

**EXTRAÇÃO DE ARSÊNIO EM LODO DE ESGOTO PELO PROCESSO DE FITOEXTRAÇÃO**

Anarely Costa Alvarenga¹, Paulo Henrique Silveira Cardoso², Igor Geraldo Souza Cunha³, Paula Wellen Barbosa Gonçalves⁴ & Reginaldo Arruda Sampaio⁵

1 - Engenheira Agrônoma, Mestranda em Produção Vegetal, UFMG/Montes Claros-MG, anarely.eng.agronoma@gmail.com

2 - Estudante de Engenharia Agrícola, UFMG/Montes Claros-MG, paulohenrique.sc@hotmail.com

3 - Estudante de Engenharia Florestal, UFMG/Montes Claros-MG, igorsouzacunha@hotmail.com

4 - Estudante de Agronomia, UFMG/Montes Claros-MG, paulawellen@hotmail.com

5 - Engenheiro Agrônomo, Professor Titular da UFMG/Montes Claros-MG, rsampaio@ica.ufmg.br.

Palavras-chave:

adubo orgânico
biossólido
poluição ambiental

RESUMO

A presença de arsênio no lodo de esgoto pode limitar a utilização agrícola desse resíduo, pois esse elemento químico apresenta elevada periculosidade aos seres vivos, podendo entrar na cadeia alimentar e acumular-se. Diante do exposto, a pesquisa teve como objetivo avaliar o potencial de fitoextração de As pelo capim elefante, cultivado em lodo de esgoto puro, visando ao desenvolvimento de uma tecnologia de baixo custo para retirada de As do lodo de esgoto. O experimento foi realizado em casa de vegetação durante 150 dias, em delineamento de blocos casualizados. Os tratamentos corresponderam a cinco períodos do cultivo de *P. purpureum* em parcelas de lodo de esgoto (30; 60; 90; 120 e 150 dias a partir do plantio de estacas) e duas testemunhas (parcelas de lodo não cultivado e plantio da gramínea em solo). As concentrações de As foram 0,41 e 0,37 mg kg⁻¹ no lodo de esgoto e solo, respectivamente. O *P. purpureum* foi capaz de absorver e translocar As, média de 0,35 mg kg⁻¹, variando de acordo com o período de cultivo. Ao final do período experimental, comparado ao valor inicial, houve decréscimo de 27% na concentração de As no lodo.

Keywords:

organic fertilizer
biosolids
environmental pollution

ARSENIC EXTRACTION IN SEWAGE SLUDGE BY THE PHYTOEXTRACTION PROCESS

INTRODUÇÃO

A contaminação dos recursos hídricos é uma preocupação mundial, que tem impulsionado a criação de leis ambientais rigorosas e investimentos em saneamento básico. O tratamento de esgotos domésticos e industriais é um dos pontos-chaves para a manutenção da qualidade da água, o que tem intensificado a implantação de estações de tratamento de esgotos (ETEs) em todo o mundo. Contudo, o processo de tratamento das águas servidas provoca o aumento da geração de lodo de esgoto, sendo a destinação adequada deste resíduo outro grande desafio a ser enfrentado.

A deposição em aterros sanitários, a incineração e a utilização como fertilizante na agricultura são apontadas como alternativas para a destinação do lodo de esgoto. Todavia, o uso agrícola destaca-se como sendo o mais adequado, dada a riqueza do lodo de esgoto em matéria orgânica e nutrientes para as plantas (He *et al.*, 2014). O lodo de esgoto, quando adicionado ao solo, melhora as propriedades físicas e químicas, reduzindo a necessidade do uso de fertilizantes sintéticos, o que é de grande importância econômica e ambiental.

Em sistemas agrícolas tropicais ocorre uma rápida decomposição do lodo de esgoto, tornando-se necessária a aplicação constante deste resíduo para suprir as necessidades minerais dos cultivos. No entanto, a presença de metais pesados pode limitar a sua utilização na agricultura (Suchkova *et al.*, 2014). Quando em altas concentrações, causam sérios problemas ambientais, como a contaminação da água e do solo, e danos às culturas, podendo acumular-se ao longo da cadeia alimentar.

O As é um metal pesado de elevada toxicidade (Andrianisa *et al.*, 2008), geralmente sendo detectado em altas concentrações em lodos de esgoto. A exposição crônica, mesmo em baixas concentrações, pode causar efeitos deletérios aos seres humanos, como problemas neurológicos, lesões na pele, aterosclerose e, em casos mais graves, câncer (Watts *et al.*, 2010).

Para aproveitamento de todos os benefícios oferecidos pela utilização de lodo de esgoto em sistemas agrícolas tropicais, é preciso retirar ou diminuir as concentrações de metais pesados (Souza *et al.*, 2014). Neste caso, torna-se imprescindível o desenvolvimento de técnicas de baixo custo e ambientalmente sustentáveis que promovam a retirada total ou parcial de As presentes no resíduo.

Diante do exposto, o presente trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar o potencial de fitorremediação de As em lodo de esgoto, por meio do sequestro em tecidos orgânicos de *Pennisetum purpureum* Schum.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em casa de vegetação, na fazenda experimental Professor Hamilton de Abreu Navarro, no Instituto de Ciências Agrárias (ICA/UFMG), Montes Claros-MG (16° 51' 38" S; 44° 55' 00" W; 652 m), ao longo de cinco meses. O trabalho foi conduzido no delineamento em blocos casualizados, com sete tratamentos, os quais corresponderam a cinco períodos de avaliação (30, 60, 90, 120 e 150 dias a partir do plantio de estacas) durante o cultivo de *P. purpureum* Shum. Grupo Merker, em parcelas de lodo de esgoto e uma testemunha (cultivo em solo) e um tratamento adicional (lodo sem cultivo). Os tratamentos tiveram cinco repetições perfazendo 35 unidades experimentais. As unidades foram confeccionadas nas seguintes dimensões: 1,0 m de comprimento x 1,0 m de largura x 0,5 m de altura, contendo 0,5 m³ de lodo de esgoto ou solo.

O solo utilizado no experimento foi coletado em área de Argissolo Vermelho-Amarelo, localizada no *Campus* da UFMG, em Montes Claros, na camada de 0 a 20 cm, possuindo os seguintes atributos: matéria orgânica = 5,22 dag kg⁻¹; pH em água = 6,1; P Mehlich 1 = 6,4 mg dm⁻³; P-remanescente = 16,7 mg L⁻¹; K = 320 mg dm⁻³; Ca = 4,8 cmol_c dm⁻³; Mg = 1,60 cmol_c dm⁻³; Al = 0,10 cmol_c dm⁻³; H+Al = 2,92 cmol_c dm⁻³; Soma de bases = 7,22 cmol_c dm⁻³; CTC efetiva = 7,32 cmol_c dm⁻³; m = 1,36%; CTC total = 10,14 cmol_c dm⁻³; V = 71,2% e textura franco siltosa (Embrapa, 1997). O teor de As no solo foi de 0,37 mg kg⁻¹.

O lodo de esgoto utilizado foi coletado na Estação de Tratamento de Montes Claros (ETE Vieira), durante o mês de setembro de 2013, e apresentou a seguinte composição: matéria orgânica = 42,5 dag kg⁻¹; pH em água = 6,2; P₂O₅ (total) = 25 g dm⁻³; K₂O (total) = 2,9 mg dm⁻³; Ca (total) = 75 g dm⁻³; Mg (total) = 26 g dm⁻³; S = 10,1 g dm⁻³; Si (solúvel) = 14,2 mg dm⁻³ (Tedesco *et al.*, 1995). O teor de As no lodo foi de 0,41 mg kg⁻¹. Não houve detecção de outros elementos tóxicos no lodo de esgoto.

Logo após o preenchimento das parcelas com

solo ou lodo de esgoto, foi feito o plantio das estacas de *P. purpureum*, coletadas nos canteiros de forragem do ICA/UFMG. O plantio foi feito em uma profundidade de 10 cm, com espaçamento de 20 cm, totalizando 25 plantas por unidade experimental. A umidade do substrato foi monitorada diariamente utilizando-se um aparelho TDR (*Time Domain Reflectometry*) para manter a quantidade de água necessária para o desenvolvimento das plantas sem que houvesse lixiviação. A temperatura das parcelas foi monitorada diariamente antes das irrigações. Foi utilizada água de serviço de abastecimento, sendo uma água calcária, com 222 mg L⁻¹ de CaCO₃ (Duarte, 2010).

Para as análises de metais pesados nos substratos e nas plantas, a cada mês, cinco parcelas cultivadas e uma não cultivada eram coletadas, exceção para o quinto mês, no qual também foi coletado o tratamento adicional, cultivo em solo. Em cada unidade experimental, foram coletadas quatro plantas inteiras e, ao longo do perfil de exploração das raízes, foram retiradas amostras de solo e lodo em diferentes profundidades: 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 e > 40 cm (inicialmente 40-50 cm, devido à redução de volume do substrato).

As amostras de solos foram secas a 105 °C por 24 h em estufa de circulação forçada de ar, enquanto que as amostras de lodo permaneceram a 65 °C até peso constante. As plantas foram separadas em raiz, colmo e folha, e pesadas. Em seguida, foram submetidas a um processo de higienização, permanecendo em estufa a 65 °C até peso constante. Todas as amostras foram maceradas em almofariz de ágata.

As amostras de solo, lodo de esgoto e tecidos orgânicos da planta foram preparadas, de acordo com a metodologia EPA-3051 (EPA, 1994). A decomposição do material foi feita em aparelho Digestor de Microondas Mars 6.

Para a leitura das diferentes amostras, foi utilizado o aparelho espectrofotômetro de absorção atômica Varian, modelo AA 240. As concentrações de contaminantes presentes nas amostras foram comparadas com os limites estabelecidos pela Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006 (Brasil, 2006).

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, teste de médias e de regressão, da seguinte forma: para comparação de cada testemunha com os períodos de crescimento da planta avaliada, foi aplicado o teste Dunnett

a 5% de probabilidade, enquanto que, para avaliação somente dos períodos de crescimento, foi ajustada equação de regressão, testando-se os coeficientes até 10% de probabilidade pelo teste t. Os coeficientes foram testados até 10% devido a grande estabilidade e variações de concentrações que os elementos traços apresentam.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Concentrações de As no lodo de esgoto e solo

A concentração inicial de As no lodo de esgoto (0,41 mg kg⁻¹) estava abaixo do limite máximo preconizado pela Resolução CONAMA nº 375 (Brasil, 2006). No entanto, em sistemas agrícolas tropicais ocorre uma rápida decomposição da matéria orgânica contida no lodo de esgoto, de forma que a utilização do resíduo como fertilizante orgânico requer aplicações periódicas (Nogueira et al., 2013). Diante desse fato, o As pode acumular-se nos solos ao longo de cada aplicação do resíduo, podendo atingir níveis prejudiciais ao meio ambiente, tornando-se necessário diminuir ao máximo as concentrações desse metal antes da adição do resíduo ao solo, de forma a permitir aplicações mais prolongadas do resíduo.

A semelhança entre as concentrações de As no solo e lodo de esgoto utilizado pode estar relacionada ao local onde o primeiro substrato foi coletado, que se situa a menos de 2 km à jusante da liberação das águas residuárias da Estação de Tratamento de Montes Claros. No período chuvoso, esta área passa por processo de alagamento.

Processo de cultivo de *P. purpureum* em lodo de esgoto

Nas parcelas de lodo de esgoto cultivadas, houve uma grande variação de temperatura durante os 2 primeiros meses, seguindo o padrão observado nos processos de compostagem. O aquecimento das pilhas iniciou-se a partir do fornecimento de umidade ao sistema; aos 15 dias, a temperatura alcançou em torno de 50-55 °C, atingindo a fase termófila, permanecendo nessa fase por 14 dias.

As parcelas de lodo não cultivado, que permaneceram apenas umedecidas, passaram pelo mesmo processo de aquecimento; no entanto, a fase termófila ocorreu após 10 dias de experimentação, tendo uma duração de 8 dias, atingindo temperaturas

em torno de 75 °C. Durante esse período, houve decréscimo acentuado no volume das parcelas, em torno de 4% para não cultivadas e 10% para as cultivadas. A elevação da temperatura nas parcelas é consequência da atividade dos microrganismos decompositores, bactérias e fungos, que utilizam o C como fonte de energia. Em alguns casos, podem ser observadas, nesta fase, perdas entre 15 e 25% da massa total do composto, em virtude da elevada decomposição da matéria orgânica (Oleszczuk, 2007). A maior decomposição observada no lodo cultivado pode estar relacionada à interação entre as raízes da gramínea utilizada e os microrganismos decompositores, pois, segundo Gupta *et al.* (2013), plantas do gênero *Pennisetum* são capazes de formar interações mutualísticas com microrganismos, favorecendo, por exemplo, a colonização da rizosfera por bactérias diazotróficas endofíticas, como a *Pseudomonas aeruginosa*. Estas promovem um maior desenvolvimento das gramíneas, em decorrência da fixação de nitrogênio, mineralização e solubilização de fosfato e produção de sideróforos.

Em todos os tratamentos não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre as concentrações de As nas profundidades de lodo de esgoto analisadas (Tabela 1). Tal fato evidencia que o elemento químico não lixiviou ao longo da camada de lodo. Esse fato pode ser explicado pela elevada quantidade de matéria orgânica, em torno de 42%, presente no lodo utilizado. O material orgânico pode ter adsorvido os íons de As, evitando sua percolação. Os pesquisadores Singh & Kalamdhad (2013) relatam que, durante o processo de decomposição da matéria orgânica, ocorre a desprotonação dos grupos carboxílicos COOH, gerando cargas negativas superficiais que são capazes de complexar íons de alguns metais,

impedindo que sejam lixiviados.

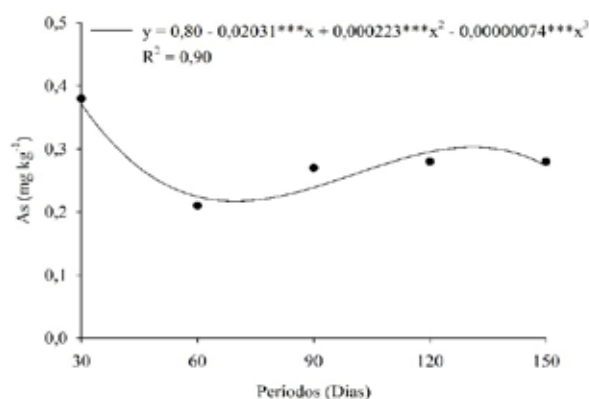
As concentrações de As no tratamento lodo sem cultivo (150 LSC) e cultivado aos 150 dias (150 CLE) não apresentaram diferenças estatísticas pelo teste t a 5% de probabilidade (Tabela 1). Este resultado pode estar relacionado à maior taxa de mineralização do lodo cultivado, ocorrendo aumento na concentração de metais, quando comparado ao lodo sem cultivo. O processo de decomposição do resíduo ocasiona incremento nos teores de metais, em consequência da perda de material, em razão da liberação de água e dióxido de carbono (Haroun *et al.*, 2009).

O teor de As no lodo cultivado variou ao longo do período de cultivo, com redução de 0,37 a 0,22 mg kg⁻¹, aproximadamente aos 70 dias. Após este período, houve um ligeiro aumento, permanecendo praticamente constante até o último período experimental (Figura 1). A redução da concentração de As pode estar relacionada à liberação do elemento da matéria orgânica decomposta e posterior absorção pela gramínea. No entanto, resultados contrários foram relatados por Manokova *et al.* (2014), os quais observaram que a intensa mineralização do lodo nos primeiros 60 dias do processo de compostagem provocou aumentos expressivos das concentrações de As no composto. A divergência observada pode estar relacionada à fitoextração do elemento químico realizada pelo *P. purpureum*. A utilização de plantas que possuam a capacidade de acumular As é vista como uma das formas promissoras para mitigação de seus efeitos nocivos (Roy *et al.*, 2015). Mesmo em baixas concentrações, este elemento apresenta elevada toxicidade aos seres vivos, sendo necessário providências para atenuar os seus efeitos.

Tabela 1. Concentração de As (mg kg⁻¹) em diferentes camadas de lodo de esgoto e solo cultivados com *P. purpureum*

PROF	30 CLE	60 CLE	90 CLE	120 CLE	150 CLE	150 LSC	150 TCS
0-10	0,36 ± 0,04	0,21 ± 0,03	0,26 ± 0,01	0,28 ± 0,01	0,29 ± 0,01	0,28 ± 0,08	0,28 ± 0,09
10-20	0,39 ± 0,04	0,20 ± 0,04	0,27 ± 0,04	0,28 ± 0,02	0,27 ± 0,04	0,25 ± 0,05	0,30 ± 0,03
20-30	0,41 ± 0,09	0,20 ± 0,03	0,28 ± 0,04	0,30 ± 0,06	0,31 ± 0,04	0,24 ± 0,07	0,30 ± 0,04
30-40	0,39 ± 0,08	0,21 ± 0,04	0,25 ± 0,02	0,27 ± 0,01	0,27 ± 0,05	0,30 ± 0,11	0,31 ± 0,06
>40	0,35 ± 0,04	0,24 ± 0,03	0,03 ± 0,05	0,29 ± 0,03	0,24 ± 0,09	0,29 ± 0,10	0,32 ± 0,06

CLE = Cultivo em lodo de esgoto; LSC = Lodo sem cultivo; TCS = Testemunha cultivo em solo; PROF = profundidade em centímetros. Médias das diferentes profundidades com seus respectivos intervalos de confiança ($p < 0,05$, teste t).



*** = significativo a 0,1% de probabilidade pelo teste t.

Figura 1. Concentração de As no lodo de esgoto em função do período de cultivo de *P. purpureum*

Ao final do período experimental, houve decréscimo de 27% na concentração de As quando comparado aos valores iniciais. A redução dos teores de As é de grande importância agrícola, pois, mesmo não sendo um elemento essencial à nutrição de plantas, várias culturas, como arroz, trigo, milho e aveia, são capazes de fitoextrair o contaminante (Singh et al., 2015), inserindo-o na cadeia alimentar. A exposição crônica ao As pode causar graves efeitos deletérios à saúde humana, afetando os sistemas dermatológicos, neurológicos, respiratórios, imunológicos e endócrinos e, por consequência, causar vários tipos de câncer (Naujokas et al., 2013).

Concentrações e conteúdo de As nos tecidos orgânicos de *P. purpureum*

O *P. purpureum* foi capaz de fitoextrair As do lodo de esgoto, porém, a gramínea não pode ser considerada uma espécie hiperacumuladora do referido elemento. De acordo com Baker & Brooks (1989), é preciso acumular 3.000 mg kg⁻¹ de As para que uma espécie seja considerada hiperacumuladora. No entanto, a maioria das plantas hiperacumuladoras reportadas em literatura apresenta baixa produção de biomassa, refletindo em uma baixa extração de metais (Zhang et al., 2010). A elevada produção de biomassa e o rápido crescimento, possibilitando até 4 cortes por ano, potencializam a utilização do *P. purpureum* como uma espécie promissora para retirada de metais pesados do lodo de esgoto. O material contaminado pode ser usado para produção de bioenergia, uma vez que a espécie tem grande potencialidade para esse fim (Liu et al., 2009).

A concentração de As em folhas, colmos e raízes de *P. purpureum* cultivado em solo foi igual aos teores encontrados nas plantas cultivadas em lodo de esgoto, em todos os períodos avaliados (Tabela 2). Além disso, o conteúdo de As nas folhas no cultivo em solo foi igual ao dos tratamentos com cultivo em lodo de esgoto. Resultado diferente foi observado para o colmo, no qual o conteúdo do cultivo em solo superou os dos demais tratamentos. Para a raiz, o conteúdo do contaminante no cultivo em solo foi maior do que os cultivos em lodo para os períodos de 30 e 60 dias, porém, igual aos períodos de 90 a 150 dias.

Tabela 2. Concentração e conteúdo de As em *P. purpureum* cultivado em lodo de esgoto e em solo

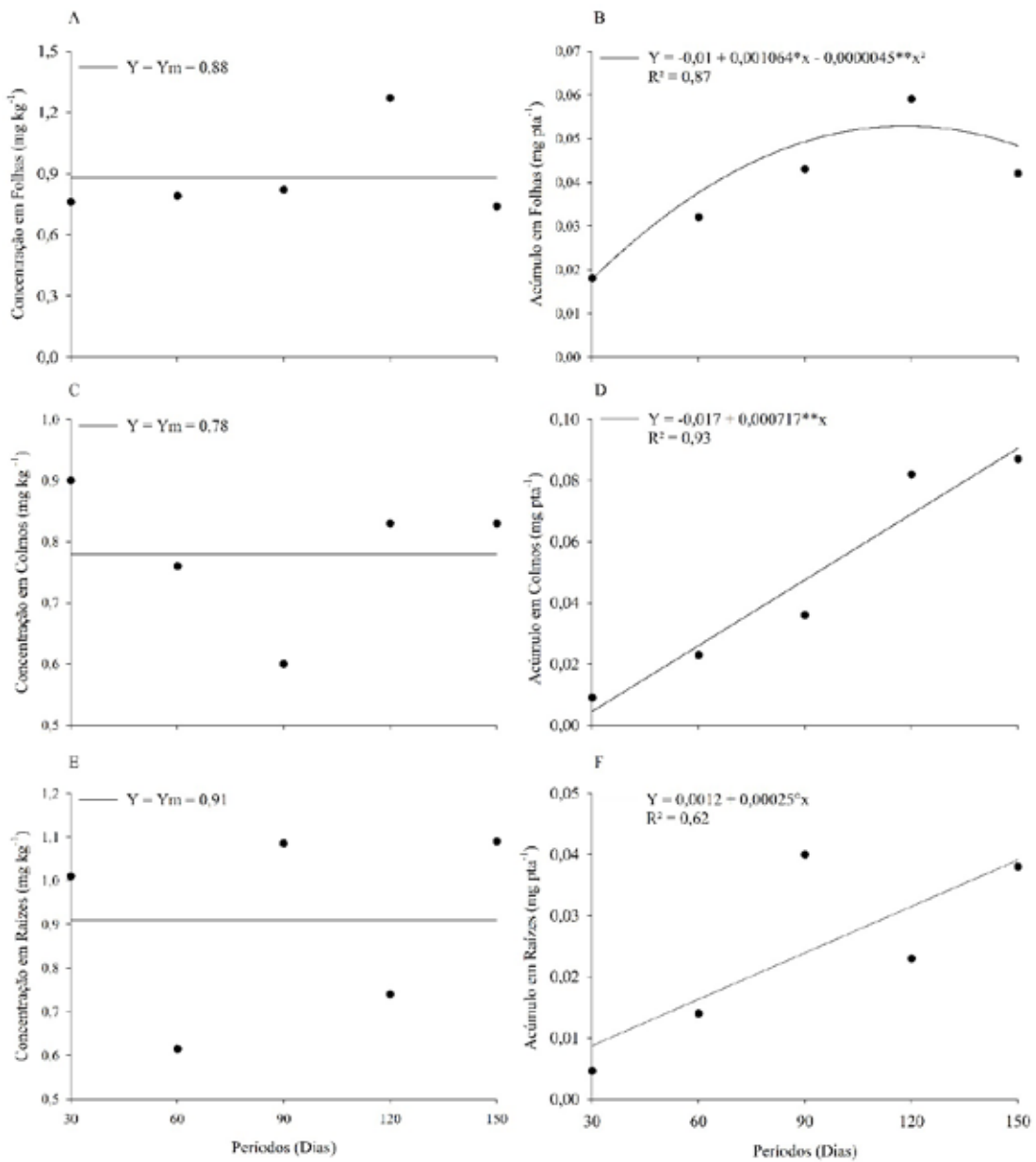
TRAT. (Dias)	150 TCS	30 CLE	60 CLE	90 CLE	120 CLE	150 CLE	CV (%)
CF (mg kg ⁻¹)	0,82 A	0,76 A	0,79 A	0,82 A	1,27 A	0,74 A	41,78
CoF (mg pta ⁻¹)	0,06 A	0,02 A	0,03 A	0,04 A	0,06 A	0,04A	53,22
CC (mg kg ⁻¹)	1,02 A	0,90 A	0,76 A	0,60 A	0,83 A	0,83 A	37,55
CoC (mg pta ⁻¹)	0,15 A	0,01 B	0,02 B	0,04 B	0,08 B	0,09 B	50,08
CR (mg kg ⁻¹)	0,71 A	1,01 A	0,62 A	1,09 A	0,74 A	1,09 A	38,91
CoR (mg pta ⁻¹)	0,04 A	0,01 B	0,01 B	0,04 A	0,02 A	0,04 A	57,14
CoT (mg pta ⁻¹)	0,21 A	0,04 B	0,07 B	0,13 A	0,17 A	0,16 A	41,23

CF = Concentração na folha, CoF = Conteúdo na folha, CC = Concentração no colmo, CoC = Conteúdo no colmo, CR = Concentração da raiz, CoR = Conteúdo na raiz, CoT = Conteúdo total na planta, pta = planta. Médias dos tratamentos referentes à concentração de fitólitos em plantas cultivadas em lodo de esgoto (CLE), em diferentes períodos, com a mesma letra da concentração de fitólitos de plantas cultivadas em solo (TCS), na horizontal, não diferem a 5% de probabilidade, pelo teste Dunnett.

Algumas espécies vegetais têm a capacidade de acumular As em suas raízes, sendo captado juntamente com os íons fosfatos (Rahman & Hasegawa, 2011). O *P. purpureum* secreta os ácidos cítrico, oxálico e, principalmente, pentanodioico, visando ao aumento da mobilização do fosfato, aumentando a absorção deste nutriente (Shen *et al.*, 2001). Visto que os íons de As são absorvidos junto com os fosfatos, esses compostos orgânicos podem ser responsáveis pela alta absorção de As pelo *P. purpureum*.

O incremento da produção de massa seca de *P.*

purpureum, com o avançar do período de cultivo, promoveu a diluição do As na planta, de forma que não houve diferença na sua concentração entre os tratamentos (Figura 2). Salinas *et al.* (2012) relatam que um grupo de quatro gramíneas, entre elas o gênero *Pennisetum*, é capaz de sobreviver em solos com elevada contaminação de As, cerca de 717 mg kg⁻¹, fitorremediando esse contaminante para os seus tecidos orgânicos, chegando a acumular aos 120 dias de cultivo 610 mg kg⁻¹ de As na massa seca das plantas.



Nota: °, *, ** = significativos a 10, 5 e 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Figura 2. Concentração e conteúdo de As nos tecidos orgânicos de *P. purpureum* cultivado em lodo de esgoto em diferentes períodos

O resultado citado demonstra que as concentrações de As no solo e lodo de esgoto, utilizados no presente trabalho, estão muito abaixo do limite de tolerância de *P. purpureum*.

Os diferentes períodos de cultivo influenciaram os conteúdos de As em folhas, colmos e raízes de *P. purpureum* cultivado em lodo de esgoto. O aumento progressivo na massa seca de colmos da gramínea foi o responsável pelo acréscimo linear no conteúdo de As extraído por esta parte da planta. O mesmo ocorreu para folhas, mas de forma quadrática, enquanto nas raízes houve acréscimo linear nos teores do contaminante (Figura 2).

A capacidade de translocar o As das raízes para a parte aérea é um dos fatores-chaves que potencializa a utilização do *P. purpureum* para limpeza de ambientes contaminados com o referido elemento. Poucas espécies de plantas têm capacidade de translocar altas quantidades de As para a parte aérea; a maioria mantém cerca de 90% do contaminante armazenado nas raízes (Rahman & Hasegawa, 2011).

CONCLUSÕES

- Durante o processo de cultivo de *P. purpureum* em lodo de esgoto, ocorreu a estabilização do resíduo, melhorando suas características para uso agrônomico. No decorrer desta fase, a gramínea exerceu função remediadora, evitando que houvesse acréscimos nas concentrações de As.
- É possível o cultivo de *P. purpureum* no lodo de esgoto, sendo que esta gramínea foi capaz de fitoextrair As do substrato e acumular em sua biomassa, no entanto, a quantidade extraída desse elemento não foi suficiente para ser considerada fitorremediadora.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRIANISA, H.A.; ITO, A.; SASAKI, A.; AIZAWA, J.; UMITA, T. Biotransformation of arsenic species by activated sludge and removal of bio-oxidised arsenate from wastewater by coagulation with ferric chloride. **Water Research**, v.42, n.19, p.4809-4817, 2008. <doi:10.1016/j.watres.2008.08.027>.

BAKER, A.J.M.; BROOKS, R.R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements-A review of the distribution, ecology and phytochemistry. **Biorecovery**, v.1, p.81-126, 1989. <https://www.researchgate.net/profile/Alan_Baker2/publication/247713966_Terrestrial_Higher_Plants_Which_Hyperaccumulate_Metallic_Elements_A_Review_of_Their_Distribution_E/links/004635368aaa870046000000.pdf>. 10 Jun. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006, Brasília, 2006**. <http://www.fundagresorg.br/biossolido/images/downloads/res_conama37506>. 10 Mar. 2013.

DUARTE, F.V. **Influência da aplicação de gás carbônico na redução de precipitação de carbonatos em sistema de irrigação localizada**. 2010. 123f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2010. <<http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/handle/1843/BUOS-8PRM8D>>. 22 Maio 2019

EMBRAPA - **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.

EPA - Environmental Protection Agency. **Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils**. Method 3051, 1994. 14p. <http://cem.com/media/contenttype/media/literature/516_MetNote_DiscSPD_EPA_3051.pdf>. 14 Set. 2016.

GUPTA, G.; PANWAR, J.; JHA, P.N. Natural occurrence of *Pseudomonas aeruginosa*, a dominant cultivable diazotrophic endophytic bacterium colonizing *Pennisetum glaucum* (L.). **Applied Soil Ecology**, v.64, p.252-261, 2013. <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.12.016>>.

HAROUN, M.; IDRIS, A.; OMAR, S. Analysis metal during composting of the tannery sludge using physicochemical and spectroscopic techniques.

- Journal of Hazardous Materials**, v.165, p.111-119, 2009. <doi:10.1016/j.jhazmat.2008.09.092>.
- HE, C.; CHEN, C.L.; GIANNIS, A.; YANG, Y.; WANG, J.Y. Hydrothermal gasification of sewage Sludge and model compounds for renewable hydrogen production: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.39, p.1127-1142, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.141>.
- LIU, X.; SHEN, Y.; LOU, L.; DING, C.; CAI, Q. Copper tolerance of the biomass crops Elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schumach), *Vetiver grass* (*Vetiveria zizanioides*) and the upland reed (*Phragmites australis*) in soil culture. **Biotechnology Advances**, v.27, p.633-640, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2009.04.017>.
- MAŇÁKOVÁ, B.; KUTA, J.; SVOBODOVÁ, M.; HOFMAN, J. Effects of combined composting and vermicomposting of waste sludge on arsenic fate and bioavailability. **Journal of Hazardous Materials**, v.280, p.544-551, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.08.024>.
- NAUJOKAS, M.F.; ANDERSON, B.; AHSAN, H.; APOSHIAN, V.; GRAZIANO, J.H. The broad scope of health effects from chronic arsenic exposure, update on a worldwide public health problem. **Environmental Health Perspectives**, v.121, n.3, p.295-302, 2013. <https://ehp.niehs.nih.gov/wp-content/uploads/121/3/ehp.1205875.pdf>. 10 Jun. 2017.
- 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.012>.
- OLESZCZUK, P. Investigation of potentially bioavailable and sequestered forms of polycyclic aromatic hydrocarbons during sewage sludge composting. **Chemosphere**, v.70, n.2, p.288-297, 2007. <doi:10.1016/j.chemosphere.2007.06.011>.
- RAHMAM; M.A.; HASEGAWA, H. Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes. **Chemosphere**, v.83, p.633-646, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.045>.
- ROY, M.; GIRI, A.K.; DUTTA, A.; MUKHERJEE, P. Integrated phytobial remediation for sustainable management of arsenic in soil and water. **Environment International**, v.75, p.180-189, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2014.11.010>.
- SALINAS, M.Z.; VILLAVIVENCIO, M.B.; BUSTILLOS, L.G.T.; Arogón, A.G. Assessment of in situ phytoremediation with grass mixtures in soils polluted with nickel, copper and arsenic. **Physics and Chemistry of the Earth**, v.37-39, p.52-57, 2012. <doi:10.1016/j.pce.2010.11.006>.
- SHEN, H.; WANG, X.C.; SHI, W.M.; CAO, Z.H.; YAN, X.L. Isolation and identification of specific root exudates in elephant grass in response to mobilization of iron- and aluminum-phosphates. **Journal Plant Nutrition**, v.24, p.1117-1130, 2001. <doi:10.1002/jpln.201000288>.
- SINGH, J.; KALAMDHAD, A.S. Assessment of bioavailability and leachability of heavy metals during rotary drum composting of green waste (Water hyacinth). **Ecological Engineering**, v.52, p.59-69, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.090>.
- SINGH, R.; SINGH, S.; PARIHAR, P.; SINGH, V.P.; PRASAD, S.M. Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.112, p.247-270, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.009>.
- SOUZA, L.C.F.; CANTERAS, F.B.; MOREIRA, S. Analyses of heavy metals in sewage and sludge from treatment plants in the cities of Campinas and Jaguariúna, using synchrotron radiation total

reflection X-rayfluorescence. **Radiation Physics and Chemistry**, v.95, p.342-345, 2014. <<http://dx.doi.org/10.1016/j.radphyschem.2013.01.025>>.

SUCHKOVA, N.; TSIRIPIDIS, I.; ALIFRAGKIS, D.; GANOULIS, J.; DARAKAS, E.; SAWIDIS, T.H. Assessment of phytoremediation potential of native plants during the reclamation of an area affected by sewage sludge. **Ecological Engineering**, v.69, p.486-491, 2014. <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.029>>.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise**

de solo, plantas e outros materiais. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

WATTS, M.J.; O'REILLY, J.; MARCILLA, A.L.; SHAM, R.A., WARD, N.I. Field in UK and Argentine an water samples. **Environmental Geochemistry and Health**, v.32, n.6, p.479-490, 2010. <doi: 10.1007/s10653-010-9321-y>.

ZHANG, X.; XIA, H.; LI, Z.; ZHUANG, P.; GAO, B.O. Potential of four forage grasses in remediation of Cd and Zn contaminated soils. **Bioresource Technology**, China, v.101, n.6, p.2063-2066, 2010. <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.11.065>>.