

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

CÁSSIO FRANCISCO MOREIRA DE CARVALHO

**POTENCIAL DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA
FITORREMEDIAÇÃO DO BÁRIO**

São Mateus, ES

Julho de 2016

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

**POTENCIAL DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA
FITORREMEDIAÇÃO DO BÁRIO**

CÁSSIO FRANCISCO MOREIRA DE CARVALHO

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

Orientador: Prof. Dr. Fábio Ribeiro Pires

São Mateus, ES

Julho de 2016

Dados Internacionais de Catalogação na publicação (CIP)
(Divisão de Biblioteca Setorial do CEUNES - BC, ES, Brasil)

C331p Carvalho, Cássio Francisco Moreira de, 1988-
Potencial de macrófitas aquáticas na fitorremediação do bário
/ Cássio Francisco Moreira de Carvalho. – 2016.
70 f. : il.

Orientador: Fábio Ribeiro Pires.

Coorientador: 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

Potencial de macrófitas aquáticas na fitorremediação do bário

CÁSSIO FRANCISCO MOREIRA DE CARVALHO

Dissertação apresentada à 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.

Aprovada em 11 de julho de 2016.



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



Pesq. Dr.ª Leila Beatriz Silva Cruz
Petrobras
Examinador Externo

Aos meus pais Maria e Renato (*in memoriam*), que sempre me apoiaram nos meus estudos, pelo amor incondicional, educação, ensinamentos e exemplos de vida. Aos meus irmãos Luís Fernando e Ricardo pelo apoio, amizade e companheirismo.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus pelo dom a vida, por iluminar meu caminho nos momentos mais difíceis.

À minha mãe Maria Aparecida Moreira de Carvalho, pelo amor, pelas orações, por muitas vezes ser mãe e pai, por acreditar e apoiar minhas decisões, por nunca medir esforços para que eu chegasse até aqui.

Ao meu pai Renato Carvalho da Silva (*in memoriam*), por ter sido exemplo de pai, por ter me ensinado a humildade, por ter se dedicado à família.

Aos meus irmãos Luís Fernando Moreira de Carvalho e Ricardo Otávio Moreira de Carvalho, por sempre estarem ao meu lado e me incentivarem.

Ao Centro Universitário Norte do Espírito Santo da Universidade Federal do Espírito, pela realização do curso de mestrado.

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

Ao Prof. Dr. Fábio Ribeiro Pires pela orientação, pelos ensinamentos, pela presença constante e amizade.

Ao Prof. Dr. Robson Bonomo pelos ensinamentos, pelas ideias criativas, e pela amizade.

A toda minha família, em especial minha avó Maria Rosa da Silva Moreira e minha madrinha Ainda Lúcia Moreira, por me aconselharem nos momentos difíceis e pelas orações.

A minha melhor amiga, Layla Christine Alves Talin, pelo companheirismo, pela dedicação, pelas palavras de conforto em momentos difíceis.

Ao meu amigo Douglas Gomes Viana, pela ajuda em todos os trabalhos, pelas conversas, pelo comprometimento, pela paciência e parceria.

Aos amigos do Laboratório de Fitorremediação Amanda, Ana Carolina, Alessandra, Benedicto e Vinícius pela ajuda nos trabalhos, pela amizade, pelos anos de convivência e pelas conversas.

Aos amigos do Programa de Pós-graduação em Agricultura Tropical, pela amizade.

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

SÚMARIO

1. CAPÍTULOS.....	1
1.1. POTENCIAL DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA FITORREMEDIAÇÃO DO BÁRIO	2
Resumo.....	2
Abstract.....	3
Introdução	5
Material e métodos	8
Resultados e discussão.....	12
Conclusões.....	25
Referências	26
1.2. CULTIVO SOLTEIRO E CONSORCIADO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA FITORREMEDIAÇÃO DO BÁRIO.....	35
Resumo.....	35
Abstract.....	36
Introdução	37
Material e métodos	39
Resultados e discussão.....	42
Conclusões.....	54
Referências	54
2. ANEXOS	61

1. CAPÍTULOS

1.1. POTENCIAL DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA FITORREMEDIAÇÃO DO BÁRIO

Resumo

CARVALHO, Cássio Francisco Moreira de; M.Sc.; Universidade Federal do Espírito Santo; Julho de 2016, **Potencial de macrófitas aquáticas na fitorremediação do bário**; Orientador: Fábio Ribeiro Pires; Coorientadores: Robson Bonomo; Fernando Barboza Egreja Filho.

O aumento da poluição ambiental é reflexo da intensa intervenção humana no planeta terra. Dentre os contaminantes os metais tóxicos apresentam alto risco para a saúde humana, pois não são biodegradáveis e podem se acumular nos níveis tróficos da cadeia alimentar. A fitorremediação, que é a utilização de plantas para tratar ambientes contaminados, tem se mostrado promissora em relação às técnicas convencionais utilizadas. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial fitorremediador de três espécies de macrófitas aquáticas (*Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult., *Cyperus* cf. *papyrus* L., *Typha domingensis* Pers.), em ciclos sucessivos de cultivo, tendo o bário como metal contaminante no solo. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em delineamento em blocos ao acaso, em esquema fatorial, com quatro repetições. As plantas foram submetidas a doses crescentes de bário (0,00; 150,00; 500,00; 1000,00 e 2000,00 mg kg⁻¹ de bário) e os vasos mantidos com lâmina de água durante todo tempo para simular área alagada. Foram realizadas avaliações biométricas e químicas das plantas, nos

três ciclos conduzidos e, ao final, o solo também foi analisado. As doses de bário influenciaram negativamente a produção de biomassa das plantas, principalmente do *C. papyrus*. Observou-se que as espécies *T. domingensis* e *E. acutangula* foram mais eficientes na extração de bário do solo para as maiores doses estudadas nos dois primeiros ciclos, sendo que a primeira atingiu os maiores fatores de bioacumulação e translocação, enquanto a segunda com maior índice de tolerância. Conclui-se com isso que as espécies *T. domingensis* e *E. acutangula* são tolerantes a altas concentrações de bário e podem ser indicadas como fitorremediadoras em ambientes contaminado com bário de maneira mais efetiva por dois ciclos de cultivo.

Palavra-chave: *Thypha domingensis*, *Cyperus papiros*, *Eleocharis acutangula*, fitoextração, fitotoxicidade, metais.

Abstract

CARVALHO, Cássio Francisco Moreira de; M.Sc.; Universidade Federal do Espírito Santo; July de 2016, **Potential of aquatic macrophytes in the phytoremediation of barium**; Adviser: Fábio Ribeiro Pires; Co-advisors: Robson Bonomo; Fernando Barboza Egreja Filho.

The increase of environmental pollution is a reflection of the intense human intervention on planet earth. Among contaminants the toxic metals present a high risk to human health because they are not biodegradable and can accumulate in the trophic levels of food chain. Phytoremediation, which is the use of plants for treating contaminated environments, has been shown promise in relation to conventional techniques. Thus, the objective of this work was evaluate the phytoremediation potential of three species of aquatic macrophytes (*Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult., *Cyperus* cf. *papyrus* L., *Typha domingensis* Pers.), in successive cycles of cultivation, having barium as metal contaminant in soil. The experiment was conducted in greenhouse in randomized block design, with four replications in a factorial scheme. The plants were subjected to increasing doses of barium (0,00; 150,00; 500,00; 1000,00 e 2000,00 mg kg⁻¹ of barium) and the pots kept with water blade all the time to simulate flooded area. Biometric and chemical evaluations

conducted of plants, in three cycles, in the end the soil was also analyzed. Barium doses were negative influenced the production of biomass of plants, mainly on *C. papyrus*. It was observed that the species *T. domingensis* and *E. acutangula* were more efficient in extracting barium from soil to larger doses in the first two cycles. The first specie reached higher bioaccumulation factors and translocation, while the second presented a higher index of tolerance. We conclude by the results that the species *T. domingensis* and *E. acutangula* are tolerant high concentrations of barium and may be indicated as phytoremediator in environments contaminated with this metal more effectively after two cycles of cultivation.

Keywords: *Thypha domingensis*, *Cyperus papyrus*, *Eleocharis acutangula*, phytoextraction, phytotoxicity, metals.

Introdução

Desde a revolução industrial o homem tem intensificado a exploração dos recursos naturais para o desenvolvimento e o progresso da sociedade. Como consequência destas atividades exploratórias, ocorre a contaminação do meio ambiente pelo descarte de subprodutos destes processos. No que tange à contaminação da pedosfera, apenas recentemente foram criadas leis que regulamentam o descarte de contaminantes orgânicos e inorgânicos (NASCIMENTO e BIONDI, 2015). No Brasil, a primeira iniciativa que regularizou o descarte de resíduos foi a resolução do CONAMA nº 308 de 21 de março de 2002, que trata do destino final para resíduos sólidos urbanos (CONAMA, 2002).

Os metais pesados necessitam maior atenção dentre os contaminantes ambientais, pois podem ser tóxicos em baixíssimas concentrações. Outra característica importante dos metais é a sua capacidade de bioacumulação nos organismos. Este processo afeta todos os níveis da cadeia alimentar e é conhecido como biomagnificação (YADAV et al., 2009; REZVANI e ZAEFARIAN, 2011; ALI et al., 2013). Os metais tóxicos afetam o desenvolvimento das plantas (ROMEIRO et al., 2007; ALMEIDA, et al., 2008; ARAÚJO et al., 2011) e o comportamento das comunidades de microrganismos do solo. Efeitos como redução da população, da diversidade e das atividades são frequentemente abordados em trabalhos científicos (GILLER et al., 2009; ZHANG et al., 2016).

O bário (Ba) é um elemento químico que pertence a família dos metais alcalinos terrosos (família 2A). Sua principal forma encontrada e explorada no ambiente é como sulfato de bário (BaSO_4), mineral conhecido como barita ou baritina. Devido às suas características físico-químicas, a barita é utilizada em diferentes setores da indústria, mas principalmente como componente na perfuração de poços de petróleo e gás (DNPM, 2001; USEPA, 2005; MOFFET et al., 2007). O bário livre no solo é encontrado na forma oxidada (Ba^{2+}) e também pode estar associada a minerais como feldspato e biotita. Este íon precipita quando em contato com sulfatos ou carbonatos e se torna pouco móvel no solo quando adsorvido em sítios de trocas de argilas e húmus (MCBRIDE, 1994). No Brasil, a resolução do CONAMA (2009) estabelece como 300 mg kg^{-1} o teor de bário em área agrícola como referência para investigação, considerando que a partir deste valor já existe risco a saúde humana (CONAMA, 2009).

As técnicas convencionais de tratamento de locais contaminados por substâncias orgânicas e inorgânicas geralmente são onerosas, exigem muita mão de obra, afetam negativamente os microrganismos do solo e, além disso, tem o risco de contaminação secundária na utilização de outras substâncias químicas ou no transporte do material removido para áreas adequadas (USEPA, 2000). Como uma alternativa, tem-se proposto o uso da fitorremediação, que é a utilização de espécies vegetais na descontaminação do solo e da água, considerada viável no tratamento da poluição ambiental (USEPA 2000; ALI et al., 2013). A identificação do potencial de espécies fitorremediadoras é uma importante parte do processo. Nestes estudos, são identificadas quais plantas são tolerantes a determinado contaminante e até qual nível de contaminação a espécie fitorremediadora é capaz de atuar de maneira satisfatória, sendo capaz de neutralizar o contaminante. Em recente revisão sobre o assunto, Mahar et al. (2016) concluíram que existe a necessidade de mais estudos sobre a diversidade de espécies hiperacumuladoras de diferentes tipos de metais e também a necessidade de entender melhor como ocorrem as interações entre contaminante, microrganismo, solo e as raízes das plantas.

Várias espécies vegetais já são listadas como fitorremediadores de metais pesados, e em alguns casos uma mesma planta é indicada para mais de um tipo de contaminante (SOOD et al., 2012; MAHAR et al., 2016). Não se sabe ao certo como essas espécies vegetais desenvolveram a capacidade de tolerar e absorver grandes quantidades de metais e quais seriam as vantagens ligadas a essa característica. O fato de espécies hiperacumuladoras serem normalmente encontradas em locais naturalmente com altos níveis de contaminação indica que é uma característica evolutiva destas plantas (BHARGAVA et al., 2012).

Os mecanismos de fitorremediação mais conhecidos são: fitoextração, fitofiltração, fitoestabilização, fitovolatilização, fitodegradação. Dentre estes mecanismos a fitoextração tem despertado maior interesse devido à possibilidade de certas espécies de plantas serem hiperacumuladores de metais com alto valor econômico, como é o caso do níquel, ouro e o cobalto. Algumas espécies destas plantas são capazes de absorver e translocar grandes quantidades destes elementos para as partes aéreas, os quais podem ser recuperados através de processos químicos (USEPA, 2000; ALI et al., 2013). Este processo tem sido chamado de fitomineração e já existem alguns trabalhos mostrando o potencial de

utilização desta tecnologia em algumas áreas contaminadas principalmente com níquel (CHANEY et al., 2007; MAHAR et al., 2016).

Com o aprimoramento da engenharia genética, plantas transgênicas têm sido produzidas em laboratório com o objetivo de potencializar a fitorremediação (RUGH et al., 1998; MAHAR et al., 2016). A adoção de práticas agronômicas rotineiras como: calagem, adubação, irrigação e qualidade dos propágulos, juntamente com as técnicas de melhoramento genético, podem maximizar os efeitos da fitorremediação (BHARGAVA et al., 2012). Atualmente, trabalhos envolvendo agentes quelantes têm sido realizados com o objetivo de verificar a capacidade desses agentes em aumentar a mobilidade dos metais no solo e, conseqüentemente, favorecer a absorção do metal pelas plantas. No entanto, a utilização destes agentes precisa ser melhor estudada devido ao potencial risco de serem fitotóxicos às plantas e de aumentar a lixiviação das substâncias tóxicas podendo contaminar águas subterrâneas (NOWACK et al., 2006; CHANEY et al., 2007; ALI et al., 2013; MAHAR et al., 2016). Uma estratégia que pode ser adotada como tentativa de maximizar a fitoextração é o corte sucessivo da parte aérea de espécies fitorremediadoras. Além disso, o uso de plantas com características de reprodução estoloníferas e com alta capacidade de rebrotação podem viabilizar esta técnica. Como novas brotações e folhas jovens atuam como dreno de reservas (TAIZ e ZEIGER, 2013), deve-se evitar ciclos muito curtos para que as reservas sejam reestabelecidas e não comprometa o ciclo subsequente.

Macrófitas aquáticas são espécies de plantas que habitam locais permanentemente ou parcialmente alagados. Características como rápido crescimento, produção de biomassa abundante e capacidade de absorção de contaminantes relativamente alta são adequadas para a fitorremediação de locais alagados (SOOD et al., 2012). Existem diversos trabalhos relacionando espécies dos gêneros *Azolla* spp., *Cyperus* spp., *Eleocharis* spp., *Salvinia* spp., *Typha* spp., entre outros, na fitorremediação de diferentes tipos de poluente orgânicos e metais pesados (SOOD et al., 2012; HOU et al., 2016). Espécies de macrófitas aquáticas são muito estudadas no tratamento de efluentes poluídos em locais alagados construídos (*wetlands*), mostrando-se eficientes como fitorremediadoras (MARTELO e BARRERO, 2012; DHIR 2013). O melhor desempenho destas plantas na remediação está ligado ao contato direto com a água contaminada (SOOD et al., 2012).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial fitorremediador de três espécies de macrófitas aquáticas (*Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult., *Cyperus* cf. *papyrus* L., *Typha domingensis* Pers.), em ciclos sucessivos de cultivo, tendo o bário como metal contaminante no solo.

Material e métodos

O experimento foi conduzido entre agosto de 2014 e agosto de 2015 em casa de vegetação na fazenda experimental da Universidade Federal do Espírito Santo – Campus São Mateus (18° 40' 19" S e 39° 51' 13" W) a 35 m de altitude.

Para o experimento foi coletada uma amostra de terra proveniente da camada superficial (0-20 cm) de um Argissolo Amarelo de ambiente de Tabuleiro Costeiro, localizado na Fazenda do Ceunes, São Mateus – ES (EMBRAPA, 2013). Após o peneiramento do solo, foram coletadas amostras para análise física e química. As análises químicas foram feitas no Laboratório de Análises de Solo e Folha da UFES - Campus São Mateus, utilizando metodologia da EMBRAPA (1997). A determinação do teor natural do bário no solo foi realizada por laboratório terceirizado (Analytical Technology – RJ) utilizando as metodologias 3051A e 6010C, por meio de digestão ácida e espectrometria de emissão óptica em plasma indutivamente acoplado (ICPOES). A análise física para caracterização textural foi feita no laboratório de Física do Solo da UFES – Campus São Mateus (Tabela 1).

TABELA 1. Composição química e física do solo utilizado no experimento

Atributo	Valor
Fósforo (P) mg dm ⁻³	1,4
Potássio (K) mg dm ⁻³	20,0
Cálcio (Ca) cmol _c dm ⁻³	1,2
Magnésio (Mg) cmol _c dm ⁻³	0,1
H+Al cmol _c dm ⁻³	1,0
Alumínio (Al) cmol _c dm ⁻³	0,3
Matéria Orgânica dag Kg ⁻¹	1,0
pH (H ₂ O)	6,0
CTC pH 7.0 (T) cmol _c dm ⁻³	2,4
Saturação de bases (V%)	56,3
Bário total (Ba) mg kg ⁻¹	2,9
Argila (g kg ⁻¹)	260,0
Silte (g kg ⁻¹)	30,0
Areia (g kg ⁻¹)	710,0

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado - DIC, em esquema fatorial (5x3), com 4 (quatro) repetições. Foram utilizadas doses crescentes de bário (0,00; 150,00; 500,00; 1000,00 e 2000,00 mg kg⁻¹ de Ba⁺²), na forma de cloreto de bário dihidratado PA, aplicado em solução, e as espécies de plantas utilizadas no experimento foram junco (*Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult.) (J), papiro (*Cyperus cf. papyrus* L.) (P) e taboa (*Typha domingensis* Pers.) (T).

As três espécies foram coletadas em locais sem histórico de contaminação. A parte propagativa das espécies de taboa e papiro foram plantadas em canteiros de areia, irrigados diariamente para a produção das mudas que, ao atingirem 20 cm de altura, foram transplantadas para os vasos. As mudas de junco foram coletadas, diretamente do campo, no dia do transplante das outras espécies. Cada vaso de 20 litros, com 15 kg de solo peneirado, sem qualquer tipo de intervenção química para correção de pH ou fertilidade, recebeu uma das espécies, caracterizando uma unidade experimental. No caso do junco, cada vaso recebeu um feixe com rizoma contendo quatro filetes da parte aérea.

As doses de Bário foram definidas tendo como referência o valor de investigação agrícola adotados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do estado de São Paulo (CETESB-SP) (CETESB, 2014) que é de 500 mg kg⁻¹. Sendo assim, as doses foram calculadas para ficarem abaixo e acima deste valor de referência. As doses foram: 150, 500, 1000 e 2000 mg kg⁻¹ de bário, além

da testemunha. O bário foi aplicado na forma de cloreto de bário di-hidratado ($\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) diluído em água (destilada). Para aplicação do bário foi preparado um solução de 10000 ml L^{-1} de Ba^{2+} ($17786,4 \text{ mg L}^{-1}$ de $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) e cada tratamento recebeu o volume de solução correspondente a sua dose.

As doses de bário foram aplicadas sete dias após o transplântio das mudas para os vasos, e em sequência, mantidas em condição de alagamento com uma lâmina de aproximadamente um cm com irrigação diária até o final do experimento.

O experimento foi conduzido por três ciclos, sendo que cada ciclo teve uma duração de 120 dias. Durante cada ciclo, as espécies cresceram livremente até a data do corte. As avaliações de fitotoxicidade foram realizadas 60, 90 e 120 dias após aplicação do bário, no caso do primeiro ciclo e no caso dos ciclos subsequentes 60, 90 e 120 dias após o corte da parte aérea do ciclo anterior. Ao final de cada ciclo (120 dias), também foi feito o estande por vaso. Para avaliação da fitotoxicidade foi utilizada uma escala de notas de 0 a 100, onde zero era atribuído a plantas sem sintomas de fitointoxicação (testemunha), 50 atribuído a plantas com sintomas moderados de fototoxicidade e 100 a planta morta.

Como o experimento foi conduzido por um longo período de tempo, houve a necessidade de se fazer adubação com nitrogênio. O nitrogênio foi aplicado na dose de 5 g vaso^{-1} de ureia, aplicados uma vez em cada ciclo quando as plantas apresentavam sintomas generalizados de deficiência, ou seja, folhas amareladas.

Ao final de cada ciclo, foi cortada a parte aérea das plantas, e no último ciclo, foram coletadas também amostras das raízes, que foram lavadas em água corrente. O material vegetal foi seco em estufa de circulação forçada de ar, a $65 \text{ }^\circ\text{C}$, até atingirem massa constante. O material seco teve sua massa aferida em balança e posteriormente o material foi triturado em moinho de faca, modelo Willey, com peneira de um mm. Após a retirada da parte aérea, o solo de cada vaso foi vertido sobre uma bancada e retirado uma fatia de todo o seu perfil que, posteriormente, foi seca à sombra e peneirada, identificada e enviada ao laboratório. A metodologia utilizada pelo laboratório para determinação de bário das amostras, tanto de solo quanto de material vegetal, foram os métodos 3051A e 6010C com a utilização da digestão ácida do material e o método de leitura por plasma indutivamente acoplado a espectrometria de emissão óptica (ICP OES) (USEPA, 1995; 2007).

Amostras de solo e de solo rizosférico (SR) também foram coletadas com o objetivo de avaliar o pH. Foi considerado como solo rizosférico o material que ficou

aderido às raízes das plantas até aproximadamente dois mm de distância da superfície da raiz, obtido após agitação manual da mesma.

Foram feitas análises do teor de bário do solo, da raiz, e da parte aérea das plantas dos três ciclos. A partir desses dados foi possível obter, junto com os dados de massa seca produzida por vaso, o conteúdo de bário extraído por cada espécie e por cada fração (raiz e parte aérea), nas diferentes doses.

Para comparar o comportamento das três espécies em relação ao bário foram calculados índices (fatores). O fator de bioacumulação (FBA) que representa a relação entre a quantidade de metal na parte aérea e a quantidade de metal no solo (REZVANI e ZAEFARIAN, 2011). FBA é calculado da seguinte forma:

$$FBA = [Ba] PA / [Ba] SO \quad (1)$$

onde [Ba] PA é o teor de bário na parte aérea em $mg\ kg^{-1}$ de massa seca e [Ba] SO representa o teor de bário no solo e $mg\ kg^{-1}$ de solo seco.

O fator de translocação (FT) refere-se à capacidade da planta em translocar o metal da raiz para a parte aérea (LUBBEN e SAUERBECK 1991; SHI et al., 2011). O FT foi determinado da seguinte forma:

$$FT = [Ba] PA / [Ba] RA \quad (2)$$

onde o [Ba] PA é o teor de bário na parte aérea em $mg\ kg^{-1}$ de massa seca e [Ba] RA é o teor de bário na raiz em $mg\ kg^{-1}$ de massa seca. Valores de FT maiores que 1,0 (um) indicam plantas mais eficientes em translocar o metal da raiz para parte aérea (BAKER e BROOKS, 1989).

Também foi calculado o índice de tolerância (IT) que é calculado com base na biomassa seca produzida nos diferentes tratamentos dividido pela respectiva repetição da biomassa produzida pela testemunha (SHI et al., 2011). O IT foi calculado da seguinte forma:

$$IT = MS\ trat. / MS\ test. \quad (3)$$

onde MS trat. é a massa seca do tratamento (g vaso^{-1}) e MS test. é a massa seca da testemunha (g vaso^{-1}). Sendo que, quanto maior o valor do IT, mais tolerante a planta é ao bário.

Os dados foram submetidos à análise de variância e posteriormente à análise de regressão. Foi utilizado o programa estatístico SISVAR - Versão 5.6 (Build 86) e Microsoft Excel – Versão 2010.

Resultados e discussão

Observou-se redução da massa seca da parte aérea (PA) e da raiz das três espécies com o aumento das doses de bário, sendo que as espécies taboa e junco produziram maior quantidade de massa seca de PA e de raiz em relação ao papiro (Figura 1). O ajuste da regressão que melhor estimou o comportamento da massa seca das espécies, tanto da PA quanto da raiz, foi o polinomial quadrático (Figura 1 d e e).

O papiro não se desenvolveu com os cortes sucessivos, indicando não ser uma boa escolha para fitorremediação de bário visando ciclos seguidos da planta. Segundo Ali et al. (2012), as espécies vegetais que possibilitam vários corte da parte aérea sem a necessidade de replantio apresentam grande potencial para a fitorremediação de metais pesados. Melo et al. (2014), estudando efeito do bário em quatro espécies vegetais em dois tipos de solo, constataram que o crescimento das plantas foi afetado pelo aumento das doses de bário, excetuando-se o milho.

Em relação à massa seca da raiz e PA, as espécies de junco e taboa produziram maior quantidade que o papiro (Figura 1e). Constatou-se um aumento na massa seca da raiz da taboa e do junco até a dose de 500 mg kg^{-1} de bário. A partir desta dose a tendência foi de diminuição da massa seca da raiz (Figura 1e). A taboa produziu maior quantidade de massa seca da parte aérea total até a dose de 500 mg kg^{-1} de bário, com aproximadamente 160 g vaso^{-1} . Por outro lado, o junco, nessa mesma dose, produziu aproximadamente 110 g vaso^{-1} , ou seja, 31% menos (Figura 1f).

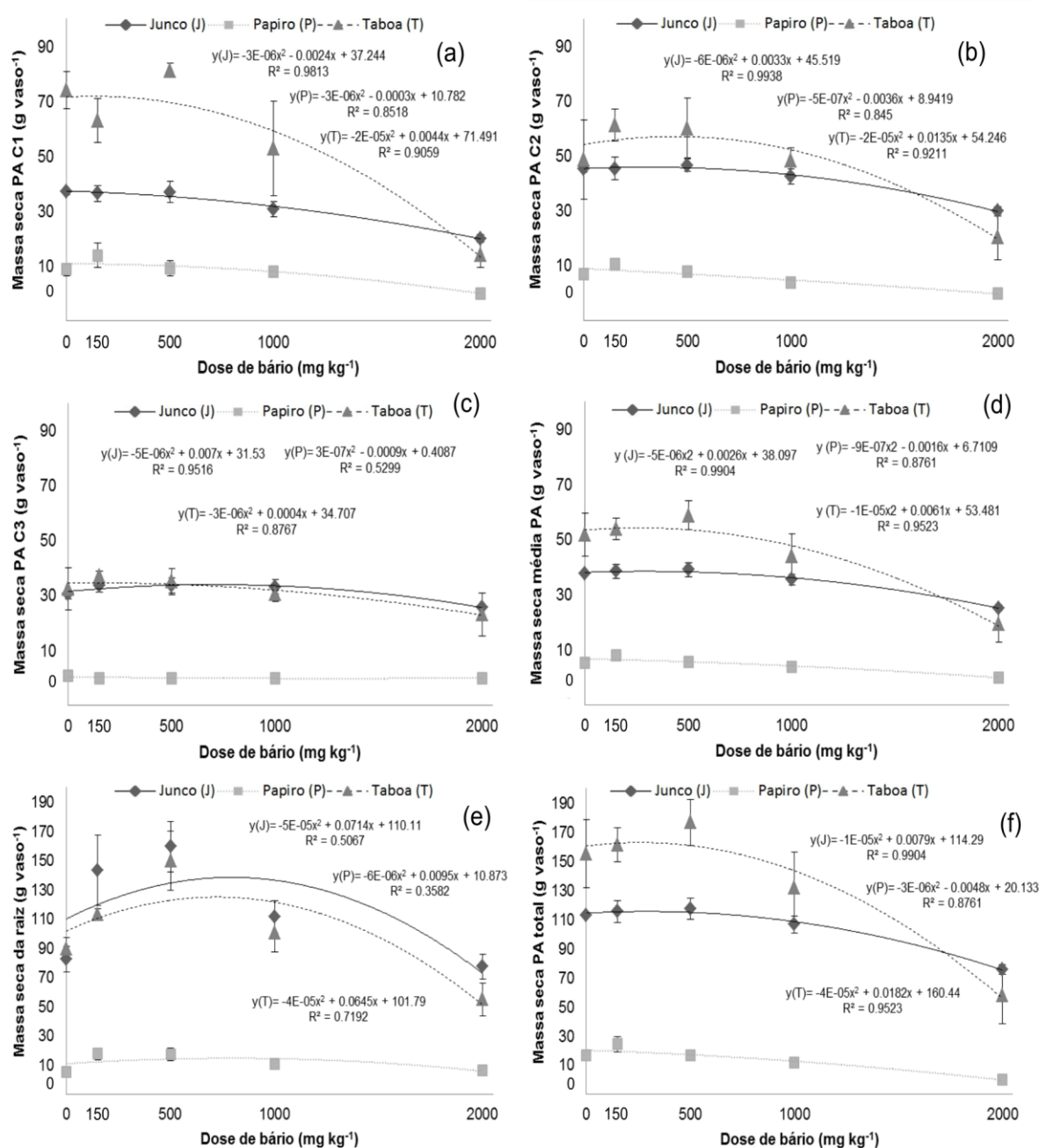


FIGURA 1. Massa seca da parte aérea (PA) do ciclo um (C1) (a), ciclo dois (C2) (b), ciclo três (C3) (c), média dos três ciclos da PA (d), da raiz (e) e total (f), em g vaso⁻¹, das plantas de junco (J), papiro (P) e taboa (T), em função das doses de bário aplicadas ao solo. Valores médios plotados \pm erro padrão da média.

O aumento da massa seca da parte aérea e da raiz até a dose de 500 mg kg⁻¹ bário pode estar relacionado ao aumento da disponibilidade de potássio (K) e de cálcio (Ca) na solução pois, no complexo de troca do solo o K e o Ca adsorvido podem ser substituído pelo Ba devido a semelhança do raio iônico hidratado e a

capacidade de troca por íons divalentes pelo Ba (MCBRIDE, 1994). A maior disponibilidade deste nutriente pode ter favorecido a maior produção de biomassa pelas plantas nas menores doses. Em estudo com a cultura do arroz em duas condições de solo, saturado e a 70% da capacidade de campo, Lima et al. (2012) observaram redução na massa seca total com o aumento das doses de bário apenas na condição saturada.

Um dos mecanismos de defesa, contra ação de elementos tóxicos, relatados por Chen et al. (2014) e outros autores é o aumento da espessura da parede celular das células da raiz. Esse mecanismo de defesa pode ter contribuído em parte pela queda na produção de biomassa com o passar dos ciclos, já que essa barreira física diminui a absorção de água e nutrientes pelas raízes das plantas. Estes mesmos autores não encontraram alterações significativas nos teores de clorofila de *Typha* sp. com o aumento das doses de metal pesado, indicando existir um eficiente mecanismo de defesa contra o estresse provocado pelo metal.

A capacidade de produção de grande quantidade de biomassa é uma característica muito importante quando se busca uma espécie fitorremediadora, mesmo em altos níveis de contaminação do solo (ALI et al., 2013). No presente trabalho, os resultados mostram que a taboa e o junco foram as plantas que mais produziram biomassa, com grande eficiência por dois ciclos de cultivo, indicando serem promissoras espécies na fitorremediação do bário.

Os teores de bário na planta e no solo foram influenciados pelo aumento das doses de bário e as regressões que melhor se ajustaram para explicá-los foram as polinomiais quadráticas (Figura 2). Em relação ao teor de bário na parte aérea das plantas, verificou-se elevado coeficiente de determinação para as plantas de taboa e junco, com R^2 acima de 0,98, indicando que os modelos ajustam-se bem ao comportamento das plantas em relação às doses de bário (Figura 2 a, b, c e d). O teor de bário na parte aérea do papiro foi máximo próximo à dose de 1000 mg kg^{-1} até o ciclo dois, pois no ciclo três apenas a testemunha sobreviveu (Figura 2 a, b e c). Os maiores teores de bário na parte aérea das plantas de taboa e junco foram observados nas maiores doses de bário aplicado, sendo que nesta dose o teor de bário na taboa foi sempre superior que ao do junco, chegando a ser 227% maior no ciclo um e 156% maior no ciclo dois (Figura 2 a, b, c e d).

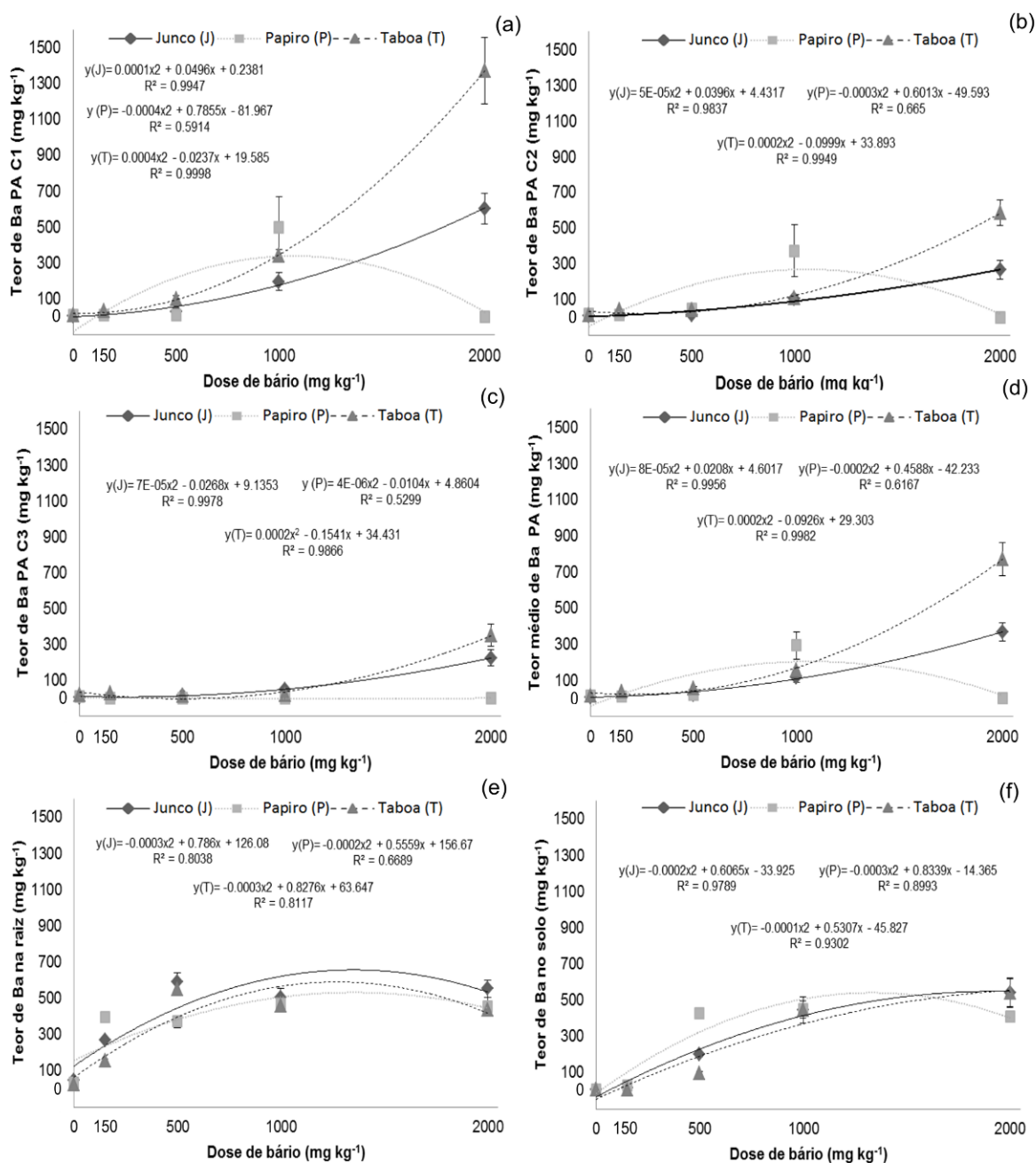


FIGURA 2. Teor de bário na parte aérea (PA) nos ciclo um (C1) (a), ciclo dois (C2) (b), ciclo três (C3) (c), média entre os três ciclos da PA (d), na raiz (e) e no solo (f) em mg kg⁻¹ de massa seca das plantas de junco (J), papiro (P) e taboa (T), em função das doses de bário (Ba) aplicadas ao solo. Valores médios plotados \pm erro padrão da média.

Verificou-se que com o passar dos ciclos o teor de bário na parte aérea das plantas apresentou comportamento semelhante, principalmente na taboa e no junco, porém com menor teor para as mesmas doses (Figura 2 a, b e c). Pode-se inferir

que, a menor quantidade de bário absorvida com o avançar dos ciclos, está ligada à escassez de nutrientes, uma vez que não foram feitas adubações com o intuito de restabelecer as exigências nutricionais das plantas.

Magalhães et al. (2014), estudando a absorção de bário por plantas de arroz, em condições de redução e oxidação do solo, não observaram diferença significativa para o conteúdo de bário acumulado na parte aérea das plantas em condições de oxidação, todavia, em condições de redução, houve diferença significativa, sendo que a maior concentração de bário na parte aérea foi observada na maior dose de bário aplicada.

Em relação ao teor de bário na raiz é possível observar que o comportamento das três espécies foi parecido, com uma pequena superioridade do junco em relação às outras duas espécies (Figura 2e). A regressão polinomial de segundo grau, indica que ocorreu um aumento abrupto do teor de bário na raiz entre a testemunha e a dose de 500 mg kg^{-1} de bário. No entanto, a partir da dose de 1000 mg kg^{-1} de bário, apresentou uma tendência de queda pouco acentuada nos teores de bário na raiz, para as três espécies (Figura 2e). Notou-se que próximo à dose de 1000 mg kg^{-1} de bário, nas plantas de taboa e junco, existe uma tendência em aumentar o teor de bário na parte aérea e diminuir na raiz, evidenciando a capacidade destas espécies em translocar esse metal da raiz para a parte aérea (Figura 2 a, b, c, d e e).

Em trabalho realizado por Lima et al. (2012) no qual avaliou-se a absorção de bário por plantas de arroz, em diferentes condições redutoras do solo, houve aumento na concentração do bário nas raízes com o aumento das doses de bário, sendo que a maior dose em solo saturado proporcionou a maior concentração do metal na raiz. Cipriani et al. (2013) estudando o comportamento de duas espécies vegetais submetidas a doses crescentes de arsênio, observaram que houve aumento nos teores de arsênio com o aumento das doses, tanto na parte aérea quanto nas raízes. No entanto, o teor de metal na raiz foi muito superior ao na parte aérea para ambas as espécies. Em estudo com *Canavalia ensiformes* submetidas a diferentes doses de chumbo, Almeida et al. (2008) relataram aumento no teor de chumbo tanto na parte aérea quanto na raiz com o aumento das doses, no entanto, o acúmulo nas raízes foi consideravelmente maior.

O teor de bário no solo teve comportamento semelhante ao teor de bário na raiz, para as três espécies. Nota-se, pelo ajuste das regressões polinomiais

quadráticas, uma tendência ascendente mais suave para os solos cultivados com taboa e junco, comparativamente ao solo cultivado com papiro (Figura 2 e). Araújo et al., (2011) estudando a fitorremediação de diferentes tipos de solo contaminado por arsênio utilizando braquiária, verificaram correlação positiva entre os teores de arsênio na raiz e os teores de argila, óxidos de ferro e de alumínio do solo, constatando que quanto maior a quantidade desses argilominerais no solo menor é o teor de arsênio na planta.

Watmough (2008) estudando a mobilidade e absorção pelas plantas de diversos metais pesados em diferentes solos, relataram uma correlação negativa entre os teores de bário nas plantas e o pH do solo, ou seja, com a diminuição do pH as plantas tenderam em absorver mais metal.

Na fitorremediação de metais pesados busca-se a utilização de espécies de plantas com a capacidade de acumularem grandes quantidades de metal na parte aérea, pois parte do processo se dá pela remoção das partes vegetais do local contaminado. Neste sentido, a taboa e o junco foram as plantas que apresentaram o maior potencial para a fitoextração do bário, acumulando grandes concentrações deste metal na parte aérea, até o segundo ciclo.

As três espécies de plantas apresentaram comportamento distinto para os valores de bário extraído com o aumento das doses de bário, tanto da parte aérea quanto para raiz (Figura 3). O modelo de regressão que melhor se ajustou para todas as variáveis foi o polinomial quadrático, sendo que os maiores coeficientes de determinação (R^2) estão relacionados ao bário extraído pela parte aérea da taboa e do junco, com $R^2 > 0,94$. Observa-se também que o aumento das doses promoveu uma maior extração de bário acumulado na parte aérea das plantas, o que não aconteceu com a raiz (Figura 3). A taboa foi a espécie que apresentou maior quantidade de bário extraído nos dois primeiros ciclos, ficando semelhante ao junco no último ciclo, sendo que a maior quantidade de bário extraído pela planta (T) ocorreu no ciclo 1 (C1) entre as maiores doses aplicadas (Figura 3).

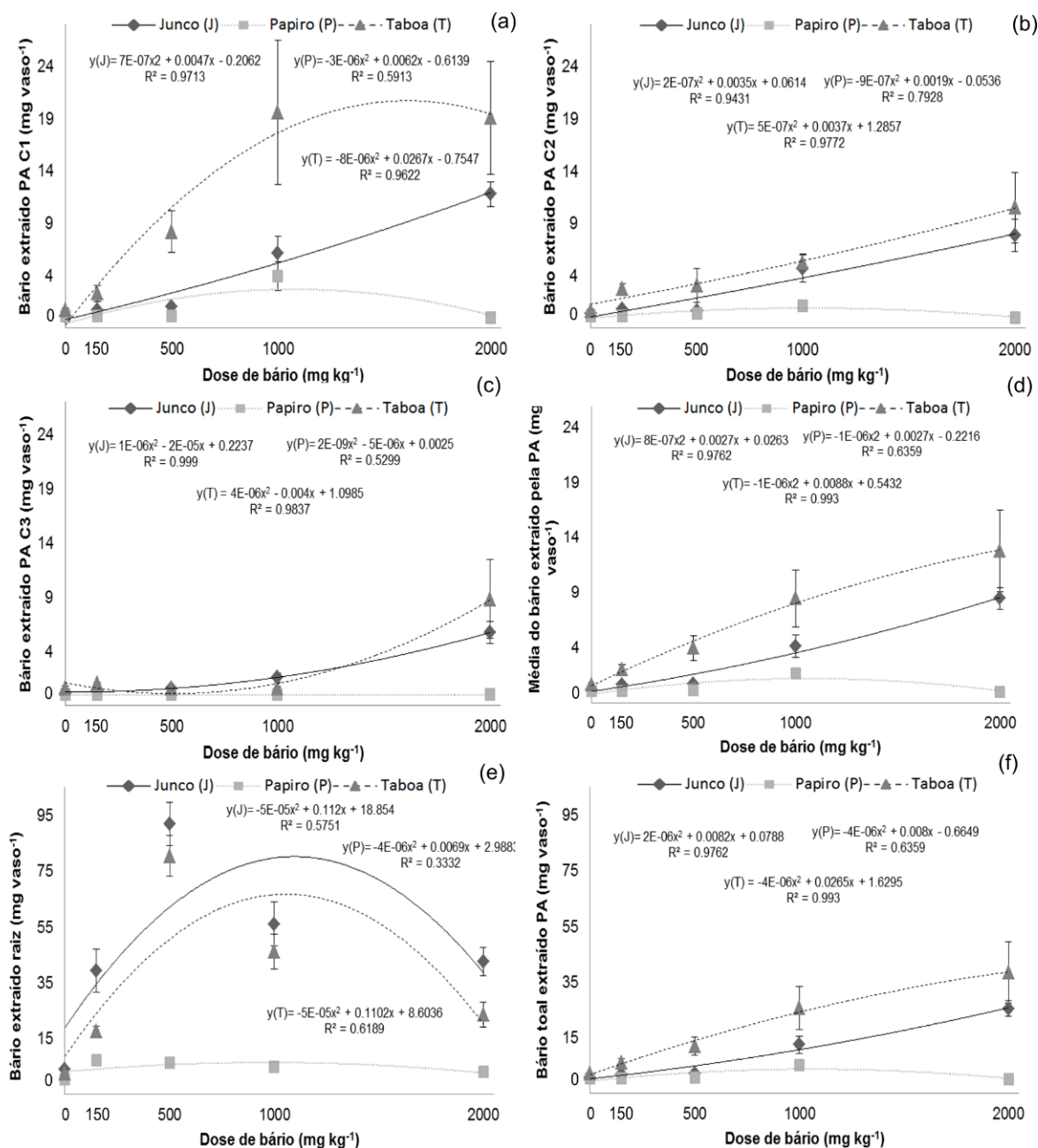


FIGURA 3. Bário extraído acumulado na parte aérea (PA) no ciclo um (C1) (a), ciclo dois (C2) (b), ciclo três (C3) (c), média dos três ciclos da PA (d), bário extraído acumulado na raiz (e) e bário total extraído nos três ciclos e acumulado na PA (f) em mg vaso⁻¹, das plantas de junco (J), papiro (P) e taboa (T), em função nas doses de bário (Ba) aplicadas ao solo. Valores médios plotados \pm erro padrão da média.

Considerando as duas maiores doses aplicadas (1000 e 2000 mg kg⁻¹ bário), os teores de bário extraído no ciclo 1 pela taboa, em relação ao junco, foram 319% e 61% maior, respectivamente (Figura 3a). No ciclo dois, o comportamento das

espécies de taboa e junco na extração do bário foram muito similares, com uma pequena vantagem para a taboa em todas as doses. Neste ciclo, a relação de bário extraído entre essas espécies para as duas maiores doses aplicadas foi de 13% e 33%, respectivamente (Figura 3b). Verificou-se no ciclo três que o bário extraído pela taboa só foi maior que o do junco na maior dose aplicada (Figura 3c). Mesmo no ciclo três a taboa extraíndo menos bário do solo pela parte aérea, nas doses intermediárias, a taboa foi mais eficiente que o junco na média dos três ciclos e no total dos três ciclos (Figura 3 a, b, c, d e f). O papiro foi a espécie menos eficiente em extrair o bário do solo para todas as doses aplicadas, tanto para a raiz quanto para a parte aérea. Em relação ao bário extraído pela parte aérea das três espécies pode-se classificá-las na ordem decrescente de extração de bário pela parte aérea: taboa>junco>papiro.

Embora o teor de bário não tenha aumentado até a dose de 500 mg kg^{-1} (Figura 2 a, b, c), o bário extraído aumentou nos dois primeiros ciclos, isso ocorreu devido ao ganho de matéria seca (Figura 1 a, b, c) que compensou a baixa absorção de bário pelas plantas, mantendo o bário extraído mais estável nas primeiras doses (Figura 3 a, b,c)

O bário extraído e acumulado na raiz comportou-se de maneira diferenciada com o aumento das doses, sendo que nas duas primeiras doses aplicadas houve uma tendência em aumentar a extração de bário pelas raízes e nas duas maiores doses uma tendência em diminuir. Esse comportamento ficou mais evidente na taboa e no junco (Figura 3e). Comparativamente ao bário extraído total, acumulado na parte aérea, apenas a taboa, na maior dose (2000 mg kg^{-1}), extraiu mais bário do que sua respectiva extração pela raiz (Figura 3e, f).

Magalhães et al. (2014) estudando o efeito do potencial redox na absorção de bário pelo arroz encontraram maior acúmulo e bário em condição de redução, porém constataram diferenças significativas apenas no bário extraído pela raiz de arroz e em condição não redutoras, sendo que as maiores doses proporcionaram maior extração pelas raízes.

Coscione et al. (2009) avaliando o potencial de três espécies vegetais em solos contaminados com bário, constataram que nenhuma das espécies estudadas foram eficientes na extração de bário do solo, no entanto no girassol e na mostarda, o aumento das doses de bário propiciou maior extração deste elemento pela parte aérea das plantas e para a mamona não foi observada diferença significativa do

báριο extraído. Neste mesmo trabalho não foram observadas diferenças significativas na absorção de nutrientes pelas três espécies.

Em relação à fitotoxicidade, as plantas apresentaram comportamento diferenciado com o aumento das doses de báριο (Figura 4). Os sintomas foram mais evidentes nas plantas de papiro apresentando folhas retorcidas, depauperamento e crescimento reduzido, e para taboa e junco os sintomas observados foram menor altura e redução do dossel das plantas. A espécie que apresentou mais sintomas de fitointoxicação pelo báριο foi o papiro, aumentando progressivamente os sintomas com o aumento das doses aplicadas. Essa sensibilidade ficou mais evidente no ciclo três (C3), em que as plantas morreram na maior dose aplicada (Figura 4 c).

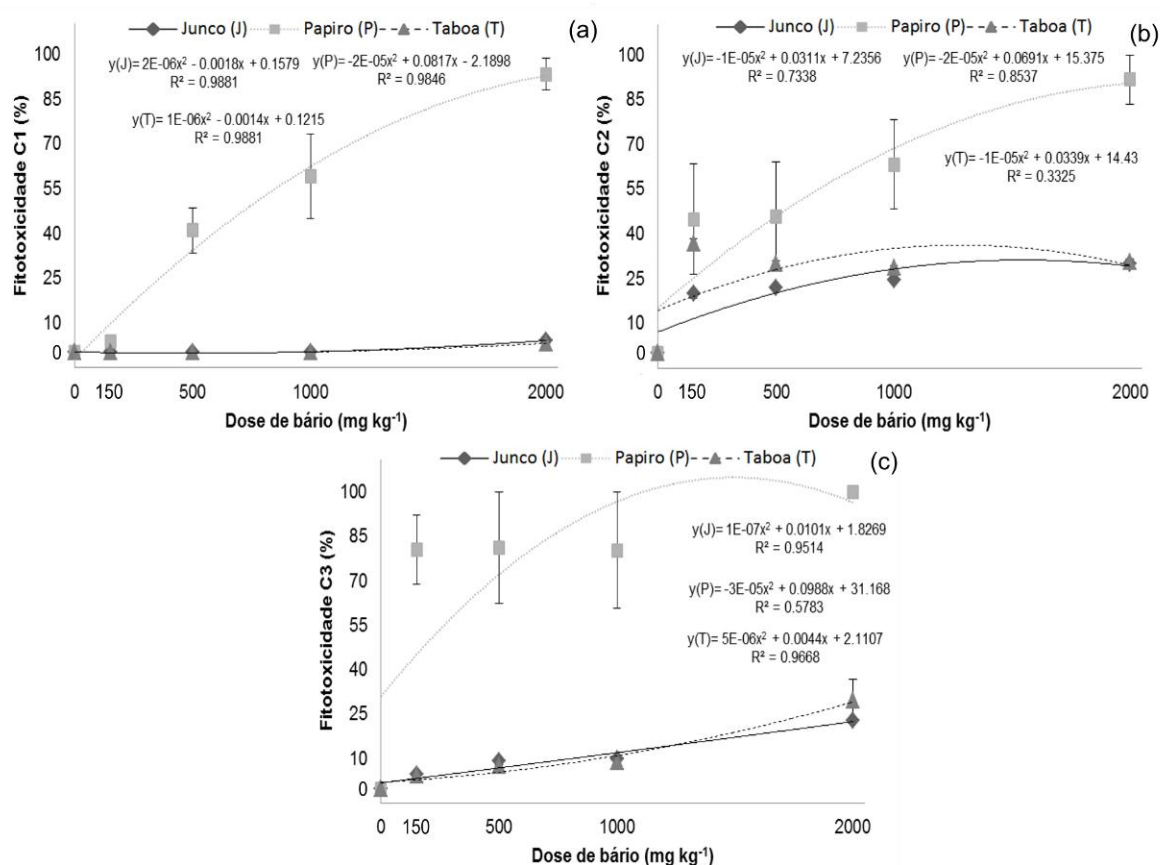


FIGURA 4. Fitotoxicidade (%) para as espécies junco (J), papiro (P) e taboa (T) no ciclo um (C1), ciclo dois (C2) e ciclo três (C3), em função de doses de báριο aplicadas ao solo. Valores médios plotados \pm erro padrão da média.

Melo et al. (2011), estudando a cultura da soja, cultivada em dois tipos de solo contaminados com doses crescente de bário, não observaram sintomas de fitotoxicidade nas plantas até a maior dose aplicada (600 mg kg^{-1} de bário). Monteiro et al. (2011) avaliando o efeito do bário no crescimento de capim-tânzania (*Panicum maximum* jacq.) em solução nutritiva, observaram sintomas de fitotoxicidade como clorose internerval seguida de manchas necróticas na dose de 170 mg L^{-1} de bário.

Os resultados do presente trabalho apontam para uma baixa suscetibilidade de taboa e junco à intoxicação por bário, mesmo sob altas doses do contaminante.

Os valores de pH do solo e da rizosfera das três espécies estudadas estão representados na Figura 5. As equações de regressão que melhor se ajustaram para descrever as alterações de pH foram as polinomiais quadráticas, com coeficientes de determinação acima de 0,94. Observou-se que, para todas as espécies, ocorreu uma diminuição nos valores de pH com o aumento das doses de bário, tanto para o solo quanto para a rizosfera, sendo que os menores valores foram observados na maior dose aplicada. As maiores alterações nos valores de pH observadas ocorreram no solo rizosférico, indicando maior capacidade de interferência das plantas nas características químicas do solo próximo às raízes (Figura 5 b).

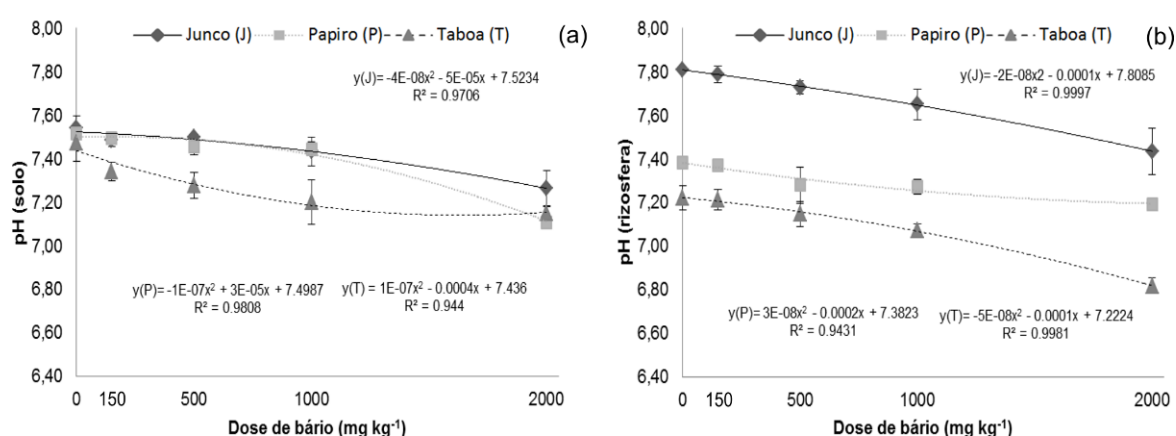


FIGURA 5. Valores de pH do solo e pH da rizosfera das espécies junco (J), papiro (P) e taboa (T) em função das doses de bário aplicadas ao solo, ao final do terceiro ciclo. Valores médios plotados \pm erro padrão da média.

Verificou-se que as alteração ocorridas no pH do solo foram menos acentuadas do que as do pH rizosférico (Figura 5). Como o comportamento das

alterações do pH do solo foi semelhante ao do pH da rizosfera é possível inferir que as alterações ocorridas no solo foram reflexos das alterações da região rizosférica (Figura 5).

Observou-se que a taboa e o junco foram as espécies que proporcionaram maiores alterações nos valores de pH com o aumento das doses (Figura 5 b). O pH rizosférico da taboa foi de, 7,22 na testemunha, e de 6,82 na maior dose aplicada, variando 0,4. Já para o junco, o valor de pH da rizosfera foi de 7,81 na testemunha, e 7,44 na maior dose, variando 0,37.

A baixa biodisponibilidade de alguns metais interfere diretamente no processo de fitoextração, pois a adsorção dos elementos às superfícies dos colóides ou a formação de compostos insolúveis limita a absorção pelas plantas (ALI et al., 2013). A diminuição do pH está relacionado com a liberação de íons H^+ pelas raízes das plantas. Com isso, o solo mais próximo das raízes está mais suscetível a sofrer alterações. Como o pH da rizosfera pode variar em até 2 unidades em relação ao pH do solo, essa maior concentração de íons H^+ pode promover a dessorção de metais pesados e aumentar a disponibilidade para as plantas favorecendo a absorção e consequentemente a fitoextração (SHEORAN et al., 2011; ALI et al., 2013; DHIR, 2013). Em relação ao bário existe uma tendência em ser mais absorvido em solos mais ácidos (WATMOUGHT, 2008), com isso a maior acidificação da rizosfera pela taboa possivelmente contribuiu para maior absorção deste metal pela planta.

Diferentemente do obtido neste trabalho, Haoliang et al. (2007), estudando o efeito de doses de cádmio em uma espécie de mangue (*Kandelia candel* (L.) Druce), observaram redução do pH da rizosfera em relação ao pH do solo entre 0,2 e 0,5 unidades.

De acordo com Yoon et al. (2006) apenas as plantas com fator de bioacumulação e fator de translocação maiores que 1,0 apresentam grande potencial para serem usadas na fitoextração.

Os fatores de bioacumulação (FBA) e translocação (FT) e o índice de tolerância (IT) estão representados na Figura 6. O FBA para o junco e taboa apresentaram comportamento semelhante, porém com magnitudes diferentes (Figura 6a). Nas doses até 1000 mg kg^{-1} de bário ocorreu uma diminuição no FBA indicando que o teor de bário na parte aérea não está aumentando

proporcionalmente ao fornecimento de bário, levando o FBA para próximo de um (Figura 6a).

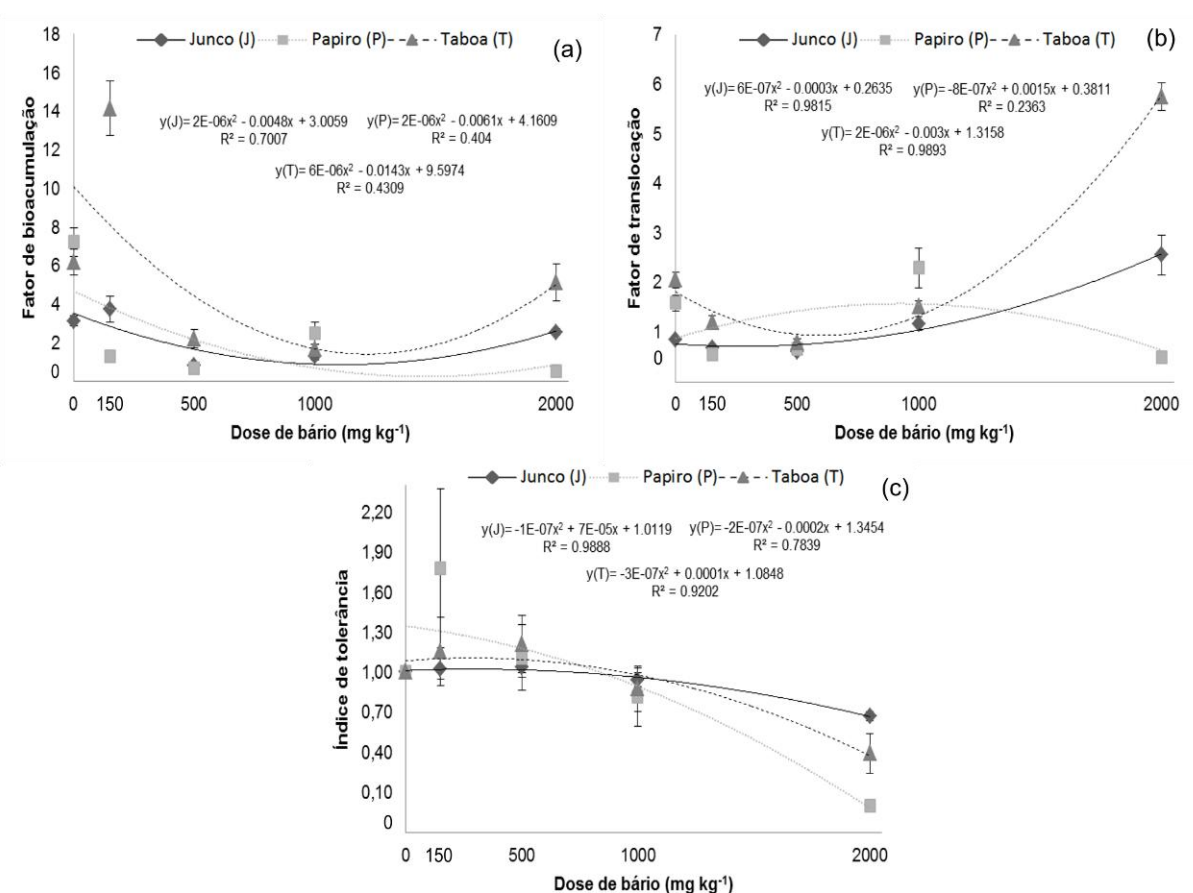


FIGURA 6. Valores de fator de bioacumulação (a), fator de translocação (b) e índice de tolerância (c) para as espécies junco (J), papiro (P) e taboa (T), em função de doses de bário aplicadas ao solo. Valores médios plotados \pm erro padrão da média.

Entre as três espécies, o FBA da taboa foi superior ao das outras espécies avaliadas, principalmente na menor e na maior dose aplicada (150 e 2000 mg kg⁻¹ de bário). O junco também obteve seus maiores valores de FBA nas doses de 150 e 2000 mg kg⁻¹ de bário. Plantas tolerantes possuem fator de bioacumulação menor que um, por outro lado, valores maiores que um indicam plantas com alta capacidade de translocar o contaminante do solo para a parte aérea. Sendo assim, quanto maior o valor mais eficiente a plantas será na fitorremediação (fitoextração) daquele contaminante (REZVANI e ZAEFARIAN, 2011).

Melo et al. (2014) avaliando a transferência de cádmio e bário, em dois tipos de solo e quatro espécies de plantas, obtiveram os maiores valores de

bioacumulação para o sorgo cultivado em Neossolo. Rezvani e Zaefarian (2011), estudando a bioacumulação e a translocação de cádmio e chumbo na espécie *Aeluropus littoralis*, obtiveram altos valores de FBA em relação ao cádmio, que tenderam a aumentar com o aumento das doses aplicadas. Li et al. (2011) estudando potencial fitorremediador de várias espécies e vários metais pesados, constataram alto valor de bioacumulação de chumbo e urânio para a espécie *Cyperus iria*, porém a pequena produção de biomassa por essa planta pode limitar seu potencial fitorremediador.

Os maiores valores do fator de translocação (FT) foram obtidos para taboa e junco na maior dose aplicada (2000 mg kg^{-1} de bário), e para o papiro, na dose de 1000 mg kg^{-1} de bário (Figura 6b). Para as espécies taboa e junco, há uma tendência de aumento da translocação do metal da raiz para a parte aérea, principalmente acima de 1000 mg kg^{-1} de bário. Na maior dose aplicada a taboa foi 2,5 vezes mais eficiente que o junco em translocar o bário da raiz para a parte aérea. Esses resultados indicam que a raiz pode estar atuando na regulação do transporte de bário para a parte aérea de acordo com o nível de contaminação do solo.

Melo et al. (2014) obtiveram valores de FT inferiores a um para todas as espécies avaliadas, tendo como contaminante o bário. Cipriani et al. (2013), avaliando a toxicidade do arsênio em duas espécies florestais, em doses crescente do contaminante, não observaram diferença significativa entre os valores de arsênio translocado da raiz para a parte aérea.

O índice de tolerância (IT) demonstra o quanto as doses de bário afetaram a produção de biomassa das plantas em relação à testemunha. Houve uma tendência de queda do IT com o aumento das doses de bário para todas as espécies avaliadas, indicando que o bário prejudicou a produção de biomassa pelas plantas (Figura 6c). O junco foi a espécie menos afetada pelo aumento das doses de bário, em relação à biomassa, demonstrado pela queda menos acentuada da curva referente a esta espécie (Figura 6c).

Almeida et al. (2008), estudando o crescimento de feijão-de-porco, submetido a doses crescentes de chumbo, obtiveram as maiores produção de biomassa relativa (equivalente a o índice de tolerância IT) aos 14 dias, em plantas inoculadas com rhizobium e na maior dose aplicada. Souza et al. (2012), avaliando a

tolerância de três espécies de plantas, tendo o chumbo como contaminante, não observaram diferença significativa nos IT para as três espécies.

Os resultados indicam que a taboa e o junco são tolerantes ao bário, não apresentando características pronunciadas de fitotoxicidade. Estas espécies conseguiram absorver e translocar para a parte aérea grande quantidade do metal, principalmente na maior dose aplicada. A biomassa da parte aérea produzida por taboa e junco reduziu com o aumento das doses e com o avançar dos ciclos, reduzindo drasticamente no ciclo 3, sendo que este comportamento foi mais pronunciado para a taboa. A utilização de taboa e junco na fitorremediação de áreas (alagadas) contaminadas com altas concentrações de bário parece promissora por até dois ciclos de cultivo. Contudo, a extrapolação das informações obtidas em casa de vegetação, com experimento em vaso, para o campo, deve ser feita de forma cautelosa, uma vez que a exploração do sistema radicular a campo é mais abrangente.

Um diferencial deste trabalho é a condução de ciclos sucessivos na fitoextração do bário. Como existem poucos estudos relacionando esse tipo de manejo na fitorremediação, principalmente de regiões tropicais, a comparação dos resultados obtidos neste trabalho torna-se limitada.

Diante do exposto, vê-se a necessidade de condução de experimentos à campo com as mesmas espécies e com o mesmo manejo adotado com a parte aérea, para validação dos resultados obtidos em casa de vegetação

Conclusões

O aumento das doses de bário promoveu a redução da biomassa das plantas nas doses maiores que 500 mg kg^{-1} de bário.

A taboa e o junco foram tolerantes a altos níveis de bário no solo, sendo que a taboa foi mais eficiente em acumulá-lo na parte aérea, principalmente nas maiores doses.

A taboa apresentou maiores valores para os fatores de bioacumulação e translocação, e o junco apresentou maior índice de tolerância, quando comparados na maior dose de bário no solo.

A extração do bário pela taboa e junco foi mais efetiva até o ciclo 2, indicando, a partir deste, a necessidade de replantio das fitorremediadoras.

Taboa e junco podem ser utilizadas na fitorremediação (fitoextração) de áreas contaminadas com bário.

Referências

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals - concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869-881, 2013. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653513001914>. Acesso em 12 de fev. de 2016.

ALI, H.; NASEER, M.; SAJAD, M. A.. Phytoremediation of heavy metals by *Trifolium alexandrinum*. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 2, n. 3, p. 1459, 2012. Disponível em: <http://search.proquest.com/openview/e712eac90853815767c19531faa09f74/1?pq-origsite=gscholar> . Acesso em 4 de mai. De 2016.

ALMEIDA, E. L.; MARCOS, F. C. C.; SCHIAVINATO, M. A.; LAGÔA, A. M. M. A.; ABREU, M. F. Crescimento de feijão-de-porco na presença de chumbo. **Bragantia**, v. 67, n. 3, p. 569-576, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/brag/v67n3/a03v67n3> . Acesso em 22 de mar. de 2016.

ARAÚJO, A. S. A.; GUILHERME, L. R. G.; LOPES, G.; CAMPOS, M. L. Fitorremediação de solos contaminados com arsênio (As) utilizando braquiária. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, p. 84-91, 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/cagro/v35n1/a10v35n1>. Acesso em 22 de mar. de 2016.

BAKER, A. J. M.; BROOKS, R.R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. **Biorecovery**, v. 1, n. 2, p. 81-126, 1989. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Alan_Baker2/publication/247713966_Terrestrial_Higher_Plants_Which_Hyperaccumulate_Metallic_Elements_A_Review_of_Their_D

[istribution E/links/004635368aaa870046000000.pdf](E/links/004635368aaa870046000000.pdf) . Acesso em 22 de mai. de 2016.

BHARGAVA, A.; CARMONA, F. F.; BHARGAVA, M.; SRIVASTAVA, S. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. **Journal of environmental management**, v. 105, p. 103-120, 2012. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479712001831>. Acesso em 13 de mar. de 2016.

CHANEY, R. L.; ANGLE, J. S.; BROADHURST, C. L.; PETERS, C. A.; TAPPERO, R. V.; SPARKS, D. L. Improved understanding of hyperaccumulation yields commercial phytoextraction and phytomining technologies. **Journal of Environmental Quality**, v. 36, n. 5, p. 1429-1443, 2007. Disponível em: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/jeq/abstracts/36/5/1429>. Acesso em: 22 de mai. de 2016.

CHEN, Y. L.; HONG, X. Q.; HE, H.; LUO, H. W.; QIAN, T. T.; LI, R. Z.; LI, R. Z.; YU, H. Q. Biosorption of Cr (VI) by *Typha angustifolia*. mechanism and responses to heavy metal stress. **Bioresource Technology**, v. 160, p. 89-92, 2014. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852414000406>. Acesso em: 19 de abr. de 2016.

CIPRIANI, H. N.; DIAS, L. E.; COSTA, M. D.; CAMPOS, N. V.; AZEVEDO, A. A.; GOMES, R. J.; FIALHO, I. F.; AMEZQUITA, S. P. M. Arsenic toxicity in *Acacia mangium* willd. and mimosa *Caesalpiniaefolia benth.* seedlings. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1423-1430, 2013. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832013000500031&script=sci_arttext . Acesso em: 8 de fev. de 2016.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Decisão de Diretoria nº 045 de 2014 que dispõe sobre a aprovação dos valores orientadores para solos e águas subterrâneas do estado de São Paulo** – 2014, em substituição aos valores orientadores de 2005. São Paulo. 2014. Disponível em: <http://sites.usp.br/sef/wp->

<content/uploads/sites/52/2015/03/47->

[CETESB2014 Valores Orientadores solo agua.pdf](#). Acesso em 12 de fev. de 2016.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução n. 308, de 21 de março de 2002.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=330> . Brasília, p.4. Acesso em: 15 de mar. de 2016.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res09/res42009.pdf>. Brasília, p.16. Acesso em: 15 de fev. de 2016.

COSCIONE, A. R. e BERTON, R. S. Barium extraction potential by mustard, sunflower and castor bean. **Scientia agricola**, v. 66, n. 1, p. 59-63, 2009. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162009000100008&lng=en&nrm=iso&tlng=en. Acesso em: 2 de abr. de 2016.

Departamento Nacional de Produção Mineral – DNPM. **Sumário Mineral 2001.** Disponível em: <http://www.dnpm.gov.br/dnpm/paginas/balanco-mineral/arquivos/balanco-mineral-brasileiro-2001-barita>. Acesso em: 28 de mar. de 2016.

DHIR, B. **Phytoremediation: Role of Aquatic Plants in Environmental Clean-up.** Springer, 2013. Disponível em: <http://link.springer.com/book/10.1007/978-81-322-1307-9>. Acesso em: 30 de jan. 2016.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. **Manual de métodos de análise do solo.** Rio de Janeiro, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Brasília, 2013. 353p.

GILLER, K. E.; WITTER, E.; MCGRATH, S. P. Heavy metals and soil microbes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 10, p. 2031-2037, 2009. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071709001813>. Acesso em 10 de fev. de 2016.

HAOLIANG, L.; CHONGLING, Y.; JINGCHUN, L. Low-molecular-weight organic acids exuded by Mangrove (*Kandelia candel* (L.) Druce) roots and their effect on cadmium species change in the rhizosphere. **Environmental and Experimental Botany**, v. 61, n. 2, p. 159-166, 2007. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0098847207000822>. Acesso em: 11 de abr. de 2016.

HOU, Y.; LIU, X.; ZHANG, X.; HU, X.; CAO, L. Rhizosphere Phytoremediation with *Cyperus rotundus* for Diesel-Contaminated Wetlands. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 227, n. 1, p. 1-8, 2016. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s11270-015-2728-4>. Acesso em: 2 de fev. de 2016.

LI, G. Y.; HU, N.; DING, D. X.; ZHENG, J. F.; LIU, Y. L.; WANG, Y. D.; NIE, X. Q.. Screening of plant species for phytoremediation of uranium, thorium, barium, nickel, strontium and lead contaminated soils from a uranium mill tailings repository in South China. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 86, n. 6, p. 646-652, 2011. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s00128-011-0291-2>. Acesso em: 20 de mar. de 2016.

LIMA, E. S. A.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAGALHÃES, M. O. L.; GUEDES, J. N., ZONTA, E. Absorção de bário por plantas de arroz (*Oryza sativa* L.) e mobilidade em solo tratado com baritina sob diferentes condições de potencial redox. **Química Nova**, v. 35, n. 9, p. 1746-1751, 2012. Disponível em: <http://submission.quimicanova.sbq.org.br/qn/qnol/2012/vol35n9/07-AR11990.pdf>. Acesso em: fev. de 2016.

LÜBBEN, S. e SAUERBECK, D. The uptake and distribution of heavy metals by spring wheat. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 57, n. 1, p. 239-247, 1991.

Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/BF00282887>. Acesso em 12 de fev. de 2016.

MAGALHÃES, M. O. L.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. D.; ZONTA, E.; BECERRA, A. T.; LASTRA-BRAVO, X. B.; COUTINHO, I. B. Reducing conditions on barium absorption in rice plants cultured in BaSO₄-enriched soil. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 36, n. 1, p. 119-127, 2014. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1807-86212014000100016&script=sci_arttext. Acesso em: 3 de mar. de 2016.

MAHAR, A.; WANG, P.; ALI, A.; AWASTHI, M. K.; LAHORI, A. H.; WANG, Q.; ZHANG, Z. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 126, p. 111-121, 2016. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651315302116>. Acesso em: 8 de mai. de 2016.

MARTELO, J. e BORRERO, J. A. L. Macrófitas flotantes en el tratamiento de águas residuales: una revisión del estado del arte. **Ingeniería y Ciencia**, v. 8, p. 221-243, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.org.co/pdf/ince/v8n15/v8n15a11.pdf>. Acesso em: 2 de out. de 2015.

MCBRIDE, M. B. Environmental chemistry of soils. In: **Trace and toxic elents in soil**. New York: Oxford university press, 1994. Cap.9, p.308-341.

MELO, L. C. A.; ALLEONI, L. R. F.; CARVALHO, G.; AZEVEDO, R. A. Cadmium-and barium-toxicity effects on growth and antioxidant capacity of soybean (*Glycine max* L.) plants, grown in two soil types with different physicochemical properties. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 174, n. 5, p. 847-859, 2011. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jpln.201000250/pdf>. Acesso em 7 de mar. de 2016.

MELO, L. C. A.; SILVA, E. B. D.; ALLEONI, L. R. F. Transfer of cadmium and barium from soil to crops grown in tropical soils. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 6, p. 1939-1949, 2014. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832014000600028&script=sci_arttext. Acesso em: 10 de mar. de 2016.

MOFFETT, D.; SMITH, C.; STEVENS, Y.; INGERMAN, L.; SWARTS, S.; CHAPPELL, L. Toxicological profile for barium and barium compounds. **Agency for toxic substances and disease registry, US Department of Health and Human Services**, 2007. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp24.pdf>. Acesso em: 19 de out. de 2015.

MONTEIRO, F. A.; NOGUEIROL, R. C.; MELO, L. C. A.; ARTUR, A. G.; ROCHA, F. Effect of barium on growth and macronutrient nutrition in *Tanzania guineagrass* grown in nutrient solution. **Communications in soil science and plant analysis**, v. 42, n. 13, p. 1510-1521, 2011. Disponível em: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00103624.2011.581725>. Acesso em 18 de abr. de 2016.

NASCIMENTO, C.W.A.; BIONDI, C.M. Tópicos em ciência do solo. In: **Valores orientadores da qualidade do solo para metais**. Viçosa: Sociedade brasileira de ciência do solo, 2015. Cap.4, p.112-143.

NOWACK, B.; SCHULIN, R.; ROBINSON, B. H. Critical assessment of chelant-enhanced metal phytoextraction. **Environmental Science & Technology**, v. 40, n. 17, p. 5225-5232, 2006. Disponível em: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es0604919>. Acesso em: 25 de jan. de 2016.

PEREIRA, M. P.; PEREIRA, F. J.; RODRIGUES, L. C. A.; BARBOSA, S.; DE CASTRO, E. M. Fitotoxicidade do chumbo na germinação e crescimento inicial de alface em função da anatomia radicular e ciclo celular. **Revista Agro@mbiente Online**, v. 7, n. 1, p. 36-43, 2013. Disponível em: <http://revista.ufr.br/index.php/agroambiente/article/view/895/1019>. Acesso em: 25 de abr. de 2016.

REZVANI, M.; ZAEFARIAN, F. Bioaccumulation and translocation factors of cadmium and lead in '*Aeluropus littoralis*'. **Australian Journal of Agricultural Engineering**, v. 2, n. 4, p. 114-119, 2011. Disponível em: http://www.sciencej.com/rezvani_2_4_2011_114_119.pdf. Acesso em: 15 de jun. de 2016.

ROMEIRO, S.; LAGÔA, A. M. M. A.; FURLANI, P. R.; ABREU, C. D.; PEREIRA, B. F. F. Absorção de chumbo e potencial de fitorremediação de *Canavalia ensiformes* L. **Bragantia**, v. 66, n. 2, p. 327-334, 2007. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Cleide_Abreu/publication/262634161_Lead_uptake_and_potential_for_fitoremediation_of_Canavalia_ensiformes_L/links/02e7e53b547a96efed000000.pdf. Acesso em: 10 de mar. de 2016.

RUGH, C. L.; SENECOFF, J. F.; MEAGHER, R. B.; MERKLE, S. A. Development of transgenic yellow poplar for mercury phytoremediation. **Nature biotechnology**, v. 16, n. 10, p. 925-928, 1998. Disponível em: <http://www.nature.com/nbt/journal/v16/n10/abs/nbt1098-925.html>. Acesso em: 10 de fev. de 2016.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 2, p. 168-214, 2010. Disponível em: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643380902718418>. Acesso em: 3 de mar. de 2016.

SHI, X.; ZHANG, X.; CHEN, G.; CHEN, Y.; WANG, L.; SHAN, X. Seedling growth and metal accumulation of selected woody species in copper and lead/zinc mine tailings. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 2, p. 266-274, 2011. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074210604020>. Acesso em: 15 de jun. de 2016.

SOOD, A.; UNİYAL, P. L.; PRASANNA, R.; AHLUWALIA, A. S. Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, Azolla. **Ambio**, v. 41, n. 2, p. 122-137, 2012. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s13280-011-0159-z>. Acesso em: 12 de mar. de 2016.

SOUZA, S. C. R.; DE ANDRADE, S. A. L.; DE SOUZA, L. A.; SCHIAVINATO, M. A.. Lead tolerance and phytoremediation potential of Brazilian leguminous tree species at the seedling stage. **Journal of Environmental Management**, v. 110, p. 299-307, 2012. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479712003301>. Acesso em: 12 de mai. de 2016.

TAIZ, L. e ZEIGER, E. Fisiologia vegetal. In: **Translocação no floema**. Porto Alegre: Artmed, 2006. Cap.10, p.271-303.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Introduction to phytoremediation**, 2000. Disponível em: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30003T7G.PDF?Dockey=30003T7G.PDF>. Acesso em: 8 de mai. de 2016.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **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 18 mar. de 2016.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **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 mar. de 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Toxicological review of barium and compounds**. Washington: EPA, 2005. 76 p. Disponível em: <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0010tr.pdf#page=68> . Acesso em: 12 abr. de 2016.

WATMOUGH, S. A. Element mobility and partitioning along a soil acidity gradient in central Ontario forests, Canada. **Environmental geochemistry and health**, v. 30, n. 5, p. 431-444, 2008. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s10653-007-9127-8#page-1> . Acesso em: 8 de mar. de 2016.

YADAV, S.K.; JUWARKAR, A.A.; KUMAR, G.P.; THAWALE, P.R.; SINGH, S.K., CHAKRABARTI, T. Bioaccumulation and phyto - translocation of arsenic, chromium and zinc by *Jatropha curcas* L.: impact of dairy sludge and biofertilizer. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 20, p. 4616-4622, 2009. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852409004817>. Acesso em: 12 de mar. de 2016.

YOON, J.; CAO, X.; ZHOU, Q.; MA, L. Q. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. **Science of the total environment**, v. 368, n. 2, p. 456-464, 2006. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969706000945>. Acesso em: 8 de mar. de 2016.

ZHANG, C., NIE, S., LIANG, J.; ZENG, G.; WU, H.; HUA, S.; LIU, J.; YUAN, Y.; XIAO, H.; DENG, L.; XIANG, H. Effects of heavy metals and soil physicochemical properties on wetland soil microbial biomass and bacterial community structure. **Science of The Total Environment**, v. 557, p. 785-790, 2016. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896971630167X> . Acesso em: 24 de mai. de 2016.

1.2. CULTIVO SOLTEIRO E CONSORCIADO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA FITORREMEDIAÇÃO DO BÁRIO

Resumo

CARVALHO, Cássio Francisco Moreira de; M.Sc.; Universidade Federal do Espírito Santo; Julho de 2016, **Cultivo solteiro e consorciado de macrófitas aquáticas na fitorremediação do bário**; Orientador: Fábio Ribeiro Pires; Coorientadores: Robson Bonomo; Fernando Barboza Egreja Filho.

A poluição do solo e da água afeta diretamente a qualidade de vida humana e para tratar a contaminação destes ambientes a fitorremediação apresenta-se como uma alternativa viável. Macrófitas aquáticas são espécies de plantas que possuem características morfológicas que as posicionam como promissoras a programas de fitorremediação. Com isso o objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de três espécies de macrófitas aquáticas, em cultivo solteiro e consorciado, na fitorremediação de área sob alagamento, contaminada por bário. O experimento foi conduzido a campo, em blocos ao acaso, com três repetições, tendo como tratamento as espécies *Eleocharis acutangula* (junco - J), *Cyperus papyrus* (papiro - P), e *Typha domingensis* (taboa - T) cultivadas solteiras e em consórcios duplos (JP, JT e PT) e triplo (JPT). Foram realizadas avaliações de altura, estande de plantas, biomassa fresca e seca e análise química do solo e dos tecidos vegetais para quantificação dos teores de bário (Ba). Os maiores teores de bário no solo estão, principalmente, na camada mais superficial (0 – 20 cm). A taboa solteira foi o tratamento que atingiu maior fator de translocação (1,60) e o consórcio junco/taboa

foi o tratamento que se destacou nas principais características avaliadas, sendo este o mais indicado para fitoextração de áreas alagadas contaminadas com bário.

Palavra-chave: Ambiente alagado, *Cyperus. papyrus*, *Eleocharis acutangula*, fitorremediação, metal pesado, *Typha domingensis*.

Abstract

CARVALHO, Cássio Francisco Moreira de; M.Sc.; Universidade Federal do Espírito Santo; July de 2016, **Single and intercropping cultivar of aquatic macrophytes in the barium phytoremediation**; Adviser: Fábio Ribeiro Pires: Co-advisors: Robson Bonomo; Fernando Barboza Egreja Filho.

Pollution of soil and water directly affects the quality of human life and to treat the contamination these environments the phytoremediation presents itself as a viable alternative. Aquatic macrophytes are plant species that have morphological characteristics that pose themselves as candidates for phytoremediation programs. Thus the objective of this study was evaluated the ability of three species of aquatic macrophytes, in single cropping and intercropping in phytoremediation of an area under flooding, contaminated with barium. The experiment was conducted in the field, in randomized blocks with three replications, having as treatment the species *Eleocharis acutangula* (junco - J), *Cyperus papyrus* (papiro - P), e *Typha domingensis* (taboa - T) single cultivated, doubles intercropping (JP, JT, e PT) and triple intercropping (JPT). Evaluations were conducted by height, stand of plants, fresh and dry biomass in addition to chemical analysis of soil and plant tissue for quantification the levels of barium (Ba). Barium content was higher in the soil mainly in superficial layer (0 – 20 cm). The single taboa was the treatment that reached higher translocation factor (1,60) and junco/taboa intercropping was the treatment that excelled in the main characteristics evaluated, this being the most suitable for phytoextraction flooded area contaminated with barium.

Keywords: flooded environment, *Cyperus. papyrus*; *Eleocharis acutangula*, *phytoremediation*, *heavy metal*, *Typha domingensis*.

Introdução

A preocupação com o meio ambiente, recentemente tem tomado maior atenção, pois afeta diretamente a qualidade de vida humana. A adoção de processos sustentáveis está cada vez mais presente nas empresas para atender uma demanda da sociedade. Atividades de empresas de mineração, petróleo e gás, fertilizantes, pesticidas e siderurgia são reconhecidas pelo potencial poluidor, especialmente pelos efeitos de seus resíduos no solo e na água (SOOD et al., 2012). Dentre os agentes poluidores, os metais tóxicos ganham maior importância pelo fato de serem bioacumulados nos níveis tróficos superiores da cadeia alimentar (ATSDR, 2007; KHAN et al., 2010).

O bário está entre os elementos químicos que despertam preocupação ambiental, pois é um metal tóxico que pode causar danos aos seres vivos. Este metal pertence à família dos metais alcalinos terrosos e tem extensa utilização industrial devido às suas características físico-químicas. Está presente no ambiente na forma oxidada (Ba^{+2}) associada a minerais como feldspatos e micas, podendo precipitar quando na presença de sulfatos e carbonatos. A associação com argilas reativas (vermiculita) e húmus também contribui para sua baixa mobilidade no solo (MCBRIDE et al., 1994; USEPA, 2000; ATSDR, 2007). Na natureza, é encontrado principalmente na forma de sulfato de bário, conhecido como barita. Os compostos de bário são utilizados na exploração de petróleo e gás, na produção de tintas, cerâmicas e vernizes e dispositivos pirotécnicos. A barita é muito utilizada como componente na perfuração de poços de petróleo, pois apresenta alta densidade, baixa solubilidade e baixo custo de extração (DNPM, 2001; ATSDR 2007). Alguns estudos têm mostrado que, mesmo com baixa solubilidade, a barita, em condições de constante alagamento, pode liberar o íon bário (Ba^{+2}) para a solução do solo aumentando as chances de contaminação de águas subterrâneas e da cadeia alimentar. As condições permanentes de alagamento podem favorecer à redução do enxofre presente na barita por microrganismos anaeróbios (ATSDR 2007; MAGALHAES et al., 2011, 2014).

As técnicas convencionais de tratamento de locais contaminados com xenobióticos e/ou metais, como por exemplo a remoção da camada contaminada, são normalmente mais onerosas e causam maior perturbação do ecossistema (USEPA, 2000; BRADY e WEIL, 2013). Ao contrário destas técnicas convencionais a

fitorremediação é uma alternativa recente, que utiliza espécies vegetais e suas associações com microrganismos do solo no tratamento de ambiente poluído com substâncias orgânicas ou inorgânicas. Algumas características como: abrangência do sistema radicular, alta taxa de crescimento e produção de biomassa, resistência a pragas e doenças etc. são desejáveis nas plantas fitorremediadoras (USEPA, 2000). A fitorremediação é uma tecnologia sustentável que apresenta grande potencial, pois existe uma grande diversidade de plantas ainda não exploradas para essa finalidade (SOOD et al., 2012; MAHAR et al., 2016).

As espécies de plantas que habitam locais permanentemente ou parcialmente alagados são conhecidas como macrófitas aquáticas. Podem ser classificadas em sete categorias: submersas livres, submersas fixas, flutuantes fixas, flutuantes livres, emergentes, anfíbias e epífitas (FERREIRA et al., 2014). Diversas espécies de macrófitas aquáticas têm sido utilizadas em pesquisas para verificar o seu potencial fitorremediador. Trabalhos utilizando locais alagados (*wetlands*) envolvendo efluentes contaminados com substâncias químicas têm confirmado a capacidade de descontaminação dessas plantas (MARTELO e BORRERO, 2012; LIU et al., 2014; HOU et al., 2016). Algumas espécies de macrófitas aquáticas são mais amplamente estudadas, pois conseguem fitorremediar diferentes tipos de contaminantes. Como essas espécies podem ficar em contato direto com os contaminantes dissolvidos na água, a fitorremediação é beneficiada pela melhor absorção das substâncias químicas (SOOD et al., 2012).

O sistema de consórcio de plantas é caracterizado como o cultivo de duas ou mais espécies em uma mesma área, podendo aumentar a produtividade através da maior eficiência na utilização dos recursos disponíveis como, água, luz e nutrientes (MORRI e GARRITY, 1993; LI et al., 2009; TENESGEM et al., 2015). Outra característica do sistema de cultivo em consórcio é a ocorrência de alterações na diversidade microbiana do solo, que podem melhorar a disponibilidade de nutrientes para as plantas através da liberação de compostos orgânicos (LI et al., 2016). Estudos avaliando o consórcio de plantas como tática para melhorar a fitorremediação de áreas contaminadas são muito recentes e escassos. No entanto, alguns resultados indicam que o consórcio entre plantas podem favorecer a fitorremediação (LI et al., 2009; PALMA-CRUZ et al., 2016).

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial de três espécies de macrófitas aquáticas, em cultivo solteiro e consorciado, na fitorremediação de uma área sob alagamento contaminada com bário.

Material e métodos

O experimento foi conduzido no período de dezembro de 2014 a julho de 2015, em uma área com histórico de contaminação por bário, localizado no município de Linhares – ES (19° 14' 20" S e 39° 50' 58" W) e altitude de 4 metros. 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 na área onde foi conduzido o experimento é classificado como Gleissolo Háptico (EMBRAPA, 2013). Apresenta-se bastante heterogêneo quanto aos atributos ao longo do perfil do solo, notadamente a camada orgânica de aproximadamente cinco cm que, em parte da área, foi soterrada por sedimentos. O solo permanece submerso na maior parte do ano com uma lâmina d'água de aproximadamente 30 cm. Em maiores profundidades o solo apresenta características típicas de ambiente palustre.

Inicialmente, uma semana antes da implantação do experimento, os blocos foram demarcados e a área a eles correspondente foi limpa manualmente com a retirada completa da vegetação que estava presente. Foi utilizado o delineamento em blocos casualizados com três repetições. Os tratamentos consistiram no plantio de três espécies de macrófitas solteiras, consorciadas em duplas, e consorciadas em trio: junco (*Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult.) (J), papiro (*Cyperus. papyrus* L.) (P) e taboa (*Typha domingensis* Pers.) (T), correspondendo a sete tratamentos (J; P; T; JP; JT; PT e JPT). As parcelas tiveram dimensão de 3 x 3 m (Figura 1).

A densidade de plantio das mudas de papiro e taboa foi de uma muda por 0,25 m² e para junco quatro mudas por 0,25 m². As mudas foram coletadas em áreas livres de contaminação e padronizados da seguinte forma: mudas de papiro e taboa com 0,30 m de altura e as mudas de junco em um feixe com quatro hastes ou filetes. As mudas de papiro e taboa foram plantadas no centro de cada subunidade de 0,5 x 0,5 m; no caso do junco foram plantadas quatro mudas equidistantes dentro

de cada subunidade de 0,5 x 0,5 m, ou seja, ficaram espaçadas entre si por 0,17 m. O plantio dos consórcios foi realizado alternando-se as espécies na linha de plantio com o objetivo de não deixar a mesma espécie lado a lado (Figura1).

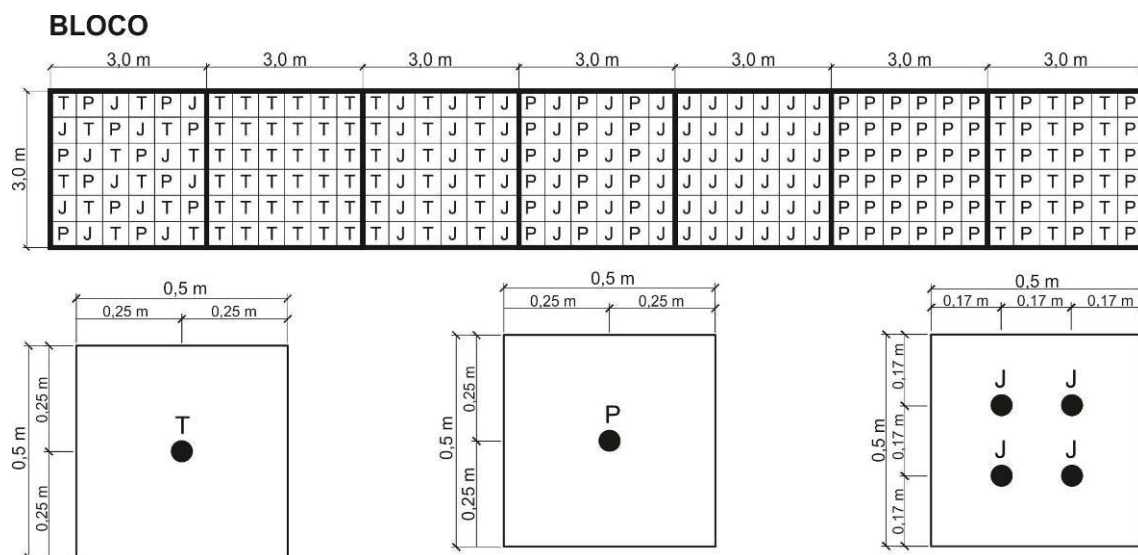


FIGURA 1. Exemplo de um bloco com a disposição das plantas solteiras e em consórcio nas parcelas. Junco (J), papiro (P) e taboa (T).

Foram feitas avaliações de altura e estande de plantas aos 30, 60, 90, 120 e 180 dias após o plantio. As medições de altura foram feitas em dez plantas aleatórias nos tratamentos solteiros e cinco plantas aleatórias, de cada espécie, nos tratamentos consorciados. A medição foi feita da superfície do solo até o ápice da folha mais alta, para junco e taboa. No caso do papiro, a medição foi feita até a inserção floral. Realizou-se a contagem do estande de cada espécie utilizando um gabarito de 1,00 x 1,00 m², que foi colocado aleatoriamente em cada parcela experimental.

Aos 180 dias após a implantação do experimento foi realizada a amostragem de folhas (parte aérea), com o corte das plantas rente ao solo, e de raízes, da seguinte forma: no tratamento junco solteiro, coletou-se amostra de uma área da parcela de 0,25 x 0,25 m e 0,20 m de profundidade; no tratamento JTP, com as três espécies consorciadas, a área amostral foi de 1,00 x 1,00 m e 0,20 m de profundidade; e nos demais tratamentos, as amostras foram coletadas em uma área de 0,50 x 0,50 m e 0,20 m de profundidade. Após a coleta da parte aérea e das

raízes foi quantificada a massa fresca e, posteriormente, o material levado à estufa de circulação forçada de ar (65 °C) até atingirem massa constante. Após secas, as amostras tiveram sua massa quantificada e em sequência trituradas em moinho tipo Willey com peneira de um mm.

Por ocasião da colheita das plantas, também foi realizada a amostragem do solo de cada parcela experimental, até um metro de profundidade, estratificada em 0,20 m. Na amostragem, foi utilizada uma seção cilíndrica vazada (anel de ferro galvanizado) com 0,50 m de diâmetro e 0,30 m de altura para contenção da água no momento da amostragem com trado holandês. Com intuito de evitar a contaminação das amostras subsequentes, na primeira foi utilizado um trado, com caneca de 0,20 m de diâmetro e 0,18 m altura, para retirar o volume de solo até atingir o próximo nível de amostragem, a 0,20 m. A partir desta profundidade, a amostragem foi feita com o trado holandês. Antes de se retirar a amostra de solo do trado, eram removidos excessos na sua lateral, com auxílio de uma faca, com o objetivo de retirar possíveis contaminações com as camadas mais superficiais.

As amostras de solo foram secas à sombra, obtendo-se terra fina seca ao ar (TFSA), destorroadas e passadas em peneira de 2 mm; posteriormente identificadas e, juntamente com as amostras da parte aérea e de raízes, enviadas ao laboratório Analytical Technology (RJ) para quantificação do teor de bário. A metodologia empregada pelo laboratório para a determinação dos teores de bário nas amostras, tanto de solo quanto vegetal, foi 3051A e 6010C, utilizando-se digestão ácida e plasma indutivamente acoplado a espectrometria de emissão óptica (ICP OES) (USEPA, 1995 e 2007).

Para avaliar qual tratamento e qual fração da planta (raiz ou parte aérea) foi mais eficiente em extrair o bário do solo foi feito o seguinte cálculo:

$$\text{Ba ext. (g ha}^{-1}\text{)} = ([\text{Ba}] \text{ (mg kg}^{-1}\text{)} \times \text{MS (kg ha}^{-1}\text{)})/1000 \text{ (1)}$$

onde Ba ext. é o bário extraído em g ha⁻¹, [Ba] é o teor de bário no segmento vegetal (raiz ou parte aérea) em mg kg⁻¹ e MS é a massa seca do segmento em kg ha⁻¹.

Por se tratar de espécies diferentes, houve a necessidade de se transformar as variáveis de altura de planta e estande em índices para efeito de comparação. Estes índices (índice médio de altura – IMA e índice médio de estande – IE) foram calculados por meio da divisão da altura, ou do estande, da espécie em consórcio

com a mesma espécie solteira, da respectiva repetição. O índice do consórcio foi calculado com a média dos índices das espécies que compunham o tratamento. As espécies solteiras receberam valor um para altura e para estande.

Foi calculado um fator de translocação (FT) que estima a eficiência dos tratamentos em translocar o metal absorvido das raízes para a parte aérea. O FT foi calculado da seguinte forma (SHI et al., 2011):

$$FT = [Ba]PA / [Ba]RA \quad (2)$$

onde o [Ba]PA é o teor de bário na parte aérea do tratamento em $mg\ kg^{-1}$, e [Ba]RA é o teor de bário da raiz do tratamento em $mg\ kg^{-1}$.

Os dados foram submetidos à análise de variância e, nos casos em que o F foi significativo, os tratamentos foram comparados pelo teste Tukey (5%). As análises foram feitas no programa computacional SISVAR - Versão 5.6 (Build 86).

Resultados e discussão

Os teores médios de bário no perfil do solo estão representados na Tabela 1. Não houve diferença significativa na mesma camada para os diferentes tratamentos, evidenciando certo grau de homogeneidade das camadas do solo. Por outro lado, houve diferença significativa ao longo do perfil do solo para todos os tratamentos (Tukey 5%). Nota-se que os maiores teores de bário estão na camada mais superficial do solo (0 - 20 cm) e os menores nas camadas mais profundas. A variação média dos teores de bário entre as duas primeiras camadas (0 – 20 cm e 20 – 40 cm) foi de aproximadamente 200%. Todavia, entre a primeira e última camada, a variação foi de quase 800%, chegando a até 1200% de variação.

A camada mais superficial (0 – 20 cm) apresentou um nível de contaminação médio, acima do nível de prevenção, que é de $150\ mg\ kg^{-1}$ de bário (CONAMA, 2009). Este nível de contaminação é considerado como o limite aceitável, que não compromete os recursos naturais e a sobrevivência dos ecossistemas (CONAMA, 2009).

Essa distribuição do bário no perfil do solo, e principalmente nas camadas mais superficiais, está relacionada a quatro fatores principais. O primeiro está

relacionado à fonte do bário no local em estudo, proveniente de um mineral rico em sulfato de bário, conhecido como barita. Este mineral apresenta baixa solubilidade em água, o que limita a liberação do bário no ambiente (DNPM, 2001). O segundo fator está relacionado à característica do solo no local. Como existe uma considerável camada de material orgânico em vários estádios de decomposição, ela pode estar atuando na complexação e na adsorção do bário, evitando assim o seu deslocamento para a solução do solo e, conseqüentemente, no perfil. O terceiro fator está ligado à condição do lençol freático no local, que fica com lâmina de aproximadamente 30 cm acima da superfície, limitando a percolação da água e a lixiviação do metal. E por último, a baixa mobilidade do bário no solo (MCBRIDE, 1994).

TABELA 1. Teores de bário no solo nas diferentes profundidades e tratamentos solteiros e consorciados

Trat.	Profundidade (cm)									
	0 - 20		20 - 40		40 - 60		60 - 80		80 - 100	
J	248,43	Aa	150,53	Aab	108,97	Ab	50,80	Ab	41,37	Ab
P	169,83	Aa	117,97	Aab	64,90	Aab	132,00	Aab	43,10	Ab
T	206,23	Aa	94,57	Aab	42,23	Ab	29,10	Ab	17,83	Ab
JP	222,30	Aa	128,37	Aab	54,43	Ab	29,57	Ab	22,40	Ab
JT	229,30	Aa	119,07	Aab	40,63	Ab	28,50	Ab	22,50	Ab
PT	233,87	Aa	69,37	Ab	54,17	Ab	36,20	Ab	30,13	Ab
JPT	253,20	Aa	82,87	Ab	35,70	Ab	28,77	Ab	21,67	Ab
Média	223,31		108,96		57,29		47,85		28,43	
CV (%)					53,52					

Médias seguidas de mesma letra maiúsculas na coluna e minúscula na linha não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey a 5%. J (junco), P (papiro) e (T) taboa.

Como a área está na maior parte do tempo inundada, os teores de bário no solo, disponíveis para as plantas, podem variar, uma vez que em condições de baixa disponibilidade de oxigênio bactérias anaeróbias podem atuar na liberação do bário para a solução do solo, com isso aumentando a concentração do metal no ambiente (BALDI et al., 1996; MAGALHÃES et al., 2014).

Durante os 180 dias de condução do experimento a campo não foram detectados sintomas de toxicidade das plantas.

Não houve diferença significativa entre as médias de massa fresca da raiz entre os tratamentos solteiros e consorciados (Tabela 2). No entanto, observou-se que o tratamento JP foi o que obteve menor quantidade média de massa fresca absoluta, atingindo apenas 33,9% em relação à média geral. Por outro lado, o tratamento PT foi o que atingiu maior valor, produzindo 43,2% a mais comparativamente à média geral. Esses resultados indicam que o desenvolvimento radicular para as plantas de junco e papiro em consórcio foi prejudicado, demonstrando um possível antagonismo entre elas. Por outro lado, o tratamento papiro e taboa, em relação a valores absolutos, produziram maior quantidade de raiz, indicando uma melhor ocupação do solo pelo sistema radicular neste consórcio, que sugere não haver relações antagônicas, notadamente pela competição, entre as espécies em consórcio.

TABELA 2. Massa fresca e seca média da raiz e da parte aérea dos tratamentos solteiros e consorciados 180 dias após o plantio

Tratamento	Massa fresca (g m ⁻²)		Massa seca (g m ⁻²)	
	raiz	parte aérea	raiz	parte aérea
J	1952,59 A	2073,12 B	284,64 A	491,79 A
P	3010,64 A	2734,15 AB	510,52 A	734,37 A
T	2680,05 A	3281,73 AB	408,15 A	753,03 A
JP	910,53 A	1592,68 B	141,77 A	353,63 A
JT	3338,19 A	4347,35 AB	423,96 A	873,89 A
PT	3851,29 A	4883,45 A	460,41 A	848,57 A
JPT	3079,12 A	3849,46 AB	338,48 A	680,11 A
Média	2688,92	3251,71	366,85	676,48
CV (%)	39,78	29,94	38,59	30,77

Médias seguidas de mesma letra maiúsculas na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey a 5%. J (junco), P (papiro) e (T) taboa.

Verificou-se diferença significativa entre a média da massa fresca da parte aérea nos tratamentos (Tabela 2). Os melhores tratamentos para a produção média de massa fresca da parte aérea foram: PT, JT, JPT, T e P, com destaque para o consórcio PT, que produziu 50,02% de massa fresca média da parte aérea acima da média geral. Os tratamentos que menos produziram massa fresca média na parte

aérea foram JP e J, com 48,98 e 63,75%, respectivamente, em relação à média geral. Coerentemente como os resultados de massa fresca média da raiz estão os de massa seca média da parte aérea, sendo que os menores e maiores valores estão correlacionados com os mesmo tratamentos, excetuando-se os tratamentos P e T que inverteram de posição.

Em relação à massa seca média da raiz e da parte aérea, não houve diferença significativa entre os tratamentos. Esta é uma característica importante para a fitoextração de áreas contaminadas, pois uma maior produção de raiz indica uma maior exploração do solo e conseqüentemente maior descontaminação (USEPA, 2000; ALI et., 2013). Os tratamentos que obtiveram maior e menor valores absolutos de massa seca média da raiz em relação à média foram P e JP, respectivamente. Este contraste envolvendo o papiro sugere que o consórcio entre o papiro e o junco foi prejudicial para o estabelecimento de ambas as espécies em uma mesma área. Por outro lado, o consórcio envolvendo o junco e a taboa foi o tratamento que mais produziu massa seca média da parte aérea, com aproximadamente 30% a mais que a média dos tratamentos. A ordem decrescente da massa seca média da parte aérea é: JT>PT>T>P>JPT>J>JP. Observa-se que dentre os três melhores tratamentos a taboa sempre esteve envolvida, seja estando consorciada ou solteira (Tabela 2).

Alguns estudos demonstraram que a predominância de uma população de macrófitas, e conseqüentemente, a maior produção de biomassa, está ligada a fatores como a competição interespecífica por fatores de crescimento, como nutrientes e luz (ERVIN e WETZEL, 2002; WANG et al., 2015; ZHENG et al., 2016).

Em estudo realizado por Li et al. (2009), avaliando a capacidade de absorção de cádmio pelo milho solteiro e consorciado com outras sete espécies, até os 60 dias de cultivo, apenas um dos consórcios tinham promovido a redução da biomassa do milho e, após 90 dias de cultivo, as plantas de milho produziram menor biomassa em todos os consórcios, comparativamente ao milho solteiro. Wieshammer et al. (2007) constataram que a menor eficiência do consórcio na fitorremediação de metais pesados estudados estava, entre outros fatores, a menor produção de biomassa.

Entre os tratamentos ocorreram situações opostas para os consórcios em relação aos valores absolutos dos tratamentos. O consórcio JT promoveu maior produção de massa seca média da parte aérea, por outro lado o consórcio JP foi o

que menos produziu tanto massa seca média da parte aérea quanto da raiz. Ou seja, enquanto o consórcio entre as espécies J e T teve efeito positivo na produção de massa seca da parte aérea, o consórcio entre J e P teve efeito negativo, reduzindo a massa seca por área. Isso indica que a competição na área por fatores de crescimento, como luz e nutrientes, ocorreu de maneira diferente nos consórcios citados. Este resultado concorda com LI et al. (2009), os quais observaram que as espécies consorciadas competiram de maneira distinta pelos nutrientes, o que afetou diretamente a fitorremediação pelas culturas estudadas. Como a produção de biomassa é uma característica que favorece o processo de fitoextração (USEPA, 2000; ALI et al., 2013), os tratamentos envolvendo a taboa são os mais indicados para esse objetivo, com destaque ainda para o consórcio JT, que produziu maior quantidade de biomassa seca por área. As plantas aquáticas, como as usadas neste trabalho, apresentam características mais favoráveis à descontaminação do que as plantas terrestres, pois apresentam rápido crescimento e capacidade de absorção de metais relativamente alta, devido ao contato direto com a água contaminada (SOOD et al., 2012).

A Tabela 3 apresenta o teor médio de bário na raiz e na parte aérea aos 180 dias após o plantio. Em relação à raiz, não houve diferença entre os tratamentos, no entanto, notam-se valores discrepantes entre os valores absolutos dos tratamentos. Em termos de valores absolutos, o junco solteiro foi o que mais acumulou bário na raiz ($165,13 \text{ mg kg}^{-1}$) enquanto a taboa solteira foi a que menos acumulou ($51,57 \text{ mg kg}^{-1}$). Em relação à média, estes dados representam 28,24 e 40,05% para mais e para menos, respectivamente. Dentre os consórcios apenas o JP ficou abaixo da média, isso indica que os consórcios tendem a acumular mais bário na raiz que as planas solteiras.

TABELA 3. Teor de bário na raiz e na parte aérea dos tratamentos solteiros e consorciados 180 dias após o plantio

Tratamento	Teor de bário (mg kg ⁻¹)	
	raiz	parte aérea
J	165,13 A	49,20 CDE
P	102,80 A	26,70 E
T	51,57 A	75,60 BCD
JP	106,00 A	42,90 DE
JT	151,03 A	131,20 A
PT	163,70 A	87,87 BC
JPT	161,13 A	105,51 AB
Média	128,77	74,14
CV (%)	34,40	18,40

Médias seguidas de mesma letra maiúsculas na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey a 5%. J (junco), P (papiro) e (T) taboa.

Para o teor de bário na parte aérea houve diferenças entre os tratamentos (Tabela 3), sendo que os consórcios JT e JPT foram os que apresentaram teor de bário mais elevado na parte aérea (131,20 e 105,51 mg kg⁻¹ de bário). O consórcio JT se destacou por acumular 76,96% mais bário que a média geral e, além disso, foi o único tratamento em que a concentração de bário foi maior que o somatório das plantas solteiras correspondentes ao consórcio. Os tratamentos P e JP foram os que acumularam menor quantidade de bário na parte aérea com 26,70 e 42,90 mg kg⁻¹ de bário, respectivamente. O papiro, por sua vez, foi a planta que menos acumulou bário na parte aérea, e a taboa, por outro lado, foi a espécie solteira que a concentração de metal na parte aérea mais se aproximou da concentração média dos tratamentos.

A ordem decrescente dos tratamentos para acúmulo de bário neste compartimento é: JT>JPT>PT>T>J>JP>P. Nesta ordem, observa-se claramente que os tratamentos consorciados foram mais eficientes no acúmulo de bário que os tratamentos solteiros e que, dentre os quatro melhores, a taboa esteve presente, isso indica que esta espécie teve acentuada contribuição na extração de bário pela parte aérea (Tabela 3).

O teor de bário na raiz foi, na maioria das vezes, superior ao teor de bário na parte aérea, apenas a taboa solteira não apresentou este comportamento (Tabela 3). Vários 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, 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).

Diferentemente do demonstrado neste trabalho, Chen et al. (2014) avaliando a absorção de crômio por *Typha angustifolia*, observaram maior acúmulo deste metal na raiz. Avaliando o potencial de absorção de cádmio pelo milho em vários consórcios Li et al. (2009) verificaram que houve um aumento na concentração deste elemento nas folhas do milho no período vegetativo de alguns consórcios em relação ao milho solteiro.

Na utilização de plantas com o objetivo de fitoextração de metal pesado do solo é necessário que ocorra um acúmulo elevado do contaminante na parte aérea da planta, pois no processo de fitoextração ocorre a remoção do material vegetal da área descartando-o em local adequado, o que seria impraticável no caso da remoção das raízes (USEPA, 2000). Neste caso, levando-se em consideração o teor de bário na parte aérea, o tratamento com maior potencial de fitoextração de bário foi o consórcio JT, concordando com PALMA-CRUZ et al. (2016).

As plantas apresentam comportamento muito distinto quando em ambiente contaminado, sendo que a capacidade de fitorremediar vai depender principalmente da toxicidade do metal e do nível de contaminação na área (DHIR, 2009; SOOD et al., 2012). As plantas que conseguem sobreviver em condições de contaminação produzindo quantidades satisfatórias de biomassa e acumulando os elementos tóxicos em seus tecidos, apresentam grande potencial fitoextrator, sendo essa uma característica muito importante, principalmente quando se trata da descontaminação de áreas contaminadas com metais tóxicos.

O bário extraído pela raiz e pela parte aérea, obtido pela multiplicação do teor pela biomassa produzida em cada tratamento, e extrapolado para um hectare, exibiu diferença significativa entre as médias dos tratamentos (Tabela 4). Nota-se que o tratamento que mais extraiu bário pela raiz foi PT (654,30 g ha⁻¹ de bário), o

que representa uma extração de 52,40% maior que a média. Já o JP foi o que menos extraiu (160,92 g ha⁻¹ de bário), sendo 37,48% menor que a média.

TABELA 4. Bário extraído pela raiz e pela parte aérea nos tratamentos solteiros (J, P, T) e consorciados (JP, JT, PT, JPT) 180 dias após o plantio

Tratamento	Ba extraído (g ha ⁻¹)	
	raiz	parte aérea
J	408,10 AB	246,15 BC
P	479,36 AB	202,29 BC
T	209,86 AB	577,82 ABC
JP	160,92 B	155,98 C
JT	558,33 AB	1131,76 A
PT	654,30 A	771,29 AB
JPT	534,51 AB	716,09 ABC
Média	429,34	543,05
CV (%)	37,40	37,41

Médias seguidas de mesma letra maiúsculas na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey a 5%. J (junco), P (papiro) e (T) taboa.

Para a variável bário extraído pela parte aérea, o consórcio JT foi o que mais extraiu bário com um valor 208,41% maior que a média e o JP foi o que menos extraiu, com 28,72% menor que a média. Levando-se em consideração a extração de bário pelos tratamentos em um hectare, tem-se a seguinte ordem decrescente para a raiz: PT>JT>JPT>P>J>T>JP, e para a parte aérea: JT>PT>JPT>T>J>P>JP (Tabela 4).

Li et al. (2009) avaliando a absorção de cádmio pelo milho consorciado com diferentes espécie constataram que as espécies consorciadas competiram de maneira diferente por nutrientes, sendo que algumas leguminosas mostraram-se pouco competitivas mas contribuíram com o aporte de nitrogênio. Neste mesmo trabalho os autores observaram que o tratamento que mais acumulou o cádmio na parte aérea do milho foi um tratamento consorciado. Por outro lado, Wieshammer et al. (2007) não observaram maior remoção de Cd em sistema consorciado entre duas espécies de plantas (*S.caprea* e *A. halleri*), e que essa eficiência estava relacionada, em parte, à diminuição na concentração do metal na parte aérea das plantas em consórcio.

De maneira geral, verificou-se que os tratamentos que mais extraíram bário, tanto pela raiz quanto pela parte aérea, foram os consórcios, e entre os quatro mais eficientes na extração pela parte aérea a taboa sempre esteve envolvida, evidenciando uma maior contribuição desta planta na fitoextração do bário. Esses resultados são muito relevantes, pois indicam que o cultivo consorciado parece ser mais eficaz do que plantas solteiras, para a fitorremediação de áreas contaminadas, desde que se utilize o consórcio adequado. Essa inferência fica mais evidente quando comparamos o melhor (JT) e pior (JP) tratamento, ambos são consórcios, porém as plantas se comportaram de maneira distinta. No primeiro caso possivelmente ocorreu uma melhor ocupação da área e utilização dos recursos (luz e nutrientes). No segundo, as plantas tiveram um comportamento antagonista o qual prejudicou o crescimento de ambas, com menor produção de raiz e de parte aérea entre todos os tratamentos.

A capacidade em translocar o metal para a parte aérea é característica extremamente importante para a fitoextração de ambientes contaminados por metais pesados (USEPA, 2000; ALI et al., 2013). O fator de translocação (FT) indica a capacidade das plantas em translocar o metal da raiz para a parte aérea, sendo que FT maiores são desejáveis. Este é um dado que pode auxiliar na escolha de espécies de plantas para programas de fitorremediação, principalmente quando se trata da remoção de metal tóxico do ambiente.

Houve diferença significativa entre as médias dos tratamentos para a variável fator de translocação (FT), sendo que o tratamento T diferiu dos tratamentos PT, JP, P e J (Tabela 5). Os resultados mostram que apenas a taboa solteira obteve FT maior que 1, atingido valor de 1,60, o que corresponde a mais de 2 vezes a média geral. Entre os consórcios, o JT e JPT, foram os únicos que obtiveram FT acima da média geral. Os tratamentos PT, JP, P e J foram os que atingiram menores valores de FT, ficando abaixo da média dos tratamentos. A ordem decrescente para os valores de FT foi: T>JT>JPT>PT>JP>P>J.

TABELA 5. Fator de translocação calculado para os tratamentos solteiros e consorciados 180 dias após o plantio

Tratamento	Fator Translocação
J	0,31 B
P	0,38 B
T	1,60 A
JP	0,46 B
JT	0,94 AB
PT	0,66 B
JPT	0,74 AB
Média	0,73
CV (%)	43,07

Médias seguidas de mesma letra maiúsculas na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey a 5%. J (junco), P (papiro) e (T) taboa.

Espécies de plantas que apresentam altos valores de FT são desejáveis para fitoextração, pois apresentam vantagens na descontaminação do solo do ponto de vista prático, não demandando a mobilização e destrição da estrutura do solo, caso houvesse necessidade de retirar o sistema radicular (USEPA, 2000; YOON, et al., 2006; DHIR, 2013). Como o acúmulo de metal pesado na raiz pode ser uma estratégia de defesa das plantas (LOMBI, et al., 2001, CHEN et al., 2014), o aumento da concentração na parte aérea tende a ser menor na maioria das espécies. Avaliando espécies consorciadas e solteiras na absorção de cádmio, Li et al. (2009) não encontraram FT maior que 1, porém os maiores valores obtidos foram relacionados aos cultivos consorciados, indicando que a interação entre as espécies beneficiou a translocação do metal para os seguimentos vegetais acima do solo, corroborando os resultados do presente trabalho.

Como as espécies apresentam características morfológicas muito distintas, os dados de altura e estande foram transformados em índices (Tabela 6). Houve diferença significativa para o índice médio de altura (IMA) e para o Índice médio de estande (IME) a diferença estatística foi observada até os 90 dias após o plantio (DAP).

É possível observar que, em relação ao IMA, o consórcio JT atingiu índices maiores que todos os outros tratamentos, inclusive os cultivos solteiros, até os 120

DAP. Esse maior crescimento pode ter relação com estiolamento do junco durante o período de maior crescimento da planta em associação com a taboa, que possui maior altura e velocidade de crescimento inicial muito intensa. O consórcio JP foi o que apresentou valores inferiores à média, em todos os períodos avaliados. Nota-se também que aos 120 DAP os índices apresentaram pouca variação (CV (%) = 5,15), indicando que as alturas das plantas da mesma espécie tenderam a se igualar com o passar do tempo (Tabela 6).

TABELA 6. Índice médio de altura (IMA) e índice médio de estande (IME) para os tratamentos solteiros e consorciados calculado aos 30, 60, 90, 120 e 180 dias após o plantio

Tratamento	IMA				
	30	60	90	120	180
J	1,00 AB	1,00 A	1,00 AB	1,00 AB	1,00 A
P	1,00 AB	1,00 A	1,00 AB	1,00 AB	1,00 A
T	1,00 AB	1,00 A	1,00 AB	1,00 AB	1,00 A
JP	0,96 AB	0,93 A	0,96 AB	0,93 B	0,92 A
JT	1,15 A	1,23 A	1,23 A	1,20 A	0,99 A
PT	0,81 B	1,04 A	0,93 B	0,97 AB	0,99 A
JPT	0,83 B	1,05 A	1,03 AB	1,00 AB	1,00 A
Média	0,97	1,04	1,02	1,01	0,99
CV (%)	11,08	14,51	9,31	8,38	5,15
Tratamento	IME				
	30	60	90	120	180
J	1,00 A	1,00 A	1,00 A	1,00 A	1,00 A
P	1,00 A	1,00 A	1,00 A	1,00 A	1,00 A
T	1,00 A	1,00 A	1,00 A	1,00 A	1,00 A
JP	0,51 BC	0,32 C	0,38 B	0,41 A	0,35 A
JT	0,87 AB	0,80 AB	0,71 AB	0,71 A	0,67 A
PT	0,33 C	0,38 BC	0,61 AB	0,57 A	0,79 A
JPT	0,26 C	0,21 C	0,38 B	0,38 A	0,34 A
Média	0,71	0,67	0,73	0,72	0,73
CV (%)	21,89	22,81	25,99	33,11	33,51

Médias seguidas de mesma letra maiúsculas na coluna não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey a 5%. J (junco), P (papiro) e (T) taboa. Índice médio de altura (IMA) e índice médio de estande (IME).

Em relação ao IME o consórcio que mais se aproximou dos valores referentes aos cultivos solteiros foi o JT, exceto nos 180 DAP. No entanto, aos 120 e 180 DAP, não foram detectadas diferenças entre os tratamentos (Tabela 6). Nota-se que o número de plantas no consórcio JT foi o que mais se aproximou das

respectivas espécies cultivadas solteiras. Os consórcios JP e JPT foram os que obtiveram menores IME durante todo o período ficando sempre abaixo da média dos tratamentos.

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. A velocidade de crescimento e ocupação da área pelas plantas no processo de fitorremediação, principalmente envolvendo ciclos sucessivos, é desejável, pois quanto mais rápido as plantas crescerem e atingirem a lotação máxima por área menos tempo levará para iniciar-se o próximo ciclo (ALI et al., 2013; DHIR, 2013).

De maneira geral, dentre os consórcios, o tratamento JT apresentou características mais favoráveis para utilização em áreas contaminadas com bário, apresentando elevado IMA e potencial de ocupação da área (IME) mais próximo às plantas solteiras. Por outro lado, os consórcios JP e JPT foram os que geralmente apresentaram menores índices. Esse comportamento pode estar relacionado a substâncias alelopáticas que estão presentes em várias espécies de macrófitas aquáticas (TAKAO et al., 2011). Essas substâncias são responsáveis por suprimirem o estabelecimento de outras espécies na mesma área.

Para a fitoextração de metais pesados, duas características são notadamente relevantes na escolha de uma espécie/consórcio visando maximizar a retirada do metal da área contaminada: a capacidade de acumular altos níveis do metal na parte aérea e a elevada produção de biomassa. Sendo assim, os resultados obtidos neste trabalho indicam que, de maneira geral, os consórcios foram mais eficientes na produção de biomassa e no acúmulo de metal na parte aérea e, conseqüentemente, na fitoextração do bário da área contaminada. Estes resultados têm grande importância, pois mostram, a campo, uma prática de manejo que pode potencializar a capacidade fitoextratora das plantas e, com isso, reduzir o tempo necessário para colocar a área contaminada em condições ambientais adequadas novamente.

Outros trabalhos devem ser conduzidos para avaliar o potencial de outros consórcios na fitorremediação e, além disso, definir qual a melhor época de corte levando-se em consideração a máxima produção de biomassa e o período em que ocorre a máxima concentração do metal na parte aérea de cada espécie. Este

conjunto de informações certamente auxiliará a tomada de decisão em programas de fitorremediação de metais pesados.

Conclusões

A taboa destacou-se como a espécie que esteve sempre presente entre os tratamentos que mais produziram biomassa e acumularam bário na parte aérea.

O tratamento taboa solteira foi o que apresentou maior fator de translocação de bário.

O consórcio JT foi o tratamento mais eficiente em extrair bário na parte aérea, sendo, por isso, o mais indicado para fitoextração de área alagadas contaminadas com este metal.

Referências

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY - ATSDR. **Toxicological profile for barium and barium compounds**. Atlanta: United States Department of Health & Human Services, 2007. 184 p. Disponível em: www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp24.pdf. Acesso em: 5 mai. de 2016.

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals - concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869-881, 2013. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653513001914>. Acesso em 12 de fev. de 2016.

BALDI, F.; PEPI, M.; BURRINI, D.; KNIEWALD, G.; SCALI, D.; LANCIOTTI, E. Dissolution of barium from barite in sewage sludges and cultures of desulfovibrio desulfuricans. **Applied and environmental microbiology**, v. 62, n. 7, p. 2398-2404, 1996. Disponível em: <http://aem.asm.org/content/62/7/2398.short>. Acesso em: 15 de abr. de 2016.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. Elementos da natureza e propriedades dos solos. In: **Solos e Poluição Química**. Porto Alegre: Bookman, 2013. Cap.15, p.591-624.

CHEN, Y. L.; HONG, X. Q.; HE, H.; LUO, H. W.; QIAN, T. T.; LI, R. Z.; LI, R. Z.; YU, H. Q. Biosorption of Cr (VI) by *Typha angustifolia*: mechanism and responses to heavy metal stress. **Bioresource technology**, v. 160, p. 89-92, 2014. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852414000406>. Acesso em: 19 de abr. de 2016.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res09/res42009.pdf>. Brasília, p.16. Acesso em: 15 de fev. de 2016.

Departamento Nacional de Produção Mineral – DNPM. Sumário Mineral 2001. Disponível em: <http://www.dnpm.gov.br/dnpm/paginas/balanco-mineral/arquivos/balanco-mineral-brasileiro-2001-barita>. Acesso em: 28 de mar. de 2016.

DHIR, B. **Phytoremediation: Role of Aquatic Plants in Environmental Clean-up**. Springer, 2013. Disponível em: <http://link.springer.com/book/10.1007/978-81-322-1307-9>. Acesso em: 30 de jan. de 2016.

DHIR, B.; SHARMILA, P.; SARADHI, P. P.. Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 9, p. 754-781, 2009. Disponível em: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643380801977776>. Acesso em: 7 de mai. de 2016.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, 2013. 353p.

ERVIN, G. N.; WETZEL, R. G. Influence of a dominant macrophyte, *Juncus effusus*, on wetland plant species richness, diversity, and community composition. **Oecologia**,

v. 130, n. 4, p. 626-636, 2002. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00442-001-0844-x>. Acesso em 2 de fev. de 2016.

FERREIRA, F. A.; POTT, V. J.; POTT, A. Botânica na América Latina: conhecimento interação e difusão. In: **Métodos de amostragem quali e quantitativos de macrófitas aquáticas**. Salvador: Sociedade de Botânica do Brasil, 2014. Cap.2, p.45-54.

HOU, Y.; LIU, X.; ZHANG, X.; HU, X.; CAO, L. Rhizosphere Phytoremediation with *Cyperus rotundus* for Diesel-Contaminated Wetlands. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, n. 1, p. 1-8, 2016. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s11270-015-2728-4> Acesso em: 26 de mar. de 2016.

Khan, S.; Hesham, A. E. L.; Qiao, M.; Rehman, S.; He, J. Z. Effects of Cd and Pb on soil microbial community structure and activities. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 17, n. 2, p. 288-296, 2010. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s11356-009-0134-4>. Acesso em: 28 de mar. de 2016.

LI, N. Y.; LI, Z. A.; ZHUANG, P.; ZOU, B.; MCBRIDE, M. Cadmium uptake from soil by maize with intercrops. **Water, air, and soil pollution**, v. 199, n. 1-4, p. 45-56, 2009. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s11270-008-9858-x#/page-1>. Acesso em: 23 de abr. de 2016.

LI, Q. S.; WU, L. K.; JUN, C. H. E. N.; KHAN, M. A.; LUO, X. M.; LIN, W. X. Biochemical and microbial properties of rhizospheres under maize/peanut intercropping. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 15, n. 1, p. 101-110, 2016. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2095311915610899>. Acesso em: 18 de mar de 2016.

LIU, C. W.; CHEN, Y. Y.; KAO, Y. H.; MAJI, S. K. Bioaccumulation and translocation of arsenic in the ecosystem of the Guandu Wetland, Taiwan. **Wetlands**, v. 34, n. 1, p. 129-140, 2014. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s13157-013-0491-0>. Acesso em: 26 de mar. de 2016.

LOMBI, E.; ZHAO, F. J.; MCGRATH, S. P.; YOUNG, S. D.; SACCHI, G. A. Physiological evidence for a high-affinity cadmium transporter highly expressed in a *Thlaspi caerulescens* ecotype. **New Phytologist**, v. 149, n. 1, p. 53-60, 2001. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1469-8137.2001.00003.x/full>. Acesso em: 24 de mar. de 2016.

MAGALHÃES, M. O. L.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. D.; ZONTA, E.; BECERRA, A. T.; LASTRA-BRAVO, X. B.; COUTINHO, I. B. Reducing conditions on barium absorption in rice plants cultured in BaSO₄-enriched soil. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 36, n. 1, p. 119-127, 2014. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1807-86212014000100016&script=sci_arttext. Acesso em: 3 de mar. de 2016.

MAGALHÃES, M. O. L.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; ZONTA, E.; LIMA, L. S.; PAIVA, F. S. D. Mobilidade de bário em solo tratado com sulfato de bário sob condição de oxidação e redução. **Química Nova**, v.34, n.9, p. 1544-1549, 2011. Disponível em: http://quimicanova.sbq.org.br/imagebank/pdf/Vol34No9_1544_11-AR10980.pdf. Acesso em. 3 de mar. de 2016.

MAHAR, A.; WANG, P.; ALI, A.; AWASTHI, M. K.; LAHORI, A. H.; WANG, Q.; ZHANG, Z. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 126, p. 111-121, 2016. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651315302116>. Acesso em: 8 de mai. de 2016.

MARTELO, J. E. e BORRERO, J. A. L. Macrófitas flotantes en el tratamiento de águas residuales: una revisión del estado del arte. **Ingeniería y Ciencia**, v. 8, p.

221-243, 2012. Disponível em:
<http://www.scielo.org.co/pdf/ince/v8n15/v8n15a11.pdf>. Acesso em: 3 de fev. de 2016.

MCBRIDE, M. B. Environmental chemistry of soils. In: **Trace and toxic elements in soil**. New York: Oxford university press, 1994. Cap.9, p.308-341.

MORRIS, R. A. e GARRITY, D. P. Resource capture and utilization in intercropping: water. **Field Crops Research**, v. 34, n. 3, p. 303-317, 1993. Disponível em:
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0378429093901198>. Acesso em: 23 de mar. de 2016.

PALMA-CRUZ, F. D. J.; PÉREZ-VARGAS, J.; CASADO, N. A. R.; GUZMÁN, O. G.; CALVA-CALVA, G. Phytoremediation potential and ecological and phenological changes of native pioneer plants from weathered oil spill-impacted sites at tropical wetlands. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-13, 2016. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s11356-016-6675-4>. Acesso em 26 de jun. de 2016.

SHI, X., ZHANG, X., CHEN, G., CHEN, Y., WANG, L., SHAN, X. Seedling growth and metal accumulation of selected woody species in copper and lead/zinc mine tailings. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 2, p. 266-274, 2011. Disponível em:
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074210604020>. Acesso em: 15 de jun. de 2016.

SOOD, A.; UNİYAL, P. L.; PRASANNA, R.; AHLUWALIA, A. S. Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, Azolla. **Ambio**, v. 41, n. 2, p. 122-137, 2012. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s13280-011-0159-z>. Acesso em: 12 de mar. de 2016.

SOUZA, S. C. R.; DE ANDRADE, S. A. L.; DE SOUZA, L. A.; SCHIAVINATO, M. A. Lead tolerance and phytoremediation potential of Brazilian leguminous tree species at the seedling stage. **Journal of Environmental Management**, v. 110, p. 299-307, 2012. Disponível em:

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479712003301>. Acesso em: 12 de mai. de 2016.

TAKAO, L. K.; RIBEIRO, J. P. N.; LIMA, M. I. S.. Potencial alelopático de macrófitas aquáticas de um estuário cego1. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 2, p. 324-330, 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/abb/v25n2/a08v25n2>. Acesso em: 5 de jun. de 2016.

TEMESGEN, A.; FUKAI, S.; RODRIGUEZ, D. As the level of crop productivity increases: Is there a role for intercropping in smallholder agriculture. **Field Crops Research**, v. 180, p. 155-166, 2015. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378429015001914>. Acesso em: 24 de mar. de 2016.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **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 18 de mar. de 2016.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **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 mar. de 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. (2000). **Introduction to Phytoremediation** EPA 600/R-99/107. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH: Disponível em: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30003T7G.PDF?Dockey=30003T7G.PDF>. Acesso em: 8 de mai. de 2016.

WANG, W. Q.; SARDANS, J.; WANG, C.; ZENG, C. S.; TONG, C.; ASENSIO, D.; PENUELAS, J. 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**, v. 216, n. 6, p. 809-822, 2015.

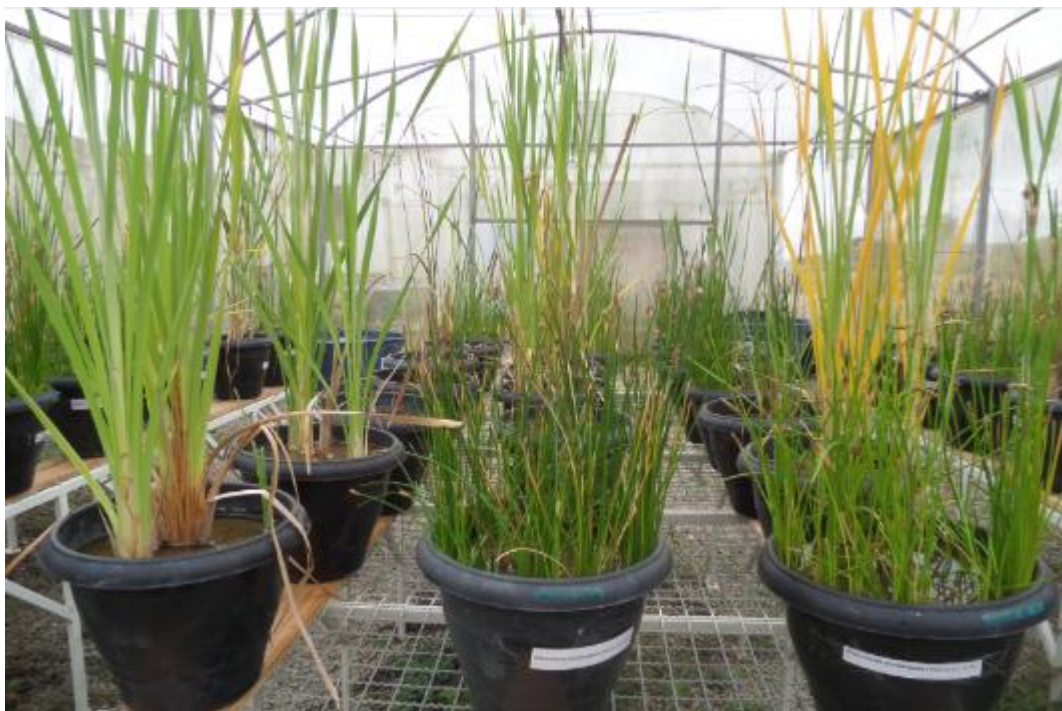
Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s11258-015-0469-5>. Acesso em: 2 de fev. de 2016.

WIESHAMMER, G.; UNTERBRUNNER, R.; GARCÍA, T. B.; ZIVKOVIC, M. F.; PUSCHENREITER, M.; WENZEL, W. W.. Phytoextraction of Cd and Zn from agricultural soils by *Salix* ssp. and intercropping of *Salix caprea* and *Arabidopsis halleri*. **Plant and Soil**, v. 298, n. 1-2, p. 255-264, 2007. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s11104-007-9363-9>. Acesso em: 3 de mar. de 2016.

YOON, J.; CAO, X.; ZHOU, Q.; MA, L. Q.. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. **Science of the total environment**, v. 368, n. 2, p. 456-464, 2006. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969706000945> . Acesso em: 19 de abr. de 2016.

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**, v. 207, p. 134-141, 2016. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852416301237>. Acesso em: 15 de jun. de 2016.

2. ANEXOS



ANEXO 1: Vista geral o experimento em casa de vegetação.



ANEXO 2. Sintomas de fitotoxicidade em plantas de taboa.



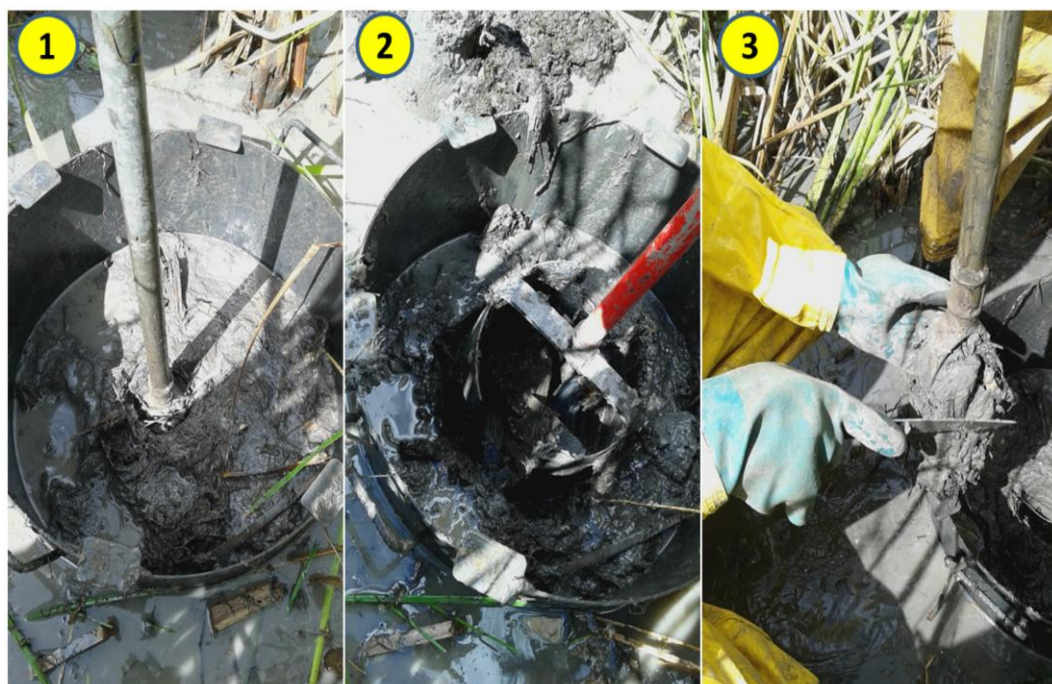
ANEXO 3: Amostragem de solo dos vasos após 3 ciclos de condução do experimento.



ANEXO 4: Implantação do experimento à campo.



ANEXO 5: Vista do experimento à campo cinco meses após a implantação.



ANEXO 6: Etapas da amostragem do solo em campo. 1 - trado holandês, 2 - trado de caneca e 3 - retirada da camada externa da amostra de solo.