00	0,93	0,96	0,97			
CE (Sd.m ³)	Média SP	0,55 b	0,83 a	0,80 a	1,01 a	0,74 b	-	21,69%	1,30	-32,31
	Média CP	1,15 a	0,92 a	0,77 a	0,98 a	1,04 a	-			
	Média	-	-	-	-	-	0,88			
RMS (dag.kg ⁻¹)	Média SP	-	-	-	-	-	23,42 b	4,22%	28,44	-16,25
	Média CP	-	-	-	-	-	24,22 a			
	Média	23,64	23,74	23,46	24,10	24,18	23,82			
RMI (dag.kg ⁻¹)	Média SP	-	-	-	-	-	44,23 a	4,41%	42,41	2,43
	Média CP	-	-	-	-	-	42,57 b			
	Média	43,45	44,26	43,10	42,79	43,41	43,44			
RMT (dag.kg ⁻¹)	Média	67,09	68,00	66,56	66,89	67,59	67,23	2,29%	70,85	-5,11
Cr (mg.kg ⁻¹)	Média	58,06	56,07	56,95	57,75	62,04	58,18	13,62%	62,67	-7,17
Pb (mg.kg ⁻¹)	Média	35,89	34,53	35,09	34,91	35,04	35,10	6,58%	50,67	-30,73
Camada inferior										
Na (g.kg ⁻¹)	Média	1,00	0,88	0,97	0,99	1,00	0,97	15,44%	0,83	16,87
CE (dS.m ³)	Média	1,05	1,26	1,12	1,20	1,24	1,18	17,82%	1,30	-9,23
RMS (dag.kg ⁻¹)	Média	26,60	25,47	25,11	26,09	25,60	25,58	3,17%	28,44	-10,06
RMI (dag.kg ⁻¹)	Média	41,17	42,43	42,45	41,05	42,10	41,85	4,66%	42,41	-1,32
RMT (dag.kg ⁻¹)	Média	66,77	67,90	67,56	67,14	67,70	67,41	2,60%	70,85	-4,86
Cr (mg.kg ⁻¹)	Média	52,05	49,09	48,16	57,19	51,52	51,60	17,63%	62,67	-17,66
Pb (mg.kg ⁻¹)	Média SP	-	-	-	-	-	37,88 a	3,74%	50,67	-26,23
	Média CP	-	-	-	-	-	36,87 b			
	Média	37,83	37,80	37,09	36,60	37,52	37,38			

Para as variáveis que apresentaram efeitos do cultivo da planta, médias seguidas da mesma letra na vertical não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Duncan; CE: condutividade elétrica; RMT: resíduos minerais totais; RMS: resíduos minerais solúveis; RMI: resíduos minerais insolúveis; VMI: valores médios da caracterização inicial do lodo de esgoto; A/D: percentual de acréscimo ou decréscimo em relação ao valor de caracterização inicial (VMI); SP: não cultivo de *P. purpureum*; CP: cultivo de *P. purpureum*.
Fonte: Elaboração dos autores, 2022.

Quanto ao risco de contaminação de solos com Cr pelo uso desse lodo, verifica-se que os teores médios, variando de 51,6 a 58,2 mg.kg⁻¹, ficaram abaixo do limite máximo de Cr permitido em LE, que é de 1.000 mg.kg⁻¹ (BRASIL, 2020a). Os teores obtidos também se encontram na faixa observada para outros compostos orgânicos, cuja variação é de 17,0 a 116,6 (NOGUEIRA *et al.*, 2007; GONÇALVES JR. *et al.*, 2015).

Em relação ao Pb, houve efeito de tratamento apenas para a camada inferior, em que o cultivo de plantas promoveu redução no teor desse elemento no LE (Tabela 3). É relatado na literatura o processo de fitoextração e acúmulo de Pb, principalmente nas raízes (DEDE; OZDEMIR, 2016; GROBELAK *et al.*, 2017) e, inclusive, por *P. purpureum* (CHANDRA *et al.*, 2018; DAS; OSBORNE, 2018). Esse processo é facilitado pela maior mobilidade desse elemento em meio com pH ácido, como ocorreu neste estudo – pH-H₂O variando de 5,6 a 5,8, o que contribuiria para a sua absorção pelas plantas –, e também por formação de complexos com o carbono orgânico do meio (DEDE; OZDEMIR, 2016; GROBELAK *et al.*, 2017).

Os teores médios de Pb (35,1 a 37,4 mg.kg⁻¹) encontrados no substrato foram considerados muito abaixo do limite máximo permitido para seu uso na agricultura, que é de 300 mg.kg⁻¹ (BRASIL, 2020a), assemelhando-se aos teores observados em esterco bovino curtido, esterco de galinha, esterco de porco e diversos compostos orgânicos, cuja variação é de 1,0 a 62,0 mg.kg⁻¹ (VAN RAIJ *et al.*, 1996; GONÇALVES JR. *et al.*, 2015).

A condutividade elétrica (CE) do substrato foi influenciada pela interação entre cultivo de plantas e tempo de aeração, na camada superior (Tabela 3 e Figura 2). Nessa camada de substrato, o cultivo de plantas aumentou a CE nos

tempos zero e 60 dias de aeração, em comparação aos tratamentos sem planta (Tabela 3). Porém, o tempo de aeração não influenciou a CE do substrato cultivado, com média de 0,97 dS.m⁻¹ (Figura 2), e propiciou ajuste de equação quadrática, com CE máxima aos 36 dias de aeração, para o tratamento sem aeração.

Esses resultados relatam o efeito positivo do cultivo de plantas na CE da camada superficial do substrato, possivelmente em decorrência da maior abundância de sistema radicular, o qual favorece a depleção de íons na rizosfera (SINHA; SINGH, 1976; HAMZA; ALYMORE, 1992).

A CE média do substrato apresentou valores inferiores a 1 dS.m⁻¹, não oferecendo risco de injúrias para as plantas quando do seu uso como fertilizante orgânico. Informações científicas relatam severidade nas plantas (por redução no potencial hídrico da solução) causada pela salinidade do solo ou de substratos, a partir de 4 dS.m⁻¹ (RUIZ *et al.*, 2006; SCHOSSLER *et al.*, 2012).

Os teores de RMT não foram influenciados pelos tratamentos (Tabela 3). Todavia, constataram-se decréscimos em seus valores médios finais, quando comparados ao valor inicial, o que pode estar relacionado à fitoextração e às perdas de elementos solúveis por lixiviação.

O teor médio final de RMT em torno de 67 dag.kg⁻¹ significa que o LE possui material de origem mineral misturado ao substrato, possivelmente solo, o que pode ter ocorrido durante o seu armazenamento e no momento de sua coleta mecânica. Nesse caso, para uso como fertilizante orgânico, o valor do RMT desejado é de no máximo 40 dag.kg⁻¹, sendo ótimo quando abaixo de 20 dag.kg⁻¹ (KIEHL e PORTA, 1981).

Em relação aos teores de RMS, esses foram influenciados pelos tratamentos apenas na camada superior do substrato, sendo o maior valor observado no

Tabela 4 - Capacidade de troca catiônica, substâncias húmicas e suas relações no lodo de esgoto em função do não cultivo e cultivo de *P. purpureum* e tempos de aeração.

Variável		Tempo de aeração (dia)					Média total	CV	VMI	A/D
		0	14	28	42	60				
Camada superior										
CTC (mmol _c .kg ⁻¹)	Média	491,73	485,32	493,42	498,74	492,22	492,29	6,02%	508,30	-3,09%
CTC/C	Média	34,64	36,65	35,82	36,16	36,82	36,02	7,16%	28,21	27,69%
AH (dag.kg ⁻¹)	Média	1,47	1,38	1,45	1,30	1,48	1,42	19,47%	2,39	-40,59%
AF (dag.kg ⁻¹)	Média	2,08	1,87	2,23	1,91	1,97	2,02	17,54%	1,19	69,75%
HUM (dag.kg ⁻¹)	Média	20,04	18,18	18,39	19,84	19,07	19,11	5,86%	10,62	79,85%
AH/AF	Média	0,71	0,76	0,65	0,72	0,77	0,73	25,87%	2,01	-63,68%
AH+AF (dag.kg ⁻¹)	Média	3,55	3,25	3,68	3,21	3,45	3,43	14,22%	3,58	-4,19%
(AH+AF)/HUM	Média	0,18	0,18	0,20	0,16	0,18	0,18	13,61%	0,34	-47,06%
Camada inferior										
CTC (mmol _c .kg ⁻¹)	Média	469,94	456,03	459,10	470,49	449,80	461,07	7,46%	508,30	-9,29%
CTC/C	Média	32,08	32,26	32,10	31,89	31,83	32,03	9,10%	28,21	13,54%
AH (dag.kg ⁻¹)	Média	1,38	1,38	1,40	1,32	1,34	1,36	12,37%	2,39	-43,10%
AF (dag.kg ⁻¹)	Média	1,98	2,23	1,85	1,97	1,95	2,00	19,07%	1,19	68,07%
HUM (dag.kg ⁻¹)	Média	17,58	16,37	17,24	17,13	17,03	17,08	5,61%	10,62	60,83%
AH/AF	Média	0,70	0,66	0,78	0,68	0,70	0,71	17,30%	2,01	-64,68%
AH+AF (dag.kg ⁻¹)	Média	3,36	3,61	3,25	3,29	3,29	3,36	12,90%	3,58	-6,15%
(AH+AF)/HUM	Média	0,19	0,22	0,19	0,19	0,19	0,20	12,26%	0,34	-41,18%

As variáveis não apresentaram efeito do cultivo de plantas; CTC: capacidade de troca catiônica; AH: fração C de ácido húmico; AF: fração de C de ácido fúlvico; HUM: fração de C da humina; VMI: valores médios da caracterização inicial do lodo de esgoto; A/D: percentual de acréscimo ou decréscimo em relação ao valor de caracterização inicial (VMI).

SP: não cultivo de *P. purpureum*; CP: cultivo de *P. purpureum*.

Fonte: Elaboração dos autores, 2022.

tratamento cultivado (Tabela 3). Constatou-se também decréscimo nos valores médios finais dessa variável, quando comparados ao valor inicial, o que indica aumento da decomposição do LE ao fim do experimento, com consequente fitoextração e perdas de elementos solúveis por lixiviação. Os teores médios de RMS, variando de 23,8 a 25,6 dag.kg⁻¹, podem ser considerados como teores ótimos, segundo a escala de classificação proposta por Kiehl e Porta (1981), refletindo uma boa quantidade de nutrientes para suprir as necessidades das plantas.

Quanto aos teores de resíduos minerais insolúveis (RMI), esses foram influenciados pelos tratamentos apenas na camada superior do substrato, sendo o maior valor observado no tratamento não cultivado com plantas (Tabela 3). Também se constatou que houve, na camada superior, incremento de 2,42% do teor desse resíduo, quando comparado ao teor da amostra de LE inicial, indicando decomposição da matéria orgânica e concentração de formas insolúveis, como material mineral e compostos precipitados.

Para o RMI, verificou-se variação de 41,9 para 43,4 dag.kg⁻¹, sendo os teores elevados e compatíveis com as observações feitas na análise do RMT. Os teores de RMI podem ser reduzidos após a incorporação de toda a biomassa vegetal produzida, para melhor qualificação do LE e uso como fertilizante orgânico.

Para os valores de CTC, substâncias húmicas e suas relações no LE em função do não cultivo (SP) e cultivo (CP) de *P. purpureum* e tempos de aeração do lodo de esgoto, nenhuma das variáveis foi influenciada pelos tratamentos em ambas as camadas ($p < 0,05$) (Tabela 4).

A CTC e a relação CTC/C não foram influenciadas pelos tratamentos, e os valores variaram de 461 a 492 mmol_c.kg⁻¹ e de 32 a 36, respectivamente (Tabela 4). Os valores apresentados por ambas as variáveis se encontram na faixa apresentada por diferentes materiais orgânicos, como esterco de vaca, galinha e ovelha, resíduo de tratamento de efluente da indústria de papel, torta de filtro de usina de açúcar, borra de café, serragem, composto orgânico e turfa, cuja variação é de 304 a 1.233 mmol_c.kg⁻¹ para CTC e de 10 a 49 para CTC/C (RODELLA e ALCARDE, 1994).

Os teores de C associados às demais frações e suas relações não sofreram efeitos dos tratamentos (Tabela 4), exceto pelos teores de C da fração húmica

(HUM) na camada superior do substrato, que foram influenciados pelo tempo de aeração (Figura 2). O LE deste estudo apresenta uma condição de maturação avançada, que pode ter interferido nos resultados das frações húmicas, de forma que, nos tempos 14 e 28 dias de aeração, ocorreu uma redução da húmica e, posteriormente, aos 42 dias, um aumento.

De acordo com Ingelmo *et al.* (2012), frações de C de ácido fúlvico (AF) e C de ácido húmico (AH) podem polimerizar e assumir a forma de húmica. Os autores observaram, em seus estudos com LE, que a taxa linear de aumento observada para C na húmica hidrolisada é maior do que a de C em AH. Supostamente, essa polimerização pode ter se desfeito com o início da aeração, enquanto a humificação ocorria simultaneamente, atingindo os valores apresentados aos 42 dias.

É importante salientar que a vazão de ar de 1.059 dm³.h⁻¹.kg⁻¹ de Sólidos Voláteis (SV) aplicada equivaleu à vazão de O₂ de 222 dm³.h⁻¹.kg⁻¹ de SV, a qual é acima da faixa mínima recomendada para a decomposição da matéria orgânica, que varia de 71 a 142 dm³.h⁻¹.kg⁻¹ de SV (PEREIRA NETO, 2007). Pode-se somar a essa faixa mínima recomendada o consumo de O₂ pelas plantas dos tratamentos cultivados com a gramínea, o qual, em espécies de maior consumo, atinge no máximo 0,012 dm³.h⁻¹.g⁻¹ de raiz seca (RAGASSI *et al.*, 2009), extrapolando-se, para este estudo, o valor máximo de 0,32 dm³.h⁻¹.kg⁻¹ de SV.

A ineficácia dos tratamentos com aeração na alteração da estabilização do LE pode ser relacionada às características do composto. O LE apresentava-se na forma de grânulos, com 79% de sua massa seca composta de partículas com diâmetro médio acima de 1 mm, o que proporcionou uma porosidade total de 63%. Tal fato indica que os tratamentos sem aeração já possuíam porosidade suficiente para uma boa troca gasosa, a qual foi bastante favorecida pelas frequentes irrigações realizadas.

Os teores de C do extrato alcalino (AH+AF) do LE foram reduzidos ao fim da pesquisa, quando comparados ao valor inicial (Tabela 4), evidenciando a mudança de proporção do C para a fração húmica, como consequência do processo de humificação da Matéria Orgânica do Solo (MOS) (decomposição) presente no lodo. Essas alterações nas frações solúveis, somadas ao aumento

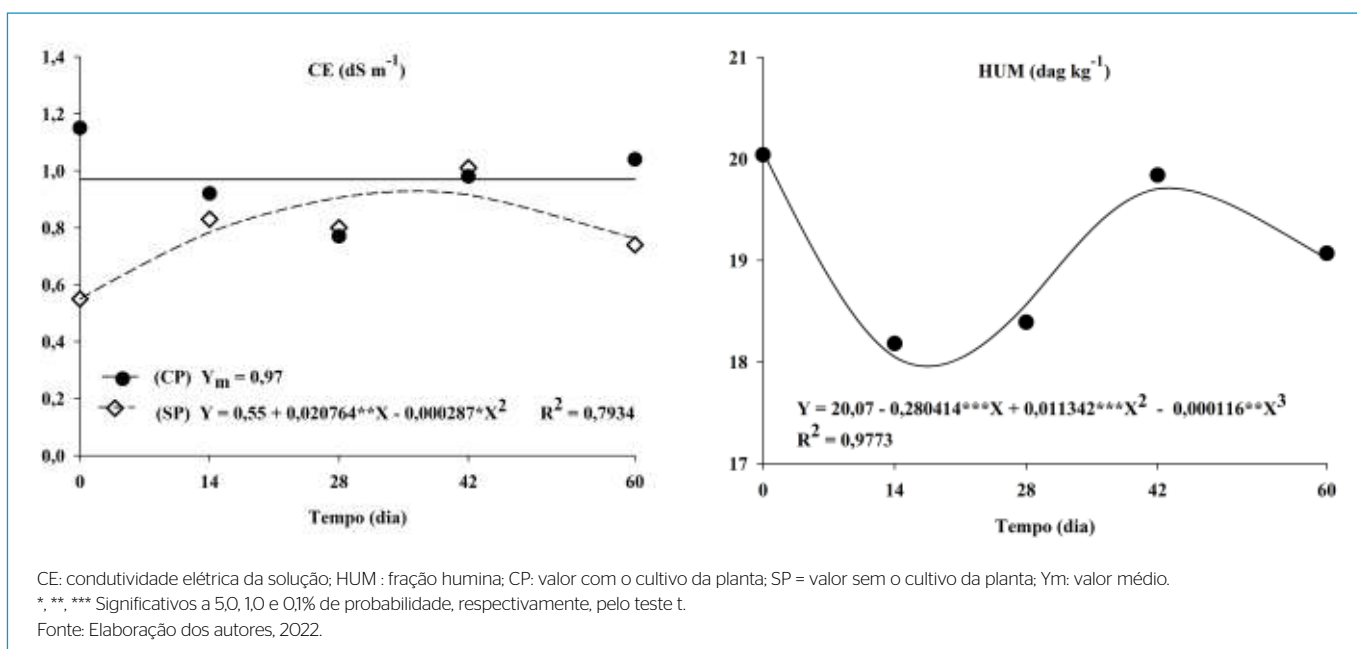


Figura 2 - Condutividade elétrica da solução e teor de C ligado à fração húmica em lodo de esgoto em função do tempo de aeração, na camada superior do substrato.

da HUM, proporcionaram diminuição da relação (AH+AF)/HUM, indicando aumento do grau de maturação do LE.

Na análise canônica discriminante (ACD), a primeira função discriminante canônica (FDC 1) explicou 83,1% da variação total, enquanto a segunda e a terceira funções explicaram apenas 15,8% e 1,1% da variação total, respectivamente. Dessa forma, como o FDC 1 explicou a maior parte da variação total, apenas essa função foi considerada na análise multivariada dos dados.

A aplicação do teste estatístico multivariado Wilks Lambda revelou diferenças significativas nos atributos entre as camadas superior e inferior do LE ($p < 0,0001$). De acordo com o gráfico de dispersão canônica padronizada das funções discriminantes 1 e 2 (FCD1 e FCD2), observa-se que houve diferenças significativas das características do LE, influenciadas pela profundidade de amostragem e pela presença ou não de cultivo com *P. purpureum* (Figura 3) (BARETTA *et al.*, 2008).

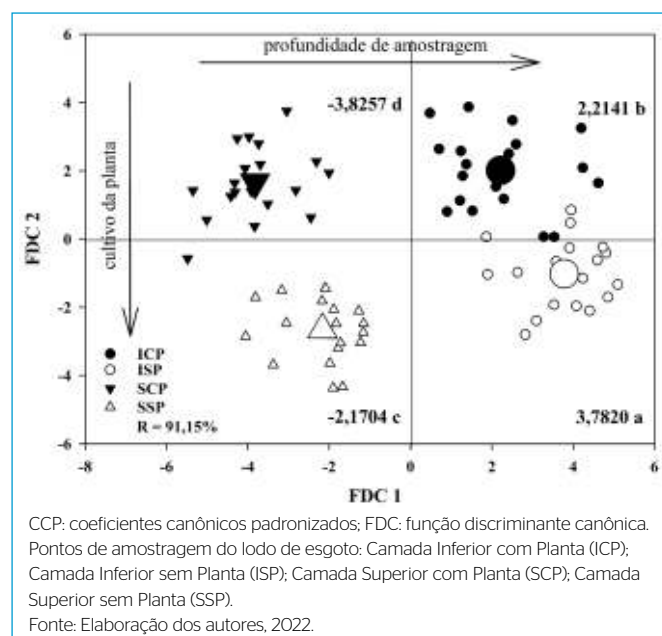


Figura 3 – Relação entre a primeira e segunda função discriminante canônica e autovaleores médios para o fator 1 dos coeficientes canônicos padronizados, referentes aos valores dos atributos do lodo de esgoto em função dos tempos de aeração (0, 14, 28, 42 e 60 dias) e da presença e ausência de cultivo do lodo de esgoto com *P. purpureum*, nas camadas superior e inferior do solo.

CONCLUSÕES

- A injeção de ar no LE não tem influência na decomposição da matéria orgânica.
- Pelos baixos valores de C orgânico do lodo utilizado, para fins de registro e comercialização como fertilizante orgânico, é necessária a incorporação de toda a biomassa de parte aérea e de raízes da gramínea produzidas no LE para elevação do teor de C de 14 para 15 dag.kg⁻¹, de acordo com Instrução Normativa nº 61/2020 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.
- A realização de cultivo de *Pennisetum purpureum* em LE aumenta os teores totais de N, Ca, S, Na e resíduos minerais solúveis, bem como a condutividade elétrica da solução, indicando maior taxa de mineralização desse resíduo.
- A realização de cultivo de *Pennisetum purpureum* em LE diminui os teores de Fe e Pb, reduzindo o risco de toxidez desses elementos, embora os valores desses elementos já se encontrassem nos limites permitidos para registro do LE como adubo orgânico.
- Exceto para o teor de C, os atributos verificados no LE classificam-no como sem restrição para registro e comercialização como fertilizante orgânico pelas
- Instruções Normativas do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento nº 7/2016 e nº 61/2020 e como adequado para uso como LE Classe 2 na agricultura, na floresta e na recuperação de áreas degradadas, pela Resolução CONAMA 498/2020.

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Sampaio, R. A.: Conceituação, Análise Formal, Obtenção de Financiamento, Administração do Projeto, Recursos, Supervisão, Validação, Visualização, Escrita – Primeira Redação, Escrita – Revisão e Edição. Rodrigues, M. N.: Conceituação, Curadoria de Dados, Análise Formal, Obtenção de Financiamento, Investigação, Metodologia, Administração do Projeto, Recursos, Software, Visualização, Escrita – Primeira Redação, Escrita – Revisão e Edição. Pegoraro, R. F.: Análise Formal, Software, Supervisão, Validação, Visualização, Escrita – Revisão e Edição. Cardoso, G. R.: Investigação, Metodologia. Ferreira, J. M.: Investigação, Metodologia. Fernandes, L. A.: Validação, Visualização, Escrita – Revisão e Edição.

REFERÊNCIAS

- ALCARDE, J.C. *Manual de análise de fertilizantes*. Piracicaba: FEALQ, 2009, 259 p.
- ALLISON, S.D.; VITOUSEK, P.M. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 37, n. 5, p. 937 – 944, 2005.
- ALLOWAY, B.J. *Heavy metals in soils*. New York: John Wiley, 1990, p. 339.
- AL-ROHILY, K.M.; GHONEIM, A.M.; MODAIHSH, A.S.; MAHJOUR, M.O. Phosphorus availability in calcareous soil amended with chemical phosphorus fertilizer, cattle manure and sludge manure. *International Journal of Soil Science*, v. 8, p. 17 – 24, 2013.
- ALVARENGA, A.C.; SAMPAIO, R.A.; PINHO, G.P.; CARDOSO, P.H.S.; SOUSA, I.P.; BARBOSA, M.H.C. Phytoremediation of chlorobenzenes in sewage sludge cultivated with *Pennisetum purpureum* at different times. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 21, n. 8, p. 573 – 578, 2017.
- ANDERSON, G.C.; FILLERY, I.R.P.; RIPPER, F.H.; LEACH, B.J. Sulfur mineralisation in a coarse-textured soil after different sulfate fertilisation histories, and yield responses of wheat and lupin. *Australian Journal of Soil Research*, v. 44, n. 2, p. 165 – 174, 2006.
- AWASTHI, M.K.; PANDEY, A.K.; BUNDELA, P.S.; WONG, J.W.C.; LI, R.; ZHANG, Z. Co-composting of gelatin industry sludge combined with organic fraction

- of municipal solid waste and poultry waste employing zeolite mixed with enriched nitrifying bacterial consortium. *Bioresource Technology*, v. 213, p. 181 - 189, 2016.
- BARETTA, D.; BARETTA, C.R.D.M.; CARDOSO, E.J.B.N. Análise multivariada de atributos microbiológicos e químicos do solo em florestas com *Araucaria angustifolia*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 2683 - 2691, 2008.
- BERTOLAZI, K.B.; AFÁZ, D.C.S.; VIANI, R.A.G.; SOUZA, C.F. Viabilidade da aplicação de composto de lodo de esgoto no cultivo inicial de eucalipto. *Revista Ciência, Tecnologia e Ambiente*, v. 4, n. 1, p. 72 - 78, 2016.
- BOZKURT, M.A.; YARILGAÇ, T.; YAZICI, A. The use of sewage sludge as an organic matter source in apple trees. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 19, n. 2, p. 267 - 274, 2010.
- BRANDT, E.M.F.; SOUZA, C.L.; CHERNICHARO, C.A.L. Alternativas para o controle de odores e corrosão em sistemas de coleta e tratamento de esgoto. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 4, p. 611 - 623, 2017.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Instrução Normativa nº 7, de 12 de abril de 2016*. Os anexos IV e V da Instrução Normativa SDA nº 27 de 05 de junho de 2006, passam a vigorar com as seguintes alterações. Brasília, DF: Instrução Normativa SDA/MAPA 07/2016.
- BRASIL. Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*: seção 1, Brasília, DF, n. 161, p. 265, 19 ago. 2020a.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Instrução Normativa nº 61, de 8 de julho de 2020*. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. Brasília, DF: Instrução Normativa SDA/MAPA 61/2020b.
- CARDOSO, P. *Produção de adubo orgânico a partir do lodo de esgoto cultivado com Pennisetum purpureum e Urochloa brizantha, na presença e ausência de aeração e compostado*. 2018. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, 2018.
- CARVALHAIS, L.C.; DENNIS, P.G.; FEDOSEYENKO, D.; HAJIREZAEI, M.R.; BORRIS, R.; VON WIRÉN, N. Root exudation of sugars, amino acids, and organic acids by maize as affected by nitrogen, phosphorus, potassium, and iron deficiency. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, v. 174, n. 1, p. 3 - 11, 2011.
- CHANDRA, R.; KUMAR, V.; TRIPATHI, S.; SHARMA, P. Heavy metal phytoextraction potential of native weeds and grasses from endocrine-disrupting chemicals rich complex distillery sludge and their histological observations during in-situ phytoremediation. *Ecological Engineering*, v. 111, p. 143 - 156, 2018.
- COSTA, M.S.S.M.; COSTA, L.A.M.; PELÁ, A.; SILVA, C.J.; DECARLI, L.D.; MATTER, U.F. Desempenho de quatro sistemas para compostagem de carcaça de aves. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 10, n. 3, p. 692 - 698, 2006.
- COTTA, J.A.O.; CARVALHO, N.L.C.; BRUM, T.S.; REZENDE, M.O.O. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 65 - 78, 2015.
- DAS, A.; OSBORNE, J.W. Monitoring the stress resistance of *Pennisetum purpureum* in Pb (II) contaminated soil bioaugmented with *Enterobacter cloacae* as defence strategy. *Chemosphere*, v. 210, p. 495 - 502, 2018.
- DEDE, G.; OZDEMIR, S. Effects of elemental sulphur on heavy metal uptake by plants growing on municipal sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, v. 166, p. 103 - 108, 2016.
- DONEDA, A.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; MIOLA, E.C. C.; GIACOMINI, D.A.; SCHIRMANN, J.; GONZATTO, R. Fitomassa e decomposição de resíduos de plantas de cobertura puras e consorciadas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, n. 1, p. 1714 - 1723, 2012.
- EKPO, U.; ROSS, A.B.; CAMARGO-VALERO, M.A.; FLETCHER, L.A. Influence of pH on hydrothermal treatment of swine manure: impact on extraction of nitrogen and phosphorus in process water. *Bioresource Technology*, v. 214, p. 637 - 644, 2016.
- ESPELETA, J.F.; CARDON, Z.G.; MAYER, K.U.; NEUMANN, R.B. Diel plant water use and competitive soil cation exchange interact to enhance NH_4^+ and K^+ availability in the rhizosphere. *Plant and Soil*, v. 414, n. 1 - 2, p. 33 - 51, 2017.
- GROBELAK, A.; PLACEK, A.; GROSSER, A.; SINGH, B.R.; ALMÁS, Á.R.; NAPORA, A. Effects of single sewage sludge application on soil phytoremediation. *Journal of Cleaner Production*, v. 155, p. 189 - 197, 2017.
- GONÇALVES JÚNIOR, A.C.; YOSHIHARA, M.M.; CARVALHO, E.A.; STREY, L.; MORAES, A.J. Teores de nutrientes e metais pesados em plantas de estragão submetidas a diferentes fertilizações. *Revista Ciência Agrônômica*, v. 46, n. 2, p. 233 - 240, 2015.
- HAMZA, M.; AYLMOORE, L.; NUTRITION, P. Soil solute concentration and water uptake by single lupin and radish plant roots. *Plant and Soil*, v. 145, p. 187 - 196, 1992.
- HENTZ, P.; CARVALHO, N.L.; LUZ, L.V.; BARCELLOS, A.L. Ciclagem de nitrogênio em sistemas de integração lavoura-pecuária. *Ciência e Natura*, v. 36, n. 2, p. 663 - 676, 2014.
- IGNATOWICZ, K. The impact of sewage sludge treatment on the content of selected heavy metals and their fractions. *Environmental Research*, v. 156, p. 19 - 22, 2017.
- INGELMO, F.; MOLINA, M.J.; SORIANO, M.D.; GALLARDO, A.; LAPEÑA, L. Influence of organic matter transformations on the bioavailability of heavy metals in a sludge based compost. *Journal of Environmental Management*, v. 95, n. SUPPL., p. S104 - S109, 2012.
- KIEHL, E.J.; PORTA, A. Métodos de amostragem de lixo e composto e interpretação dos resultados analíticos. *Revista Limpeza Pública*, n. 19, p. 3 - 7, 1981.
- KORVING, L.; VAN LOOSDRECHT, M.; WILFERT, P. Effect of iron on phosphate recovery from sewage sludge nroduction: the role of iron in sewage treatment. In: OHTAKE, H.; TSUNEDA, S. (eds.). Phosphorus recovery and recycling. *Springer Singapore*, Singapore, p. 303 - 326, 2019.
- KULIKOWSKA, D. Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. *Waste Management*, v. 49, p. 196 - 203, 2016.

- LI, Y.; LUO, W.; LI, G.; WANG, K.; GONG, X. Performance of phosphogypsum and calcium magnesium phosphate fertilizer for nitrogen conservation in pig manure composting. *Bioresource Technology*, v. 250, p. 53 - 59, 2018.
- MALUF, H.J.G.M.; SOARES, E.M.B.; SILVA, I.R.; NEVES, J.C.L.; SILVA, L.O.G. Decomposição de resíduos de culturas e mineralização de nutrientes em solo com diferentes texturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, n. 6, p. 1681 - 1689, 2015.
- MARSCHNER, H. *Mineral nutrition of higher plants*. 3. ed. London: Elsevier, 2012, 643 p.
- MATOS, A.T.; TEIXEIRA, D.L.; RIBEIRO, I.C.; PAIVA, E.C.R.; LACERDA FILHO, A.F. Demanda de potência do ventilador para aeração de material em compostagem. *Engenharia Agrícola*, v. 32, n. 3, p. 542 - 551, 2012.
- MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. *Matéria orgânica do solo: métodos de análises*. Viçosa: UFV, 2005, 107p.
- MINDARI, W.; AINI, N.; KUSUMA, Z. Effects of humic acid-based buffer + cation on chemical characteristics of saline soils and maize growth. *Journal of Degraded and Mining Lands Management*, v. 2, n. 1, p. 259 - 268, 2014.
- MONDAL, S.; SINGH, R.D.; PATRA, A.K.; DWIVEDI, B.S. Changes in soil quality in response to short-term application of municipal sewage sludge in a typic haplustept under cowpea-wheat cropping system. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, v. 4, p. 37 - 41, 2015.
- NARWAL, R.P.; SINGH, B.R. Effect of organic materials on partitioning, extractability and plant uptake of metals in alumi shale soil. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 103, p. 405 - 421, 1998.
- NOGUEIRA, T.A.R.; SAMPAIO, R.A.; FONSECA, I.M.; FERREIRA, C.S.; SANTOS, S. E.; FERREIRA, L.C.; GOMES, E.; FERNANDES, L.A. Metais pesados e patógenos em milho e feijão caupi consorciados, adubados com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 11, n. 3, p. 331 - 338, 2007.
- OLIVEIRA, L.B.; ACCIOLY, A.M.A.; NASCIMENTO, C.W.A.; SANTOS, C.L.R.; FLORES, R.A.; BARBOSA, F.S. Estado nutricional e teores de metais pesados em plantas de alface adubadas com compostos orgânicos. *Bioscience Journal*, v. 30, p. 199 - 209, 2014.
- PEREIRA, A.C.A.; GARCIA, M.L. Efeitos da disposição de lodo de estações de tratamento de efluentes (ETE) de indústria alimentícia no solo: Estudo de caso. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 3, p. 531 - 538, 2017.
- PEREIRA NETO, J.T. *Manual de compostagem, processo de baixo custo*. Viçosa: UFV, 2007, 81p.
- RAGASSI, C.F.; SAKO, H.; MOITA, A.W.; SHIRAISHI, F.A.; FAVARIN, J.L.; MELO, P.C.T. Adubação verde com gramíneas e preparo profundo de solo para cultura da batata. *Horticultura Brasileira*, v. 27, 547 - 553, 2009.
- RODELLA, A.A.; ALCARDE, J.C. Avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes. *Scientia Agrícola*, v. 51, n. 3, p. 556 - 562, 1994.
- RUIZ, H.A.; SAMPAIO, R.A.; FERREIRA, P.A. Características físicas de solos salino-sódicos submetidos a parcelamento da lâmina de lixiviação. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, v. 6, n. 3, p.1 - 12, 2006.
- SANTOS, C.H.; GRASSI FILHO, H.; SANTOS, J.C.; PENTEADO, B.B. Fertilidade do solo e nutrição de tangerineiras "Ponkan" manejados com resíduos sólidos e adubação química. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 1, p. 75 - 83, 2011.
- SCHOSSLER, T.R.; MACHADO, D.M.; ZUFFO, A.M.; ANDRADE, F. R.; PIAULINO, A. C. Salinidade: efeitos na fisiologia e na nutrição mineral de plantas. *Enciclopédia Biosfera*, v. 8, n. 15, p. 1563 - 1578, 2012.
- SEDIYAMA, M.A.N.; GARCIA, N.C.P.; VIDIGAL, S.M.; MATOS, A.T. Nutrientes em compostos orgânicos de resíduos vegetais e dejetos de suínos. *Scientia Agrícola*, v. 57, n. 1, p. 185 - 189, 2000.
- SILVA, V.M.; RIBEIRO, P.H.; TEIXEIRA, A.F.R.; SOUZA, J.L. Qualidade de compostos orgânicos preparados com diferentes proporções de ramos de gliricídia (*Gliricidia sepium*). *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 8, n. 1, p. 187 - 198, 2013.
- SINHA, B.K.; SINGH, N.T. Chloride accumulation near corn roots under different transpiration, soil moisture and soil salinity regimes. *Agronomy Journal*, v. 68, n. 2, p. 346 - 348, 1976.
- SOUSA, J.C.L. Recursos hídricos: breves considerações sobre o sistema de abastecimento de água no município de Montes Claros/MG e a percepção dos cidadãos em relação ao uso da água. *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 3, p. 102 - 119, 2013.
- SOUZA JÚNIOR, J.O.; CARMELLO, Q.A.C.; FARIA, J.C. Características químicas do lixiviado na fase de enraizamento de estacas de cacau em substratos adubados com fósforo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 1573 - 1581, 2008.
- TIECHER, T.; SANTOS, D.R.; RASCHE, J.W.A.; BRUNETTO, G.; MALLMANN, F.J.K.; PICCINI, R. Resposta de culturas e disponibilidade de enxofre em solos com diferentes teores de argila e matéria orgânica submetidos à adubação sulfatada. *Bragantia*, v. 71, n. 4, p. 518 - 527, 2012.
- VAN RAIJ, B.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (ed.). *Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo. Boletim Técnico IAC*, Campinas, 100, 1996, 107 p.
- WANG, Y.; LIU, S.; XUE, W.; GUO, H.; LI, X.; ZOU, G.; ZHAO, T. The characteristics of carbon, nitrogen and sulfur transformation during cattle manure composting - based on different aeration strategies. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 16, n. 20, 2019, 3930 p.