

LODO DE ESGOTO ESTABILIZADO APRESENTA CONDIÇÕES FITOTÓXICAS ADEQUADAS PARA A GERMINAÇÃO DO FALSO PAU-BRASIL

GUSTAVO DE OLIVEIRA ALVES¹, PAULO HENRIQUE SILVEIRA CARDOSO², PAULA WELLEN BARBOSA GONÇALVES³, CINTIA DAYRANE DUARTE MOREIRA⁴, REGYNALDO ARRUDA SAMPAIO⁵

¹ Pós-graduando no Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas (PPGSNP), Departamento de Solo, Universidade Federal de Viçosa, Av. Peter Henry Rolfs, s/n, Campus Universitário, CEP: 36570-900, Viçosa, MG, Brasil, gustavodalves@ufv.br.

² Pós-graduando em Ciências, Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), Universidade de São Paulo, Av. Centenário, 303, São Dimas, CEP: 13416-000, Piracicaba, São Paulo, Brasil, paulohscardoso@usp.br.

³ Pós-graduanda no Programa de Pós-graduação em Agronomia (Ciência do Solo), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - Campus de Jaboticabal, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Via de acesso Prof. Paulo Donato Castellane, s/n, Vila Industrial, CEP: 14884-900, Jaboticabal, São Paulo, Brasil, paula.wellen@unesp.br.

⁴ Pós-graduanda no Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas (PPGSNP), Departamento de Solo, Universidade Federal de Viçosa, Av. Peter Henry Rolfs, s/n, Campus Universitário, CEP: 36570-900, Viçosa, MG, Brasil, cintiadmora@ufv.br.

⁵ Professor doutor, Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Universitária, 1000, Universitário, CEP: 39404-547, Montes Claros, Minas Gerais, Brasil, rsampaio@ufmg.br.

RESUMO: *Adenantha pavonina* L. é uma espécie florestal amplamente utilizada na jardinagem e na recuperação de áreas degradadas. O emprego do lodo de esgoto na produção de mudas pode colaborar na redução de custos, desde que o resíduo não cause fitotoxicidade a espécie. Logo, objetivou-se avaliar a fitotoxicidade do lodo de esgoto estabilizado com cultivo de *Urochloa brizantha* e, subsequentemente, compostado, na germinação e crescimento inicial de *A. pavonina*, em extratos concentrados de 0, 2, 4, 6, 8 e 10% (v:v). Não houve alteração significativa na germinação de ambos os substratos e entre as concentrações em extratos de 0, 2 e 4%. A velocidade da germinação e o alongamento das plântulas foram reduzidas, sobretudo, em concentrações superiores a 6%. Entre os métodos de estabilização avaliados, o lodo compostado apresentou a menor fitotoxicidade, atingindo a maior porcentagem relativa da germinação e alongamento da radícula. O índice de germinação do lodo compostado e cultivado foi superior aos 90% em concentrações de 2 e 4%, contudo, em extratos mais concentrados o composto do lodo foi o de menor fitotóxico. Portanto, conclui-se que as concentrações entre 2 a 4% de lodo cultivado ou compostado mostraram-se mais adequadas para a germinação e desenvolvimento das plântulas.

Palavras-chaves: ecotoxicidade; fertilizante orgânico; compostagem; higienização; substrato de plantio

STABILIZED SEWAGE SLUDGE PRESENTS SUITABLE PHYTO-TOXIC CONDITIONS FOR GERMINATION OF FALSO-PAU-BRASIL

ABSTRACT: *Adenantha pavonina* L. is a forest species widely used in gardening and the recovery of degraded areas. The use of sewage sludge in the production of seedlings can reduce costs, as long as the residue does not cause phytotoxicity to the species. Therefore, the objective was to evaluate the phytotoxicity of sewage sludge stabilized through *Urochloa brizantha* culture and, subsequently, composted, in the germination and initial growth of *A. pavonina*, in concentrated extracts of 0, 2, 4, 6, 8, and 10% (v:v). There was no significant change in the germination of both substrates and between concentrations in extracts of 0, 2, and 4%. The speed of germination and the elongation of the seedlings were reduced mainly in concentrations above 6%. Among the stabilization methods evaluated, the composted sludge showed the lowest phytotoxicity, reaching the highest relative percentage of germination and radicle elongation. The germination vitality of the composted and cultivated sludge was higher than 90% at concentrations of 2 and 4%, however, in more concentrated

extracts, the sludge compound was the least phytotoxic. Therefore, it is concluded that concentrations between 2 to 4% of cultivated or composted sludge were more suitable for germination and seedling development.

Keywords: ecotoxicity; organic fertilizer; compost; sanitation; planting substrate

1 INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto é o subproduto do processo de tratamento de esgoto doméstico e industrial (BITTENCOURT et al., 2016; VENEGAS; LEIVA; VIDAL, 2018), apresentando enorme potencial para uso agrícola (LINDHOLM-LEHTO; AHKOLA; KNUUTINEN, 2017; LAMASTRA; SUCIU; TREVISAN, 2018). A sua aplicabilidade agrícola é ampla, na produção de mudas, condicionador de solos, adubação e recuperação de áreas degradadas, dada a sua capacidade de fornecer nutrientes, aumentar a capacidade de troca de cátions e estoque de carbono orgânico, além de melhorar as condições físicas do solo (LAMASTRA; SUCIU; TREVISAN, 2018; GABIRA et al., 2020).

A introdução do lodo de esgoto em substrato para a produção de mudas de florestais e ornamentais tem demonstrado ganhos positivos no desenvolvimento do vegetal, devido ao incremento da disponibilidade nutrientes, principalmente, o N, P, S e Zn (HUSSAIN et al., 2017; GABIRA et al., 2020). Nas características físicas do substrato também foi observado o aumento da capacidade de retenção de água e da rede porosa, favorecendo o desenvolvimento do sistema radicular (TRIGUEIRO; GUERRINI, 2014). Entretanto, a persistência de contaminantes orgânicos e inorgânicos no lodo podem causar fitotoxicidade, impedindo o seu uso sem os devidos processos de higienização e decomposição da matéria orgânica (LINDHOLM-LEHTO; AHKOLA; KNUUTINEN, 2017; LUO et al., 2018).

A matriz do lodo de esgoto é composta por uma mistura de matéria orgânica e nutrientes, como N, P, Ca e Mg, bem como, elementos em níveis potencialmente tóxicos, como o Zn, Pb, Cu, Cd e Cr (CUSKE; KARCZEWSKA; GAŁKA, 2017; LAMASTRA; SUCIU; TREVISAN, 2018).

Compostos orgânicos de risco a saúde humana e ecotoxicológicos, como os pentaclorofenol, isoforona, organoclorados, naftaleno, benzenos, clorobenzenos e cresóis, também foram relatados na composição do lodo de esgoto (ALVARENGA et al., 2017; BITTENCOURT et al., 2016; LINDHOLM-LEHTO; AHKOLA; KNUUTINEN, 2017). Tais compostos químicos, se absorvidos pelos vegetais podem alterar seus processos bioquímicos, impedir a divisão celular, causar desbalanço hormonal e nutricional, e mutações no DNA (HENDRIX et al., 2017; SANDEEP; VIJAYALATHA; ANITHA, 2019).

A fase de produção de mudas é importante para o desenvolvimento das espécies vegetais antes de serem destinadas ao seu local de plantio. Esta etapa é sensível a estresses abióticos, sobretudo, durante a germinação, crescimento inicial e em mudas recém-repicadas (HUSSAIN et al., 2017). Neste caso, a presença de compostos fitotóxicos no lodo de esgoto, adicionado como componente no substrato para a produção de mudas, pode comprometer o vigor do vegetal ou inibir a germinação, o que pode inviabilizar a utilização do resíduo (GABIRA et al., 2020; LUO et al., 2018).

Para amenizar os efeitos de fitotóxicos, a matéria orgânica do lodo deve estar estabilizada, com baixos teores de elementos traços, poluentes orgânicos e de NH_4^+ , capazes de impedir a germinação e alongamento da radícula (LUO et al., 2018). Neste contexto, a compostagem do lodo de esgoto como tratamento adicional após a higienização do cultivo vegetal em lodo puro, pode aprimorar os efeitos de descontaminação do resíduo (BO YM; SIEMI TKOWSKI, 2018; LAMASTRA; SUCIU; TREVISAN, 2018), principalmente, se ocorre a fitorremediação na fase de higienização inicial (ALVARENGA et al., 2017, 2018).

Adenanthera pavonina L., conhecida como falso pau-brasil, olho de dragão e segawê,

é uma espécie arbórea encontrada em todas as regiões do Brasil (RODRIGUES et al., 2009). É destinada principalmente para arborização urbana e no reflorestamento de áreas degradadas (LAMPELA et al., 2017; RODRIGUES et al., 2009). A produção de mudas da *A. pavanina* emprega os substratos comerciais ou a misturas de solo com esterco bovino (ALVES et al., 2015). Neste contexto, a destinação do lodo de esgoto para compor o substrato de plantio. No entanto, a fitotoxicidade do lodo de esgoto sob o desenvolvimento da *A. pavanina* devem ser determinadas para uso adequado do bio sólido.

Diante disso, o emprego de bioensaios fitotóxicos são técnicas que conseguem fornecer informações rápidas e precisas sobre a ecotoxicidade dos resíduos e as consequências do seu uso a espécie (LUO et al., 2018). O método proposto por Tiquia, Tam e Hodgkiss (1996) avalia a fitotoxicidade dos resíduos através dos seus efeitos sob a porcentagem de germinação e no desenvolvimento do sistema radicular. Esse método é amplamente utilizado em estudos com diferentes categorias de resíduos sólidos e procedimentos de higienização do lodo de esgoto (ALVARENGA et al., 2016; MANAS; HARAS, 2017; VENEGAS; LEIVA; VIDAL, 2018), demonstrando, portanto, elevada eficiência na determinação de níveis ecotóxicos dos resíduos (LUO et al., 2018).

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da higienização do lodo de esgoto estabilizado com cultivo de *Urochloa brizantha* e, posteriormente, compostado na fitotoxicidade do bio sólido no vigor da germinação e estabelecimento inicial das plântulas da *A. pavanina*, de modo a comparar os resultados entre às duas etapas de estabilização do lodo de esgoto.

2 MATERIAL E MÉTODOS

No presente estudo, foi utilizado o lodo de esgoto seco (LS), obtido da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE Vieira) de Montes Claros - MG, Brasil (Tabela 1). O lodo de esgoto cultivado (LSC) foi obtido da higienização e estabilização da matéria orgânica do LS através do cultivo de *U. brizantha* por 90 dias, em caixotes de 250 dm³ revestidos com plástico para evitar a lixiviação de nutrientes. Durante o processo, o lodo seco foi aerado mecanicamente por ventilador durante os primeiros 60 dias de cultivo. Posteriormente, a biomassa do vegetal foi picada e incorporada ao mesmo, mantendo-o em esquema de pilha durante 60 dias, com revolvimento a cada 15 dias, para a produção do lodo de esgoto compostado (LC). Durante ambos os processos, o lodo de esgoto foi mantido à umidade de 60% da capacidade de campo.

Tabela 1. Caracterização do lodo de esgoto seco obtido da ETE Vieira e lodo de esgoto compostado com *U. brizantha*.

Lodo	pH	CE	Nt	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	K	P	C	C/N
		dS m ⁻¹	g kg ⁻¹						
LS	6,03	2,72	32,24	4,15	0,08	4,05	7,77	322,81	10,01
LC	5,47	2,08	30,67	0,06	1,13	3,04	9,89	256,34	8,26
Lodo	Ca	Mg	Na	Fe	Zn	Cu	Mn	Ni	Pb
	g kg ⁻¹		mg kg ⁻¹						
LS	10,31	1,61	617,76	3,08	282,91	111,82	119,86	23,43	30,77
LC	12,86	1,02	203,67	5,72	379,51	137,69	143,87	21,50	32,60

LS: Lodo seco fornecido da ETE - Vieira. LC: Lodo de esgoto compostado. CE: Condutividade elétrica. Nt: Nitrogênio total. C: Carbono orgânico total. Caracterizados pelas metodologias de Alcarde (2009).

Fonte: Autores (2022).

As sementes de *A. pavonina* foram obtidas na zona rural de Montes Claros – MG, selecionando apenas aquelas sem injúrias físicas e com os dois cotilédones intactos. As sementes foram armazenadas em câmara fria a 4 °C até a realização do experimento. O lote foi caracterizado segundo Regras para Análise de sementes - RAS (BRASIL, 2009), apontando o peso de mil sementes de 254 g, 8% de umidade e 95% de germinação, após a quebra da dormência (RODRIGUES et al. 2009).

O bioensaio de fitotoxicidade foi conduzido no Laboratório de Análise de Sementes (LAS) do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Montes Claros – MG (16°51'38" S; 44°55'00" O). Utilizou-se o delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 2 x 6 (Sanitização do resíduo x Concentração dos extratos), com 5 repetições, com 40 sementes em cada parcela. Os tratamentos foram seis concentrações de extrato de lodo de esgoto cultivado (LSC) ou compostado (LC) de 0 (água - controle), 2, 4, 6, 8 e 10% (v/v). As soluções foram preparadas segundo Mañas e Heras (2017), onde as amostras de lodo de esgoto cultivado e compostado foram secas em estufa de circulação forçada de ar por 72h a 65 °C. Em seguida, foram moídas em almofariz de porcelana e passadas em peneira de 2 mm. Após, foram adicionados 2, 4, 6, 8 e 10 g dos biossólidos para cada 100 mL de água destilada e homogeneizadas em mesa agitadora por 45 min a 145 rpm. Os extratos foram centrifugados a 5.000 rpm e, subsequentemente, filtrados em papel de filtro qualitativo.

Para eliminar o efeito da dormência das sementes, as mesmas foram imersas no ácido sulfúrico concentrado por 22 minutos e lavadas por água corrente por 5 minutos (RODRIGUES et al. 2009). O substrato empregado no bioensaio foi o papel germitest, com adição de 2,5 vezes o peso do papel de extratos concentrados (BRASIL, 2009). Em seguida, foram semeadas 40 sementes em cada parcela. Foram realizados os testes de vigor da germinação, avaliando diariamente até o 13º dia após a encubação, o Índice de Velocidade de Germinação (IVG), Velocidade de Germinação (VG) e a porcentagem de

germinação total ao final do período, conforme Nakagawa (1999). Foram consideradas plântulas germinadas aquelas que apresentavam a protusão da radícula igual ou maior que 2,0 mm. O crescimento inicial das plântulas foi determinado pela seleção aleatória de quinze plântulas normais, onde foram aferidos o comprimento da parte aérea (PA) e radicular (PR) com auxílio de um paquímetro digital.

Os testes de fitotoxicidade foram determinados pela Porcentagem Relativa da Germinação (PRG), Porcentagem Relativa da Radícula (PCR) e o Índice de Germinação (IG) proposto por Tiquia, Tam e Hodgkiss (1996), presentes nas equações 1, 2 e 3, respectivamente. Os dados do IG foram transformados em Unidades de Toxicidade (UT; Equação 4), tendo como base a presença dos efeitos da ecotoxicidade dos respectivos tratamentos sob, no mínimo, 50% dos indivíduos (EC50) (ALVARENGA et al., 2016). Posteriormente, foram classificados conforme Mantis, Voutsas e Samara (2005) em classes ecotóxicas, variando na escala de 1 a 100, sendo: Classe I (não ecotóxico): $UT < 1$; Classe II (ecotoxicidade baixa): $1 < UT < 10$; Classe III (ecotoxicidade alta): $10 < UT < 100$; Classe IV (ecotoxicidade muito alta): $UT > 100$.

$$PRG (\%) = \left[\frac{G_t}{G_c} \right] \times 100 \quad (1)$$

Gt: Germinação nos respectivos tratamentos;
Gc: Germinação no controle.

$$PRR (\%) = \left[\frac{C_t}{C_c} \right] \times 100 \quad (2)$$

Ct: Comprimento da radícula nos respectivos tratamentos; Cc: Comprimento da radícula do controle.

$$IG = \left[\frac{P \times x P}{1} \right] \quad (3)$$

$$UT (\%) = \left[\frac{1}{U_t} \right] \times 100 \quad (4)$$

Os dados foram submetidos a análise de variância ($p < 0,05$), com posterior desdobramento dos fatores (Resíduos x

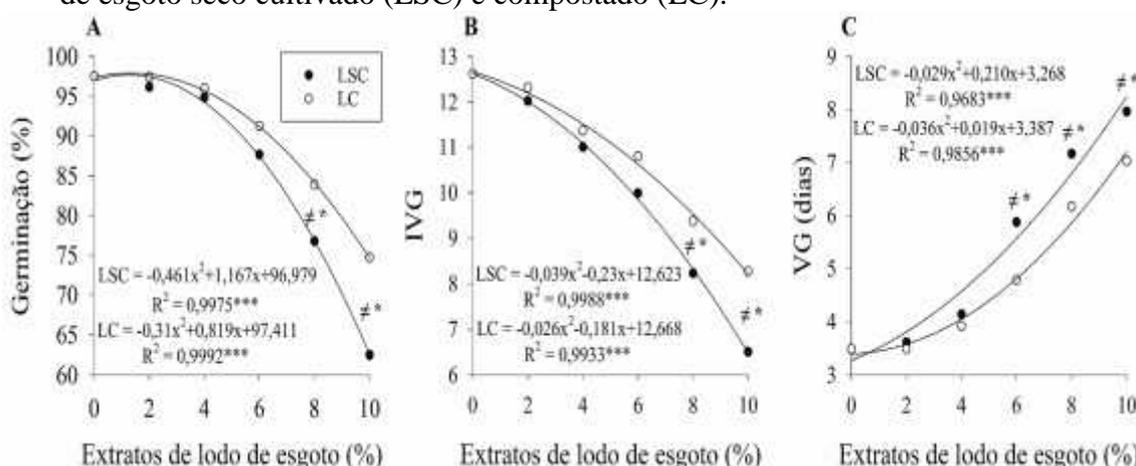
Extratos), caso significância da interação fosse verificada. Para o fator quantitativo aplicou-se ajuste de regressão polinomial, com a significância da regressão testada pelo teste F ($p < 0,05$). Enquanto, para o fator qualitativo, usou-se o teste Tukey ($p < 0,05$). Para a realização das análises e confecção dos gráficos, utilizaram-se os softwares R Studio e SigmaPlot 14.0, respectivamente.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A porcentagem de germinação da *A. pavonina* foi reduzida à medida que as

concentrações de ambos LC e LSC nos extratos de lodos de esgoto foram elevadas (Figura 1A). As maiores porcentagens de germinação ocorreram em níveis de até 4% para os dois biossólidos, seguido pelo decaimento, principalmente, do LSC. Nas concentrações de 8 e 10% ocorreram reduções da porcentagem de germinação superiores a 20 e 34%, respectivamente, em comparação ao controle. Portanto, a utilização de extratos menos concentrados, de 2 a 4%, não alteraram significativamente a porcentagem de germinação, indicando nestas concentrações, variações de 3 a 6% em relação ao controle.

Figura 1. Parâmetros da germinação da *A. pavonina* submetida a concentrações crescentes de lodo de esgoto seco cultivado (LSC) e compostado (LC).



Notas: *** Significância da regressão pelo teste F ($p < 0,001$). *: Tratamentos distintos estatisticamente a 0,05 de probabilidade pelo teste Tukey. IVG: Índice de Velocidade de Germinação. VG: Velocidade de Germinação

Fonte: Autores (2022).

A germinação em testes de fitotoxicidade conforme Luo et al. (2018) é transcorrida em três fases: fase I da germinação, sendo dependente da absorção de água pelas sementes nos extratos; a fase II, de emergência da radícula que é inibida por ácidos orgânicos de baixo peso molecular presentes nos resíduos; e a fase III, de alongamento da radícula, onde elevados teores de NH_4^+ impedem esse processo. Neste caso, a maior diluição dos biossólidos nos extratos de 2 e 4% pode ter diminuído as concentrações de substâncias fitotóxicas, metais pesados e sais (MAÑAS; HARAS, 2017), capazes de diminuir a absorção de água pelas sementes, a replicação do DNA e a não ativação de processos bioquímicos nas células (HENDRIX et al., 2017).

Alvarenga et al. (2017, 2018) observaram que o cultivo de *Pennisetum purpureum* no lodo de esgoto foi capaz de reduzir os teores de metais pesados e clorobenzenos. Contudo, neste estudo, observa-se que o LSC apresentou maior fitotoxicidade a germinação que o LC nos extratos mais concentrados, de 8 a 10% ($p < 0,05$). Assim, a menor fitotoxicidade do LC a *A. pavonina* pode estar relacionado a maior estabilidade e reduções dos poluentes presentes no substrato em relação a LSC (VENEGAS; LEIVA; VIDAL, 2018). Segundo Alvarenga et al. (2016), a fitotoxicidade do lodo de esgoto é menor em condições onde o biossólido apresenta baixas quantidades de amônia, decorrente da maior maturação da matéria orgânica. Portanto, é possível que o processo de

compostagem do lodo de esgoto seja necessário para maximizar a germinação da espécie ao se utilizar maiores proporções de lodo de esgoto nos substratos de plantio/germinação ou na aplicação do resíduo como adubo orgânico.

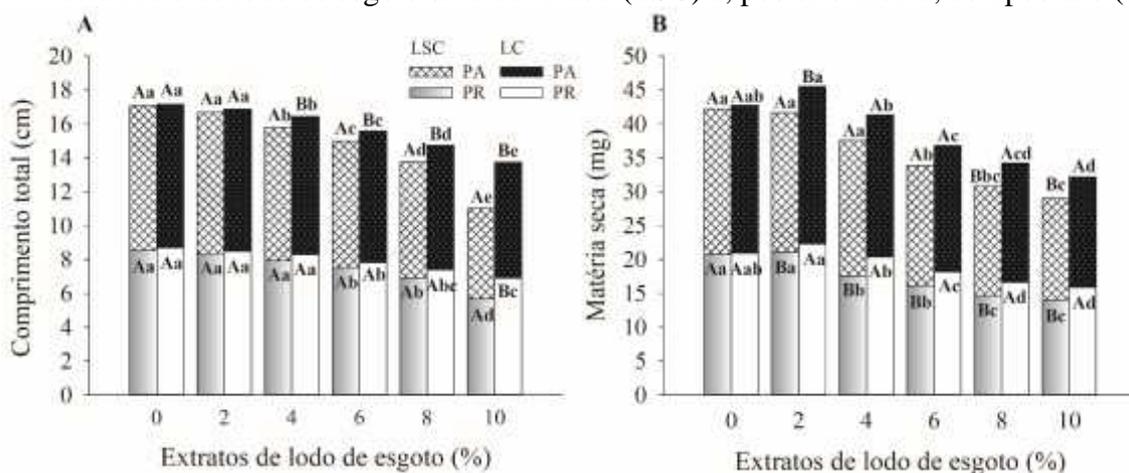
O índice de velocidade de germinação (IVG) da *A. pavonina* foi mais afetado que a porcentagem de germinação, apontando reduções a partir dos extratos de 2% (Figura 1B), entretanto, ambos os resíduos a 2% apresentaram pouca variação em relação ao controle. As reduções no IVG aumentaram em extratos a partir de 6%, enquanto houve incremento no número de dias na VG (Figura 1C). Em extratos a partir de 6% de LSC, houveram fortes reduções no vigor da germinação em relação ao LC, observando-se maior tempo para a germinação e redução no número de sementes germinadas. Segundo Carvalho e Nakagawa (2000), maiores valores do IVG e menores de VG, apontam maior eficiência do processo germinativo. Desta forma, é possível que a utilização de ambos os resíduos passe a retardar o vigor da germinação da espécie em concentrações maiores que 6%. Por outro lado, os resultados demonstram que o LC afeta com menor intensidade a germinação em comparação ao LSC, reforçando a necessidade da fase de compostagem do resíduo para completa estabilização da matéria orgânica (ALVARENGA et al., 2016).

Apesar dos positivos efeitos do LC em relação ao LSC no vigor da germinação da *A. pavonina*, o processo de higienização do lodo incrementou os teores dos elementos traços, devido à degradação da matéria orgânica do lodo (BO YM; SIEMI TKOWSKI, 2018), com destaque para o Zn e Cu. Esses dois elementos são capazes de formarem complexos com nitrogênio (amino-metais) e sais inorgânicos (CUSKE; KARCZEWSKA; GAŁKA, 2017), podendo ter diminuído a

capacidade de fitoextração pela *U. brizantha*. Por outro lado, o Pb e o Ni são pouco influenciados pela degradação da matéria orgânica no lodo de esgoto (VENEGAS; LEIVA; VIDAL, 2018), justificando as baixas variações destes elementos no LC em relação ao lodo seco. O Pb é elemento muito prejudicial à germinação dos vegetais (SANDEEP; VIJAYALATHA; ANITHA, 2019), conseguindo, por exemplo, inibi-la em 45% (65 ppm) no trigo, 69 e 68% (220 ppm) na ervilha e no tomate, respectivamente (BARUAH et al., 2019). O Fe e Mn, apesar dos seus teores tenham sido incrementados no LC após a higienização, os mesmos apresentam baixa toxicidade (BO YM; SIEMI TKOWSKI, 2018) e são elementos essenciais na ativação de enzimas em processos mitocondriais (MORKUNAS et al., 2018), podendo não alcançar níveis suficientes que causem efeitos negativos a germinação da *A. pavonina*.

A parte aérea (PA) e radicular (PR) da *A. pavonina* foi influenciado ao se incrementar as concentrações dos resíduos nos extratos (Figura 2; Tabela 2). Os comprimentos de PR de LC e LSC foram estatisticamente iguais nos extratos de 0, 2 e 4% (Figura 2A). A matéria seca e o comprimento de PA foram afetados pela fitotóxicidade dos resíduos, com perdas significantes em extratos acima de 4% para os dois resíduos (Figura 2B). No comprimento e matéria seca total das plântulas, nota-se que o LC ocasionou menor efeito negativo sob o crescimento dos eixos embrionários em todas as concentrações avaliadas, além de ganho no acúmulo de MSPA e MSR em extratos de 2%. Para o LSC, observou-se que a MSPA e MSR foram reduzidas estatisticamente a partir das concentrações de 6% em relação ao LC. Todavia, em concentrações de 8 e 10%, ocorreram poucas diferenças da MSPA e MSR entre os extratos de ambos os resíduos.

Figura 2. Componentes de crescimento das plântulas de *A. pavonina* incubadas com diferentes níveis de extrato de lodo de esgoto seco cultivado (LSC) e, posteriormente, compostado (LC).



Notas: Barras superiores ou inferiores seguidas das mesmas letras, maiúsculas (Fator higienização do resíduo) ou minúsculas (Fator Concentração dos extratos), são estatisticamente iguais a 5% de probabilidade pelo teste Tukey. PA: Parte aérea. PR: Parte radicular.

Fonte: Autores (2022).

Tabela 2. Equações do comprimento e matéria seca das plântulas da *A. pavonina* germinada em diferentes níveis de extrato de lodo de esgoto seco cultivado (LSC) e após a compostagem (LC).

Variáveis	Resíduo	Equações	R ²	CV (%)
PA	LSC	$= -0,033x^2 + 0,031x + 8,427$	0,98***	2,83
	LC	$= -0,012x^2 + 0,044x + 8,498$	0,99***	
PR	LSC	$= -0,027x^2 - 0,002x + 8,483$	0,99***	4,13
	LC	$= -0,011x^2 - 0,069x + 8,682$	0,99***	
MSPA	LSC	$= -0,682x + 21,905$	0,97*	3,79
	LC	$= -0,039x^2 - 0,282x + 22,599$	0,89***	
MSPR	LSC	$= -0,777x + 21,258$	0,93***	3,86
	LC	$= -0,040x^2 - 0,233x + 21,680$	0,90**	

Notas: ***, ** e * Significância da regressão a p-valor <0,001, <0,01 e <0,05, respectivamente. PA: Parte aérea. PR: Parte radicular. MSPA: Matéria seca da parte aérea. MSR: Matéria seca das raízes. CV: Coeficiente de variação.

Fonte: Autores (2022).

Neste estudo, o alongamento do sistema radicular da *A. pavonina* superior a PA, dada a necessidade da expansão do sistema radicular para a absorção de água e nutrientes (TAIZ et al., 2017). Essas condições foram mais evidentes no LC do que no LSC, sobretudo, em extratos mais concentrados de 8 a 10%, respectivamente. Entretanto, vale ressaltar, que a MSR no LSC foi mais sensível às substâncias fitotóxicas que o alongamento do sistema radicular, sendo também inferior ao LC em todos os extratos concentrados, exceto no controle. Portanto, o maior condicionamento do sistema radicular no LC, pode indicar menor presença de concentração de substâncias tóxicas (MAÑAS; HARAS, 2017), decorrente

da maior maturação da matéria orgânica e de menor disponibilidade de elementos pesados, compostos orgânicos (ALVARENGA et al., 2016) e de NH₄⁺ que afetam a fase de alongamento das raízes (LUO et al., 2018).

A disponibilidade de substâncias tóxicas no lodo de esgoto pode afetar as plantas. A absorção de metais pesados pelas plantas, por exemplo, pode causar efeitos negativos no desenvolvimento dos vegetais, tanto no alongamento dos órgãos aéreos e radiculares quanto nas suas respectivas fitomassas (SANDEEP; VIJAYALATHA; ANITHA, 2019). Esses elementos também contribuem para o retardamento de atividade básicas para a sobrevivência dos vegetais, como os processos

bioquímicos das células, enzimáticos e a síntese do DNA e RNA, necessários para o crescimento pós-seminal (BARUAH et al., 2019; HENDRIX et al., 2017; MORKUNAS et al., 2018). Contudo, a absorção destes elementos pelas raízes depende, diretamente, da espécie e das características do substrato de cultivo, a disponibilidade e tipo do elemento, estado de oxidação, quantidade, umidade, pH e teores de matéria orgânica (SANDEEP; VIJAYALATHA; ANITHA, 2019; MORKUNAS et al., 2018). Desse modo, é possível que concentrações elevadas do LSC demostrem maior fitotoxicidade por apresentarem menor maturação da matéria orgânica e maior disponibilidade de metais pesados e de outros compostos poluentes não biorremediados pela *U. brizantha*.

A matriz do lodo de esgoto é diversificada em sua constituição, portanto, diversas substâncias podem não ser fitorremediadas ou degradadas facilmente pelo processo de higienização empregado. Na literatura, nota-se, além de metais pesados e elementos essenciais (K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{3+}), por exemplo, compostos orgânicos de baixo e alto peso molecular, clorobenzenos, substâncias xenobióticas, bifenilos policlorados, ftalatos, diversas classes de antibióticos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, sulfito de hidrogênio, organofosforados, NH_4^+ em alta quantidade, bem como, compostos voláteis e semivoláteis formados durante a decomposição da matéria orgânica (LAMASTRA; SUCIU; TREVISAN, 2018; LINDHOLM-LEHTO; AHKOLA;

KNUUTINEN, 2017; ALVARENGA et al., 2017). Logo, tais substâncias, se disponíveis, podem interagir ou serem absorvidas pelas plântulas e sementes da *A. pavonina*, alterando seu desenvolvimento inicial, sobretudo em extratos mais concentrados. Tal situação, pode ter implicado em estresse decorrente dos contaminantes, limitando o crescimento e acúmulo de massa seca e fresca do sistema radicular. Portanto, o emprego da compostagem demonstrou-se eficaz para o uso de elevadas concentrações de lodo de esgoto tratado.

A porcentagem relativa da germinação (PRG) foi reduzida, em relação ao controle à medida em que se incrementaram as concentrações dos resíduos (Tabela 3), tornando-se, mais proeminente em extratos superiores a 6%. Entre os resíduos, ambos foram estatisticamente equivalentes nos tratamentos de 2 e 4%, sendo que em concentrações superiores, o LC apresentou-se menos fitotóxico a germinação que o LSC, se mantendo superior em 3,7 a 12% entre os níveis de 6 e 10%, respectivamente. A porcentagem relativa da radícula (PRR) foi afetada principalmente no LSC, com todas as concentrações dos extratos distinguindo estatisticamente entre si. Enquanto para a PRR do LC, as concentrações de 2 e 4% foram estatisticamente iguais e as de menor fitotoxicidade as plântulas da *A. pavonina* em comparação aos demais extratos. A PRR dos dois biossólidos foram distintos nos extratos de 8 e 10%, sendo o LSC mais fitotóxico ao sistema radicular que o com LC, com diferença de até 13% entre ambos.

Tabela 3. Desenvolvimento da *A. pavonina* em distintas concentrações de extrato de lodo de esgoto seco cultivado (LSC) e compostado (LC) em relação ao controle.

Resíduos	Extratos (%)					CV (%)
	2	4	6	8	10	
Porcentagem Relativa da Germinação (%)						
LSC	98,6 Aa	97,3 Aa	89,9 Bb	78,7 Bc	64,1 Bd	2,09
LC	99,9 Aa	98,5 Aa	93,6 Ab	86,0 Ac	76,6 Ad	
Porcentagem Relativa da Radícula (%)						
LSC	98,0 Aa	93,1 Ab	88,3 Ac	81,0 Bd	66,5 Be	2,17
LC	97,8 Aa	95,6 Aa	90,2 Ab	85,2 Ac	79,5 Ad	

Notas: Colunas e linhas seguidas das mesmas letras maiúsculas e minúsculas, respectivamente, são estatisticamente iguais a 0,05 de probabilidade pelo teste Tukey.

Fonte: Autores (2022).

É importante observar que a utilização de substratos adequados interfere diretamente no enraizamento e vigor inicial das mudas (GABIRA et al., 2020; TRIGUEIRO; GUERRINI, 2014). O processo de germinação é muito sensível a condições adversas e a presença de substâncias fitotóxicas, com a sua eficiência diminuindo na presença de elevadas concentrações de sais e elementos potencialmente tóxicos (SANDEEP; VIJAYALATHA; ANITHA, 2019; BARUAH et al., 2019). Os elevados teores de íons salinos solúveis no resíduo, como os de Na^+ , K^+ , Ca^{+2} e Mg^{+2} , conseguem reduzir a disponibilidade hídrica do meio (incrementam o potencial osmótico) e alteram a atividade bioquímica das células, retardando ou alongando o tempo para germinação (TAIZ et al., 2017; LUO et al., 2018). Logo, o aumento do tempo de exposição das sementes aos intemperes ambientais e biológicos podem comprometer a germinação total e a uniformidade em viveiros de produção de mudas da *A. pavonina*.

No caso do desenvolvimento pós-seminal das plântulas avaliadas, percebe-se que os efeitos antagonistas dos resíduos, sobretudo, do LSC, em concentrações de 8 e 10%, tiveram maior intensidade sob o desenvolvimento do sistema radicular, deixando-o menos vigoroso e com menor PRR. Essa diminuição do sistema radicular pode afetar o desenvolvimento das mudas e no pós-plantio em ambientes desfavoráveis, como o plantio em áreas

degradadas, ou a maior susceptibilidade ao estresse hídrico (LAMPELA et al., 2017; NUNES; FAGUNDES; VELOSO, 2015).

O índice de germinação (IG) da *A. pavonina* foi superior aos 90% nas concentrações de 2 e 4% de LSC e LC (Tabela 4), indicando baixa presença de substâncias fitotóxicas nos extratos mais diluídos (MAÑAS; HARAS, 2017), todavia, o IG do lodo compostado foi superior e menos fitotóxico que lodo cultivado nos extratos avaliados, exceto em 2%. A maior diferença, de 9,5 e 18,3%, entre resíduos foram notadas nos níveis de 8 e 10%, respectivamente. Entre os extratos avaliados, o LC manteve-se equivalente entre 2 e 4%, atingindo o IG superiores a 94%, indicando uma baixa fitotoxicidade do resíduo a germinação e as raízes das plântulas. Enquanto no LSC, as perdas do IG pela fitotoxicidade do resíduo, ocorreram ao passo que se incrementou a concentração dos extratos, sendo que nos níveis de 4%, já se encontrou reduções de 9,4% em relação ao controle. Segundo Tiquia, Tam e Hodgkiss (1996), o IG com valores acima de 80% são indicativos de nenhuma ou muito baixa presença de substâncias fitotóxicas, sendo assim, resíduos com elevada estabilidade da matéria orgânica e maior disponibilidade de nutrientes que estimulam o vigor da germinação (JAKUBUS; BAKINOWSKA, 2018; LUO et al., 2018).

Tabela 4. Classificação e fitotoxicidade do lodo de esgoto seco cultivado (LSC) e compostado (LC) sob o Índice da Germinação (IG) da *A. pavonina*.

Resíduos	Extratos (%)					CV (%)
	2	4	6	8	10	
Índice da Germinação						
LSC	96,7 Aa	90,6 Bb	79,3 Bc	63,8 Bd	42,6 Be	2,42
LC	97,7 Aa	94,2 Aa	84,4 Ab	73,3 Ac	60,9 Ad	
Unidade de Toxicidade (%)						
LSC _{UT}	1,04 Ae	1,1 Ad	1,26 Ac	1,57 Ab	2,35 Aa	2,18
LC _{UT}	1,02 Ad	1,06 Ad	1,18 Bc	1,37 Bb	1,64 Ba	
Classe	II	II	II	II	II	-

Notas: Colunas e linhas seguidas das mesmas letras maiúsculas e minúsculas respectivamente, são estatisticamente iguais a 0,05 e probabilidade pelo teste Tukey. UT: Unidade de Toxicidade. Classe I (não ecotóxico): $UT < 1$. Classe II (ecotoxicidade baixa): $1 < UT < 10$. Classe III (ecotoxicidade alta): $10 < UT < 100$. Classe IV (ecotoxicidade muito alta): $UT > 100$ (MANTIS; VOUTSA; SAMARA, 2005; ALVARENGA et al., 2016). LSC: $= 0,028x^2 - 0,183x + 1,324$; $R^2 = 0,986^{***}$. LC: $= 0,0096x^2 - 0,038x + 1,063$; $R^2 = 0,999^{***}$. ***: Significância da regressão p-valor $< 0,001$.

Fonte: Autores (2022).

Em concentrações de 6 e 8%, o IG do LC se manteve superior a 80 e 70%, respectivamente, demonstrando moderada inibição da germinação e da radícula da *A. pavonina* em relação ao controle, indicando moderada fitotoxicidade. Perdas no IG superiores a 40% (IG = 60%) em relação ao controle demonstram elevada fitotoxicidade do resíduo a espécie vegetal avaliada e possíveis problemas na reutilização agrícola (TIQUIA; TAM; HODGKISS, 1996; MAÑAS; HARAS, 2017). Jakubus e Bakinowska (2018) relataram que o IG e a capacidade de germinação da espécie estão relacionados a composição química e física dos resíduos avaliados. No caso do lodo de esgoto, a sua composição é muito diversificada, tanto em quantidades e presença de nutrientes (N, P, K, Mg, Ca e micronutrientes), elementos ecotóxicos, contaminantes orgânicos e xenobióticos (LAMASTRA; SUCIU; TREVISAN, 2018), podendo, portanto, cada resíduo e método de higienização afetar a germinação e o IG de formas distintas (LUO et al., 2018).

Os baixos valores do IG no lodo de esgoto são comumente relacionados a menor estabilidade da matéria orgânica, baixa maturação do bioestabilizado e a não degradação ou disponibilidade de substâncias fitotóxicas as sementes e a radícula (JAKUBUS; BAKINOWSKA, 2018; VENEGAS; LEIVA; VIDAL, 2018). Os metais pesados, por exemplo, afetam a permeabilidade da membrana das células e atividade das enzimas amilase e proteases (BARUAH et al., 2019) responsáveis pela quebra do amido armazenado nos cotilédones, implicando na menor disponibilidade de energia para a germinação e crescimento da radicular.

Entre os resíduos, o LSC foi o que alcançou a maior ecotoxicidade a *A. pavonina*, com valor de IG, próximo ou inferior, a 60% nos níveis de 8% e 10%, enquanto no LC, tal condição foi observada apenas no extrato de 10%. Apesar desta maior fitotoxicidade nos extratos mais concentrados do LSC e LC, percebe-se que a classificação ecotoxicológica dos resíduos se mantiveram em Classe II (Tabela 4), de ecotoxicidade baixa, em todos os extratos avaliados (MANTIS; VOUTSA;

SAMARA, 2005). Contudo, observa-se maior ecotoxicidade no LSC em relação ao LC. Esses resultados corroboram com Venegas, Leiva e Vidal (2018), onde o tipo de bioestabilizado utilizado no bioensaio foi mais determinante a fitotoxicidade da *Lactuca sativa*, *Raphanus sativus* e *Triticum aestivum* que as concentrações avaliadas na IG.

Portanto, a utilização de ambos os resíduos em concentrações de 2 e 4% não causaram fortes alterações no vigor da espécie avaliada, podendo não ser necessária a etapa de compostagem nestas concentrações, embora, tenha se encontrado plântulas com leves reduções no sistema radicular nos extratos com LSC. Em concentrações superiores, de 6 a 8%, adição da fase de compostagem do lodo foi eficiente para maximizar a germinação e vigor inicial da *A. pavonina*. Nos extratos de 10%, ambos os resíduos demonstraram não ser indicados para o cultivo do falso pau-brasil, sobretudo o LSC, devido à elevada fitotoxicidade do resíduo sobre a germinação e desenvolvimento das plântulas.

4 CONCLUSÕES

A utilização de lodo de esgoto seco cultivado e compostado apresentou poucas reduções na germinação e desenvolvimento da *A. pavonina* nas concentrações de 2 e 4%, não justificando o processo de compostagem nessas concentrações. Em concentrações superiores, de 6 e 8%, o LSC foi mais fitotóxico que o LC, sendo recomendado o processo de higienização adicional com compostagem para mitigar os efeitos da ecotoxicidade do resíduo. Os extratos de 10% de ambos resíduos se demonstraram fitotóxicos a *A. pavonina*, com perdas próximas ou superior aos 40% em relação ao controle, embora, os resíduos sejam classificados como de baixa ecotoxicidade (Classe II).

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de financiamento

001, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), à Universidade Federal de Minas Gerais pelo

apoio financeiro e ao Programa de Ensino Tutorial PET/Mec/SESu pela bolsa fornecida ao primeiro autor.

6 REFERÊNCIAS

ALCARDE, J. C. (ed.) **Manual de análise de fertilizantes**. Piracicaba: FEALQ. 2009.

ALVARENGA, P.; MOURINHA, C.; FARTO, M.; PALMA, P.; SENGO, J.; MORAIS, M.-C.; CUNHA-QUEDA, C. Ecotoxicological assessment of the potential impact on soil porewater, surface and groundwater from the use of organic wastes as soil amendments. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.l.], v. 126, p. 102-110, abr. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.019>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0147651315302086?via%3Dihub>. Acessado em: 04 jun. 2022.

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**, Campina Grande, v. 21, n. 8, p. 573-578, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v21n8p573-578>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/F658tVBtW4Y5hTd6pYn5Yh/?lang=en>. Acessado em: 04 jun. 2022.

ALVARENGA, A. C.; CARDOSO, P. H. S.; COUTINHO, M. A. N.; OLIVEIRA, A. L. G.; SAMPAIO, R. A. Produção de biomassa e fitoextração de Cu e Zn pelo capim-elefante cultivado em lodo de esgoto puro. **Revista Engenharia na Agricultura - Reveng**, Viçosa, v. 26, n. 5, p. 473-482, 2018. DOI: <https://doi.org/10.13083/reveng.v26i5.945>. Disponível em: <https://periodicos.ufv.br/reveng/article/view/830>. Acessado em: 04 jun. 2022.

ALVES, M. M.; ALVES, E. U.; ARAUJO, L. R.; ARAUJO, P. C.; SANTOS NETA, M. M. S. Initial growth in seedlings of *Adenanthera pavonina* L. for different substrates. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 46, n. 2, p. 352-357, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20150014>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rca/a/BbQn4hpBtt5sfwtNZ6LnrXw/abstract/?lang=pt>. Acessado em: 04 jun. 2022.

BARUAH, N.; MONDAL, S. C.; FAROOQ, M.; GOGOI, N. Influence of heavy metals on seed germination and seedling growth of wheat, pea, and tomato. **Water, Air, & Soil pollution**, Heidelberg, v. 230, n. 12, p. 1-15, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4329-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-019-4329-0>. Acessado em: 04 jun. 2022.

BITTENCOURT, S.; AISSE, M. M.; SERRAT, B. M.; AZEVEDO, J. C. R. D. Sorção de poluentes orgânicos emergentes em lodo de esgoto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 1, p. 43-53, mar. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100119334>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/qCpWmW56dks7p8wvf43pzNS/?lang=pt>. Acessado em: 04 jun. 2022.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. **Regras para Análise de Sementes**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

Secretaria de Defesa Agropecuária. Brasília, DF: Mapa/ACS, 2009. 398p. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/arquivos-publicacoes-insumos/2946_regras_analise__sementes.pdf>. Acesso em: 04 jun. 2022.

BO YM, M.; SIEMI TKOWSKI, G. Characterization of composted sewage sludge during the maturation process: a pilot scale study. **Environmental Science and Pollution Research**, Berlin, v. 25, n. 34, p. 34332-34342, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3335-x>. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-018-3335-x>>. Acessado em: 04 jun. 2022.

CARVALHO, N. M.; NAKAGAWA, J. **Sementes: Ciência, tecnologia e produção**. 4. ed. Jaboticabal: FUNEP, 2000.

CUSKE, M.; KARCZEWSKA, A.; GAŁKA, B. Speciation of Cu, Zn, and Pb in Soil Solutions Extracted from Strongly Polluted Soils Treated with Organic Materials. **Polish Journal of Environmental Studies**, [S.l.], v. 26, n. 2, p. 567-575, 2017. DOI: <https://doi.org/10.15244/pjoes/66710>. Disponível em: <<http://www.pjoes.com/Speciation-of-Cu-Zn-and-Pb-in-Soil-Solutions-nExtracted-from-Strongly-Polluted-Soils-nTreated-with-Organic-Materials,66710,0,2.html>>. Acessado em: 04 jun. 2022.

GABIRA, M. M.; SILVA, R. B. G.; MATEUS, C. D. M. D.; VILLAS BOAS, R. L.; SILVA, M. R. Effects of water management and composted sewage sludge substrates on the growth and quality of clonal Eucalyptus seedlings. **Floresta**, Curitiba, v. 50, n. 2, p. 1307-1314, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5380/uf.v50i2.62952>. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/62952>>. Acessado em: 04 jun. 2022.

JAKUBUS, M.; BAKINOWSKA, E. Practical applicability of germination index assessed by logistic models. **Compost Science & Utilization**, Oxford, v. 26, n. 2, p. 104-113, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/1065657X.2017.1392907>. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/1065657X.2017.1392907?journalCode=ucsu20>>. Acessado em: 04 jun. 2022.

HENDRIX, S.; SCHRÖDER, P.; KEUNEN, E.; HUBER, C.; CUYPERS, A. Molecular and cellular aspects of contaminant toxicity in plants: the importance of sulphur and associated signalling pathways. **Advances in Botanical Research**, New York, v. 83, p. 223-276, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/bs.abr.2016.12.007>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0065229616301264>>. Acessado em: 04 jun. 2022.

HUSSAIN, R.; YOUNIS, A.; RIAZ, A.; TARIQ, U.; ALI, S.; ALI, A.; RAZA, S. Evaluating sustainable and environment friendly substrates for quality production of potted Caladium. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, Amsterdam, v. 6, n. 1, p. 13-21, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40093-016-0148-0>. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s40093-016-0148-0>>. Acessado em: 04 jun. 2022.

LAMPELA, M.; JAUHAINEN, J.; SARKKOLA, S.; VASANDER, H. Promising native tree species for reforestation of degraded tropical peatlands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 394, p. 52-63, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.004>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112716311756>>. Acessado em: 04 jun. 2022.

- LAMASTRA, L.; SUCIU, N. A.; TREVISAN, M. Sewage sludge for sustainable agriculture: contaminants' contents and potential use as fertilizer. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, Cham, v. 5, n. 1, p. 1-6, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40538-018-0122-3>. Disponível em: <<https://chembioagro.springeropen.com/articles/10.1186/s40538-018-0122-3>>. Acessado em: 04 jun. 2022.
- LINDHOLM-LEHTO, P. C.; AHKOLA, H. S. J.; KNUUTINEN, J. S. Procedures of determining organic trace compounds in municipal sewage sludge - a review. **Environmental Science and Pollution Research**, Berlim, v. 24, n. 5, p. 4383-4412, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8202-z>. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-016-8202-z>>. Acessado em: 04 jun. 2022.
- LUO, Y.; LIANG, J.; ZENG, G.; CHEN, M.; MO, D.; LI, G.; ZHANG, D. Seed germination test for toxicity evaluation of compost: Its roles, problems and prospects. **Waste Management**, Oxford, v. 71, p. 109-114, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.023>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X17306918>>. Acessado em: 04 jun. 2022.
- MAÑAS, P.; HERAS, J. L. Phytotoxicity test applied to sewage sludge using *Lactuca sativa* L. and *Lepidium sativum* L. seeds. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Amsterdam, v. 15, n. 2, p.273-280, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1386-z>. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-017-1386-z>>. Acessado em: 04 jun. 2022.
- MANTIS, I.; VOUTSA, D.; SAMARA, C. Assessment of the environmental hazard from municipal and industrial wastewater treatment sludge by employing chemical and biological methods. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 62, n. 3, p. 397-407, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.12.010>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0147651304002532?via%3Dihub>>. Acessado em: 04 jun. 2022.
- MORKUNAS, I.; WO NIAK, A.; MAI, V.; RUCI SKA-SOBKOWIAK, R.; JEANDET, P. The role of heavy metals in plant response to biotic stress. **Molecules**, Basiléia, v. 23, n. 9, p. 2320, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules23092320>. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1420-3049/23/9/2320>>. Acessado em: 04 jun. 2022.
- NAKAGAWA, J. Testes de vigor baseados na avaliação das plântulas. In: VIEIRA, R. D.; CARVALHO, N. M. **Testes de Vigor em Sementes**. Jaboticabal. FUNEP, 1994, p.49- 85.
- NUNES, Y. R. F.; FAGUNDES, N. C. A.; VELOSO, M. D. M. Sobrevivência e crescimento de sete espécies arbóreas nativas em uma área degradada de floresta estacional decidual, Norte de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 5, p. 801–810, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000500003>. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rarv/a/QRpjLcpvTNprCSZrT4Pz9Pd/abstract/?lang=pt>>. Acessado em: 04 jun. 2022.
- RODRIGUES, A. P. A. C.; OLIVEIRA, A. K. M.; LAURA, V. A.; YAMAMOTO, C. R.; CHERMOUTH, K. S.; FREITAS, M. H. Tratamentos para superação da dormência de sementes de *Adenantha pavonina* L. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 617-623, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622009000400004>. Disponível em:

<<https://www.scielo.br/j/rarv/a/g8ntsqNZjnr8bdnFQqKJHq/?lang=pt#:~:text=CONCLUS%C3%95ES-,1.,por%20lixa%20durante%2020%20seg.>>. Acessado em: 04 jun. 2022.

SANDEEP, G.; VIJAYALATHA, K. R.; ANITHA, T. Heavy metals and its impact in vegetable crops. **International Journal of Chemical Studies**, New Delhi, v. 7, n. 1, p. 1612-1621, 2019. Disponível em: <<https://www.chemjournal.com/archives/2019/vol7issue1/PartAB/7-1-229-700.pdf>>. Acessado em: 04 jun. 2022.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, I.; MURPHY, A. **Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y.; HODGKISS, I. J. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 93, n. 3, p. 249–256, 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(96\)00052-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(96)00052-8). Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749196000528>>. Acessado em: 04 jun. 2022.

TRIGUEIRO, R. M.; GUERRINI, I. A. Utilização de lodo de esgoto na produção de mudas de aroeira-pimenteira. **Revista Árvore**, Viçosa, v.38, n.4, p. 657-665, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000400009>. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rarv/a/XGbxXZQKmxJ58J8HLHKxN4L/?lang=pt>>. Acessado em: 04 jun. 2022.

VENEGAS, M.; LEIVA, A. M.; VIDAL, G. Influence of anaerobic digestion with pretreatment on the phytotoxicity of sewage sludge. **Water, Air, & Soil Pollution**, Heidelberg, v. 229, n. 12, p. 1-11, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-018-4025-5>. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-018-4025-5>>. Acessado em: 04 jun. 2022.