

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO UNIVERSITÁRIO NORTE DO ESPÍRITO SANTO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA TROPICAL**

DOUGLAS GOMES VIANA

**PRÁTICAS AGRONÔMICAS NA FITORREMEDIAÇÃO
DE BÁRIO A CAMPO EM AMBIENTE ALAGADO**

**São Mateus – ES
Fevereiro de 2018**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO UNIVERSITÁRIO NORTE DO ESPÍRITO SANTO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA TROPICAL**

**PRÁTICAS AGRONÔMICAS NA FITORREMEDIAÇÃO
DE BÁRIO A CAMPO EM AMBIENTE ALAGADO**

DOUGLAS GOMES VIANA

Dissertação apresentada a Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical, para obtenção do título de mestre em Agricultura Tropical.

Orientador: Prof. Dr. Fábio Ribeiro Pires

**São Mateus – ES
Fevereiro de 2018**

Dados Internacionais de Catalogação na publicação (CIP)
(Divisão de Biblioteca Setorial do CEUNES - BC, ES, Brasil)
Bibliotecário: Filipe Briguiet Pereira – CRB-6 ES-000863/O

V614p Viana, Douglas Gomes, 1991-
Práticas agronômicas na fitorremediação de bário a campo
em ambiente alagado / Douglas Gomes Viana. – 2017.
62 f. : il.

Orientador: Fábio Ribeiro Pires.

Coorientadores: Robson Bonomo; Fernando Barboza Egreja
Filho.

Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) –
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Universitário
Norte do Espírito Santo.

1. Fitorremediação. 2. Bário. 3. Metais. I. Pires, Fábio Ribeiro.
II. Bonomo, Robson. III. Egreja Filho, Fernando Barboza. IV.
Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Universitário
Norte do Espírito Santo. V. Título.

CDU: 63

DOUGLAS GOMES VIANA

**PRÁTICAS AGRONÔMICAS NA FITORREMEDIAÇÃO DE BÁRIO A
CAMPO EM AMBIENTE ALAGADO**


Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Agricultura Tropical.

Aprovada em 01 de fevereiro de 2018.

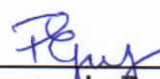
COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr. Fábio Ribeiro Pires
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientador



Prof. Dr. Robson Bonomo
Universidade Federal do Espírito Santo
Coorientador



Prof. Dr. Fernando Barboza Egreja
Filho
Universidade Federal de Minas Gerais
Coorientador



Dr.ª. Leila Beátriz Silva Cruz
Petróleo Brasileiro S.A.

Aos meus pais Maria Neusa e José (*in memoriam*), aos meus avôs Dalva e Valdimiro (*in memoriam*), Alaíde e Francisco (*in memoriam*) por sempre apoiarem meus estudos e pelos ensinamentos de vida passados.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, que sempre foi luz em minha vida mesmo nos momentos difíceis me dando força para prosseguir.

À minha mãe Maria Neusa Gomes Viana, que muitas vezes foi mãe e pai, nunca deixando que desanimasse apesar da distância e da saudade, sempre me dando força com palavras e orações. Eu te amo!

Ao meu pai José Barbosa Viana (*in memoriam*) por sempre me mostrar o caminho do bem, sendo um exemplo para mim.

Ao meu tio, padrinho e amigo Vagner Gomes Silva por sempre estar ao meu lado e pelos ensinamentos passados.

Aos meus avôs, por serem meus exemplos de vida, me ensinando a nunca desistir de um sonho. Amo vocês!

Aos meus irmãos Ingridy e Cristiandreifon e cunhados Luciano e Fabiane pelas palavras amigas e por sempre torcerem por mim.

Aos meus sobrinhos Arthur, Mirella, Maria Letícia e Ryan que com seus sorrisos me encantam a cada dia.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de mestrado.

À Petrobras (Petróleo Brasileiro S. A.) e a Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) pelo financiamento da pesquisa.

Ao professor e amigo Fábio Ribeiro Pires pelos ensinamentos passados ao longo desses 7 anos de convivência. Com certeza o senhor foi peça fundamental nesta conquista.

Aos meus coorientadores Fernando Barboza Egreja Filho e Robson Bonomo pelos ensinamentos, orientações e amizade.

À doutora Leila Beatriz Silva Cruz por aceitar o convite em participar da banca.

Aos professores do Centro Universitário Norte do Espírito Santo, por partilharem seus conhecimentos e experiências de vida.

A toda minha família, em especial a minha prima Joyce Barbosa da Silva e minha tia Marlene Barbosa Viana Pereira, pelo apoio e incentivo recebido ao longo de minha formação.

À minha namorada e melhor amiga, Amanda Duim Ferreira, pelo companheirismo, dedicação e palavras de conforto em momentos difíceis.

Aos amigos do Laboratório de Fitorremediação, em especial ao João, Kerwin, Paulo, Larissa, Rafaela, Felipe, Henrique, Gabriel, Benedicto, Ana e Alessandra pela ajuda nos trabalhos e pela amizade.

Aos amigos Cássio Francisco Moreira de Carvalho, Raquel Cristina Ramos, Gleison Oliosí, Jaqueline Orlandi Paris e Daiane Fávero, pela amizade e apoio recebido de sempre.

Aos amigos do Programa de Pós Graduação em Agricultura Tropical e do curso de Agronomia, pela amizade, pelas conversas e pelos bons momentos de descontração.

À Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), ao Centro Universitário Norte do Espírito Santo (CEUNES) e ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical (PPGAT), pela oportunidade de realização do curso de mestrado, por todo o suporte e apoio recebido.

A todos que, de alguma forma, contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

Muito Obrigado!

BIOGRAFIA

Douglas Gomes Viana, filho de José Barbosa Viana e Maria Neusa Gomes Viana, nasceu no dia 01 de junho de 1991, na cidade de Venda Nova do Imigrante, Espírito Santo.

Em março de 2007 iniciou o curso de Técnico em Agropecuária no Instituto Federal do Espírito Santo, Campus Alegre, concluindo-o em 2009.

Em março de 2010, ingressou no curso de Agronomia da Universidade Federal do Espírito Santo, Campus São Mateus.

Neste mesmo ano se tornou bolsista de iniciação científica sob orientação do professor Dr. Fábio Ribeiro Pires atuando com Fitorremediação e Manejo do Solo.

Em dezembro de 2015 graduou-se em Agronomia pela Universidade Federal do Espírito Santo - UFES.

Nesta mesma Instituição, iniciou o mestrado no Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical em março de 2016, sob orientação do professor Dr. Fábio Ribeiro Pires.

Em dezembro de 2017 foi aprovado no Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, unidade da USP, na linha de pesquisa Poluição do Solo.

SUMÁRIO

1. CAPÍTULOS.....	1
1.1. DENSIDADE DE MACRÓFITAS: ESTRATÉGIA PARA POTENCIALIZAR A FITORREMEDIAÇÃO DE BÁRIO EM AMBIENTE ALAGADO A CAMPO.	2
Resumo	2
Abstract.....	4
1. Introdução	5
2. Material e métodos.....	6
2.1. Local experimental e caracterização do solo	6
2.2. Tratamento e design experimental.....	7
2.3. Coleta dos materiais vegetais	8
2.4. Avaliação e estratégia de amostragem	8
2.5. Fator de remoção e translocação de bário.....	9
2.6. Amostras certificadas de bário	10
3. Resultados	10
3.1. Densidade e Biomassa vegetal.....	10
3.2. Fitoextração e Bário no solo.....	12
3.3. Fator de remoção e translocação de bário.....	15
4. Discussão.....	15
4.1. Densidade e Biomassa Vegetal	15
4.2. Fitoextração e Bário no solo.....	17
4.3. Fator de remoção e translocação de bário.....	18
5. Conclusões	19
6. Referências	19

1.2. EFICIÊNCIA DA FREQUÊNCIA DE CORTE NA FITOEXTRAÇÃO DE BÁRIO POR MACRÓFITAS EM AMBIENTE ALAGADO: EXPERIÊNCIA DE CAMPO	29
Resumo	29
Abstract.....	31
1. Introdução	32
2. Material e métodos.....	33
2.1. Local experimental e caracterização do solo	33
2.2. Tratamento e design experimental.....	34
2.3. Coleta dos materiais vegetais	35
2.4. Avaliação e estratégia de amostragem	36
2.5. Análise de bário em planta e solo	36
2.6 Amstras certificadas de bário	36
3. Resultados	37
3.1. Densidade, Altura e Biomassa Vegetal.....	37
3.2. Fitoextração de bário na biomassa vegetal e teor no solo	40
4. Discussão.....	44
4.1. Densidade, Altura e Biomassa Vegetal	44
4.2. Fitoextração de bário na biomassa vegetal e teor no solo	46
5. Conclusões	48
6. Referencias	48
APÊNDICES	61

1. CAPÍTULOS

1.1. DENSIDADE DE MACRÓFITAS: ESTRATÉGIA PARA POTENCIALIZAR A FITORREMEDIAÇÃO DE BÁRIO A CAMPO EM AMBIENTE ALAGADO.

“Preparado de acordo com as normas do periódico Journal of Hazardous Materials”

Resumo

VIANA, Douglas Gomes; M.Sc.; Universidade Federal do Espírito Santo; Fevereiro de 2018; **Densidade de macrófitas: estratégia para potencializar a fitorremediação de bário a campo em ambiente alagado**; Orientador: Fábio Ribeiro Pires. Coorientadores: Robson Bonomo; Fernando Barboza Egreja Filho.

Os metais pesados têm sido alvo de muitas pesquisas nas últimas décadas devido a sua acumulação nos organismos e no ambiente. O Ba vem sendo amplamente utilizado nos fluidos de perfuração de petróleo na forma de barita ($BaSO_4$), que devido à sua baixa solubilidade, possui baixo grau de toxicidade, porém, nas condições de anaerobiose promovidas pelo alagamento, o sulfato é reduzido a sulfeto tornando o bário passível de ser liberado para a solução do solo, constituindo um risco para os seres humanos e plantas. Sabendo-se disso um estudo a campo foi

conduzido, no Brasil, no período de abril de 2016 a fevereiro de 2017, em uma área com histórico de contaminação acidental por Ba, que permanece submersa na maior parte do ano. As espécies fitorremediadoras *Typha domingensis* (T) e *Eleocharis acutangula* (E) foram cultivadas em consórcio, em quatro densidades de plantio (4-32, 8-64, 12-128 e 16-256 plantas m⁻² de T-E). A massa total de Ba extraído foi maior para a densidade de 4-32 plantas m⁻², acumulando-se na parte aérea (≈ 450 g Ba ha⁻¹) e raiz (≈ 500 g Ba ha⁻¹). O teor de Ba no solo, na camada de 0,0-0,2 m, ao final de 300 dias, diminuiu 75,78% (4-32 plantas m⁻²), 42,09% (16-256 plantas m⁻²), 34,43% (8-64 plantas m⁻²) e não apresentou redução para densidade de 12-128 plantas m⁻². Para a camada de 0,2-0,4 m não houve redução das concentrações. Dessa forma, a densidade de 4-32 plantas m⁻² é indicada por apresentar teores elevados de Ba no tecido vegetal, promovendo assim uma maior redução de bário do solo.

Palavras chaves: Fitoextração; *Typha domingensis*; *Eleocharis acutangula*; Densidade de plantas; Práticas agronômicas

Abstract

VIANA, Douglas Gomes; M.Sc.; Universidade Federal do Espírito Santo; Fevereiro de 2018;

Macrophyte density: strategy to enhance the phytoremediation of barium in a field flooded environment; Adviser: Fábio Ribeiro Pires. Co-advisors: Robson Bonomo; Fernando Barboza Egreja Filho.

Heavy metals have been the subject of much research in recent decades due to their accumulation in organisms and the environment. The Ba has been widely used in oil drilling fluids in the form of barite (BaSO_4), which due to its low solubility, has a low degree of toxicity, however, under anaerobic conditions promoted by flooding, sulfate is reduced to sulfide and the barium that can be released to soil solution, posing a risk to humans and plants. Knowing this, a field study was conducted in Brazil from April 2016 to February 2017 in an area with a history of accidental contamination by Ba, which remains submerged for most of the year. The phytoremediation species *Typha domingensis* (T) and *Eleocharis acutangula* (E) were cultivated in a consortium at four plant densities (4-32, 8-64, 12-128 and 16-256 plants T-E m^{-2}). The total mass of Ba extracted was higher for the density of 4-32 plants m^{-2} , accumulating in the aerial part ($\approx 450 \text{ g Ba ha}^{-1}$) and root ($\approx 500 \text{ g Ba ha}^{-1}$). Ba soil content in the 0.0-0.2 m layer at the end of 300 days decreased by 75.78% (4-32 plants m^{-2}), 42.09% (16-256 plants m^{-2}), 34.43% (8-64 plants m^{-2}) and did not present reduction to density of 12-128 plants m^{-2} . For the 0.2-0.4 m layer the concentrations were not reduced. Therefore, a density of 4-32 plants m^{-2} is indicated for presenting high levels of Ba in the plant tissue, promoting this way a greater reduction of soil barium.

Key words: Phytoextraction; *Typha domingensis*; *Eleocharis acutangula*; Density of plants; Agronomic practices

1. Introdução

Os metais pesados e metalóides têm gerado preocupação mundial por não serem degradados biologicamente, mas apenas transferidos de uma forma de oxidação para outra (Gisbert et al., 2003). Sua persistência nos solos pode chegar a milhares de anos, consistindo num risco ambiental e à saúde. As principais fontes de contaminação incluem mineração e indústrias petroquímicas, combustão de carvão, lodo de esgoto e eliminação de resíduos com maior concentração de metal (Khan et al., 2008; Zhang et al., 2010; Wuana e Okieimen, 2011). Dentre as fontes de contaminação os fluidos de perfuração de indústrias petroquímicas vêm despertando preocupação devido a sua composição (Cranford e Gordon, 1991; Cranford et al., 1999; Daan et al., 1992). Entre os componentes utilizados está a baritina ($BaSO_4$), que não constitui risco ambiental devido à sua baixa solubilidade. Contudo, sob condições de redução severa do potencial redox, o Ba pode ser solubilizado e disponibilizado à cadeia trófica, oferecendo assim riscos à saúde humana. Dessa forma, exposições acima do limite máximo de concentração (MCL) em humanos podem ocasionar fraqueza muscular, vômitos, diarreia, arritmia cardíaca e até morte (Dallas e Williams, 2001; USEPA, 2005a).

Em condições de baixo potencial redox, o Ba pode ser disponibilizado podendo ser absorvido pelas plantas, sendo então alvo do que se poderia chamar de “tecnologia verde”, ou seja, uma estratégia emergente de baixo custo, na qual a fitorremediação é usada para absorver diferentes elementos tóxicos do solo e depois armazená-los em partes colhíveis da planta (Antoniadis et al., 2017). No entanto, pouco se sabe sob a fitorremediação de solos em ambientes alagados. Desta forma, as macrófitas surgem como espécies promissoras na remediação de solos alagados, uma vez que seu uso no tratamento de águas superficiais contaminadas com metais tem sido observado por diversos autores (Pandey, 2012; Bhatia e Goyal, 2014). As macrófitas são conhecidas por apresentar tolerância ao estresse de metais pesados, crescimento rápido, elevada produção de biomassa e acúmulo de metal pesado em seus tecidos (Liu et al., 2016; Nouri et al., 2017). Além disso, práticas agronômicas podem incrementar a fitoextração e a produção de biomassa vegetal. Entre as práticas agronômicas utilizadas o consórcio, ou policultura, e a densidade de plantio apresentam-se como promissores. O consórcio auxilia na maior produção de biomassa por área de terra podendo ter efeitos positivos na fitoextração como observado por Smith et al. (2008). Esses efeitos benéficos podem ser atribuídos às interações

entre espécies de plantas, como a resistência ao estresse causado pela contaminação (Michalet et al., 2006; Li et al., 2014; Wang et al., 2014; Craven et al., 2016).

A densidade de plantio pode afetar o crescimento e a qualidade da planta (Sangoi, 2001; Liu et al., 2014). Sondergaard (1988) verificou que a disponibilidade de nutrientes de macrófitas pode depender tanto das espécies como da densidade de plantas. A densidade teve um efeito significativo na reprodução, acumulação de biomassa e morfologia radicular devido à competição entre plantas (Xie et al., 2006; Jiang et al., 2008). No entanto, ainda existe pouca informação disponível sobre o efeito da densidade de plantas de macrófitas submersas na remediação de ambientes contaminados.

Sendo assim, o presente estudo objetiva verificar, a campo, o efeito da densidade das plantas *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula*, cultivadas em consórcio, na fitorremediação de bário. Optou-se por trabalhar com os gêneros *Typha* ssp. e *Eleocharis* spp. devido ao potencial demonstrado na remoção de contaminantes em ambientes alagados (Lottermoser e Ashley, 2011; Sakakibara et al., 2011; Leto et al., 2013; Mufarrege et al., 2014; Gomes et al., 2014; Pandey et al., 2014; Bonanno e Cirelli, 2017; Olson et al., 2017).

2. Material e métodos

2.1. Local experimental e caracterização do solo

O experimento foi realizado entre abril de 2016 e fevereiro de 2017 em uma área com histórico de contaminação acidental por bário (Ba), localizado no estado do Espírito Santo, Brasil, a 4 metros de altitude. O clima da região é do tipo Aw, clima tropical úmido com estação chuvosa no verão e seca no inverno, segundo classificação de Köppen.

O solo da área do presente estudo é classificado como Gleissolo Háplico (EMBRAPA, 2013), correspondendo a Aquent, de acordo com a Soil Taxonomy, (2006), sendo bastante heterogêneo em relação aos atributos ao longo do perfil do solo, especialmente a camada orgânica superficial de aproximadamente 0,05 m, enterrada por sedimentos. O solo permanece submerso durante a maior parte do ano com aproximadamente 0,15 m de lâmina de água. Aos 15 dias antes da implantação do experimento foi realizada amostragem de solo em cada parcela para sua caracterização inicial quanto

aos teores totais de bário (Ba) presentes no solo, realizada por ICPO-ES (PerkinElmer Optima 7000 DV, PerkinElmer Corp, Norwalk, CT) como descrito no método USEPA 6010c (USEPA, 2007).

2.2. Tratamento e design experimental

Duas semanas antes do início dos ensaios de campo os blocos e parcelas foram delimitados (Fig.1) e a área experimental a eles correspondente teve toda a vegetação removida manualmente. O experimento teve duração de 300 dias e foi conduzido em delineamento em blocos casualizados - DBC, com 4 (quatro) tratamentos e 4 (quatro) repetições. Os tratamentos eram compostos de 4 (quatro) densidades do consórcio entre *Typha domingensis* (taboa) e *Eleocharis acutangula* (junco) (4-32; 8-64; 12-128 e 16-256 plantas m^{-2}). A unidade experimental apresentava 6 m^2 .

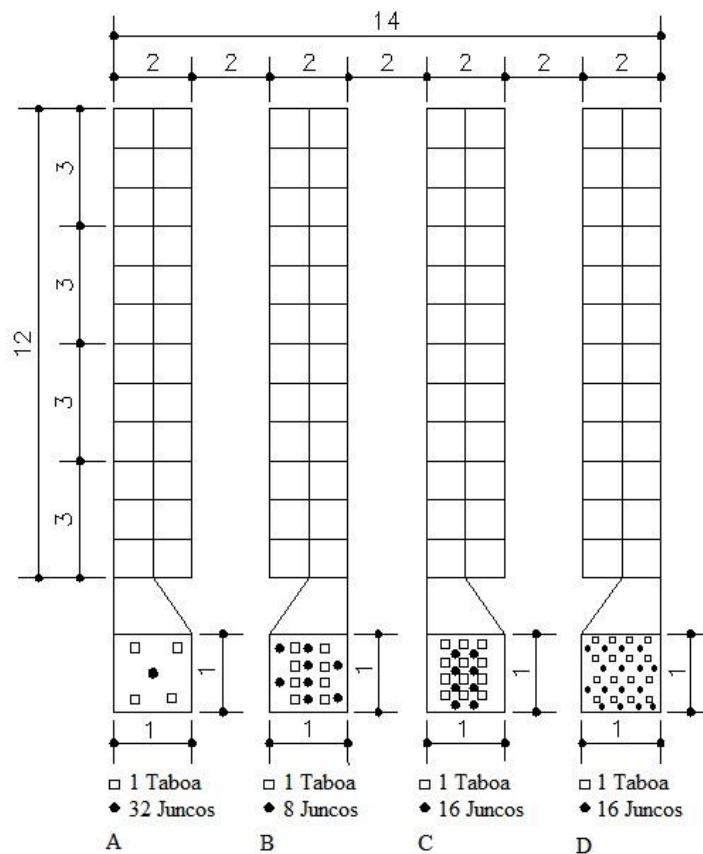


Fig. 1. Esquema de uma parcela experimental (m), mostrando a disposição de plantio do consórcio taboa (T) + junco (E) em 4 densidades, A (4-32 plantas m^{-2}), B (8-64 plantas m^{-2}), C (12-128 plantas m^{-2}) e D (16-256 plantas m^{-2}). Sendo que cada quadrado representa uma única muda de taboa (A, B,

C e D) e o triângulo representa feixes de mudas de junco com 32 filetes (A), 8 filetes (B) e 16 filetes (C e D).

2.3. Coleta dos materiais vegetais

As macrófitas utilizadas no estudo, *T. domingensis* e *E. acutangula*, foram coletadas em ambientes adjacentes alagados, sem histórico de contaminação. As plantas de taboa foram retiradas com auxílio de uma cavadeira de uma boca, contornando a muda a 0,1 m do ramete. Imediatamente após a retirada das mudas, a parte aérea foi cortada a uma altura de 0,4 m do rizoma, com o auxílio de uma tesoura de poda. O sistema radicular foi mantido com 0,1 m de comprimento, com 0,05 m de diâmetro. Em seguida, as mudas foram diretamente plantadas nas parcelas experimentais em covas abertas com auxílio de um trado holandês. Para obtenção das mudas de junco o procedimento foi diferente: as plantas foram coletadas manualmente e em seguida levemente agitadas em água para retirar o excesso de solo aderido às raízes. Em seguida, foram separadas em grupos de 32, 64, 128 e 256 filetes e transplantadas diretamente para as parcelas respectivas do experimento. Na escolha das mudas, os seguintes critérios foram adotados para garantir a qualidade das mudas e o máximo desenvolvimento das plantas utilizadas: foram escolhidas plantas em pleno desenvolvimento vegetativo, isto é, aquelas que não apresentaram florescimento, com porte uniforme e que não apresentavam nenhum sintoma de estresse biótico, refletindo a sanidade das mudas. Este procedimento de padronização do tipo de muda escolhido foi facilitado pela uniformidade apresentada pelas plantas de junco a campo.

2.4. Avaliação e estratégia de amostragem

Aos 75, 150, 225 e 300 dias após o transplântio realizaram-se avaliações fitotécnicas (altura de 10 plantas de taboa e de junco e quantificação do número de plantas em 0,25 m²). Aos 300 dias foi realizado, além das avaliações acima, o corte da parte aérea em 0,25 m² e coleta de raízes presentes na camada de 0,2 m de profundidade. O solo foi coletado em 5 (cinco) pontos na unidade experimental de 6 m² perfazendo uma amostra composta nas camadas de 0,0-0,2 m e 0,2-0,4 m de profundidade.

O material vegetal coletado a campo foi seco em estufa de circulação forçada de ar, a 65 °C, até atingir peso constante e então calculada a produção de biomassa por área. Em seguida, o material foi triturado

em moinho de faca, tipo Willey (Tecnal model TE-650), com peneira de 1 mm e acondicionado para posterior análise de Ba. O solo coletado foi seco à sombra, peneirado em peneira de 2 mm, identificado e armazenado para posterior análise de bário.

2.5. Fator de remoção e translocação de bário

As amostras vegetais (raiz e parte aérea) foram submetidas à digestão de acordo com o método da USEPA 3050b (USEPA, 1995). A concentração de bário foi determinada por ICPO-ES (Perkin Elmer Optima 7000 DV, Perkin Elmer Corp, Norwalk, CT) como descrito no método USEPA 6010c (USEPA, 2007).

A massa de bário acumulada, por hectare, em cada parte da planta (raiz ou parte aérea) foi calculada da seguinte forma:

$$Ba_{acum.} = \frac{C_{Ba} \times MS}{1000} \quad (\text{Eq. 1}),$$

Em que $Ba_{acum.}$ é a massa de bário acumulada em uma determinada parte da planta (raiz ou parte aérea) em $g\ ha^{-1}$; C_{Ba} é a concentração de bário na respectiva parte da planta (raiz ou parte aérea) em $mg\ kg^{-1}$; e MS é a quantidade de matéria seca da respectiva parte da planta, em $kg\ ha^{-1}$.

O fator de translocação (TF), determinado como a relação entre a concentração do metal na biomassa aérea e a concentração do metal na raiz (Brooks, 1998; Yoon et al., 2006, Shi et al., 2011) e um novo fator de translocação, com base na massa total de bário acumulado em cada parte da planta (fator de translocação de massa denominado - mTF), foi calculado para avaliar a capacidade de cada tratamento para mover os metais da raiz para os tecidos acima do solo.

$$TF = \frac{C_{Ba\text{aérea}}}{C_{Ba\text{raiz}}} \quad (\text{Eq. 2}),$$

$$mTF = \frac{mBa_{aérea}}{mBa_{raiz}} \quad (\text{Eq. 3}),$$

Em que C_{Ba} é a concentração de bário na respectiva parte da planta (raiz ou parte aérea) em $mg\ kg^{-1}$; e m_{Ba} é a massa de bário na respectiva parte da planta (raiz ou parte aérea) em mg .

2.6. Amostras certificadas de bário

Para maior confiabilidade dos resultados utilizaram-se duas amostras certificadas quanto ao teor de bário no solo: Clean Sandy Loam (CLNSOIL) do SIGMA - ALDRICH e San Joaquin Soil (2709a) do National Institute of Standard and Technology, e uma quanto ao teor de bário no tecido vegetal: Strawberry Leaves do Laboratory of the Government Chemist.

3. Resultados

3.1. Densidade e Biomassa vegetal

A densidade 16-256 plantas m^{-2} do consórcio entre taboa e junco (Fig.2) apresentou o maior número de plantas ao final de 300 dias de condução do experimento para ambas as espécies cultivadas (≈ 40 plantas de taboa e 2000 plantas de junco). No entanto, se considerarmos evolução do número de plantas, percebe-se que a menor densidade (4-32 plantas m^{-2}) apresentou um acréscimo de 49 vezes a produção de junco e 9 vezes a produção de taboa aos 300 dias de avaliação, seguidas da densidade de 8-64 plantas m^{-2} com acréscimo de 24 vezes a produção de junco e 4 vezes a produção de taboa, da densidade de 12-128 plantas m^{-2} com acréscimo de 13 vezes a produção de junco e 2 vezes a produção de taboa e da densidade de 16-256 plantas m^{-2} com acréscimo de 7 vezes a produção de junco e 2,5 a produção de taboa.

A maior densidade de plantio (16-256 plantas m^{-2}) apresentou maior número de plantas do consórcio entre taboa e junco quando comparado com as demais, sendo 17,4% superior à densidade (4-32 plantas m^{-2}), 17,9% superior à (8-64 plantas m^{-2}) e 8,8% superior à densidade (12-128 plantas m^{-2}). O mesmo foi evidenciado para produção de taboa, sendo que a menor produção foi proveniente da densidade 12-128 plantas m^{-2} chegando a ser 40% inferior aos resultados obtidos pela maior densidade (16-256 plantas m^{-2}) sem que se tenha uma razão específica para tal comportamento ao final de 300 dias de condução.

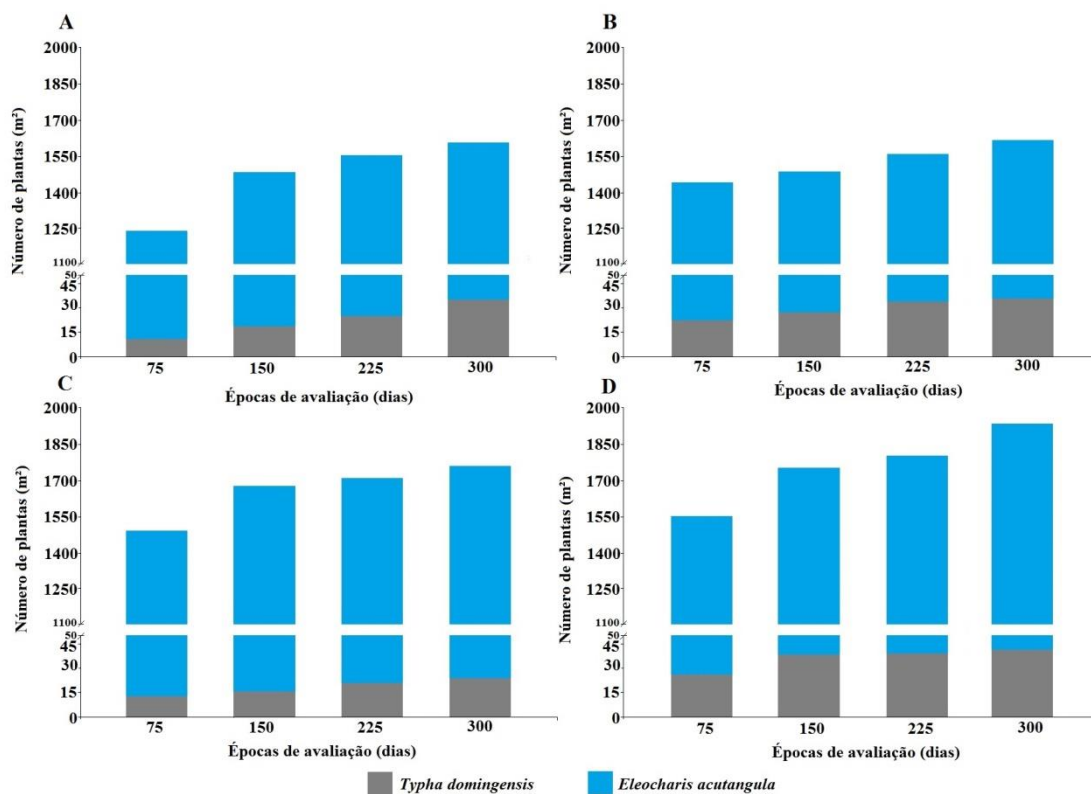


Fig. 2. Número de plantas de *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula* cultivadas em consórcio, obtidos em função de 4 densidades de plantio (A) 4-32 plantas de taboa + junco m⁻²; (B) 8-64 plantas de taboa + junco m⁻²; (C) 12-128 plantas de taboa + junco m⁻² e (D) 16-256 plantas de taboa + junco m⁻² avaliados aos 75, 150, 225 e 300 dias.

A produção de matéria seca da parte aérea apresentou redução, quando observamos o aumento das densidades até 12-128 plantas m⁻², no entanto, não foi significativa (Fig. 3). As densidades de 4-32 e 16-256 plantas m⁻² do consórcio entre taboa e junco, resultaram nas maiores produções de matéria seca em valores absolutos. Quando se utilizou 12-128 plantas m⁻² do consórcio entre taboa e junco a produção absoluta foi inferior quando comparada às demais, comportamento este similar ao observado para o número de plantas e fitoextração de Ba (Fig. 2 e 4). A produção de matéria seca de raiz não diferiu entre as densidades avaliadas, sendo em torno de 5 Mg de matéria seca de raiz ha⁻¹ (Fig. 3).

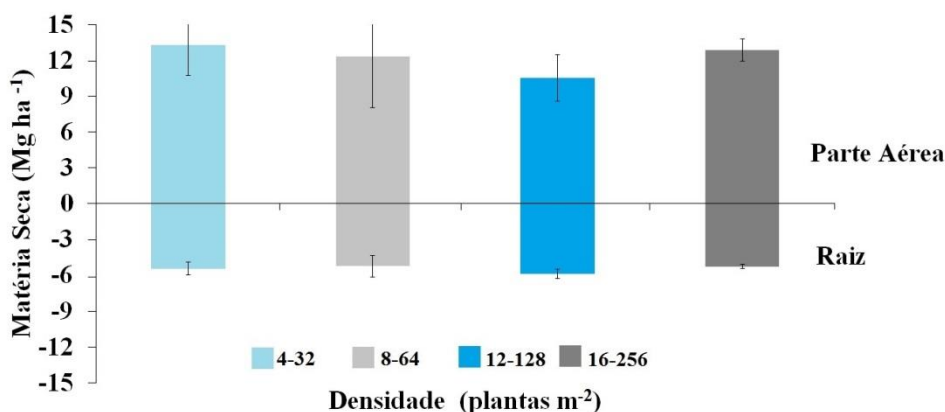


Fig. 3. Matéria seca da parte aérea e de raiz do consórcio entre *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula* em 4 densidades de plantio 4-32, 8-64, 12-128 e 16-256 plantas m⁻² obtidas ao final dos 300 dias de condução do experimento.

3.2. Fitoextração e Bário no solo

Os maiores teores de Ba na parte aérea e na raiz foram resultado da menor densidade do consórcio entre taboa e junco (Fig. 4). O teor de Ba na raiz encontrado nesta densidade foi cerca de três vezes superior ao observado na parte aérea, mostrando o potencial que as plantas apresentam para fitoestabilização de Ba a campo, nesta densidade, em ambiente alagado. As demais densidades avaliadas apresentaram teores de Ba na raiz em torno de 2 vezes do translocado para parte aérea. Os maiores teores absolutos encontrados na parte aérea foram inversamente proporcionais à densidade de consórcio, ou seja, foram encontrados teores maiores em densidades menores (4-32 > 8-64 > 12-128 > 16-256 plantas m⁻²).

A menor densidade (4-32 plantas m⁻²) apresentou teores de bário absolutos na parte aérea 18,2% superior à densidade 8-64 plantas m⁻², 35,8% superior à densidade 12-128 plantas m⁻² e 38,6% superior à densidade 16-256 plantas m⁻². O mesmo foi evidenciado para o sistema radicular, sendo que a menor densidade foi superior às demais em torno de 33% em valores absolutos. Mas, se considerarmos as barras de erro, não houve diferença entre os tratamentos.

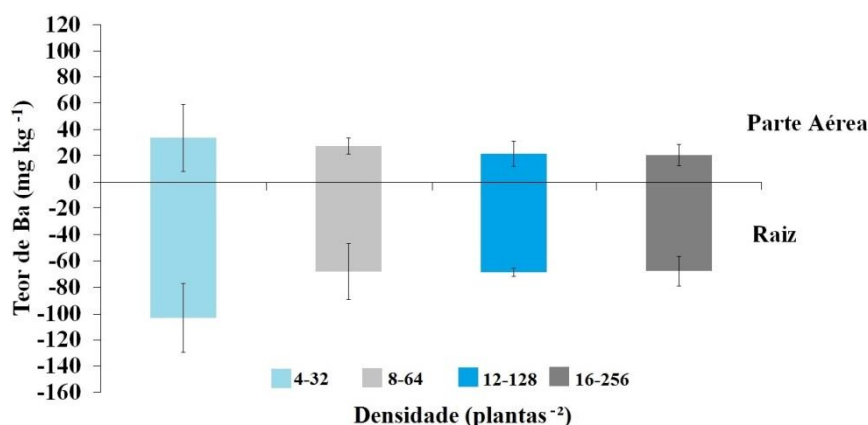


Fig. 4. Teor de bário da parte aérea e de raiz do consórcio entre *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula* em 4 densidades de plantio 4-32, 8-64, 12-128 e 16-256 plantas m⁻² obtidas ao final dos 300 dias de condução do experimento.

A massa total de bário extraída (Fig. 5) foi maior em valores absolutos para a menor densidade, assim como observado para os teores de Ba na biomassa vegetal, porém, a densidade de 12-128 plantas m⁻² apresentou as menores fitoextrações. A menor densidade (4-32 plantas m⁻²) foi 49,1% superior à densidade 12-128 plantas m⁻², 40,5% superior à densidade 16-256 plantas m⁻² e 24,3% superior à densidade 8-64 plantas m⁻². O mesmo foi evidenciado para a fitoextração do tecido radicular.

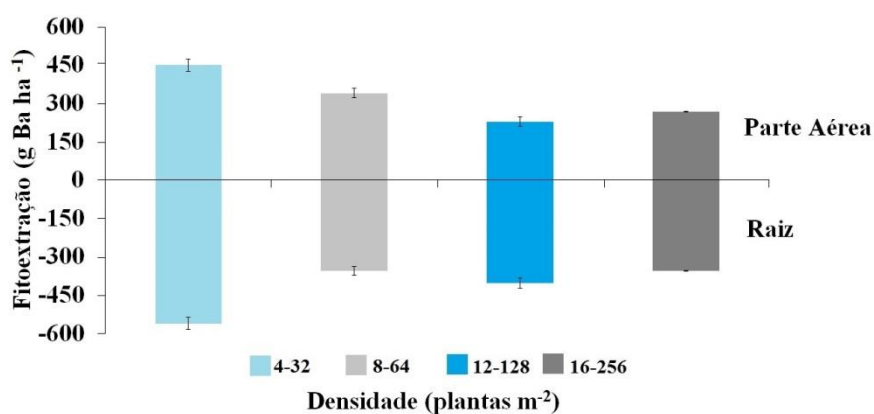


Fig. 5. Massa total de bário da parte aérea e de raiz do consórcio entre *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula* em 4 densidades de plantio 4-32, 8-64, 12-128 e 16-256 plantas m⁻² obtidas ao final dos 300 dias de condução do experimento.

O adensamento no plantio das espécies fitorremediadoras não resultou em maiores valores de bário extraído do solo. Os resultados encontrados na camada de 0,0-0,2 m de solo mostram que a menor densidade adotada (4-32 plantas por m^{-2} de taboa e junco) proporcionou a maior redução nos teores de Ba quando comparado com a caracterização inicial (IC), promovendo redução de 75,78% da contaminação (Fig. 6A). A redução nos teores de Ba no solo para a camada de 0,0-0,2 m seguiu a seguinte ordem de acordo com as densidades avaliadas no presente estudo 4-32 > 16-256 > 12-128 > 8-64 plantas m^{-2} , indicando que a menor e maior densidade avaliadas no presente estudo proporcionaram as maiores reduções de Ba do solo. Resultados estes superiores à média geral de redução dos teores de Ba no solo para a camada de 0,0-0,2 m.

Para a camada de 0,2-0,4 m (Fig. 6B), somente houve redução dos teores de Ba no solo para a densidade de 12-128 planta m^{-2} , quando analisamos as barras de erro, redução esta superior à média do experimento. Analisando as médias de Ba no solo percebe-se que a redução da contaminação na camada de 0,0-0,2 m foi aproximadamente duas vezes a média obtida na camada de 0,2-0,4 m.

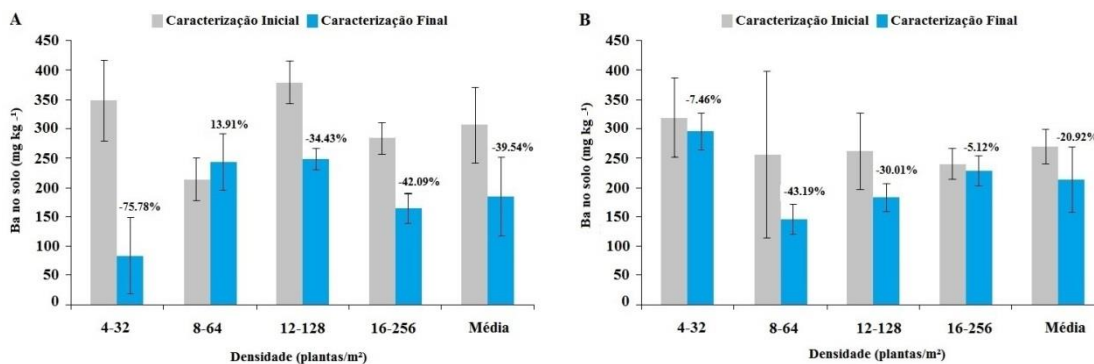


Fig. 6. Teor de bário no solo, nas camadas de 0,0-0,2 m (A) e 0,2-0,4 m (B) após cultivo do consórcio entre *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula*, obtido em função de 4 densidades de plantio 4-32, 8-64, 12-128 e 16-256 plantas m^{-2} após 300 dias. Os percentuais, quando negativos, indicam redução do teor de bário no solo em relação ao teor inicial (IC), antes da implantação do experimento (barra em cinza), quando comparados com os teores finais, após a fitorremediação (barra em azul) para cada densidade.

3.3. Fator de remoção e translocação de bário

Maiores densidades de plantio não promoveram incremento na translocação de bário das raízes para a parte aérea, fato este evidenciado pelos fatores de translocação (TF e mTF), em todas as densidades estudadas, inferiores à unidade (Tab. 1). Os fatores avaliados são dependentes da produção de matéria seca (Fig. 3) e dos teores de bário evidenciados na biomassa vegetal (Fig. 4).

Tabela 1.

Fatores de translocação (TF) e fator de translocação de massa (mTF) em 4 densidades do consórcio entre taboa e junco.

Densidades	TF	mTF
4-32	0,33 ± 0,24	0,72 ± 0,40
8-64	0,42 ± 0,11	0,99 ± 0,47
12-128	0,27 ± 0,13	0,49 ± 0,25
16-256	0,32 ± 0,14	0,78 ± 0,34

*Valores médios (n = 4) ± desvio-padrão

4. Discussão

4.1. Densidade e Biomassa Vegetal

Os resultados que ilustram a evolução do número de plantas nas diferentes densidades avaliadas ao longo de 300 dias de condução (Fig. 2) pode ser atribuído a competição por água, luz e nutrientes nas maiores densidades adotadas diminuindo desse modo a evolução do número de plantas quando comparado ao número inicial. Tal característica também foi verificada em estudo de Craine e Dybzinski (2013) que verificaram que o desenvolvimento das plantas é afetado na ausência de luz, água e nutrientes limitando, dessa forma, a propagação das espécies. Logo, a competição por meios essenciais para o desenvolvimento das plantas tem relação direta com a densidade e o consórcio entre plantas, podendo haver ocorrência de competição entre espécies ou dentro da mesma espécie (Desjardins et al., 2018).

O consórcio e, ou, densidade de plantas nem sempre irão ocasionar perdas de produtividade ou limitar o desenvolvimento vegetal. Desjardins et al. (2018) evidenciaram que plantas cultivadas em consórcio podem proporcionar incremento na extração de metal, auxiliando na remediação de solos contaminados, ou redução na extração do metal devido à competição e, ou, antagonismo entre as espécies utilizadas em consórcio.

Outra explicação para o menor acréscimo no número de plantas para as maiores densidades avaliadas seria a liberação de substância alelopáticas por espécies de macrófitas, gerando um antagonismo entre as espécies e dificultando assim o desenvolvimento das mesmas (Elakovich e Wooten, 1994; Takao et al., 2011). Porém, a liberação de substâncias alelopáticas está praticamente descartada uma vez que o número de plantas e a produção de matéria seca foi semelhante nas diferentes densidades testadas (Fig. 2 e 3).

A produção de biomassa da parte aérea e da raiz não diferiu nas diferentes densidades avaliadas (Fig. 3). Este resultado pode estar associado à capacidade de multiplicação de plantas de junco que apresentam características morfológicas diferentes das espécies de taboa. *Eleocharis* é um gênero caracteristicamente sem lâminas foliares, com as atividades fotossintéticas transferidas para o caule (Svenson, 1929; Gil e Bove, 2007). Dessa forma, a eficiência fotossintética das plantas de junco é superior às plantas de taboa, levando a uma maior propagação das plantas em função do maior acúmulo de reservas. As plantas de taboa, diferentemente das plantas de junco, tem lâminas foliares e apresentam atividades fotossintéticas somente nestas partes das plantas (Pezeshki et al., 1996). Logo, as respostas fisiológicas de plantas de taboa podem ser reduzidas se houver baixa disponibilidade de nutrientes diminuindo assim a taxa de crescimento (Chapin III, 1991; Raghothama, 1999). As limitações de nutrientes também podem influenciar a acumulação de carboidratos (Chapin III, 1991; Reinbott e Blevins, 1999) e a redução da disponibilidade de fósforo pode afetar a absorção de outros nutrientes essenciais (Reinbott e Blevins, 1997) limitando assim o desenvolvimento das plantas em densidades elevadas.

4.2. Fitoextração e Bário no solo

Os teores (Fig. 4) e massa total de Ba extraída (Fig. 6) encontrados na raiz foram maiores na menor densidade do consórcio utilizada. Diversos trabalhos, estudando o acúmulo de metal pesado pelas plantas, indicam que as raízes apresentam maior concentração comparativamente à parte aérea (Li et al., 2009; Souza et al., 2012; Magalhães et al., 2014), sendo que este comportamento está ligado a mecanismos de defesa da planta (Lombi, et al., 2001). A maioria das plantas imobilizam os metais absorvidos nas raízes, assim como observado no presente estudo (Fig. 5) enquanto um grupo pequeno de outras espécies consegue redistribuir uma grande quantidade para as partes acima do solo, principalmente para as folhas (Dhir, 2009; Sood et al., 2012; Dhir et al., 2013).

Outro fator que pode ter contribuído para as maiores massas totais de Ba extraído nas raízes (Fig. 5) é que as macrófitas aquáticas apresentam hábito de crescimento estolonífero e alta capacidade de emissão de brotações (Sood et al., 2012), o que facilita a sua propagação no ambiente. Logo, as maiores densidades de plantio tiveram as menores massas totais de Ba extraído devido, provavelmente, à competição interespecífica de nutrientes, luz e água (Ervin e Wetzel, 2002; Wang et al., 2015; Zheng et al., 2016), podendo levar a maior velocidade de crescimento e ocupação da área pelas plantas no processo de fitorremediação é desejável, pois quanto mais rápido as plantas crescerem e atingirem a lotação máxima por área menos tempo levará para remediar o solo contaminado (Ali et al., 2013; Dhir, 2013).

Auxiliado pela capacidade de propagação de macrófitas houve redução dos teores de Ba no solo em ambas as camadas de solo estudadas (Fig. 6A e 6B). A camada de 0,0-0,2 m apresentou as maiores reduções, que podem ser associadas ao sistema radicular das macrófitas que não atinge grandes profundidades. O sistema radicular estolonífero e por rizomas das plantas de junco e taboa utilizadas no presente estudo tem como característica o desenvolvimento superficial (Sood et al., 2012). No entanto, sob condições de poda das plantas o sistema radicular apresenta um desenvolvimento até a camada de 0,2-0,4 m reduzindo os teores de Ba nesta camada (dados não publicados). A fitorremediação se mostrou efetiva, embora não se tenha verificado efeito do aumento da densidade de plantas na fitoextração.

Se por um lado não houve incremento da fitoextração em função do aumento da densidade de plantas por área, por outro, pode-se concluir pela indicação da menor densidade de plantio para o estabelecimento deste consórcio visando à fitorremediação. Com a adoção de menores densidades de plantio há redução dos custos de implantação, que representam em média 74,42% dos custos totais da fitorremediação (Wan et al., 2016), auxiliando na manutenção desta “tecnologia verde” que já apresenta menores custos em relação às técnicas tradicionais, cujos preços variam de US\$ 87/m³ (solidificação) até US\$ 290/m³ (remoção do solo) (Pilon-Smits, 2005, Chen e Chiou, 2008).

4.3. Fator de remoção e translocação de bário

Uma alta produção de biomassa aérea pode impulsionar a translocação de metais devido à maior absorção de água e nutrientes com conseqüente absorção de metais. Entretanto, toda a cadeia de absorção, transporte e acumulação de metais em plantas é dependente de aspectos fisiológicos das mesmas (Lasat, 1999). Isto é observado nesse trabalho, pois mesmo com elevada produção de matéria seca acima do solo, o teor de bário é superior nas raízes, indicando a preferência das mesmas pela rizoacumulação, resultando em baixa eficiência para hiperacumulação em partes colhíveis das plantas, expressa pelos baixos fatores de translocação (Tab. 1). O acúmulo de metais nas raízes de plantas não hiperacumuladoras é comum (Lasat et al., 2000; Yang et al., 2006), em especial, em espécies monocotiledôneas como junco e taboa (Dawson e Ehleringer, 1991; McCutcheon; Schnoor, 2003).

Plantas hiperacumuladoras apresentam fatores de translocação e bioacumulação muitas vezes superiores a unidade. Embora estes fatores sejam utilizados para mensurar a eficiência do processo de descontaminação dos solos (Sakakibara et al., 2011), os baixos valores de translocação encontrados nesse trabalho não são resultados negativos, pois a fitoestabilização possui vantagens como o menor risco de (re)inclusão dos contaminantes na cadeia alimentar (Conesa et al., 2007), pois os elementos tóxicos são imobilizados em zonas não acessíveis aos herbívoros. Além disto, as macrófitas utilizadas neste experimento possuem rápido crescimento inicial e alta produção de biomassa, em contraste com a maioria das plantas hiperacumuladoras. Portanto, as plantas desse estudo, apesar de não atingirem níveis de hiperacumulação, possuem esta conveniência em relação à hiperacumuladoras e podem ser empregadas em programas de fitorremediação de bário em áreas alagadas.

5. Conclusões

Houve redução das concentrações de bário no solo para a camada de 0,0–0,2 m. O consórcio *Typha domingensis* (taboa) e *Eleocharis acutangula* (junco) mostrou-se eficiente na fitoestabilização/fitoextração de bário nas diferentes densidades avaliadas, resultando em redução de até 75% do teor no solo para a densidade de 4-32 plantas m⁻² do consórcio entre taboa e junco. Houve maior acúmulo de bário nas raízes caracterizando estas espécies como fitoestabilizadoras, nas condições testadas. O aumento da densidade de plantas por área não incrementou a fitoextração de bário por macrófitas. A densidade de 4-32 plantas m⁻² é indicada por apresentar teores elevados de Ba no tecido vegetal, promovendo desse modo uma maior redução de bário do solo. Embora ainda sejam necessários estudos a campo, este trabalho pode embasar diversos estudos futuros de fitorremediação em ambiente alagados, especialmente na remediação de outros contaminantes.

6. Referências

- Ali, H., Khan, E., Sajad, M. A., 2013. Phytoremediation of heavy metals - concepts and applications. *Chemospher.* 91(7), 869-881. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.01.075.
- Antoniadis, V., Levizou, E., Shaheen, S. M., Ok, Y. S., Sebastian, A., Baum, C., Prasad, M. N. V., Wenzel, W. W., Rinklebe, J., 2017. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review, In *Earth-Science Reviews*, 171, 621-645. DOI: 10.1016/j.earscirev.2017.06.005.
- Barlow, P.W., 1986. Adventitious roots of whole plants: their form, functions, and evolution. In: Jackson, M.B. (Ed.), *New Root Formation in Plants and Cuttings*. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, Netherlands, pp. 67e110.
- Bhatia, M., Goyal, D., 2014. Analyzing remediation potential of wastewater through wetland plants: a review. *Environ. Prog. Sustain. Energy* 33, 9–27. DOI: 10.1002/ep.11822.

Bonanno, G., Cirelli, G. L., 2017. Comparative analysis of element concentrations and translocation in three wetland congener plants: *Typha domingensis*, *Typha latifolia* and *Typha Angustifolia*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 143, 92–101. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.05.021.

Brooks, R. R., 1998. Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining. Wallingford: CAB International, 380 p.

Chapin III, F.S., 1991. Integrated responses to plant stress. *BioScience* 41, 29–36. DOI: 10.2307/1311538.

. Chen, C. H, Chiou, I. J. 2008. Remediation of heavy metal-contaminated farm soil using turnover and attenuation method guided with a sustainable management framework. *Environ. Eng. Sci.*, v. 25, p. 11 -32. DOI: 10.1089/ees.2006.0183.

Cranford, P. J., Gordon, D. C. 1991. Chronic sublethal impact of mineral oil-based drilling mud cuttings on adult sea scallops. *Marine Pollution Bulletin*, v. 22, p.339–344. DOI: 10.1016/0025-326X(91)90069-5.

Cranford, P. J., Gordon Jr D. C., Lee, K., Armsworthy, S. L., Tremblay, G. H. 1999. Chronic toxicity and physical disturbance effects of water- and oil-based drilling fluids and some major constituents on adult sea scallops (*Placopecten magellanicus*). *Marine Environmental Research*, v. 48, p. 225–256. DOI: 10.1016/S0141-1136(99)00043-4.

Conesa, H. M., Robinson, B. H., Schulin, R., Nowack, B. (2007) Growth of *Lygeum spartum* in acid mine tailings: response of plants developed from seedlings, rhizomes and at field conditions. *Environ Pollut.*, v. 145, p. 700–707. DOI: 10.1016/j.envpol.2006.06.002.

Costello, L.R., 2005. Adventitious roots: occurrence and management in urban trees. *Arborist News* 14 (3), 12e17.

Craine, J. M., Dybzinski, R., 2013. Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. *Functional Ecology*. 27, 833–840. DOI: 10.1111/1365-2435.12081.

Craven, D., Isbell, F., Manning, P., Connolly, J., Bruelheide, H., Ebeling, A., Roscher, C., van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B., 2016. Plant diversity effects on grassland productivity are robust to both nutrient enrichment and drought. *Philos. Trans. R. Soc. B* 371. DOI: 10.1098 / rstb.2015.0277.

Dallas, C. E., Williams, P. L., 2001. Barium: rationale for a new oral reference dose. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev.* 4, 395-429. DOI: 10.1080 / 109374001753146216.

Desjardins, D. N., Brereton, N. J. B., Marchand, L., Brisson, J., Pitre, F. E., Labrecque, M., 2018. Complementarity of three distinctive phytoremediation crops for multiple-trace element contaminated soil. *Science of the Total Environment*, 610–611, 1428–1438. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.196.

Dhir, B., Sharmila, P., Saradhi, P. P., 2009. Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 39 (9), 754-781. DOI: 10.1080/10643380801977776.

Dhir, B., 2013. *Phytoremediation: Role of Aquatic Plants in Environmental Clean-up*. Springer. DOI:10.1007/978-81-322-1307-9.

Elakovich, S. D., Wooten, J. W., 1994. Allelopathic, herbaceous, vascular hydrophytes. In: Inderjit, Dakshini, K. M. M., Einhellig, F. A. *Allelopathy*. (ACS Symposium Series, vol 582) American Chemical Society, Ch 4. 58-73. DOI: 10.1021/bk-1995-0582.ch004.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, 2013. 353p.

Ervin, G. N., Wetzel, R. G., 2002. Influence of a dominant macrophyte, *Juncus effusus*, on wetland plant species richness, diversity, and community composition. *Oecologia*. 130 (4), 626-636. DOI:10.1007/s00442-001-0844-x.

Gent, M.P.N., White, J.C., Parrish, Z.D., Isleyen, M., Eitzer, B.D., Mattina, M.I., 2007. Uptake and translocation of p, p'-dichlorodiphenyldichloroethylene supplied in hydroponics solution to cucurbita. *Environ. Toxicol. Chem.* 26 (12), 2467-2475. DOI: 10.1897 / 06-257.1.

Gil, A. S. B., Bove, C. P., 2007. *Eleocharis* R. Br.(Cyperaceae) no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotrop.* 7 (1), 163-192. DOI: 10.1590/S1676-06032007000100020.

Gisbert, C., Ros, R., de Haro, A., Walker, D.J., Pilar Bernal, M., Serrano, R., Avino, J.N., 2003. A plant genetically modified that accumulates Pb is especially promising for phytoremediation. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 303, 440e445. DOI: 10.1016/S0006-291X(03)00349-8.

Gomes, M. V. T., de Souza, R. R., Teles, V. S., Mendes, E. A., 2014. Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed wetland. *Chemosphere* 103, 228–233. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.11.071.

Jiang, J., Zhou, C., An, S., Yang, H., Guan, B., Cai, Y., 2008. Sediment type: population density and their combined effect greatly change the short-time growth of two common submerged macrophytes. *Ecol. Eng.* 34, 79–90. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2008.07.003.

Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y.M., Huang, Y.Z., Zhu, Y.G., 2008. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environ. Pollut.* 152, 686e692. DOI: 10.1016/j.envpol.2007.06.056.

Lasat, M. M. (1999) Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues, *Journal of Hazardous Substance Research*, v. 2. DOI : 10.4148/1090-7025.1015.

Leto, C., Tuttolomondo, T., La Bella, S., Leone, R., Licata, M., 2013. Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland – phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *Ecol. Eng.* 61, 282–291. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.09.014.

Li, N. Y., Li, Z. A., Zhuang, P.; Zou, B., McBride, M., 2009. Cadmium uptake from soil by maize with intercrops. *Water, air, and soil pollution.* 199 : 1-4, 45-56. DOI: 10.1007/s11270-008-9858-x.

Li, L., Tilman, D., Lambers, H., Zhang, F. S., 2014. Plant diversity andoveryielding: insights from belowground facilitation of intercropping in agriculture. *New Phytol.* 203: 63–69. DOI: 10.1111/nph.12778.

Liu, J., Zhang, W., Qu, P., Wang, M., 2016. Cadmium tolerance and accumulation in fifteen wetland plant species from cadmium-polluted water in constructed wetlands. *Front. Environ. Sci. Eng.* 10 (2), 262–269. DOI: 10.1007/s1178.

Liu, H., Meng, F., Tong, Y., Chi, J., 2014. Effect of plant density on phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons contaminated sediments with *Vallisneria spiralis*. *Ecological Engineering* 73, 380–385. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.09.084.

Lombi, E., Zhao, F. J., Mcgrath, S. P., Young, S. D., Sacchi, G. A., 2001. Physiological evidence for a high-affinity cadmium transporter highly expressed in a *Thlaspi caerulescens* ecotype. *New Phytologist*. 149 (1), 53-60. DOI: 10.1046 / j.1469-8137.2001.00003.x.

Lottermoser, B. G., Ashley, P. M., 2011. Trace element uptake by *Eleocharis equisetina* (spike rush) in an abandoned acid mine tailings pond, northeastern Australia: Implications for land and water reclamation in tropical regions. *Environmental Pollution*, 159, 3028-3035. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.04.014.

Low, J. E., Whitfield Åslund, M. L., Rutter, A., Zeeb, B. A., 2011. The effects of pruning and nodal adventitious roots on polychlorinated biphenyl uptake by *Cucurbita pepo* grown in field conditions. *Environmental Pollution*. 159, (3), 769-775. DOI: doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.015.

Magalhães, M. O. L., Amaral Sobrinho, N. M. B. D., Zonta, E., Becerra, A. T., Lastra-Bravo, X. B., Coutinho, I. B., 2014. Reducing conditions on barium absorption in rice plants cultured in BaSO₄-enriched soil. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 36 (1), 119-127. DOI: 10.4025/actasciagron.v36i1.17539.

Michalet, R., Brooker, R.W., Cavieres, L.A., Kikvidze, Z., Lortie, C.J., Pugnaire, F.I., ValienteBanuet, A., Callaway, R.M., 2006. Do biotic interactions shape both sides of the humped-back model of species richness in plant communities? *Ecol. Lett.* 9, 767-773. DOI: 10.1111 / j.1461-0248.2006.00935.x.

Mufarrege, M. M., Hadad, H. R., Di Luca, G. A., Maine, M. A., 2014. Metal dynamics and tolerance of *Typha domingensis* exposed to high concentrations of Cr, Ni and Zn. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 105, 90-96. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.04.008.

Nouri, H., Borujeni, S. C., Nirolad, R., Hassanli, A., Beechamf, S., Alaghmandg, S., Saintf, C., Mulcahy, D., 2017. Application of green remediation on soil salinity treatment: A review on

halophytoremediation. *Process Safety and Environmental Protection*, 1, 07, 94–107. DOI: 10.1016/j.psep.2017.01.021.

Olson, L. H., Misenheimer, J. C., Nelson, C. M., Bradham, K. D., Richardson, C. J., 2017. Influences of Coal Ash Leachates and Emergent Macrophytes on Water Quality in Wetland Microcosms. *Water Air Soil Pollut*, 228: 344. DOI: 10.1007/s11270-017-3520-4.

Pandey, V. C., 2012. Phytoremediation of heavy metals from fly ash pond by *Azolla caroliniana*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 82, 8–12. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2012.05.002.

Pandey, V. C., Singh, N., Singh, R. P., Singh, D. P., 2014. Rhizoremediation potential of spontaneously grown *Typha latifolia* on fly ash basins: study from the field. *Ecol. Eng.* 71, 722–727. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.08.002.

Pezeshki, S.R., De Laune, R. D., Kludze, H. K., Choi, H. S. (1996) Photosynthetic and growth responses of cattail (*Typha domingensis*) and sawgrass (*Cladium jamaicense*) to soil redox conditions. *Aquatic Botany*, v. 54, n. 1, , p. 25-35. DOI: 10.1016/0304-3770(96)01033-9.

Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. *Ann Rev. Plant Bio.* 56, 1, 15–39. DOI: 10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214.

Raghothama, K.G., 1999. Phosphate acquisition. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 50, 695–718. DOI: 10.1146 / annurev.arplant.50.1.665.

Reinbott, T.M., Blevins, D.G., 1997. Phosphorus and magnesium fertilization interaction with soil phosphorus level: tall fescue yield and mineral element content. *J. Prod. Agric.* 10, 260–265. DOI: 10.2134 / jpa1997.0260.

Reinbott, T.M., Blevins, D.G., 1999. Phosphorus nutritional effects on root hydraulic conductance, xylem water flow and flux of magnesium and calcium in squash plants. *Plant Soil* 209, 263–273. DOI: 10.1023/A:1004646732225.

Sakakibara, M., Ohmori, Y., Ha, N.T.H., Sano, S., Sera, K., 2011. Phytoremediation of heavy metal-contaminated water and sediment by *Eleocharis acicularis*. *Clean: Soil, Air, Water* 39, 735–741. DOI: 10.1002/clen.201000488.

Sangoi, L., 2001. Understanding plant density effects on maize growth and development: an important issue to maximize grain yield. *Cienc. Rural* 31, 159–168. DOI: 10.1590/S0103-84782001000100027.

Shi, X., Zhang, X., Chen, G., Chen, Y., Wang, L., Shan, X., 2011. Seedling growth and metal accumulation of selected woody species in copper and lead/zinc mine tailings. *Journal of Environmental Sciences*, 23, (2), 266-274. DOI: 10.1016/S1001-0742(10)60402-0.

Sood, A., Uniyal, P. L., Prasanna, R., Ahluwalia, A. S., 2012. Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, *Azolla*. *Ambio*. 41(2), 122-137. DOI: 10.1007 / s13280-011-0159-z.

Souza, S. C. R., De Andrade, S. A. L., De Souza, L. A., Schiavinato, M. A., 2012. Lead tolerance and phytoremediation potential of Brazilian leguminous tree species at the seedling stage. *Journal of Environmental Management*. 110, 299-307. DOI: 10.1016 / j.jenvman.2012.06.015.

Smith, R. G., Gross, K. L., Robertson, G. P., 2008. Effects of crop diversity on agroecosystem function: crop yield response. *Ecosystems* 11:355–366. DOI: 10.1007/s10021-008-9124-5.

Sondergaard, M., 1988. Seasonal variations in the loosely sorbed phosphorus fraction of the sediment of a shallow and hypertrophic lake. *Environ. Geol. Water Sci.* 11, 115–121. DOI: 10.1007/BF02587770.

Svenson, H., 1929. Monographic studies in the genus *Eleocharis*. Contributions from the Gray Herbarium of Harvard University, (86), 121-242. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/41764069>>(last access: 28 December, 2017.).

Takao, L. K., Ribeiro, J. P. N., Lima, M. I. S., 2011. Potencial alelopático de macrófitas aquáticas de um estuário cego. Acta Botanica Brasílica. 25(2), 324-330. DOI: 10.1590/S0102-33062011000200008.

USEPA - United State Environmental Protection Agency, 1995. Method 3051: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf>. (last access: 18 March 2016).

USEPA - United State Environmental Protection Agency, 2007. Method 6010C (SW-846): Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry, revision 3. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-6010c.pdf>. (last access: 03 January 2018).

Xie, Y., An, S., Wu, B., Wang, W., 2006. Density-dependent root morphology and root distribution in the submerged plant *Vallisneria spiralis*. Environ. Exp. Bot. 57, 195–200. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2005.06.001.

Wang, J., Ge, Y., Chen, T., Bai, Y., Qian, B.Y., Zhang, C.B., 2014. Facilitation drives the positive effects of plant richness on trace metal removal in a biodiversity experiment. PLOS ONE 9 (4). DOI: 10.1371/journal.pone.0093733.

Wang, W. Q., Sardans, J., Wang, C., Zeng, C. S., Tong, C., Asensio, D., Penuelas, J., 2015. Ecological stoichiometry of C, N, and P of invasive *Phragmites australis* and native *Cyperus*

malaccensis species in the Minjiang River tidal estuarine wetlands of China. *Plant Ecology*. 216(6), 809-822. DOI: 10.1007/s11258-015-0469-5.

Wan, X., Lei, M., Chen, T. 2016. Cost–benefit calculation of phytoremediation technology for heavy-metal-contaminated soil. *Science of The Total Environment*, v. 563–564, 2016, p. 796-802. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.080>.

Whitfield Åslund, M.L., Rutter, A., Reimer, K.J., Zeeb, B.A., 2008. The effects of repeated planting, planting density, and specific transfer pathways on PC uptake by *Cucurbita pepo* grown in field conditions. *Sci. Total Environ.* 405, 14-25. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.07.066.

Wuana, R.A., Okieimen, F.E., 2011. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecol.* DOI: 10.5402/2011/402647.

Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., Ma, L. Q., 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, 368, (2), 456-464. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.01.016.

Zhang, M.K., Liu, Z.Y., Wang, H., 2010. Use of single extraction methods to predict bioavailability of heavy metals in polluted soils to rice. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 41, 820-831. DOI: 10.1080/00103621003592341.

Zheng, Y., Wang, X., Dzakpasu, M., Zhao, Y., Ngo, H. H., Guo, W., Ge, Y., Xiong, J. Effects of interspecific competition on the growth of macrophytes and nutrient removal in constructed wetlands: A comparative assessment of free water surface and horizontal subsurface flow systems. *Bioresource technology*. 207, 134-141. DOI: 10.1016 / j.biortech.2016.02.008.

1.2. EFICIÊNCIA DA FREQUÊNCIA DE CORTE NA FITOEXTRAÇÃO DE BÁRIO POR MACRÓFITAS EM AMBIENTE ALAGADO: EXPERIÊNCIA DE CAMPO

“Preparado de acordo com as normas do periódico Water Research”

Resumo

VIANA, Douglas Gomes; M.Sc.; Universidade Federal do Espírito Santo; Fevereiro de 2018; **Eficiência da frequência de corte na fitoextração de bário por macrófitas em ambiente alagado: experiência de campo**; Orientador: Fábio Ribeiro Pires. Coorientadores: Robson Bonomo; Fernando Barboza Egreja Filho.

O sulfato de bário é usado em fluidos de perfuração de petróleo apresentando alta densidade e baixa solubilidade. Em condições de alagamento prolongado e redução drástica do potencial redox, o sulfato pode ser reduzido e o bário pode se tornar solúvel e prontamente disponível no ambiente. O bário (Ba) disponível é um risco para os seres humanos e plantas. Sabendo-se disso um estudo a campo foi conduzido, no Brasil, no período de janeiro de 2016 a janeiro de 2017, em uma área com histórico de

contaminação acidental por Ba, que permanece submersa na maior parte do ano. As espécies fitorremediadoras *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula* foram cultivadas em consórcio. Os tratamentos foram compostos de quatro frequências de corte/rebrota (90, 120, 180 e 360 dias), para os quais foram efetuados 4, 3, 2 e 1 cortes, respectivamente. A fitoextração total de Ba não diferiu para cortes a cada 120, 180 e 360 dias sendo esses superiores quando comparados com 4 cortes aos 90 dias. O teor de Ba no solo na camada de 0,0-0,2 m ao final de 360 dias diminuiu 47,73% para cortes a cada 180 dias, 37,83% (120 dias), 28,55% (360 dias) e 25,70% (90 dias), já para a camada de 0,2-0,4 m a redução foi de 51,98% (120 dias), 31,79% (360 dias), 29,25% (180 dias) e 15,11% (90 dias). Assim, cortes superiores a 120 dias são indicados por apresentar extração elevada de Ba pelo tecido vegetal, promovendo dessa forma uma maior redução de bário do solo.

Palavras chaves: Fitorremediação; *Typha domingensis*; *Eleocharis acutangula*; Rebrota

Abstract

VIANA, Douglas Gomes; M.Sc.; Universidade Federal do Espírito Santo; Fevereiro de 2018; **Cutting frequency efficiency in barium phytoextraction by macrophytes in flooded environment: field experience**; Adviser: Fábio Ribeiro Pires. Co-advisors: Robson Bonomo; Fernando Barboza Egreja Filho.

Barium sulfate is used in petroleum drilling fluids presenting high density and low solubility. Under conditions of prolonged flooding and drastic reduction of redox potential, sulfate can be reduced and Ba can become soluble and readily available in the environment. Ba is a risk to humans and plants. A field study was conducted in Brazil from January 2016 to January 2017 in an area with a history of accidental Ba contamination, during which soil remains submerged most of the year. The phytoremediation species *Typha domingensis* and *Eleocharis acutangula* were cultivated in a consortium. The treatments were composed of four cut/regrowth frequencies (90, 120, 180, and 360 d), in which four, three, two, and one cuts were done, respectively. The total phytoextraction of Ba did not differ for every 120, 180, and 360 d with these superiors when compared with four cuts at 90 d. The Ba soil content in the 0.0–0.2 m layer at the end of 360 d decreased 47.73% for cuts in every 180 d, 37.83% (120 d), 28.55% (360 d), and 25.70% (90 d). The Ba content in the 0.2–0.4 m layer experienced a reduction of 51.98% (120 d), 31.79% (360 d), 29.25% (180 d) and 15.11% (90 d). In this way, cuts greater than 120 d are indicated by the high levels of Ba in the vegetable tissue, thus promoting greater reduction of soil barium.

Key words: Phytoremediation; *Typha domingensis*; *Eleocharis acutangula*; Regrowth

1. Introdução

O solo é fundamental para a segurança alimentar, sendo base para economia global (Pandey e Diwan, 2018). No entanto, a urbanização e o desenvolvimento industrial têm levado à poluição do solo por compostos orgânicos, metais pesados, metalóides dentre outros. Dentre os metais, o bário (Ba) merece destaque por ser um risco à saúde humana, aos animais e às plantas. Sua utilização se dá na produção de sabões, explosivos, extintores, inseticidas e fluidos de perfuração de petróleo (Ippolito e Barbarick, 2006; Menzie et al., 2008).

Nos fluidos de perfuração de petróleo o bário utilizado está na forma de sulfato de bário (barita ou baritina) apresentando alta densidade e baixa solubilidade, não constituindo um risco ambiental. Contudo, sob condições de alagamento, caso ocorra uma redução severa de potencial redox, o bário pode ser solubilizado e disponibilizado à cadeia trófica ameaçando o meio ambiente, segurança alimentar e saúde humana (Li et al., 2009). O bário não é um elemento essencial para animais e plantas, mas é conhecido por causar vários efeitos deletérios na maioria dos organismos. A exposição a altas quantidades de bário em seres humanos pode causar hipertensão aguda, vômitos, diarreia, arritmia cardíaca e até morte (Dallas e Williams, 2001; USEPA, 2005).

Para minimizar os efeitos desses poluentes, técnicas de remediação do solo, tais como: lavagem do solo, incineração, solidificação, e a remoção do material contaminado têm sido empregadas. No entanto, esses métodos geralmente causam poluição secundária do ar ou das águas subterrâneas e ou ainda destroem as propriedades dos solos (Sullivan et al., 2010; Ali et al., 2013; Ma et al., 2016; Bhatti et al., 2018). Além disso, elas apresentam custos elevados (Tsao, 2003; Sakakibara et al., 2011; Nouri et al., 2017), limitando sua aplicação extensiva, particularmente nos países em desenvolvimento. Dessa forma, a fitorremediação surge como uma técnica promissora, pois, ao cultivar plantas nos locais impactados, os contaminantes poderão ser removidos, imobilizados e ou degradados a um custo menor do que outros métodos tradicionais (Pilon-Smits, 2005). Tal característica fez com que a fitorremediação recebesse mais atenção nas últimas décadas devido a sua abordagem emergente e ecológica utilizando as propriedades naturais das plantas para remediar solos contaminados (Del Buono et al., 2016; Nouri et al., 2017). No entanto, pouco se sabe sob a fitorremediação de solos em

ambientes alagados, especialmente para fitoextração de bário. Sendo assim, as macrófitas surgem como espécies promissoras, pois seu uso já está sendo investigado e aplicado no tratamento de águas superficiais contaminadas com metais em concentrações elevadas (Bonanno e Lo Giudice, 2010; Vymazal, 2011; Pandey, 2012; Bhatia e Goyal, 2014).

As macrófitas indicadas para programas de fitorremediação devem apresentar tolerância ao estresse de metais pesados, crescimento rápido, elevada produção de biomassa e acúmulo de metal pesado em seus tecidos (Deng et al., 2004; Liu et al., 2016; Nouri et al., 2017). Dentre as características citadas acima, o gênero *Typha ssp.* em especial a *Typha domingensis* (taboa) e o gênero *Eleocharis spp.* têm mostrado potencial para remoção de contaminantes em ambientes alagados (Lottermoser e Ashley, 2011; Sakakibara et al., 2011; Leto et al., 2013; Mufarrege et al., 2014; Gomes et al., 2014; Pandey et al., 2014; Bonanno e Cirelli, 2017; Olson et al., 2017). Todavia, para aumentar a produção de biomassa vegetal e reduzir a contaminação de metal ou metalóide no solo, técnicas agronômicas como: replantio (Luo et al., 2015), cultivo duplo, colheita sequencial (Ji et al., 2011), rotação de culturas (Fumagalli et al., 2014), colheita repetida (Li et al., 2013) e densidade de plantio (Nsanganwimana et al., 2015) têm sido utilizadas. Dentre as técnicas agronômicas, a frequência de corte surge como técnica promissora (Kang et al., 2012; Kang et al 2014; Ishii et al., 2015; Kang et al., 2017) auxiliando na fitoextração de contaminantes do solo.

Objetivou-se verificar a campo o incremento da extração de bário no solo, efetuando-se quatro frequências de corte e rebrota do consórcio *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula*, aos 90, 120, 180 e 360 dias em solo alagado, contaminado com bário.

2. Material e métodos

2.1. Local experimental e caracterização do solo

O experimento foi realizado entre janeiro de 2016 e janeiro de 2017 em uma área com histórico de contaminação acidental por bário (Ba), localizado no estado do Espírito Santo, Brasil, a 4 metros de altitude. O clima da região é do tipo Aw, tropical úmido com estação chuvosa no verão e seca no inverno, segundo classificação de Köppen.

O solo da área do presente estudo é classificado como Gleissolo Háptico (EMBRAPA, 2013), correspondendo a Aquent, de acordo com a Soil Taxonomy, (2006), sendo bastante heterogêneo em relação aos atributos ao longo do perfil do solo, especialmente a camada orgânica superficial de aproximadamente 0,05 m, enterrada por sedimentos. O solo permanece submerso durante a maior parte do ano, com aproximadamente 0,15 m de lâmina de água. Aos 15 dias antes da implantação do experimento foi realizada uma caracterização inicial quanto aos teores totais de bário (Ba) presente no solo, realizada por ICPO-ES (Perkin Elmer Optima 7000 DV, Perkin Elmer Corp, Norwalk, CT) como descrito no método 6010c da USEPA, após digestão segundo o método 3050b da USEPA.

2.2. Tratamento e design experimental

Duas semanas antes do início dos ensaios de campo, os blocos e parcelas foram delimitados (Fig.1) e a área experimental a eles correspondente teve toda a vegetação removida manualmente. O experimento teve duração de 360 dias e foi implantado em delineamento em blocos casualizados - DBC, com 4 (quatro) tratamentos e 3 (três) repetições. Os tratamentos eram compostos de 4 (quatro) frequências de corte/rebrota - 90, 120, 180 e 360 dias, ou seja, ao longo de 360 dias, o tratamento (90) teve 4 cortes espaçados de 90 dias; o tratamento (120) teve 3 cortes espaçados de 120 dias; o tratamento (180) teve 2 cortes espaçados de 180 dias; e por fim, o tratamento (360) teve 1 corte ao final do experimento.

Em estudos preliminares a campo na mesma área, avaliando-se o potencial de mono e policultivo (consórcio) de macrófitas na fitorremediação de bário foi determinado que o consórcio entre taboa e junco foi mais eficiente (Carvalho, 2016). Dessa forma, no presente estudo avaliamos o efeito das quatro frequências de cortes no desenvolvimento e fitoextração do consórcio entre *Typha domingensis* (taboa) e *Eleocharis acutangula* (junco), optando-se por não avaliar as plantas separadamente. A unidade experimental apresentava 9 m² e em cada subunidade de 1 m² foi realizado o plantio de 4 plantas de taboa, dispostas a 0,25 m da borda dos cantos da subunidade, e um feixe de 32 plantas de junco no centro (Fig. 1), conforme Carvalho (2016).

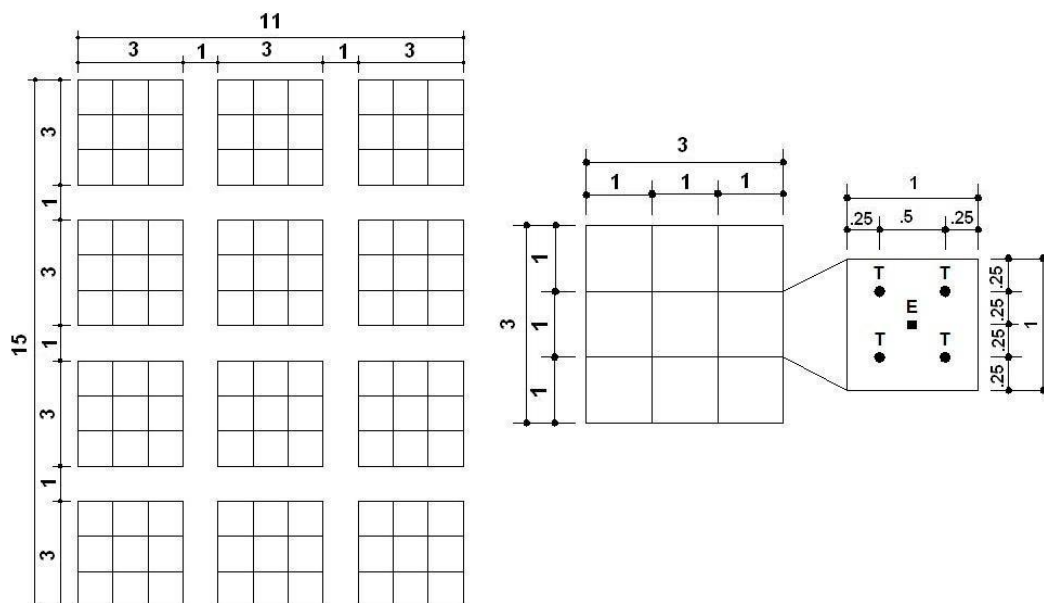


Fig. 1. Esquema de uma parcela experimental (m), mostrando a disposição de plantio do consórcio taboa (T) e junco (E), na densidade de 4 e 32 plantas m^{-2} respectivamente.

2.3. Coleta dos materiais vegetais

As macrófitas utilizadas no estudo *Typha domingensis* (taboa) e *Eleocharis acutangula* (junco), foram coletadas em ambientes alagados adjacentes, sem histórico de contaminação. As plantas de taboa foram retiradas com auxílio de uma cavadeira de uma boca, contornando a muda a 0,1 m do ramete. Imediatamente após a retirada das mudas, a parte aérea foi cortada a uma altura de 0,4 m do rizoma, com o auxílio de uma tesoura de poda. O sistema radicular foi podado com 0,1 m de comprimento, com 0,05 m de diâmetro. Em seguida, as mudas foram diretamente plantadas nas parcelas experimentais em covas abertas com auxílio de um trado holandês. Para obtenção das mudas de junco o foi adotado o seguinte procedimento: as plantas foram coletadas manualmente e em seguida levemente agitadas em água para retirar o excesso de solo aderido às raízes. Em seguida, foram separadas em grupos de 32 filetes e transplantadas diretamente para as parcelas do experimento. Na escolha das mudas, os seguintes critérios foram adotados para garantir a qualidade das mesmas e o máximo desenvolvimento das plantas utilizadas: foram escolhidas plantas em pleno desenvolvimento vegetativo, ou seja, aquelas que não apresentaram florescimento, com porte uniforme e que não apresentavam nenhum sintoma de estresse biótico, refletindo a sanidade destas. Este procedimento de

padronização do tipo de muda escolhido foi facilitado pela uniformidade apresentada pelas plantas de junco a campo.

2.4. Avaliação e estratégia de amostragem

Em cada época de corte mediu-se altura de 10 plantas de taboa e junco e quantificou-se o número de plantas em 0,25 m². Após realizar as medições das plantas, uma moldura de 1,5 m² foi colocada no centro da parcela de 3x3 m e efetuou-se o seccionamento das plantas presentes dentro da área para posterior análise de Ba. O restante da parcela também foi seccionado e o material produzido foi retirado da área. Amostras de solo foram retiradas na mesma área em que se coletou a biomassa vegetal, nas profundidades de 0,0-0,2 m e 0,2-0,4 m em cada parcela.

O material vegetal coletado a campo foi seco em estufa de circulação forçada de ar, a 65 °C, até atingir massa constante e então foi calculada a produção de biomassa por área. Em seguida, o material foi triturado em moinho de faca, tipo Willey (Tecnal model TE-650), com peneira de 1 mm, identificado e acondicionado para posterior análise. O solo coletado foi seco à sombra, peneirado em peneira de 2 mm, identificado e armazenado para posterior análise de Ba.

2.5. Análise de bário em planta e solo

As amostras vegetais foram submetidas à digestão de acordo com o método 3050b da USEPA (1995) e a concentração de bário foi realizada por ICPO-ES (Perkin Elmer Optima 7000 DV, Perkin Elmer Corp, Norwalk, CT) como descrito no método 6010c da USEPA (2007).

Neste estudo, não se avaliou os teores de Ba nas raízes porque sua coleta iria atrapalhar a avaliação de rebrota e propagação das plantas. Os teores de Ba dos solos coletados foram determinados no início do experimento (caracterização inicial) e a cada frequência de corte.

2.6. Amostras certificadas de bário

Para maior confiabilidade dos resultados utilizaram-se duas amostras certificadas de solo: Clean Sandy Loam (CLNSOIL) do SIGMA - ALDRICH e San Joaquin Soil (2709a) do National Institute of

Standard and Technology, e uma de tecido vegetal: Strawberry Leaves do Laboratory of the Government Chemist.

3. Resultados

3.1. Densidade, Altura e Biomassa Vegetal

A densidade de taboa e junco em função das frequências de corte (Fig. 2) apresentou comportamento variável. Quando o corte foi efetuado em intervalos de 90 dias – trat. (90) a rebrota da taboa não superava o corte anterior. Dessa forma, os intervalos um e três apresentaram as maiores densidades, enquanto que 2 e 4 apresentaram as menores. Já o número de plantas de junco (Fig. 2) aumentou de acordo com o número de cortes espaçados 90 dias, para os cortes 1, 2 e 3 chegando a uma densidade de aproximadamente 2.000 plantas m^{-2} no terceiro corte ou ciclo. No entanto, no ciclo 4, houve redução do número de plantas.

Para cortes realizados a cada 120 dias – trat. (120) (Fig. 2) o comportamento da taboa e do junco apresentaram uma mesma tendência. À medida que se efetuavam os cortes, o próximo ciclo apresentava densidade superior.

Para o tratamento (180), no segundo corte (180 C2), a taboa apresentou a maior densidade encontrada durante a condução do experimento, aproximadamente 27 plantas m^{-2} , um acréscimo de 23 plantas m^{-2} , já que em cada m^2 plantaram-se quatro mudas. Todavia, para o junco, os resultados foram inversos, e foi o único tratamento de frequência de poda em que o corte seguinte apresentou valores inferiores para densidades quando comparados ao corte precedente, embora tenha sido dezenas de vezes superior ao número inicial de plantas. Cortes a cada 360 dias apresentaram 22 plantas de taboa m^{-2} e aproximadamente 1.500 filetes de junco m^{-2} .

Quando comparados os dois primeiros cortes de 90 dias com um corte de 180 dias a densidade de junco na frequência de corte de 90 dias foi superior a 180 dias, sendo que dois cortes de 90 dias produziram 2.160 plantas de junco m^{-2} , contra 1.656 de plantas de junco m^{-2} para o primeiro corte de 180 dias. O mesmo foi evidenciado para o somatório do número de plantas ao final de 360 dias, onde cortes a cada 90 dias apresentaram produção de 5.157 plantas de junco por m^2 ano^{-1} , seguido de cortes a cada 120 dias (4.421 plantas m^{-2} ano^{-1}), 180 dias (2.872 plantas m^{-2} ano^{-1}) e 360 dias (1.456 plantas

$\text{m}^{-2} \text{ano}^{-1}$). Logo o número de plantas em 1 m^2 de plantas de junco ano^{-1} para cortes a cada 90 dias foi 3,54 vezes superior que cortes a cada 360 dias, 1,79 vezes superior a cortes a cada 180 dias e 1,16 vezes superior a cortes a cada 120 dias. Entretanto, tal comportamento não foi evidenciado para plantas de taboa, quando se efetuou o somatório de plantas produzidas por $\text{m}^2 \text{ano}^{-1}$. Cortes a cada 180 dias apresentaram o maior número de plantas de taboa em 1 m^2 ($47 \text{ plantas m}^{-2} \text{ano}^{-1}$), seguidos de cortes a cada 120 dias ($41 \text{ plantas m}^{-2} \text{ano}^{-1}$), 360 dias ($23 \text{ plantas m}^{-2} \text{ano}^{-1}$) e 90 dias ($21 \text{ plantas m}^{-2} \text{ano}^{-1}$) correspondendo a 2,23 vezes o número obtido para cortes a cada 90 dias, 2,04 vezes para cortes a cada 360 dias e 1,14 para cortes a cada 120 dias.

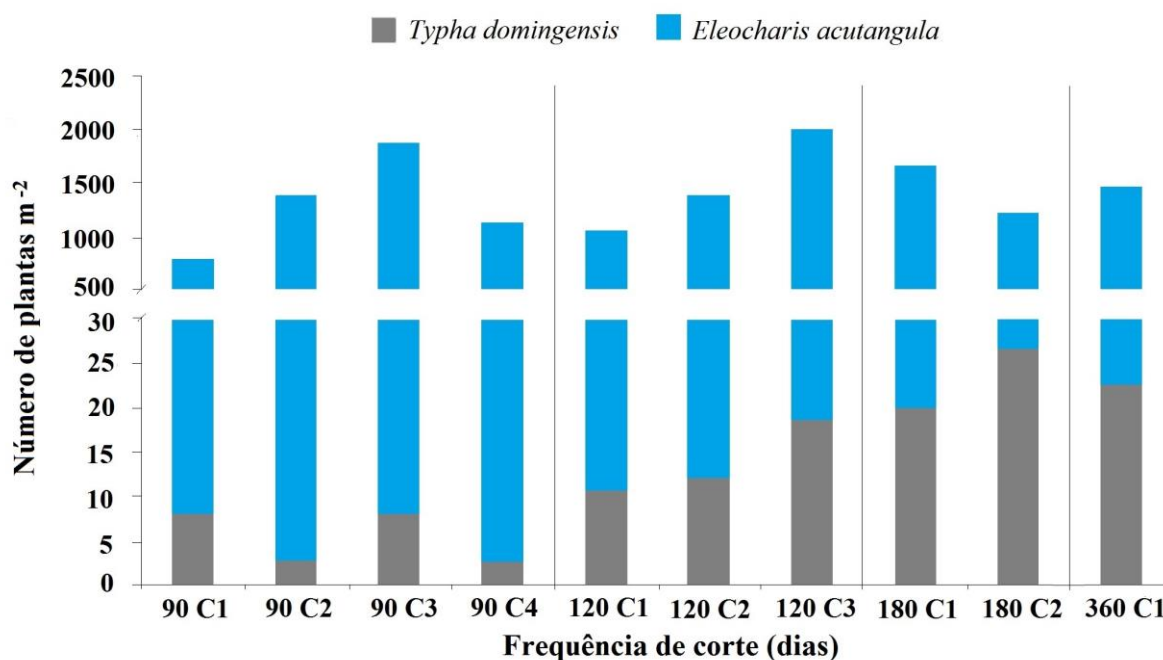


Fig. 2. Número de plantas de *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula* cultivadas em consórcio, obtidos em função de 4 frequências de cortes realizada a cada 90, 120, 180 e 360 dias, para os quais foram efetuados 4, 3, 2 e 1 corte respectivamente, sendo o corte 1 (C1), corte 2 (C2) corte 3 (C3) e corte 4 (C4), totalizando um período de 12 meses.

A altura de plantas foi maior no tratamento (360), ou seja, quando se optou por conduzir as plantas sem podas por um ano, resultado este obtido para ambas as espécies (Fig. 3). As plantas de taboa e junco apresentaram média de 1,4 m e 0,8 m de altura respectivamente, correspondendo a um

acréscimo de 0,4 m em ambas as espécies, em relação à altura alcançada com frequência de corte a cada 90 dias (Fig. 3).

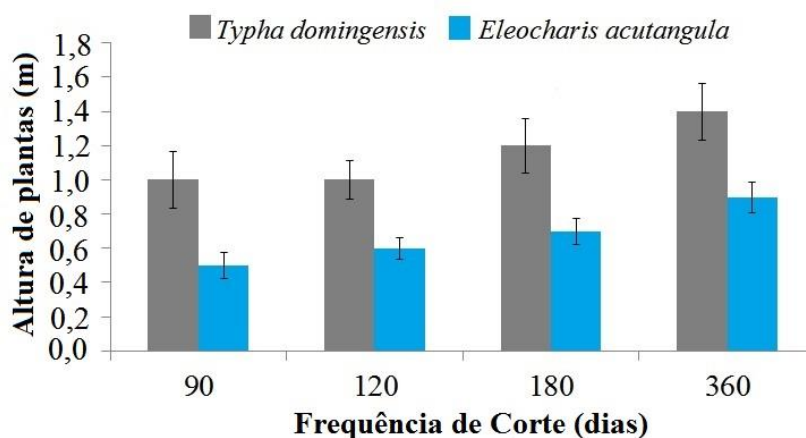


Fig. 3. Altura de plantas de *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula* cultivadas em consórcio, obtida em função da frequência de cortes/rebrotas realizados a cada 90, 120, 180 e 360 dias, no período de 12 meses.

A produção de matéria seca total das plantas em consórcio (taboa e junco) nos cortes aos 120, 180 e 360 dias (Fig. 4A) foi semelhante: aproximadamente 30 Mg ha⁻¹ de matéria seca, e aos 90 dias, aproximadamente 20 Mg ha⁻¹. Todavia, quando se observam os intervalos ou cortes individuais, percebe-se que, cortes subsequentes promoveram aumento da quantidade de matéria seca produzida, com exceção do último corte com frequência de 90 dias (Fig 4B).

Avaliando-se os cortes separadamente percebe-se que duas frequências de cortes com 90 dias (180 dias corridos) não produziu a mesma quantidade de matéria seca que o primeiro corte aos 180 dias, onde a produção no primeiro corte de 180 dias foi de 11,94 Mg ha⁻¹, sendo 65% superior ao obtido nos dois primeiros ciclos de cortes de 90 dias (7,22 Mg ha⁻¹). No segundo corte de 180 dias a produção foi de 18,8 Mg ha⁻¹, sendo 53% superior ao somatório do terceiro e quarto corte de 90 dias. O mesmo foi evidenciado quando comparamos os três primeiros cortes de 90 dias (270 dias corridos) com os dois primeiros ciclos de corte a cada 120 dias (240 dias corridos), onde os dois cortes a cada 120 dias apresentaram produção de 15,66 Mg ha⁻¹, sendo 14% superior ao obtido em 3 cortes de 90 dias (13,7 Mg ha⁻¹).

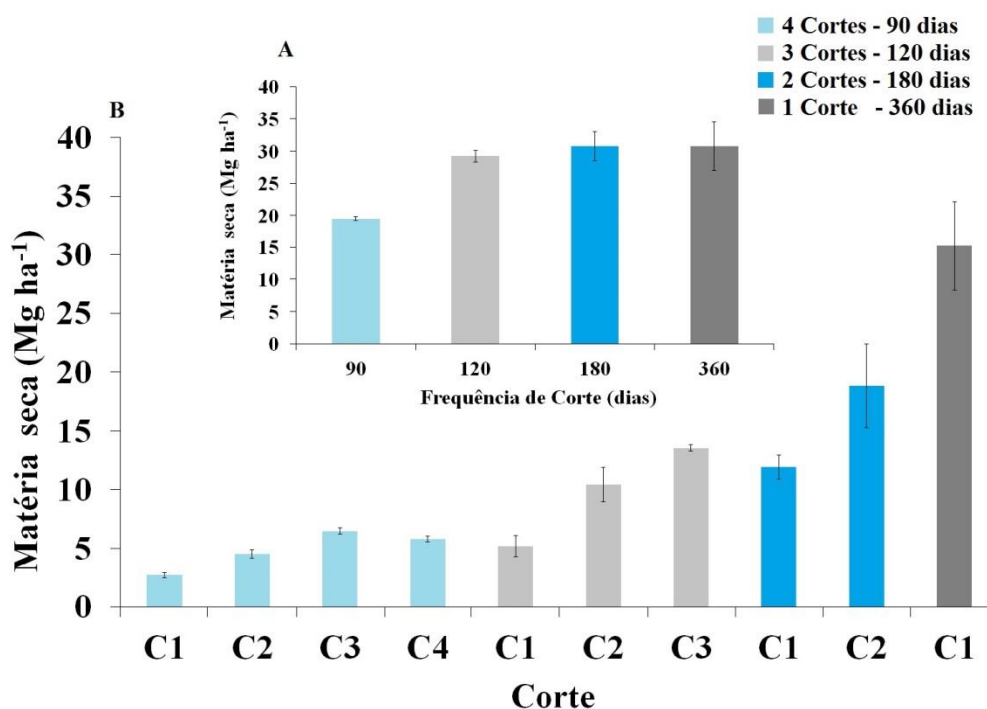


Fig. 4. Matéria seca total do consórcio entre *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula*, obtida com o somatório das frequências de cortes a cada 90, 120, 180 e 360 dias (A), e matéria seca por corte, obtida em função de 4 frequências de corte realizada a cada 90, 120, 180 e 360 dias, para os quais foram efetuados 4, 3, 2 e 1 corte respectivamente, sendo o corte 1 (C1), corte 2 (C2) corte 3 (C3) e corte 4 (C4), totalizando um período de 12 meses (B).

3.2. Fitoextração de bário na biomassa vegetal e teor no solo

A maior extração de bário pela parte aérea (Fig. 5B), quando se compara cada um dos cortes, foi observada quando se optou por realizar apenas um corte das plantas ao final do experimento (360 dias). Contudo, ao se comparar a massa total de bário extraída por cada tratamento (Fig. 5A), observa-se uma similaridade entre os tratamentos de três cortes (a cada 120 dias), dois cortes (a cada 180 dias) e o tratamento de corte único (aos 360 dias), sendo esse último sido apenas 1% superior. Com relação aos dois outros tratamentos, observa-se a superioridade do tratamento de corte único. O valor obtido pela extração aos 360 dias (Fig. 5A) foi 68% maior que o somatório do que foi extraído nos quatro cortes realizados a cada 90 dias e 19% maior que o obtido pelo somatório dos dois cortes no tratamento de 180 dias.

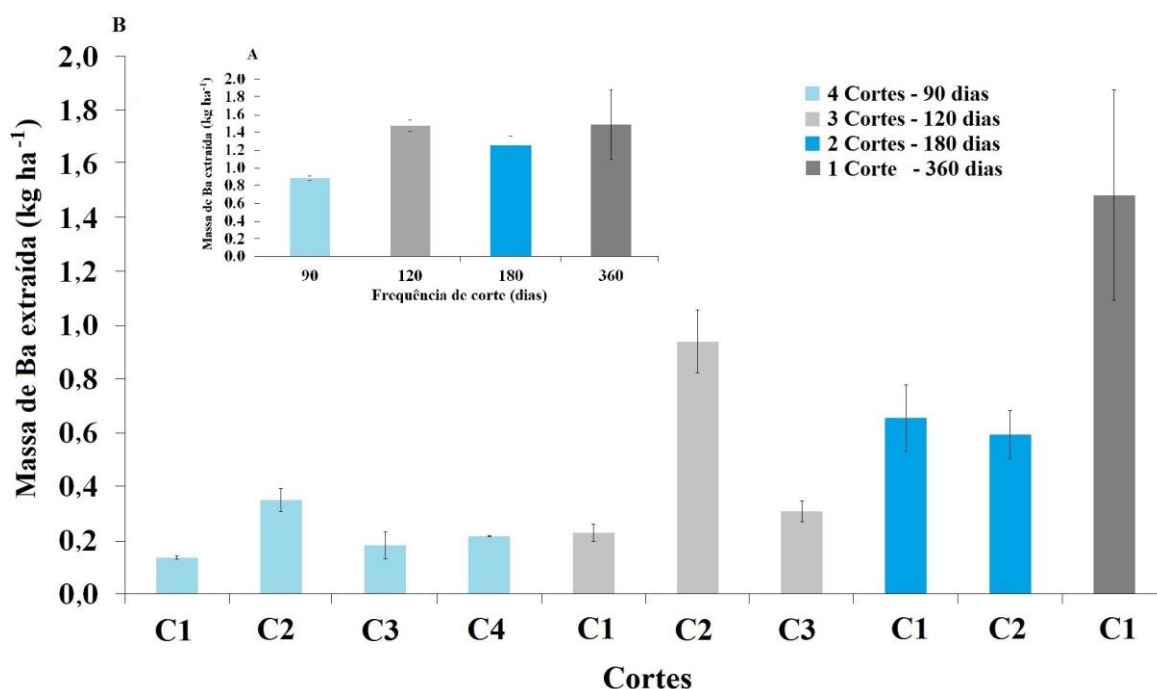


Fig. 5. Massa total de bário extraída por hectare do consórcio entre *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula*, obtido com o somatório das frequências de cortes a cada 90, 120, 180 e 360 dias (A), e extração de bário por corte em função de 4 frequências de corte realizada a cada 90, 120, 180 e 360 dias, para os quais foram efetuados 4, 3, 2 e 1 corte respectivamente, sendo o corte 1 (C1), corte 2 (C2) corte 3 (C3) e corte 4 (C4) totalizando um período de 12 meses (B).

Os teores remanescentes de bário no solo, após os tratamentos, em comparação com os teores iniciais (Fig. 6), mostram que ao final de um ano, houve redução dos teores de bário no solo na camada 0,0-0,2 m para todas as frequências de cortes/rebrotas avaliadas, sendo que cortes a cada 180 dias proporcionaram as maiores reduções de bário no solo (47,73%). Os ciclos com intervalos de corte a cada 120, 360 e 90 dias também apresentaram resultados expressivos, com reduções de 37,83%, 28,55% e 25,70%, respectivamente. No início do experimento o solo foi caracterizado quanto aos teores iniciais de Ba no solo. Dessa forma, os percentuais de redução (Fig. 6) mostram o quanto as espécies fitorremediadoras cultivadas em consórcio sob quatro frequências de corte (90 dias, 120 dias, 180 dias e 360 dias) conseguiram reduzir da concentração inicial de Ba no solo. Observando valores absolutos a redução foi de 146,52 mg kg⁻¹ de Ba no solo (cortes a cada 180 dias), 119,55 mg kg⁻¹ de

Ba no solo (cortes a cada 120 dias), 99,51 mg kg⁻¹ de Ba no solo (cortes a cada 360 dias) e 76,17 mg kg⁻¹ de Ba no solo (cortes a cada 90 dias) para a camada de 0,0-0,2 m de solo.

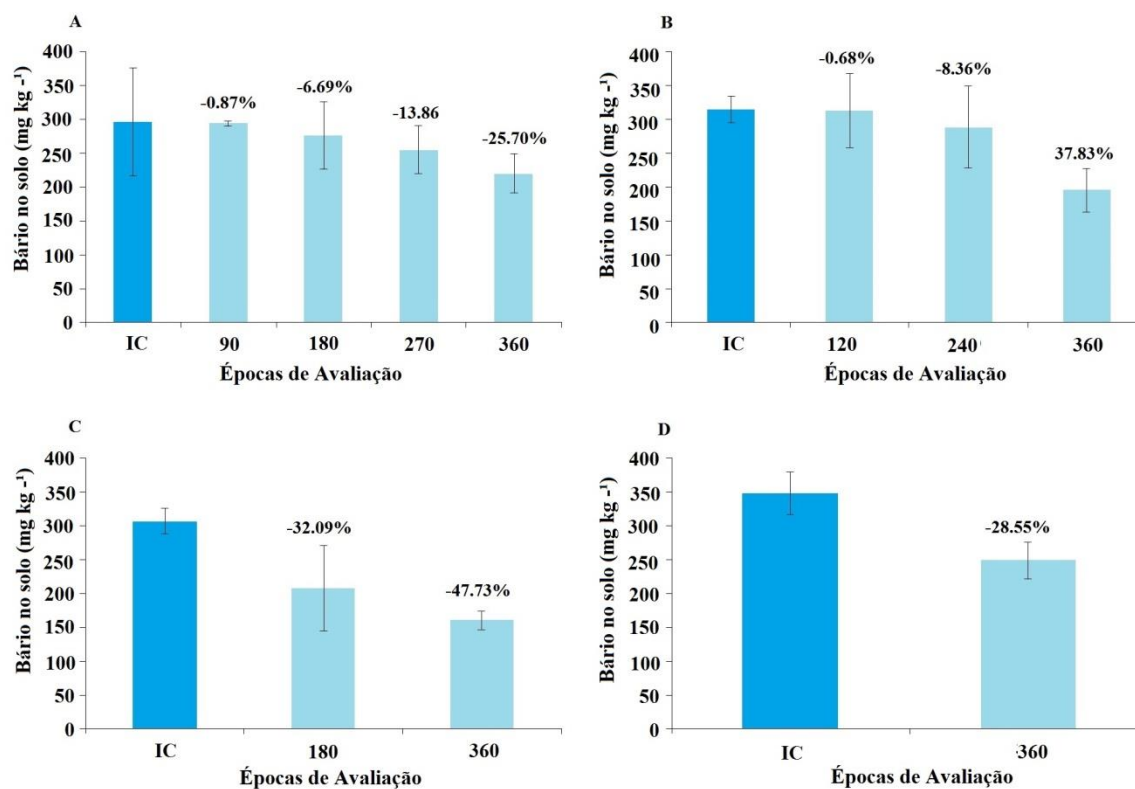


Fig. 6. Teor de bário no solo, na camada de 0,0-0,2 m, após cultivo do consórcio entre *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula*, obtido em função da frequência de corte/rebrota realizada a cada 90 (A), 120 (B), 180 (C) e 360 dias (D), no período de 12 meses. Os percentuais indicam redução do teor de bário no solo em relação ao teor inicial (IC), antes da implantação do experimento (barra em azul escuro), para cada frequência da corte.

A camada de solo 0,2-0,4 m (Fig. 7) apresentou redução nos teores de bário para todas as frequências de cortes/rebrotas avaliadas, assim como a camada 0,0-0,2 m. Os cortes do tratamento (120 dias) proporcionaram a maior redução quanto à contaminação inicial: 51,98% nesta profundidade do solo, que corresponde a um percentual de remediação 3,44 vezes superior ao tratamento menos eficiente, de 4 cortes (um a cada 90 dias). Houve redução de 31,79% e 29,25% quando as plantas foram colhidas a cada 360 e 180 dias, respectivamente. Considerando-se os valores absolutos de redução, cortes a cada 120 dias apresentaram redução de 149,76 mg kg⁻¹ de Ba no solo, seguidos de cortes a cada 360 dias

(80,57 mg kg⁻¹ de Ba no solo), 180 dias (54,87 mg kg⁻¹ de Ba no solo) e 90 dias (34,14 mg kg⁻¹ de Ba no solo) para a camada de 0,2-0,4 m de solo. Sendo assim, se considerarmos a redução das duas camadas avaliadas no presente estudo, no período de 360 dias, a maior redução foi para cortes a cada 120 dias com redução de 269,32 mg kg⁻¹ de Ba no solo, seguidos de cortes a cada 180 dias (201,41 mg kg⁻¹ de Ba no solo), 360 dias (180,08 mg kg⁻¹ de Ba no solo) e 90 dias (110,32 mg kg⁻¹ de Ba no solo). Logo, cortes a cada 120 dias foram mais eficientes para reduzir os teores de Ba no solo para camadas de 0,0-0,4 m sendo 2,44 vezes superior a cortes a cada 90 dias, 1,49 vezes superior a cortes a cada 360 dias e 1,33 vezes superior a cortes a cada 180 dias.

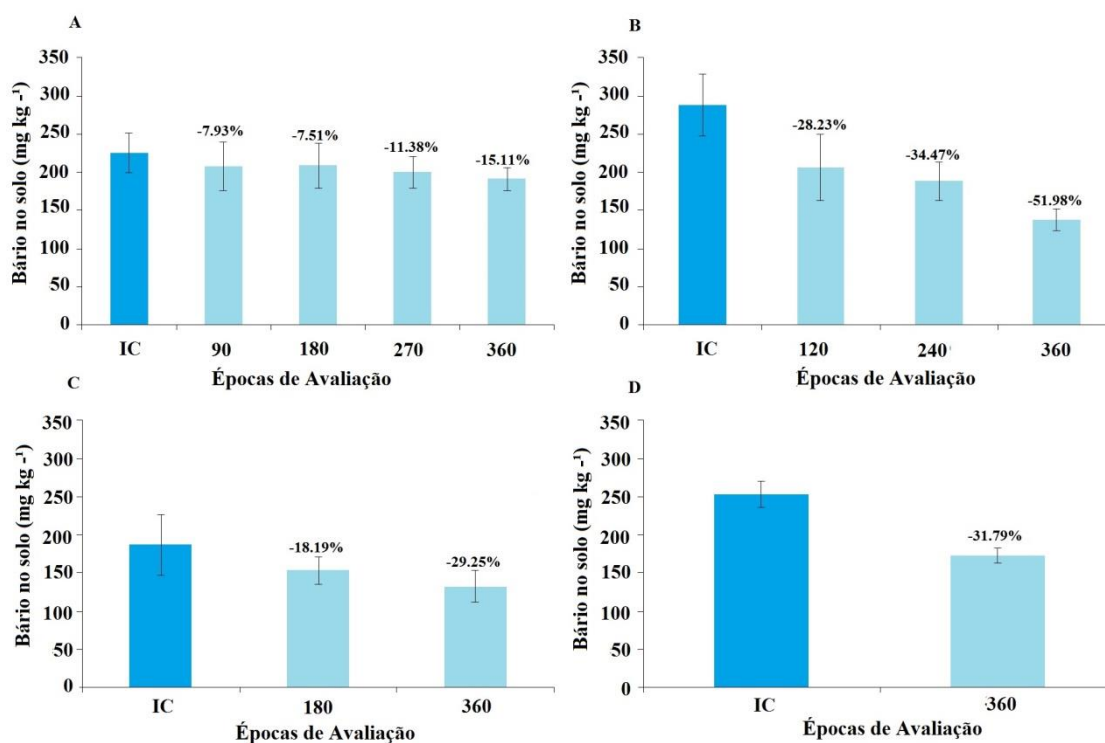


Fig. 7. Teor de bário no solo, na camada de 0,2-0,4 m, após cultivo do consórcio entre *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula*, obtido em função da frequência de corte/rebrota realizada a cada 90 (A), 120 (B), 180 (C) e 360 dias (D), no período de 12 meses. Os percentuais indicam redução do teor de bário no solo em relação ao teor inicial (IC), antes da implantação do experimento (barra em azul escuro), para cada frequência da corte.

4. Discussão

4.1. Densidade, Altura e Biomassa Vegetal

Durante todo o período experimental, o consórcio entre taboa e junco não apresentou sintomas de toxicidade ao Ba assim como observado por Suwa et al. (2008), Monteiro et al. (2011) e Melo et al. (2014). O desenvolvimento do estande de taboa depende, principalmente, da expansão de rizomas e dos novos rametes, sendo que o balanço entre a mortalidade e o surgimento de novos rametes determina a expansão ou declínio desta população (Grace, 1998). Assim, apenas foi observado diferença no seu número de plantas (Fig. 2). Isso provavelmente se deve à frequência de corte em plantas propagadas por rizomas, conforme estudos de Defra (2001) e Atkinson (2009) que verificaram que os teores de proteína, nitrogênio e concentrações de carboidratos solúveis do rizoma apresentavam declínio conforme se realiza cortes consecutivos em plantas em intervalos curtos de tempo.

Os carboidratos são as principais fontes de reserva que atuam no crescimento vegetal e seu esgotamento na biomassa vegetal através da poda pode retardar o crescimento/rebrota das plantas (Zieslin et al., 1975, Bore et al., 2003, Li et al., 2003). Este esgotamento é dependente da altura do corte e intervalo entre podas, atribuindo assim, ao que chamamos de grau de recuperação de plantas, embora esteja sujeito ao percentual e duração da desfolha o grau de recuperação tem resposta específica para cada espécie de plantas (Heichel e Turner, 1983, Krause e Raffa, 1996). Assim, o grau de recuperação necessário para que plantas de taboa apresentassem reserva satisfatória para rebrotar não foi suficiente para intervalos de cortes a cada 90 dias. O mesmo não foi verificado para frequência de corte a cada 120 e 180 dias, atribuído também ao período maior das plantas a campo que proporcionou um maior acúmulo de assimilados.

Outra possível explicação para o menor número de plantas de taboa poderia ser a liberação de substâncias antagônicas pelo gênero *Eleocharis* verificadas por Elakovich e Wooten (1994), podendo vir a prejudicar o desenvolvimento do estande de taboa. Entretanto, Macek et al. (2010) verificaram que tal ocorrência não foi evidenciada em estudo com *Typha* e *Eleocharis* enriquecidas com nutrientes.

O desenvolvimento de plantas de taboa em frequências de cortes com intervalos maiores não foi limitado. Logo, o maior número de plantas de junco pode ser atribuído à dispersão de propágulos

comum em espécies aquáticas, provocado pela frequência de corte/rebrota do presente estudo, proporcionando assim regeneração rápida das plantas e consequente predominância em número de plantas de junco sobre as plantas de taboa (Barrat-Segretain, 1996; Thorsen et al., 2009).

A altura de plantas também foi influenciada pela frequência de corte (Fig. 3). Alterações no crescimento também estão associadas a variações induzidas pela poda nos processos fisiológicos. Assim, a redução no crescimento também pode ser atribuída à menor taxa fotossintética advinda da menor produção de biomassa (Cannell, 1976). A fotossíntese auxilia o crescimento das plantas (Bozarth et al., 1982). No entanto, com a remoção da biomassa vegetal acima do solo (poda drástica) como a do presente estudo, ocorreu redução de interceptação luminosa (Palmer et al., 1992) levando a alteração da taxa fotossintética ocasionando perdas nas reservas de carboidratos (Li et al., 2003). Isso foi evidenciado no presente estudo quando se utilizou mais de uma frequência de corte no ano (Fig. 3). O tratamento conduzido com corte único das plantas (360) apresentou a maior altura e também maior produção de biomassa (Fig. 5 e 6), com consequente maior produção de fotoassimilados. Neste tratamento (360), os assimilados foram utilizados para produção de biomassa e não para regeneração/estabelecimento de plantas cultivadas em diferentes frequências de cortes ao longo do ano.

A produção de biomassa vegetal acima do solo não foi influenciada pela realização ou não de cortes (Fig. 6A) com exceção de frequências de corte a cada 90 dias. Este resultado pode ser atribuído às interações entre espécies (consórcio), permitindo que plantas antes competidoras auxiliem no incremento de biomassa vegetal através da melhoria na qualidade do solo promovendo assim, exploração de diferentes camadas e auxiliando na manutenção e/ou aparecimento da microfauna do solo (Michalet et al., 2006; Compernelle et al., 2012; Wan et al., 2016). O mesmo foi observado em estudo de Desjardins et al. (2018), no qual o consórcio proporcionou maior produção de biomassa e acúmulo de contaminante, por meio das diferentes funções ecológicas desenvolvidas pelas plantas, não havendo perda de produtividade.

Observando-se a produção de biomassa vegetal em cada frequência de corte separadamente (Fig. 6B) percebeu-se que houve incremento de biomassa em todas as frequências estudadas. Resultado este semelhante ao encontrado por Mukhtar et al. (2003) que verificaram aumento da produção de

biomassa vegetal pelo efeito de corte ao longo do tempo. Sabendo-se que a produção de biomassa é uma característica que pode favorecer o processo de fitoextração (Ali et al., 2013), frequências de cortes a cada 120, 180 e 360 dias podem ser adotados sem que haja perda de biomassa.

4.2. Fitoextração de bário na biomassa vegetal e teor no solo

Este trabalho confirmou as observações de alguns estudos anteriores que relataram acumulação de elementos tóxicos (metais, metaloides dentre outros) por macrófitas (Harguinteguy et al., 2015, Cordeiro et al., 2016, Leguizamo et al., 2017; Ng e Chan, 2017). Macrófitas são utilizadas no tratamento de águas residuárias devido ao seu crescimento rápido e produção de biomassa elevada (Rahman and Hasegawa, 2011; Valipour et al., 2014; Rezania et al., 2016), proporcionando maior capacidade relativa de absorção de poluentes e melhor efeito de remediação devido ao contato direto com a água contaminada. Contudo, até o presente não havia relatos de sua utilização no tratamento de solos inundados contaminados com Ba, como também da utilização de frequência de corte como estratégia de manejo dessas plantas.

A massa total de bário extraído pela parte aérea seguiu comportamento similar ao resultado obtido para matéria seca (Fig. 6A e 7A). Cortes realizados a cada 120 dias, 180 dias e 360 dias não apresentaram diferenças na produção de biomassa vegetal e na fitoextração de bário (Fig. 7A). O maior tempo de cultivo destes cortes proporcionados pela manutenção da parte aérea contribuiu para maior fotossíntese e evapotranspiração, o que sabidamente influencia na fitoextração.

Sabe-se que as macrófitas possuem biomassa aérea relativamente superior à de outras espécies herbáceas (Jones, 1986). Isto se dá, pois, a vegetação macrofítica apresenta atributos que permitem altas produtividades, o que inclui a presença da via fotossintética C4 (para as plantas de junco), alta eficiência na utilização de nutrientes, estrutura de dossel fechada garantindo a interceptação de aproximadamente 90% da radiação incidente e ainda está presente em ambientes de inundação permanente, o que garante ausência de estresse hídrico (Joanes, 1988).

O fechamento estomático tende a ocorrer à medida que o déficit de pressão de vapor (VPD) no ar circundante aumenta (Dolman et al., 2003), no entanto, as taxas de evapotranspiração do dossel de macrófitas tendem a aumentar em relação ao aumento do déficit de pressão de vapor, sugerindo que,

em condições não limitantes de água, as características fisiológicas das macrófitas permitem que os estômatos se abram em alta VPD, a fim de facilitar a fotossíntese e absorção de nutrientes (Saunders et al., 2007).

Os nutrientes são absorvidos em solução (água) podendo ter sua absorção por fluxo de massa, difusão e interceptação radicular (McMurtrie e Näsholm, 2017), o que é fortemente dependente da taxa de evapotranspiração que, por sua vez aumenta com o aumento do número de folhas. O sistema radicular atua na absorção de nutrientes (interceptação) para as plantas e no balanço de fotoassimilados entre a parte aérea (Alves e Livramento, 2003). Entre os nutrientes absorvidos o cálcio apresenta grande importância devido a sua essencialidade para as plantas, apresentando funções na permeabilidade da membrana, estrutura da parede celular, divisão celular e translocação de carboidratos e nutrientes (Wyn e Lunt, 1967; Hepler, 2005). A similaridade entre os íons de Ba^+ e Ca^{2+} , associada à manutenção da parte aérea das plantas com intervalos de corte de 120 dias ou mais no, presente trabalho, pode ter levado à absorção de bário e conseqüentemente a reduções de seus teores no solo (Fig. 6 e 7).

Dessa forma, as frequências de cortes com intervalos superiores a 120 dias, auxiliadas pela evapotranspiração, proporcionaram reduções dos teores de bário em ambas as camadas de solo estudadas (Fig. 6 e 7) e na maior massa total de bário extraída pela parte aérea (Fig. 7A). Todavia, esse resultado observado não foi similar à massa de Ba extraída, uma vez que os teores de Ba no solo não apresentaram reduções proporcionais à extração pela biomassa vegetal. Assim, tal diferença pode ser atribuída às raízes, que podem ter atuado na fitoestabilização do Ba. Como não foi possível realizar análise do Ba no tecido radicular, devido às condições a campo, as diferenças entre as concentrações encontradas no solo e massa total de bário extraída pela parte aérea podem ser atribuídas à rizoestabilização e à rizoacumulação.

A adoção de poda com intervalos superiores a 120 dias nas macrófitas estudadas mostrou-se técnica viável uma vez que as plantas apresentam capacidade de translocar e concentrar metais na parte aérea e de armazenar assimilados nos rizomas, auxiliando na reconstrução do sistema radicular (Wilsey, 1996; Yang e Midmore, 2004; Iqbal et al., 2012). Por isso, o uso de frequência de corte adequada pode reduzir o tempo necessário para remediar solos contaminados a níveis aceitáveis, corroborando com Fayiga e Ma, (2006), proporcionados pela capacidade de rebrota e regeneração rápida demonstrada

pelas plantas para cortes a cada 120 e 180 dias no presente estudo, ou seja, não seria necessário implantar novamente as culturas na área, reduzindo dessa maneira os custos operacionais de plantio das espécies quando não se utiliza desta técnica, além de auxiliar a fitoextração e diminuir os possíveis riscos de contaminação ambiental e humana decorrente.

5. Conclusões

O bário foi efetivamente absorvido por *Typha domingensis* (taboa) e *Eleocharis acutangula* (junco) cultivados em consórcio resultando em redução de até 51% do teor no solo. A adoção de um corte (a cada 360 dias), dois cortes (a cada 180 dias) ou três cortes (a cada 120 dias) ao longo do ano apresentaram as maiores fitoextrações de bário pela parte aérea e cortes a cada 120 dias e 180 dias promoveram as maiores reduções de bário no solo. A frequência de corte com intervalo superior a 120 dias surge como técnica promissora para incrementar a fitoextração de bário por macrófitas. Embora ainda sejam necessários estudos a campo, este trabalho pode embasar diversos estudos futuros de fitorremediação em ambiente alagados, especialmente na remediação de outros contaminantes.

6. Referencias

Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., 2013. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869–881. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.01.075.

Atkinson, C. J. 2009. Establishing perennial grass energy crops in the UK: A review of current propagation options for *Miscanthus*. *Biomass and Bioenergy* 33, 752–759. DOI: 10.1016/j.biombioe.2009.01.005.

Barrat-Segretain, M.H., 1996. Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: a review. *Vegetatio* 123, 13–37. DOI: 10.1007/BF00044885.

Bernardino, C. A. R., Mahler, C. F., Preussler, K. H., Novo, L. A. B., 2016. Water Air Soil Pollut, 227-272. DOI: 10.1007/s11270-016-2971-3.

Bhatia, M., Goyal, D., 2014. Analyzing remediation potential of wastewater through wetland plants: a review. Environ. Prog. Sustain. Energy 33, 9–27. DOI: 10.1002/ep.11822.

Bhatti, S. S., Kumar, V., Sambyal, V., Singh, J., Nagpal, A, K., 2018. Comparative analysis of tissue compartmentalized heavy metal uptake by common forage crop: A field experiment, In Catena, 160, 185-193. DOI: 10.1016/j.catena.2017.09.015.

Bonanno, G., Lo Giudice, R., 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. Ecol. Indic. 10, 639–645. DOI: 10.1016/j.ecolind.2009.11.002.

Bonanno, G., Cirelli, G. L., 2017. Comparative analysis of element concentrations and translocation in three wetland congener plants: *Typha domingensis*, *Typha latifolia* and *Typha Angustifolia*. Ecotoxicology and Environmental Safety. 143, 92–101. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.05.021.

Bore, J. K., Isutsa, D. K., Itulya, F. M., Ng'etich, W. K. 2003. Effects of pruning time and resting period on total non-structural carbohydrates, regrowth and yield of tea (*Camellia sinensis* L.). J. Hort. Sci. Biotech., 78, 272-277. DOI: 10.1080/14620316.2003.11511617.

Bozarth, C., Kennedy, R. A., Schekel, K. A., 1982. The effects of leaf age on photosynthesis in roses. J. Am. Soc. Hort. Sci. 107, 707-712.

Cannell, M. G. R., Laste, T., 1976. Tree physiology and yield improvement. London. Academic Press.

Compernelle, T., Passel, S., Weyens, N., Vangronsveld, J., Lebbe, L., Thewys, T., 2012. Groundwater remediation and the cost effectiveness of phytoremediation. *International journal of phytoremediation*. 14. 861-77. DOI: 10.1080/15226514.2011.628879.

Carvalho, C. F. M. de. Potencial de macrófitas aquáticas na fitorremediação do bário. 2016. 70 p. Dissertação de Mestrado – UFES, São Mateus, 2016. Disponível em <<http://agriculturatropical.ufes.br/pt-br/pos-graduacao/PPGAT/detalhes-da-tese?id=8755>>.

Cordeiro, C., Favas, P. J. C., Pratas, J., Sarkar, S., Venkatachalam, P., 2016. Uranium accumulation in aquatic macrophytes in an uraniferous region: Relevance to natural attenuation, *Chemosphere*, 156, 76-87, DOI:10.1016/j.chemosphere.2016.04.105.

Dai, J., Luo, Z., Li, W., Tang, W., Zhang, D., Lu, H., Li, Z., Xin, C., Kong, X., 2014. A.Egrinya Eneji, Hezhong Dong, A simplified pruning method for profitable cotton production in the Yellow River valley of China, *Field Crops Research*, 164, 22-29. DOI: 10.1016/j.fcr.2014.05.010.

Dallas, C. E., Williams, P. L., 2001. Barium: rationale for a new oral reference dose. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev*. 4, 395-429. DOI: 10.1080 / 109374001753146216.

Defra. NF0435 – Assessing biomass Miscanthus and short rotation coppice willow and poplar varieties: the way forward, 2007.

Del Buono, D., Pannacci, E., Bartucca, M.L., Nasini, L., Proietti, P., Tei, F., 2016. Use of two grasses for the phytoremediation of aqueous solutions polluted with terbuthylazine. *Int. J. Phytoremediation* 18, 885–891. DOI: 10.1080/15226514.2016.1156633.

Deng, H., Ye, Z. H., Wong, M. H., 2004. Accumulation of lead, zinc, copper and cádmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environ. Pollut.* 132 (1), 29–40. DOI: 10.1016/j.envpol.2004.03.030.

Desjardins, D. N., Brereton, N. J. B., Marchand, L., Brisson, J., Pitre, F. E., Labrecque, M., 2018. Complementarity of three distinctive phytoremediation crops for multiple-trace element contaminated soil. *Science of the Total Environment*, 610–611, 1428–1438. DOI: doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.196.

Dolman, A., Moors, E., Grunwald, T., Berbigier, P., Bernhofer, C., 2003. Factors controlling forest atmosphere exchange of water, energy and carbon. In: Valentini R (ed) Fluxes of carbon, water and energy of European forests. Springer, London. DOI: doi.org/10.1007/978-3-662-05171-9_10.

Elakovich, S. D., Wooten, J. W., 1994. Allelopathic, herbaceous, vascular hydrophytes. In: Inderjit, Dakshini, K. M. M., Einhellig, F. A. Alellopathy. (ACS Symposium Series, vol 582) American Chemical Society, Ch 4, pp. 58-73. DOI: 10.1021/bk-1995-0582.ch004.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, 2013. 353p.

Fayiga, A.O., Ma, L.Q., 2006. Using phosphate rock to immobilize metals in soil and increase arsenic uptake by hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Sci. Total Environ.* 359, 17-25. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2005.06.001.

Fumagalli, P., Comolli, R., Ferrè, C., Ghiani, A., Gentili, R., Citterio, S., 2014. The rotation of white lupin (*Lupinus albus* L.) with metal-accumulating plant crops: a strategy to increase the benefits of soil phytoremediation. *J. Environ. Manag.* 145, 35–42. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.06.001.

Gomes, M. V. T., de Souza, R. R., Teles, V. S., Mendes, E. A., 2014. Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed wetland. *Chemosphere* 103, 228–233. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.11.071.

Grace, K. T., Fownes, J. H., 1998. Leaf area allometry and evaluation of non-destructive estimates of total leaf area and loss by browsing in a silvopastoral system. *Agroforestry Systems*, 40: 139 – 147. DOI: 10.1023/A:1006064103080.

Hagiwara, S., Byerly, L., 1981. Calcium channel. *Annu. Rev. Neurosci.* 4, 69–125. DOI: 10.1146/annurev.ne.04.030181.000441.

Harguinteguy, C. A., Pignata, M. L., Cirelli, A., 2015. Nickel, lead and zinc accumulation and performance in relation to their use in phytoremediation of macrophytes *Myriophyllum aquaticum* and *Egeria densa*, *Ecological Engineering*, v. 82, p. 512-516. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.05.039.

Heicheg, L. H., Turnenr, C., 1983. CO₂ assimilation of primary and regrowth foliage of red maple (*Acer rubrum* L.) and red oak (*Quercus rubra* L.): responses to defoliation. *The Ecology*, v. 57, p. 14-19. DOI: 10.1007 / BF00379555.

Heppler, P. K. 2005. Calcium: A Central Regulator of Plant Growth and Development. *The Plant Cell*, v. 17, n. 8, p. 2142–2155. DOI: 10.1105/tpc.105.032508.

Iqbal, N., Masood, A., Khan, N. A., 2012. Analyzing the significance of defoliation in growth, photosynthetic compensation and source-sink relations. *Photosynthetica*, v. 50, n. 2, p. 161-170. DOI: 10.1007/s11099-012-0029-3.

Ippolito, J. A., Barbarick, K. A., 2006. Biosolids affect soil barium in a dryland wheat agroecosystem. *Journal Environmental Quality*, v. 35, p. 2333–2341. DOI: 10.2134/jeq2006.0076.

Ishii, Y., Hamano, K., Kang, Idota, S., Nishiwaki, A., 2015. Cadmium Phytoremediation Potential of Napiergrass Cultivated in Kyushu, Japan. *Applied and Environmental Soil Science*, p. 1-6. DOI: 10.1155/2015/756270.

Ji, P., Sun, T., Song, Y., Ackland, M.L., Liu, Y., 2011. Strategies for enhancing the phytoremediation of cadmium-contaminated agricultural soils by *Solanum nigrum* L. *Environ. Pollut.*, v. 159, p. 762–768. DOI: 10.1016/j.envpol.2010.11.029.

Jones, M. B., 1986. Photosynthesis in wetlands. *Topics in Photosynthesis*, Vol. 8 (Ed by N. R. Baker & S. P. Long), p. 103-138. Elsevier, The Hague.

Jones, M. B., 1988. Photosynthetic responses of C3 and C4 wetland species in a tropical swamp. *Journal of Ecology*, v. 76, p. 253 – 262.

Kang, D. J., Seo, Y. J., Saito, T., Suzuki, H., Ishii, Y., 2012. Uptake and translocation of cesium-133 in napiergrass (*Pennisetum purpureum* Schum.) under hydroponic conditions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 82, p. 122–126. DOI: 10.1016 / j.ecoenv.2012.05.017.

Kang, D. J., Tazoe, H., Yamada, M., Ishii, Y., 2014. Differences in Remediation Effect of ¹³⁷ Cs in Napiergrass (*Pennisetum purpureum* Schum.) under Different Land-Use Soil and Cutting Frequency Conditions. *Water Air Soil Pollut*, p. 225-2022. DOI: 10.1007/s11270-014-2022-x.

Kang, D. J., Ishii, Y., Tazoe, H., Isobe, K., Higo, M., Hosoda, M., Yamada, M., Tokonami, S., 2017. Remediation of Radiocesium-137 Affected Soil Using Napiergrass Under Different Planting Density and Cutting Frequency Regimes. *Water Air Soil Pollut*, p. 228-268. DOI: 10.1007/s11270-017-3444-z.

Krause, S. C., Raffa, K. F., 1996. Differential growth and recovery rates following defoliation in related deciduous and evergreen trees. *Trees*, v.10, p. 308 - 316. DOI: 10.1007/BF02340777.

Krejci, M. R., Wasserman, B., Finney, L., McNulty, I., Legnini, D., Vogt, S., Joester, D., 2011. Selectivity in biomineralization of barium and strontium, In *Journal of Structural Biology*, v. 176, n. 2, p. 192-202. DOI: 10.1016/j.jsb.2011.08.006.

Leguizamo, M. A. O., Gómez, W. D. F., Sarmiento, M. C. G., 2017. Native herbaceous plant species with potential use in phytoremediation of heavy metals, spotlight on wetlands — A review, *Chemosphere*, v. 168, p. 1230-1247. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.10.075.

Leto, C., Tuttolomondo, T., La Bella, S., Leone, R., Licata, M., 2013. Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland – phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *Ecol. Eng.*, v. 61, p. 282–291. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.09.014.

Li, C. Y., Weiss, D., Goldschmidt, E. E., 2003. Effects of carbohydrate starvation on gene expression in citrus root. *Plant*. v. 217, n. 1, p. 11-20. DOI: 10.1007/s00425-002-0963-6.

Li, N. Y., Li, Z. A., Zhuang, P., Zou, B., Mc Bride, M., 2009. Cadmium uptake from soil by maize with intercrops. *Water Air & Soil Pollution*, v. 199, p. 45–56. DOI: 10.1007/s11270-008-9858-x.

Li, N., Li, Z., Fu, Q., Zhuang, P., Guo, B., Li, H., 2013. Agricultural technologies for enhancing the phytoremediation of cadmium-contaminated soil by *Amaranthus hypochondriacus* L. *Water Air Soil Pollut.*, v. 224, p. 1–8. DOI: 10.1007 / s11270-013-1673-3.

Li, N., Sun, N. X., Song, G.L., Puyang, X. H., Zhou, S.Q., Zhao, K. Q., Jiang, K., 2017. Effects of cutting frequency on cadmium uptake and physiological responses of *Medicago sativa* under cadmium stress. *Acta Prataculturae Sinica*, v. 26, n. 5, p. 20, 109-117. DOI: 10.11686/cyxb2016419.

Liu, J., Zhang, W., Qu, P., Wang, M., 2016. Cadmium tolerance and accumulation in fifteen wetland plant species from cadmium-polluted water in constructed wetlands. *Front. Environ. Sci. Eng.*, v. 10 n. 2, p. 262–269. DOI: 10.1007/s1178.

Lottermoser, B. G., Ashley, P. M., 2011. Trace element uptake by *Eleocharis equisetina* (spike rush) in an abandoned acid mine tailings pond, northeastern Australia: Implications for land and water reclamation in tropical regions. *Environmental Pollution*, v. 159, p. 3028-3035. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.04.014.

Luo, J., Qi, S.H., Peng, L., Xie, X.M., 2015. Phytoremediation potential of cadmiumcontaminated soil by *Eucalyptus globulus* under different coppice systems. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, v. 94, p. 1–5. DOI: 10.1109 / ICoCS.2015.7483236.

Ma, C., Ming, H., Lina, C., Naidu, R., Bolan, N., 2016. Phytoextraction of heavy metal from tailing waste using Napier grass. *Catena*. v. 136, p. 74–83. DOI: 10.1016/j.catena.2015.08.001.

Macek , P., Rejmánková, E., Leps, J., 2010. Dynamics of *Typha domingensis* spread in *Eleocharis* dominated oligotrophic tropical wetlands following nutrient enrichment. *Evol Ecol.*, v. 24, p. 1505–1519. DOI: 10.1007/s10682-010-9397-y.

McMurtrie, R. E., Näsholm, T. 2017. Quantifying the contribution of mass flow to nitrogen acquisition by an individual plant root. *New Phytologist*. DOI: 10.1111/nph.14927.

Melo, L. C. A., Silva, E. B., Alleoni, L. R. F., 2014. Transferência de cádmio e bário do solo para culturas cultivadas em solos tropicais. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, v. 38, n. 6, p. 1939-1949. DOI: 10.1590/S0100-06832014000600028.

Menzie, C. A., Southworth, B., Stephenson, G., Feisthauer, N., 2008. The Importance of Understanding the Chemical Form of a Metal in the Environment: The Case of Barium Sulfate (Barite). *Human and Ecological Risk Assessment*, v. 14, p. 974–991. DOI:10.1080/10807030802387622.

Michalet, R., Brooker, R.W., Cavieres, L.A., Kikvidze, Z., Lortie, C.J., Pugnaire, F.I., ValienteBanuet, A., Callaway, R.M. 2006. Do biotic interactions shape both sides of the humped-back model of species richness in plant communities? *Ecol. Lett.*, v. 9, p. 767–773. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00935.x.

Monteiro, F. A., Nogueirol, R. C., Melo, L. C. A., Artur, A. G., Rocha, F. 2011. Efeito do bario sobre o crescimento e nutrição de macronutrientes em tanzânia guineagrass cultivada em solução nutritiva. *Comum. Solo Sci. Plant Anal.*, v. 42, p. 1510-1521. DOI: 10.1080/00103624.2011.581725.

Mufarrege, M. M., Hadad, H. R., Di Luca, G. A., Maine, M. A. 2014. Metal dynamics and tolerance of *Typha domingensis* exposed to high concentrations of Cr, Ni and Zn. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, v. 105, p. 90–96. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.04.008.

Mukhtar, M., Ishii, Y., Tudsri, S., Idota, S., Sonoda, T. 2003. Dry Matter Productivity and Overwintering Ability of the Dwarf and Normal Napiergrasses as Affected by the Planting Density and Cutting Frequency. *Plant Production Science*. v.6, n. 1, p. 65-73. DOI: 10.1626/pp.6.65.

Ng, Y. S., Chan, D. J. C. 2017. Wastewater phytoremediation by *Salvinia molesta*, *Journal of Water Process Engineering*, v. 15, p. 107-115. DOI: 10.1016/j.jwpe.2016.08.006.

Nouri, H., Borujeni, S. C., Nirolad, R., Hassanli, A., Beechamf, S., Alaghmandg, S., Saintf, C., Mulcahy, D. 2017. Application of green remediation on soil salinity treatment: A review on

halophytoremediation. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 1, n. 7, p. 94–107. DOI: 10.1016/j.psep.2017.01.021.

Nsanganwimana, F., Pourrut, B., Waterlot, C., Louvel, B., Bidar, G., Labidi, S., Fontaine, J., Muchembled, J., Sahraoui, A.L.H., Fourrier, H., Douay, F. 2015. Metal accumulation and shoot yield of *Miscanthus × giganteus*, growing in contaminated agricultural soils: insights into agronomic practices. *Agric. Ecosyst. Environ.*, v. 213, p. 61–71. DOI: 10.1016/j.agee.2015.07.023.

Olson, L. H., Misenheimer, J. C., Nelson, C. M., Bradham, K. D., Richardson, C. J. 2017. Influences of Coal Ash Leachates and Emergent Macrophytes on Water Quality in Wetland Microcosms. *Water Air Soil Pollut.*, p. 228 - 344. DOI: 10.1007/s11270-017-3520-4.

Palmer, J. W., Avery, D. J., Wertheim, S. J. 1992. Effect of apple tree spacing and summer pruning on leaf area distribution and light interception. *Sci. Hortic*, v. 52, n. 4, p. 303-312. DOI: 10.1016/0304-4238(92)90031-7.

Pandey, V. C. 2012. Phytoremediation of heavy metals from fly ash pond by *Azolla caroliniana*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, v. 82, p. 8–12. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2012.05.002.

Pandey, V. C., Singh, N., Singh, R. P., Singh, D. P. 2014. Rhizoremediation potential of spontaneously grown *Typha latifolia* on fly ash basins: study from the field. *Ecol. Eng.* 71, 722–727. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.08.002

Pandey, C., Diwan, H., 2018. Reconceptualizing INRM in understanding environmental risks from food production systems. *Sci. Total Environ.*, v. 615, n. 15, p. 1271-1281. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.178.

Pilon-Smits, E. 2005. Phytoremediation. *Ann Rev. Plant Bio.*, v. 56, n. 1, p. 15–39. DOI: 10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214.

Rahman, M. A., Hasegawa, H., 2011. Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes, *Chemosphere*, v. 83, n. 5, p. 633-646. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.02.045.

Rezania, S., Taib, S. M., Din, M. F. M., Dahalan, F. A., Kamyab, H., 2016. Comprehensive review on phytotechnology: Heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater, In *Journal of Hazardous Materials*, v. 318, p. 587-599. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.07.053.

Sakakibara, M., Ohmori, Y., Ha, N.T.H., Sano, S., Sera, K. 2011. Phytoremediation of heavy metal-contaminated water and sediment by *Eleocharis acicularis*. *Clean: Soil, Air, Water*, v. 39, p. 735–741. DOI: 10.1002/clen.201000488.

Saunders, M. J., Jones, M. B., Kansime, F. 2007. Carbon and water cycles in tropical papyrus wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, v. 15, n. 6, p. 489 – 498. DOI: 10.1007/s11273-007-9051-9.

Sullivan, C., Tyrer, M., Cheeseman, C.R., Graham, N.J.D. 2010. Disposal of water treatment wastes containing arsenic: a review. *Sci. Total Environ.*, v. 408, p. 1770-1778. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.01.010.

Suwa, R., Jayachandran, K., Nguyen, N. T., Boulenouar, A., Fujita, K., Saneoka, H., 2008. Efeitos de toxicidade do bário nas plantas de soja. *Arco. Environ. Contam. Toxicol.*, v. 55, p. 397-403. DOI: 10.1007/s00244-008-9132-7.

Thorsen, M. J., Dickinson, K. J. M., Seddon, P. J., 2009. Seed dispersal systems in the New Zealand flora, *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 11, n. 4, p. 285-309. DOI: 10.1016/j.ppees.2009.06.001.

Tsao, D., 2003. Overview of Phytotechnologies. In: Tsao D.T. (eds) *Phytoremediation. Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*. 78, 1–50. DOI: 10.1007/3-540-45991-X_1

USEPA - United State Environmental Protection Agency. Method 3051: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils, 1995. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf>. (Acesso em: 10 de Novembro de 2017).

USEPA – United States Environmental Protection Agency. 2005. Toxicological review of barium and compounds (CAS N° 7440-39-3). Washington: EPA, 76 p. Disponível em: <https://rais.ornl.gov/documents/2005_HHRAP.pdf>. (Acesso em: 18 de Novembro de 2017).

USEPA - United State Environmental Protection Agency. Method 6010C (SW-846): Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry, revision 3, 2007 Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-6010c.pdf>. (Acesso em: 8 de Novembro de 2017).

Valipour, A., Hamnabard, N., Woo, K. S., Ahn, Y. H., 2014. Performance of high-rate constructed phytoremediation process with attached growth for domestic wastewater treatment: Effect of high TDS and Cu, *Journal of Environmental Management*, v. 145, p. 1-8. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.06.009.

Vymazal, J., 2011. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environ. Sci. Technol.*, v. 45, p. 61–69. DOI: 10.1021/es101403q.

Wallace, L. L., Mcnaughtos, N. J., Coughenoumr, B. 1984. Compensatory photosynthetic responses of three African graminoids to different fertilization, watering and clipping regimes. *Botanical Gazette*, v.145, p. 151 - 156. DOI: 10.1086/337440.

Wan, X., Lei, M., Chen, T., 2016. Cost–benefit calculation of phytoremediation technology for heavy-metal-contaminated soil, *Science of The Total Environment*, v. 563–564, p. 796-802. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.12.080.

White P. J., Broadley, M. R. 2003. Calcium in plants. *Annals of Botany*, v. 92, p. 487–511. DOI: doi.org/10.1093/aob/mcg164.

Wilsey, Brian. 1996. Urea additions and defoliation affect plant responses to elevated CO₂ in a C₃ grass from Yellowstone National Park. *Oecologia*, v.108, 321-327. DOI: 10.1007/BF00334657.

Wyn, J. R. G., Lunt, O. R. 1967. The function of calcium in plants. *Bot. Rev.*, v. 33, p. 407–426. DOI: 10.1007/BF02858743.

Yang, Z., Midmore, D. J. 2004. Experimental assessment of the impact of defoliation on growth and production of water stressed maize and cotton plants. *Experimental Agriculture*, v. 40, p. 189-199. DOI: 10.1017 /SOO 14479703001534.

Zieslin, N., Hurwitz, A., Halevy, H. 1975. Flower production and the accumulation and distribution of carbohydrates in different parts of *Baccara rose* plants as influenced by various pruning and pinching treatments. *Journal of Horticultural Science*, v. 50, p. 339-348. DOI: 10.1080/00221589.1975.11514643.

APÊNDICES



Figura 1. Limpeza da área para instalação dos experimentos (A) e amostragem de solo na camada de 0,0-0,2 m e 0,2-0,4 m para caracterização inicial (B).



Figura 2. Abertura das covas com auxílio de um trado holandês (A) e plantio das mudas (B).



Figura 3. Ceifa das plantas do experimento de Frequência de corte (A) e coleta de solo para caracterização final das parcelas (B).



Figura 3. Ilustração da amostragem de raiz.



Figura 4. Avaliação de altura das plantas



Figura 5. Coleta de plantas para quantificação de matéria seca.