
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PRODUÇÃO VEGETAL

Márcio Neves Rodrigues

**Remediação de metais pesados e HPAs em lodo de esgoto por meio do cultivo de *Pennisetum
purpureum*, aeração e compostagem**

**Montes Claros
2020**

Márcio Neves Rodrigues

Remediação de metais pesados e HPAs em lodo de esgoto por meio do cultivo de *Pennisetum purpureum*, aeração e compostagem

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Produção Vegetal.

Orientador: Rodinei Facco Pegoraro

Coorientador: Regynaldo Arruda Sampaio

Montes Claros
Dezembro de 2020

Rodrigues, Márcio Neves.

R696r
2021

Remediação de metais pesados e HPAs em lodo de esgoto por meio do cultivo de *Pennisetum purpureum*, aeração e compostagem / Márcio Neves Rodrigues. Montes Claros, 2020.
95 f.

Tese (doutorado) - Área de concentração em Produção Vegetal. Universidade Federal de Minas Gerais / Instituto de Ciências Agrárias.

Orientador: Rodinei Facco Pegoraro.

Banca examinadora: Altina Lacerda Nascimento, Matheus Mendes Reis, Charles Martins Aguilar, Leonardo David Tuffi Santos, Luiz Arnaldo Fernandes, Reginaldo Arruda Sampaio, Rodinei Facco Pegoraro.

Inclui referências: 22-29; 47-51; 70-73; 87-91.

1. Lodo Residual – Reaproveitamento. 2. Fertilizante orgânico. 3. Adubos. I. Pegoraro, Rodinei Facco. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Agrárias. III. Título.

CDU: 631.8

Márcio Neves Rodrigues



Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Agrárias
Mestrado em Produção Vegetal

ICA
INSTITUTO
DE CIÊNCIAS
AGRÁRIAS


ATA DE DEFESA DE TESE

Aos 16 dias do mês de dezembro de 2020, às 08:00 horas, sob a Presidência do Professor Rodinei Facco Pegoraro, D. Sc. (Orientador - ICA/UFMG) e com a participação dos Professores Matheus Mendes Reis, D. Sc. (IFNMG), Charles Martins Aguilár, D. Sc. (ICA/UFMG), Luiz Arnaldo Fernandes, D. Sc. (ICA/UFMG), Leonardo David Tuffi Santos, D. Sc. (ICA/UFMG), Reginaldo Arruda Sampaio D. Sc. (ICA/UFMG) e da Pós-Doutoranda Altina Lacerda Nascimento, D. SC. (IAC/Campinas), reuniu-se, por videoconferência, a Banca de tese de **Márcio Neves Rodrigues**, aluno do Curso de Doutorado em Produção Vegetal. O resultado da defesa de tese intitulada: **"Remediação de metais pesados e HPAs em lodo de esgoto por meio do cultivo de *Pennisetum purpureum*, aeração e compostagem"**, sendo o aluno considerado **Aprovado**. E, para constar, eu, Professor Rodinei Facco Pegoraro, Presidente da Banca, lavrei a presente ata que depois de lida e aprovada, será assinada por mim e pelos demais membros da Banca examinadora.

OBS.: O aluno somente receberá o título após cumprir as exigências do **ARTIGO 68** do regulamento do Curso de Doutorado em Produção Vegetal, conforme apresentado a seguir:

Art. 68 Para dar andamento ao processo de efetivação do grau obtido, o candidato deverá, após a aprovação de sua Dissertação ou Tese e da realização das modificações propostas pela banca examinadora, se houver, encaminhar à secretaria do Colegiado do Programa, com a anuência do orientador, no mínimo 3 (três) exemplares impressos e 1 (um) exemplar eletrônico da dissertação ou, 4 (quatro) exemplares impressos e 1 (um) exemplar eletrônico da tese, no prazo de 60 (sessenta) dias.

Montes Claros, 16 de dezembro de 2020.


Altina Lacerda Nascimento
Membro


Matheus Mendes Reis
Membro


Charles Martins Aguilár
Membro


Luiz Arnaldo Fernandes
Membro


Leonardo David Tuffi Santos
Membro


Reginaldo Arruda Sampaio
Coordenador


Rodinei Facco Pegoraro
Orientador

A Deus, pelo dom da vida, ao Nosso Senhor Jesus Cristo pela salvação e por Nossa Senhora a sua servidão e a qual sou consagrado.

Aos meus pais, “Seu Vaninho (in memorian) e Dona Glorinha” , pela minha educação, afeto e principalmente pelas orações constantes.

À minha família, esposa e filhos, Pedro, Clara e João, aos quais são, e sempre serão minha fonte de inspiração.

E ao meu irmão, Beto, pelo companheirismo e pelo apoio nos momentos difíceis.

AGRADECIMENTOS

A Deus, a ele toda honra e toda glória, sem ele nada podeis fazer.

À Universidade Federal de Minas Gerais, e ao ICA pela oportunidade de realização do curso de Doutorado conciliando com o meu trabalho..

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo apoio financeiro e bolsa de bolsa iniciação científica aos estudantes da graduação envolvidos no projeto.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES,

Ao Professor Rodinei Facco Pegoraro pelos ensinamentos e orientação durante a condução do experimento e redação da tese de doutorado, sempre solícito e dedicado.

Ao Professor Reginaldo Arruda Sampaio, pela referência e, também, pelos ensinamentos, orientação e dedicação.

Aos alunos Jéssica, Gilmar, Mário, Maria e Adelane pelo apoio nas atividades do experimento.

Aos demais membros da banca, aos professores Luiz Arnaldo Fernandes, Altina Nascimento, Matheus Reis, Leonardo Tuffi e Charles Aguilar.

Meu muito obrigado!

Remediation of heavy metals and PAHs in sewage sludge through the cultivation of *Pennisetum purpureum*, aeration and composting

RESUMO GERAL

O lodo de esgoto (LE) tem sido utilizado na agricultura como fertilizante devido às suas características químicas e presença de matéria orgânica, possibilitando economia no uso de fertilizantes minerais e a disposição adequada do resíduo no ambiente. No entanto, a presença de contaminantes tóxicos exige a adoção de práticas de remediação para torná-lo apto. Os estudos tiveram como objetivos avaliar práticas de remediação dos teores de metais pesados e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), por meio do cultivo direto de *Pennisetum purpureum* (PP), aeração forçada e compostagem. Os estudos I e II foram realizados no delineamento em blocos casualizados com quatro repetições, num esquema fatorial 2 x 5, correspondendo a presença ou não de cultivo com PP em LE na densidade de plantio de 50 plantas por m² combinado com cinco períodos de aeração intermitente por 30 minutos: 0; 14; 28; 42 e 60 dias, com vazão de ar de 1.059 dm³ h⁻¹ kg⁻¹ de sólidos voláteis. No primeiro foram caracterizados os metais pesados e a decomposição do lodo para uso como adubo orgânico e no segundo foram avaliados os teores de HPAs. No terceiro estudo, em mesmo delineamento estatístico, foi realizada a compostagem dos resíduos dos estudos anteriores com duração de 72 dias e com revolvimento das leiras a cada 15 dias. No estudo I obteve-se aumento dos teores totais de N, Ca, S, Na, CE e resíduos minerais solúveis (RMs) com o cultivo de PP, indicando maior taxa de decomposição do LE; por outro lado, o cultivo diminuiu os teores totais de Fe e Pb, propiciando redução no risco de toxidez desses elementos. A injeção de ar no LE não influenciou a decomposição da matéria orgânica. No estudo II, foram encontrados no LE os seguintes HPAs: naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI) e indeno(1,2,3-cd)pireno (IND). Na ausência de aeração forçada no LE, o cultivo de PP propiciou redução nos teores de HPAs, em comparação ao LE não cultivado. Na presença de aeração o LE não cultivado teve melhor eficácia na redução dos teores de HPAs com o tempo de aeração variando de 15 a 26 dias. No estudo III, o processo de compostagem do material orgânico proveniente do cultivo e mistura da biomassa de PP em LE com tempo de aeração de 42 dias promoveu redução nos teores de NAF, FEN, PIR, BaA, IND e no somatório dos HPAs, em comparação a compostagem do material derivado somente do LE. O cultivo de PP sem aeração e a aeração do lodo sem o cultivo apresentaram resultados satisfatórios no melhoramento das características químicas do LE, e indicam a utilização dessas técnicas separadamente para adequação do mesmo como adubo orgânico, pois promovem a mineralização de macronutrientes e a redução de contaminantes. Tendo no cultivo da gramínea a vantagem de se utilizar os resíduos da planta para realização de compostagem com o próprio LE para atingir uma melhor qualidade do material.

Palavras-chaves: Biossólido. Fertilizante orgânico. Reciclagem de resíduos. Biorremediação de lodo de esgoto. Substâncias orgânicas tóxicas.

Remediation of heavy metals and PAHs in sewage sludge in response to the cultivation of *Pennisetum purpureum*, aeration and composting

ABSTRACT

Sewage sludge (SS) has been used in agriculture as a fertilizer due to its chemical characteristics and the presence of organic matter, allowing savings in the use of mineral fertilizers and the proper disposal of waste in the environment. However, the presence of toxic contaminants requires the adoption of remediation practices to make it fit. The studies aimed to evaluate practices for the remediation of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), through the direct cultivation of *Pennisetum purpureum* (PP), forced aeration and composting. Studies I and II were carried out in a randomized block design with four replications, in a 2 x 5 factorial scheme, corresponding to the presence or not of cultivation with PP in SS in the planting density of 50 plants per m² combined with five periods of intermittent aeration for 30 minutes: 0; 14; 28; 42 and 60 days, with an air flow of 1,059 dm³ h⁻¹ kg⁻¹ of volatile solids. In the first, heavy metals and sludge decomposition were characterized for use as organic fertilizer and in the second, the levels of PAHs were evaluated. In the third study, in the same statistical design, the composting of the residues from the previous studies was carried out with a duration of 72 days. In study I, there was an increase in the total levels of N, Ca, S, Na, EC and soluble mineral residues (SMR) with the cultivation of PP, indicating a higher rate of decomposition of the SS; on the other hand, cultivation decreased the total levels of Fe and Pb, providing a reduction in the risk of toxicity of these elements. The injection of air into the SS did not influence the decomposition of organic matter. In study II, the following HPAAs were found in SS: naphthalene (NAF), phenanthrene (FEN), fluoranthene (FLUO), pyrene (PIR), benzo(a)anthracene (BaA), chrysene (CRI) and indene(1,2,3-cd)pyrene (IND). In the absence of forced aeration in the SS, the cultivation of PP provided a reduction in the levels of PAHs, in comparison to the non-cultivated SS. In the presence of aeration, uncultivated SS was more effective in reducing of PAHs levels with the aeration time varying from 15 to 26 days. In study III, the composting process of organic material from the cultivation and mixing of PP biomass in SS with an aeration time of 42 days reduced the levels of NAF, FEN, PIR, BaA, IND and the sum of the PAHs, in comparison to composting of material derived only from SS. The cultivation of PP without aeration and the aeration of the sludge without the cultivation showed satisfactory results in improving the chemical characteristics of the SS, and indicate the use of these techniques separately to adapt it as organic fertilizer, as they promote the mineralization of macronutrients and the reduction of contaminants. With the cultivation of grass the advantage of using plant residues for composting with the SS itself to achieve a better quality of the material.

Keywords: Biosolid. Organic fertilizer. Waste recycling. Sewage sludge bioremediation. Toxic organic substances.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

3	CAPÍTULO I – REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
	Figura 1 – Grupos e arranjos estruturais de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs).....	17
4	CAPÍTULO II – ARTIGO I	30
	Figura 1 – Dados de temperaturas máxima (Tmax), mínima (Tmin) e média (Tmed), insolação (Ins), evaporação de piche (EP), precipitação pluviométrica (P) e umidade relativa (UR) do local do experimento no período de 21/05 a 20/07/2018	33
	Figura 2 – Condutividade elétrica da solução (CE) e teor de C ligado a fração humina (HUM) em lodo de esgoto em função do tempo de aeração, na camada superior do substrato.....	41
	Figura 3 – Relação entre a primeira e segunda função discriminante canônica (FDC 1 e FDC 2) sobre os coeficientes canônicos padronizados (CCP), 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 <i>P. purpureum</i> , nas camadas superior e inferior do solo.....	44
5	CAPÍTULO 3 – ARTIGO II	51
	Figura 1 – Dados de temperaturas máxima (Tmax), mínima (Tmin) e média (Tmed), insolação (Ins), evaporação de piche (EP), precipitação pluviométrica (P) e umidade relativa (UR) do local do experimento no período de 21/05 a 20/07/2018	54
	Figura 2 – Teores de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e do somatório desses compostos (Σ HPAs) na camada superior do substrato de lodo de esgoto em diferentes tempos de aeração e na presença (CP) e ausência (SP) de cultivo de <i>P. purpureum</i> , após 60 dias de experimentação.....	59
	Figura 3 – Teores de naftaleno (NAF), fluoranteno (FLUO), benzo(a)antraceno (BaA) e do somatório desses compostos (Σ HPAs) na camada inferior do substrato de lodo de esgoto em diferentes tempos de aeração e na presença (CP) e ausência (SP) de cultivo de <i>P. purpureum</i> , após 60 dias de experimentação.....	62
	Figura 4 – Teores médios de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e somatório de todos os compostos (Σ HPAs) nas camadas superior (CS) e inferior (CI) do substrato de lodo de esgoto, após 60 dias de experimentação.	63
6	CAPÍTULO 4 – ARTIGO III	73
	Figura 1 – Dados de temperaturas máxima (Tmax), mínima (Tmin) e média (Tmed), insolação (Ins), evaporação de piche (EP), precipitação pluviométrica (P) e umidade relativa (UR) do local do experimento no período de 29/09 a 06/12/2018	75

Figura 2 – Teores de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), benzo(a)antraceno (BaA) e do somatório desses compostos (Σ HPAs) em compostos orgânicos produzidos a partir de lodos de esgoto cultivados (CP) ou não cultivados com *Pennisetum purpureum* (SP) e com diferentes tempos de aeração..... 81

LISTA DE TABELAS

3	CAPÍTULO I – REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
	Tabela 1 – Teores de matéria orgânica e de macronutrientes primários, e valores de pH do lodo de esgoto, em função do não cultivo (SP) e cultivo (CP) de <i>P. purpureum</i> e tempos de aeração.....	35
	Tabela 2 – Teores de macronutrientes secundários e micronutrientes do lodo de esgoto, em função do não cultivo (SP) e cultivo (CP) de <i>P. purpureum</i> e tempos de aeração	38
	Tabela 3 – Características químicas e físicas do lodo de esgoto em função do não cultivo (SP) e cultivo (CP) de <i>P. purpureum</i> e tempos de aeração	40
	Tabela 4 – Características químicas do lodo de esgoto em função do não cultivo (SP) e cultivo (CP) de <i>P. purpureum</i> e tempos de aeração	43
	Tabela 5 – Valores médios dos coeficientes canônicos padronizados (CCP) para a função canônica discriminante 1 (FDC1), referente às análises dos atributos do lodo de esgoto na presença e ausência de cultivo com <i>P. purpureum</i> e com diferentes períodos de aeração (0, 14, 28, 42 e 60 dias)	45
	Tabela 6 – Valores de coeficiente de correlação canônica (r), coeficiente canônico padronizado (CCP) e coeficiente da taxa de discriminação paralela (TDP) referentes aos atributos químicos, dentro da primeira e segunda função discriminante canônica (FDC1 e FDC2), nos sistemas de cultivo CP e SP, nas camadas superior e inferior	46
5	CAPÍTULO 3 – ARTIGO II	51
	Tabela 1 – Concentração no lodo de esgoto (LE) inicial dos compostos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs): naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e Somatório desses compostos (Σ HPAs).....	57
	Tabela 2 – Teores de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e do somatório desses compostos (Σ HPAs)na camada superior do substrato de lodo de esgoto em diferentes tempos de aeração e na presença (CP) e ausência (SP) de cultivo de <i>P. purpureum</i> , após 60 dias de experimentação	58
	Tabela 3 – Teores de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e do somatório desses compostos (Σ HPAs) na camada inferior do substrato de lodo de esgoto em diferentes tempos de aeração e na presença (CP) e ausência (SP) de cultivo de <i>P. purpureum</i> , após 60 dias de experimentação	60
	Tabela 4 – Percentuais ¹ e ordens de decréscimos dos teores de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e do somatório desses compostos (Σ HPAs) em relação aos tratamentos lodo de esgoto (LE) cultivado sem aeração na camada superior, LE cultivado sem aeração na camada inferior, LE não cultivado com 26 dias de aeração na camada superior e LE não cultivado com 15 dias de aeração na camada inferior, após 60 dias de condução.....	65

6	CAPÍTULO 4 – ARTIGO III	73
	Tabela 1 – Concentração no composto de lodo de esgoto (LE) antes da compostagem de HPAs: naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e Somatório desses compostos (Σ HPAs) para cada tratamento.....	79
	Tabela 2 – Teores de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e do somatório dessas substâncias (Σ HPAs) na compostagem dos lodos de esgoto provenientes de diferentes tempos de aeração e da presença (CP) e ausência (SP) de cultivo de <i>P. purpureum</i>	80

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	13
2.1	Objetivo geral	13
2.2	Objetivos específicos	13
3	CAPÍTULO I – REFERENCIAL TEÓRICO	14
3.1	Lodo de esgoto	14
3.2	Metal pesado	15
3.3	HPAs	16
3.4	Compostagem e fitorremediação	18
3.5	Capim elefante (<i>Pennisetum purpureum</i>)	21
3.6	Referências bibliográficas	22
4	CAPÍTULO II – ARTIGO I	30
4.1	Decomposição de lodo de esgoto utilizando-se cultivo com gramínea e aeração para uso como adubo orgânico	30
2.	Material e métodos	32
4.1	Conclusões	46
5	CAPÍTULO 3 – ARTIGO II	51
5.1	Fitorremediação de HPAs em lodo de esgoto cultivado com <i>Pennisetum purpureum</i> e aeração mecânica	51
6	CAPÍTULO 4 – ARTIGO III	73
6.1	Redução de HPAs em lodo de esgoto submetido a processos de compostagem	73
2.1.	Local do experimento	75
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	91
	APÊNDICE – IMAGENS DOS EXPERIMENTOS REALIZADOS	92

1 INTRODUÇÃO

O volume de lodo de esgoto produzido no Brasil tem aumentado nos últimos anos em função do crescimento do número das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) como forma de adequação dos municípios brasileiros às leis ambientais, e do aumento da população urbana (ALVARENGA *et al.*, 2017). A sua utilização na agricultura é considerada alternativa sustentável para a ciclagem de resíduos urbanos, pela sua riqueza em nutrientes e matéria orgânica e seus efeitos positivos sobre os atributos químicos, físicos e biológicos do solo. Entretanto, a presença de metais pesados e compostos orgânicos tóxicos, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), pode constituir impedimento grave ao uso agrícola desse resíduo, em razão do risco de contaminação do meio ambiente.

Desta forma, torna-se fundamental o desenvolvimento de técnicas que permitam a eliminação ou a redução da disponibilidade dessas substâncias tóxicas no lodo de esgoto. Uma das alternativas, no processo de estabilização e adequação, pode ser o cultivo de plantas diretamente no lodo de esgoto, seja no leito de secagem ou após sua secagem termo-mecânica na ETE. Nessa condição, o crescimento de raízes, principalmente as fasciculadas de gramíneas, podem estimular a decomposição do lodo de esgoto e a mineralização dos nutrientes, tornando esse resíduo estabilizado e adequado para o uso agrícola (ALVARENGA *et al.*, 2017; CARDOSO, 2018).

Neste sentido, o cultivo de *Pennisetum purpureum*, por ser uma gramínea de boa adaptabilidade ambiental e de excelente produção de biomassa, pode exercer a função de descontaminante ambiental (ALVARENGA *et al.*, 2017). Além disso, após o cultivo, os resíduos de sua produção, a parte aérea e as raízes podem ser misturadas ao lodo de esgoto e ser compostadas para complementar e ou equilibrar os teores de N e C no processo de biorremediação (SOJINU *et al.*, 2010). De outra forma, a sua biomassa pode ser utilizada na geração de energia (SARAIVA e KONIG, 2013; ALVARENGA *et al.*, 2017).

Além do cultivo direto, a oxigenação do meio através da aeração mecânica forçada pode exercer importante papel no sistema de cultivo do lodo de esgoto, uma vez que pode estimular o processo de oxidação da matéria orgânica e promover a rápida estabilização do composto orgânico, evitando problemas de anaerobiose, dissipando o calor excessivo e eliminando odores indesejáveis (BRANDT; SOUZA; CHERNICHARO, 2017; CARDOSO, 2018).

Estudos relacionados à remediação de metais e HPAs com o cultivo de plantas, sistemas de aeração e compostagem podem contribuir para o manejo do lodo de esgoto no âmbito da própria ETE, para fins de produção de fertilizante/condicionador do solo para o uso agrícola. Tal manejo contribuirá para a transformação do lodo em produto comercial, com possível retorno financeiro para a ETE, além de propiciar a adequada destinação do resíduo, conforme previsto na Lei Nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, a qual institui a reutilização e a reciclagem de resíduos, para fins de sustentabilidade ambiental.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a mineralização e remediação de metais pesados e de HPAs em lodo de esgoto pelo cultivo direto de *P. purpureum*, aeração mecânica forçada e compostagem.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a mineralização de nutrientes em lodo de esgoto pelo cultivo de *P. purpureum* e, ou, aeração mecânica forçada;
- Avaliar a mineralização de nutrientes em lodo de esgoto após processo de compostagem de lodo cultivado com *P. purpureum* e, ou, aeração mecânica forçada do lodo de esgoto;
- Verificar os teores de metais pesados em lodo de esgoto após cultivo de *P. purpureum* e, ou, aeração mecânica forçada;
- Determinar os teores de metais pesados após processo de compostagem de lodo cultivado com *P. purpureum* e, ou, aeração mecânica forçada do lodo de esgoto;
- Verificar os teores de HPAs em lodo de esgoto após cultivo de *P. purpureum* e, ou, aeração mecânica forçada;
- Determinar os teores de HPAs após processo de compostagem de lodo cultivado com *P. purpureum* e, ou, aeração mecânica forçada do lodo de esgoto.

3 CAPÍTULO I – REFERENCIAL TEÓRICO

O solo é considerado um recurso natural e finito que hospeda enorme biodiversidade, e portanto, sua integridade deve ser garantido para as gerações futuras, pois as suas taxas de formação ou recuperação costumam ser muito lentas, em comparação as atuais taxas de perda e degradação (PULLEMAN *et al.*, 2012).

3.1 Lodo de esgoto

O tratamento de águas residuais municipais envolve uma variedade de processos, como a utilização de microrganismos anaeróbios ou aeróbios com a finalidade de remover contaminantes e poluentes para torná-la estável antes da sua descarga como efluente relativamente limpo ao meio ambiente (KELESSIDIS; STASINAKIS, 2012). O material residual resultante desse tratamento é uma suspensão diluída de sólidos chamada lodo de esgoto (LE), que consiste principalmente em matéria orgânica biodegradável, biomassa microbiana e uma quantidade significativa de materiais inorgânicos (ELLIOT, 1986).

Embora o tratamento tenha como objetivo reduzir a carga poluidora dos esgotos domésticos e industriais, a geração do LE também pode se constituir em poluição ao meio ambiente. Dessa forma, o descarte desse resíduo, econômica e ambientalmente viável, é um grande desafio para a sociedade, pois à medida que cresce o número de estações de tratamento de esgoto com o objetivo de atender às legislações ambientais locais, aumenta-se a sua produção (HALL, 1995, KELESSIDIS; STASINAKIS, 2012).

As alternativas para descarte desse material são: a incineração (DONATELLO; CHEESEMAN, 2013; SAMOLADA; ZABANIOTOU, 2014), alocação em aterros sanitários (HE *et al.*, 2015; CHEN; ZHAN; WILSON, 2014) ou aplicado à agricultura como fertilizante e condicionador de solos. Esta opção se mostra atraente do ponto de vista ambiental e, ainda, pode ser viável economicamente, uma vez que o lodo contém elevados teores de matéria orgânica, macro e micronutrientes (USMAN *et al.*, 2012, KIRCHMANN *et al.*, 2017). Estudos a respeito da aplicação do LE na agricultura têm demonstrado resultados satisfatórios quanto ao melhoramento das condições físicas, química e biológica do solo (MONDAL *et al.*, 2015; IGNATOWICZ, 2017)

O uso de LE na agricultura favoreceu a densidade aparente do solo, aumento no diâmetro médio ponderado (DMP) e porosidade, e também nas propriedades biológicas como o aumento de atividades de enzimas desidrogenase e do carbono da biomassa microbiana (MONDAL *et al.*, 2015). Em outro estudo, de Andrés *et al.* (2011) em solo degradado, observaram que a adição de lodo seco de formas diferentes foi seguida pelo aumento de teores de matéria orgânica, da biomassa microbiana do solo, da respiração basal do solo, da mineralização de carbono, além de notarem aumento nos teores de nitratos.

A importância do lodo como fonte de elementos biogênicos foi verificada também por Ignatowicz (2017), que encontraram teores elevados em sua composição de nitrogênio, fósforo, cálcio e magnésio. Essas características que foram atribuídas ao LE através dos estudos citados acima contribuem para que ele se qualifique como mais uma alternativa na construção da fertilidade do solo, bem como na sua estruturação, ajudando a reduzir os gastos com fertilizantes minerais pelo produtor. Kominko *et al.*

(2018), concluiriam que o uso de LE pode gerar economia devido, principalmente, pela presença de N e P.

Por outro lado, o LE pode apresentar alguns constituintes orgânicos e inorgânicos indesejáveis para o uso agrícola, pois a captação do esgoto não é seletiva, resultando na entrada de resíduos de diversas origens, contendo metais pesados, compostos orgânicos tóxicos e patogênicos (ELLIOT, 1986). Segundo Andrés *et al.* (2011) o lodo contém substâncias potencialmente nocivas para o meio ambiente e para a saúde humana, com isso ele deve ser estabilizado antes da aplicação no solo. A preocupação com a contaminação por metais em solos adubados com LE é motivo de vários estudos. Fang *et al.* (2017) descreveram que aumento na atividade microbiota do solo pela adição de compostos orgânicos de lodo propicia ambiente oxido-reduzido pelo aumento da respiração. Essa reação favorece a lixiviação, complexação (na fração orgânica do solo) e disponibilização de metais na solução do solo, aumentando a possibilidade de contaminação de plantas e animais, pela ingestão de alimentos produzidos a partir de adubação com o LE.

Além dos metais pesados encontram-se presentes no lodo outros contaminantes que têm importância ambiental, para a saúde humana e animal. São substâncias geralmente utilizadas como agrotóxicos, para fins industriais ou liberados de modo não intencional em atividades antropogênicas, e conhecidos como poluentes orgânicos persistentes ou POPs, dentre eles os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs). Pesquisas relacionadas a contaminantes orgânicos em LE têm sido realizadas há mais de trinta anos e destacam que a maioria dos compostos estudados não colocam a saúde humana em risco, quando o resíduo é reciclado na agricultura (CLARKE; SMITH, 2011). Para outros pesquisadores, no entanto, como Evgenidou, Konstantinou e Lambropoulou (2015), há pouca informação disponível no que diz respeito a sua possível transformação em novos compostos, e essa falta de conhecimento tem resultado em substancial esforço para desenvolver métodos que avaliem a ocorrência, mecanismos de eliminação e o potencial de degradabilidade em estações de tratamento de esgoto, bem como, seus riscos ambientais e para a saúde humana (BOIX *et al.*, 2016).

3.2 Metal pesado

De acordo com Ali e Khan (2018) metais pesados são definidos como metais de ocorrência natural com número atômico maior que 20 e densidade maior que 5 g cm^{-3} ; sua presença nos solos agrícolas é uma grande preocupação ambiental e proporciona sérios riscos à saúde humana e animal, e uma série desses riscos está associada a sua entrada na cadeia alimentar (SARWAR *et al.*, 2017). Isso se deve ao fato de algumas plantas serem bioacumuladoras de metais (PENG *et al.*, 2008; CHENG *et al.*, 2017).

Alguns metais são essenciais para as plantas, pois desempenham funções importantes no metabolismo e na sua biossíntese, como cofatores de enzimas e produtos metabólicos (RATTAN *et al.*, 2005). Muito embora alguns exerçam funções essenciais para as plantas, como Zn, Fe, Ni, Cu, e Co eles podem se tornar tóxicos em altas concentrações. No entanto, metais como Pb e Cd são exclusivamente tóxicos (RADWAN; SALAMA, 2006), e outros ainda não apresentam funções biológicas conhecidas em plantas, como o As, Cr, Se e Hg (SETH *et al.*, 2012). Convém destacar que níveis excessivos de metais, mesmo daqueles considerados benéficos, podem causar a inibição do crescimento, a degradação de qualidade dos solos, redução no rendimento e qualidade do alimento, e contaminação dos seres

humanos e animais (SETH *et al.*, 2007; SETH *et al.*, 2012). Os metais pesados ao entrarem no processo produtivo podem tornar-se prejudiciais a produção vegetal (PENG *et al.*, 2008; CHENG *et al.*, 2017), pois afetam vários processos fisiológicos e bioquímicos nas plantas, causados pela inibição no seu crescimento e morte celular (POPOVA *et al.*, 2009).

Em seus estudos com plantas selvagens e milho Ortiz e Alcañiz (2006) observaram que a aplicação de LE, aumentou no solo o teor total de metais, contudo verificaram maior produção de biomassa de milho em solos com histórico de sua aplicação. RODRIGUES *et al.* (2017) perceberam ganhos nos teores nutricionais com apenas uma adubação com composto de LE, com aumento dos teores de N, P, K e Mg nos grãos de milho, seguido de um efeito indesejado que foi o aumento do Zn, entretanto notaram que o uso do LE não influenciou nos teores de Cu, Ni e Pb. Para Nogueira *et al.* (2013) a aplicação de LE aumentou os teores de As, Cd, Cu, Ni, Pb e Zn no solo, mas os valores não excederam o padrão de qualidade estabelecido pela legislação para solos agrícolas, uma vez que o uso de LE é efetuado com base em critérios de aporte de N na cultura, e isso faz com que a introdução de metal pesado no solo agrícola seja pequena, não representando com isso perigo para o meio ambiente.

O LE diminuiu a acidez do solo e forneceu Ca, P, S e Zn, principalmente, seus efeitos foram de curta duração, restringindo-se a um ano agrícola, e embora os teores dos metais pesados das amostras no solo tratado fossem maiores que os da testemunha, não foram considerados tóxicos ao ambiente (SILVA *et al.*, 2001). Após colheita de arroz e de trigo, Latare *et al.* (2014) verificaram a relação do aumento do teor de nutrientes disponível no solo com níveis crescentes de aplicação de LE, verificou-se também aumento nos teores de metais pesados na planta, com destaque para o Cd que no grão de arroz estava acima do limite de segurança, e também houve uma acumulação significativa de P, S, Zn, Fe e Mn em solo de trigo pós-colheita. Wei e Liu (2005) por sua vez identificaram maiores teores de metais pesados (Cu e Zn) na camada superficial do solo e nos grãos de cevada e nas folhas de repolho.

A escassez futura de fertilizantes e o aumento associado dos custos de transporte e ambiental são razões fundamentais para promover o uso de resíduos urbanos como fertilizantes na agricultura, seguindo a legislação vigente como critério para manutenção da qualidade ambiental (MOSQUERA-LOSADA *et al.*, 2017).

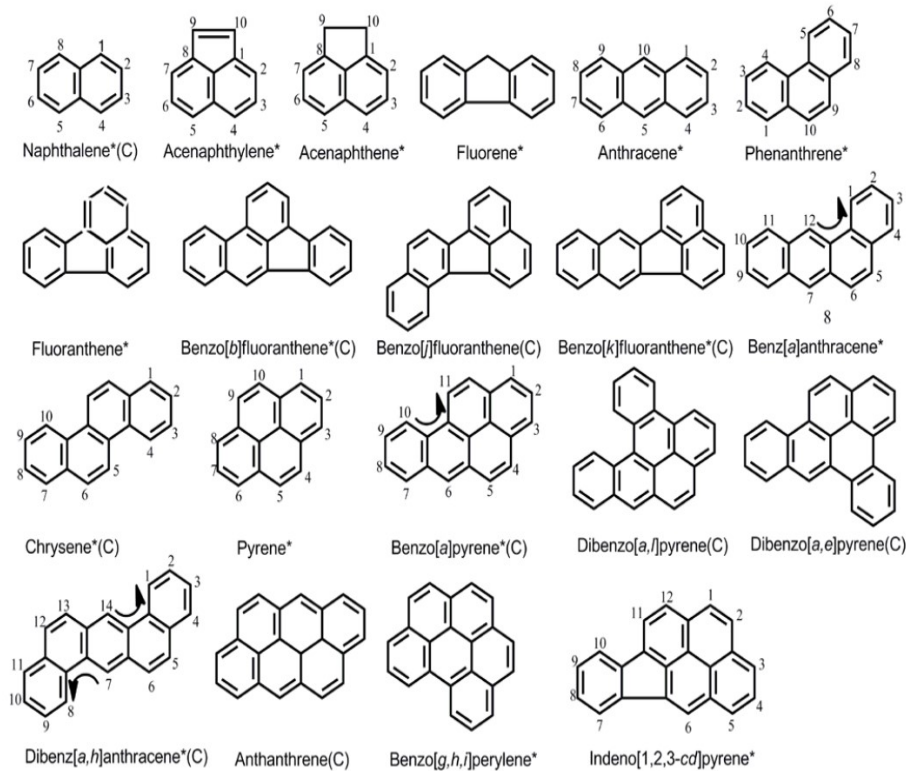
3.3 HPAs

Como exemplo de POP, os Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) são compostos orgânicos constituídos somente por átomos de carbono e hidrogênio (FIGURA 1), que formam ligações de dois ou mais anéis aromáticos ou benzênicos fundidos de forma linear, em grupos ou em arranjos angulares (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2016).

São caracterizados por serem hidrofóbicos, pouco solúveis em água, terem baixa pressão de vapor e alto coeficiente de partição octanol-água, o que os torna altamente alocado em partículas suspensas em ambientes aquáticos, tendo o massa molecular maior influência nessas características e também na sua resistência à degradabilidade no meio ambiente (CHEN; DELFINO, 1997; HU *et al.*, 2014; LIU *et al.*, 2016). São originados de combustões incompletas antrópicas ou naturais e são emitidos por uma variedade de fontes incluindo combustões industriais, descargas de aquecimentos e queimas residenciais, de combustíveis fósseis, de madeira, e combustões de veículos, de incêndios florestais e

vulcões (WISE; SANDER; MAY, 1993; DYBING *et al.*, 2010; HU *et al.*, 2014; FABOYA *et al.*, 2020). Aproximadamente 500 congêneres de HPAs já foram identificados no ar, embora se utilize como foco o benzo(a)pireno (BaP) como composto representativo de toda família de HPAs (BOSTRÖM *et al.*, 2002).

Figura 1 – Grupos e arranjos estruturais de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs)



Fonte: PARK; PENNING, 2008.

Devido a sua alta toxicidade e os riscos que ele representa, pois possuem propriedades mutagênicas e carcinogênicas, os teores de HPAs têm sido avaliados por décadas em várias partes do mundo e em diversas matrizes do meio ambiente, como no ar (MOLLER; ALFHEIM, 1980; MALISZEWSKA-KORDYBACH, 1999; LI *et al.*, 2016), na água (KNUTZEN; SORTLAND, 1982; TUVIKENE, 1995; ZHANG *et al.*, 2007), no solo (JONES; WILSON, 1993; MORILLO *et al.*, 2007) e nas plantas (THOMAS; RÜHLING; SIMON, 1984; MALISZEWSKA-KORDYBACH; SMRECZAK, 2000; SUN *et al.*, 2014).

A Agência de Proteção Ambiental Americana (US EPA) estabeleceu desde a década de 70, 16 HPAs: acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, benzo(g,h,i)perileno, benzo(k)fluoranteno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno, fluoranteno, fluoreno, indeno(1,2,3-c,d)pireno, naftaleno, fenantreno e pireno, para avaliar os riscos à saúde humana em água potável, e desde então ganhou grande importância como padrão para avaliação desses compostos em vários ambientes (ANDERSSON; ACHTEN, 2015).

Essa lista ganhou autoridade legal e os HPAs incluídos a ela são rotineiramente investigados no meio ambiente, embora alguns países ainda não os tenham adotados em lei, ela serve inclusive, como diretriz para estudos em alimentos, em solos agrícolas e em resíduos utilizados como fertilizantes, como

é o caso do LE (PARAÍBA *et al.*, 2011; ANDERSSON; ACHTEN, 2015; NISSIM *et al.*, 2018). Os 16 HPAs são tomados como referência em pesquisas diversas para orientar a qualidade do material investigado (OLESZCZUK, 2008; PARAÍBA *et al.*, 2011; HU *et al.*, 2014).

Alguns países da União Européia, no entanto, de forma independente e diferente da linha adotada pela USEPA, estabeleceram limites para os teores de HPAs encontrados no LE, na Suécia o limite é a somatória de 6 HPAs, indiferente de quais sejam, já na Dinamarca estabeleceram a somatória de nove compostos distintos que seguem: acenafeno, fenantreno, fluoreno, flouranteno, pireno, benzo(b,j,k)fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(g,h,i)perileno, indeno(1, 2, 3-c,d)pireno, e na França tem-se um guia de valores permitidos para o LE e o máximo que pode ser encontrado em solos de pastagens após um período de 10 aplicações deste resíduo, que são de 4 mg kg⁻¹ em LE e 60 g ha⁻¹ acumulado no solo, respectivamente para: benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(g,h,i)perileno, fluoranteno, e indeno(1,2,3-c,d)pireno, e para benzo(a)pireno são de 1,5 mg kg⁻¹ e 20 g ha⁻¹. No ano 2000, um Projeto da União Européia estabeleceu o limite máximo de 6 mg kg⁻¹ em LE para o somatória dos mesmos HPAs discriminados pela Dinamarca (CEC, 2000). No Brasil, os valores máximos são estimados para solos cultiváveis de acordo com a resolução CONAMA 420/09 (BRASIL, 2009), caracterizando os HPAs Benzo(a)antraceno, Benzo(a)pireno, Benzo(k)fluoranteno, Indeno(1,2,3-c,d)pireno, Naftaleno, Fenantreno e Lindano e seus limites permitidos em mg kg⁻¹ são, respectivamente, 0,025, 0,052, 0,38, 0,031, 0,12, 3,3, 0,001.

Na tentativa de redução dos teores desses contaminantes no LE a incineração e vários métodos químicos como o uso de surfactantes para desorção e lixiviação (ALCÁNTARA *et al.*, 2009; TRELLU *et al.*, 2021), mostram-se efetivos, mas com alto custo financeiro e risco de contaminação direta, principalmente pela complexidade tecnológica e exposição humana a gases tóxicos, além de contribuírem para emissão de gases do efeito estufa (HARRIS *et al.*, 2015). Com isso, a adoção de métodos alternativos e de menor impacto ao ambiente, como a biorremediação, fitorremediação ou a compostagem por serem eficientes na degradação de material orgânico (FORMOWITZ *et al.*, 2007), podem contribuir para redução dos teores de HPAs presentes no lodo de esgoto.

3.4 Compostagem e fitorremediação

A biorremediação é uma prática de manejo que pode ser utilizada para atenuar a presença de contaminantes em vários resíduos orgânicos com potencial para utilização na agricultura. Ela se caracteriza pela utilização de organismos vivos para destruir ou tornar inofensivos vários contaminantes por meio da atividade biológica natural. Sua adoção tem ganhado espaço por apresentar custos reduzidos em comparação às práticas químicas, serem ambientalmente amigáveis e terem maior aceitação da comunidade (VIDALI, 2001). Segundo Tabak *et al.* (2005) a tecnologia de biorremediação utiliza principalmente microrganismos para reduzir, eliminar e transformar em produtos benignos, contaminantes presentes no solo, sedimentos, água ou ar.

As tecnologias tradicionais de remediação, química e física, são ineficazes e apresentam elevado custo e podem causar poluição secundária (REN *et al.*, 2018). Uma opção de reaproveitamento de resíduos orgânicos e que usa a biorremediação para torná-los estáveis é a compostagem. A compostagem é um processo biooxidativo que converte substratos orgânicos sólidos heterogêneos em

material relativamente estável e adequado para o uso agrícola (LASHERMES; BARRIUSO; HOUOT, 2012; LOICK *et al.*, 2009).

Por volta de 1973, a prática de compostagem do LE foi introduzida por Epstein e Willson, em que foram utilizados cavacos de madeira em condições aeróbicas, mantidas por um processo de exaustão do ar através da pilha, mantendo os níveis de oxigênio entre 5 e 15%, condições propícias para decomposição rápida e que mantinha as atividades termofílica por maior tempo (PARR; EPSTEIN; WILLSON, 1978). Nos dias atuais diversos pesquisadores utilizam esta prática para avaliar o grau de remediação dos contaminantes presentes no LE, de maneira a se adequar aos rígidos parâmetros previstos por diversas legislações específicas para a aplicação desse material na agricultura. A aplicação do LE em terras agriculturáveis surgiu por volta de 1978 e foi uma alternativa às leis que restringiam a sua incineração e descarte nos oceanos (PARR; EPSTEIN; WILLSON, 1978). Entretanto, para essa finalidade, o LE precisaria passar por um processo de descontaminação para deixá-lo com condições aceitáveis de poluentes, evitando impactos na fauna, flora e conseqüentemente riscos à saúde humana.

Com a compostagem busca-se atingir o ponto de maturação dos resíduos orgânicos, dentre eles o LE, pela humificação e estabilização do composto através das atividades microbiana, ao mesmo tempo, que se espera a remoção ou inativação dos contaminantes presentes nele. No entanto, para que o processo ocorra de maneira satisfatória e atinja a maturação ideal, dois fatores são cruciais: a temperatura e os teores de oxigênio na leira, e isso terá reflexo na escolha dos materiais que comporão a leira juntamente com o LE de forma a propiciar maiores teores de oxigênio e conseqüentemente maiores temperaturas.

Buscando obter melhores condições na compostagem Zhang *et al.* (2018) realizaram alterações nas proporções de LE e resíduos sólidos municipais, com isso eles conseguiram prolongar o tempo da fase termofílica da compostagem, e em conseqüência disso obtiveram uma maturação mais rápida e uma descontaminação mais eficiente. É observado que a degradação nos períodos iniciais é cerca de três vezes mais rápida do que nos períodos posteriores, devido às temperaturas atingirem faixas de 35–60 ° C, com isso 30% da massa do micropoluente pode ser degradada nessa fase (SADEF; POULSEN; BESTER, 2014).

A presença de aeração mecânica nas leiras de compostagem também aumenta a eficiência da biodegradação de contaminantes por favorecer a atividade de bactérias, como as do gênero *Bacillus*, que permanecem dominantes principalmente na fase termofílica (ZHENG *et al.*, 2018), por outro lado a diminuição do nível de O₂ do composto pode reduzir significativamente a remoção de micropoluentes orgânicos (SADEF; POULSEN; BESTER, 2015). A compostagem eficiente do LE favorece a disponibilização de nutrientes para as plantas cultivadas (CHU *et al.*, 2017; NAYAK; KALAMDHAD, 2014), e produz fertilizante com potencial para tratar solos altamente contaminados com metais pesados (KULIKOWSKA *et al.*, 2015).

Além dos metais pesados a presença de contaminantes orgânicos persistentes, ou POPs no LE tem despertado a atenção dos pesquisadores nos últimos anos. Nesse contexto, estudos têm comprovado a eficiência da compostagem do lodo de esgoto com diversos materiais na mitigação desses compostos. Com atenção especial para os 16 HPAs definidos pela agência ambiental americana (US EPA), como possíveis causadores de danos ambientais e também para a saúde humana. Para Amir *et al.* (2005) a compostagem mostrou-se eficiente na diminuição do conteúdo e da biodisponibilidade de

cada HPA no LE, e sugerem como principais mecanismos que contribuem para este fenômeno a biodegradação e a adsorção dessas substâncias no composto. Após trinta dias de compostagem com serragem foram observadas reduções significativas dos 16 HPAs, variando de 26,07 para 4,01 mg kg⁻¹ ou 84,6% de diminuição em média desses poluentes (POLUSZYŃSKA; JAROSZ-KRZEMIŃSKA; HELIOS-RYBICKA, 2017). Oleszczuk (2009) avaliaram a disponibilidade dos HPAs após um período de 76 dias de compostagem de lodos coletados em locais distintos e observaram que a biodisponibilidade dos HPAs reduziu 50% na maioria dos resíduos de lodo estudados.

Outro fator importante que deve ser destacado é que dentro dos congêneres dos HPAs há aqueles que apresentam maior recalcitrância, maior resistência para decomposição, e isso está relacionado diretamente com o massa molecular dessas substâncias, que alteram a sua solubilidade, pressão de vapor e partição n-octanol. Quanto maior o massa molecular maior a dificuldade de decomposição, uma vez que eles estão adsorvidos nos compostos orgânicos do composto (AMIR *et al.*, 2005; OLESZCZUK, 2009).

Outra técnica de biorremediação é a fitorremediação, que é a capacidade natural que certas plantas têm em degradar ou tornar inofensivos os contaminantes no solo, água ou ar, podem ainda estimular a biodegradação de poluentes na rizosfera, e é considerada uma técnica de limpeza de baixo custo e ecologicamente correto para a biodegradação de poluentes do solo (DUBCHAK; BONDAR, 2018).

O metabolismo dos POPs pelas plantas foi descoberto há muitas décadas, no entanto, o uso de plantas na remediação dessa classe de poluentes é uma prática recente, isso se deve após o reconhecimento de que as plantas têm a capacidade de acumular pesticidas tóxicos (SARMA; NAVA; PRASAD, 2019). Dos orgânicos poluentes, na China, a fitorremediação tem sido considerada tecnologia de remediação promissora incluindo HPAs (WEI; PAN, 2010; XIAO *et al.*, 2015; PETROVÁ *et al.*, 2017; PRABAKARAN *et al.*, 2019).

Como exemplo, podemos citar estudos realizados por Petrová, Rezek e Soudek (2017) em que a capacidade de absorção de HPA utilizando sorgo e canola foi estudada, e as análises realizadas nas plantas confirmaram a ocorrência de acumulados nos brotos de ambas as espécies de plantas, entretanto, apesar da canola sobreviver à toxicidade de HPAs no solo e sua capacidade de acumular estes contaminantes serem evidentes, os autores sugerem estudos mais aprofundado para verificar a viabilidade de ambas as plantas como fitorremediadoras.

Segundo Wei e Pan (2010) a presença de plantas promovem uma remoção significativamente fenantreno e pireno nos solos, sendo a eficiência da remediação dependente da espécie da planta e dos tipos de cultivo. De acordo com os mesmos autores, utilizando canola, alfafa e trevo branco na remoção de HPAs, notaram que a canola teve a menor capacidade de remoção, enquanto que a alfafa e o trevo branco foram mais eficientes para HPAs como o fenantreno e o pireno respectivamente, entretanto, perceberam também que os resultados podem ser muito melhores quando se utiliza de cultivo misto, em que, no cultivo de canola e alfafa, ou canola e trevo branco, os resultados de remediação mais satisfatórios.

Em outro estudo de Xiao *et al.* (2015) os resultados mostraram que a *Festuca arundinacea* e a *Medicago sativa* Linn (Alfafa) reduziram efetivamente o teor de HPA do solo, após cultivo em vaso por de 150 dias, as taxas de remoção foram, respectivamente de, 86,56% e 90,67% para o fluoranteno, de

93,27% e 79,53% para o pireno, 100% e 100% para o benzo(a)antraceno, 100% e 100% para o criseno, 100% e 100% para o benzo(b)fluoranteno, 100% e 100% para o benzo(k)fluoranteno, 99,53% e 99,6% para o benzo(a)pireno, 100% e 100% para o dibenzo(a,h)antraceno.

3.5 Capim elefante (*Pennisetum purpureum*)

O *P. purpureum* ou capim elefante é uma espécie de gramínea originária da África tropical e pertence à família Poaceae (GONÇALEZ, 1985), sua importância como forrageira é investigada na maioria das regiões tropicais e subtropicais, como na África (MWENDIA *et al.*, 2017; MALEKO *et al.*, 2019), nas Américas (ANIMASAUN; RATHOD; KRISHNAMURTHY, 2018; MILLÁN-OROZCO *et al.*, 2019; MONÇÃO *et al.*, 2020) e na Ásia (WANGCHUK *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2018; SARWANTO *et al.*, 2019). É uma gramínea perene, de porte ereto, formando touceiras que atingem em média 5,60 a 6,00 metros de altura, seus colmos aos 12 meses de idade contêm de 20 a 24 internódios e medem de 15 a 16,5cm de comprimento e sua coloração é púrpura (GONÇALEZ, 1985).

Além da sua produção tendo como objetivo a nutrição animal, pesquisas tem apontado também a sua importância na produção de energia devido a sua alta produção de biomassa (RENGSIRIKUL *et al.*, 2011; SCHANK *et al.*, 1993; WARAMIT; CHAUGOOL, 2010), e para produção de etanol (RENGSIRIKUL *et al.*, 2013; YASUDA *et al.*, 2013; SCHOLL *et al.*, 2015) uma vez que sob condições ideais de fertilidade o seu rendimento por unidade de área é maior que outros cultivos, se for cortado uma vez ao ano (RENGSIRIKUL *et al.*, 2013). Tem como características adicionais, elevadas rusticidade e eficiência fotossintética, crescimento rápido e fácil cultivo (FONTOURA; BRANDÃO; GOMES, 2015).

Sua utilização como planta fitorremediadora de solos contaminados com poluentes como metais pesados, orgânicos persistentes e até elementos radioativos tem sido estudado, devido às características citadas acima e ao seu aproveitamento na produção de álcool e energia. Os resíduos de sua produção, parte aérea e raízes, também podem ser utilizados em compostagem para complementar e ou equilibrar os teores de N e C no processo de biorremediação (SOJINU *et al.*, 2010). Ishii *et al.* (2015) constataram reduções nos teores de Cd em 4,6% no solo cultivado com capim elefante, notaram que a produção anual de matéria seca não foi afetada significativamente pela frequência de corte, mas que a concentração e absorção de Cd foram maiores quando cortadas duas vezes ao invés de apenas uma vez no ano. Para Ogunkunle *et al.* (2014), além do Cd, em solos contaminados com Cr e Zn podem ser cultivados com esta gramínea com o intuito de fitoestabilização destes elementos. Por sua vez Xia (2004) e Lotfy e Mostafa (2014) encontraram bons resultados para a descontaminação do Pb e para Co respectivamente. Seu potencial como planta fitorremediadora é até mesmo indicada para elementos radioativos como o Cs-137, uma vez que os pesquisadores Kang *et al.* (2012) encontraram alto teores deste elemento em suas partes aéreas após cultivo em solo contaminado com este elemento químico. Quanto à sua atuação frente a orgânicos persistentes, reduções dos teores dos congêneres, 1,4 diclorobenzeno e 1,3,5 triclorobenzeno foram observados após cultivo direto desta planta em lodo de esgoto, e segundo Alvarenga *et al.* (2017) os resultados podem ser atribuídos a interações mutualísticas entre organismos decompositores e as raízes da planta, favorecendo o processo de decomposição. Para solos contaminados com hidrocarbonetos de petróleo provenientes de resíduos de produtos agrícolas, os resultados das análises de Ayotamuno, Kogbara e Egwuenum (2006) revelaram perdas de 83% dos

hidrocarbonetos médios nas primeiras duas semanas e de 55% após seis semanas de cultivo, os autores destacaram ainda que os resultados podem ser melhorados com a possibilidade de cultivo em condições favoráveis, como o uso de suplementação adequada de nutrientes e disponibilidade de oxigênio, para o desenvolvimento da microbiota local e para o metabolismo dos contaminantes pelas plantas. As condições nutricionais do lodo são favoráveis para P, N, Ca e S, sendo geralmente deficiente para K, dessa forma, em condições desfavoráveis a adição de fertilizantes é outra estratégia para aumentar a degradação de contaminantes pelas plantas. Nitrogênio e fósforo são freqüentemente fatores limitantes nos processos de degradação de hidrocarbonetos, portanto, um equilíbrio de nutrientes pode reduzir a competição entre plantas e microrganismos por nutrientes e, conseqüentemente aumentar as taxas de degradação do contaminante (BASUMATARY ; BORDOLOI; SARMA, 2012; YAVARI; MALAKAHMAD; SAPARI, 2015).

Para Sojinu *et al.* (2010) plantas não lenhosas, anuais e perenes com capacidade de cultivo in loco e colheita simples podem contribuir na descontaminação de um local poluído com HPAs, e no caso do capim elefante, que atende a estes requisitos, a bioacumulação de HPAs é dependente do tempo e quanto mais velha a planta maior será o acúmulo de HPA em seus tecidos, inclusive, com contribuição adicional de seus resíduos poderem ser utilizados par queima e fornecimento de energia.

3.6 Referências bibliográficas

- ABDEL-SHAIFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 25, n. 1, p. 107–123, 2016.
- ALCÁNTARA, M. T.; GÓMEZ, J.; PAZOS, M.; SANROMÁN, M. A. PAHs soil decontamination in two steps: Desorption and electrochemical treatment, **Journal of Hazardous Materials**, v. 166, 1, p. 462–468, 2009.
- ALI, H; KHAN, E. What are heavy metals? long-standing controversy over the scientific use of the term 'heavy metals'—proposal of a comprehensive definition. **Toxicol Environ Chem**.v. 100, p. 6-19, 2017.
- 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.
- AMIR, S.; HAFIDI, M.; MERLINA, G.; HAMDY, H.; REVEL, J. C. Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of lagooning sewage sludge. **Chemosphere**, v. 58, n. 4, p. 449–458, 2005.
- ANDERSSON, J. T.; ACHTEN, C. Time to Say Goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an Up-to-Date Use of PACs for Environmental Purposes. **Polycyclic Aromatic Compounds**, v. 35, n. 2–4, p. 330–354, 2015.
- ANDRÉS, P.; MATEOS, E.; TARRASÓN, D.; CABRERA, C.; FIGUEROLA, B. Effects of digested, composted, and thermally dried sewage sludge on soil microbiota and mesofauna. **Applied Soil Ecology**, v. 48, n. 2, p. 236–242, 2011.
- ANIMASAUN, D. A.; RATHOD, H. P.; KRISHNAMURTHY, R. Analysis of Forage Yield and Nutritional Contents of *Pennisetum glaucum* (pearl millet) and *Pennisetum purpureum* (Napier grass). **Cuban Journal of Agricultural Science**, v. 52, n. 4, p. 447–455, 2018.
- AYOTAMUNO, J. M.; KOGBARA, R. B.; EGWUENUM, P.N. Comparison of corn and elephant grass in the phytoremediation of a petroleum-hydrocarbon-contaminated agricultural soil in Port Harcourt, Nigeria. **Journal of Food, Agriculture and Environment**, v. 4, n. 3–4, p. 218–222, 2006.

BASUMATARY, B.; BORDOLOI, S.; SARMA, H. P. Crude oil-contaminated soil phytoremediation by using *Cyperus brevifolius* (Rottb.) Hassk. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 6, p. 3373–3383, 2012.

BOIX, C.; IBÁÑEZ, M.; FABREGAT-SAFONT, D.; MORALES, E.; PASTOR, L.; SANCHO, J. V.; SÁNCHEZ-RAMÍREZ, J. E.; HERNÁNDEZ, F. Behaviour of emerging contaminants in sewage sludge after anaerobic digestion. **Chemosphere**, v. 163, p. 296–304, 2016.

BOSTRÖM, C. E.; GERDE, P.; HANBERG, A.; JERNSTRÖM, B.; JOHANSSON, C.; KYRKLUND, T.; RANNUG, A.; TÖRNQVIST, M.; VICTORIN, K.; WESTERHOLM, R. Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air. **Environmental Health Perspectives**, v. 110, n. suppl. 3, p. 451–488, 2002.

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. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de Dezembro de 2009. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 de ago. de 2006. Seção 1. p.141-146. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm? ano= todos & codlegitipo=3>. Acesso em: 24 jun. 2019.

CARDOSO, P. H. S. **Produção de adubo orgânico a partir de lodo de esgoto cultivado com *Pennisetum purpureum* e *Urochloa brizantha*, na presença e ausência de aeração, e compostado**. 2018. 97 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, 2018.

CEC. Working document on sludge. 3rd draft. **Env. E, Brussels**, v. 80, n. April, p. 1–19, 2000. Disponível em: https://www.isprambiente.gov.it/it/progetti/cartella-progetti-in-corso/suolo-e-territorio-1/uso-dei-fanghi-di-depurazione-in-agricoltura-attivita-di-controllo-e-vigilanza-del-territorio/files/3rd_Draft_sludge_en.pdf. Acesso em: 24 jun. 2019.

CHEN, C. S.; DELFINO, J. J. Cosolvent effects of oxygenated fuels on PAH solubility. **Journal of Environmental Engineering**, v. 123, n. 4, p. 354–363, 1997.

CHEN, P.; ZHAN, L.; WILSON, W. Experimental investigation on shear strength and permeability of a deeply dewatered sewage sludge for use in landfill covers. **Environmental Earth Sciences**, v. 71, n. 10, p. 4593–4602, 2014.

CHENG, J.; ZHANG, X.; TANG, Z.; YANG, Y.; NIE, Z.; HUANG, Q. Concentrations and human health implications of heavy metals in market foods from a Chinese coal-mining city. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 50, p. 37–44, 2017.

CHU, S.; WU, D.; LIANG, L. L.; ZHONG, F.; HU, Y.; HU, X.; LAI, C.; ZENG, S. Municipal sewage sludge compost promotes *Mangifera persiciforma* tree growth with no risk of heavy metal contamination of soil. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–11, 2017.

CLARKE, B. O.; SMITH, S. R. Review of “emerging” organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. **Environment International**, v. 37, n. 1, p. 226–247, 2011.

DONATELLO, S.; CHEESEMAN, C. R. Recycling and recovery routes for incinerated sewage sludge ash (ISSA): a review. **Waste Management**, v. 33, n. 11, p. 2328–2340, 2013.

DUBCHAK, S.; BONDAR, O. Bioremediation and phytoremediation: Best approach for rehabilitation of soils for future use. **Remediation Measures for Radioactively Contaminated Areas**, p. 201–221, 2018.

DYBING, E.; SCHWARZE, Per E.; NAFSTAD, Per.; VICTORIN, K.; PENNING, T. M. Hydrocarbons in Ambient Air and Cancer. **Iarc Scientific Publication**, v. 161, p. 75–94, 2010.

- ELLIOT, H. A. Land application of municipal sewage sludge. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 41, p. 5-10, 1986.
- EVGENIDOU, E. N.; KONSTANTINOY, I. K.; LAMBROPOULOU, D. A. Occurrence and removal of transformation products of PPCPs and illicit drugs in wastewaters: a review. **Science of the Total Environment**, v. 505, p. 905–926, 2015.
- FABOYA, O. L.; SOJINU, S. O.; OGUNTUASE, B. J.; SONIBARE, O. O. Impact of forest fires on polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations and stable carbon isotope compositions in burnt soils from tropical forest, Nigeria. **Scientific African**, v. 8, p. e00331, 2020.
- FANG, W.; DELAPP, R. C.; KOSSON, D. S.; VAN DER SLOOT, H. A.; LIU, J. Release of heavy metals during long-term land application of sewage sludge compost: percolation leaching tests with repeated additions of compost. **Chemosphere**, v. 169, p. 271–280, 2017.
- FONTOURA, C. F.; BRANDÃO, L. E.; GOMES, L. L. Elephant grass biorefineries: towards a cleaner Brazilian energy matrix? **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 85–93, 2015.
- FORMOWITZ, B.; ELANGO, F.; OKUMOTO, S.; MÜLLER, T.; BUERKERT, A. The role of “effective microorganisms” in the composting of banana (*Musa ssp.*) residues. **J. Soil Sci. Plant Nutr**, p. 649–656, 2007.
- GONÇALEZ, A. D. Capim-elefante (*Pennisetum purpureum Schum.*) cv. “roxo de botucatu”. **Boletim de Indústria Animal**, v. 42, n. 1, p. 141–142, 1985.
- HALL, J. E. Sewage Sludge Production, Treatment and Disposal in the European Union. **Water and Environment Journal**, v. 9, n. 4, p. 335–343, 1995.
- HARRIS, E.; ZEYER, K.; KEGEL, R.; MÜLLER, B.; EMMENEGGER, L.; MOHN, J. Nitrous oxide and methane emissions and nitrous oxide isotopic composition from waste incineration in Switzerland. **Waste Management**, v. 35, n. x, p. 135–140, 2015.
- HE, J.; LI, F.; LI, Y.; CUI, X. L. Modified sewage sludge as temporary landfill cover material. **Water Science and Engineering**, v. 8, n. 3, p. 257–262, 2015.
- HU, Y.; LI, G.; YAN, M.; PING, C.; REN, J. Investigation into the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in wastewater sewage sludge and its resulting pyrolysis bio-oils. **Science of the Total Environment**, v. 473–474, p. 459–464, 2014.
- IGNATOWICZ, K. The impact of sewage sludge treatment on the content of selected heavy metals and their fractions. **Environmental Research**, v. 156, [n. august 2016], p. 19–22, 2017.
- ISHII, Y.; HAMANO, K.; KANG, D. J.; IDOTA, S.; NISHIWAKI, A. Cadmium Phytoremediation Potential of Napiergrass Cultivated in Kyushu, Japan. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2015, 2015.
- JONES, S. C.; WILSON, K. C. Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): a review. **Environmental Pollution**, v. 81, n. 3, p. 229–249, 1993.
- KANG, D. J.; SEO, Y. J.; SAITO, T.; SUZUKI, H.; ISHII, Y. Uptake and translocation of cesium-133 in napiergrass (*Pennisetum purpureum Schum.*) under hydroponic conditions. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 82, p. 122–126, 2012.
- KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A. S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. **Waste Management**, v. 32, n. 6, p. 1186–1195, 2012.
- KIRCHMANN, H.; BÖRJESSON, G.; KÄTTERER, T.; COHEN, Y. From agricultural use of sewage sludge to nutrient extraction: a soil science outlook. **Ambio**, v. 46, n. 2, p. 143–154, 2017.
- KNUTZEN, J.; SORTLAND, B. Some Algae and Invertebrates From Moderately Polluted Parts of the Coast of Norway. **Water Research**, v. 16, p. 8–10, 1982.

- KOMINKO, H.; GORAZDA, K.; WZOREK, Z.; WOJTAS, K. Sustainable Management of Sewage Sludge for the Production of Organo-Mineral Fertilizers. **Waste and Biomass Valorization**, v. 9, n. 10, p. 1817–1826, 2018.
- KULIKOWSKA, D.; GUSIATIN, Z. M.; BULKOWSKA, K.; KIERKLO, K. Humic substances from sewage sludge compost as washing agent effectively remove Cu and Cd from soil. **Chemosphere**, v. 136, p. 42–49, 2015.
- LASHERMES, G.; BARRIUSO, E.; HOUOT, S. Dissipation pathways of organic pollutants during the composting of organic wastes. **Chemosphere**, v. 87, n. 2, p. 137–143, 2012.
- LATARE, A. M.; KUMAR, O.; SINGH, S. K.; GUPTA, A. Direct and residual effect of sewage sludge on yield, heavy metals content and soil fertility under rice-wheat system. **Ecological Engineering**, v. 69, p. 17–24, 2014.
- LI, D.; LIU, J.; CHEN, H.; ZHENG, L.; WANG, K. Soil microbial community responses to forage grass cultivation in degraded karst soils, Southwest China. **Land Degradation and Development**, v. 29, n. 12, p. 4262–4270, 2018.
- LI, X.; YANG, Y.; XU, X.; XU, C.; HONG, J. Air pollution from polycyclic aromatic hydrocarbons generated by human activities and their health effects in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 1360–1367, 2016.
- LIU, S.; LIU, X.; LIU, M.; YANG, B.; CHENG, Lv; LI, Y.; QADEER, A. Levels, sources and risk assessment of PAHs in multi-phases from urbanized river network system in Shanghai. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 555–567, 2016.
- LOICK, N.; HOBBS, P. J.; HALE, M. D. C.; JONES, D. L. Bioremediation of Poly-Aromatic Hydrocarbon (PAH)-contaminated soil by composting. **Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 271–332, 2009.
- LOTFY, S. M.; MOSTAFA, A. Z. Phytoremediation of contaminated soil with cobalt and chromium. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 144, n. PB, p. 367–373, 2014.
- MALEKO, D.; MWILAWA, A.; MSALYA, G.; PASAPE, L.; MTEI, K. Forage growth, yield and nutritional characteristics of four varieties of napier grass (*Pennisetum purpureum Schumach*) in the west Usambara highlands, Tanzania. **Scientific African**, v. 6, p. 1-8, 2019.
- MALISZEWSKA-KORDYBACH, B. Sources, Concentrations, Fate and Effects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Environment. Part A: PAHs in Air. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 8, n. 3, p. 131–136, 1999.
- MALISZEWSKA-KORDYBACH, B.; SMRECZAK, B. Ecotoxicological activity of soils polluted with polycyclic aromatic hydrocarbons (pahs) - effect on plants. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 21, n. 10, p. 1099–1110, 2000.
- MILLÁN-OROZCO, J.; MILLÁN-OROZCO, J.; TEJADA-UGARTE, L. M. Saint croix sheep stocked on Taiwan grass (*Pennisetum purpureum*) displayed high grazing behavior at noon throughout the year under subtropical conditions in Mexico at 18° N. **Pakistan Journal of Zoology**, v. 51, n. 2, p. 521–526, 2019.
- MOLLER, M.; ALFHEIM, I. Mutagenicity and PAH-analysis of airborne particulate matter. **Atmospheric Environment** (1967), v. 14, n. 1, p. 83–88, 1980.
- MONÇÃO, F. P.; COSTA, M. A. M. S.; RIGUEIRA, J. P. S.; SALES, E. C. J.; LEAL, D. B.; SILVA, M. F. P.; GOMES, V. M.; CHAMONE, J. M. A.; ALVES, D. D.; CUNHA, C. C. S., MURTA, J. E. J.; ROCHA JUNIOR, V.R. Productivity and nutritional value of BRS capiaçu grass (*Pennisetum purpureum*) managed at four regrowth ages in a semiarid region. **Tropical Animal Health and Production**, v. 52, n. 1, p. 235–241, 2020.

- 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 typical haplustept under cowpea-wheat cropping system. **Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management**, v. 4, p. 37–41, 2015.
- MORILLO, E.; ROMERO, A. S.; MAQUEDA, C.; MADRID, L.; AJMONE-MARSAN, F.; GRICMAN, H.; DAVIDSON, C. M.; HURSTHOUSE, A.S.; VILLAVARDE, J. Soil pollution by PAHs in urban soils: a comparison of three European cities. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 9, n. 9, p. 1001–1008, 2007.
- MOSQUERA-LOSADA, R.; AMADOR-GARCÍA, A.; MUÑOZ-FERREIRO, N.; SANTIAGO-FREIJANES, J. J.; FERREIRO-DOMÍNGUEZ, N.; ROMERO-FRANCO, R.; RIGUEIRO-RODRÍGUEZ, A. Sustainable use of sewage sludge in acid soils within a circular economy perspective. **Catena**, v. 149, p. 341–348, 2017.
- MWENDIA, S. W.; YUNUSA, I. A. M.; SINDEL, B. M.; WHALLEY, R. D. B.; KARIUKI, I. W. Assessment of napier grass accessions in lowland and highland tropical environments in east africa: productivity and forage quality. **Experimental Agriculture**, v. 53, n. 1, p. 27–43, 2017.
- NAYAK, A. K.; KALAMDHAD, A. S. Feasibility of composting combinations of sewage sludge, cattle manure, and sawdust in a rotary drum reactor. **Environmental Engineering Research**, v. 19, n. 1, p. 47–57, 2014.
- NISSIM, W. G.; CINCINELLI, A.; MARTELLINI, T.; ALVISI, L.; PALM, E.; MANCUSO, S.; AZZARELLO, E. Phytoremediation of sewage sludge contaminated by trace elements and organic compounds. **Environmental Research**, v. 164, p. 356-366, 2018.
- NOGUEIRA, T.A.R.; FRANCO, A.; HE, Z.; BRAGA, V. S.; FIRME, L. P.; ABREU-JUNIOR, C. H. Short-term usage of sewage sludge as organic fertilizer to sugarcane in a tropical soil bears little threat of heavy metal contamination. **Journal of Environmental Management**, v. 114, p. 168–177, 2013.
- OGUNKUNLE, C. O.; FATOBA, P. O.; OYEDEJI, A. O.; AWOTOYE, O. O. Assessing the heavy metal transfer and translocation by *Sida acuta* and *Pennisetum purpureum* for phytoremediation purposes. **Albanian Journal of Agricultural Science**, v. 13, p. 71–80, 2014.
- OLESZCZUK, P. Application of three methods used for the evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) bioaccessibility for sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 1, p. 413–420, 2009.
- OLESZCZUK, P. Forms of polycyclic aromatic hydrocarbon in the formation of sewage sludge toxicity to *Heterocypris incongruens*. **Science of the Total Environment**, v. 404, n. 1, p. 94–102, 2008.
- ORTIZ, O.; ALCAÑIZ, J. M. Bioaccumulation of heavy metals in *Dactylis glomerata* L. growing in a calcareous soil amended with sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 4, p. 545–552, 2006.
- PARAÍBA, L. C.; QUEIROZ, S. C. N.; SOUZA, D. R. C.; SAITO, M. L. Risk simulation of soil contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons from sewage sludge used as fertilizers. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 22, n. 6, p. 1156–1163, 2011.
- PARK, J. H.; PENNING, T. M. Polyaromatic hydrocarbons. In: STADLER, R. H.; LINEBACK, D. R. (eds.). **Process-Induced Food Toxicants: Occurrence, Formation, Mitigation, and Health Risks**. Hoboken. NJ: John Wiley & Sons, Inc., 2008. chapter 2.
- PARR, J. F.; EPSTEIN, E.; WILLSON, G. B. Composting sewage sludge for land application. **Agriculture and Environment**, v. 4, n. 2, p. 123–137, 1978.
- PENG, K.; LUO, C.; LOU, L.; LI, X.; SHEN, Z. Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 392, n. 1, p. 22–29, 2008.
- PETROVÁ, Š.; REZEK, J.; SOUDEK, P.; VANĚK, T. Preliminary study of phytoremediation of brownfield soil contaminated by PAHs. **Science of the Total Environment**, v. 599–600, p. 572–580, 2017.

POLUSZYŃSKA, J.; JAROSZ-KRZEMIŃSKA, E.; HELIOS-RYBICKA, E. Studying the Effects of Two Various Methods of Composting on the Degradation Levels of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Sewage Sludge. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 228, n. 8, 2017.

POPOVA, L. P.; MASLENKOVA, L. T.; YORDANOVA, R. Y.; IVANOVA, A. P.; KRANTEV, A. P.; SZALAI, G.; JANDA, T. Exogenous treatment with salicylic acid attenuates cadmium toxicity in pea seedlings. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 47, n. 3, p. 224–231, 2009.

PRABAKARAN, K.; LI, J.; ANANDKUMAR, A.; LENG, Z.; ZOU, C. B.; DU, D. Managing environmental contamination through phytoremediation by invasive plants: a review. **Ecological Engineering**, v. 138, n. June, p. 28–37, 2019.

PULLEMAN, M.; CREAMER, R.; HAMER, U.; HELDER, J.; PELOSI, C.; PÉRÈS, G.; RUTGERS, M. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services-an overview of European approaches. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 5, p. 529–538, 2012.

RADWAN, M. A.; SALAMA, A. K. Market basket survey for some heavy metals in Egyptian fruits and vegetables. **Food and Chemical Toxicology**, v. 44, n. 8, p. 1273–1278, 2006.

RATTAN, R. K.; DATTA, S. P.; CHHONKAR, P. K.; SURIBABU, K.; SINGH, A. K. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater: a case study. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 109, n. 3–4, p. 310–322, 2005.

REN, X.; ZENG, G.; TANG, L.; WANG, J.; WAN, J.; WANG, J.; DENG, Y.; LIU, Y.; PENG, B. The potential impact on the biodegradation of organic pollutants from composting technology for soil remediation. **Waste Management**, v. 72, p. 138–149, 2018.

RENGSIRIKUL, K.; ISHII, Y.; KANGVANSACHOL, K.; SRIPICHITT, P.; PUNSUVON, V.; VAITHANOMSAT, P.; NAKAMANEE, G.; TUDSRI, S. Biomass Yield, Chemical Composition and Potential Ethanol Yields of 8 Cultivars of Napiergrass (*Pennisetum purpureum Schumach.*) Harvested 3-Monthly in Central Thailand. **Journal of Sustainable Bioenergy Systems**, v. 3, n. 2, p. 107–112, 2013.

RENGSIRIKUL, K.; ISHII, Y.; KANGVANSACHOL, K.; SRIPICHITT, P.; PUNSUVON, V.; VAITHANOMSAT, P.; NAKAMANEE, G.; TUDSRI, S. Effects of inter-cutting interval on biomass yield, growth components and chemical composition of napiergrass (*Pennisetum purpureum Schumach*) cultivars as bioenergy crops in Thailand. **Grassland Science**, v. 57, n. 3, p. 135–141, 2011.

RODRIGUES, M. N.; SAMPAIO, R. A.; ZUBA JUNIO, G. R.; OLIVEIRA, A. L. G. Nutrients and heavy metals in maize crop fertilized with rock phosphate and biosolid, **Revista Engenharia na Agricultura**. v.25, n.1, p. 50-62, 2017.

SADEF, Y.; POULSEN, T.G.; BESTER, K. Impact of compost process conditions on organic micro pollutant degradation during full scale composting. **Waste Management**, v. 40, p. 31–37, 2015.

SADEF, Y.; POULSEN, T.G.; BESTER, K. Modeling organic micro pollutant degradation kinetics during sewage sludge composting. **Waste Management**, v. 34, n. 11, p. 2007–2013, 2014.

SAMOLADA, M. C.; ZABANIOTOU, A. A. Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece. **Waste Management**, v. 34, n. 2, p. 411–420, 2014.

SARAIVA, V. M.; KONIG, A. Produtividade do capim-elefante-roxo irrigado com efluente doméstico tratado no semiárido potiguar e suas utilidades. **HOLOS**, v.1, p.28-46, 2013.

SARMA, H.; NAVA, A. R.; PRASAD, M. N. V. Mechanistic understanding and future prospect of microbe-enhanced phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. **Environmental Technology and Innovation**, v. 13, p. 318–330, 2019.

SARWANTO, D.; TUSWATI, S. E.; PRAYITNO, C. H.; TUSWATI, S. E.; PRAYITNO, C. H. Kinetics of rumen fermentation of dwarf Elephant grass (*Pennisetum purpureum* cv. *Mott*) with indigenous forage from karst mountain in Gombong, Central Java, Indonesia. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 247, n. 1, 2019.

SARWAR, N.; IMRAN, M.; SHAHEEN, M. R.; ISHAQUE, W.; KAMRAN, M. A.; MATLOOB, A.; REHIM, A.; HUSSAIN, S. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. **Chemosphere**, v. 171, p. 710–721, 2017.

SCHANK, S. C.; CHYNOWETH, D. P.; TURICK, C. E.; MENDOZA, P. E. Napiergrass genotypes and plant parts for biomass energy. **Biomass and Bioenergy**, v. 4, n. 1, p. 1–7, 1993.

SCHOLL, A. L.; MENEGOL, D.; PITARELO, A. P.; FONTANA, R. C.; ZANDONÁ FILHO, A.; RAMOS, L. P.; DILLON, A. J. P.; CAMASSOLA, M. Ethanol production from sugars obtained during enzymatic hydrolysis of elephant grass (*Pennisetum purpureum*, Schum.) pretreated by steam explosion. **Bioresource Technology**, v. 192, p. 228–237, 2015.

SETH, C. S.; CHATURVEDI, P. K.; MISRA, V. Toxic effect of arsenate and cadmium alone and in combination on giant duckweed (*Spirodela polyrrhiza* L.) in response to its accumulation. **Environmental Toxicology**, v. 22, n. 6, 539–549, 2007.

SETH, C. S.; REMANS, T.; KEUNEN, E.; JOZEF CZAK, M.; GIELEN, H.; OPDENAKKER, K.; WEYENS, N.; VANGRONSVELD, J.; CUYPERS, A. Phytoextraction of toxic metals: A central role for glutathione. **Plant, Cell and Environment**, v. 35, n. 2, p. 334–346, 2012.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEEXE, C. A.; BERNARDES, E. M. Efeito de lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 5, p. 831-840, 2001.

SOJINU, O. S.; SONIBARE, O. O.; EKUNDAYO, O.; ZENG, E. Y. Biomonitoring potentials of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by higher plants from an oil exploration site, Nigeria. **Journal of Hazardous Materials**, v. 184, n. 1–3, p. 759–764, 2010.

SUN, L.; LIAO, X.; YAN, X.; ZHU, G.; MA, D. Evaluation of heavy metal and polycyclic aromatic hydrocarbons accumulation in plants from typical industrial sites: potential candidate in phytoremediation for co-contamination. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 21, p. 12494–12504, 2014.

TABAK, H.; LENS, P.; VAN HULLEBUSCH, E. D.; DEJONGHE, W. Developments in bioremediation of soils and sediments polluted with metals and radionuclides - 1. Microbial processes and mechanisms affecting bioremediation of metal contamination and influencing metal toxicity and transport. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 4, n. 3, p. 115–156, 2005.

THOMAS, W.; RÜHLING, Ä.; SIMON, H. Accumulation of airborne pollutants (PAH, chlorinated hydrocarbons, heavy metals) in various plant species and humus. **Environmental Pollution. Series A, Ecological and Biological**, v. 36, n. 4, p. 295–310, 1984.

TRELLU, C.; PECHAUD, Y.; OTURAN, N.; MOUSSET, E.; VAN HULLEBUSCH, E. D.; HUGUENOT, D., OTURAN, M. A. Remediation of soils contaminated by hydrophobic organic compounds: How to recover extracting agents from soil washing solutions?, **Journal of Hazardous Materials**, v. 404, part A, 2021.

TUVIKENE, Arvo. Responses of fish to po hydrocarbons (PAHs). v. 32, n. 3, p. 295–309, 1995.

USMAN, K.; KHAN, S.; GHULAM, S.; KHAN, M. U.; KHAN, N.; KHAN, M. A.; KHALIL, S. K. Sewage Sludge: An Important Biological Resource for Sustainable Agriculture and Its Environmental Implications. **American Journal of Plant Sciences**, v. 3, n. 12, p. 1708–1721, 2012.

VIDALI, M. Bioremediation: an overview. **Pure and Applied Chemistry**, v. 73, n. 7, p. 1163–1172, 2001.

WANGCHUK, K.; RAI, K.; NIROLA, H.; THUKTEN; DENDUP, C.; MONGAR, D. Forage growth, yield and quality responses of Napier hybrid grass cultivars to three cutting intervals in the Himalayan foothills.

Tropical Grasslands-Forrajcs Tropicales, v. 3, n. 3, p. 142–150, 2015.

WARAMIT, N.; CHAUGOOL, J. NAPIER GRASS: A NOVEL ENERGY CROP DEVELOPMENT AND THE CURRENT STATUS IN THAILAND. **Journal of International Society for Southeast Asian Agricultural Sciences**, v. 20, n. 1, p. 139–150, 2010.

WEI, S.; PAN, S. Phytoremediation for soils contaminated by phenanthrene and pyrene with multiple plant species. **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 5, p. 886–894, 2010.

WEI, Y.; LIU, Y. Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. **Chemosphere**, v. 59, n. 9, p. 1257–1265, 2005.

WISE, S. A.; SANDER, L. C.; MAY, W. E. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons by liquid chromatography. **Journal of Chromatography A**, v. 642, n. 1–2, p. 329–349, 1993.

XIA, H. P. Ecological rehabilitation and phytoremediation with four grasses in oil shale mined land. **Chemosphere**, v. 54, n. 3, p. 345–353, 2004.

XIAO, N.; LIU, R.; JIN, C.; DAI, Y. Efficiency of five ornamental plant species in the phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 384–391, 2015.

YASUDA, M.; TAKEO, K.; NAGAI, H.; UTO, T.; YUI, T.; MATSUMOTO, T.; ISHII, Y.; OHTA, K. Enhancement of Ethanol Production from Napiergrass (*Pennisetum purpureum Schumacher*) by a Low-Moisture Anhydrous Ammonia Pretreatment. **Journal of Sustainable Bioenergy Systems**, v. 3, n. 3, p. 179–185, 2013.

YAVARI, S.; MALAKAHMAD, A.; SAPARI, N. B. A Review on phytoremediation of crude oil spills. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 226, n. 8, 2015.

ZHANG, D.; LUO, W.; LI, Y.; WANG, G.; LI, G. Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions. **Bioresource Technology**, v. 250, n. aug. 2017, p. 853–859, 2018.

ZHANG, S.; ZHANG, Q.; DARISAW, S.; EHIE, O.; WANG, G. Simultaneous quantification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Mississippi river water, in New Orleans, Louisiana, USA. **Chemosphere**, v. 66, n. 6, p. 1057–1069, 2007.

ZHENG, G.; WANG, T.; NIU, M.; CHEN, X.; LIU, C.; WANG, Y.; CHEN, T. Biodegradation of nonylphenol during aerobic composting of sewage sludge under two intermittent aeration treatments in a full-scale plant. **Environmental Pollution**, v. 238, p. 783–791, 2018.

4 CAPÍTULO II – ARTIGO I

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

Este artigo foi elaborado conforme as normas da revista Engenharia Sanitária e Ambiental.

Resumo

O cultivo de gramíneas diretamente em lodo de esgoto (LE) com sistema de aeração pode aumentar a qualidade desse fertilizante orgânico, uma vez que, o crescimento das raízes, a liberação de exsudatos e a maior oxigenação, favorecem a mineralização dos nutrientes e a humificação da matéria orgânica. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a decomposição de LE 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 a presença ou não de cultivo com *Pennisetum purpureum* em LE na densidade de plantio de 50 plantas por m², a partir do plantio de estacas, combinado com cinco períodos de aeração intermitente por 30 minutos: 0; 14; 28; 42 e 60 dias, com vazão de ar de 1.059 dm³ h⁻¹ kg⁻¹ de sólidos voláteis. A realização de cultivo de *P. purpureum* em LE aumentou os teores totais de N, Ca, S, Na e resíduos minerais solúveis, bem como, a condutividade elétrica da solução, indicando maior taxa de decomposição desse resíduo. Por outro lado, o cultivo no LE diminuiu os teores totais de Fe e Pb, propiciando redução no risco de toxidez desses elementos. A injeção de ar no LE não influenciou a decomposição da matéria orgânica, mas auxiliou na rápida eliminação de odores indesejáveis.

Palavras-chaves: Biossólido, Fertilizante orgânico, Reciclagem de resíduos.

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

Abstract

The cultivation of grasses directly in sewage sludge (SS) with an aeration system can increase the quality of this organic fertilizer, since the growth of the roots, the release of exudates and the greater oxygenation favor the mineralization of nutrients and humification of organic matter. Thus, the present work aimed to evaluate the decomposition of SS using cultivation with grass and aeration for use as organic fertilizer. The experiment was carried out in a randomized block design with treatments distributed in a 2 x 5 factorial scheme, with four replicates, corresponding to the presence or absence of *Pennisetum purpureum* cultivation in SS with planting density of 50 plants per m², from the planting of cuttings, combined with five periods of intermittent aeration for 30 minutes: 0; 14; 28; 42 and 60 days, with an air flow of 1,059 dm³ h⁻¹ kg⁻¹ of volatile solids. The cultivation of *P. purpureum* in SS increased the total contents of N, Ca, S, Na and soluble mineral residues, as well as the electrical conductivity of the

solution, indicating a higher rate of decomposition of this residue. On the other hand, SS cultivation decreased the total levels of Fe and Pb providing a reduction in the risk of toxicity of these elements. The injection of air in the SS did not influence the decomposition of organic matter, but it helped in the faster elimination of undesirable odors.

Keywords: Biosolid, Organic fertilizer, Waste recycling.

1. Introdução

O lodo de esgoto 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.

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 e GARCIA, 2017), condicionando. Além disso, o lodo de esgoto atua também como condicionador do solo, melhorando a capacidade de troca catiônica, a estrutura e a atividade microbiota, a qual, pela respiração, cria um ambiente oxirredutor, sendo, portanto, fundamentais na dinâmica de nutrientes e compostos orgânicos na solução do solo (IGNATOWICZ, 2017; MONDAL *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2011).

No processo de estabilização, o lodo de esgoto seco pode ser utilizado como substrato para o cultivo de plantas sob o leito de secagem ou após sua secagem mecânica. Nesta condição, o crescimento de raízes, principalmente as fasciculadas de gramíneas podem estimular a decomposição do lodo de esgoto 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; SOUZA; CHERNICHARO, 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, onde há maior produção de calor (COSTA *et al.*, 2006; MATOS *et al.*, 2012).

Diante do exposto, esse trabalho teve como objetivo avaliar a decomposição de lodo de esgoto utilizando-se cultivo com *Pennisetum purpureum* e diferentes tempos de aeração, para uso como adubo orgânico.

2. Material e métodos

O experimento foi implementado na fazenda experimental Professor Hamilton de Abreu Navarro, no Instituto de Ciências Agrárias - ICA/UFMG, localizado em Montes Claros – MG, com Latitude - 16.682866° e Longitude -43.840335°, no período de 21/05 a 20/07/2018.

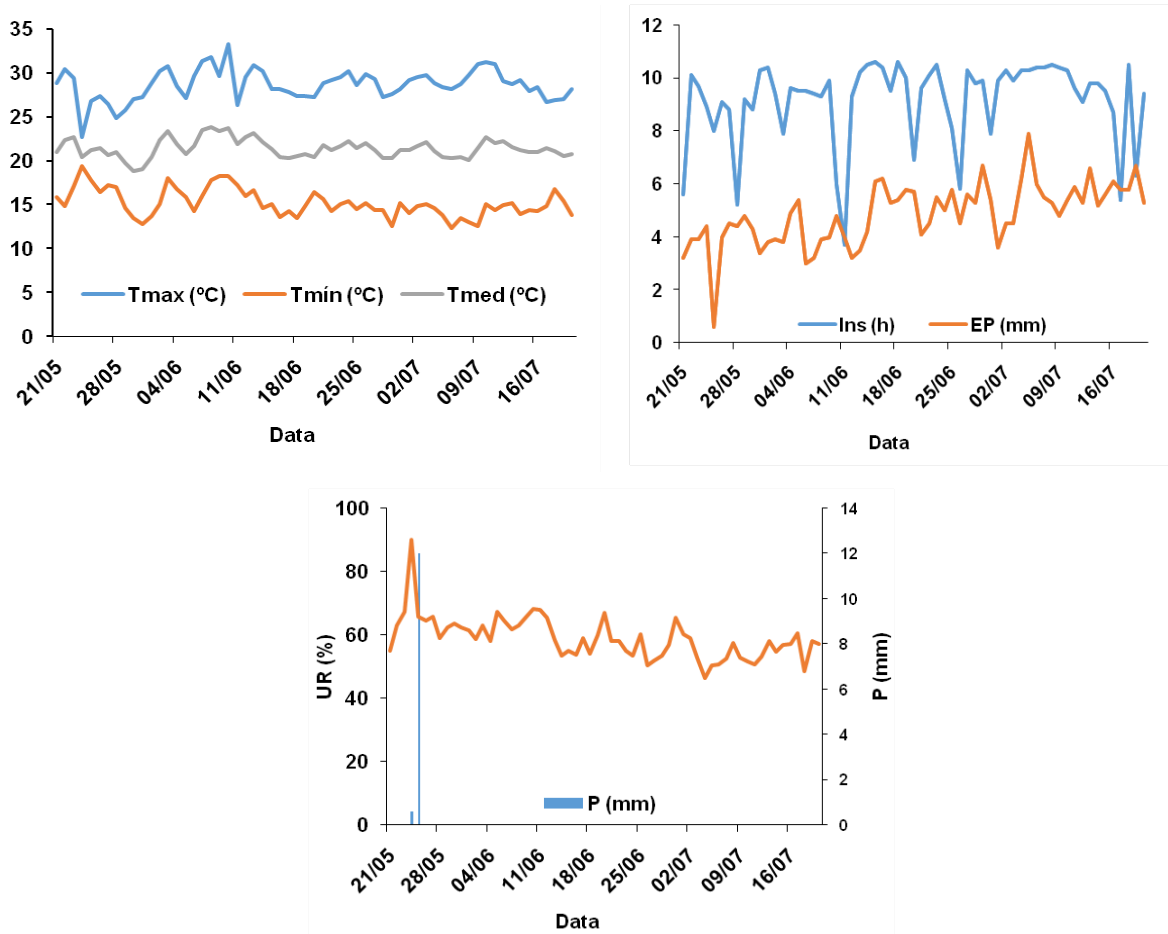
De acordo com a classificação de Köppen o clima da região é do tipo Aw, tropical de savana, com chuvas registradas no verão e inverno seco, sendo que, no período da pesquisa, foram obtidos os registros climáticos apresentados na Figura 1.

O experimento foi conduzido em condições de campo no delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições, em esquema fatorial 2 x 5, com os tratamentos correspondendo a cinco períodos de aeração do substrato (0; 14; 28; 48 e 60 dias), com ou sem a presença de cultivo de *Pennisetum purpureum*. As parcelas experimentais foram constituídas de sacos do tipo polipropileno de 75 L, de 60 x 40 cm, revestidas com polietileno para evitar perdas laterais de água. Os sacos foram preenchidos com 42 kg (60 L) de lodo de esgoto (LE) proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE-Vieira) da cidade de Montes Claros – MG. O Experimento contou ao todo com 40 unidades experimentais com densidade de plantio de 50 plantas por m².

O LE da ETE-Vieira foi gerado por meio de reatores anaeróbios de fluxo ascendente (RAFA), os quais tratam o esgoto por biofiltros e por ação bacteriana, com posterior centrifugação e secagem a 350 °C por 30 minutos, resultando numa massa granular na forma de *pellet* de cor negra, com as seguintes características físicas: densidade aparente de 0,70 g cm⁻³, densidade de partícula de 1,89 g cm⁻³, porosidade total de 63% e distribuição de tamanho de partículas de 1,3% > 4 mm, 23,9% > 2 mm, 54,2% > 1 mm, 15,3% > 0,5 mm, 3,6% > 0,25 mm, 1,0% > 0,1 mm, 0,13% > 0,53 mm e 0,57% ≤ 0,53 mm.

O meio de propagação vegetativa do *P. purpureum* foi por estaquia. Assim, plantas com seis meses de idade foram cortadas e retirados estacas com 15 cm, reservando-se uma única gema por estaca. Após o preenchimento dos sacos com o LE, foram plantadas seis estacas em cada parcela e mantidos sobre monitoramento constante, a fim de atender as necessidades de água e de controle de pragas. No início da implementação do experimento, cerca de 30 dias, ocorreram três irrigações diárias com o intuito de evitar o estresse hídrico, possibilitando um maior e mais rápido desenvolvimento das estacas (ALVARENGA *et al.*, 2017), sendo a umidade constantemente mantida próxima a capacidade de campo (tensões hídricas variando de -33 a -100 kPa) e monitorada por sonda de reflectometria no domínio do tempo (TDR).

Figura 1 – Dados de temperaturas máxima (Tmax), mínima (Tmin) e média (Tmed), insolação (Ins), evaporação de piche (EP), precipitação pluviométrica (P) e umidade relativa (UR) do local do experimento no período de 21/05 a 20/07/2018



Fonte: INMET, 2018.

A aeração das parcelas foi realizada por meio de dois motores, cada um com 1.323,9 watts e 3.500 rpm, com ar sendo distribuído por duas saídas em cada motor e direcionado por quatro canos de policloreto de vinila (PVC) de 50 mm, ramificados por canos de 25 mm, ligados a registros de esferas externas para o controle da aeração, continuando com o mesmo cano com comprimento de 50 cm com 8 furos de 10 mm de diâmetro, espaçados de 8 cm, na sua parte final, dispostos no fundo das parcelas experimentais e cobertos por uma tela de sombrite para evitar o entupimento dos furos. As unidades experimentais com aeração receberam de modo intermitente (30 minutos ligado/desligado), vazão de ar de $1.059 \text{ dm}^3 \text{ h}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ de sólidos voláteis (percentagem de sólidos voláteis de 29,14%). Essa vazão foi medida a cada 14 dias com o auxílio de anemômetro e regulada por registro de esfera.

Ao final de 60 dias, foram coletadas amostras de lodo de esgoto contido no saco de polipropileno na altura de 37,5 cm a partir do nível do solo (camada superior) e 12,5 cm a partir do nível do solo (camada inferior). 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 e MATOS, 2005).

Os dados obtidos foram submetidos a análise de variância, com as médias dos tratamentos qualitativos comparadas à 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, foram realizadas análises multivariadas, utilizando função de discriminação canônica.

3. Resultados e discussão

O 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% no pH (pH-H₂O e pH-CaCl₂) do substrato localizado na camada inferior, após o período de compostagem (TABELA 1), possivelmente em decorrência da liberação de compostos ácidos derivados da atividade microbiana decompositora. Cardoso (2018), em sistema de cultivo em lodo de esgoto (LE) com *Brachiaria brizantha*, após 90 dias de compostagem, observaram reduções significativas nos valores de pH-H₂O e pH-CaCl₂, e atribuíram esse resultado ao processo de decomposição da matéria orgânica (MO) e nitrificação do amônio do lodo, liberando ácidos orgânicos e compostos acidificantes.

A Instrução Normativa SDA/MAPA 07/2020 (BRASIL, 2020), a qual estabelece critérios para o registro de fertilizantes orgânicos para comercialização, estabelece que o produto tenha 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, portanto, próximo ao valor mínimo especificado. Neste 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). Todavia, observou-se redução média de 23,59 % no teor de C em comparação ao período inicial, o que indica mineralização da matéria orgânica durante o processo de compostagem. O teor inicial de MO do lodo foi de aproximadamente 29 dag kg⁻¹ (Tabela 1), sendo considerado baixo para os padrões encontrados em outros estudos, por obterem teores médios entre 45,6 e 73,0 dag kg⁻¹ (BERTOLAZI *et al.*, 2016; KULIKOWSKA, 2016; BOZKURT *et al.*, 2010). No final do período de compostagem, os teores médios de C orgânico nas camadas superior e inferior do substrato corresponderam a 13,77 e 14,44 dag kg⁻¹, respectivamente (Tabela 1). Esses teores médios ficaram pouco abaixo do teor mínimo exigido para o registro do produto como fertilizante orgânico que é de 15 dag kg⁻¹ (BRASIL, 2009). 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 (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 lodo.

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 processo de aeração e/ou cultivo de plantas com a disponibilidade de N do substrato. O teor médio de N no final do processo de compostagem correspondeu a 1,8 dag kg⁻¹ (Tabela 1) e foi superior ao mínimo (0,5 dag kg⁻¹) demandado para registro e comercialização do LE como fertilizante orgânico (BRASIL, 2009). Esse teor foi considerado elevado como em outros substratos orgânicos compostados, como esterco bovino com palha de trigo, com 2,10 dag kg⁻¹ de N (WANG *et al.*, 2019) e 2,05 dag kg⁻¹ de N em esterco suíno com palha de milho (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 no final do processo de compostagem em 10,47 e 2,59 % na camada 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 ocorra 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 20 (BRASIL, 2009).

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

(Continua)

Variável	Cultivo	Tempo de aeração (dia)					Média	CV (%)	VMI	A/D (%)
		0	14	28	42	60				
Camada superior										
pH-H ₂ O	SP	-	-	-	-	-	5,81 a	3,53	5,85	-0,51
	CP	-	-	-	-	-	5,83 a			
	Média	5,85	5,82	5,90	5,66	5,87	Mt = 5,82			
pH-CaCl ₂	SP	-	-	-	-	-	5,34 a	2,10	5,51	-2,36
	CP	-	-	-	-	-	5,41 a			
	Média	5,38	5,32	5,47	5,31	5,41	Mt = 5,38			
C (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	13,58 a	6,69	18,02	-23,59
	CP	-	-	-	-	-	13,95 a			
	Média	14,28	13,30	13,92	13,88	13,45	Mt = 13,77			
N (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	1,88 a	5,25	2,22	-14,87
	CP	-	-	-	-	-	1,90 a			
	Média	1,90	1,85	1,90	1,90	1,90	Mt = 1,89			
C/N	SP	-	-	-	-	-	7,20 a	4,90	8,12	-10,47
	CP	-	-	-	-	-	7,34 a			
	Média	7,48	7,17	7,33	7,31	7,07	Mt = 7,27			
P (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	3,69 a	8,22	2,75	34,91
	CP	-	-	-	-	-	3,73 a			
	Média	3,85	3,64	3,69	3,68	3,69	Mt = 3,71			
K (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	2,01 a	5,58	1,41	42,55
	CP	-	-	-	-	-	2,01 a			
	Média	1,97	2,01	2,05	1,97	2,04	Mt = 2,01			
Camada inferior										

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

(Conclusão)

Variável	Cultivo	Tempo de aeração (dia)					Média	CV (%)	VMI	A/D (%)
		0	14	28	42	60				
Camada superior										
pH-H ₂ O	SP	-	-	-	-	-	5,52 a	3,59	5,85	-4,62
	CP	-	-	-	-	-	5,63 a			
	Média	5,59	5,57	5,59	5,58	5,56	Mt = 5,58			
pH-CaCl ₂	SP	-	-	-	-	-	5,22 a	1,72	5,51	-4,90
	CP	-	-	-	-	-	5,26 a			
	Média	5,27	5,20	5,25	5,24	5,22	Mt = 5,24			
C (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	14,50 a	5,98	18,02	-19,87
	CP	-	-	-	-	-	14,37 a			
	Média	14,72	14,14	14,38	14,75	14,19	Mt = 14,44			
N (dag kg ⁻¹)	SP	1,73 b	1,81 a	1,92 a	1,85 a	1,91 a	-	6,09	2,22	-17,57
	CP	1,92 a	1,79 a	1,75 b	1,84 a	1,80 a	-			
	Média	-	-	-	-	-	Mt = 1,83			
C/N	SP	-	-	-	-	-	7,90 a	6,20	8,12	-2,59
	CP	-	-	-	-	-	7,91 a			
	Média	8,11	7,90	7,84	8,03	7,65	Mt = 7,91			
P (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	3,49 a	26,95	2,75	28,36
	CP	-	-	-	-	-	3,56 a			
	Média	3,73	3,36	3,16	3,65	3,75	Mt = 3,53			
K (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	2,33 a	8,96	1,41	61,70
	CP	-	-	-	-	-	2,23 a			
	Média	2,32	2,23	2,23	2,29	2,32	Mt = 2,28			

Nota: Para cada variável, médias seguidas da mesma letra na vertical, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Duncan; MO = Matéria orgânica; VMI = Valores médios da caracterização inicial do lodo de esgoto; Mt = Média total; A/D = Percentual de acréscimo ou decréscimo em relação ao valor de caracterização inicial (VMI).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Os macronutrientes P e K não foram influenciados pelos tratamentos (TABELA 1). Mas o processo de compostagem aumentou 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 propiciam 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 e VITOUSEK, 2005). No final, o substrato apresentou o teor de P entre 3,5 a 3,7 dag kg⁻¹, o que foi considerado muito alto, em comparação a demais fertilizantes naturais utilizados na agricultura. Kiehl e Porta (1981) classificam como muito alto 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 a 2,8 dag kg⁻¹ para esterco bovino curtido, esterco de galinha, esterco de porco e diversos compostos orgânicos (RAIJ *et al.*, 1996; SEDIYAMA *et al.*, 2000, AI-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.

Na camada superior do substrato, os teores de Ca e S foram influenciados pelos tratamentos, sendo maiores no lodo com cultivo de plantas (Tabela 2). Esse resultado pode ser atribuído a maior presença e decomposição de raízes finas na camada superior do substrato ao longo tempo de 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 baixa 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 em 38,4%, 11,6% e 15,3% respectivamente, em comparação a camada superior do substrato. Isso indica que houve movimentação desses íons em profundidade. A maior solubilidade e facilidade de lixiviação desses macronutrientes em substratos e solos já foi descrita por vários autores (ANDERSON *et al.*, 2006; SOUZA JÚNIOR; CARMELLO; FARIA, 2008; TIECHER *et al.*, 2012; SARZI; VILLAS; RIBEIRO, 2008; 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 (RAIJ *et al.*, 1996; SILVA *et al.*, 2013; COTTA *et al.*, 2015). Neste caso, como o município de Montes Claros – MG, 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.

Dentre os micronutrientes avaliados, apenas o teor de Fe na camada inferior do substrato foi reduzido na presença de cultivo de plantas (TABELA 2). Também, constatou-se a diminuição dos teores desse elemento em relação ao valor médio inicial, indicando a fitoextração e perdas por lixiviação. Os teores médios de Fe encontrados nesse 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. Pode estar presente involuntariamente devido a infiltração de água subterrânea nos esgotos, ou é 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. Esses elementos encontraram-se dentro da faixa observada para diversos compostos orgânicos utilizados na agricultura como adubo orgânico (RAIJ *et al.*, 1996; SEDIYAMA *et al.*, 2000; OLIVEIRA *et al.*, 2014).

Os teores de Zn encontrados nos LEs os enquadram, conforme a Resolução CONAMA nº 498/2020 (BRASIL, 2020a), como de Classe 2 (teor de Zn entre 2,8 e 7,5 g kg⁻¹), 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 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 lodo de esgoto faz com que parte substancial de Zn passe para a forma residual, a qual é composta por minerais silicatados detríticos, sulfetos resistentes e matéria orgânica refratária, sendo quimicamente estável e indisponível para absorção em condições naturais (NARWAL e SINGH, 1998; OLIVEIRA *et al.*, 2014).

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

Variável	Cultivo	Tempo de aeração (dia)					Média	CV (%)	VMI	A/D (%)
		0	14	28	42	60				
Camada superior										
Ca (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	22,93 b	16,74	26,87	-7,29
	CP	-	-	-	-	-	26,88 a			
	Média	24,05	24,37	22,99	27,25	25,85	Mt = 24,91			
Mg (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	1,67 a	8,00	3,48	-50,58
	CP	-	-	-	-	-	1,76 a			
	Média	1,72	1,72	1,75	1,60	1,77	Mt = 1,72			
S (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	2,24 b	14,48	3,05	-20,98
	CP	-	-	-	-	-	2,57 a			
	Média	2,31	2,36	2,37	2,48	2,52	Mt = 2,41			
Fe (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	40,12 a	9,73	46,67	-13,65
	CP	-	-	-	-	-	40,47 a			
	Média	38,92	41,15	39,53	40,47	41,41	Mt = 40,30			
Zn (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	3,68 a	8,94	1,09	237,62
	CP	-	-	-	-	-	3,68 a			
	Média	3,68	3,55	3,69	3,71	3,77	Mt = 3,68			
Cu (mg kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	176,92 a	10,75	138,67	27,68
	CP	-	-	-	-	-	177,19 a			
	Média	179,55	187,93	172,57	168,83	176,39	Mt = 177,06			
Mn (mg kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	247,48 a	10,72	260,00	-2,29
	CP	-	-	-	-	-	260,64 a			
	Média	260,33	245,99	246,45	257,00	260,53	Mt = 254,06			
Ni (mg kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	30,15 a	5,42	32,00	-4,50
	CP	-	-	-	-	-	30,97 a			
	Média	31,55	30,64	31,40	30,85	31,69	Mt = 30,56			
Camada inferior										
Ca (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	33,81 a	10,38	26,87	28,32
	CP	-	-	-	-	-	35,15 a			
	Média	33,91	32,08	36,17	34,71	35,53	Mt = 34,48			
Mg (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	1,84 a	12,51	3,48	-44,83
	CP	-	-	-	-	-	2,00 a			
	Média	1,92	1,87	1,87	1,95	1,99	Mt = 1,92			
S (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	2,75 a	12,02	3,05	-8,85
	CP	-	-	-	-	-	2,80 a			
	Média	2,79	2,83	2,77	2,72	2,79	Mt = 2,78			
Fe (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	41,93 a	4,88	46,67	-11,94
	CP	-	-	-	-	-	40,27 b			
	Média	42,75	40,04	40,93	40,99	40,80	Mt = 41,10			
Zn (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	3,95 a	9,15	1,09	254,13
	CP	-	-	-	-	-	3,77 a			
	Média	4,11	3,79	3,63	3,95	3,84	Mt = 3,86			
Cu (mg kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	172,99 a	6,32	138,67	24,89
	CP	-	-	-	-	-	173,36 a			
	Média	177,52	171,77	171,84	168,60	176,13	Mt = 173,18			
Mn (mg kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	268,25 a	5,72	260,00	4,27
	CP	-	-	-	-	-	273,95 a			
	Média	281,73	269,21	270,45	266,28	267,81	Mt = 271,11			
Ni (mg kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	31,53 a	8,97	32,00	-2,03
	CP	-	-	-	-	-	31,17 a			

Média	31,83	33,13	30,39	30,31	31,12	Mt = 31,35
--------------	-------	-------	-------	-------	-------	------------

Nota: Para cada variável, 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; Mt = Média total; A/D = Percentual de acréscimo ou decréscimo em relação ao valor de caracterização inicial (VMI).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

O cultivo da gramínea e o processo de compostagem aumentaram o teor de Na no substrato (TABELA 3), o que pode ser atribuído a decomposição da matéria orgânica do lodo e a maior presença de raízes finas na camada superior do substrato. O teor médio de Na correspondeu a $0,97 \text{ g kg}^{-1}$ e foi considerado superior a faixa de teores descritos para diversos compostos orgânicos, a qual varia de $0,15$ a $0,43 \text{ g kg}^{-1}$ (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 o Ca, Mg e K. O Na compõem apenas 2,1 a 2,9% do percentual em relação a 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, observou-se redução nos teores médios desse elemento no substrato ao final do experimento (TABELA 3). Tal fato, pode ser atribuído a 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). Quanto ao risco de contaminação de solos com Cr pelo uso desse lodo, verifica-se que os teores médios, variando de $51,6$ a $58,2 \text{ mg kg}^{-1}$, ficaram abaixo do limite máximo de Cr permitido em lodo de esgoto, que é de 1.000 mg kg^{-1} (BRASIL, 2006). Os teores obtidos também se encontram dentro da 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, onde o cultivo de plantas promoveu redução no teor desse elemento no lodo de esgoto (TABELA 3). É relatado na literatura o processo de fitoextração e acúmulo de Pb, principalmente nas raízes (DEDE e OZDEMIR, 2016; GROBELAK *et al.*, 2017) e inclusive por *P. purpureum* (CHANDRA *et al.*, 2018; DAS e OSBORNE, 2018). Esse processo é facilitado devido a maior mobilidade deste 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 complexos com o carbono orgânico do meio (DEDE e OZDEMIR, 2016; GROBELAK *et al.*, 2017).

Tabela 3 – Características químicas e físicas do lodo de esgoto em função do não cultivado (SP) e cultivado (CP) de *P. purpureum* e tempos de aeração

Variável	Cultivo	Tempo de aeração (dia)					Média	CV (%)	VMI	A/D (%)
		0	14	28	42	60				
Camada superior										
Na (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	0,91 b	6,71	0,83	16,87
	CP	-	-	-	-	-	1,03 a			
	Média	0,97	0,95	1,00	0,93	0,96	Mt = 0,97			
Cr (mg kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	56,16 a	13,62	62,67	-7,17
	CP	-	-	-	-	-	60,19 a			
	Média	58,06	56,07	56,95	57,75	62,04	Mt = 58,18			
Pb (mg kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	35,79 a	6,58	50,67	-30,73
	CP	-	-	-	-	-	34,40 a			
	Média	35,89	34,53	35,09	34,91	35,04	Mt = 35,10			
CE (dS m ⁻¹)	SP	0,55 b	0,83 a	0,80 a	1,01 a	0,74 b	-	21,69	1,30	-32,31
	CP	1,15 a	0,92 a	0,77 a	0,98 a	1,04 a	-			
	Média	-	-	-	-	-	Mt = 0,88			
RMT (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	67,66 a	2,29	70,85	-5,11
	CP	-	-	-	-	-	66,79 a			
	Média	67,09	68,00	66,56	66,89	67,59	Mt = 67,23			
RMS (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	23,42 b	4,22	28,44	-16,25
	CP	-	-	-	-	-	24,22 a			
	Média	23,64	23,74	23,46	24,10	24,18	Mt = 23,82			
RMI (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	44,23 a	4,41	42,41	2,43
	CP	-	-	-	-	-	42,57 b			
	Média	43,45	44,26	43,10	42,79	43,41	Mt = 43,44			
Camada inferior										
Na (g kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	0,93 a	15,44	0,83	16,87
	CP	-	-	-	-	-	1,00 a			
	Média	1,00	0,88	0,97	0,99	1,00	Mt = 0,97			
Cr (mg kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	52,12 a	17,63	62,67	-17,66
	CP	-	-	-	-	-	51,08 a			
	Média	52,05	49,09	48,16	57,19	51,52	Mt = 51,60			
Pb (mg kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	37,88 a	3,74	50,67	-26,23
	CP	-	-	-	-	-	36,87 b			
	Média	37,83	37,80	37,09	36,60	37,52	Mt = 37,38			
CE (dS m ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	1,14 a	17,82	1,30	-9,23
	CP	-	-	-	-	-	1,21 a			
	Média	1,05	1,26	1,12	1,20	1,24	Mt = 1,18			
RMT (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	67,47 a	2,60	70,85	-4,86
	CP	-	-	-	-	-	67,35 a			
	Média	66,77	67,90	67,56	67,14	67,70	Mt = 67,41			
RMS (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	25,72 a	3,17	28,44	-10,06
	CP	-	-	-	-	-	25,43 a			
	Média	26,60	25,47	25,11	26,09	25,60	Mt = 25,58			
RMI (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	41,76 a	4,66	42,41	-1,32
	CP	-	-	-	-	-	41,93 a			
	Média	41,17	42,43	42,45	41,05	42,10	Mt = 41,85			

Nota: Para cada variável, 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 total; RMS = Resíduos minerais solúveis; RMI = Resíduos minerais insolúveis; VMI = Valores médios da caracterização inicial do lodo de esgoto; Mt = Média total; A/D = Percentual de acréscimo ou decréscimo em relação ao valor de caracterização inicial (VMI).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

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, 2006). Assemelhando-se a 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 (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

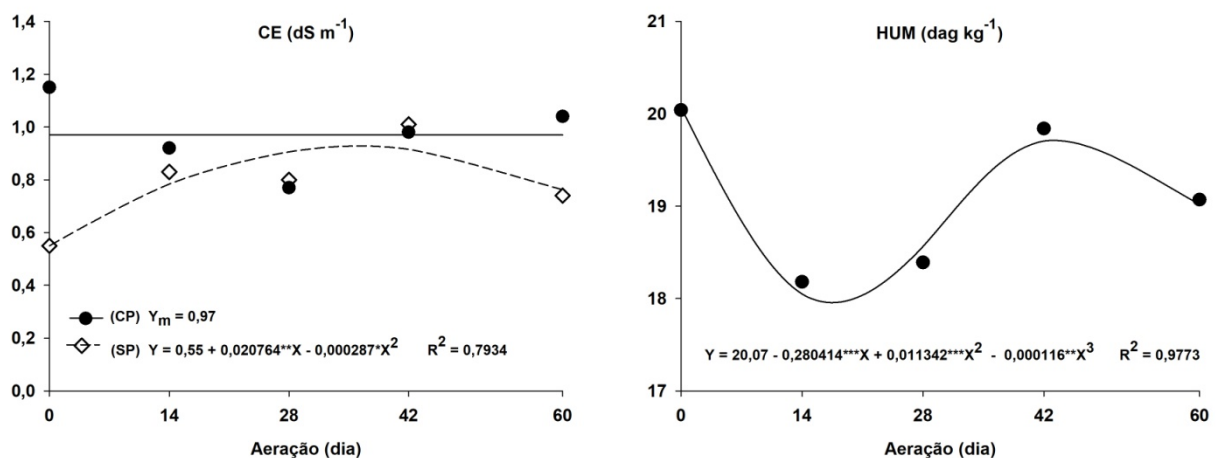
camada de substrato, o cultivo de plantas aumentou a CE, nos tempos zero e 60 dias de aeração, em comparação aos tratamentos sem planta (TABELA 3). Porém, o tempo de aeração não interferiu na CE do substrato cultivado, com média de $0,97 \text{ dS m}^{-1}$ (FIGURA 2); e propiciou ajuste de equação quadrática, 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 que favorece a presença de compostos iônicos próximos às raízes. A absorção de água e íons pela planta cria um gradiente de concentração em direção às raízes, que é potencializado, ou seja, ocorre o acúmulo ou elevação da concentração dos solutos na superfície das raízes, pelo aumento da transpiração da planta (SINHA e SINGH, 1976; HAMZA e ALYMORE, 1992).

A CE média do substrato apresentou valores inferiores a 1 dS m^{-1} , não oferecendo risco de danos para as plantas quando do seu uso como fertilizante orgânico. Informações científicas relatam severidade as 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 resíduos minerais totais (RMT) não foram influenciados pelos tratamentos (TABELA 3). Todavia, foram constatados decréscimos em seus valores médios finais, quando comparado ao valor inicial, o que pode estar relacionado a fitoextração e 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. Neste 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).

Figura 2 – Condutividade elétrica da solução (CE) e teor de C ligado a fração humina (HUM) em lodo de esgoto em função do tempo de aeração, na camada superior do substrato. CP = Valor com o cultivo da planta; SP = Valor sem o cultivo da planta; Ym = Valor médio.



Fonte: Do autor, 2020.

*, **, *** Significativos a 5; 1 e 0,1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Em relação aos teores de resíduos minerais solúveis (RMS), estes foram influenciados pelos tratamentos apenas na camada superior do substrato, sendo o maior valor observado no tratamento

cultivado (TABELA 3). Constatou-se também decréscimo nos valores médios finais dessa variável, quando comparado ao valor inicial, o que indica aumento da decomposição do lodo de esgoto ao final 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), estes foram influenciados pelos tratamentos apenas na camada superior do substrato, sendo o maior valor observado no tratamento não cultivado com plantas (TABELA 3). Também, constatou-se que houve na camada superior incremento de 2,42% do teor desse resíduo, quando comparado ao teor da amostra de lodo de esgoto inicial, indicando a 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 lodo de esgoto e uso como fertilizante orgânico.

A CTC e a relação CTC/C não foram influenciadas pelos tratamentos, 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 dentro da faixa de 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 as demais frações e suas relações, não sofreram efeitos dos tratamentos (TABELA 4). Exceto pelos teores de C da fração humina (HUM) na camada superior do substrato, que foram influenciados pelo tempo de aeração (FIGURA 2), Conforme resultados apresentados acima, o LE 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 humina, e posteriormente aos 42 dias um aumento. De acordo com Ingelmo *et al.*, (2012) frações de AFs e AHs podem polimerizar e assumir a forma de humina, os autores observaram em seus estudos com LE que a taxa linear de aumento observada para C na humina hidrolisada é maior que a de C em AHs. 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 a 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 esta 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.

Tabela 4 – Características químicas do lodo de esgoto em função do não cultivo (SP) e cultivo (CP) de *P. purpureum* e tempos de aeração

Variável	Cultivo	Tempo de aeração (dia)				Média	CV (%)	VMI	A/D (%)	
		0	14	28	42					60
Camada superior										
CTC (mmol _c kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	492,34 a	6,02	508,30	-3,09
	CP	-	-	-	-	-	492,23 a			
	Média	491,73	485,32	493,42	498,74	492,22	Mt = 492,29			
CTC/C	SP	-	-	-	-	-	36,51 a	7,16	28,21	27,69
	CP	-	-	-	-	-	35,52 a			
	Média	34,64	36,65	35,82	36,16	36,82	Mt = 36,02			
AH (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	1,40 a	19,47	2,39	-40,59
	CP	-	-	-	-	-	1,43 a			
	Média	1,47	1,38	1,45	1,30	1,48	Mt = 1,42			
AF (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	2,05 a	17,54	1,19	69,75
	CP	-	-	-	-	-	1,98 a			
	Média	2,08	1,87	2,23	1,91	1,97	Mt = 2,02			
HUM (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	19,19 a	5,86	10,62	79,85
	CP	-	-	-	-	-	19,02 a			
	Média	20,04	18,18	18,39	19,84	19,07	Mt = 19,11			
AH/AF	SP	-	-	-	-	-	0,71 a	25,87	2,01	-63,68
	CP	-	-	-	-	-	0,74 a			
	Média	0,71	0,76	0,65	0,72	0,77	Mt = 0,73			
AH+AF (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	3,44 a	14,22	3,58	-4,19
	CP	-	-	-	-	-	3,42 a			
	Média	3,55	3,25	3,68	3,21	3,45	Mt = 3,43			
(AH+AF)/HUM	SP	-	-	-	-	-	0,18 a	13,61	0,34	-47,06
	CP	-	-	-	-	-	0,18 a			
	Média	0,18	0,18	0,20	0,16	0,18	Mt = 0,18			
Camada inferior										
CTC (mmol _c kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	467,17 a	7,46	508,30	-9,29
	CP	-	-	-	-	-	454,97 a			
	Média	469,94	456,03	459,10	470,49	449,80	Mt = 461,07			
CTC/C	SP	-	-	-	-	-	32,28 a	9,10	28,21	13,54
	CP	-	-	-	-	-	31,78 a			
	Média	32,08	32,26	32,10	31,89	31,83	Mt = 32,03			
AH (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	1,40 a	12,37	2,39	-43,10
	CP	-	-	-	-	-	1,32 a			
	Média	1,38	1,38	1,40	1,32	1,34	Mt = 1,36			
AF (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	2,05 a	19,07	1,19	68,07
	CP	-	-	-	-	-	1,94 a			
	Média	1,98	2,23	1,85	1,97	1,95	Mt = 2,00			
HUM (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	17,16 a	5,61	10,62	60,83
	CP	-	-	-	-	-	16,99 a			
	Média	17,58	16,37	17,24	17,13	17,03	Mt = 17,08			
AH/AF	SP	-	-	-	-	-	0,72 a	17,30	2,01	-64,68
	CP	-	-	-	-	-	0,69 a			
	Média	0,70	0,66	0,78	0,68	0,70	Mt = 0,71			
AH+AF (dag kg ⁻¹)	SP	-	-	-	-	-	3,46 a	12,90	3,58	-6,15
	CP	-	-	-	-	-	3,26 a			
	Média	3,36	3,61	3,25	3,29	3,29	Mt = 3,36			
(AH+AF)/HUM	SP	-	-	-	-	-	0,20 a	12,26	0,34	-41,18
	CP	-	-	-	-	-	0,19 a			
	Média	0,19	0,22	0,19	0,19	0,19	Mt = 0,20			

Nota: Para cada variável, médias seguidas da mesma letra na vertical, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Duncan; 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; Mt = Média total; A/D = Percentual de acréscimo ou decréscimo em relação ao valor de caracterização inicial (VMI).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020

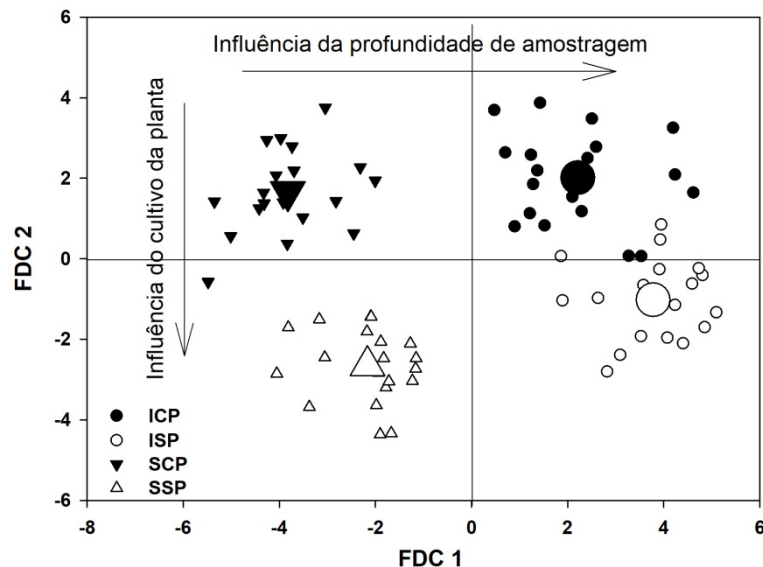
A ineficácia dos tratamentos com aeração na alteração da estabilização do LE pode ser relacionada às características do composto. O LE apresentava-se na forma de grânulos, com 79% de sua massa seca composta por partículas com diâmetro médio acima de 1 mm, o que proporcionou uma

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 freqüentes irrigações realizadas.

Os teores de C do extrato alcalino (AH+AF) do LE foram reduzidos ao final da pesquisa quando comparado ao valor inicial (TABELA 4), evidenciando a mudança de proporção da C para a fração humina, como consequência do processo de humificação da MOS (decomposição) presente no lodo. Estas alterações nas frações solúveis somadas ao aumento da HUM proporcionou 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.

Figura 3 – Relação entre a primeira e segunda função discriminante canônica (FDC 1 e FDC 2) sobre os coeficientes canônicos padronizados (CCP), 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. Pontos de amostragem do lodo de esgoto: ICP – cada inferior com planta; ISP – camada inferior sem planta; SCP – camada superior com planta; SSP – camada superior sem planta



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

A aplicação do teste estatístico multivariado Wilks Lambda revelou diferenças significativas nos atributos entre a camada superior e inferior do LE ($p < 0,0001$), conforme representação gráfica da figura 3. Analisando o gráfico de dispersão canônica padronizada das funções discriminantes 1 e 2 (FDC1 e FDC2) percebemos que houve diferenças significativas das características do LE, influenciadas pela profundidade de amostragem e pela presença ou não de cultivo com *P. purpureum* (Tabela 5).

Tabela 5 – Valores médios dos coeficientes canônicos padronizados (CCP) para a função canônica discriminante 1 (FDC1), referente às análises dos atributos do lodo de esgoto na presença e ausência de cultivo com *P. purpureum* e com diferentes períodos de aeração (0, 14, 28, 42 e 60 dias)

Coleta	Autovalores médios para o Fator 1
ISP	3,7820a
ICP	2,2141b
SSP	-2,1704c
SCP	-3,8257d

Nota: Pontos de amostragem do lodo de esgoto: ISP – camada inferior sem planta, ICP – cada inferior com planta, SSP – camada superior sem planta, SCP – camada superior com planta. R = 91,15%.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

A contribuição das variáveis para a identificação dessas diferenças é expressa pelos coeficientes da taxa de discriminação paralela (TDP), que resulta do produto entre os coeficientes canônicos padronizados (CCP) e de correlação (r). Segundo Baretta, Baretta e CARDOSO (2008) os valores r refletem informações univariadas e mostram a contribuição individual de cada atributo, e o TDP mostra valores relativos à contribuição conjunta de r e CCP para a distinção das áreas ($TDP = r \times CCP$). No entanto, estudos recentes indicam que o TDP é mais recomendado quando se deseja discriminar áreas.

Dessa forma, os elementos C, N, Ca e K apresentaram maiores valores de TDP, indicando sua maior contribuição para distinção das características do LE em relação a profundidade de amostragem (Tabela 6). A distribuição distinta indica dissimilaridades entre a realização do cultivo ou não em LE e a profundidade de amostragem, corroborando os resultados das análises univariadas, os quais revelaram aumento dos teores de N, Ca e minerais solúveis proporcionados pelo cultivo em LE com o *P. purpureum*. Isto indica intensificação do processo de decomposição e movimentação dos minerais solúveis para as camadas inferiores do substrato, sendo importante, caso haja produção de chorume, a aplicação dessa solução na superfície do substrato.

Tabela 6 – Valores de coeficiente de correlação canônica (*r*), coeficiente canônico padronizado (CCP) e coeficiente da taxa de discriminação paralela (TDP) referentes aos atributos químicos, dentro da primeira e segunda função discriminante canônica (FDC1 e FDC2), nos sistemas de cultivo CP e SP, nas camadas superior e inferior

Atributo	CCP	r	TDP	Atributo	CCP	r	TDP
pH-CaCl ₂	-0.5858	-0.1260	0.0738	K	1.2231	0.2404	0.2940
pH-H ₂ O	0.1919	-0.1350	-0.0259	Na	-1.2661	-0.0260	0.0330
C	7.5142	0.0710	0.5335	Fe	-0.3453	0.0506	-0.0175
N	-5.5190	-0.0679	0.3749	Cr	-0.3743	-0.0794	0.0297
CN	-4.8357	0.1727	-0.8352	Cu	0.2082	-0.0374	-0.0078
RMS	0.0131	0.2522	0.0033	Mn	-0.0898	0.0873	-0.0078
RMI	0.5118	-0.0939	-0.0481	Zn	1.0850	0.0699	0.0758
RMT	-0.0091	0.0572	-0.0005	Ni	-0.3289	0.0161	-0.0053
S	-0.2697	0.1359	-0.0366	Pb	0.2148	0.2007	0.0431
P	-0.1316	0.0290	-0.0038	AF	0.1286	0.0020	0.0003
CTC	0.2135	-0.1171	-0.0250	AH	-0.1017	-0.0314	0.0032
CTC/C	-0.3112	-0.1951	0.0607	HUM	-0.0564	-0.2285	0.0129
CE	-0.1336	0.1671	-0.0223	AH/AF	0.1402	0.0038	0.0005
Ca	0.9912	0.3165	0.3137	AH+AF	-0.8671	-0.0732	0.0635
Mg	0.4272	0.1207	0.0516	AH+AF/HUM	0.8423	0.0811	0.0683

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

4.1 Conclusões

- A realização de cultivo de *Pennisetum purpureum* em lodo de esgoto aumenta os teores totais de N, Ca, S, Na e resíduos minerais solúveis, bem como, a condutividade elétrica da solução, indicando maior taxa de decomposição desse resíduo.
- A realização de cultivo de *Pennisetum purpureum* em lodo de esgoto diminui os teores de Fe e Pb, reduzindo o risco de toxidez desses elementos.
- A injeção de ar no lodo de esgoto não tem influência na decomposição da matéria orgânica.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro para a realização dessa pesquisa.

Referências Bibliográficas

- ALCARDE, J. C. **Manual de Análise de Fertilizantes**. Piracicaba: FEALQ. 2009. 259p.
- 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. 339p.

AI-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**, 8, 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. de S.; VIANI, R. A. G.; SOUZA, C. F. Viabilidade da aplicação de composto de lodo de esgoto no cultivo inicial de eucalipto. **Revista Ciência, Tecnologia e Ambiente**, v.4, n.1, p.72-78, 2016.

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 do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 375. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, n. 167, p.141-146, 30 ago 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Sistema Integrado de Legislação: Normativa**. MAPA. Instrução Normativa SDA/MAPA 07/2020.

CARDOSO, P. H. S. **Produção de adubo orgânico a partir de lodo de esgoto cultivado com *Pennisetum purpureum* e *Urochloa brizantha*, na presença e ausência de aeração, e compostado**. 2018. 97 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, 2018.

CARVALHAIS, L. C.; 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, n. November 2017, p. 143–156, 2018.

COSTA, M. S. S. de M.; COSTA, L. A. de M.; PELÁ, A.; SILVA, C. J. da; 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. de O.; CARVALHO, N. L. C.; BRUM, T. da S.; REZENDE, M. O. de 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 NH₄⁺ and K⁺ availability in the rhizosphere. **Plant and Soil**, v. 414, n. 1–2, p. 33–51, 2017.

GONÇALVES JR., A. C.; YOSHIHARA, M. M.; CARVALHO, E. A. de; STREY, L.; MORAES, A. J. de. 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.

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.

HAMZA, M.A.; AYLMORE, L.A.G. Soil solute concentration and water uptake by single lupin and radish plant roots. **Plant and soil**, v. 145, p. 187–196, 1992.

HENTZ, P.; 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, 2014.

IGNATOWICZ, K. The impact of sewage sludge treatment on the content of selected heavy metals and their fractions. **Environmental Research**, v. 156, n. February, 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.; LOOSDRECHT, M. VAN; WILFERT, P. Effect of Iron on Phosphate Recovery from Sewage Sludge nroduction: The Role of Iron in Sewage Treatment. 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, n. August 2017, 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 Ciencia do Solo, v.39, n.6, p.1681-1689, 2015.

MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants. 3. ed., London: Elsevier, 2012. 643p.

MATOS, A. T. de; 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 de; ACCIOLY, A. M de A.; NASCIMENTO, C. W. A. do; SANTOS, C. L. R. dos; 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: Ed. 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, S47-S53, 2009.

RAIJ, B. Van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (ed.). **Recomendacoes de adubacao e calagem para o estado de Sao Paulo**. Campinas: Instituto Agronomico, 1985. 107p. (IAC. Boletim Tecnico, 100).

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.

SARZI, I.; VILLAS, R. L.; RIBEIRO, M. **Chemical composition and morphological aspects of *Tabebuia chrysotricha* (Standl .) seedlings produced in different substrate and fertirrigation 's solutions**. p. 53–62, 2008.

SCHOSSLER, T. R.; MACHADO, D. M.; ZUFFO, A. M.; ANDRADE, F. R. de; 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. de. Nutrientes em compostos orgânicos de resíduos vegetais e dejetos de suínos. **Scientia Agricola**, v.57, n.1, p.185-189, 2000.

SILVA, V. M. da; RIBEIRO, P. H.; TEIXEIRA, A. F. R.; SOUZA, J. L. de. 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. de; CARMELLO, Q. A. de 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. dos; RASCHE, J. W. A.; BRUNETTO, G.; MALLMANN, F. J. K.; PICCIN, 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.

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.

5 CAPÍTULO 3 – ARTIGO II

5.1 Fitorremediação de HPAs em lodo de esgoto cultivado com *Pennisetum purpureum* e aeração mecânica

Este artigo foi elaborado conforme as normas da revista Environmental Technology and Innovation.

Resumo

O lodo de esgoto (LE) é um resíduo organomineral rico em nutrientes que possui propriedades condicionantes do solo e pode conter substâncias orgânicas tóxicas, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), considerados mutagênicos e, ou carcinogênicos. A fitorremediação e a aeração na etapa de estabilização do LE podem reduzir os teores desses contaminantes a teores aceitáveis. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar os teores de HPAs em lodo de esgoto após o cultivo de *Pennisetum purpureum* com diferentes períodos de aeração. O estudo foi realizado no delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições, e distribuídos no esquema fatorial 2 x 5, correspondendo a presença ou não de cultivo de *Pennisetum purpureum* em lodo de esgoto com densidade de plantio de 50 plantas por m², combinado com cinco períodos de aeração intermitente por 30 minutos: 0; 14; 28; 42 e 60 dias, com vazão de ar de 1.059 dm³ h⁻¹ kg⁻¹ de sólidos voláteis. Após a realização de análises químicas cromatográficas foram encontrados no LE os HPAs: naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI) e indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) em duas profundidades do substrato de lodo de esgoto utilizado no experimento. Na ausência de aeração forçada no LE, o cultivo de *P. purpureum* propiciou redução nos teores de HPAs, em comparação ao LE não cultivado. Na presença de aeração o LE não cultivado teve maior eficácia na redução dos teores de HPAs com o tempo de aeração variando de 15 a 26 dias.

Palavras-chaves: Biossólido, Fertilizante orgânico, Reciclagem de resíduos, Biorremediação de lodo de esgoto, Substâncias orgânicas tóxicas.

Phytoremediation of PAHs in sewage sludge cultivated with *Pennisetum purpureum* and mechanical aeration

Abstract

Sewage sludge (SS) is an organomineral residue rich in nutrients that has soil conditioning properties and may contain toxic organic substances, such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), considered mutagenic and, or carcinogenic. Phytoremediation and aeration in the SS stabilization stage can reduce the levels of these contaminants to acceptable levels. Thus, the present study aimed to evaluate the levels of PAHs in sewage sludge after the cultivation of *Pennisetum purpureum* with different periods of aeration. The study was carried out in a randomized block design, with four replications, and distributed in a 2 x 5 factorial scheme, corresponding to the presence or absence of *Pennisetum purpureum* cultivation

in sewage sludge with planting density of 50 plants per m², combined with five intermittent aeration periods for 30 minutes: 0; 14; 28; 42 and 60 days, with an air flow of 1,059 dm³ h⁻¹ kg⁻¹ of volatile solids. After performing chromatographic chemical analyzes, PAHs were found in SS: naphthalene (NAF), phenanthrene (FEN), fluoranthene (FLUO), pyrene (PIR), benzo(a)anthracene (BaA), chrysene (CRI) and indene(1,2,3-cd)pyrene (IND) at two depths of the sewage sludge substrate used in the experiment. In the absence of forced aeration in the SS, the cultivation of *P. purpureum* led to a reduction in the levels of PAHs, compared to the uncultivated SS. In the presence of aeration, uncultivated SS was more effective in reducing the levels of PAHs with the aeration time varying from 15 to 26 days.

Keywords: Biosolid, organic fertilizer, waste recycling, sewage sludge, bioremediation, toxic organic substances

1. Introdução

A utilização do lodo de esgoto na agricultura é considerada alternativa sustentável para ciclagem de resíduos urbanos, pois é rico em nutrientes e possui atributos químicos, físicos e biológicos favoráveis ao solo, apresentando vantagens ambientais e econômicas para uso como fertilizante agrícola. Entretanto, a presença de compostos orgânicos considerados tóxicos, no lodo, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) podem causar efeitos deletérios no meio ambiente e seres vivos.

A poluição com HPAs ocorre a partir de combustões incompletas de material orgânico, carvão, óleo, petróleo e madeira, sendo muitos deles considerados tóxicos, mutagênicos e, ou, com propriedades carcinogênicas. Devido a sua solubilidade em lipídeos, eles são rapidamente absorvidos no aparelho digestório de mamíferos e distribuídos para uma variedade de tecidos com tendência de se alocaem no tecido adiposo (ABDEL-SHAFY e MANSOUR, 2016).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos estabelece como prioridade para inspeção de 16 HPAs, sendo eles, naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(k)fluoranteno, benzo(b)fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(g,h,i)perileno, dibenzo(a,h)antraceno e indeno(1,2,3-cd)pireno (ZELINKOVA e WENZL, 2015). As áreas urbanas são consideráveis fontes desses compostos em razão da queima de combustíveis domésticos, emissões industriais, exaustores de carros, dentre outros. Em consequência disso, as águas residuais levam quantidades consideráveis desses poluentes para as redes de esgoto (PENA *et al.*, 2008).

Em razão da alta afinidade com o carbono orgânico e do caráter hidrofóbico, os HPAs são encontrados geralmente associados aos sedimentos ou partículas em suspensão nas águas, que são conduzidas às Estações de Tratamento de Esgotos para depuração (VINÃS *et al.*, 2009; FERRIZZI, 2011). No processo de tratamento é gerado um subproduto, o lodo de esgoto, resíduo que traz consigo toda a contaminação vindo de áreas urbanas, industriais e agrícolas, que podem ser metais tóxicos, vírus, bactérias e helmintos, além de contaminantes orgânicos persistentes, dentre eles os HPAs (PASSUELLO *et al.*, 2012). Esse lodo de esgoto é rico em nutrientes e possui atributos químicos, físicos e biológicos favoráveis ao solo, apresentando vantagens ambientais e econômicas para uso como fertilizante agrícola. Seu emprego na agricultura, entretanto, tem que ser executado dentro de normas e

regulamentações prévias, como as da Resolução CONAMA nº 498/2020 (BRASIL, 2020a), com o intuito de aproveitá-lo de maneira eficaz, sem causar efeitos deletérios no meio ambiente.

A fitorremediação é um processo de descontaminação de solos pelo uso de plantas, onde elas atuam na extração, imobilização e, ou, volatilização de poluentes (MARQUES; AGUIAR; SILVA, 2011). Neste sentido, o cultivo de plantas em lodo de esgoto, com o intuito de produzir exsudatos radiculares e estimular a atividade biológica, pode intensificar a decomposição de substâncias orgânicas tóxicas, tornando-o um adubo mais adequado para utilização como fertilizante e condicionador de solos, de forma a não representar impacto ao ambiente e às cultivares (ALVARENGA *et al.*, 2017; CARDOSO *et al.*, 2018). Contudo, para que a fitorremediação tenha a eficiência esperada, é necessária a utilização de plantas com rápido crescimento, produção elevada de biomassa da parte aérea e radicular, de fácil colheita e, particularmente tolerante a acumulação de contaminantes (HE *et al.*, 2005).

O *Pennisetum purpureum* é uma gramínea conhecida popularmente como capim-elefante, de origem africana, apresentando boa adaptabilidade às condições edafoclimáticas brasileiras. É uma monocotiledônea de ciclo vegetativo perene, pertencente ao grupo da Família *Poaceae*, com raiz fasciculada e crescimento livre e ereto da parte aérea até 6 metros de altura (GONÇALEZ, 1985). Pode ser usado como forragem, *in natura* para pastejo e para fenação, agregando valor como biomassa na geração de energia e como descontaminante ambiental (SARAIVA e KONIG, 2013; ALVARENGA *et al.*, 2017).

Outro fator que contribui para a mineralização do substrato é a aeração do mesmo e para que a decomposição ocorra de maneira satisfatória, o fornecimento de oxigênio é importante para atender as demandas microbiológicas e pode representar, através da aeração forçada, o sucesso da compostagem (DIAZ *et al.*, 2002, GUO *et al.*, 2012). A insuficiência da aeração pode condicionar a anaerobiose, enquanto que seu excesso pode aumentar os custos e retardar o processo de compostagem por meio de perdas de calor, água e amônia, as taxas ideais, no entanto, dependerá da composição das matérias-primas e dos métodos de ventilação (GUO *et al.*, 2012).

Diante do exposto, esse trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos da fitorremediação de HPAs no lodo de esgoto cultivado com *Pennisetum purpureum* sob diferentes períodos de aeração.

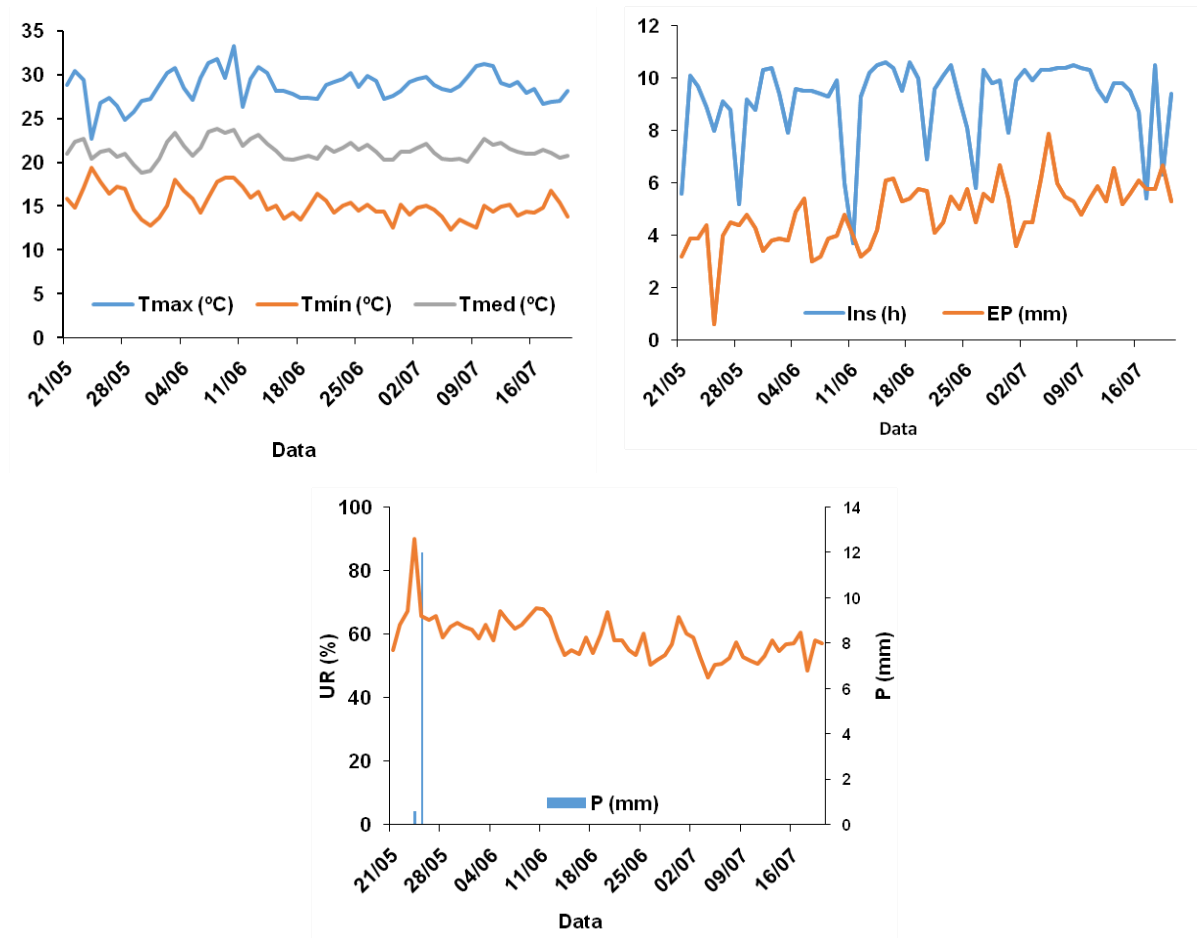
2. Material e Métodos

2.1 Local do experimento

O estudo foi implementado na fazenda experimental Professor Hamilton de Abreu Navarro, no Instituto de Ciências Agrárias - ICA/UFMG, localizado em Montes Claros – MG, nas coordenadas geográficas 16°40'58.3"S e 43°50'25.3"W (Latitude -16.682872°, Longitude -43.840346°), período de 21/05 a 20/07/2018.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima é do tipo Aw, tropical de savana, com chuvas registradas no verão e inverno seco, sendo que, no período da pesquisa, foram obtidos os registros climáticos apresentados na Figura 1.

Figura 1 – Dados de temperaturas máxima (Tmax), mínima (Tmin) e média (Tmed), insolação (Ins), evaporação de piche (EP), precipitação pluviométrica (P) e umidade relativa (UR) do local do experimento no período de 21/05 a 20/07/2018



Fonte: INMET, 2018.

2.2. Delineamento experimental

O experimento foi conduzido em condições de campo no delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições, em esquema fatorial 2×5 , com os tratamentos correspondendo a presença ou ausência de cultivo com cultivo de *Pennisetum purpureum* e cinco períodos de aeração do substrato (0; 14; 28; 48 e 60 dias de aeração). As parcelas experimentais foram constituídas de sacos do tipo polipropileno de 75 L, com 60cm de altura por 40 cm de largura, revestidas com polietileno para evitar perdas laterais de água. Os sacos foram preenchidos com 42 kg(60 L)de lodo de esgoto (LE) proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE-Vieira) da cidade de Montes Claros – MG. O Experimento contou ao todo com 40 unidades experimentais.

2.3. Lodo de esgoto

O LE da ETE-Vieira foi gerado por meio de reatores anaeróbios do tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), os quais tratam o esgoto por biofiltros e por ação bacteriana, com posterior

centrifugação e secagem a 350 °C por 30 minutos, resultando numa massa granular na forma de *pellet* de cor negra, com as seguintes características físicas: densidade aparente de 0,70 g cm⁻³, densidade de partícula de 1,89 g cm⁻³, porosidade total de 63% e distribuição de tamanho de partículas de 1,3% > 4 mm, 23,9% > 2 mm, 54,2% > 1 mm, 15,3% > 0,5 mm, 3,6% > 0,25 mm, 1,0% > 0,1 mm, 0,13% > 0,53 mm e 0,57% ≤ 0,53 mm.

2.4. Sistema de plantio de *Pennisetum purpureum*

O meio de propagação vegetativa do *P. purpureum* foi por estaquia. Assim, plantas com seis meses de idade foram cortadas e retirados toletes com 15 cm, reservando-se uma única gema em cada. Após o preenchimento dos sacos com o LE, foram plantados seis toletes em cada parcela e mantidos sobre monitoramento constante, a fim de atender as necessidades de água e de controle de pragas. No início da implementação do experimento, cerca de 30 dias, ocorreram três irrigações diárias com o intuito de evitar o estresse hídrico, possibilitando um maior e mais rápido desenvolvimento das estacas (Alvarenga *et al.*, 2017), sendo a umidade constantemente mantida próxima a capacidade de campo (tensões hídricas variando de -33 a -100 kPa) e monitorada com sonda TDR (Reflectometria no Domínio do Tempo).

2.5. Processo de aeração

Para a aeração das parcelas foram usados dois motores de 1,8 cavalos com 3.500 rpm, 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 ligados a registros de esferas externas para o controle da aeração, na dimensão de 50 cm com 8 furos de 10 mm de diâmetro espaçados de 8 cm, dispostos no fundo das parcelas experimentais e cobertos por uma tela de sombrite para evitar o entupimento dos furos. As unidades experimentais com aeração receberam, de modo intermitente (30 minutos ligado/desligado), vazão de ar de 1.059 dm³ h⁻¹ kg⁻¹ de sólidos voláteis (percentagem de sólidos voláteis de 29,14%). Essa vazão foi regulada com o auxílio de anemômetro, a cada 14 dias, com registro de esfera.

2.6. Coleta e análises das amostras

Ao final de 60 dias da montagem do estudo foram coletadas amostras de lodo de esgoto contido no saco de polipropileno na altura de 37,5 cm a partir do nível do solo (camada superior) e 12,5 cm a partir do nível do solo (camada inferior). As amostras foram armazenadas em frascos de vidro e conservados em geladeira a 4 °C até o momento das análises de HPAs, segundo metodologias de Santos *et al.* (2017).

2.7. Extração dos HPAs e condições Cromatográficas

A extração utilizada é denominada de extração sólido-líquido com purificação em baixa temperatura (ESL-PBT), otimizada por Santos *et al.* (2017), por meio do seguinte procedimento:

pesaram-se 4,00 g de lodo de esgoto em vial de preparo de 22 mL e, em seguida, adicionou-se 4 mL de solução salina com 0,1 g de NaCl e pH 11, ajustado com solução de NaOH₂ mol L⁻¹; 7 mL de acetonitrila e 1 mL de acetato de etila, ambos os graus UV-HPLC. Posteriormente, homogeneizou-se a mistura em vórtex por 5 min e, então, foi levada para congelador a -4 °C por 1 h. Após esse período, retirou-se uma alíquota de 2mL da fase orgânica sobrenadante e adicionou-a em tubo falcon 15 mL, contendo 375 mg de Na₂SO₄ e 65 mg de sílica 230-400 mesh.

O sistema foi homogeneizado em vórtex por 1 min e centrifugado a 4.000 rpm por 10 min. Retirou-se uma alíquota de 1 mL do sobrenadante e adicionou-se em vial de injeção de 2 mL para posterior injeção em CG-EM. As análises cromatográficas foram realizadas em cromatógrafo a gás da Agilent Technologies (GC 7890A), acoplado a um detector espectrômetro de massas (MS 5975C) e coluna capilar DB-5 MS (Agilent Technologies). O volume da amostra injetado foi de 1µL no modo de injeção com divisão de fluxo (split) a uma razão de 1:5, utilizando um injetor CombiPAL e liner com lã, mantidos a 320 °C.

A coluna possui fase estacionária de 5% fenil e 95% metilpolisiloxano (30 m de comprimento x 250 µm de diâmetro interno x 0,25 µm de espessura do filme interno). O gás hélio 6.0 (99,9999% de pureza) foi utilizado como gás de arraste a uma taxa de 2,0 mL min⁻¹. A programação da temperatura do forno foi de: 100 °C durante 1,0 min; 10 °C min⁻¹ até 200 °C; 7 °C min⁻¹ até 250 °C durante 5,86 min; 20 °C min⁻¹ até 300 °C durante 3,5 min, totalizando 30 min de corrida por amostra. O espectrômetro de massas foi operado com ionização por impacto de elétrons a 70 eV, com a interface mantida a 280 °C e a fonte de íons a 230 °C.

O controle do instrumento e a aquisição de dados foram feitos com o software ChemStation (E.02.02.1431 copyright © 1989-2011) da Agilent Technology. As análises foram realizadas no modo monitoramento de íons seletivo (MIS) e os íons utilizados para os HPAs quantificados, com tempo de retenção entre parênteses foram: naftaleno (NAF) (127,1; 128,1; 129,1 - 4,02 min), fenantreno (FEN) (176,1; 178,1; 179,1 - 10,92 min); fluoranteno (FLUO) (13,90 min) e pireno (PIR) (200,1; 202,1; 203,1 - 14,50 min); benzo(a)antraceno (BaA) (18,22 min) e criseno (CRI) (226,1; 228,1; 229,1 - 18,29 min) e indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) (274,1; 276,1; 277,1 - 27,60 min).

Os padrões analíticos dos HPAs naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(k)fluoranteno, benzo(b)fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(g,h,i)perileno, dibenzo(a,h)antraceno e indeno(1,2,3-cd)pireno foram obtidos da Sigma-Aldrich. A partir dos padrões de cada HPA, foi preparada solução estoque de 500 mg L⁻¹, da qual foi preparada solução de trabalho contendo os 16 HPAs na concentração de 25 mg L⁻¹ em acetonitrila. Essa solução foi utilizada para preparo da curva analítica e os pontos da curva corresponderam entre 1 a 60 µg L⁻¹.

2.8. Análise estatística dos dados

Os dados obtidos foram submetidos a análise de variância, com as médias dos tratamentos qualitativos comparadas à 5% de probabilidade pelo teste de Tukey e as médias quantitativas ajustadas por meio de modelos de regressão com os coeficientes testados até 10% de probabilidade pelo teste t. Para a comparação entre as camadas de substrato foi aplicado o teste t a 5% de probabilidade.

3. Resultados

3.1. Caracterização de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) no lodo de esgoto (LE)

Os teores de HPAs encontrados no LE utilizado no experimento e suas relações com as concentrações permitidas para os solos agrícolas, de acordo com a legislação brasileira e internacional, encontram-se na tabela 1. Os teores de HPAs encontrados no LE ficaram abaixo daqueles estabelecidos como limitante de concentração máxima permitida para utilização na agricultura no Brasil (Tabela 1).

Tabela 1 – Concentração no lodo de esgoto (LE) inicial dos compostos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs): naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e Somatório desses compostos (Σ HPAs)

HPAs	NAF	FEN	FLUO	PIR	BaA	CRI	IND	Σ HPAs
	----- $\mu\text{g kg}^{-1}$ -----							
LE	11,27	95,21	36,27	76,62	8,69	72,48	13,30	313,84
RP	3,60	30,30	11,60	24,40	2,80	23,10	4,20	-
CM	120*	3.300*	10.000**	10.000**	25*	8.100*	31*	6.000***

Nota: RP = Relação percentual de cada composto com o somatório de HPAs; * = Concentração máxima permitida pela Resolução CONAMA nº 420 em solos agrícolas (BRASIL, 2009); ** = Concentração máxima permitida pelo Ministério do Meio Ambiente de Quebec em solos agrícolas (Ministère de l'Environnement du Québec, 1988); *** = Concentração máxima do somatório de 11 HPAs permitida em LE para ser aplicado na agricultura (CEC, 2000, 2010).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

3.2. Teores de HPAs na camada superior do substrato de LE

3.2.1. Resultados estatísticos da análise de variância

Os teores de HPAs (NAF, FEN, FLUO, PIR, BaA, CRI, IND) no LE e seu somatório (Σ HPAs) foram influenciados ($p < 0,05$) pela interação entre ausência e presença de cultivo em lodo de esgoto com *Pennisetum purpureum* e tempo de aeração (0; 14; 28; 42 e 60 dias), na camada superior do substrato (Tabela 2).

Tabela 2 – Teores de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e do somatório desses compostos (Σ HPAs) na camada superior do substrato de lodo de esgoto em diferentes tempos de aeração e na presença (CP) e ausência (SP) de cultivo de *P. purpureum*, após 60 dias de experimentação

Variável ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Cultivo	Tempo de aeração (dia)					CV (%)
		0	14	28	42	60	
NAF	SP	5,43a	5,39a	4,72b	5,41a	5,80a	10,29
	CP	3,98b	6,07a	5,60a	5,65a	3,20b	
FEN	SP	31,26a	16,71a	17,21a	14,25b	20,28a	18,04
	CP	20,32b	21,08a	18,32a	20,74a	20,51a	
FLUO	SP	28,38a	15,39b	17,34a	15,01b	16,95a	20,16
	CP	19,58b	25,08a	21,80a	26,97a	17,93a	
PIR	SP	65,10a	40,12b	40,89a	43,70a	41,04a	12,85
	CP	38,60b	52,04a	39,49a	48,90a	36,33a	
BaA	SP	5,84a	4,64a	4,83a	4,99a	4,13a	6,88
	CP	4,68b	4,80a	4,02b	5,20a	4,15a	
CRI	SP	40,52a	32,37a	28,28a	28,84b	28,80a	13,00
	CP	27,59b	34,20a	26,25a	34,82a	19,96b	
IND	SP	5,78a	4,56a	4,61a	5,94a	5,37a	18,52
	CP	3,76b	5,45a	4,21a	3,89b	3,63b	
Σ HPAs	SP	182,31a	119,17b	117,87a	118,14b	122,37a	9,97
	CP	118,51b	148,73a	119,69a	146,16a	105,72a	

Nota: Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de tukey.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

3.2.2. Efeito do desdobramento para ausência e presença de cultivo com *P. purpureum* em cada tempo de aeração nos teores de HPAs.

Os teores de HPAs foram reduzidos no LE cultivado com *P. purpureum* sem aeração, em comparação ao tratamento não cultivado (Tabela 2). Tal fato foi também observado para os teores de BaA aos 28 dias de aeração e NAF, CRI e IND, aos 60 dias. Por outro lado, para os teores de FEN, FLUO, PIR e Σ HPAs, as maiores reduções ocorreram para o LE não cultivado, em comparação ao LE cultivado, nos tempos de 14 e 42 dias de aeração (Tabela 2).

3.2.3. Efeito do desdobramento de tempo de aeração para ausência ou presença de cultivo com *P. purpureum* nos teores de HPAs

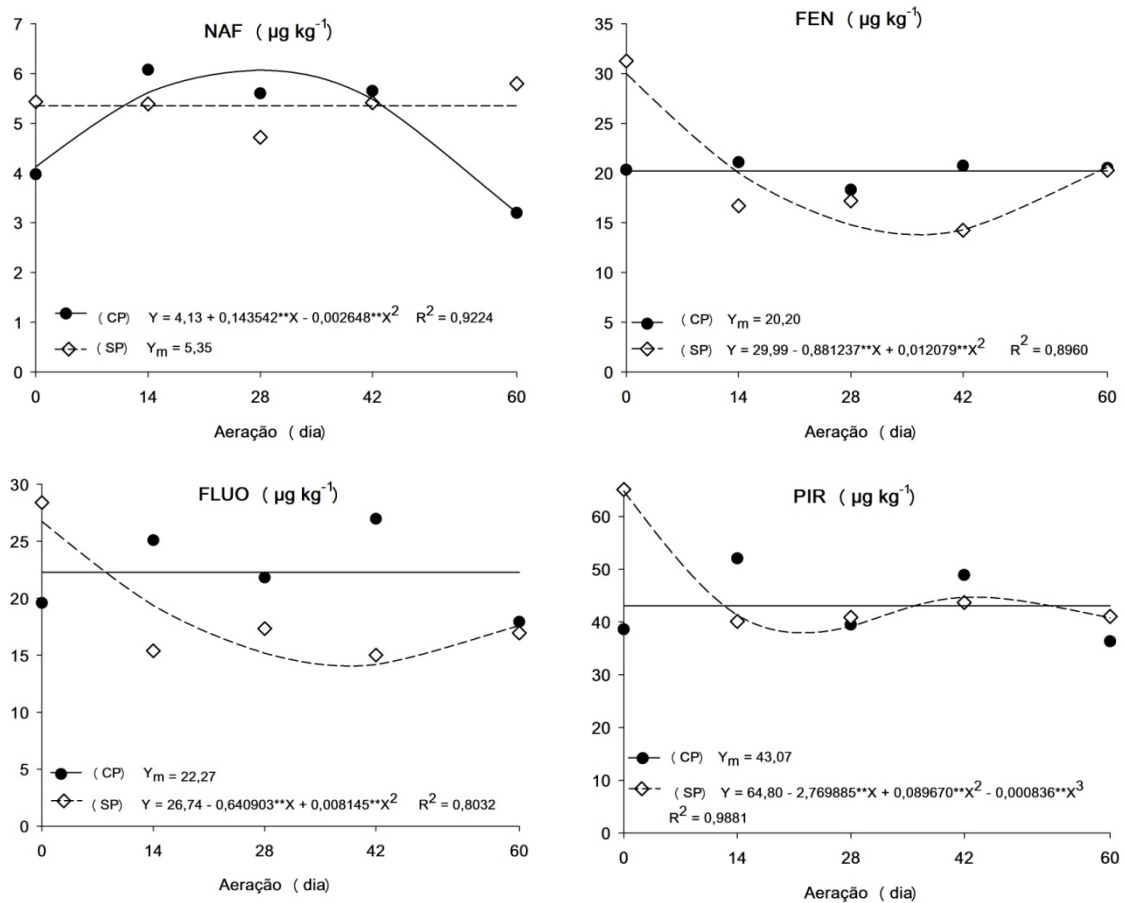
Os teores de NAF e IND no LE sem o cultivo da planta não foram influenciados pelo tempo de aeração, sendo os valores médios respectivos de $5,35 \mu\text{g kg}^{-1}$ e $5,25 \mu\text{g kg}^{-1}$ (Figura 2). Todavia, no LE cultivado, os teores de NAF aumentaram com o tempo de aeração, até atingir o teor máximo de $6,08 \mu\text{g kg}^{-1}$, aos 28 dias de aeração e menor valor aos 60 dias de aeração $3,21 \mu\text{g kg}^{-1}$, redução de 22%, em comparação ao início do estudo (tempo zero), de 40% quando comparado ao teor médio do LE não cultivado e de 72% em relação ao teor inicial no LE.

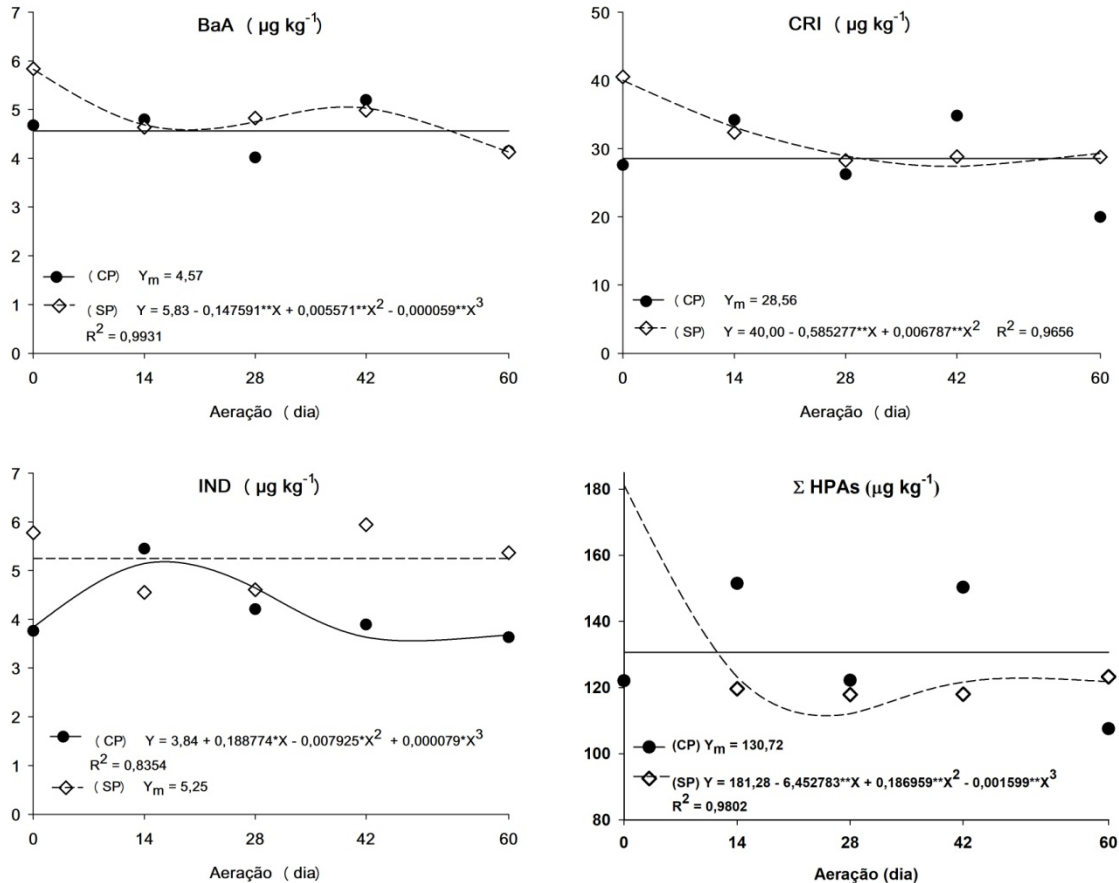
Para IND houve decréscimos nos seus teores, até os 51 dias de aeração, com média $3,33 \mu\text{g kg}^{-1}$, correspondendo ao decréscimo de 13% em relação ao tempo zero, de 37% em relação ao teor médio do LE não cultivado, e de 75% em comparação ao LE inicial. Para os teores de FEN, FLUO, PIR, BaA, CRI e Σ HPAs não houve efeito do tempo de aeração no LE cultivado, sendo os valores médios respectivos de $20,20 \mu\text{g kg}^{-1}$, $22,27 \mu\text{g kg}^{-1}$, $43,07 \mu\text{g kg}^{-1}$, $4,57 \mu\text{g kg}^{-1}$, $28,56 \mu\text{g kg}^{-1}$ e $181,28 \mu\text{g kg}^{-1}$

(Figura 2). Contudo, no LE não cultivado, houve decréscimo dos teores dessas substâncias, sendo o menor valor de FEN $13,92 \mu\text{g kg}^{-1}$, atingido aos 37 dias de aeração, de FLUO $14,13 \mu\text{g kg}^{-1}$ aos 39 dias, de PIR $38,35 \mu\text{g kg}^{-1}$ aos 23 dias, de BaA $4,29 \mu\text{g kg}^{-1}$ aos 60 dias, de CRI $27,38 \mu\text{g kg}^{-1}$ aos 43 dias e de ΣHPAs $111,79 \mu\text{g kg}^{-1}$ foi atingido aos 26 dias.

A redução percentual em relação ao tempo zero, ao teor médio do LE cultivado e ao LE inicial foram de 54%, 31% e 85% para FEN, de 47%, 37% e 61% para FLUO, de 41%, 11% e 50% para PIR, de 26%, 6% e 51% para BaA, de 32%, 4% e 63% para CRI e de 38%, 15% e 64 % para ΣHPAs .

Figura 2 – Teores de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e do somatório desses compostos (Σ HPAs) na camada superior do substrato de lodo de esgoto em diferentes tempos de aeração e na presença (CP) e ausência (SP) de cultivo de *P. purpureum*, após 60 dias de experimentação





*, ** Significativos a 5 e 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
 Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

3.3 Teores de HPAs na camada inferior do substrato de LE

3.3.1. Efeito e interação dos fatores em estudo

A análise de variância revelou que houve interação entre o tempo de aeração e a presença ou ausência de cultivo no LE, na camada inferior, para os compostos NAF, FLUO, BaA, IND e ΣHPAs (Tabela 3). Por outro lado, não houve interação para os compostos FEN, PIR e CRI.

Tabela 3 – Teores de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a) antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e do somatório desses compostos (ΣHPAs) na camada inferior do substrato de lodo de esgoto em diferentes tempos de aeração e na presença (CP) e ausência (SP) de cultivo de *P. purpureum*, após 60 dias de experimentação

Variável (µg kg ⁻¹)	Cultivo	Tempo de aeração em dias					Média	CV (%)
		0	14	28	42	60		
Camada inferior								
NAF	SP	4,55b	3,91b	3,92b	4,36a	3,56a	-	18,8
	CP	6,55a	7,48a	6,03a	4,55a	4,15a	-	
	Média	-	-	-	-	-	-	
FEN	SP	13,92	12,47	14,39	13,16	15,05	13,80b	14,36
	CP	14,95	18,83	21,75	18,59	19,11	18,65a	
	Média	14,44	15,65	18,07	15,87	17,08	-	

FLUO	SP	24,46a	12,61b	18,22b	16,37b	17,26a	-	12,03
	CP	18,94b	21,58a	24,82a	23,29a	19,98a	-	
	Média	-	-	-	-	-	-	
PIR	SP	43,80	32,76	43,03	47,00	40,87	41,49a	14,93
	CP	33,85	37,69	36,65	35,56	38,99	36,55b	
	Média	38,83	35,23	39,84	41,28	39,93	-	
BaA	SP	5,24a	3,88a	4,51a	4,53a	4,60a	-	8,03
	CP	3,47b	3,62a	3,66b	4,40a	3,54b	-	
	Média	-	-	-	-	-	-	
CRI	SP	26,58	21,95	27,84	29,51	27,08	26,59a	16,43
	CP	22,75	26,59	26,27	28,63	25,20	25,89a	
	Média	24,67	24,27	27,05	29,07	26,14	-	
IND	SP	1,71a	2,37a	2,35a	2,10a	2,43a	-	25,01
	CP	1,77a	1,42b	2,42a	2,75a	1,65b	-	
	Média	-	-	-	-	-	-	
Σ HPAs	SP	120,27a	89,94b	114,26a	117,03a	110,84a	-	9,57
	CP	102,28b	117,22a	121,60a	117,78a	112,62a	-	
	Média	-	-	-	-	-	-	

Nota: Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de tukey.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

3.3.2. Efeito do não cultivo ou cultivo com *P. purpureum* em cada tempo de aeração

Os teores de NAF foram menores no LE não cultivado, em comparação ao cultivado, aos 28 dias de aeração (Tabela 3). Para o FLUO, os menores teores ocorreram também no LE não cultivado, no período de 14 a 42 dias de aeração, enquanto, para o FEN, os menores teores ocorreram no LE não cultivado independente do tempo de aeração.

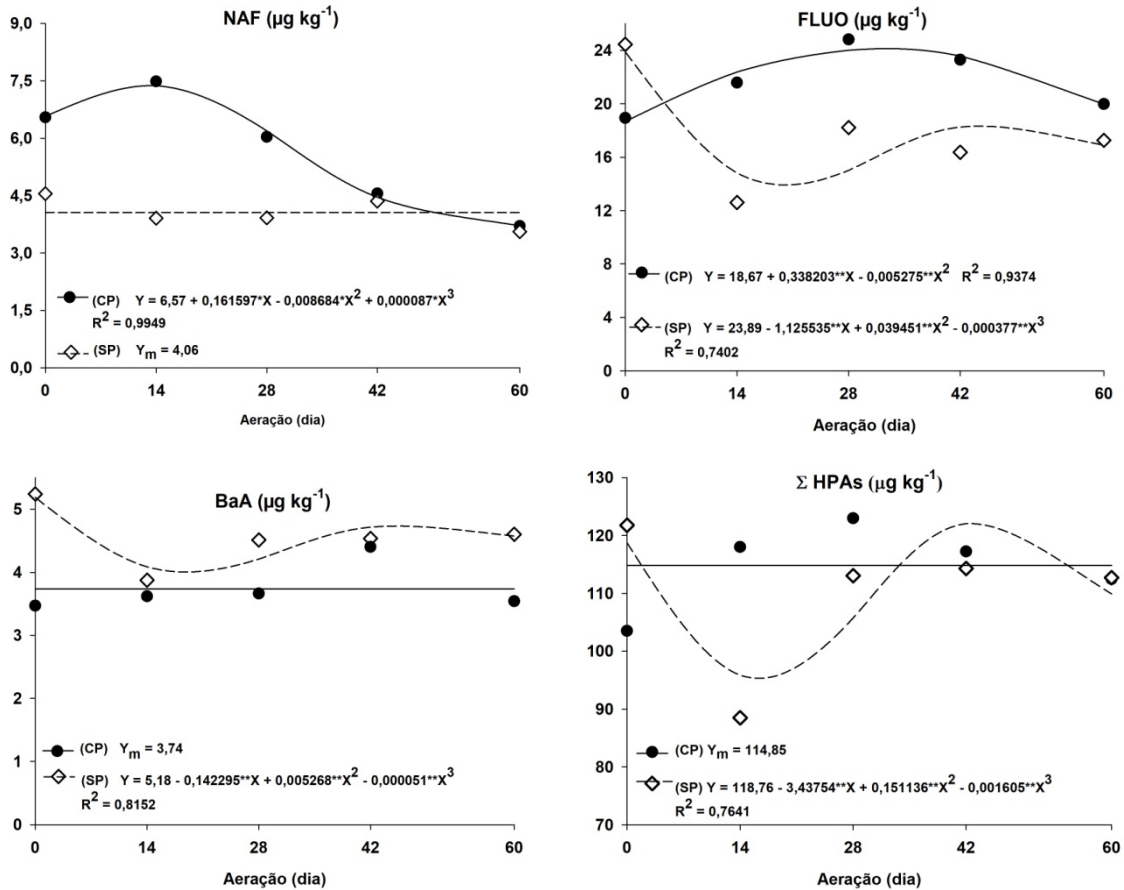
No caso do ΣHPAs, o menor teor foi verificado no LE não cultivado aos 14 dias de aeração, embora o FLUO, na ausência de aeração, também tenham apresentado os teores mais baixos no LE cultivado com a gramínea. Por outro lado, os teores de PIR, BaA e IND foram menores no LE cultivado na maior parte dos tempos de aeração, sendo que o CRI não foi influenciado pelo cultivo ou não da planta.

3.3.3. Efeito do tempo de aeração dentro do LE não cultivado e do LE cultivado com *P. purpureum*

Na camada inferior do substrato, houve ajustes de equações de regressão para os teores de NAF, FLUO e BaA em função do tempo de aeração, não havendo, porém, ajustes de modelos para os teores de FEN, PIR, CRI e IND (Figura 3).

Para os teores de NAF, verificou-se que o tempo de aeração não influenciou os teores dessa substância no LE não cultivado, sendo o valor médio de $4,06 \mu\text{g kg}^{-1}$ (Figura 3). Por outro lado, o tempo de aeração influenciou os teores de NAF no LE cultivado, sendo o teor mínimo de $3,84 \mu\text{g kg}^{-1}$ atingido aos 53 dias de aeração. Observou-se que os percentuais de decréscimos em relação ao tempo zero de aeração foi de 42%, enquanto, em relação ao teor médio do LE não cultivado e teor inicial do LE, os valores foram, respectivamente, de 5 e 66%.

Figura 3 – Teores de naftaleno (NAF), fluoranteno (FLUO), benzo(a)antraceno (BaA) e do somatório desses compostos (Σ HPAs) na camada inferior do substrato de lodo de esgoto em diferentes tempos de aeração e na presença (CP) e ausência (SP) de cultivo de *P. purpureum*, após 60 dias de experimentação



*, ** Significativos a 5 e 1% de probabilidade pelo teste t.
Fonte: elaborado pelo autor, 2020.

O teor de FLUO no LE cultivado aumentou nos tratamentos com até 32 dias de aeração, diminuindo a partir daí até os 60 dias de aeração. Para esta variável, o tempo zero de aeração foi o que promoveu o menor teor de FLUO, que foi de $18,67 \mu\text{g kg}^{-1}$, porém, muito próximo do valor obtido aos 60 dias de aeração, que foi de $19,97 \mu\text{g kg}^{-1}$, ou seja, decréscimo percentual de 7%. Com base no teor mínimo dessa substância, estima-se reduções percentuais de 49% em relação ao teor inicial no LE. No LE não cultivado, o teor mínimo de $14,14 \mu\text{g kg}^{-1}$ foi atingido aos 20 dias de aeração. Os decréscimos percentuais foram de 41% em relação ao tempo 0 de aeração e de 24 e 61%, respectivamente, em relação ao teor mínimo do LE cultivado e do LE inicial.

Em relação aos teores de BaA, observou-se que o tempo de aeração não influenciou os teores dessa substância no LE cultivado, sendo o valor médio de $3,74 \mu\text{g kg}^{-1}$ (Figura 3). Entretanto, os teores de BaA diminuíram com o incremento do tempo de aeração no LE não cultivado, atingindo o valor mínimo de $4,03 \mu\text{g kg}^{-1}$ aos 19 dias de aeração. As reduções percentuais dos teores de BaA foram de 22% em relação ao tempo 0 de aeração e de 54% em relação ao LE inicial. Neste caso, o teor mínimo

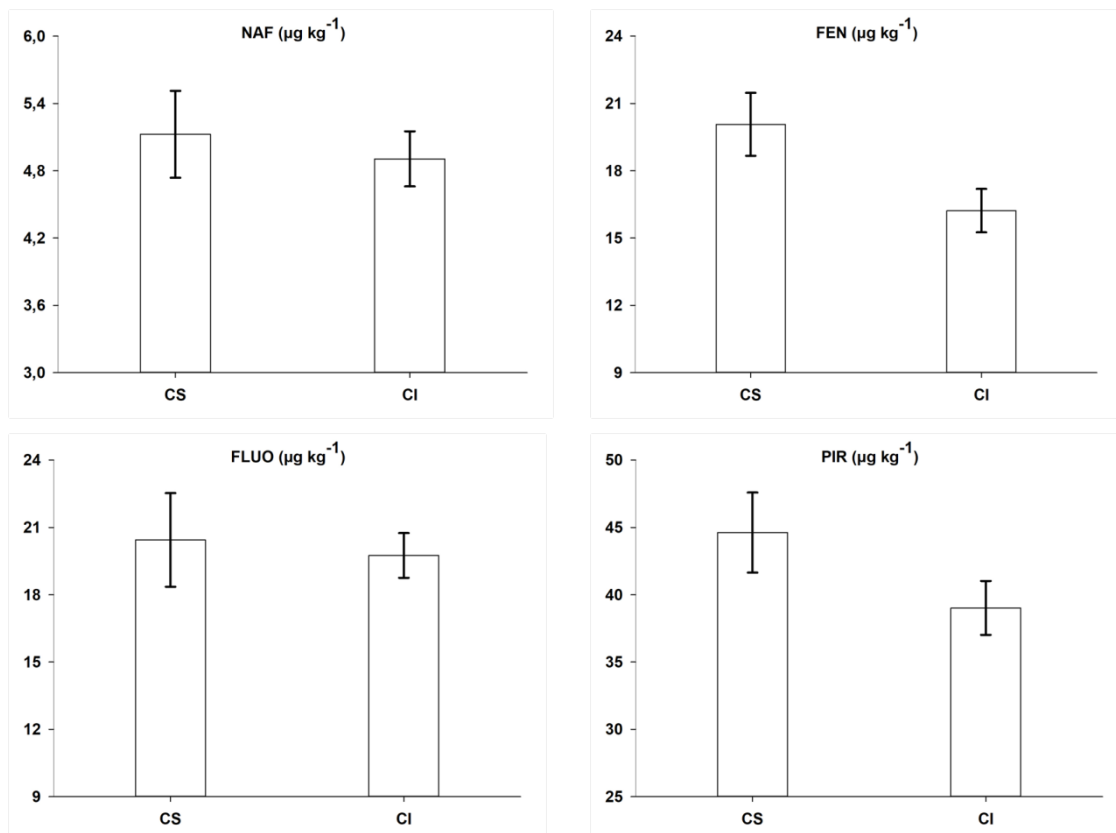
do LE não cultivado foi superior ao teor médio do LE cultivado, sendo o percentual de decréscimo deste último de 7%.

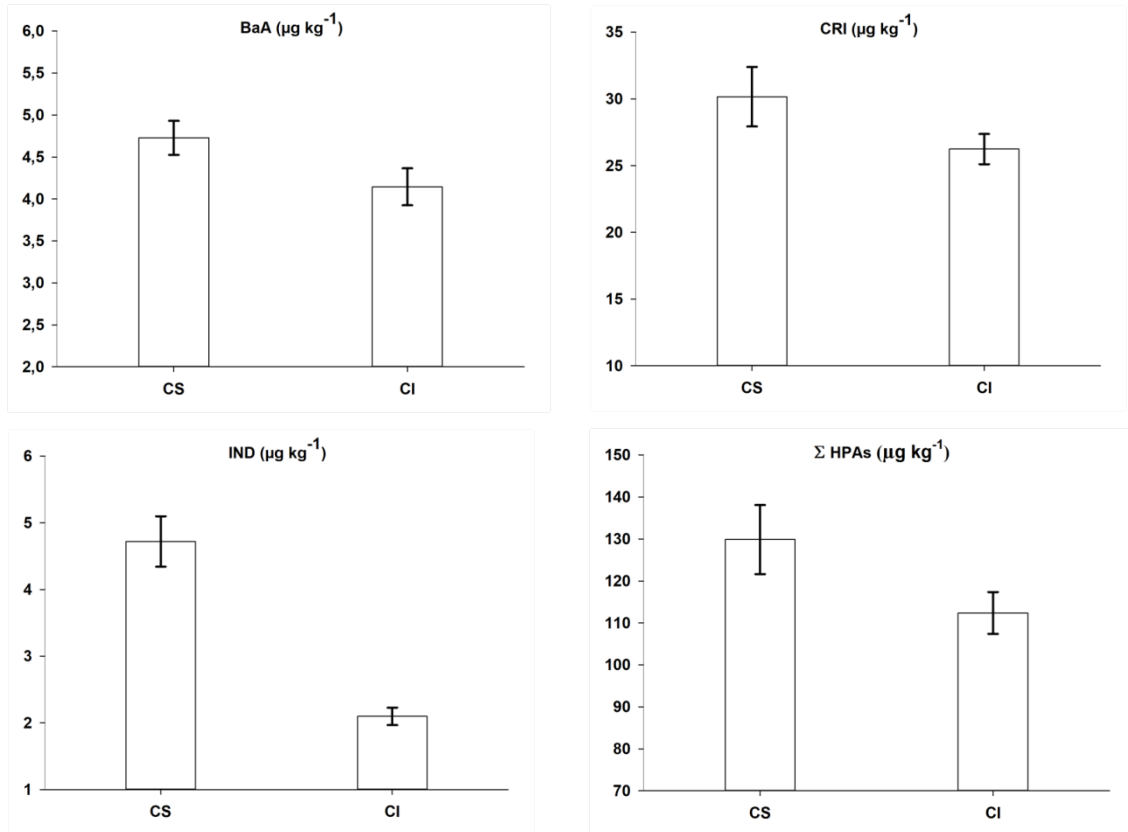
Os teores totais de HPAs no LE cultivado diminuíram com o aumento do tempo de aeração, atingindo o valor mínimo de $95,79 \mu\text{g kg}^{-1}$ aos 15 dias de aeração, voltando a se elevar em seguida (Figura 3). Os decréscimos percentuais foram de 19% em relação ao tempo 0 de aeração e de 17 e 70%, respectivamente, em relação ao teor médio do LE cultivado e do LE inicial.

3.5. Comparação entre as camadas superior e inferior de lodo para teores de HPAs

Os teores de FEN, PIR, BaA, CRI, IND e o Σ HPAs foram menores na camada inferior do substrato (Figura 4). Os decréscimos percentuais das substâncias mencionadas da camada superior para a inferior foram de: 19% para o FEN, 13% para o PIR, 12% para o BaA, 13% para o CRI, 56% para o IND e 14% para o Σ HPAs. O NAF e o FLUO apresentaram reduções percentuais de 4 e 3%, respectivamente, porém, sem diferença estatística para a camada superior do substrato de LE.

Figura 4 – Teores médios de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e somatório de todos os compostos (Σ HPAs) nas camadas superior (CS) e inferior (CI) do substrato de lodo de esgoto, após 60 dias de experimentação. Intervalo de confiança da média estimado a 5% de probabilidade pelo teste t





Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

3.6. Decréscimo relativo dos teores de HPAs no LE após a condução do estudo

Os tratamentos que promoveram os maiores decréscimos dos teores totais de HPAs em comparação aos teores totais do LE do início do estudo foram: LE cultivado sem aeração na camada superior, LE cultivado sem aeração na camada inferior, LE não cultivado com 26 dias de aeração na camada superior e LE não cultivado com 15 dias de aeração na camada inferior (Tabela 4). Evidenciando a influência da planta, aeração e camada amostral do substrato sobre a susceptibilidade de decomposição dos compostos de HPAs. Nitidamente, o FEN e o IND foram os compostos orgânicos mais susceptíveis a degradação, enquanto o FLUO, o NAF, o BaA e o PIR se destacam, conforme os tratamentos, com os mais resistentes.

Tabela 4 – Percentuais¹ e ordens de decréscimos dos teores de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e do somatório desses compostos (Σ HPAs) em relação aos tratamentos lodo de esgoto (LE) cultivado sem aeração na camada superior, LE cultivado sem aeração na camada inferior, LE não cultivado com 26 dias de aeração na camada superior e LE não cultivado com 15 dias de aeração na camada inferior, após 60 dias de condução

LE cultivado sem aeração		LE não cultivado com aeração	
Camada superior	Camada inferior	Camada superior	Camada inferior
FEN (79%)	IND (87%)	FEN (84%)	FEN (86%)
IND (72%)	FEN (84%)	IND (61%)	IND (84%)
NAF (65%)	CRI (69%)	CRI (59%)	NAF (64%)
CRI (62%)	BaA (60%)	FLUO (57%)	CRI (63%)
PIR (50%)	PIR (56%)	NAF (53%)	FLUO (60%)
FLUO (46%)	FLUO (48%)	PIR (49%)	BaA (53%)
BaA (46%)	NAF (42%)	BaA (46%)	PIR (46%)

Nota:¹ Percentuais de decréscimos calculados em relação aos teores iniciais de HPAs no LE.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

4. Discussão

4.1. Teores de HPAs no LE inicial e aspectos relativos à legislação ambiental

Os teores de HPAs encontrados no LE desta pesquisa foram considerados baixos em comparação aos limites máximos estabelecidos para utilização na agricultura preconizado em diversas legislações ambientais como as da Europa e Estados Unidos. Suas concentrações, no entanto, dependem diretamente dos teores existentes no esgoto original, sendo recorrente o predomínio de grupos com massa molecular média (MMM), com quatro anéis, que são: fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), benzo(b)fluoranteno (BbF) e benzo(k)fluoranteno (BkF). Nesta pesquisa, dos sete HPAs encontrados, quatro são de MMM, que são o FLUO, PIR, BaA e CRI, dois são de massa molecular baixa (MMB), com 2 e 3 anéis, que são, respectivamente, o NAF e FEN, e um com massa molecular alta (MMA) e seis anéis, que foi o IND (OLESZCZUK, 2008; HU *et al.*, 2014).

A massa molecular tem relação direta com a solubilidade, pressão de vapor e tamanho da estrutura ou número de anéis, que pode determinar a resistência que o composto oferece para ser degradado, sendo que, HPAs considerados carcinogênicos, têm geralmente alta massa molecular (GUPTA *et al.*, 2014; PETROVÁ; REZEK; SOUDEK, 2017; KONG *et al.*, 2018).

Dentre os sete HPAs classificados como carcinogênicos para seres humanos pela Agência Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), somente o CRI, PIR e BaA foram encontrados nesta pesquisa, sendo que as quantidades foram muito inferiores aos limites máximos estabelecidos pela legislação para solos agrônômicos (Tabela 1) (NTP, 2005). O que corrobora com a possibilidade de utilização do lodo de esgoto como fertilizante orgânico. A legislação europeia estabelece que o somatório dos teores de 11 HPAs no lodo de esgoto deve estar abaixo de $6.000 \mu\text{g kg}^{-1}$ para ser utilizado na agricultura (CEC, 2000). Como pode ser verificado na tabela 1, o somatório de HPAs neste estudo atingiu $313,84 \mu\text{g kg}^{-1}$, o que corresponde somente a 5,23% do limite máximo estipulado.

Além disso, comparando a ordem decrescente dos teores iniciais encontrados: FEN > PIR > CRI > FLUO > IND > NAF > BaA (Tabela 1), com a estabelecida por Paraíba *et al.* (2011), que elaboraram

uma ordem de prioridade para o monitoramento desses compostos baseados em modelos matemáticos para indicar a qualidade do solo: fenantreno > criseno > benzo(k)fluoranteno > benzo(a)pireno > pireno > benzo(b)fluoranteno > benzo(g,h,i)perileno > indeno(1,2,3-c,d)pireno > fluoranteno > benzo(a)antraceno > dibenzo(a,h)antraceno > fluoreno > antraceno > naftaleno > acenafteno > acenaftileno. Assumindo este modelo matemático para o LE, o qual pode indicar se o mesmo é de boa qualidade, e levando-se em conta os baixos teores encontrados de cada composto, bem como, o somatório com menores teores de HPAs carcinogênicos, pode-se supor que o LE em estudo apresenta-se com baixo risco para o uso na agricultura.

Todavia, a sua aplicação de forma contínua pode causar acúmulos dessas substâncias tóxicas em solos para valores próximos ou acima dos limites máximos impostos pela legislação, ao longo do tempo. Neste caso, quanto menores os teores desses compostos no LE maiores poderão ser as doses aplicadas e a frequência de suas aplicações, sem oferecer maiores riscos de contaminação ambiental.

4.2. Teores de HPAs no lodo de esgoto em resposta ao cultivo e aeração do substrato

4.2.1. O efeito das plantas na remediação dos HPAs no LE

O efeito positivo do cultivo de *P. purpureum* na redução dos teores de HPAs no LE ficou evidente na ausência de aeração forçada no substrato (Tabelas 2 e 3). Assim, constatou-se que as reduções dos teores de todos os compostos de HPAs na camada superior e, da maior parte dos compostos da camada inferior, foram maiores no LE cultivado do que no LE não cultivado. Esse aumento da redução dos HPAs com o cultivo em LE pode estar associado a liberação de exsudatos radiculares pelas plantas, estimulando a atividade dos microrganismos decompositores no substrato, conforme observado por Tian *et al.* (2017) e Cardoso (2018).

Nas raízes de *P. purpureum* são encontrados diversos gêneros de bactérias, os quais não apenas degradam as substâncias húmicas, mas também os HPAs. A liberação de exsudatos pelas raízes estimula o aumento da diversidade e da atividade desses microrganismos, possibilitando a atuação de espécies de espectro mais amplo e daquelas com atuação mais específica, como as bactérias do gênero *Enterobacter*, os quais promovem intensas degradações de PIR, NAF e FLUO em substratos, enquanto, outros gêneros, representado pela espécie *Pantoea agglomerans*, têm papel relevante na decomposição de compostos como o FEN (VIDEIRA *et al.*, 2012; LI *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2016; CHIKEREA; FENIBO, 2018; UMAR *et al.*, 2018).

A importância da associação da planta com microrganismos é também ressaltada nos estudos de García-Sánchez *et al.* (2018) e Cai *et al.* (2007), os quais constataram que, em solo cultivado e inoculado com fungos, e em compostagem, ocorreram reduções nos teores de BaA de 64% no solo e de 78 a 97% no composto orgânico. Neste caso, foi observado que, quando o solo foi cultivado sem inóculo do fungo ou quando foi inoculado sem a planta, os resultados foram inferiores.

4.2.2. O efeito da aeração forçada na decomposição dos HPAs no LE

O processo de aeração forçada no LE cultivado não teve relevância para a maioria dos compostos de HPAs estudados, possivelmente, em razão do crescimento das raízes nos macroporos do LE, que pode ter impedido uma maior difusão de ar pelo substrato (Figuras 2 e 3). Mesmo assim, foram constatadas maiores reduções dos teores de NAF e IND a partir dos 51 dias de aeração, com decréscimos percentuais na camada superior, em relação a ausência de aeração forçada, de 22 e 13%, respectivamente, enquanto na camada inferior, mais próximo da entrada de ar, foi de 42% para o NAF.

A aeração forçada, por outro lado, foi importante para o LE não cultivado, promovendo a redução dos teores da maior parte dos compostos de HPAs (Figuras 2 e 3). Para este caso, os melhores tempos de aeração situaram-se entre 15 e 43 dias, com reduções dos teores, em relação a ausência de aeração, de 54% para o FEN, 47% para o FLUO, 41% para o PIR, 26% para o BaA, 32% para o CRI e 38% para o Σ HPAs na camada superior, e de 41% para o FLUO, 22% para o BaA e 19% para o Σ HPAs, na camada inferior do substrato.

A aeração forçada do LE é importante no início do processo de decomposição do lodo de esgoto, pois evita que a temperatura do substrato se eleve a um nível letal para os microrganismos decompositores. Isto ocorre em razão da atuação dos microrganismos termófilos, os quais degradam rapidamente os compostos orgânicos menos recalcitrantes. Esta fase dura aproximadamente 30 dias e é denominada de fase termófila, sendo seguida pela fase mesófila, com valores de temperatura mais baixos e em equilíbrio com a temperatura ambiente (LAU *et al.*, 1992). Nesta última fase, a injeção de ar pode causar perda de calor acima da produção de calor pela biomassa microbiana, bem como, a perda muito rápida de umidade, causando o ressecamento do substrato e a redução substancial da atividade dos microrganismos decompositores (FERNANDES e SOUZA, 2001). Tal fato pode explicar porque as maiores reduções nos teores de HPAs desta pesquisa ocorreram, na sua maior parte, nos tempos de aeração mais reduzidos, ou seja, de 15 a 43 dias. Isto significa menos tempo de aeração forçada na fase mesófila, com menos estresse sobre os microrganismos decompositores, principalmente se for considerado que o período de pesquisa coincidiu com um período de temperaturas mínimas diárias baixas, da ordem de 15 °C (Figura 1).

4.3. Diferenças de teores de HPAs entre camadas do substrato

Na comparação entre as camadas superior e inferior do substrato de LE, verificou-se que houve diferenças nos teores médios entre essas camadas para o FEN, o PIR, o BaA, o CRI, o IND e o Σ HPAs (Figura 4). Neste caso, os menores teores observados na camada inferior podem estar associados a maior estabilidade na umidade e temperaturas dessa camada, permitindo a maior atuação dos microrganismos decompositores.

A interface com a atmosfera faz com que a camada superior do substrato fique mais sujeita aos processos de evaporação e evapotranspiração, sofrendo ressecamentos mais constantes. Neste caso, a camada inferior mais úmida pode favorecer também a maior solubilização dos compostos de HPAs, os quais apresentam baixa solubilidade. A umidade constante atua também na solubilização das substâncias surfactantes, as quais são encontradas no LE e podem até mesmo serem produzidas por microrganismos, cuja ação tensoativa é fundamental para a solubilização de substâncias apolares como os HPAs (FIELD *et al.*, 1992; GHOSAL *et al.*, 2016). Assim, a maior solubilização dos HPAs vai implicar

na maior vulnerabilidade desses compostos aos fatores que causam a sua biodegradação (CARDOSO, 2018). Convém destacar que, uma das técnicas eficazes para a remoção de HPAs em solo e água, é a aplicação de substâncias surfactantes, as quais promovem a solubilização e remoção desses compostos do sistema, sendo a sua eficácia maximizada com o aumento da hidrofobicidade do composto (LIANG *et al.*, 2014).

4.4. Tratamentos mais eficazes na redução dos HPAs em LE

A legislação ambiental internacional se baseia no Σ HPAs para avaliar a qualidade do LE para uso agrícola (CEC, 2000, 2010). Com base nesse critério, pode-se considerar que o cultivo de *P. purpureum* contribui de modo eficaz para redução do teor de HPAs no lodo, na ausência de aeração forçada (Tabelas 2 e 3). Por outro lado, na presença de aeração forçada (Figuras 2 e 3), o melhor tratamento foi o LE não cultivado, com tempo de aeração entre 15 e 26 dias, por contribuírem com as maiores reduções nos teores totais de HPAs, tanto na camada superior quanto inferior do substrato.

Com base nos tratamentos com melhores porcentagem de redução, as ordens e porcentagens de decomposição dos compostos de HPAs podem ser separadas em três grupos (Tabela 4): um grupo de compostos de HPAs de mais fácil degradação, os quais tiveram as maiores porcentagens de redução entre os tratamentos utilizados, que corresponderam ao FEN (79 a 86%) e o IND (61 a 84%); um grupo intermediário, o CRI (59 a 69%), o NAF (53 a 65%) e o FLUO (46 a 60%); e por último, o grupo dos compostos mais resistentes a degradação, o PIR (46 a 56%) e o BaA (46 a 53%).

O FEN e o IND têm, respectivamente, três e seis anéis, e o PIR e o BaA têm quatro anéis, no entanto, ocuparam posições extremas, considerando-se os índices de decomposição (Tabela 4). Uma vez que o número de anéis está relacionado a massa molecular do composto e, por conseguinte, a uma maior resistência a degradação, não era de se esperar maior degradação do IND e também que o NAF, com 2 anéis, ficasse dentre os compostos intermediários a degradação. Não obstante os percentuais de degradação do CRI, PIR e BaA tenham sido elevados e que os teores estejam bem abaixo dos limites críticos, vale a ressalva de que esses compostos são de maior preocupação em razão do seu caráter carcinogênico (USEPA, 2008).

Os HPAs sofrem degradação na medida em que ocorre a decomposição da matéria orgânica. Desse modo, os compostos de baixa massa molecular são degradados rapidamente, juntamente com o FEN, sendo que o inverso ocorre com os compostos que apresentam maior massa molecular, explicando assim os resultados apresentados (MROZIK; PIOTROWSKA-SEGET; ŁABUZEK, 2003; PARAÍBA *et al.*, 2011). Todavia, nesta pesquisa, essa regra não se confirmou para o IND, com alta massa molecular, conforme já mencionado, e para o NAF, com baixa massa molecular, que ocuparam posições opostas, com o IND apresentando os índices mais elevados de decomposição e o NAF, os mais baixos (Tabela 4). É possível que, além da massa molecular, a maior ou menor resistência a biodegradação dependa da presença de microrganismos com atuação específica sobre aquele composto.

As espécies de bactérias normalmente presentes no LE possuem habilidades para decomposição dos HPAs. No entanto, alguns gêneros têm amplo espectro de ação, enquanto outros atuam especificamente sobre alguns compostos. Em diversos trabalhos com LE ativado, que são lodos originados de sistema de tratamento de águas residuárias por processos de aeração, é relatada a

presença de bactérias decompositoras de HPAs, como a *Pseudo xanthomonas* sp. (LIU *et al.*, 2011), *Pseudomonas* sp. (MA; XU; JIA, 2012), *Mycobacterium vanbaalenii* (STINGLEY; KHAN; CERNIGLIA, 2004), que utilizam o FEN como fonte de carbono (PATEL; CHETURVEDULA; MADAMWAR, 2012; MA; XU; JIA, 2012), e são totalmente e rapidamente adaptadas aos processos de biorremediação *in situ* (MA; XU; JIA, 2012). Isto pode explicar, por exemplo, porque o FEN foi o composto com maior índice de decomposição desta pesquisa (Tabela 4).

Outros microrganismos também foram identificados com atuações mais específicas, como as bactérias do gênero *Thauera*, isoladas de lodo ativado (ALLEN *et al.*, 2004; MAO; XIA; ZHANG, 2013), sendo as que mais promovem a degradação do NAF (ROCHMAN *et al.*, 2017). Também, FLUO e CRI são eficazmente degradadas pelas bactérias *Sphingomonas* sp. (VAN HERWIJNEN *et al.*, 2003) e *Bacillus cereus* e *Pseudomonas putida* (TUHULOULAET *et al.*, 2017), enquanto o BaA é decomposto pelo fungo *Ipex lacteus* (CAJTHAML *et al.*, 2006).

5. Conclusões

- O cultivo de *P. purpureum* em lodo de esgoto na ausência de aeração forçada propicia redução dos teores de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, por reduzir os seus teores no lodo em comparação ao tratamento sem cultivo de plantas;
- O lodo de esgoto cultivado com *P. purpureum* não apresenta, em geral, boa eficácia em relação a redução dos teores de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos com a aeração forçada, enquanto o lodo de esgoto não cultivado tem melhor eficácia com o tempo de aeração variando de 15 a 26 dias.

6. Agradecimentos

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e a Universidade Federal de Minas Gerais pelo apoio financeiro e bolsa de pesquisa concedidos.

7. Referências Bibliográficas

- ABDEL-SHAFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. Review a review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 25, n. 1, p. 107–123, 2016.
- ALLEN, M. S.; WELCH, K. T.; PREBYL, B. S.; BAKER, D. C.; MEYERS, A. J.; SAYLER, G. S. Analysis and glycosyl composition of the exopolysaccharide isolated from the floc-forming wastewater bacterium *Thauera* sp. MZ1T. **Environmental Microbiology**, v. 6, n. 8, p. 780–790, 2004.
- 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.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Resolução n. 375, de 29 de Agosto de 2006. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>. Acesso em: 5 jul. 2019.

CAI, Q. Y.; MO, C. H.; WU, Q. T.; ZENG, Q. Y.; KATSOYIANNIS, A.; FÉRARD, J. F. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)-contaminated sewage sludge by different composting processes. **Journal of Hazardous Materials**, v.142, p.535-542, 2007

CAJTHAML, T.; ERBANOVA, P.; SASEK, V.; MOEDER, M. Breakdown products on metabolic pathway of degradation of benz[a]anthracene by a ligninolytic fungus. **Chemosphere**, v. 64, n. 4, p. 560–564, 2006.

CARDOSO, P. H. S. **Produção de adubo orgânico a partir de lodo de esgoto cultivado com *Pennisetum purpureum* e *Urochloa brizantha*, na presença e ausência de aeração, e compostado**. 2018. 97 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, 2018.

CEC. Council of the European Community. **Working Document on Sludge**, 3rd Draft. Brussels. 27 April, 2000. 20p. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/>. Acesso em: 20 mar. 2019

CEC. Council of the European Community. **Working Document on Sludge and Biowaste, Brussels**. 2010. 25p. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/>. Acesso em: 25 mar. 2020.

CHIKERE, C. B.; FENIBO, E. O. Distribution of PAH-ring hydroxylating dioxygenase genes in bacteria isolated from two illegal oil refining sites in the Niger Delta, Nigeria. **Scientific African**, v. 1, p. e00003, 2018.

DIAZ, M. J.; MADEJON, E.; LOPEZ, F.; LOPEZ, R.; CABRERA, F. Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. **Process Biochem.**, v. 37, n. 2002, p.1143-1150, 2002.

FERNANDES, F., SOUZA, S. G. Estabilização de lodo de esgoto. *In*: ANDREOLI, C. V. (coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: Processamento**. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. 282 p.

FERRIZZI, V. C. **Caracterização de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) em rios da bacia hidrográfica do Turvo / Grande**. 2011. 117p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 2011.

FIELD, J. A.; MILLER, D. J.; FIELD, T. M.; HAWTHORNE, S. B.; GIGER, W. Quantitative Determination of Sulfonated Aliphatic and Aromatic Surfactants in Sewage Sludge by Ion-Pair / Supercritical Fluid Extraction and Derivatization Gas Chromatography / **Mass Spectrometry**. n. 21, p. 3161–3167, 1992.

GARCÍA-SÁNCHEZ, M.; KOSNAR, Z.; MERCL, F.; ARANDA, E.; TLUSTOS, P.A comparative study to evaluate natural attenuation, mycoaugmentation, phytoremediation, and microbial-assisted phytoremediation strategies for the bioremediation of an aged PAH-polluted soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.147, p.165-174, 2018.

GHOSAL, D.; GHOSH, S.; DUTTA, T. K.; AHN, Y. **Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)**: a review. v. 7, n. August, 2016.

GONÇALEZ, A. D. Capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.) cv. “roxo de botucatu”. **Boletim de Indústria Animal**, v. 42, n. 1, p. 141–142, 1985.

GUO, R.; LI, G.; JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; CHEN, T.; ZHAO, Y.; SHEN, Y. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost, **Bioresource Technology**, v.112, p. 171-178, 2012.

GUPTA, S.; PATHAK, B.; FULEKAR, H. M. Molecular approaches for biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds: a review. **Reviews Environmental Science and Biotechnology**, v.14, n. 2, p. 241–269, 2014.

HE, Z. L.; YANG, X. E.; STOFFELLA, P. J. Trace elements on agroecosystems and impacts on the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v.19, p.125-140, 2005.

- HU, Y.; LI, G.; YAN, M.; PING, C.; REN, J. Science of the Total Environment Investigation into the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in wastewater sewage sludge and its resulting pyrolysis bio-oils. **Science of the Total Environment**, v. 473–474, p. 459–464, 2014.
- KONG, L.; GAOC, Y.; ZHOUD, Q.; ZHAOA, X.; SUN, Z. Biochar accelerates PAHs biodegradation in petroleum-polluted soil by biostimulation strategy. **Journal of Hazardous Materials**, v. 343, p. 276–284, 2018.
- LAU, A. K.; LO, K. V.; LIAO, R. H.; YU, J. C. Aeration Experiments for Swine Waste Composting. Aeration experiments for swine waste composting. **Bioresource Technology**, v. 41, p. 145-152, 1992.
- LI, W.; XU, L.; WU, J.; MA, L.; LIU, M.; JIAO, J.; LI, H.; HU, F. Effects of Indole-3-Acetic Acid (IAA), a Plant Hormone, on the Ryegrass Yield and the Removal of Fluoranthene from Soil. **International Journal of Phytoremediation**, v. 17, n. 5, p. 422–428, 2015.
- LI, X.; GENG, X.; XIE, R.; FU, L.; JIANG, J.; GAO, L.; SUN, J. The endophytic bacteria isolated from elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schumach) promote plant growth and enhance salt tolerance of Hybrid Pennisetum. **Biotechnology for Biofuels**, v. 9, n. 1, p. 1–12, 2016.
- LIANG, Y.; GARDNER, D. R.; MILLER, C. D.; CHEN, D.; ANDERSON, A. J.; WEIMER, B. C.; SIMS, R. C. Study of biochemical pathways and enzymes involved in pyrene degradation by *Mycobacterium* sp. strain KMS. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 72, n. 12, p. 7821–7828, 2006.
- LIU, S.; ZHU, N.; LI, L.Y.; YUAN, H. Isolation, identification and utilization of thermophilic strains in aerobic digestion of sewage sludge. **Water Research**, v. 45, n. 18, p. 5959–5968, 2011.
- MA, J.; XU, L.; JIA, L. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by *Pseudomonas* sp. JM2 isolated from active sewage sludge of chemical plant. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 24, n. 12, p. 2141–2148, 2012.
- MAO, Y.; XIA, Y.; ZHANG, T. Characterization of *Thauera*-dominated hydrogen-oxidizing autotrophic denitrifying microbial communities by using high-throughput sequencing. **Bioresource Technology**, v. 128, p. 703–710, 2013.
- MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C.; SILVA, J. J. L. S. Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.1-11, 2011.
- MINISTÈRE de l'Environnement du Québec. Guide Standard de caractérisations des terrains contaminés, 1988.
- MROZIK, A.; PIOTROWSKA-SEGET, Z.; ŁABUZEK, S. Bacterial degradation and bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 12, n. 1, p. 15–25, 2003.
- NATIONAL Toxicology Program (NTP). **Report on Carcinogens**. eleventh ed. Washington, DC: Public Health Service; US Department of Health and Human Services, 2005.
- OLESZCZUK, P. Forms of polycyclic aromatic hydrocarbon in the formation of sewage sludge toxicity to *Heterocypris incongruens*. v. 4, p. 0–8, 2008.
- PARAÍBA, L. C.; QUEIROZ, S. C. N.; SOUZA, D. R. C.; SAITO, M. L. Risk simulation of soil contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons from sewage sludge used as fertilizers. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v.22, p.1156-1163, 2011.
- PASSUELLO, A.; CADIACH, O.; PEREZ, Y.; SCHUHMACHER, M. A spatial multicriteria decision making tool to define the best agricultural areas for sewage sludge amendment. **Environment International**, v. 38, p. 1-9, 2012.
- PATEL, V.; CHETURVEDULA, S.; MADAMWAR, D. Phenanthrene degradation by *Pseudoxanthomonas* sp. DMVP2 isolated from hydrocarbon contaminated sediment of Amlakhadi canal, Gujarat, India. **Journal of Hazardous Materials**, v. 201–202, p. 43–51, 2012.

PENA, M. T.; CASAIS, M. C.; MEJUTO, M. C.; CELA, R. Development of a matrix solid-phase dispersion method for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludge samples. **Analytica Chimica Acta**, v. 626, p. 155–165, 2008.

PETROVÁ, Š.; REZEK, J.; SOUDEK, P. **Science of the Total Environment Preliminary study of phytoremediation of brown field soil contaminated by PAHs**. v. 600, p. 572–580, 2017.

ROCHMAN, F. F.; SHEREMET, A.; TAMAS, I.; SAIDI-MEHRABAD, A.; KIM, J. J.; DONG, X.; SENSEN, C.W., GIEG, L. M.; DUNFIELD, P. F. Benzene and naphthalene degrading bacterial communities in an oil sands tailings pond. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, n. SEP, p. 1–12, 2017.

SANTOS, N. A.; CACIQUE, A. P.; BARBOSA, E. S.; SILVÉRIO, F. O.; PINHO, G. P. Validation Of a method for extraxtion of polycyclic aromatic hydrocarbons from sewage sludge and analysis by GC-MS. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v.97, p.1393-1404, 2017.

SARAIVA, V. M.; KONIG, A. Produtividade do capim-elefante-roxo irrigado com efluente doméstico tratado no semiárido potiguar e suas utilidades. **HOLOS**, v. 1, p. 28-46, 2013.

STINGLEY, R. L.; KHAN, A. A.; CERNIGLIA, C. E. Molecular characterization of a phenanthrene degradation pathway in *Mycobacterium vanbaalenii* PYR-1. **Biochemical and Biophysical Research Communications**, v. 322, n. 1, p. 133–146, 2004.

TIAN, W.; ZHAO, J.; ZHOU, Y.; QIAO, K.; JIN, X.; LIU, Q. Effects of root exudates on gel-beads/reeds combination remediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.135, p.158-164, 2017.

TUHULOULA, A.; ALTWAY, A.; JULIASTUTI, S. R., SUPRAPTO, S. Biodegradation of chrysene by consortium of *Bacillus cereus* and *Pseudomonas putida* in petroleum contaminated-soil on slurry-phase bioreactor. **Journal Bahan Alam Terbarukan**, v. 6, n. 2, p. 168–174, 2017.

UMAR, Z. D.; AZIZ, N. A. A.; ZULKIFLI, S. Z.; MUSTAFA, M. Effective phenanthrene and pyrene biodegradation using *Enterobacter* sp. MM087 (KT933254) isolated from used engine oil contaminated soil. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 27, n. 3, p. 349–359, 2018.

VAN HERWIJNEN, R.; WATTIAU, P.; BASTIAENS, L.; DAAL, L.; JONKER, L.; SPRINGAEL, D.; GOVERS, H. A. J.; PARSONS, J. R. Elucidation of the metabolic pathway of fluorene and cometabolic pathways of phenanthrene, fluoranthene, anthracene and dibenzothiophene by *Sphingomonas* sp. LB126. **Research in Microbiology**, v. 154, n. 3, p. 199–206, 2003.

VIDEIRA, S. S.; OLIVEIRA, D. M.; MORAIS, R. F.; BORGES, W. L.; BALDANI, V. L. D.; BALDANI, J. L. Genetic diversity and plant growth promoting traits of diazotrophic bacteria isolated from two *Pennisetum purpureum* Schum. genotypes grown in the field. **Plant and Soil**, v. 356, n. 1–2, p. 51–66, 2012.

VINÃS, L.; FRANCO, J. A.; GONZÁLEZ, J. J. Polycyclic aromatic hydrocarbon composition of sediments in the Ría de Vigo (NW Spain). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 57, p. 42-49, 2009.

ZELINKOVA, Z.; WENZL, T. The Occurrence of 16 EPA PAHs in Food: a review. **Polycyclic Aromatic Compounds**, v. 35, n. 2–4, p. 248–284, 2015.

6 CAPÍTULO 4 – ARTIGO III

6.1 Redução de HPAs em lodo de esgoto submetido a processos de compostagem

Este artigo foi elaborado conforme as normas da revista Chemosphere.

Resumo

A presença dos 16 hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) controlada pela agência ambiental americana (USEPA) em lodo de esgoto (LE) pode inviabilizar o seu uso como fertilizante na agricultura, devido aos potenciais impactos no meio ambiente e riscos à saúde humana, em razão das suas propriedades mutagênicas e carcinogênicas. A utilização de processos de compostagem pode reduzir os contaminante para teores aceitáveis pela legislação e garantir o uso seguro do LE. Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo avaliar os teores de HPAs em lodo de esgoto submetido a processos de compostagem com restos vegetais de *Pennisetum purpureum* e diferentes períodos de aeração. O estudo foi realizado em blocos casualizados, com quatro repetições, em esquema fatorial 2 x 5, com o primeiro fator correspondendo a compostagem com dois tipos de LE (LE não cultivado e LE cultivado e misturado a biomassa de *Pennisetum purpureum*) combinados com cinco períodos de aeração (0; 14; 28; 42 e 60 dias, com vazão de ar de $1.059 \text{ dm}^3 \text{ h}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ de sólidos voláteis). A compostagem do material orgânico proveniente do cultivo e mistura da biomassa de *Pennisetum purpureum* em lodo de esgoto, com tempo de aeração, de 42 dias, promoveu redução nos teores de naftaleno, fenantreno, pireno, benzo(a)antraceno, indeno(1,2,3-cd)pireno e somatório dos HPAs, em comparação a compostagem do material derivado somente do lodo de esgoto.

Palavras-chaves: Biossólido, Fertilizante orgânico, Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos.

Reduction of PAHs in sewage sludge submitted to composting processes

Abstract

The presence of the 16 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) controlled by the American environmental agency (USEPA) in sewage sludge (SS) may prevent its use as fertilizer in agriculture, due to the potential impacts on the environment and risks to human health, due its mutagenic and carcinogenic properties. The use of composting processes can reduce contaminants to levels acceptable by law and guarantee the safe use of SS. Thus, the present work aimed to evaluate the levels of PAHs in sewage sludge submitted to composting processes with plant remains of *Pennisetum purpureum* and different periods of aeration. The experiment was carried out in randomized blocks, with four replications, in a 2 x 5 factorial scheme, with the first factor corresponding to composting with two types of SS (uncultivated SS and cultivated SS and mixed with *Pennisetum purpureum* biomass) combined with five aeration periods (0; 14; 28; 42 and 60 days, with an air flow of $1,059 \text{ dm}^3 \text{ h}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ of volatile solids). The composting of organic material from the cultivation and mixing of *Pennisetum purpureum* biomass in

sewage sludge, with an aeration time of 42 days, reduced the levels of naphthalene, phenanthrene, pyrene, benzo(a)anthracene, indene(1,2,3-cd)pyrene and the sum of the PAHs, compared to the composting of material derived only from sewage sludge.

Keyword: Biosolid, Organic fertilizer, Waste recycling

1. Introdução

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos ou HPAs são importante grupo de contaminantes orgânicos constituídos somente por átomos de carbono e hidrogênio, que formam ligações de dois ou mais anéis aromáticos ou fundidos de forma linear, em grupos ou em arranjos angulares (ABDEL-SHAFY e MANSOUR, 2016). São caracterizados por serem hidrofóbicos ou poucos solúveis em água, terem baixa pressão de vapor e alto coeficiente de partição octanol-água, o que os tornam altamente alocado em partículas suspensas em ambientes aquáticos, tendo a massa molecular grande influência nessas características e também na sua resistência a degradabilidade no meio ambiente (CHEN e DELFINO, 1997; HU *et al.*, 2014; LIU *et al.*, 2016)

Devido a sua alta toxicidade, propriedades mutagênicas e carcinogênicas aos seres vivos, os HPAs têm sido avaliados por décadas em várias partes do mundo e em diversas matrizes do meio ambiente, como no ar (MOLLER; ALFHEIM, 1980; MALISZEWSKA-KORDYBACH, 1999; LI *et al.*, 2016), na água (KNUTZEN; SORTLAND, 1982; TUVIKENE, 1995; ZHANG *et al.*, 2007) no solo (JONES *et al.*, 1989; JONES; WILSON, 1993; MORILLO *et al.*, 2007) e nas plantas (THOMAS; RÜHLING; SIMON, 1984; MALISZEWSKA-KORDYBACH; SMRECZAK, 2000; SUN *et al.*, 2014).

A Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA) estabeleceu desde a década de 70 16 HPAs para avaliar os riscos à saúde humana em água potável (ANDERSSON; ACHTEN, 2015). Esses compostos são originados de combustões incompletas, antrópicas ou naturais, incluindo atividades industriais e residenciais a partir do uso de combustíveis fósseis, madeira, veículos, incêndios florestais e atividade vulcânica (WISE; SANDER; MAY, 1993; DYBING *et al.*, 2010; HU *et al.*, 2014; FABOYA *et al.*, 2020).

Nas áreas urbanas a maior concentração demográfica intensifica a presença de HPAs em águas residuais que levam esses poluentes para as redes de esgoto (PENA *et al.*, 2010). Em razão da alta afinidade de suas moléculas com o carbono orgânico, devido ao seu caráter hidrofóbico, os HPAs são encontrados geralmente associados aos sedimentos dessas águas, que são conduzidas às Estações de Tratamento de Esgoto para depuração (VIÑAS; FRANCO; GONZÁLEZ, 2009; FERRIZZI, 2011). Portanto, os HPAs são constantemente encontrados no lodo de esgoto (LE) (LAZZARI *et al.*, 2000; OLESZCZUK, 2009; LU *et al.*, 2019).

Em atendimento às normas vigentes que estabelecem limites nos teores de HPAs em LE utilizados com a finalidade de uso agrícola (USEPA, CEC) é necessário um pré-tratamento para redução das concentrações desse contaminante, uma vez que os teores de HPAs no lodo, normalmente ultrapassam o limite estabelecido pela legislação (OLESZCZUK, 2009; RORAT *et al.*, 2017).

A compostagem é uma técnica de biorremediação que pode reduzir a presença desses compostos no lodo, devido a decomposição natural, envolvendo diversas espécies de microrganismos em presença

do oxigênio. O composto gerado pode ser utilizado como fertilizante, pois é rico em nutrientes e matéria orgânica (AZIM *et al.*, 2018), e tem demonstrado resultados satisfatórios na descontaminação de diversos contaminantes, dentre eles os HPAs (RORAT *et al.*, 2017; POLUSZYŃSKA; JAROSZ-KRZEMIŃSKA; HELIOS-RYBICKA, 2017). As taxas de redução desse contaminante podem atingir até 89% (SAYARA *et al.*, 2011) e permitem a utilização do LE de forma segura nas doses de até 150 t ha⁻¹, que é muito acima da recomendação de uso para a maioria das culturas em que se utilizam esse fertilizante (OLESZCZUK E BARAN, 2005; STAŃCZYK-MAZANEK; STĘPNIAK; KĘPA, 2019). Além disso, ocorrem reduções significativas dos teores de metais pesados e patógenos (NAFEZ *et al.*, 2015), e uma vez sendo utilizado no solo reduz as perdas de nutrientes para as águas subterrâneas e superficiais e ainda contribui na evolução da fertilidade do solo pela adição de substâncias humificadas (HEPPERLY *et al.*, 2013), característica importante para os solos intemperizados de regiões tropicais (BERTONCINI *et al.*, 2008).

Diante do exposto, esse trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos da biorremediação de HPAs por meio da compostagem por 72 dias do lodo de esgoto cultivado com *Pennisetum purpureum* e do lodo sem cultivo, e que foram submetidos a diferentes períodos de aeração.

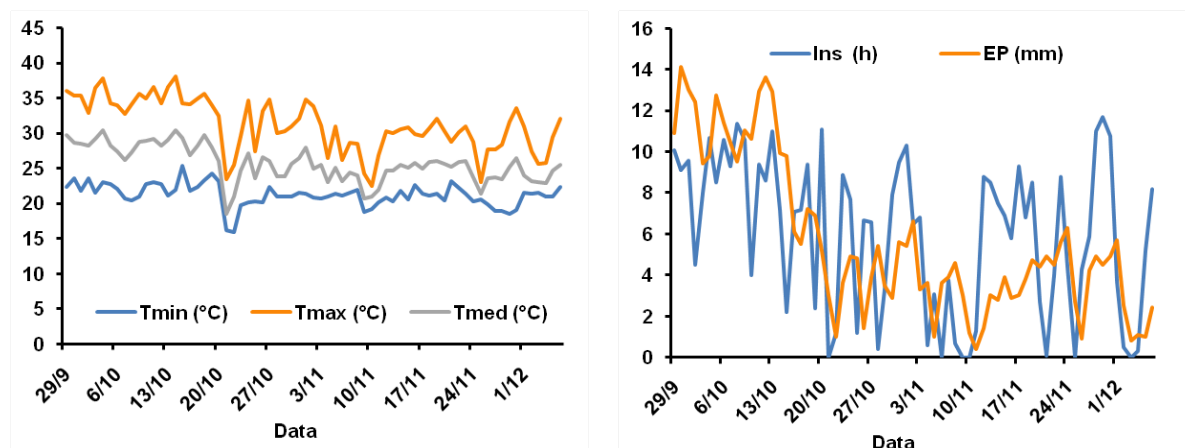
2. Material e Métodos

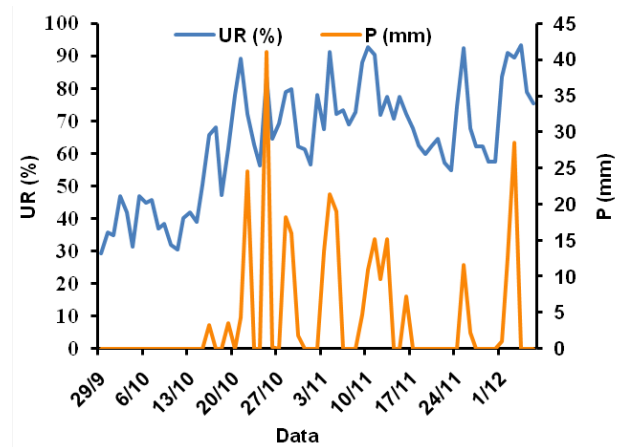
2.1. LOCAL DO EXPERIMENTO

O experimento foi implementado na fazenda experimental Professor Hamilton de Abreu Navarro, no Instituto de Ciências Agrárias - ICA/UFMG, localizado em Montes Claros – MG, (Latitude -16.682866°, Longitude -43.840335°), por 72 dias no período de 29/09 a 06/12/2018.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima é do tipo Aw, tropical de savana, com chuvas registradas no verão e inverno seco, sendo que, no período da pesquisa, foram obtidos os registros climáticos apresentados na Figura 1.

Figura 1 – Dados de temperaturas máxima (Tmax), mínima (Tmin) e média (Tmed), insolação (Ins), evaporação de piche (EP), precipitação pluviométrica (P) e umidade relativa (UR) do local do experimento no período de 29/09 a 06/12/2018





Fonte: INMET, 2018.

2.2. Compostagem e delineamento experimental

A compostagem foi realizada a partir de amostras de lodos de esgotos provenientes dos seguintes tratamentos: presença ou não de cultivo de *Pennisetum purpureum* no lodo de esgoto, com densidade de plantio de 50 plantas por m² e com incorporação da biomassa, combinados com cinco períodos de aeração intermitente por 30 minutos do lodo de esgoto: 0; 14; 28; 42 e 60 dias, com vazão de ar de 1.059 dm³ h⁻¹ kg⁻¹ de sólidos voláteis. Esta primeira etapa experimental teve duração de dois meses, sendo que, para a segunda etapa, as parcelas foram desmanchadas e organizadas em pilhas para a compostagem, preservando-se o delineamento e os tratamentos originais.

A compostagem foi realizada em galpão, com piso de concreto, ao abrigo da interferência direta da luz solar e da chuva, sendo utilizado para formar as pilhas o LE ou o LE com biomassa de *Pennisetum purpureum* incorporada, conforme os tratamentos da etapa experimental anterior, inclusive com os diferentes tempos de aeração. As pilhas foram revolvidas a cada 15 dias para aeração, além da manutenção constante da umidade próxima da capacidade de campo. O Experimento contou ao todo com 40 unidades experimentais.

2.3. Lodo de esgoto

O LE utilizado foi proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE-Vieira) da cidade de Montes Claros – MG foi gerado por meio de reatores anaeróbios do tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), os quais tratam o esgoto por biofiltros e por ação bacteriana, com posterior centrifugação e secagem a 350 °C por 30 minutos, resultando numa massa granular na forma de *pellet* de cor negra, com as seguintes características físicas: densidade aparente de 0,70 g cm⁻³, densidade de partícula de 1,89 g cm⁻³, porosidade total de 63% e distribuição de tamanho de partículas de 1,3% > 4 mm, 23,9% > 2 mm, 54,2% > 1 mm, 15,3% > 0,5 mm, 3,6% > 0,25 mm, 1,0% > 0,1 mm, 0,13% > 0,53 mm e 0,57% ≤ 0,53 mm.

2.4. Sistema de plantio de *Pennisetum purpureum*

Plantas com 6 meses de idade foram cortadas e retirados toletes com 15 cm, reservando-se uma única gema em cada para o cultivo por estaquia. Após o preenchimento dos sacos com o LE, foram plantados 6 toletes em cada parcela e mantidos sobre monitoramento constante, a fim de atender as necessidades de água e de controle de pragas. No início da implementação do experimento, cerca de 30 dias, ocorreram 3 irrigações diárias com o intuito de evitar o estresse hídrico, possibilitando um maior e mais rápido desenvolvimento das estacas (ALVARENGA *et al.*, 2017), sendo a umidade constantemente mantida próxima a capacidade de campo (tensões hídricas variando de -33 a -100 kPa) e monitorada com sonda TDR (Reflectometria no Domínio do Tempo).

2.5. Processo de aeração

Para a aeração das parcelas foram usados dois motores de 1,8 cavalos com 3.500 rpm, 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 ligados a registros de esferas externas para o controle da aeração, na dimensão de 50 cm com 8 furos de 10 mm de diâmetro espaçados de 8 cm, dispostos no fundo das parcelas experimentais e cobertos por uma tela de sombrite para evitar o entupimento dos furos. As unidades experimentais com aeração receberam, de modo intermitente (30 minutos ligado/desligado), vazão de ar de $1.059 \text{ dm}^3 \text{ h}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ de sólidos voláteis (percentagem de sólidos voláteis de 29,14%). Essa vazão foi regulada com o auxílio de um anemômetro a cada 14 dias por um registro de esfera.

2.6. Coleta e extração dos HPAs e condições cromatográficas

Ao final de 72 dias de compostagem foram coletadas amostras do composto de lodo de esgoto nas pilhas e armazenadas em frascos de vidro e conservados em geladeira a 4 °C até o momento das análises de HPAs, segundo Santos *et al.* (2017).

A extração denominada sólido-líquido com purificação em baixa temperatura (ESL-PBT) foi realizada de acordo com o seguinte procedimento (Santos *et al.*, 2017): pesaram-se 4,00 g de composto de lodo de esgoto em vial de preparo de 22 mL e, em seguida, adicionaram-se 4 mL de solução salina contendo 0,1 g de NaCl e pH 11, ajustado com solução NaOH 2 mol L⁻¹; 7 mL de acetonitrila e 1 mL de acetato de etila, ambos os graus UV-HPLC. Posteriormente, homogeneizou-se a mistura em vórtex por 5 min e, então, foi levada para congelador a -4 °C por 1 h. Após esse período, retirou-se uma alíquota de 2 mL da fase orgânica sobrenadante e adicionou-a em tubo falcon 15 mL, contendo 375 mg de Na₂SO₄ e 65 mg de sílica 230-400 mesh.

O sistema foi homogeneizado em vórtex por 1 min e centrifugado a 4.000 rpm por 10 min. Retirou-se uma alíquota de 1 mL do sobrenadante e adicionou-se em vial de injeção de 2 mL para posterior injeção em CG-EM. As análises cromatográficas foram realizadas em cromatógrafo a gás da Agilent Technologies (GC 7890A), acoplado a um detector espectrômetro de massas (MS 5975C) e coluna capilar DB-5 MS (Agilent Technologies). O volume da amostra injetado foi de 1 µL no modo de injeção

com divisão de fluxo (split) a uma razão de 1:5, utilizando um injetor CombiPAL e liner com lã, mantidos a 320 °C.

A coluna apresentou fase estacionária 5% fenil e 95% metilpolisiloxano (30 m de comprimento x 250 µm de diâmetro interno x 0,25 µm de espessura do filme interno). O gás hélio 6.0 (99,9999% de pureza) foi utilizado como gás de arraste a uma taxa de 2,0 mL min⁻¹. A programação da temperatura do forno foi de: 100 °C durante 1,0 min; 10 °C min⁻¹ até 200 °C; 7 °C min⁻¹ até 250 °C durante 5,86 min; 20 °C min⁻¹ até 300 °C durante 3,5 min, totalizando 30 min de corrida por amostra. O espectrômetro de massas foi operado com ionização por impacto de elétrons a 70 eV, com a interface mantida a 280 °C e a fonte de íons a 230 °C.

O controle do instrumento e a aquisição de dados foram feitos com o software ChemStation (E.02.02.1431 copyright © 1989-2011) da Agilent Technology. As análises foram realizadas no modo monitoramento de íons seletivo (MIS) e os íons utilizados para os HPAs quantificados foram, com tempo de retenção entre parênteses: (NAF) (127,1; 128,1; 129,1 - 4,02 min), fenantreno (FEN) 10,92 min – 176,1; 178,1; 179,1; fluoranteno (FLUO) 13,90 min e pireno (PIR) 14,50 min – 200,1; 202,1; 203,1; benzo(a)antraceno (BaA) 18,22 min e criseno (CRI) 18,29 min – 226,1; 228,1; 229,1; indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) 27,60 min – 274,1; 276,1; 277,1.

Os padrões analíticos dos HPAs naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(k)fluoranteno, benzo(b)fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(g,h,i)perileno, dibenzo(a,h)antraceno e indeno(1,2,3-cd)pireno foram obtidos da Sigma-Aldrich. A partir dos padrões de cada HPA, foi preparada solução estoque de 500 mg L⁻¹, da qual foi preparada solução de trabalho contendo os 16 HPAs na concentração de 25 mg L⁻¹ em acetonitrila. Essa solução foi utilizada para preparo da curva analítica e os pontos da curva corresponderam entre 1 a 60 µg L⁻¹.

2.7. Análise estatística dos dados

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

3. Resultados

3.1. Teores iniciais de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) no composto de lodo de esgoto (LE)

Os teores de HPAs encontrados no LE utilizado no experimento e suas relações com as concentrações permitidas para os solos agrícolas, de acordo com a legislação brasileira e internacional, encontram-se na tabela 1. Observa-se que, para todos os HPAs, os teores encontrados ficaram abaixo dos valores limites estabelecidos pelas legislações.

Tabela 1 – Concentração no composto de lodo de esgoto (LE) antes da compostagem de HPAs: naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e Somatório desses compostos (Σ HPAs) para cada tratamento

HPA ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	Cultivo	Tempo de aeração em (dia)					RP (%)	CM ($\mu\text{g kg}^{-1}$)
		0	14	28	42	60		
NAF	SP	4,99	4,65	4,32	4,89	4,68	3,6	120*
	CP	5,27	6,78	5,82	5,10	3,68		
FEN	SP	22,59	14,59	15,80	13,71	17,67	30,3	3.300*
	CP	17,64	19,96	20,04	19,67	19,81		
FLUO	SP	26,42	14,00	17,78	15,69	17,11	11,6	10.000**
	CP	19,26	23,33	23,31	25,13	18,96		
PIR	SP	54,45	36,44	41,96	45,35	40,96	24,4	10.000**
	CP	36,23	44,87	38,07	42,23	37,66		
BaA	SP	5,54	4,26	4,67	4,76	4,37	2,8	25*
	CP	4,08	4,21	3,84	4,80	3,85		
CRI	SP	33,55	27,16	28,06	29,18	27,94	23,1	8.100*
	CP	25,17	30,40	26,26	31,73	22,58		
IND	SP	3,75	3,47	3,48	4,02	3,90	4,2	31*
	CP	2,77	3,44	3,32	3,32	2,64		
Σ HPAs	SP	151,29	104,56	116,07	117,59	116,61	-	6.000***
	CP	110,40	132,98	120,65	131,97	109,17		

Nota: RP = Relação percentual de cada composto com o somatório de HPAs; * = Concentração máxima permitida pela Resolução CONAMA nº 498 em solos agrícolas (BRASIL, 2020a); ** = Concentração máxima permitida pelo Ministério do Meio Ambiente de Quebec em solos agrícolas (Ministère de l'Environnement du Québec, 1988); *** = Concentração máxima do somatório de 11 HPAs permitida em LE para ser aplicado na agricultura (CEC, 2000, 2010).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

3.2. Teores de HPAs após o processo de compostagem do LE

3.2.1. Efeito e interação dos fatores em estudo

A análise de variância revelou que houve interação entre o tempo de aeração (0; 14; 28; 42 e 60 dias) e a realização ou não de cultivo em lodo de esgoto com *Pennisetum purpureum* na compostagem para os HPAs: NAF, FEN, BaA e Σ HPAs ($P \leq 0,05$), (Tabela 2).

Tabela 2 – Teores de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), indeno(1,2,3-cd)pireno (IND) e do somatório dessas substâncias (Σ HPAs) na compostagem dos lodos de esgoto provenientes de diferentes tempos de aeração e da presença (CP) e ausência (SP) de cultivo de *P. purpureum*

HPA (μgkg^{-1})	Trat	Tempo de aeração (dia)					Média	CV (%)
		0	14	28	42	60		
Compostagem								
NAF	SP	5,57a (12)	6,12a (32)	7,65a (77)	6,74a (38)	4,05a (-14)	-	17,11
	CP	4,14b (-21)	6,11a (-10)	4,14b (-29)	2,85b (-44)	4,42a (-20)	-	
	Méd.	-	-	-	-	-	-	
FEN	SP	13,99a (-38)	11,22a (-23)	19,42a (23)	15,77a (15)	11,23a (-36)	-	40,22
	CP	7,63a (-57)	11,72a (-41)	3,62b (-82)	3,29b (-83)	16,40a (-17)	-	
	Méd.	-	-	-	-	-	-	
FLUO	SP	18,55 (-30)	18,27 (31)	21,42 (21)	25,61 (63)	18,67 (09)	20,50a	23,42
	CP	18,20 (-06)	20,63 (-12)	20,83 (-11)	15,36 (-39)	21,33 (13)	19,27a	
	Méd.	18,38	19,45	21,13	20,48	20,00	-	
PIR	SP	52,63a (-03)	48,27a (33)	51,28a (22)	63,24a (40)	45,41a (11)	-	19,21
	CP	41,18a (14)	52,49a (17)	48,90a (29)	40,32b (-05)	50,12a (33)	-	
	Méd.	-	-	-	-	-	-	
BaA	SP	0,45a (-92)	0,01b (-99)	0,03a (-99)	0,47a (-90)	0,01a (-99)	-	35,18
	CP	0,32b (-92)	0,15a (-96)	0,01a (-99)	0,01b (-99)	0,07a (-98)	-	
	Méd.	-	-	-	-	-	-	
CRI	SP	31,86 (-05)	29,85 (10)	32,25 (15)	40,00 (37)	29,99 (07)	32,79a	18,92
	CP	29,49 (17)	33,28 (10)	31,39 (20)	26,79 (-16)	32,10 (42)	30,61a	
	Méd.	30,68	31,57	31,82	33,40	31,04	-	
IND	SP	2,65 (-29)	1,82 (-48)	2,01 (-42)	3,07 (-24)	1,03 (-74)	2,12a	35,14
	CP	2,26 (-18)	1,72 (-50)	0,92 (-72)	1,57 (-53)	0,94 (-64)	1,48b	
	Méd.	2,45	1,77	1,47	2,32	0,99	-	
Σ HPAs	SP	125,72a (-17)	115,56a (11)	134,06a (16)	154,91a (32)	110,39a (-05)	-	17,81
	CP	103,23a (-07)	126,10a (-05)	109,81a (-09)	86,92b (-87)	125,38a (15)	-	
	Méd.	-	-	-	-	-	-	

Nota: Trat = Tratamento. Valor entre parênteses corresponde ao índice percentual de redução ou aumento do composto. Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de tukey.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

A compostagem do LE na presença de resíduo de *P. purpureum* reduziu os teores de HPAs, exceto para o FLUO e CRI. A compostagem do LE sem aeração e com resíduos de *P. purpureum* reduziram os teores de NAF e BaA. Já, para aqueles em que ocorreram aeração, observou-se reduções dos teores de NAF e FEN no lodo aos 28 e 42 dias e, para o PIR, BaA e Σ HPAs, aos 42 dias de aeração, quando comparados ao substrato sem planta. Os teores de IND não foram influenciados pela interação planta e aeração, mas apresentaram reduções significativas em ambos os fatores isoladamente em comparação aos teores iniciais para cada tempo de aeração (Tabela 2). A compostagem do LE com plantas reduziu em 72% o teor de IND quando submetido a 28 dias de aeração, e com 60 dias de aeração obteve-se a redução de 74% no tratamento com LE sem plantas. Por outro lado, o FLUO e o CRI não foram influenciados por nenhum dos fatores.

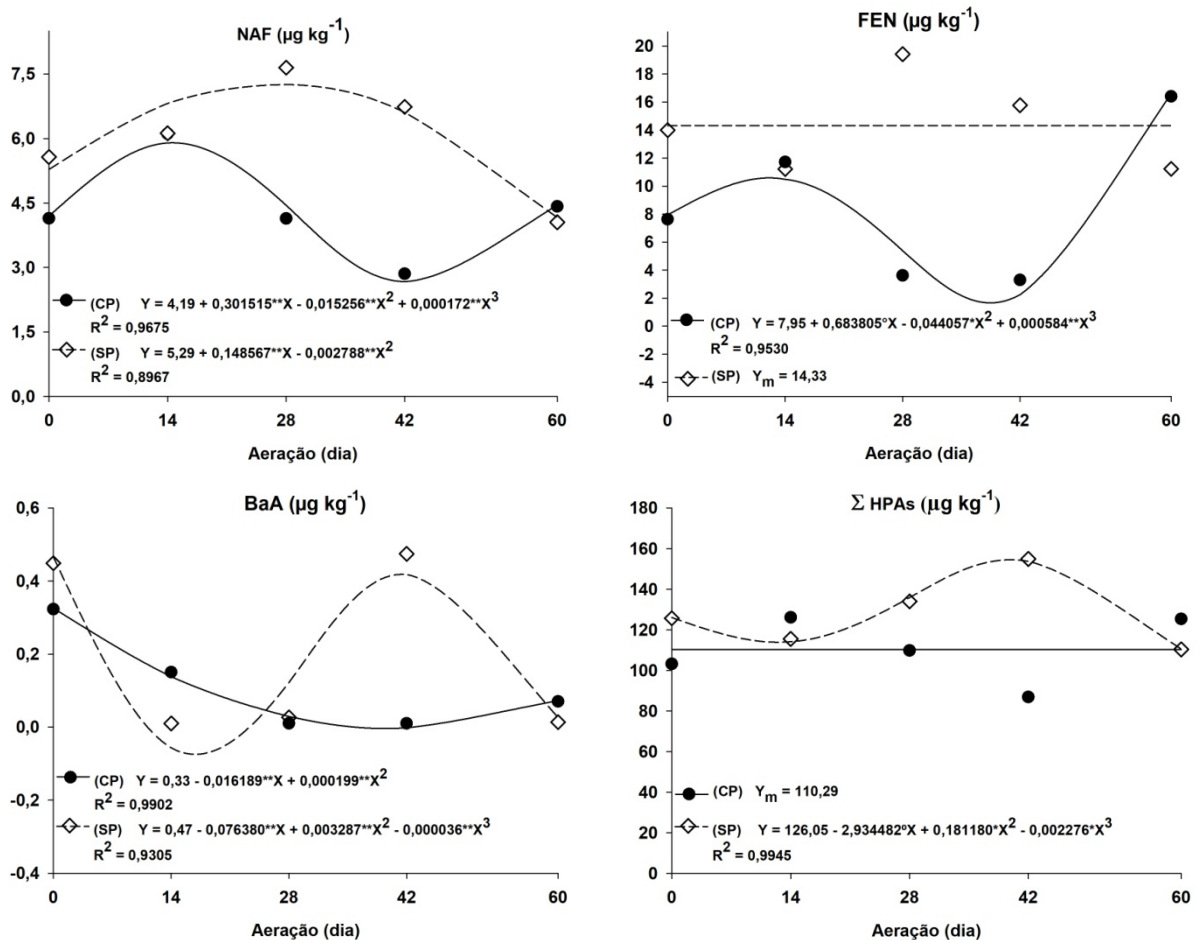
3.2.2. Efeito do fator do tempo de aeração dentro do LE não cultivado e do LE cultivado com *P. purpureum* após a compostagem

Os teores de NAF, BaA e Σ HPAs no LE sem o cultivo da planta foram influenciados pelo tempo de aeração, e no LE cultivado a aeração influenciou nos teores de NAF, FEN e BaA, não havendo, porém, ajustes de modelos para os teores de FLUO, PIR, CRI e IND (Figura 2).

Os teores de NAF, sem cultivo, apresentaram oscilação entre os tempos de aeração (Figura 2), com 28 dias observou-se o teor máximo de $7,65 \mu\text{g kg}^{-1}$ e com 60 dias de aeração, com teor foi reduzido para $4,05 \mu\text{g kg}^{-1}$, correspondendo ao decréscimo de 27%, em comparação ao tratamento que não recebeu aeração (tempo zero).

Os teores dessa substância sob o cultivo da planta também foram influenciados pela aeração, embora com comportamento distinto (Figura 2). Os teores aumentaram aos 14 dias e reduziram até atingir o menor valor aos 42 dias de aeração, $2,85 \mu\text{g kg}^{-1}$, e novamente aumentaram aos 60 dias de aeração atingindo $4,42 \mu\text{g kg}^{-1}$, tendo um leve acréscimo, em relação ao tempo 0 de aeração, de 7%. Ainda, em relação ao teor inicial, apresentaram reduções em ambos os sistemas, com os maiores resultados sendo no LE sem cultivo, 14% aos 60 dias, e no LE cultivado, 44% aos 42 dias de aeração. No LE sem cultivo, destaca-se o aumento considerável dessa substância, 77%, em relação ao teor inicial, aos 28 dias de aeração (Tabela 2).

Figura 2 – Teores de naftaleno (NAF), fenantreno (FEN), benzo(a)antraceno (BaA) e do somatório desses compostos (Σ HPAs) em compostos orgânicos produzidos a partir de lodos de esgoto cultivados (CP) ou não cultivados com *Pennisetum purpureum* (SP) e com diferentes tempos de aeração



^o, *, ** Significativos a 10; 5 e 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.
Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Os teores de FEN e de Σ HPAs no LE sem o cultivo da planta não foram influenciados pelo tempo de aeração, sendo o valor médio de FEN de $14,33 \mu\text{g kg}^{-1}$ (Figura 2). Todavia, no LE cultivado, os teores dessa substância aumentaram com o tempo de aeração, aos 14 e 60 dias, tendo neste último tempo de aeração atingido o teor máximo de $16,08 \mu\text{g kg}^{-1}$, com um substancial acréscimo em relação ao tempo 0 de aeração de 115%. Por outro lado, aos 28 e 42 dias de aeração, o teor de FEN atingiu os menores valores observados, $3,62 \mu\text{g kg}^{-1}$ e $3,29 \mu\text{g kg}^{-1}$, respectivamente, compreendendo uma redução significativa de 57% em relação ao tempo 0 de aeração. Tomando como referência o teor inicial dessa substância, as maiores reduções para o LE sem cultivo e com cultivo foram de 38% a 0 dia e 83% aos 42 dias de aeração, respectivamente (Tabela 2).

Para Σ HPAs o valor médio de $110,29 \mu\text{g kg}^{-1}$, corresponde a uma redução de 64,9% em relação ao teor inicial (Figura 2). Contudo, no LE sem o cultivo da planta, os teores dessa substância aumentaram com o tempo de aeração, atingindo aos 42 dias o teor máximo de $154,91 \mu\text{g kg}^{-1}$, sendo o acréscimo em relação ao tempo 0 de aeração de 23%, e apresentaram uma redução aos 60 dias de aeração em relação ao tempo 0 de aeração, de 12%. Comparando ainda com o valor inicial, ocorreu redução de 59,2% para o LE sem cultivo pela média dos tempos de aeração (Figura 2).

Os teores de BaA no LE sem cultivo reduziram aos 14 e 60 dias de aeração, até atingir os valores mínimos de $0,01 \mu\text{g kg}^{-1}$, sendo o decréscimo em relação ao tempo 0 de aeração de 98%, porém, não apresentaram alteração significativa aos 42 dias de aeração em relação a esse mesmo tempo. Os teores de BaA no LE sob cultivo apresentaram as maiores reduções, com valores mínimos de $0,01 \mu\text{g kg}^{-1}$ aos 28 e 42 dias de aeração, sendo o decréscimo em relação ao tempo 0 de aeração de 97%, tendo, no entanto, uma redução inferior no tempo de 60 dias, (Figura 2). As reduções para BaA aproximaram-se da eliminação completa do substrato, em ambos os sistemas. Assim, considerando-se os menores valores observados em cada sistema e comparando-os ao teor inicial, as reduções foram de 99% (Tabela 2).

4. Discussão

Dos 16 HPAs controlados pela Agência Ambiental Americana (USEPA) somente sete foram encontrados neste estudo, destes, quatro são de massa molecular médio (MMM) e representaram 61,8% do total, são eles: FLUO, PIR, BaA e CRI, com contribuições individuais no somatório (Σ HPAs) de 11,6; 24,4; 2,8 e 23,1%, respectivamente. De acordo com Oleszczuk (2008) e HU *et al.* (2014) os teores de HPAs encontrados no LE relacionam-se diretamente com o esgoto original, sendo recorrente o predomínio de grupos de PMM como: fluoranteno (FLUO), pireno (PIR), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (CRI), benzo(b)fluoranteno (BbF) e benzo(k)fluoranteno (BkF).

Dos outros HPAs encontrados, dois são de massa molecular baixo (MMB), com dois e três anéis, que são o NAF e FEN, com contribuição de 3,6% e 30,3%, respectivamente, e um com massa molecular alto (PMA) e seis anéis, que foi o IND, com 4,2%. Importante salientar que destes sete HPAs somente os compostos CRI, PIR e BaA são classificados como carcinogênicos aos seres humanos, e apesar de terem boa representatividade dentro da soma total, como ocorreu para PIR e CRI, seus teores foram inferiores aos limites máximos estabelecidos pela legislação para solos agrônômicos (NTP, 2005) (Tabela 1). Além do mais, caso o LE seja utilizado como fertilizante agrícola, os seus teores serão ainda mais reduzidos pela incorporação e diluição no solo.

Devemos levar em consideração, também, que o somatório dos sete HPAs encontrados atingiu $313,84 \mu\text{g kg}^{-1}$, e representa somente 5,23% do limite máximo estipulado pela legislação europeia, que estabelece que o somatório dos teores de 11 HPAs no lodo de esgoto deve estar abaixo de $6.000 \mu\text{g kg}^{-1}$ para ser utilizado na agricultura (CEC, 2000). Estes resultados indicam que o LE apresenta aptidão quanto aos limites de HPAs para uso em solos agrícolas. Além do baixo potencial contaminante dos HPAs encontrados no lodo compostado também observou-se menor representatividade de compostos considerados carcinogênicos e a ausência de Benzo(a)pireno (BaP). Todavia, a aplicação de lodo de forma contínua, mesmo com baixos teores, pode causar acúmulos dessas substâncias tóxicas em solos em níveis muito próximos ou acima dos limites máximos impostos pela legislação (OLESZCZUK e BARAN, 2005; STAŃCZYK-MAZANEK; STĘPNIAK; KĘPA, 2019). Neste caso, quanto menores os teores desses compostos no LE, maiores poderão ser as doses aplicadas e a frequência de suas aplicações, sem oferecer substanciais riscos de contaminação ambiental.

Os resultados do estudo de Stańczyk-Mazanek, e Stępnia e Kępa (2019) mostraram que o aumento da dose de lodo de esgoto utilizado como fertilizante levou ao aumento da quantidade de HPAs analisados no solo. Os autores estabeleceram como doses seguras de LE a aplicação de quantidades menores do que 75 t ha^{-1} , com teores totais de HPAs de $9.212 \mu\text{g kg}^{-1}$ (somatório de 16 HPAs controlados pela USEPA) e de $6.866 \mu\text{g kg}^{-1}$ (somatório de 11 HPAs controlados pela União Europeia), superando em cerca de 30 e 20 vezes, respectivamente, os teores encontrados no presente estudo.

O efeito da compostagem do LE utilizando os resíduos da parte aérea e das raízes de *P. purpureum*, em comparação a compostagem do LE não cultivado, foi significativo na redução dos teores de NAF e BaA no tempo 0 de aeração, ou seja sem aeração forçada, e em NAF, FEN, PIR, BaA e Σ HPAs com aeração (Tabelas 2). Diversos estudos com compostagem do LE como técnica de mitigação da contaminação de HPAs mostram a ocorrência de redução dos teores daqueles compostos com menor número de anéis em sua estrutura atômica e conseqüentemente com menores massas atômicas, como

os de 2, 3 e 4 anéis mencionados acima (AMIR, *et al.*, 2005; HAFIDI *et al.*, 2008). Essa redução muitas vezes está relacionada a biodegradação desses compostos, que acontece em virtude da maior disponibilidade deles no LE (AMIR, *et al.*, 2005; LU *et al.*, 2019; POLUSZYŃSKA; JAROSZ-KRZEMIŃSKA; HELIOS-RYBICKA, 2017)

Foi observada também elevada redução dos teores de IND (6 anéis aromáticos) em relação ao teor inicial do LE, apesar de não ter ocorrido interação do cultivo da planta e aeração. Essa substância é considerada recalcitrante por estar no grupo de HPAs com elevada massa molecular, com 5 ou mais anéis, sendo que, a redução pode ter ocorrido em função da adsorção desse composto pelas substâncias húmicas resultante do processo de maturação do LE durante a compostagem. Esse fenômeno é possível devido ao caráter hidrofóbico desse grupo e por sua alta interação com o húmus, que o aprisiona e o torna indisponível na solução do meio, com isso dificultando a sua biodegradação pelas bactérias presentes no biocomposto. Oleszczuk (2009) e Hartlieb *et al.* (2003) atribuem a redução desses compostos à sua adsorção pelo carbono orgânico das substâncias orgânicas produzidas pela maturação do lodo de esgoto durante a compostagem. Por outro lado, Obi *et al.* (2020) afirmam que a eficiência de degradação de HPAs com PMA podem ser atribuídas à presença de regiões de baía em sua estrutura molecular, sendo que essas orientações angulares de carbono esquelético, embora termodinamicamente mais estáveis, são suscetíveis ao ataque enzimático, tornando assim os HPAs com estrutura angular mais biodegradáveis.

Nas substâncias em que ocorreram interação do sistema de plantio com a aeração, como o NAF, FEN, BaA e Σ HPAs, constatou-se comportamento inverso para o NAF e o BaA em relação à interação, porém, em ambos, foi observada redução nos seus teores em relação ao teor inicial (Figura 2). NAF e BaA são substâncias de baixo e médio massa molar, de 2 e 4 anéis aromáticos, respectivamente, sendo que o NAF se caracteriza por possuir maior pressão de vapor e, dentre os HPAs, é o que possui menor hidrofobicidade, tendendo a sofrer maior influência da temperatura durante a fase termófila do processo de compostagem e maior volatilização (Figura 1). Assim, o NAF, por ser o HPA de menor massa molecular, é a substância mais facilmente degradada pela microbiota da compostagem, por estar não adsorvida e biodisponível para os microrganismos (POLUSZYŃSKA; JAROSZ-KRZEMIŃSKA; HELIOS-RYBICKA, 2017). Neste trabalho, porém, foram notados aumentos em seus teores, o que também foi observado por Cai *et al.* (2007) e Guerin 2000, e pode estar relacionado com a heterogeneidade e complexidade da matriz do LE.

O FEN, com 3 anéis aromáticos, é uma substância comumente encontrada no LE (AMIR, *et al.*, 2005; HAFIDI *et al.*, 2008; HUA *et al.*, 2008; LU *et al.*, 2019), e que pode até mesmo servir como indicador da qualidade do substrato em relação a HPAs de acordo com Paraíba *et al.* (2011) e, assim como o NAF, também possuem características que o qualifica para ser biodegradado em tempo menor em comparação a outros HPAs de maior massa molecular, pois frequentemente se encontra biodisponível durante a compostagem do LE (AMIR *et al.*, 2005).

Nesse aspecto, os resíduos orgânicos do *P. purpureum* papel importante na dinâmica de adsorção, desorção e biodegradação desse composto, associado à aeração. Amir *et al.* (2005) notaram que quantidades de HPAs com poucos anéis aromáticos ($N \leq 4$), apresentaram dessorção máxima após 60 dias de compostagem. Segundo os autores, essa tendência pode ser explicada pelo fato de que os HPAs com baixo massa molecular são fracamente adsorvidos e, portanto, podem ser facilmente e

rapidamente desorvidos a partir de 60 dias de compostagem. A atuação das plantas nessa dinâmica têm apresentado resultados distintos e pode estar relacionada à espécie, uma vez que teores de HPAs com baixa massa molecular, como o FEN, acumularam em raízes de rabanete (CAI *et al.*, 2007), enquanto Petersen *et al.* (2003) não observaram acúmulo de HPAs em plantas cultivadas em solos após três aplicações consecutivas de lodo de esgoto.

Os teores de BaA foram altamente reduzidos e praticamente eliminados durante a compostagem por 60 dias, tanto do LE cultivado quanto do não cultivado sob aeração (Tabela 2 e Figura 2). A degradação desse composto pode estar relacionada à sua maior biodisponibilidade proporcionada por alterações do pH resultante do processo de maturação do LE. Essa maturação ocorreu durante as fases de plantio e aeração e posteriormente pela compostagem desse material, sendo que, uma alta eficiência de decomposição de BaA, também foi encontrado por Obi *et al.* (2020).

De acordo com Oleszczuk (2007) uma alta correlação (90%) na redução dos teores de BaA com o pH, ocorrem na fase termofílica da compostagem. Hafidi *et al.* (2008) afirmam que a biodegradação dos compostos de HPAs em solos ocorre pela ação da microbiota, sendo os melhores resultados para aquelas substâncias de baixa massa molecular (2–4 anéis). Por outro lado, as substâncias de alta massa molecular são recalcitrantes, ou seja, de difícil decomposição em virtude de sua natureza refratária, possivelmente devido à sua hidrofobicidade ou estrutura complexa. Além disso, a mineralização de HPAs é significativamente maior em compostos humificados, conforme observado por Martens (1982) e (Amir *et al.*, 2005), por meio de incubação de HPAs marcados com carbono 14 em compostos humificados e em compostos frescos, de que houve redução dos teores de BaA após a compostagem. Para Carlstrom e Tuovinen (2003) e Amir *et al.* (2005) as reduções podem ser atribuídas à degradação pelas populações microbianas mesofílicas ou ainda pela adsorção por substâncias húmicas formadas nos processos finais da compostagem.

O PIR, FLUO e CRI são substâncias com 4 anéis que tiveram participação no total de HPAs variando de 11,6 a 23,1% (Tabela 2) e, junto com o FEN (30,3%), foram as substâncias que mais contribuíram para o somatório dentro dos 16 HPAs controlados pela USEPA. O FLUO e PIR são comumente encontrados em LE devido as suas altas concentrações nos esgotos domésticos, sendo os HPAs com 3 e 4 anéis dominantes no LE (VILLAR *et al.*, 2006; OLESZCZUK, 2009; HUA *et al.*, 2008; LU *et al.*, 2019). Estas substâncias tiveram taxas de reduções que variaram de 36 a 56%. Apesar de algumas pesquisas apontarem maiores reduções para substâncias de baixa e média massa molecular na compostagem, com valores que podem chegar a 94% (GUERIN, 2000; CAI *et al.*, 2007), outros trabalhos, no entanto, assinalam comportamento inverso, com reduções maiores para compostos com maior número de anéis (5 e 6 anéis), o que pode estar relacionado à conversão desses compostos em formas estáveis ligadas a resíduos resultantes da mineralização da matéria orgânica (HARTLIEB *et al.*, 2003, OLECZUK, 2009).

Entre os HPAs de 4 e 5 anéis, os fluoranteno, pireno, benzo(b)fluoranteno e dibenzo(a,h)antraceno foram caracterizados pelos níveis de perdas mais altos (Oleczuk 2006). Zhou *et al.* (2018) encontraram resultados satisfatórios de biolixiviação de pireno, conduzido por *Acidithiobacillus ferrooxidans*, em LE condicionado para esse fim. Neste caso, a fração biodisponível do pireno aumentou de 59,1% no lodo bruto para 68,7% no lodo quimicamente acidificado e 79,3% no lodo biolixiviado, concluindo que a acidificação química e os tratamentos de condicionamento por biolixiviação podem

aumentar a biodisponibilidade do pireno no LE, principalmente por meio da alteração da hidrofobicidade relativa e do tamanho de partícula dos flocos deste resíduo. Lu *et al.* (2019) encontraram diferenças significativas de criseno em composto de LE, sendo que a redução dessa substância ocorreu aos 11 e 25 dias da compostagem, em razão da biolixiviação.

Os Σ HPAs nos LE sob cultivo e sem cultivo da planta tiveram as maiores reduções em relação ao teor inicial, de 87% aos 42 dias e de 17% a 0 dia, respectivamente. Contudo, houve aumento aos 42 dias de aeração no LE sem cultivo, influenciado pelos valores de FLUO, PIR e CRI, que foram as substâncias com maiores contribuições para o somatório, e que também tiveram seus teores aumentados nesse período. A redução do somatório de HPAs é relatado por diversos autores, e estão relacionados a biodegradação, principalmente para aqueles de menor massa molecular e menor número de anéis (2 a 4 anéis) e à adsorção, para aqueles de maior massa molecular e maior número de anéis (5 e 6 anéis). Essa relação pode ocorrer ainda de forma distinta de acordo com as fases da compostagem do LE, fases termófilas e mesófilas, com aumento e redução de compostos com maior e menor massa molecular, respectivamente, e maior redução dos HPAs com maior número de anéis na fase de maturação, quando ocorre maior formação de substâncias húmicas que adsorvem esses compostos, tornando-os indisponíveis para decomposição.

5. Conclusões

A compostagem do material orgânico proveniente do cultivo e mistura da biomassa de *Pennisetum purpureum* em lodo de esgoto, com tempo de aeração de 42 dias, promove as maiores reduções de naftaleno, fenantreno, pireno, benzo(a)antraceno, indeno(1,2,3-cd)pireno e somatório dos HPAs, em comparação a compostagem do material derivado somente do lodo de esgoto.

6. Agradecimentos

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e a Universidade Federal de Minas Gerais pelo apoio financeiro e bolsa de IC concedidos.

7. Referências Bibliográficas

- ABDEL-SHAFY, H.I.; MANSOUR, M.S.M. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 25, n. 1, p. 107–123, 2016.
- 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.
- AMIR, S.; HAFIDI, M.; MERLINA, G.; HAMDY, H.; REVEL, J. C. Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of lagooning sewage sludge. **Chemosphere**, v. 58, n. 4, p. 449–458, 2005.
- ANDERSSON, J. T.; ACHTEN, C. Time to Say Goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an Up-to-Date Use of PACs for Environmental Purposes. **Polycyclic Aromatic Compounds**, v. 35, n. 2–4, p. 330–354,

2015.

AZIM, K.; SOUDI, B.; BOUKHARI, S.; PERISSOL, C.; ROUSSOS, S.; ALAMI, I. T. Composting parameters and compost quality: a literature review. **Organic Agriculture**, v. 8, n. 2, p. 141–158, 2018.

BERTONCINI, E. I.; D'ORAZIO, V.; SENESI, N.; MATTIAZZO, M. E. Effects of sewage sludge amendment on the properties of two Brazilian oxisols and their humic acids. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 11, p. 4972–4979, 2008.

CAI, Q.Y.; MO, C. H.; WU, Q. T.; ZENG, Q. Y.; KATSOYIANNIS, A.; FERARD, J. F. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)-contaminated sewage sludge by different composting processes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 142, n. 1–2, p. 535–542, 2007.

CARLSTROM, C. J.; TUOVINEN, O. H. Mineralization of phenanthrene and fluoranthene in yardwaste compost. *Environ. Pollut.* 124, p. 81–91, 2003.

CEC, Council of the European Community, 2000. Working Document on Sludge, 3rd Draft. Brussels. 27 April, 20p. <<http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/>>. Acesso em: 20 Mar. 2019

CHEN, C. S.; DELFINO, Joseph J. Cosolvent effects of oxygenated fuels on PAH solubility. **Journal of Environmental Engineering**, v. 123, n. 4, p. 354–363, 1997.

DYBING, E.; SCHWARZE, P. E.; NAFSTAD, P.; VICTORIN, K.; PENNING, T. M. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Ambient Air and Cancer In: Air pollution and cancer. **Iarc Scientific Publication**, v. 161, p. 75–94, 2010.

FABOYA, O. L.; SOJINU, S. O.; OGUNTUASE, B. J.; SONIBARE, O. O. Impact of forest fires on polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations and stable carbon isotope compositions in burnt soils from tropical forest, Nigeria. **Scientific African**, v. 8, p. e00331, 2020.

FERRIZZI, V. C. Caracterização de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) em rios da bacia hidrográfica do Turvo/Grande. 2011. 117p. Dissertação de Mestrado - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto.

GUERIN, T.F. The differential removal of aged polycyclic aromatic hydrocarbons from soil during bioremediation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 7, n. 1, p. 19–26, 2000.

HAFIDI, M.; AMIR, S.; JOURAIPHY, A.; WINTERTON, P.; GHAROUS, M.; MERLINA, G.; REVEL, J.C. Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of activated sewage sludge with green waste. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 18, p. 8819–8823, 2008.

HARTLIEB, N.; ERTUNC, T.; SCHAEFFER, A.; KLEIN, W. Mineralization, metabolism and formation of non-extractable residues of ¹⁴C-labelled organic contaminants during pilot-scale composting of municipal biowaste. **Environmental Pollution**, v. 126, n. 1, p. 83–91, 2003.

HEPPERLY, P.; LOTTER, D.; ULSH, C. Z.; SEIDEL, R.; REIDER, C. Compost, Manure and Synthetic Fertilizer Influences Crop Yields, Soil Properties, Nitrate Leaching and Crop Nutrient Content. **Compost Science and Utilization**, v. 17, n. 2, p. 117–126, 2009.

HU, Y.; LI, G.; YAN, M.; PING, C.; REN, J. Investigation into the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in wastewater sewage sludge and its resulting pyrolysis bio-oils. **Science of the Total Environment**, v. 473–474, p. 459–464, 2014.

HUA, L.; WU, W.; LIU, Y.; CHEN, Y.; MCBRIDE, M. B. Effect of composting on polycyclic aromatic hydrocarbons removal in sewage sludge. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 193, n. 1–4, p. 259–267, 2008.

JONES, K. C.; STRATFORD, J. A.; TIDRIDGE, P.; WATERHOUSE, K. S. Polynuclear aromatic hydrocarbons in an agricultural soil: Long-term changes in profile distribution. **Environmental Pollution**, v. 56, n. 4, p. 337–351, 1989.

JONES, S.C.; WILSON, K.C. Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic

- hydrocarbons (PAHs): A review. **Environmental Pollution**, v. 81, n. 3, p. 229–249, 1993.
- KNUTZEN, J.; SORTLAND, B. Some Algae and Invertebrates From Moderately Polluted Parts of the Coast of Norway. v. 16, n., p. 8–10, 1982.
- LAZZARI, L.; SPERNI, L.; BERTIN, P.; PAVONI, B. Correlation between inorganic (heavy metals) and organic (PCBs and PAHs) micropollutant concentrations during sewage sludge composting processes. **Chemosphere**, v. 41, n. 3, p. 427–435, 2000.
- LI, X.; YANG, Y.; XU, X.; XU, C.; HONG, J. Air pollution from polycyclic aromatic hydrocarbons generated by human activities and their health effects in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 1360–1367, 2016.
- LIU, S.; LIU, X.; LIU, M.; YANG, B.; CHENG, L.; LI, Y.; QADEER, A. Levels, sources and risk assessment of PAHs in multi-phases from urbanized river network system in Shanghai. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 555–567, 2016.
- LU, Y.; ZHENG, G.; ZHOU, W.; WANG, J.; ZHOU, L. Bioleaching conditioning increased the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons to promote their removal during co-composting of industrial and municipal sewage sludges. **Science of the Total Environment**, v. 665, p. 1073–1082, 2019.
- MALISZEWSKA-KORDYBACH, B. Sources, Concentrations, Fate and Effects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Environment. Part A: PAHs in Air. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 8, n. 3, p. 131–136, 1999.
- MALISZEWSKA-KORDYBACH, B.; SMRE CZAK, B. Ecotoxicological activity of soils polluted with polycyclic aromatic hydrocarbons (pahs) - effect on plants. **Environmental Technology**, v. 21, n. 10, p. 1099–1110, 2000.
- MARTENS, R. Concentrations and microbial mineralization of four to six ring polycyclic aromatic hydrocarbons in composted municipal waste. **Chemosphere**, v. 11, n. 8, p. 761–770, 1982.
- MOLLER, M.; ALFHEIM, I. Mutagenicity and PAH-analysis of airborne particulate matter. **Atmospheric Environment**, v. 14, n. 1, p. 83–88, 1980.
- MORILLO, E.; ROMERO, A. S.; MAQUEDA, C.; MADRID, L.; AJMONE-MARSAN, F.; GRICMAN, H.; DAVIDSON, C. M.; HURSTHOUSE, A. S.; VILLAYERDE, J. Soil pollution by PAHs in urban soils: A comparison of three European cities. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 9, n. 9, p. 1001–1008, 2007.
- NAFEZ, A. H.; NIKAEEN, M.; KADKHODAI, S.; HATAMZADEH, M.; MOGHIM, S. Sewage sludge composting: quality assessment for agricultural application. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 11, 2015.
- NTP. NATIONAL TOXICOLOGY PROGRAM. Report on Carcinogens, eleventh ed. Public Health Service, US Department of Health and Human Services, Washington, DC, 2005.
- OBI, L.; ATAGANA, H.; ADELEKE, R.; MPHEKGO, M.; BAMUZA-PEMU, E. Potential microbial drivers of biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in crude oil sludge using a composting technique. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 95, n. 5, p. 1569–1579, 2020.
- OLESZCZUK, Patryk. Application of three methods used for the evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) bioaccessibility for sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 1, p. 413–420, 2009.
- OLESZCZUK, Patryk. Changes of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of sewage sludges with chosen physico-chemical properties and PAHs content. **Chemosphere**, v. 67, n. 3, p. 582–591, 2007.
- OLESZCZUK, Patryk. Influence of different bulking agents on the disappearance of polycyclic aromatic

hydrocarbons (PAHs) during sewage sludge composting. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 175, n. 1–4, p. 15–32, 2006.

OLESZCZUK, Patryk; BARAN, Stanislaw. Influence of soil fertilization by sewage sludge on the content of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in crops. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, v. 40, n. 11, p. 2085–2103, 2005.

PARAÍBA, L. C.; QUEIROZ, S. C. N.; SOUZA, D. R. C.; SAITO, M. L. Risk simulation of soil contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons from sewage sludge used as fertilizers. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v.22, p.1156-1163, 2011.

PENA, M. T.; CASAIS, A.; MEJUTO, C.; CELA, R. Development of a sample preparation procedure of sewage sludge samples for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons based on selective pressurized liquid extraction. **Journal of Chromatography A**, v. 1217, n. 4, p. 425–435, 2010.

PETERSEN, S. O.; Henriksen, K.; Mortensen, G. K.; Krogh, P. H.; Brandt, K. K.; Sørensen, J.; Madsen, T.; Petersen, J.; Grøn, C. Recycling of sewage sludge and household compost to arable land: Fate and effects of organic contaminants, and impact on soil fertility. **Soil and Tillage Research**, v. 72, n. 2, p. 139–152, 2003.

POLUSZYŃSKA, J.; JAROSZ-KRZEMIŃSKA, E.; HELIOS-RYBICKA, E. Studying the Effects of Two Various Methods of Composting on the Degradation Levels of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Sewage Sludge. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 228, n. 8, 2017.

RORAT, A.; WLOKA, D.; GROBELAK, A.; GROSSER, A.; SOSNECKA, A.; MILCZAREK, M.; JELONEK, P.; VANDENBULCKE, F.; KACPRZAK, M. Vermiremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in sewage sludge composting process. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 347–353, 2017.

SANTOS, N. A.; CACIQUE, A. P.; BARBOSA, E. S.; SILVÉRIO, F. O.; PINHO, G. P. Validation Of a method for extraxtion of polycyclic aromatic hydrocarbons from sewage sludge and analysis by GC-MS. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v.97, p.1393-1404, 2017.

SAYARA, T.; BORRÀS, E.; CAMINAL, G.; SARRÀ, M.; SÁNCHEZ, A. Bioremediation of PAHs-contaminated soil through composting: Influence of bioaugmentation and biostimulation on contaminant biodegradation. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 65, n. 6, p. 859–865, 2011.

STAŃCZYK-MAZANEK, E.; STĘPNIAK, L.; KĘPA, U. Analysis of migration of polycyclic aromatic hydrocarbons from sewage sludge used for fertilization to soils, surface waters, and plants. **Water**, v. 11, n. 6, 2019.

SUN, L.; LIAO, X.; YAN, X.; ZHU, G.; MA, D. Evaluation of heavy metal and polycyclic aromatic hydrocarbons accumulation in plants from typical industrial sites: potential candidate in phytoremediation for co-contamination. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 21, p. 12494–12504, 2014.

THOMAS, W.; RÜHLING, Å; SIMON, H. Accumulation of airborne pollutants (PAH, chlorinated hydrocarbons, heavy metals) in various plant species and humus. *Environmental Pollution. Series A, Ecological and Biological*, v. 36, n. 4, p. 295–310, 1984.

TUVIKENE, Arvo. Responses of fish to po hydrocarbons (PAHs). v. 32, n. 3, p. 295–309, 1995.

VILLAR, P.; CALLEJÓN, M.; ALONSO, E.; JIMÉNEZ, J. C.; GUIRAÚM, A. Temporal evolution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sludge from wastewater treatment plants: Comparison between PAHs and heavy metals. **Chemosphere**, v. 64, n. 4, p. 535–541, 2006.

VIÑAS, L.; FRANCO, M. A.; GONZÁLEZ, J. J. Polycyclic aromatic hydrocarbon composition of sediments in the Ría de Vigo (NW Spain). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 57, n. 1, p. 42–49, 2009.

WISE, Stephen A.; SANDER, Lane C.; MAY, Willie E. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons by liquid chromatography. **Journal of Chromatography A**, v. 642, n. 1–2, p. 329–349, 1993.

ZHANG, S.; LUO, W.; LI, Y.; WANG, G.; LI, G Simultaneous quantification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Mississippi river water, in New Orleans, Louisiana, USA. **Chemosphere**, v. 66, n. 6, p. 1057–1069, 2007.

ZHOU, W.; GUO, Y.; HU, L.; HE, L.; XU, B.; HUANG, Z.; WANG, G.; CHEN, Y. Impact of sludge conditioning treatment on the bioavailability of pyrene in sewage sludge. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 163, n. February, p. 196–204, 2018.

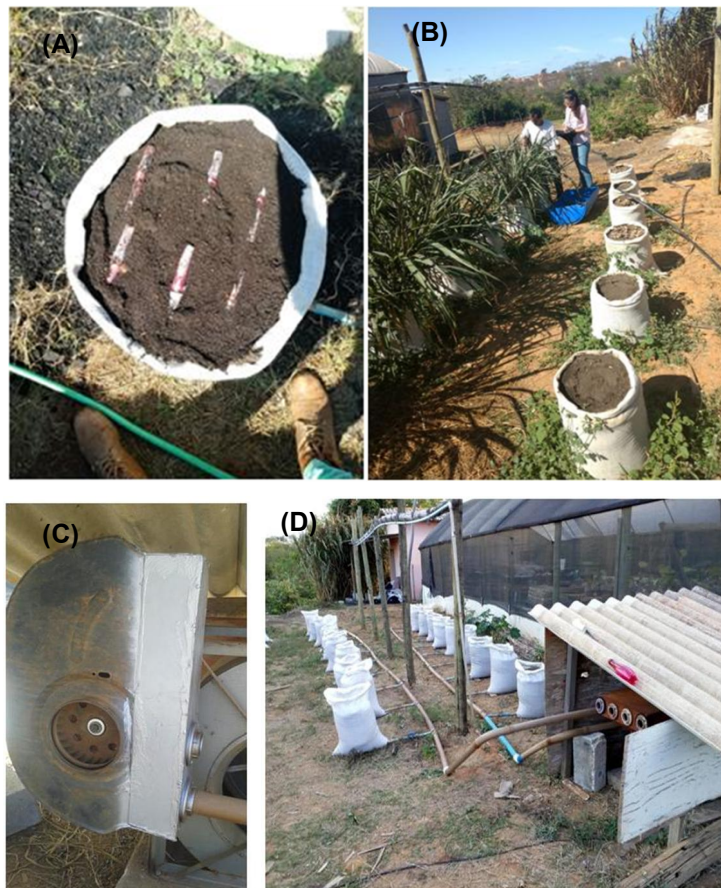
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O cumprimento das normas ambientais com relação aos teores de contaminantes é essencial para utilização do LE na agricultura de forma segura, e representa uma solução para a disposição correta e economicamente viável deste material. Além disso, pode contribuir para a redução da utilização de fertilizantes químicos e reduzir impactos ambientais em consequência dessas práticas.

O LE tratado somente com aeração mecânica forçada e o LE tratado somente com o cultivo direto de *P. purpureum*, apresentaram resultados satisfatórios no melhoramento das características químicas desse resíduo, sendo técnicas importantes para a sua adequação para uso como fertilizante orgânico, em razão da mineralização de nutrientes e redução de contaminantes. No caso do cultivo da gramínea no LE há a vantagem de se utilizar os resíduos da planta para realização de compostagem com a própria biomassa da planta, para atingir uma melhor qualidade do fertilizante. A injeção de ar, por sua vez, além de contribuir no melhoramento do LE com relação às suas características químicas, promove a eliminação rápida de odores indesejáveis, porém, não tem influência na decomposição da matéria orgânica.

APÊNDICE – IMAGENS DOS EXPERIMENTOS REALIZADOS

Figura 1 – (A) Plantio direto em lodo de esgoto das estacas de *Pennisetum purpureum* em densidade de 50 plantas por m² em sacos de polipropileno, (B) Período de coleta após 60 dias de plantio, (C) Motor elétrico de 1.323,9 watts e 3.500 rpm de acoplado a uma ventoinha para aeração do sistema (D) Sistema de aeração de dois blocos do experimento



Fonte: Do autor, 2020.

Figura 2 – (A) Exemplo da aeração por unidade experimental, com tubos de PVC de 50mm e 25mm com um registro acoplado, (B) Tubo de PVC de 25mm após o registro posicionado ao fundo da unidade experimental com 4 furos de 10mm e coberto com sombrite para evitar entupimento, (C) visão geral do sistema de aeração nos quatro blocos do experimento



(B)



(C)



Fonte: Do autor, 2020.

Figura 3 – Leiras de compostagem do estudo III com os resíduos vegetais e do LE dos estudos I e II respeitando o mesmo delineamento estáticos anteriores



Fonte: Do autor, 2020.