

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOLOS E QUALIDADE DE  
ECOSSISTEMAS**

**SELEÇÃO DE ESPÉCIES COM POTENCIAL FITORREMEIADOR DE CHUMBO**

ADRIANA ALVES BATISTA

**CRUZ DAS ALMAS – BA**

**2013**

# **SELEÇÃO DE ESPÉCIES COM POTENCIAL FITORREMEIADOR DE CHUMBO**

**ADRIANA ALVES BATISTA**

Engenheira Agrônoma

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2009

Dissertação submetida ao curso de Pós-graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas, Área de concentração: Manejo de Resíduos e Remediação de Áreas Impactadas.

Orientador: Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos

## FICHA CATALOGRÁFICA

B333

Batista, Adriana Alves.

Seleção de espécies com potencial fitorremediador de chumbo / Adriana Alves Batista. – Cruz das Almas, BA, 2013. 57f.; il.

Orientador: Jorge Antonio Gonzaga Santos.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas.

1.Plantas – Hidroponia. 2.Plantas – Nutrição – Efeito dos metais pesados. 3.Fitorremediação. I.Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas. II.Título.

CDD: 631.811

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOLOS E QUALIDADE DE  
ECOSSISTEMAS**

**COMISSÃO EXAMINADORA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE  
ADRIANA ALVES BATISTA**

---

**Prof. Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos**

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB

(Orientador)

---

**Prof. Dr. Adriana Maria de Aguiar Accioly**

Embrapa Mandioca e Fruticultura

---

**Prof. Dr. André Dias de Azevedo Neto**

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB

Dissertação Homologada pelo Colegiado do Curso de Mestrado em Solos e Qualidade de Ecossistemas

Conferindo o Grau de Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas

“A Mente Que Se Abre A Uma Nova Ideia Jamais Voltará Ao Seu Tamanho Inicial”

(Albert Ainsten)

Ao Deus Jeová que tudo pode e que tudo faz, O qual me contemplou com uma família amiga e com amigos irmãos.

Dedico

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente ao Deus Jeová e ao teu glorioso filho Jesus Cristo, que em todos os momentos Se mostraram constante, mim dando o apoio necessário.

Ao meu orientador Jorge Antônio Gonzaga Santos por acreditar em meu potencial, até mesmo mais que eu, por partilhar seu conhecimento comigo e pelo incentivo ao aperfeiçoamento intelectual e profissional.

A toda minha família pelo incentivo aos estudos, principalmente aos meus pais, José Carlos e Edna, e ao meu maridão Romildo, sempre muito amigo, companheiro e paciente.

Aos meus amigos, sempre muitos solidários, e principalmente à Alide que muito atenciosa conseguiu pra mim grande parte das mudas que utilizei.

Agradeço aos técnicos do Laboratório Metais traços da UFRB pelo apoio as análises e manuseio de equipamentos. Assim também a Marcos da UFBA pela assistência na leitura das amostras digeridas.

A equipe de docentes do Programa de Pós-graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas pela partilha de conhecimento.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa de estudo e apoio financeiro aos projetos.

## SELEÇÃO DE ESPÉCIES COM POTENCIAL FITORREMEDIADOR DE CHUMBO

**Autora:** Adriana Alves Batista

**Orientador:** Jorge Antonio Gonzaga Santos

### RESUMO:

Estudo hidropônico em casa de vegetação avaliou o potencial de extração de chumbo de espécies vegetais. Os tratamentos foram dispostos em delineamento experimental inteiramente casualizado com esquema fatorial 6 x 5. Seis espécies vegetais: vetiver (*Vetiveria zizanioides* L.), girassol (*Helianthus annuus* L.), feijão de porco (*Canavalia ensiformis* L), orelha de elefante (*Alocasia macrorrhiza*), singônio (*Syngonium angustatum*) e embaúba (*Cecopria* sp) foram avaliadas em 5 concentrações de chumbo: 0, 50, 100, 200 e 400 mg L<sup>-1</sup> de Pb em solução Hoagland e Arnon (1950), a 50% da força, constantemente aerada. O chumbo foi adicionado ao sistema como acetato de chumbo trihidratado. O estudo foi conduzido por 31 dias, avaliou-se o teor de Pb na planta, o efeito na produção de biomassa, na arquitetura radicular, o acúmulo de Pb e a capacidade de bioacumulação e de transferência de Pb pelas espécies. O teor de chumbo foliar e radicular das espécies estudadas aumentaram com as doses de Pb na solução nutritiva. Contudo, a exposição das plantas ao chumbo reduziu a biomassa da parte aérea e do sistema radicular na dose mais elevada. O maior acúmulo de Pb foi obtido por girassol (0,60 mg vaso<sup>-1</sup>), mas o maior fator de bioacumulação (FB) foi obtido por embaúba (FB = 1,088), seguida por vetiver (FB = 0,627) e girassol (FB = 0,382). Girassol também apresentou maior produção de biomassa aérea. As espécies que apresentaram maior comprimento radicular foram orelha de elefante, vetiver e girassol. Nenhuma das espécies é apta à fitoextração, mas girassol, orelha de elefante e vetiver dada elevada produção de biomassa, teor de Pb radicular e comprimento radicular apresentam potencial de fitoestabilização de ambientes contaminados.

Palavras-chave: Remediação, Bioacumulação, Comprimento radicular, Fitoestabilização, *Vetiveria zizanioides* L.

# SCREENING OF PLANT SPECIES WITH LEAD PHYTOREMEDIATION POTENTIAL

**Author:** Adriana Alves Batista

**Advisor:** Jorge Antonio Gonzaga Santos

## ABSTRACT:

Nutrient solution study carried out under greenhouse condition evaluated the lead extraction potential several species vegetal. The treatments were arranged as a completely randomized design in a 6x5 factorial scheme. Six plant species: Vetiver (*Vetiveria zizanioides* L.), sunflower (*Helianthus annuus* L.), bean (*Canavalia ensiformis* L), Elephant Ear (*Alocasia macrorrhiza*), singônio (*Syngonium angustatum*) and embaúba (*Cecopria* sp) were evaluated under 5 lead concentrations (0, 50, 100, 200 and 400 mg L<sup>-1</sup> Pb) in a 50% strength Hoagland and Arnon (1950) nutrient solution. The lead was added to the system as lead acetate trihydrate. The study was conducted for 31 days, evaluated the content of Pb in the plant, the effect on biomass production in root architecture, the accumulation of Pb and ability to bioaccumulate and transfer of Pb by the species. The leaf and root lead content of the species increased with concentrations of Pb in the nutrient solution. However, the exposure of plants to lead reduced shoot and root biomass at the highest Pb concentration. The sunflower plants presented the highest Pb accumulation (0.60 mg pot<sup>-1</sup>), while embaúba (BF = 1.088), followed by vetiver (BF = 0.627) and sunflower (0.382) had biggest bioaccumulation factor (BF). Sunflower also had highest shoot biomass. The species had higher root length were elephant ear, vetiver and sunflower. None of the species evaluated are suitable for phytoextraction, but sunflower, elephant ear and vetiver given high biomass production, Pb content of roots and root length presented the potential for phytostabilization of contaminated sites.

**Keywords:** Remediation, Bioaccumulation, Root length, Phytostabilization, *Vetiveria zizanioides* L.



## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>10</b>
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>12</b>
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>19</b>
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>23</b>
4.1. TEOR DE CHUMBO (Pb) .....	<b>23</b>
4.2. EFEITO DO CHUMBO NA BIOMASSA VEGETAL, Pb ACUMULADO E ARQUITETURA RADICULAR .....	<b>28</b>
4.3. FATOR DE BIOACUMULAÇÃO (FB) E DE TRANSLOCAÇÃO (FT) .....	<b>43</b>
4.4. TOXIDADE AO CHUMBO .....	<b>45</b>
<b>5. CONCLUSÕES</b> .....	<b>49</b>
<b>6. CONSIDERAÇÕES</b> .....	<b>50</b>
<b>7. REFERÊNCIAS</b> .....	<b>51</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o desenvolvimento da indústria aumentaram o volume de metais tóxicos descartado no meio ambiente. As atividades de mineração e metalurgia estão entre as que mais contribuem para a poluição do solo, água e atmosfera. Ao extrair metais da crosta terrestre e processá-los são produzidas grandes quantidades de rejeitos que, na maioria das vezes, ainda possuem elevados teores de metais pesados. Esses rejeitos enriquecidos em metais pesados, quando descartados nos ecossistemas de forma inadequada, resultam em graves problemas ambientais.

Metais pesados como o cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) são nutrientes essenciais às plantas em pequenas concentrações, já os metais chumbo (Pb), cádmio (Cd) e arsênio (As) são tóxicos às plantas e aos animais. O Pb é a segunda substância tóxica de maior frequência, toxicidade e potencial de exposição humana dentre 275 substâncias prioritárias nos EUA (ATSDR, 2011), sendo considerado o maior problema ambiental dos últimos tempos.

O Pb é persistente e pouco móvel no solo (Gratão et al., 2005; Lasat, 2000), pois reage com a matéria orgânica, óxidos, hidróxidos, carbonatos, sulfatos e fosfatos, podendo ser precipitado, o que impede sua absorção pelas raízes das plantas. Somente o Pb trocável na solução do solo pode ser absorvido pelos vegetais. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1992) a absorção do Pb pela raiz das plantas ocorre de forma passiva (Kabata-Pendias e Pendias, 2011). O Pb passa por entre as células vegetais (apoplasto) até a endoderme. As estrias de Caspary da endoderme bloqueiam a passagem do Pb para o interior da célula (simplast). É por meio dos transportadores de cálcio que o Pb é conduzido por entre as células até o xilema, sendo levado para parte aérea. Somente 3% do Pb das raízes é translocado para a parte aérea. Além do Pb, outros metais como Zn e Fe também ficam retidos nas paredes celulares das raízes de várias plantas de pântano (Deng et al., 2009), evidenciando o papel importante da estrutura celular.

Embora pareça desejável que a planta retenha o Pb nas raízes, a retenção de Pb na parede celular pode reduzir o alongamento e crescimento radicular (Delhaize e Ryan, 1995; Di Salvatore et al., 2008). Algumas plantas, no entanto, possuem a capacidade de sobreviver em locais com elevadas concentrações de metais pesados no solo, como exemplo as plantas

metalófitas. Essa característica de tolerância possibilita o uso destas espécies na remediação de áreas impactadas por metais pesados.

Mesmo em baixas concentrações o Pb causa sintomas de toxidez às plantas. Os mais comuns são inibição da divisão celular e desequilíbrio hídrico, nutricional e hormonal, refletindo em clorose, diminuição da área foliar, fotossíntese e produção de biomassa.

A relação entre os teores do metal no tecido vegetal da parte aérea e da raiz constitui em um importante indicador do grau de tolerância das plantas e conseqüentemente seu potencial de serem usadas na remediação de áreas contaminadas por metais tóxicos. Plantas com esta habilidade são chamadas de fitorremediadoras. A fitorremediação consiste no emprego de plantas e da microbiota, que podem estar associadas ao uso de condicionadores químicos do solo, vinculadas a práticas agrônômicas para remover, imobilizar ou tornar os contaminantes inofensivos aos ecossistemas (Accioly & Siqueira, 2000). Os maiores custos na fitorremediação são com o preparo do solo (aragem e gradagem), plantio das sementes, controles das ervas invasoras e pragas, colheita e descarte da biomassa. A desvantagem desta técnica é que o processo pode levar décadas para tornar a concentração em níveis aceitáveis.

Os diferentes tipos de fitorremediação são descritos por cinco processos fisiológicos (Peuke e Rennenberg, 2005): fitoextração, fitoestabilização, fitodegradação, fitovolatilização e rizofiltração. Plantas aptas a fitoextração possuem a habilidade de translocar o contaminante para a biomassa aérea; plantas fitoestabilizadoras devem possuir sistema radicular vigoroso e habilidade de complexar o metal ao húmus do solo ou a ácidos orgânicos rizosféricos no solo; plantas fitodegradadoras produzem substâncias orgânicas que estimulam o crescimento da biota do solo, a qual degrada compostos orgânicos perigosos; plantas volatilizadoras absorvem metais com esta característica e os volatilizam nas folhas; plantas rizofiltradoras acumulam grande quantidade de metais no sistema radicular, precipitando-os (Dinardi et al., 2003; Andrade et al, 2007; Pilan Smith, 2005; Sarma, 2011).

Não existe até o momento a identificação de plantas hiperacumuladoras de Pb. Recentemente a pesquisa tem se direcionado a busca de plantas que sejam tolerantes, com elevada produção de biomassa e que sejam eficientes em absorver o metal. Nesse sentido o nosso objetivo é verificar o potencial de fitorremediação de chumbo pelas espécies vegetais vetiver, girassol, feijão de porco, orelha de elefante, singônio e embaúba, cultivadas em solução nutritiva.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

A indústria de mineração COBRAC (Companhia Brasileira de Chumbo), subsidiária da empresa francesa PENARROYA OXIDE S/A instalou-se em 1960 em Santo Amaro, Bahia, para beneficiar minério de chumbo, oriundo no município de Boquira – BA, na Chapada Diamantina e produzir lingotes (Anjos, 2003). Após 29 anos de atividade, em (1989) a COBRAC foi vendida e incorporada à empresa Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda, pertencente ao grupo TREVO. Durante o período de atividade essa empresa contaminou o meio ambiente por diversas rotas: emissão de material particulado pela chaminé; despejo de efluentes líquidos diretamente no rio Subaé e transbordamento da bacia de rejeito e estocagem de escória, com aproximadamente 21% de Cd e até 3% de Pb.

A escória resultante do processo de beneficiamento do chumbo foi utilizada ou disposta de diversas formas durante o período de operação da fábrica. Entre as décadas de 1960 e 1970, a escória de chumbo, material granular de boa capacidade de suporte, foi utilizada para pavimentação das ruas do centro da cidade. Este exemplo foi seguido por diversos moradores, que utilizaram a escória nos quintais de suas casas, pátios de escolas e outros. Quando não utilizada para esse fim, a escória foi disposta na área da fábrica a céu aberto sem que nenhum tratamento tenha sido feito para diminuir a disponibilidade de metais pesados para o meio ambiente (Machado et al., 2004).

As atividades da fundição foram paralisadas em 1993, após 33 anos em operação a empresa produziu aproximadamente 490.000 ton de escórias de chumbo (Anjos, 2001). Em estudo realizado por Anjos (1998) em 10 amostras do resíduo de escória coletadas no sítio da Plumbum, constatou-se que nos extratos de lixiviação e solubilização de 90% das amostras a concentração de Pb estava acima do valor limite, chegando a ser 31,8 vezes superior ao limite recomendado. Assim, conforme NBR 10.004, a escória foi classificada como um resíduo perigoso, sendo esta a fonte de poluição em Santo Amaro. Acredita-se que Santo Amaro é hoje a cidade com maior contaminação urbana de Pb no mundo por pessoa, vide a incidência de doenças provocadas pelo metal na população e aos danos ao meio ambiente, além de impactos na Bacia do Subaé e em seu estuário.

A contaminação do solo por metais pesados é um dos maiores problemas ambientais, conferindo risco à saúde humana e ao ecossistema (Roongtanakiat e Sanon, 2011). Mesmo em baixa concentração os metais pesados podem afetar a fertilidade do solo, pois são elementos tóxicos, que afetam a produção de biomassa e, conseqüentemente, o rendimento das safras

levando à bioacumulação de metais na cadeia alimentar (Gratão et al, 2005; Rajkumar et al, 2009). Quando no organismo humano, metais pesados como o Pb, podem causar sérios problemas gastrointestinais e neurológicos, como exemplo a encefalopatia, a mais séria das enfermidades causadas por este metal.

O chumbo, Pb, do latim plumbum, elemento de número atômico 82, massa atômica 207,19 u e densidade  $11,4 \text{ g cm}^{-3}$ , é um elemento metálico, sólido, cinza azulado, conhecido há séculos pelo seu potencial tóxico. O Pb apresenta os estados de oxidação Pb (II), que é o mais comum, e Pb (IV). De uma lista com 275 substâncias orgânicas e inorgânicas prioritárias nos EUA, publicada pela Agência para Substâncias Tóxicas e Controle de Doenças (ATSDR, 2011) o Pb é considerado como o segundo elemento químico mais perigoso para a saúde humana, baseado na combinação entre frequência, toxicidade e potencial de exposição humana. (WHO, 1989).

É notoriamente o metal pesado que oferece maior risco de envenenamento para os seres humanos, especialmente às crianças (Lasat, 2002). Entre os vários poluentes existentes, o chumbo (Pb) é o maior contaminante do solo (Gratão et al., 2005; Lasat, 2000), pois quando liberado no solo reage com a matéria orgânica, óxidos, hidróxidos, carbonatos, sulfatos e fosfatos, podendo ser precipitado, o que impede sua absorção pelas raízes das plantas. Sendo assim considerado um dos metais mais persistentes no solo. O Pb é o maior problema ambiental a ser enfrentado no mundo moderno.

Do chumbo presente no solo apenas os íons presentes na solução do solo, formando complexo solúvel ou adsorvido aos constituintes inorgânicos e sítios de troca, estão disponíveis às plantas (Lasat, 2002). Apesar da presença de grandes quantidades de metais no solo, a absorção de metais é influenciada principalmente por sua fração biodisponível (Vamerali et al., 2010). Esta fração biodisponível do metal é absorvida pelas raízes através do processo de transpiração, que impulsiona a absorção da solução (água, nutrientes e metais) do solo (Liao, 2006). Neste processo, a absorção do  $\text{Pb}^{2+}$  do solo ocorre de forma passiva (Kabata-Pendias e Pendias, 2011).

A preferência das plantas em absorver cátions livres em solução dá-se pelo fato das células das raízes possuírem um potencial negativo ao longo da membrana celular que favorece a absorção de espécies catiônicas (Matias, 2011). Uma vez absorvido pelas raízes o Pb é armazenado na parede celular na forma de pirofosfato de chumbo ( $\text{PbP}_2\text{O}_7$ ) (Macêdo e

Morril, 2008). Em plantas de cebola expostas a doses altas de Pb, este se acumulou dentro das células sob forma complexada e insolúvel (Wierzbicka et al., 2007). A retenção de Pb na parede celular das raízes pode levar a uma redução do alongamento celular com a consequente redução do crescimento radicular (Di Salvatore et al., 2008). A compartimentalização, controle de pH na rizosfera, exsudação de ácidos orgânicos e quebra intracelular são alguns dos mecanismos utilizados pelas espécies vegetais em condições de estresse por metais pesados (Souza et al., 2011), para estabilizar o metal em uma forma não tóxica.

Não existem evidências sobre a essencialidade do Pb, no entanto, alguns trabalhos relatam efeito estimulador sobre as plantas crescendo em baixas concentrações, 5 a 10 mg kg<sup>-1</sup> de chumbo (Macêdo e Morril, 2008). Mas, em concentrações mais elevadas na biomassa aérea, 30 a 300 mg kg<sup>-1</sup> de Pb, ocorre efeito tóxico (Kabata-Pendias, 2001). Já para raiz não existe uma faixa específica de toxidez, tendo em vista a tolerância bastante variada entre as espécies vegetais.

Um dos principais sintomas da toxicidade do Pb é a redução do crescimento radicular (Guo et al., 2004; Iannacone e Alvariño, 2005). Reduções significativas foram observadas no comprimento das raízes de cebola (37%), beterraba (75%), arroz (34%) e rabanete (38%) na concentração de 200 mg L<sup>-1</sup> de Pb (Iannacone e Alvariño, 2005). Esse efeito sobre o crescimento radicular é devido ao efeito negativo do Pb sobre a organização dos microtúbulos durante a mitose (Samardakiewicz e Wozny, 2005; Iannacone e Alvariño, 2005), prejudicando assim a divisão celular (Kozhevnikova et al., 2009) e reduzindo também a elasticidade das células das raízes na zona de alongamento. Geralmente a redução do crescimento radicular vem acompanhada de escurecimento, presença de protuberância acima do ápice radicular e perda da dominância apical, pois podem aparecer várias raízes secundárias num mesmo eixo radicular (Kopittke et al., 2007).

### **Remediação de áreas contaminadas**

Atualmente existe na literatura mundial um grande volume de trabalhos sobre remediação de áreas contaminadas por compostos orgânicos e inorgânicos. Diversas são as possibilidades de limpeza do solo, mas a maioria delas são caras, de trabalho intensivo e causa grandes distúrbios do solo, e assim, têm encontrado aceitação limitada pela população (Bhargava et al, 2012). O método da biorremediação visa à descontaminação do solo e da

água pela utilização de organismos vivos. Os microrganismos e as plantas destacam-se pela eficiência na descontaminação, simplicidade na execução e baixo custo.

### **Fitorremediação**

Dentro da técnica da biorremediação se destaca a fitorremediação, que consiste no emprego de plantas e da microbiota, que podem estar associadas ao uso de condicionadores químicos do solo, vinculadas a práticas agronômicas para remover, imobilizar ou tornar os contaminantes inofensivos aos ecossistemas (Accioly & Siqueira, 2000).

A fitorremediação, além de exibir menores custos, tem uma grande aceitação pela sociedade, por não descaracterizar a paisagem com remoção de solos, por utilizar energia solar e plantas (Marques, 2009). Após o desenvolvimento do vegetal uma das opções é a queima do material coletado para produção de energia e posterior reutilização dos metais pesados por um processo denominado fitomineração. No entanto, isto só é possível quando a planta é uma fitoextratora (Prasad e Freitas, 2003; Peuke e Rennenberg, 2005), ou ainda, o descarte é feito em aterros sanitários adequados.

A fitorremediação baseia-se na tolerância das espécies vegetais de se desenvolverem na presença de compostos orgânicos ou inorgânicos tóxicos. Tolerância é a capacidade relativa das espécies vegetais absorverem, translocarem e concentrarem metais sem apresentar efeito negativo no desenvolvimento e na produção. As plantas tolerantes podem ser classificadas como: acumuladoras (concentração do elemento nos tecidos, superior à encontrada no solo), indicadoras (concentração na planta semelhante à encontrada no solo) ou exclusoras (concentração do metal é mantida em nível constante até que a concentração crítica à planta seja alcançada) quando expostas a um gradiente de contaminação de metais no solo (Simão e Siqueira, 2001; Marques et al., 2000). As plantas acumuladoras são próprias para fitoextração e exclusoras para fitoestabilização (Accioly e Siqueira, 2000).

O objetivo da fitorremediação de solo contaminado por metais pesados é geralmente extrair o metal de um grande volume de solo e transferí-lo para o tecido de planta o qual é eliminado após colheita e (Bhargava et al, 2012). A fitorremediação pode ser subdividida da seguinte maneira:

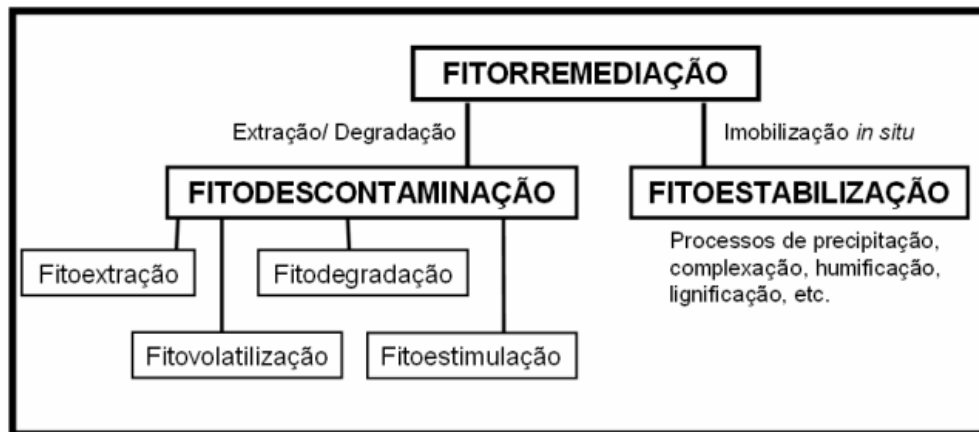


Figura 1. Processos de fitorremediação do solo. Fonte: Accioly e Siqueira, 2000.

As plantas exibem dois mecanismos básicos de tolerância evitando a absorção do metal ou acumulando (Juárez-Santillán et al 2010). As plantas tolerantes a metais utilizam uma variedade de mecanismos para evitar a entrada do metal na raiz, entre eles o uso de compostos exsudados pelas raízes das plantas para a complexação de metais; limitação da translocação de metais das raízes para parte aérea pela formação de complexos estáveis nas células das raízes (fitoestabilização). O segundo tipo inclui plantas que acumulam grandes quantidades de metal e os transfere para a parte aérea (fitodescontaminação), onde é acumulado.

A fitoestabilização usa plantas para estabilizar os poluentes no solo por meio de processos como humificação, precipitação do poluente na rizosfera ou por ligações covalentes irreversíveis, diminuindo as formas biodisponíveis do poluente, prevenindo perdas por erosão ou lixiviação (Dinardi et al., 2003). Esta técnica é aplicável em locais onde a melhor alternativa é manter o contaminante no local, como em ambientes contaminados por chumbo (Giardini, 2010).

Na fitovolatilização, após absorção e incorporação do poluente no tecido da planta, os poluentes podem deixá-la na forma volátil. Esse tipo de limpeza de ambientes pode ser utilizado para compostos orgânicos voláteis e para metais voláteis, como selênio e mercúrio (Andrade et al., 2007).

Na fitodegradação as plantas degradam poluentes orgânicos diretamente por suas próprias atividades enzimáticas. É ideal para poluentes orgânicos móveis em plantas, como herbicidas, e compreende a ação de complexos enzimáticos presentes nas plantas. As enzimas agem sobre o poluente degradando-os a intermediários estáveis que são armazenados na



própria planta, ou ainda, mineralizando-os a compostos inorgânicos como CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O e Cl<sub>2</sub> (Dinardi et al 2003; Pilan Smith, 2005).

Na fitoestimulação as plantas liberam exsudatos orgânicos na região rizosférica promovendo a proliferação de microrganismos degradadores de poluentes orgânicos (Lopes, 2010).

A técnica da fitoextração utiliza plantas hiperacumuladoras, aquelas que são capazes de extrair o metal do solo e acumular quantidades elevadas do metal no tecido da parte aérea (Pilan Smith, 2005; Sarma, 2011). Além de apresentar elevada capacidade de acumular o poluente na parte aérea, outras características vegetais também são essenciais para o sucesso da fitoextração, como por exemplo: a planta deve ter a capacidade de crescer fora do seu local de origem, com crescimento rápido, elevada produção de biomassa, acumular mais de um metal, ser de fácil colheita (Jabeen et al, 2009; Seth, 2011) e possuir fator de transferência (FT) e de bioacumulação (FB) maior que 1 (Min et al., 2007).

O fator de transferência mede a capacidade da planta de translocar o metal da raiz para parte aérea e o fator de bioacumulação a capacidade da planta absorver o metal da solução nutritiva, ou do solo, e de bioacumular no tecido da parte aérea ou raiz. Nenhuma planta atualmente conhecida preenche todos esses critérios (Bhargava et al, 2012) para remoção de chumbo.

A desvantagem da fitorremediação é o longo período que se leva para a descontaminação da área contaminada, principalmente porque as plantas que são hiperacumuladoras, geralmente, são de crescimento lento. Plantas hiperacumuladoras são aquelas capazes de acumular metais naturalmente em seus tecidos da parte aérea, sem apresentar qualquer sintoma de toxidez. Estas plantas são especializadas em acumular altas taxas de metais pesados em seus tecidos da parte aérea como: > 10.000 mg kg<sup>-1</sup> de Zn e Mn; > 1.000 mg kg<sup>-1</sup> de Pb, Ni e Cu; > 100 mg kg<sup>-1</sup> de Cd (Marques et al. 2000). Até o momento não se conhece na literatura uma planta que seja hiperacumuladora de Pb, o que se conhece são plantas tolerantes.

O sucesso do uso da técnica de fitoextração está na existência de plantas tolerantes ao contaminante, uma vez que não existe citação na literatura de plantas hiperacumuladoras de chumbo. Alves et al. (2008) observaram que plantas de vetiver (*Vetiveria zizanioides* L., Nash) apresentaram elevada tolerância, eficiência de absorção e translocação de Pb para a parte aérea, quando comparada a jureminha e algaroba, o que tornar esta espécie importante para programas de fitorremediação em áreas contaminadas com Pb.

Segundo Jarvis & Leung (2001) a maioria das plantas tolerantes a Pb tende a acumular o metal nas raízes, restringindo sua translocação para a parte aérea. Michalska (2001) verificou que a exposição de três cultivares de alface a 0,5 M de Pb em solução nutritiva provocou maiores acúmulos Pb nas raízes. Segundo Tang et al. (2001), as espécies *Elsholtzia haichowensis* e *Commelina communis*, crescidas em solução hidropônica em concentração de 66-224 mg kg<sup>-1</sup> de Pb, acumularam Pb em maior concentração nas raízes que na parte aérea das plantas. Romeiro (2005) e Almeida (2007) avaliando o efeito do Pb em *Canavalia ensiformes* L. (feijão de porco), crescida em sistema hidropônico, constataram que esta espécie possui maior capacidade de acumulação de Pb no sistema radicular. Plantas com esta característica não são interessantes para fitoextração, onde a acumulação do metal na parte aérea é imprescindível, no entanto, o acúmulo do metal no sistema radicular ou a estabilização na rizosfera é crucial para o sucesso da fitoestabilização.

As plantas fitoextratoras também devem apresentar um sistema radicular profundo, com raízes eficientes em absorver água e nutrientes, além dos metais pesados. Muito provavelmente, plantas que apresentam raízes com maior comprimento e menor diâmetro são menos prejudicadas, pois buscam seus nutrientes e água em uma camada do solo com baixo nível de contaminação, garantindo melhor desenvolvimento (Chaves et al., 2010) quando comparada com espécies de raízes com pouco comprimento. Pois metais pesados como o Pb concentram-se geralmente nos primeiros centímetros do solo (10 cm).

A biomassa radicular mantém boa correlação com o comprimento radicular, no entanto, pequenas quantidades de raízes grossas, aquelas menos eficientes na absorção de H<sub>2</sub>O e nutrientes, alteram sobremaneira a massa total passando à ideia de sistema radicular eficiente e vigoroso, desta maneira a medida de comprimento seria mais consistente. Plantas que possuem raízes com elevado comprimento radicular e maior volume de raízes finas são as mais eficientes na absorção de água, nutrientes e metais, sendo as grandes responsáveis pela nutrição das plantas (França et al., 2006), apesar de contribuírem muito pouco com a massa total de raízes.

De acordo com Tavares (2009) no processo de remediação deve-se estabelecer como meta a redução do metal no solo, para níveis aceitáveis, no período de 3 a 20 anos. Para alcançar esse objetivo é necessário, entre outros aspectos, utilizar espécies/cultivares hábeis em acumular mais que 1% de Pb na parte aérea e que sejam boas produtoras de biomassa

aérea e radicular. Este estudo avaliou a capacidade de acumulação de chumbo por vetiver, girassol, feijão de porco, orelha de elefante, singônio e embaúba em sistema hidropônico.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em casa de vegetação na Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, localizada no município de Cruz das Almas, em latitude 12°48'S, longitude 39°06'W e altitude de 225 m.

#### *Condições de Crescimento e Tratamentos*

Os tratamentos foram dispostos em delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial 6 x 5. A capacidade de seis espécies vegetais, vetiver (*Vetiveria zizanioides* L.), girassol (*Helianthus annuus* L.), feijão de porco (*Canavalia ensiformis* L.), orelha de elefante (*Alocasia macrorrhiza*), singônio (*Syngonium angustatum*) e embaúba (*Cecropia* sp), em absorver e translocar chumbo para parte aérea, foi avaliada em cinco concentrações de chumbo: 0, 50, 100, 200 e 400 mg Pb L<sup>-1</sup>, doravante designados como C<sub>0</sub>, C<sub>50</sub>, C<sub>100</sub>, C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub>, respectivamente, com quatro repetições. O chumbo foi adicionado a solução na forma de acetato de chumbo trihidratado PA (Pb (C<sub>2</sub>H<sub>3</sub>O<sub>2</sub>)<sub>2</sub> · 3H<sub>2</sub>O). O estudo foi conduzido em solução nutritiva de Hoagland e Arnon (1950) a 50% da força, tabela 1. A solução nutritiva foi aerada por meio de uma mangueira acoplada a uma turbina de ar (Resun GF180, 300 L min<sup>-1</sup> a 8 kPa de pressão). A unidade experimental consistiu de uma planta por vaso (capacidade para 3 L) com 2,5 L de solução nutritiva. Diariamente o volume da solução foi restabelecido ao seu nível inicial com água destilada e o pH da solução aferido para 5,0 ± 0,2, faixa de pH. Cada unidade experimental continha pedra porosa para otimizar a distribuição do oxigênio.

Antes do transplante das plantas para os respectivos tratamentos as mudas foram adaptadas à solução nutritiva a 50% da força por um período de dez dias. Após este período a solução nutritiva foi renovada e acrescida com as diferentes concentrações de Pb, permanecendo nestas condições por vinte e um dias.

**Tabela 1.** Sais, concentração da solução estoque em Molar, peso molecular do sal, volume a ser retirado da solução estoque para cada L de solução nutritiva de Hoagland e Arnon nº2 (1950) a 100% da força.

<b>Macronutrientes</b>			
Sais	Concentração (M)	Peso molecular	vol. (mL) / L
NH <sub>4</sub> H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	1	115,1	1
KNO <sub>3</sub>	1	101,1	6
Ca (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> . 4H <sub>2</sub> O	1	236,2	4
Mg (SO <sub>4</sub> )	1	120,4	2
<b>Micronutrientes</b>			
MnCl <sub>2</sub> . 4H <sub>2</sub> O	0,0090	197,90	
CuSO <sub>4</sub> . 5H <sub>2</sub> O	0,0003	249,70	
ZnSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O	0,0010	287,60	*1
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0,0460	61,830	
H <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> . H <sub>2</sub> O	0,0001	161,95	
**Fe-EDTA			1

\*Em 1L acrescentar 1mL da solução estoque composta pelos micronutrientes citados.

\*\* 24,9 g FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O ou 24,25 g de FeCl<sub>2</sub>.6H<sub>2</sub>O; 33,2g EDTA-Na; 89 mL NaOH 1N completar em 800 mL H<sub>2</sub>O. Arejar uma noite ao abrigo da luz, completar a 1 L de água.

As mudas das espécies utilizadas no estudo foram adquiridas ou coletadas em Cruz das Almas (vetiver, sementes de feijão de porco e sementes de girassol), Salvador (embaúba) e em Taperoá (orelha de elefante e singônio). Vetiver foi coletado em campo na forma de touceiras com tufo de solo úmido. Após o fracionamento da touceira foi feito o plantio de um perfilho por saco de polietileno. Orelha de elefante, singônio e embaúba foram coletadas com solo em área não antropizada, preservando o máximo do sistema radicular. As espécies de feijão de porco e girassol foram semeadas em sacos de polietileno com solo não contaminado, com três sementes/saco. Após quinze a vinte dias da germinação as plantas se encontravam aptas para serem utilizadas no experimento.

Após a escolha das mudas que seriam utilizadas no estudo procedeu-se o desplante, lavagem do sistema radicular em água corrente para eliminação do solo e padronização do sistema radicular, comprimento da parte aérea, diâmetro na base do caule e número de folhas por espécie.

### ***Avaliação da parte aérea das plantas***

Após vinte e um dias de exposição ao Pb as plantas foram lavadas em água corrente, rapidamente imersas em uma solução diluída de HCl 0,1 M e novamente lavadas em água de torneira para eliminação de contaminantes à superfície do sistema radicular e das folhas. Após lavagem, as plantas foram segmentadas em parte aérea e raiz. A parte aérea foi acondicionada em saco de papel para secagem em estufa de circulação forçada a 65°C por um período de 72 h. Após secagem, a biomassa seca das plantas foi pesada em balança (Marte modelo AC200 com precisão de  $\pm 0,001$  g). O material vegetal foi processado em moinho tipo Willye TE 650 com malha de 1 mm de diâmetro para posterior digestão.

### ***Avaliação do sistema radicular das plantas***

As raízes das espécies foram conservadas em álcool etílico a 50%, até o escaneamento das mesmas para obtenção do comprimento e diâmetro radicular. Para obtenção das imagens, as raízes foram separadas em transparências (tamanho A4) e digitalizadas em Scanner Hp modelo G4050 com resolução de 100 dpi e tons de cinza. As imagens foram salvas no formato bitmap. Para análise das imagens, e obtenção dos comprimentos e áreas de raiz em sete faixas diferentes de diâmetro (<0,1; 0,1-0,25; 0,25-0,5; 0,5-0,75; 0,75-1,0; 1,0-2,0 e >2,0 mm), utilizou-se o software Gsroot (Guddanti e Chambers, 1993). Como descrito no Manual de Pedologia - IBGE (2007) as raízes com diâmetro < 1 mm são classificadas como muito finas; 1 a < 2 mm - finas; 2 a < 5 mm – média; 5 a < 10 mm – grossa e > 10 mm - muito grossas. Após escaneadas, as raízes foram acondicionadas em sacos de papel e secas em estufa de circulação forçada a 65°C por um período de 72 h e então pesadas. Posteriormente, o material radicular foi processado em moinho tipo Willye TE 650 com malha de 1 mm de diâmetro para digestão.

### ***Determinação de chumbo***

Os teores de metais pesados foram analisados a partir de digestão com ácido nítrico e peróxido de hidrogênio, como descrito a seguir: O material vegetal foi digerido de acordo com o seguinte procedimento. 0,500 g do tecido vegetal foi pesado em balança de precisão de 1 mg, em tubos de digestão aos quais adicionaram-se 4 mL de HNO<sub>3</sub> PA 65%. O conjunto foi digerido a frio, deixado à temperatura ambiente durante 16 horas para garantir a digestão de parte dos e compostos orgânicos. Em seguida as amostras foram aquecidas a 60°C em bloco digestor com capacidade para 40 amostras. Em cada grupo de 40 amostras, cerca de vinte por

cento das amostras digeridas e analisadas foram para controle de qualidade. A cada grupo de 10 amostras foi adicionada uma amostra duplicada e outra amostra spike, ou seja, amostra duplicada com um valor conhecido do metal - Padrão de Pb. Depois de 30 minutos, a temperatura do bloco foi elevada para 80°C, onde permaneceu por mais 30 minutos. Após este período acrescentou-se 1 mL de HNO<sub>3</sub> 65% seguido de elevação da temperatura para 100°C, permanecendo nesta condição por 2 horas. Passado este período, retirou-se as amostras do bloco deixando esfriar e acrescentou-se 0,5 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30%. A temperatura foi elevada para 140°C. A cada 30 minutos adicionaram-se 0,5 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30% até que o material não evaporasse fumos castanhos, indicando assim a eliminação do material orgânico. Preconiza-se não acrescentar mais que 3 mL H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30%. Ao fim da digestão a solução d apresentou coloração translúcida levemente amarelada. A solução foi avolumada para 25 mL com HNO<sub>3</sub> 2%. O Pb foi determinado por espectrometria de absorção atômica com chama (Varian AA 240Z, Varian Instruments, Austrália).

#### *Atributos calculados*

Com base nos teores de Pb (mg kg<sup>-1</sup>) da parte aérea e do sistema radicular, calculou-se: o acúmulo de Pb e os fatores de translocação (FT) e de bioacumulação (FB), de acordo com as seguintes fórmulas:

$$\text{Acúmulo de Pb (mg/planta)} = \frac{\text{Teor de Pb} \times \text{biomassa (g)}}{1000}$$

$$FB = \frac{\text{Teor de Pb na parte aérea ou raiz}}{\text{Teor de Pb na solução nutritiva}}$$

$$FT = \frac{\text{Teor de Pb na parte aérea}}{\text{Teor de Pb na raiz}}$$

De acordo com os valores do fator de transferência calculado as plantas foram classificadas como: Eficientes em translocar Pb quando o fator de translocação de chumbo da

raiz para parte aérea –  $FT > 1$ ; e ineficientes quando o  $FT < 1$  (Zhang et al. 2002; Fayiga & Ma, 2006). De acordo com o fator de bioacumulação, as plantas também foram classificadas como: Acumuladoras quando o fator de bioacumulação –  $FB > 1$ ; Indicadoras,  $FB = 1$ , e exclusoras  $FB < 1$  (Marques, 2000; Accioly e Siqueira, 2000; Ma et al. 2001; Cluis 2004).

### *Análise estatística*

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA). Para os atributos em que a interação concentrações de chumbo\*espécies foi significativa, fixou-se a espécie e avaliou-se o comportamento dos atributos nas diferentes concentrações de chumbo, utilizando equações de regressão. Não foi feita a comparação das espécies a nível fixo das doses de chumbo, devido as plantas das diferentes espécies estarem em estágio de desenvolvimento distintos e apresentarem diferentes hábitos de crescimentos. Utilizou-se o programa estatístico SISVAR 5.3 (Ferreira, 2010) para análise estatística do estudo.

## **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

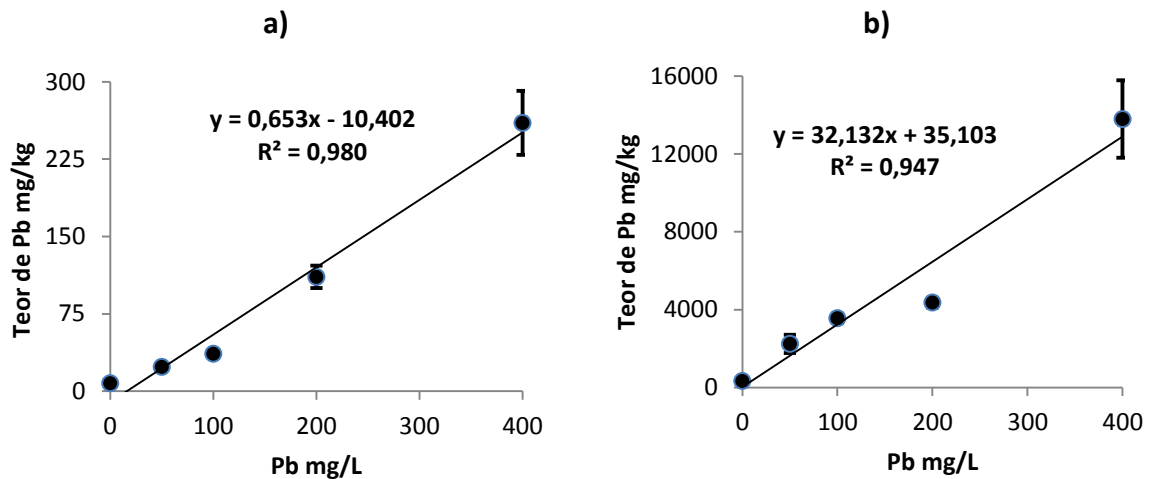
### **4.1 Teor de Chumbo**

O teor de Pb na biomassa aérea e radicular aumentou linearmente com o aumento da concentração de chumbo na solução nutritiva para todas espécies avaliadas exceto embaúba. Pois, a absorção de Pb pelas plantas é dependente da concentração e da biodisponibilidade de Pb no sistema (Alloway, 1992).

#### Vetiver

O teor de Pb na biomassa aérea de vetiver variou de 22,25 mg kg<sup>-1</sup> (C<sub>50</sub>) a 250,80 mg kg<sup>-1</sup> (C<sub>400</sub>) (Figura 2a). A exposição do vetiver a C<sub>100</sub>, C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub> de Pb aumentou em 147, 440 e 1027% o teor do elemento na parte aérea, em relação a C<sub>50</sub>. Durante o período experimental nenhuma das espécies apresentou sintoma de toxidez no tecido foliar.

O teor de chumbo no tecido radicular variou de 1.641,70 mg kg<sup>-1</sup> (C<sub>50</sub>) a 12.887,90 mg kg<sup>-1</sup> de Pb (C<sub>400</sub>), figura 2b. A exposição do vetiver a C<sub>100</sub>, C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub> de Pb aumentou em 98, 294 e 685% o teor do elemento na raiz, comparada a C<sub>50</sub>, figura 2b. A biomassa radicular das diferentes espécies de plantas apresentou maior concentração de Pb do que a parte aérea. Jarvis & Leung (2001) relataram que a maioria das plantas tende a acumular o Pb nas raízes. Restringindo dessa forma a translocação do metal para a parte aérea.



**Figura 2.** Teor de Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) na biomassa da parte aérea (a) e da raiz (b) da espécie vetiver em função das concentrações de chumbo (0 a  $400 \text{ mg L}^{-1}$ ).

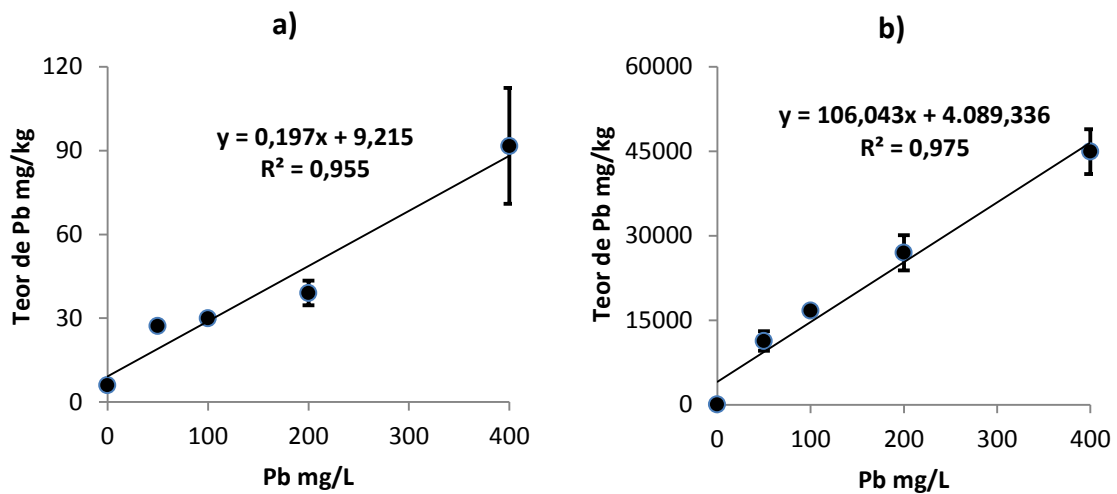
Roongtanakiat e Sanoh (2011), avaliando diferentes ecótipos de vetiver, também verificaram aumento crescente dos teores dos metais pesados (Zn, Cd e Pb) na biomassa em decorrência do aumento do nível de contaminação do solo, sendo que os maiores teores foram encontrados na biomassa radicular.

#### Girassol

O teor de Pb no tecido da parte aérea do girassol, variou de  $19,08 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $C_{50}$ ) a  $88,13 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $C_{400}$ ) (Figura 3a). A exposição do girassol a  $C_{100}$ ,  $C_{200}$  e  $C_{400}$  de Pb aumentou a concentração de Pb na parte aérea em 52, 155 e 362%, em relação a  $C_{50}$ .

O teor de chumbo na raiz, variou de  $9.391,49 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $C_{50}$ ) a  $46.506,54 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $C_{400}$ ) (Figura 3b). A concentração de Pb na  $C_{100}$ ,  $C_{200}$  e  $C_{400}$  de Pb aumentou a concentração de Pb na raiz em 56, 169 e 395%, em relação a  $C_{50}$ . Andrade et al. (2009) também observaram aumento dos teores de Pb, Cd, Cu, Ni e Zn nas plantas de girassol, grama batatais e aveia preta com aumento do nível de contaminação do solo, sendo a raiz, a parte da planta com o maior teor de metais.



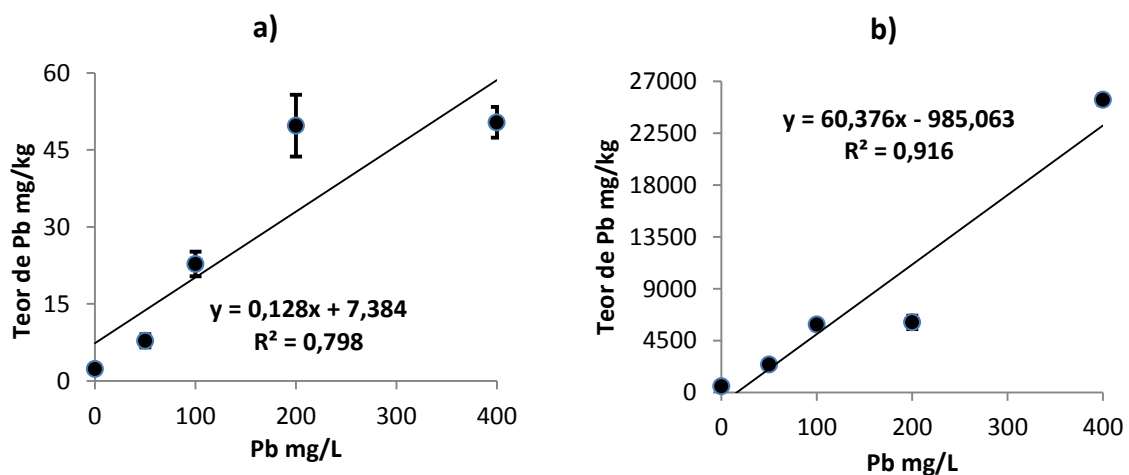


**Figura 3.** Teor de Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) na biomassa da parte aérea (a) e da raiz (b) da espécie girassol em função da exposição ao chumbo (0 a  $400 \text{ mg L}^{-1}$ ).

#### Feijão de porco

O teor de Pb na parte aérea do feijão de porco variou de  $13,78 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $C_{50}$ ) a  $58,58 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $C_{400}$ ) (Figura 4a). A exposição do feijão de porco a  $C_{100}$ ,  $C_{200}$  e  $C_{400}$  de Pb aumentou o teor de Pb da parte aérea em 46, 139 e 325%, respectivamente, em relação a  $C_{50}$ .

O teor de Pb na biomassa radicular variou de  $2.033,74 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $C_{50}$ ) a  $23.165,34 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb ( $C_{400}$ ) (Figura 4b). O teor de Pb na raiz aumentou em 148, 445 e 1039%, comparado a  $C_{50}$ , quando as plantas foram expostas a  $C_{100}$ ,  $C_{200}$  e  $C_{400}$  de Pb.



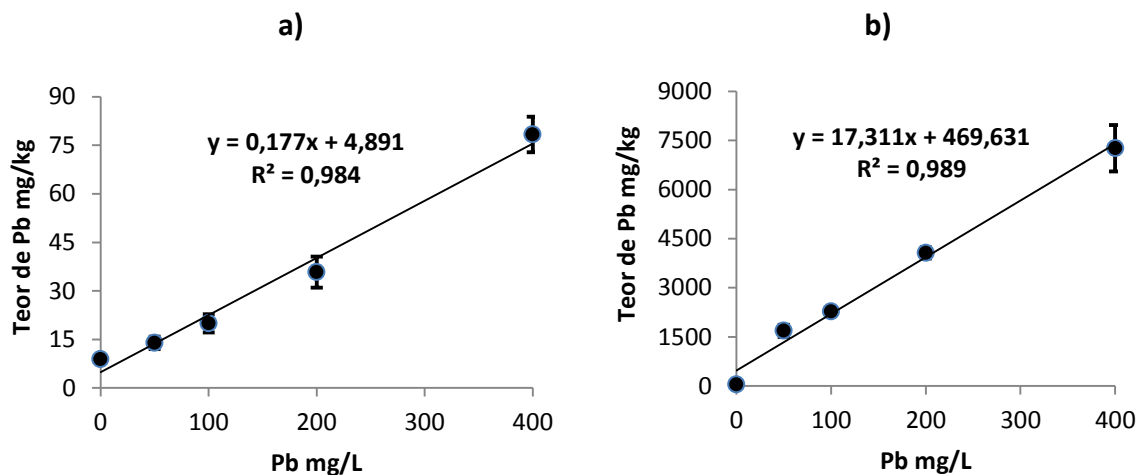
**Figura 4.** Teor de Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) na biomassa da parte aérea (a) e da raiz (b) da espécie feijão de porco em função da exposição ao chumbo (0 a  $400 \text{ mg L}^{-1}$ ).

Romeiro et al. (2007) também observou em seu estudo com a cultura do feijão de porco maior acúmulo de Pb na raiz que na parte aérea. Chandra et al. (2010) avaliaram o efeito de Cd ( $\text{CdCl}_2$ , 20  $\mu\text{M}$ ) e Cr ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ , 600  $\mu\text{M}$ ) na bioacumulação e na anatomia de *Vigna radiata* e *Vigna unguiculata* em solução nutritiva. Eles constataram maiores acúmulos de Cd e Cr nas raízes das espécies, em relação à parte aérea. Atribuindo o fato a provável ligação dos metais a ácidos orgânicos exsudatos pelas raízes os quais limitariam a absorção e translocação para a parte aérea.

#### Orelha de elefante

O teor de Pb na biomassa aérea de orelha de elefante variou de 13,74  $\text{mg kg}^{-1}$  ( $C_{50}$ ) a 75,69  $\text{mg kg}^{-1}$  ( $C_{400}$ ) (Figura 5a). A exposição da planta a  $C_{100}$ ,  $C_{200}$  e  $C_{400}$  de Pb aumentou a concentração de Pb na parte aérea em 64, 193 e 451%, respectivamente, em relação a  $C_{50}$ .

O teor de chumbo na raiz variou de 1.335,18 ( $C_{50}$ ) a 7.394,03  $\text{mg kg}^{-1}$  ( $C_{400}$ ) (Figura 5b). O teor de Pb na raiz aumentou em 65, 194 e 454% quando as plantas foram expostas a  $C_{100}$ ,  $C_{200}$  e  $C_{400}$  de Pb, respectivamente, em relação a  $C_{50}$ . Lima et al. (2013) também verificaram aumento crescente do teor de Pb em hortaliças (cenoura, couve manteiga e quiabo) cultivadas em solo contaminado com diferentes concentrações de Pb. O maior teor do metal ocorreu nas raízes das plantas.

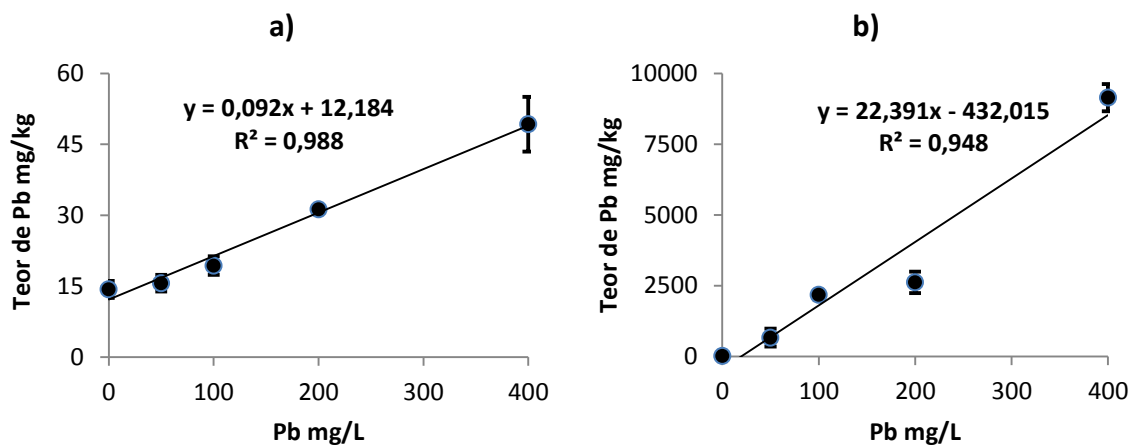


**Figura 5.** Teor de Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) na biomassa da parte aérea (a) e da raiz (b) da espécie orelha de elefante em função da exposição ao chumbo (0 a 400  $\text{mg L}^{-1}$ ).

### Singônio

O teor de Pb na parte aérea do singônio variou de  $16,78 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $C_{50}$ ) a  $48,98 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $C_{400}$ ) (Figura 6a). A exposição a  $C_{100}$ ,  $C_{200}$  e  $C_{400}$  de Pb aumentou a concentração da parte aérea em 27, 82 e 192%, respectivamente, em relação a  $C_{50}$ .

A concentração de chumbo na biomassa radicular variou de  $687,54 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb ( $C_{50}$ ) a  $8.524,39 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb ( $C_{400}$ ) (Figura 6b). A concentração de Pb na raiz aumentou em 163, 489 e 1140% na  $C_{100}$ ,  $C_{200}$  e  $C_{400}$  de Pb, respectivamente, em relação a  $C_{50}$ .

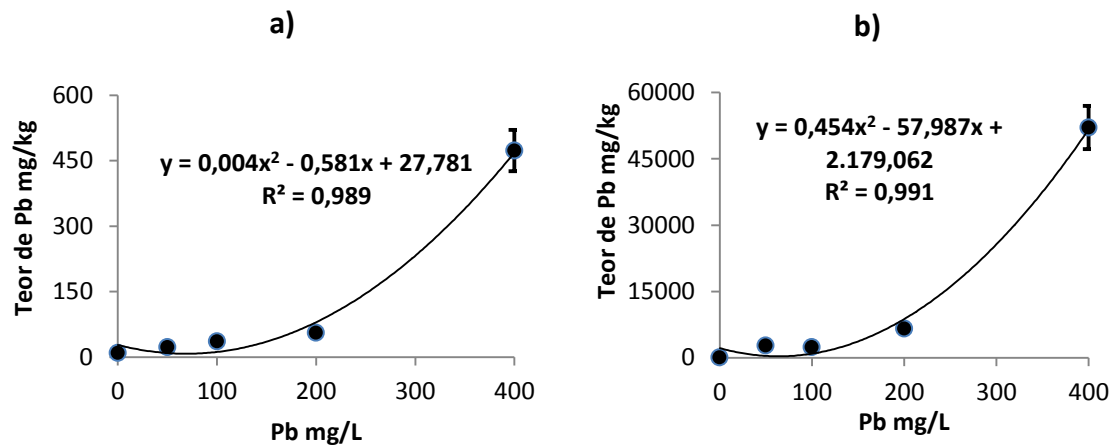


**Figura 6.** Teor de Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) na biomassa da parte aérea (a) e da raiz (b) da espécie singônio em função da exposição ao chumbo (0 a  $400 \text{ mg L}^{-1}$ ).

### Embaúba

O teor de chumbo na biomassa aérea da embaúba variou de  $8,73 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $C_{50}$ ) a  $435,38 \text{ mg kg}^{-1}$  ( $C_{400}$ ) (Figura 7a). O teor de Pb no tecido da parte aérea (11, 720 e 4887%, respectivamente) aumentou quadraticamente com a exposição das plantas as concentrações  $C_{100}$ ,  $C_{200}$  e  $C_{400}$  de Pb em relação a  $C_{50}$ . O teor mínimo de Pb na biomassa aérea,  $6,68 \text{ mg kg}^{-1}$ , foi obtido na concentração de  $72,6 \text{ mg L}^{-1}$  de Pb em solução nutritiva.

A concentração de chumbo no tecido radicular variou de  $3.256,08$  ( $C_{50}$ ) a  $74.761,08 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb ( $C_{400}$ ), figura 7b. A exposição das raízes a  $C_{100}$ ,  $C_{200}$  e  $C_{400}$  de Pb, aumentou a concentração de Pb em 105, 523 e 2196%, respectivamente, em relação a  $C_{50}$ . O teor mínimo de Pb na biomassa radicular,  $327,47 \text{ mg kg}^{-1}$ , foi obtido na concentração de  $63,8 \text{ mg L}^{-1}$  de Pb em solução nutritiva, respectivamente.



**Figura 7.** Teor de Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) na biomassa da parte aérea (a) e da raiz (b) da espécie embaúba em função da exposição ao chumbo (0 a  $400 \text{ mg L}^{-1}$ ).

Nenhuma das espécies avaliadas apresentou concentração de Pb na parte aérea superior a  $1000 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb, valor que define plantas hiperacumuladoras. Entre as espécies avaliadas a embaúba ( $8,73 \text{ mg kg}^{-1}$  a  $435 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e o vetiver ( $22,25 \text{ mg kg}^{-1}$  a  $250,80 \text{ mg kg}^{-1}$ ) foram as espécies que apresentaram o maior teor de Pb na parte aérea. E o menor teor de Pb na parte aérea foi encontrado na espécie singônio ( $48,98 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

As espécies que apresentaram maior concentração de Pb no tecido radicular foram a embaúba (7,5%) e o girassol (4,7%), enquanto o singônio apresentou a menor concentração (0,9%). A concentração de Pb no tecido radicular foi varias vezes maior que a da parte aérea, sendo um indicativo da limitação da translocação de metais. Para vetiver o teor de Pb no tecido radicular, na  $C_{50}$  e  $C_{400}$ , foi aproximadamente 74 e 51 vezes maior que o da parte aérea, respectivamente; para girassol, 492 e 528 vezes; feijão de porco, 148 e 395 vezes; orelha de elefante, 97 e 98 vezes; singônio, 41 e 174 vezes e embaúba 373 e 172 vezes maior, respectivamente. O girassol foi a espécie que apresentou a maior limitação na translocação do Pb para parte aérea nas concentrações de 50 e  $400 \text{ mg L}^{-1}$  de Pb.

#### 4.2 Efeito do Pb na produção de biomassa vegetal e na arquitetura radicular

A produção de biomassa é uma das características desejáveis na seleção de plantas tolerantes a metais. O chumbo por afetar o sistema fisiológico da planta inibe a fotossíntese, alterar a nutrição mineral o balanço hídrico, modifica o estado hormonal e afeta a estrutura e permeabilidade da membrana (Sharma e Dubey, 2005) resultando em baixa produção de biomassa da parte aérea e do sistema radicular,.

## Vetiver

A biomassa da parte aérea e da raiz de vetiver diminuíram linearmente com as concentrações de Pb na solução (Tabela 2). A biomassa da parte aérea variou de 0,35 g vaso<sup>-1</sup> (C<sub>400</sub>) a 9,71 g vaso<sup>-1</sup> (C<sub>0</sub>). A exposição do vetiver a C<sub>50</sub>, C<sub>100</sub>, C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub> de Pb reduziu a biomassa da parte aérea (12, 24, 48 e 96%, respectivamente), em relação ao controle. A biomassa da raiz variou de 0,65 g vaso<sup>-1</sup> (C<sub>400</sub>) a 2,77 g vaso<sup>-1</sup> (C<sub>0</sub>). A exposição do vetiver a C<sub>50</sub>, C<sub>100</sub>, C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub> de Pb reduziu a biomassa radicular em 10, 19, 38 e 77%, respectivamente, em relação ao controle.

**Tabela 2.** Dados de biomassa e acúmulo de Pb na parte aérea e na raiz de vetiver em concentrações crescentes de Pb em solução nutritiva.

Pb mg L <sup>-1</sup>	Biomassa (g vaso <sup>-1</sup> )		Pb acumulado (mg vaso <sup>-1</sup> )		
	P. aérea	Raiz	P. aérea	Raiz	Total
0	9,71	2,77	0,13	2,82	2,95
50	8,54	2,50	0,17	4,02	4,19
100	7,37	2,24	0,21	5,22	5,43
200	5,03	1,71	0,29	7,62	7,91
400	0,35	0,65	0,45	12,42	12,87
Intercept	9,71	2,7651	0,131	2,8249	
C.L.	-2,3x10 <sup>-2</sup>	-5,3x10 <sup>-3</sup>	8x10 <sup>-4</sup>	2,4x10 <sup>-2</sup>	
C.Q.	-	-	-	-	
R <sup>2</sup>	0,79	0,88	0,91	0,89	

Intercept, coeficiente linear (CL) e quadrático (CQ) e coeficiente de correlação (R<sup>2</sup>) da equação de regressão dos dados de vetiver.

Chantachon et al. (2004) também relataram redução da biomassa em espécies de Vetiver, *Vetiver zizanioides* e *Vetiver nemoralis*, crescidas em solo contaminado com Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> nas concentrações de 5, 7, 9 e 11 g L<sup>-1</sup>. Alves et al. (2008) avaliando, a absorção e distribuição de Pb (0, 50, 100 e 200 mg L<sup>-1</sup>) em vetiver, jureminha e algaroba cultivados em solução nutritiva de Hoagland e Arnon (1938) a 100% da força iônica por 45 dias, relataram redução de biomassa da parte aérea e raiz para todas as espécies. Eles relataram uma redução estimada de 27% da parte aérea e 23% na raiz do vetiver na concentração de 200 mg L<sup>-1</sup> de Pb. A redução da biomassa do vetiver neste estudo (74% para a parte aérea e 50% para raiz) na D<sub>200</sub> foi bem maior do que o obtido por Alves et al. (2008). A diferença de resultados dos dois estudos pode ser explicado por dois fatos: A maior força das soluções nutritivas utilizadas no estudo de Alves (100%) resultou em maior interação de íons na solução do que a solução 50% da força utilizada no nosso estudo. A maior interação de íons na solução reduziu a biodisponibilidade do metal na solução e, conseqüentemente, o seu efeito na planta, quando comparado com a solução de menor força. A maior concentração de nutrientes na solução de

Hoagland 100% pode ter proporcionado às plantas daquele estudo uma melhor condição nutricional.

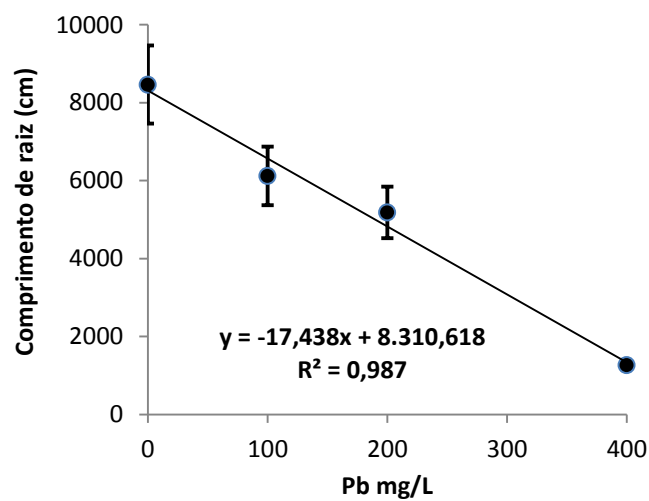
Roongtanakiat e Sanoh (2011) avaliaram o potencial fitorremediador de dois ecótipos de vetiver, relataram que quanto maior o nível de contaminação de Zn, Cd e Pb maior foi a redução da biomassa aérea e radicular. Por exemplo, eles relataram uma redução de 23% e 28% na biomassa da parte aérea e da raiz, de plantas cultivadas em solo contaminado com  $345 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb quando comparado com o solo controle, não contaminado.

A quantidade de chumbo acumulado, produto da biomassa e concentração, da parte e aérea e da raiz da planta foi calculado para todas as espécies testadas, devido à grande redução da biomassa e aumento da concentração de chumbo absorvido com a exposição ao Pb. Para vetiver a tendência obtida para Pb acumulado foi semelhante ao da concentração de Pb (Figura 2a e 2b), desta maneira não houve efeito de concentração do Pb em função da redução de biomassa.

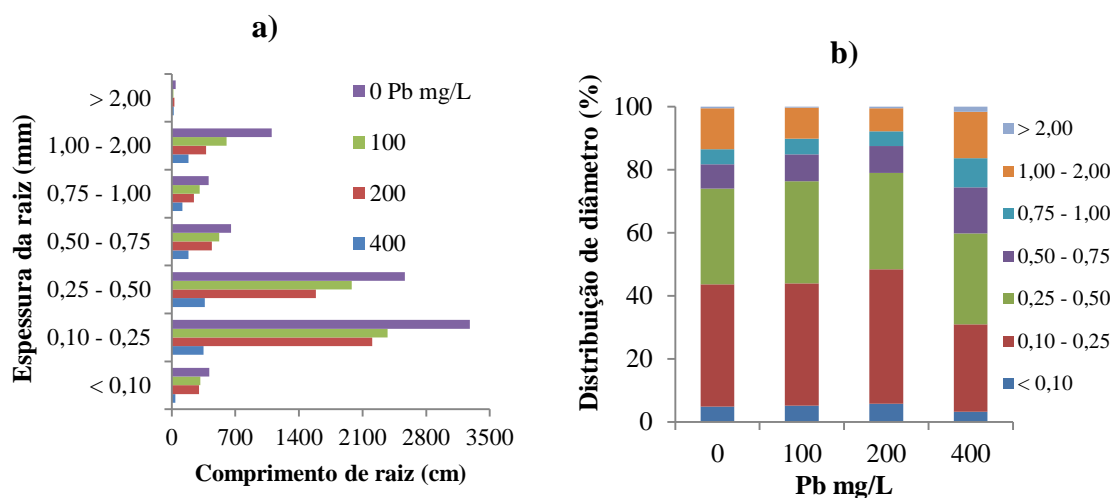
Independente da concentração testada, as raízes do vetiver acumularam em média 96,10% ( $\pm 0,35\%$ ) do Pb da planta. Esses resultados contrastam com os resultados obtidos por Assunção (2012) que avaliou a capacidade fitorremediadora de espécies tropicais em um Vertissolo contaminado com Pb ( $3.148,4 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Cd ( $21,6 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e Zn ( $3.612,8 \text{ mg kg}^{-1}$ ) coletado no entorno da fábrica Plumbum em Santo Amaro - BA e relatou que vetiver acumulou 91% do Pb na parte aérea. A diferença de disponibilidade de chumbo na solução nutritiva comparado com a do solo deve ter contribuído para a diferença de partição do metal na planta. Ferreira, (2013) avaliou em solução nutritiva o efeito de cinco doses de cádmio (0; 2,5; 5,0; 7,5 ou  $10 \mu\text{M Cd}(\text{NO}_3)_2$ ), no crescimento e na nutrição do genótipo H-250 do girassol. A autora demonstrou que a partição do metal na folha, caule e raiz do girassol dependeu da concentração do metal na solução nutritiva. Por exemplo, a folha, caule e raiz das plantas do tratamento controle concentraram 56%, 0% e 44%, respectivamente, do metal enquanto nas plantas com maior concentração de Cd ( $10\mu\text{M}$ ) a partição foi 29%, 13% e 58%, respectivamente.

O aumento da concentração de Pb na raiz além de reduzir a biomassa (77%) influenciou na arquitetura do sistema radicular das planta estudadas como avaliado pela mensuração do comprimento e espessura da raiz. O comprimento das raízes de vetiver reduziu

em 17,4 cm para cada mg de Pb na solução (Figura 8). No tratamento controle, o comprimento radicular foi de 8.319,62 cm. A exposição do vetiver a concentrações de C<sub>100</sub>, C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub> de Pb reduziu o comprimento radicular em 21, 42 e 84%, respectivamente, quando comparado com o controle. O comprimento radicular diminuiu com a elevação do teor de chumbo em solução nutritiva, para todas as faixas de espessura, (Figura 9a). Aproximadamente 87% das raízes do tratamento controle do vetiver apresentaram diâmetro menor que 1 mm - raízes muito finas. A exposição a C<sub>400</sub> de Pb reduziu em apenas 3% a porcentagem de raízes muito finas, comparada ao controle.



**Figura 8.** Comprimento radicular médio de vetiver em solução nutritiva na presença de concentrações crescentes de Pb.



**Figura 9.** Influência de concentrações crescentes de chumbo no comprimento radicular por faixa de espessura de raiz (a) e distribuição (%) das faixas de espessura (b), para a espécie vetiver.

## Girassol

A produção de biomassa da parte aérea e da raiz do girassol seguiu a um modelo quadrático. A biomassa aérea variou entre 6,97 g (C<sub>400</sub>) a 17,50 g (C<sub>100</sub>) (Tabela 3). A exposição do girassol a C<sub>50</sub> e C<sub>100</sub> resultou num leve estímulo de 3% na produção de biomassa da parte aérea, em relação ao controle. A biomassa de algumas plantas pode ser estimulada por pequenas concentrações de metais, inclusive Pb. Tang et al. (2009) relataram um leve estímulo na produção de biomassa em *Arabis paniculata* nas doses mais baixas de chumbo (0 a 48 µM = 10 mg L<sup>-1</sup>). Marques et al (2000) constataram um efeito positivo na produção de biomassa da parte aérea e do crescimento em altura de *Cedrella fissilis* Vell quando na presença dos metais Pb, Zn, Cd e Cu. O girassol parece ser mais tolerante ao Pb do que as espécies acima mencionadas, pois não apresentou redução na produção de biomassa aérea até a concentração estimada de 75 mg L<sup>-1</sup> de Pb. Nas concentrações C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub> houve redução na produção de biomassa da parte aérea em 6 e 59%, respectivamente.

A produção da biomassa radicular de girassol também apresentou um comportamento quadrático com o aumento da concentração de chumbo, com estímulo na produção até a concentração estimada de 75 g L<sup>-1</sup> de Pb. A produção de biomassa da raiz variou de 0,45 g (C<sub>400</sub>) a 3,55 g (C<sub>50</sub>) (Tabela 3). A biomassa radicular não foi influenciada pelo chumbo até a concentração de C<sub>100</sub> cuja biomassa foi semelhante ao controle. A biomassa radicular nas concentrações C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub> de Pb foram 27% e 85%, respectivamente, menores do que a do controle.

**Tabela 3.** Dados de biomassa e acúmulo de Pb na parte aérea e na raiz de girassol em concentrações crescentes de Pb em solução nutritiva.

Pb mg L <sup>-1</sup>	Biomassa (g vaso <sup>-1</sup> )		Pb acumulado (mg vaso <sup>-1</sup> )		
	P. aérea	Raiz	P. aérea	Raiz	Total
0	17,01	3,50	0,20	6,27	6,47
50	17,51	3,35	0,38	35,95	36,33
100	17,50	3,48	0,50	57,63	58,13
200	15,99	2,97	0,60	76,99	77,59
400	6,97	0,45	0,20	19,71	19,91
Intercept	17,014	3,495	0,203	6,273	
C.L.	-	-	-	-	
C.Q.	-1x10 <sup>-4</sup>	-3x10 <sup>-5</sup>	-1x10 <sup>-5</sup>	-2x10 <sup>-3</sup>	
R <sup>2</sup>	0,95	0,87	0,75	0,89	

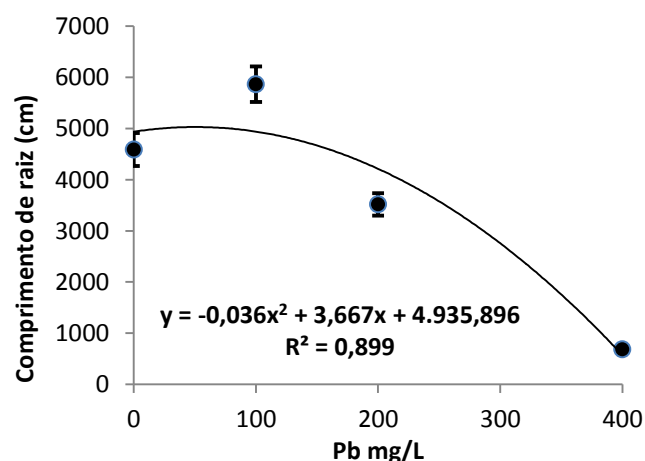
Intercept, coeficiente linear (CL) e quadrático (CQ) e coeficiente de correlação (R<sup>2</sup>) da equação de regressão dos dados de girassol.



Andrade et al. (2009) avaliando o efeito de solo contaminado com metais pesados (Pb, Zn, Cd e Cu) na produção de biomassa de girassol, aveia preta e grama batatais também relataram redução da produção de biomassa da parte aérea e radicular.

O acúmulo de Pb na biomassa do girassol apresentou um comportamento quadrático, com valor máximo na concentração estimada de 200 mg L<sup>-1</sup> tanto para parte aérea quanto para raiz (Tabela 3). No tecido da parte aérea o Pb acumulado variou de 0,2 mg vaso<sup>-1</sup> (C<sub>400</sub>) a 0,6 mg vaso<sup>-1</sup> (C<sub>200</sub>). No tecido da raiz o Pb acumulado variou de 19,71 mg vaso<sup>-1</sup> (C<sub>400</sub>) a 76,99 mg vaso<sup>-1</sup> (C<sub>200</sub>), tabela 3. Como para as outras espécies, 98,64% (± 0,98) do chumbo das plantas acumularam nas raízes. Em contraste, em solo contaminado com Pb (660 mg kg<sup>-1</sup> e 36 mg kg<sup>-1</sup>), Marques (2009) observou que em média 89% do Pb acumulado se encontrava na parte aérea e somente 11% na raiz de girassol cultivado por 30 dias. A diferença da distribuição do Pb pode ser atribuída a elevada concentração de Pb e ao contato contínuo das raízes com o metal na solução nutritiva.

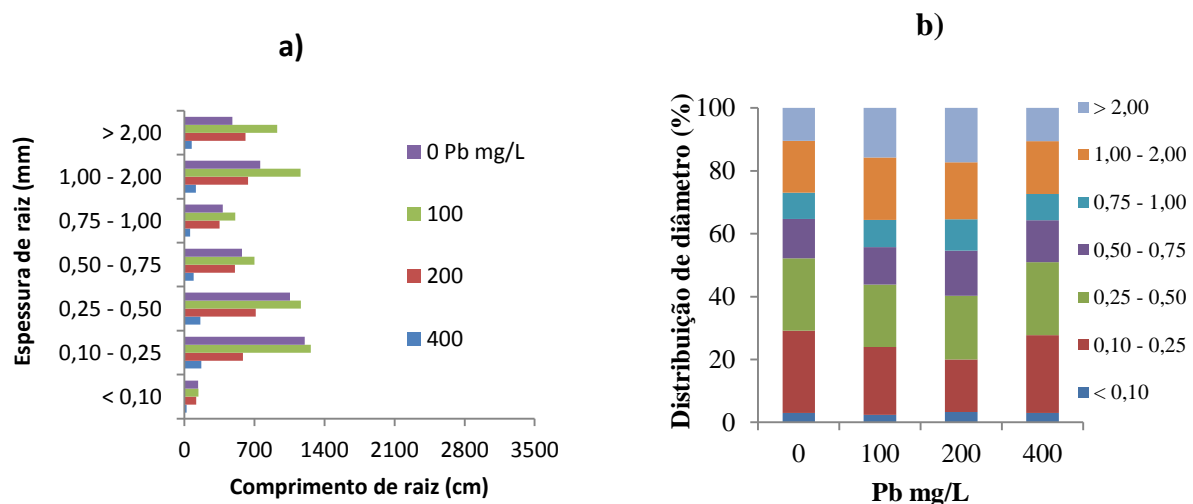
A elevada concentração de Pb no sistema radicular de girassol reduziu a biomassa radicular em até 85%. A arquitetura do sistema radicular também foi influenciada pela presença de Pb. O comprimento das raízes apresentou um comportamento quadrático, aumentando 1,08 cm para cada mg de Pb acrescentado até a concentração estimada de 50,5 mg L<sup>-1</sup> de Pb em solução nutritiva. A partir desta concentração houve decréscimo de 14,12 cm por mg de Pb acrescentado (Figura 10).



**Figura 10.** Média do comprimento radicular na presença de Pb (0 a 400 mg L<sup>-1</sup>) para a espécie girassol.

No tratamento controle, o comprimento radicular foi de 4.935,90 cm (Figura 10). A exposição das raízes até  $C_{50,5}$  não provocou redução no comprimento radicular, já nas concentrações  $C_{200}$  e  $C_{400}$  houve redução de 14 e 87%, respectivamente, em relação ao controle (Figura 10).

O comprimento radicular aumentou em todas as faixas de espessura, em concentrações estimadas entre  $C_{51,5}$  a  $C_{144}$ , com a elevação do teor de chumbo em solução nutritiva (Figura 11a), comportamento semelhante ao da produção de biomassa aérea e radicular. A maior proporção de raízes do girassol na  $C_0$  e  $C_{400}$  (73 e 72%, respectivamente) foi de raízes muito finas, ( $\varnothing < 1$  mm), figura 11b.



**Figura 11.** Influência de concentrações crescentes de chumbo no comprimento radicular por faixa de espessura de raiz (a) e distribuição (%) das faixas de espessura (b), para a espécie girassol.

### Feijão de porco

A biomassa da parte aérea do feijão de porco variou de 5,22 g vaso<sup>-1</sup> ( $C_{400}$ ) a 12,94 g vaso<sup>-1</sup> ( $C_0$ ), tabela 4. A exposição a  $C_{50}$ ,  $C_{100}$ ,  $C_{200}$  e  $C_{400}$  de Pb reduziu linearmente a biomassa da parte aérea (7, 15, 30 e 60%, respectivamente), em relação ao controle. Pereira (2008) também observou redução na produção de biomassa da parte aérea de feijão de porco, girassol e milho em Latossolo vermelho contaminado com Pb ( $Pb(NO_3)_2$ ), em concentrações entre 100 e 2400 mg kg<sup>-1</sup>.

A produção de biomassa da raiz não foi influenciada pelas concentrações de Pb na solução nutritiva, tabela 4. Romeiro et al. (2007) avaliando o potencial fitorremediador de

feijão de porco em ensaio hidropônico com concentrações crescentes de Pb (0 a 400  $\mu\text{M}$  = 0 a 83  $\text{mg L}^{-1}$ ) observaram na concentração máxima de Pb reduções de 69 e 83% das biomassas da parte aérea e raiz, respectivamente.

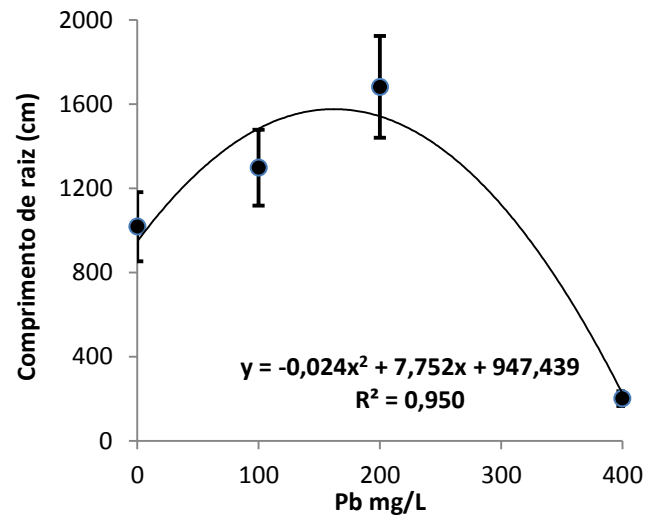
**Tabela 4.** . Dados de biomassa e acúmulo de Pb na parte aérea e na raiz de feijão de porco em concentrações crescentes de Pb em solução nutritiva.

Pb $\text{mg L}^{-1}$	Biomassa ( $\text{g vaso}^{-1}$ )		Pb acumulado ( $\text{mg vaso}^{-1}$ )		
	P. aérea	Raiz	P. aérea	Raiz	Total
0	12,94	0,61	0,00	0,36	0,36
50	11,97	0,59	0,15	1,49	1,64
100	11,01	0,57	0,29	2,62	2,91
200	9,08	0,53	0,45	4,88	5,33
400	5,22	0,45	0,29	9,40	9,69
Intercept	12,937	-	-0,027	0,3607	
C.L.	$-1,93 \times 10^{-2}$	ns	-	$2,26 \times 10^{-2}$	
C.Q.	-	ns	$-8 \times 10^{-6}$	-	
R <sup>2</sup>	0,96	-	0,91	0,96	

ns, não significativo, Intercepte, coeficiente linear (CL) e quadrático (CQ) e coeficiente de correlação (R<sup>2</sup>) da equação de regressão dos dados de feijão de porco.

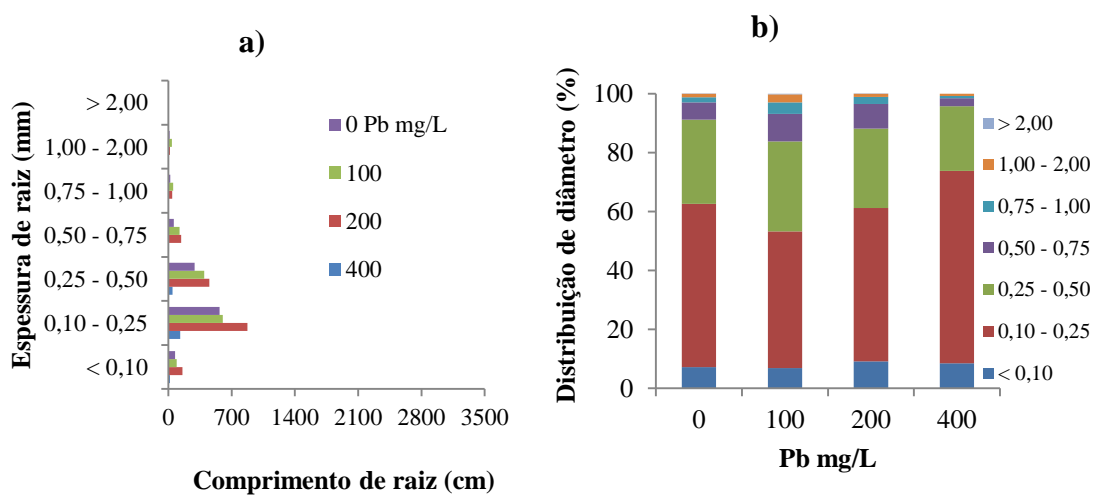
O acúmulo de Pb na parte aérea do feijão de porco foi quadrático decrescente, e o da raiz foi linear crescente. As raízes do feijão de porco acumularam 93,89% ( $\pm 4,37\%$ ) do Pb da planta. Romeiro et al. (2007) observaram valores de 99,8% de todo Pb da planta na raiz de feijão de porco, cultivado em solução nutritiva com 400  $\mu\text{M}$  de Pb. Esses resultados contrastam com os resultados obtidos por Assunção (2012) em espécies cultivadas em Vertissolo contaminado com Pb (3.148,4  $\text{mg kg}^{-1}$ ), Cd (21,6  $\text{mg kg}^{-1}$ ) e Zn (3.612,8  $\text{mg kg}^{-1}$ ). A autora relatou que feijão de porco acumulou 97% do Pb na parte aérea. A diferença de disponibilidade de chumbo na solução nutritiva comparado com a do solo deve ter contribuído para a diferença de partição do metal na planta.

O comprimento radicular do feijão de porco foi estimulado em 3,41 cm para cada mg de Pb na solução até a concentração estimada de 168,5  $\text{mg L}^{-1}$  de Pb, conforme a equação quadrática, figura 12. Concentrações de Pb maiores do que 168,5  $\text{mg L}^{-1}$  reduziu o comprimento radicular em 6,53 cm por mg de Pb acrescentado (Figura 12). No tratamento controle, C<sub>0</sub>, o comprimento radicular foi de 947,44 cm (Figura 12). Nas concentrações C<sub>100</sub> e C<sub>200</sub> o comprimento radicular foi 56 e 62% maior do que a do controle, respectivamente, mas reduziu em 78%, em relação ao controle na concentração C<sub>400</sub> de Pb. Gopal e Rizvi (2008) relataram redução de 38 e 54% no comprimento radicular de *Raphanus sativus* (Brassicaceae) exposta a 0,1 mM e 0,5 mM de Pb, respectivamente, em solução nutritiva.



**Figura 12.** Média do comprimento radicular na presença de Pb (0 a 400 mg L<sup>-1</sup>) para a espécie feijão de porco.

O comprimento radicular foi estimulado pela presença de Pb em solução nutritiva em todas as faixas de espessura (Figura 13a). Cerca de 99% das raízes de feijão de porco se encontram na faixa que compreende as raízes muito finas, espessura menor que 1 mm, tanto para C<sub>0</sub> quanto na C<sub>400</sub> de Pb (Figura 13b).



**Figura 13.** Influência de concentrações crescentes de chumbo no comprimento radicular por faixa de espessura de raiz (a) e distribuição (%) das faixas de espessura (b), para a espécie feijão de porco.

### Orelha de elefante

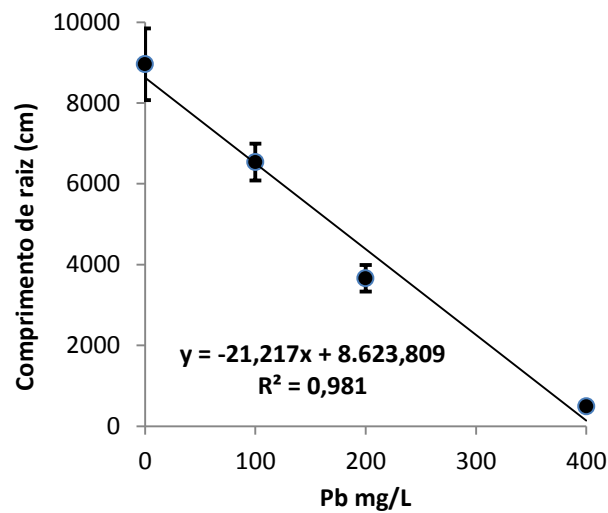
A biomassa da parte aérea de orelha de elefante variou de 1,64 g vaso<sup>-1</sup> (C<sub>400</sub>) a 11,64 g vaso<sup>-1</sup> (C<sub>0</sub>) (Tabela 5). A exposição a C<sub>50</sub>, C<sub>100</sub>, C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub> de Pb reduziu a biomassa da parte aérea em 11, 21, 43 e 86%, respectivamente, em relação ao controle. A biomassa da raiz variou de 2,51 g vaso<sup>-1</sup> (C<sub>400</sub>) a 7,11 g vaso<sup>-1</sup> (C<sub>0</sub>) (Tabela 5). A exposição da orelha de elefante a C<sub>50</sub> reduziu a biomassa radicular em 8%, em C<sub>100</sub> em 16%; em C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub> de Pb em 32 e 65%, respectivamente, em relação ao controle. Merwe et al. (2009) atribuíram a diminuição da biomassa do tomateiro à redução da respiração, alterações na fotossíntese e no metabolismo do nitrogênio causadas pelo excesso de Pb.

**Tabela 5.** Dados de biomassa e acúmulo de Pb na parte aérea e na raiz de orelha de elefante em concentrações crescentes de Pb em solução nutritiva.

Pb mg L <sup>-1</sup>	Biomassa (g vaso <sup>-1</sup> )		Pb acumulado (mg vaso <sup>-1</sup> )		
	P. aérea	Raiz	P. aérea	Raiz	Total
0	11,64	7,11	0,12	2,66	2,78
50	10,39	6,53	0,14	8,71	8,85
100	9,14	5,96	0,17	13,56	13,73
200	6,64	4,81	0,20	19,66	19,86
400	1,64	2,51	0,20	17,46	17,66
Intercept	11,644	7,1056	0,1158	2,665	
C.L.	-2,5x10 <sup>-2</sup>	-1,15x10 <sup>-2</sup>	-	-	
C.Q.	-	-	-1x10 <sup>-6</sup>	-2x10 <sup>-4</sup>	
R <sup>2</sup>	0,92	0,67	0,68	0,80	

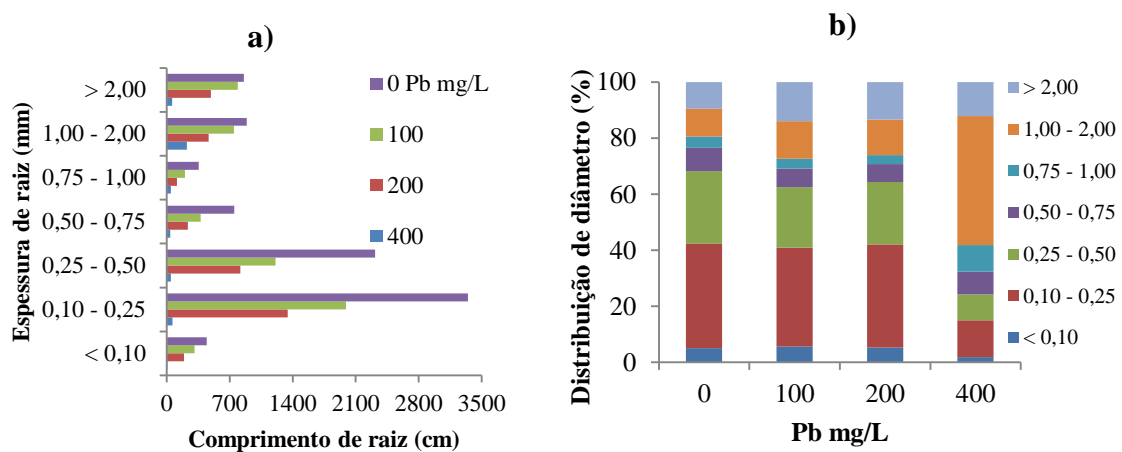
Intercept, coeficiente linear (CL) e quadrático (CQ) e coeficiente de correlação (R<sup>2</sup>) da equação de regressão dos dados de orelha de elefante.

O tecido radicular da orelha de elefante acumulou 98,14% (±1,39%) de Pb (Tabela 5, com efeito no comprimento radicular o reduziu em 21,22 cm por mg de Pb adicionado na solução (Figura 14). No tratamento controle, o comprimento radicular foi de 8.623,81 cm. Com exposição ao Pb nas concentrações C<sub>100</sub>, C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub> de Pb houve reduções de 25, 49 e 98% do comprimento radicular, respectivamente, quando comparado ao controle. Uma das razões para redução da biomassa da planta é a redução do sistema radicular da planta o que reduz a capacidade da planta absorver água e nutrientes.



**Figura 14.** Média do comprimento radicular na presença de Pb (0 a 400 mg L<sup>-1</sup>) para a espécie orelha de elefante.

O comprimento radicular diminuiu em todas as faixas de espessura, com a elevação do teor de chumbo em solução nutritiva (Figura 15a). A porcentagem de raízes muito finas < 1,00 mm variou de 84,2% (C<sub>0</sub>) para 41,8% (C<sub>400</sub>). Além dos efeitos do chumbo nas atividades fisiológicas da planta, a redução em 50% das raízes muito finas da orelha de elefante afetou a capacidade da planta absorver água e nutrientes, refletindo em menor produção de biomassa.



**Figura 15.** Influência de concentrações crescentes de chumbo no comprimento radicular por faixa de espessura de raiz (a) e distribuição (%) das faixas de espessura (b), para a espécie orelha de elefante.

## Singônio

As plantas de singônio não apresentaram alteração significativa na produção de biomassa em função das concentrações de Pb na solução nutritiva (Tabela 6). Gupta et al. (2009) também não observou redução de biomassa aérea e radicular em plântulas de milho expostas a concentrações de Pb entre 25  $\mu\text{M}$  (5,18  $\text{mg L}^{-1}$ ) e 200  $\mu\text{M}$  (42,44  $\text{mg L}^{-1}$ ) em meio hidropônico, exceto ao sétimo dia de exposição na dose de 200  $\mu\text{M}$  de Pb. Embora em nosso trabalho as plantas estiveram expostas ao Pb por 21 dias e em concentrações maiores do que aquelas testadas pelo referido autor.

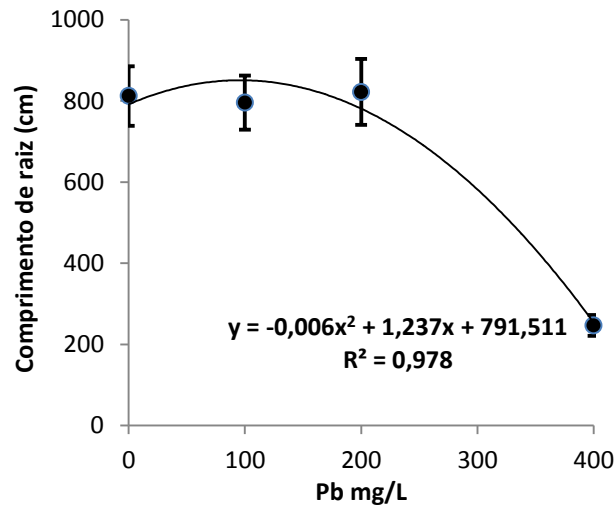
**Tabela 6.** Dados de biomassa e acúmulo de Pb na parte aérea e na raiz de singônio em concentrações crescentes de Pb em solução nutritiva.

Pb $\text{mg L}^{-1}$	Biomassa ( $\text{g vaso}^{-1}$ )		Pb acumulado ( $\text{mg vaso}^{-1}$ )		
	P. aérea	Raiz	P. aérea	Raiz	Total
0	1,56	0,66	0,02	0,00	0,02
50	1,46	0,66	0,02	0,49	0,51
100	1,37	0,67	0,03	1,27	1,30
200	1,18	0,68	0,03	2,83	2,86
400	0,80	0,70	0,04	5,95	5,99
Intercept	-	-	-	- 0,286	
C.L.	ns	ns	ns	$1,56 \times 10^{-2}$	
C.Q.	ns	ns	ns	-	
R <sup>2</sup>	-	-	-	0,94	

ns, não significativo, Intercepte, coeficiente linear (CL) e quadrático (CQ) e coeficiente de correlação (R<sup>2</sup>) da equação de regressão dos dados de singônio.

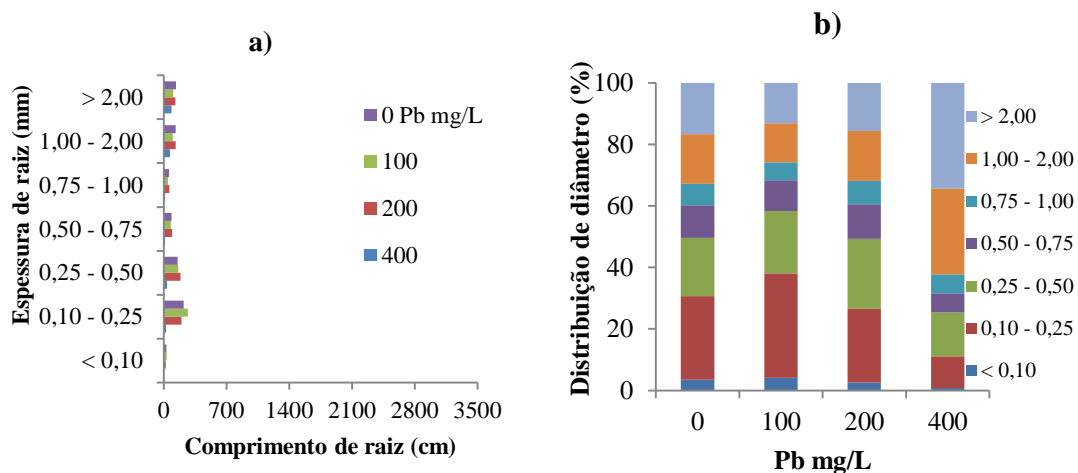
Lima et al. (2013) avaliando o efeito do Pb no desenvolvimento de hortaliças verificaram que a produção de biomassa do couve manteiga não foi afetada pela presença de Pb no solo (Pb 20 a 180  $\text{mg kg}^{-1}$ ). Demonstrando que, embora o Pb seja um metal fitotóxico, algumas espécies de plantas toleram a presença deste metal e não apresentam redução na produção de biomassa (Hong et al., 2008).

As raízes do singônio acumularam em média 98,41% ( $\pm 1,55\%$ ) de Pb na raiz. Como a produção de biomassa do singônio não foi afetada pela presença de Pb podemos dizer que não houve efeito de concentração. O aumento da concentração de Pb, entretanto, influenciou na arquitetura do sistema radicular do singônio. O comprimento radicular do singônio diminuiu a partir da concentração estimada de 103,1  $\text{mg L}^{-1}$  (Figura 16). A partir daquela concentração o comprimento radicular reduziu em 1,87 cm para cada mg de Pb acrescentado à solução. No tratamento controle, o comprimento radicular na C<sub>400</sub> de Pb reduziu em 59% quando comparado ao C<sub>0</sub> o qual apresentou comprimento radicular de 791,51 cm (Figura 16).



**Figura 16.** Média do comprimento radicular na presença de Pb (0 a 400 mg L<sup>-1</sup>) para a espécie singônio.

Somente na concentração de 400 mg L<sup>-1</sup> de Pb foi observado redução no comprimento radicular em todas as faixas de espessura (Figura 17a). O comprimento radicular, das raízes muito finas, do singônio no tratamento controle representou 67% do total de raízes e reduziu para 37,8% no tratamento C<sub>400</sub>. Já as raízes de diâmetro > 1 mm aumentaram o percentual de ocorrência nas concentrações mais altas de Pb, figura 17b.



**Figura 17.** Influência de concentrações crescentes de chumbo no comprimento radicular por faixa de espessura de raiz (a) e distribuição (%) das faixas de espessura (b), para a espécie singônio.



## Embaúba

A biomassa da parte aérea da embaúba variou de 0,72 g vaso<sup>-1</sup> (C<sub>400</sub>) a 4,48 g vaso<sup>-1</sup> (C<sub>0</sub>) (Tabela 7). A exposição da embaúba a C<sub>50</sub>, C<sub>100</sub>, C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub> de Pb reduziu a biomassa da parte aérea (26, 48, 78 e 84%, respectivamente) em relação ao controle. A biomassa radicular variou de 0,20 g vaso<sup>-1</sup> (C<sub>400</sub>) a 1,12 g vaso<sup>-1</sup> (C<sub>0</sub>) (Tabela 7). A exposição a C<sub>50</sub>, C<sub>100</sub>, C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub> de Pb reduziu a biomassa radicular em 23, 42, 70 e 82%, respectivamente, em relação ao controle.

Marques et al. (2000) analisando o crescimento e o teor de metais em mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados constataram que a produção de matéria seca da parte aérea das espécies arbóreas *Hymenaea courbaril* e *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth também foi significativamente comprometida pelos metais Pb, Zn, Cd e Cu. Soares et al. (2001) avaliando o efeito dos mesmos metais em espécies arbóreas crescidas em solo contaminado observaram que as espécies *Anadenanthera peregrina*, *Casearia lasiophylla*, *Mimosa caesalpiniaefolia* e *Sebastianas chotianna* foram altamente sensíveis à contaminação, resultando em decréscimo significativo em todas as partes da planta.

**Tabela 7.** . Dados de biomassa e acúmulo de Pb na parte aérea e na raiz de embaúba em concentrações crescentes de Pb em solução nutritiva.

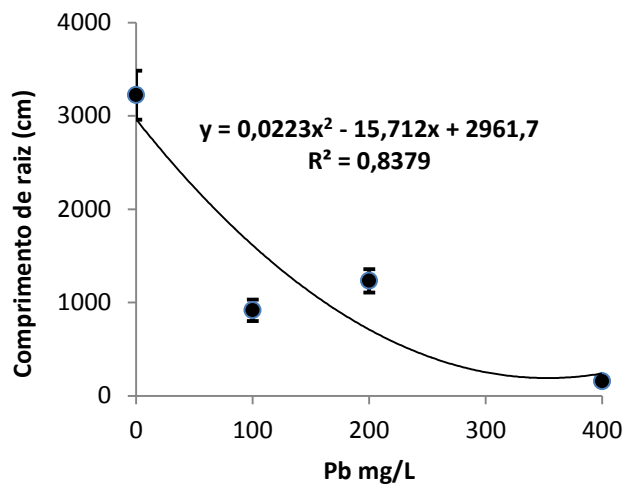
Pb mg L <sup>-1</sup>	Biomassa (g vaso <sup>-1</sup> )		Pb acumulado (mg vaso <sup>-1</sup> )		
	P. aérea	Raiz	P. aérea	Raiz	Total
0	4,48	1,12	0,04	0,00	0,04
50	3,31	0,86	0,05	0,98	1,03
100	2,34	0,65	0,07	2,33	2,41
200	1,00	0,34	0,10	5,03	5,13
400	0,72	0,20	0,16	10,43	10,59
Intercept	3,7394	0,9613	0,0382	-0,3740	
C.L.	-9,6x10 <sup>-3</sup>	-2,1x10 <sup>-3</sup>	3x10 <sup>4</sup>	2,7x10 <sup>-2</sup>	
C.Q.	-	-	-	-	
R <sup>2</sup>	0,72	0,83	0,79	0,90	

Intercepte, coeficiente linear (CL) e quadrático (CQ) e coeficiente de correlação (R<sup>2</sup>) da equação de regressão dos dados de embaúba.

Para embaúba a tendência obtida para Pb acumulado foi semelhante ao da concentração de Pb (Figura 7a e 7b). Desta maneira não houve efeito de concentração do Pb em função da redução de biomassa. O acúmulo de Pb variou entre 0,05 mg vaso<sup>-1</sup> (C<sub>50</sub>) a 0,16 mg vaso<sup>-1</sup> (C<sub>400</sub>) para a parte aérea (Tabela 7). O acúmulo de Pb na raiz variou entre 0,98 mg vaso<sup>-1</sup> (C<sub>50</sub>) a 10,43 mg vaso<sup>-1</sup> (C<sub>400</sub>) (Tabela 7).

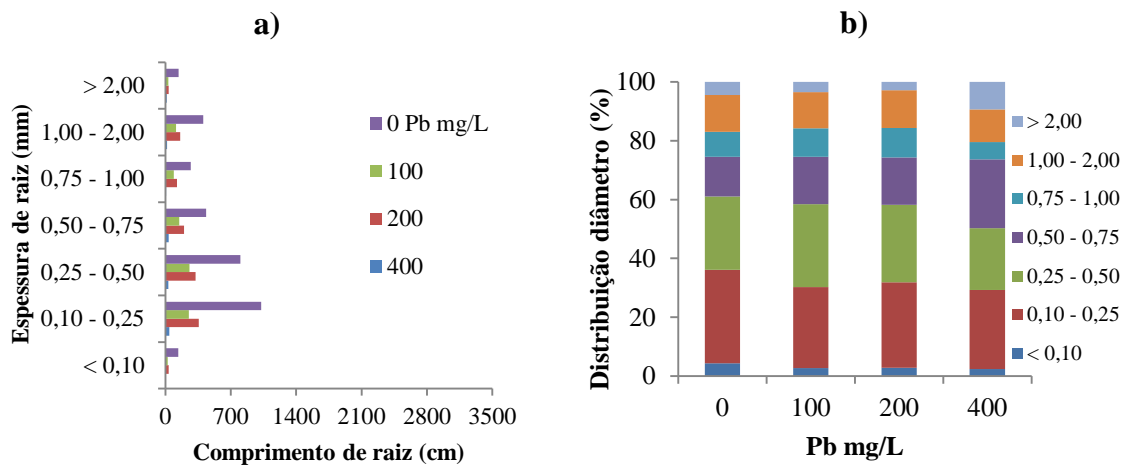
As raízes da embaúba acumularam em média 97,09% ( $\pm 1,51\%$ ) do Pb da planta. Esses resultados contrastam com os resultados obtidos por Assunção (2012) que observou maior acúmulo de metais (Pb, Cd e Zn) no tecido vegetal das espécies tropicais que investigou em Vertissolo contaminado. Por exemplo, a espécie aroeira concentrou apenas 5% do Pb na biomassa radicular.

O elevado acúmulo de Pb na biomassa radicular influenciou o comprimento radicular de forma quadrática. No tratamento controle, o comprimento radicular foi de 2.961,7 cm. Com exposição ao Pb nas concentrações C<sub>100</sub>, C<sub>200</sub> e C<sub>400</sub> de Pb houve reduções de 46, 76 e 92%, respectivamente, quando comparado ao controle (Figura 18). Moraes (2011) também verificou redução no comprimento radicular de plântulas de tomateiro expostas ao acetato de chumbo (0,25 a 0,75 mM).



**Figura 18.** Média do comprimento radicular na presença de Pb (0 a 400 mg L<sup>-1</sup>) para a espécie embaúba.

O comprimento radicular diminuiu com a elevação do teor de chumbo em solução nutritiva, para todas as faixas de espessura, (Figura 19a). Aproximadamente 83,1% das raízes do tratamento controle da embaúba apresentaram diâmetro menor que 1 mm, classe das raízes finas. Na concentração de 400 mg L<sup>-1</sup> de Pb a porcentagem desta classe de raízes reduziu para 37,8% (Figura 19b).



**Figura 19.** Influência de concentrações crescentes de chumbo no comprimento radicular por faixa de espessura de raiz (a) e distribuição (%) das faixas de espessura (b), para a espécie embaúba.

Os maiores comprimentos radiculares foram observados em orelha de elefante, seguida por vetiver, girassol, embaúba, feijão de porco e singônio. Mas, a elevada concentração de Pb ( $400 \text{ mg L}^{-1}$ ) influenciou na arquitetura do sistema radicular das espécies diminuindo a proporção de raízes finas, responsáveis pela nutrição das plantas, e aumentando a de raízes grossas, responsáveis pela sustentação das plantas. Em ordem decrescente, as maiores reduções no comprimento radicular foram observadas em orelha de elefante (98%), seguida por embaúba (92%), girassol (87%), vetiver (84%), feijão de porco (78%) e singônio (59%), em relação ao controle. Um dos principais efeitos da toxicidade dos metais pesados, inclusive do Pb, é a redução do crescimento radicular, (Delhaize e Ryan, 1995; Guo et al., 2004; Iannacone e Alvariño, 2005) e conseqüentemente redução da biomassa. Essa redução no comprimento radicular afetou a capacidade das raízes em absorverem água e nutrientes, refletindo negativamente na produção de biomassa da planta, exceto para singônio.

### 4.3 Fator de Bioacumulação (FB) e de Transferência (FT)

De acordo com a capacidade de acumulação de metais pelas plantas, as espécies vegetais podem ser classificadas como exclusoras, indicadoras e acumuladoras em função do fator de bioacumulação (Marques, 2000; Accioly e Siqueira, 2000; Ma et al. 2001; Cluis 2004).

O fator de bioacumulação na parte aérea das diferentes espécies variou de 0,097 (embaúba) a 0,627 (vetiver), tabela 8, excetuando o valor obtido pela espécie embaúba (1,088), pois a pequena produção de biomassa obtida na concentração de 400 mg L<sup>-1</sup> ocasionou problemas na determinação do metal, diminuindo a credibilidade dos dados obtidos pela equação desta espécie.

**Tabela 8.** Fator de bioacumulação de Pb na biomassa da parte aérea das diferentes espécies expostas ao Pb (0 a 400 mg L<sup>-1</sup>), em solução nutritiva.

Pb mg L <sup>-1</sup>	Parte aérea					
	Vetiver	Girassol	F.porco	O. elefante	Singônio	Embaúba
0	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
50	0,445	0,382	0,276	0,275	0,336	0,175
100	0,549	0,289	0,202	0,226	0,214	0,097
200	0,601	0,243	0,165	0,201	0,153	0,358
400	0,627	0,220	0,146	0,189	0,122	1,088

O tecido radicular foi o local com maior bioacumulação de Pb, com valores variando entre 13,110 (singônio) a 226,296 (girassol), tabela 9, classificando estas espécies como acumuladoras de Pb no sistema radicular. As espécies poderiam ser usadas em técnicas de biorremediação que tem a raiz como agente principal, por exemplo: fitoestabilização ou rizofiltração (tratamento de efluentes).

**Tabela 9.** Fator de bioacumulação de Pb na biomassa da raiz das diferentes espécies expostas ao Pb (0 a 400 mg L<sup>-1</sup>), em solução nutritiva.

Pb mg L <sup>-1</sup>	Raiz					
	Vetiver	Girassol	F.porco	O. elefante	Singônio	Embaúba
0	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
50	44,783	226,296	48,507	33,679	13,358	55,177
100	35,508	167,042	59,109	22,770	21,792	24,108
200	21,781	134,872	30,394	20,319	13,110	33,086
400	34,476	112,313	63,518	18,163	22,864	130,230

Dentre as espécies, excetuando a embaúba, o vetiver se destacou na bioacumulação no tecido da parte aérea (FB = 0,627), acumulando 39% a mais que girassol, a segunda espécie com maior FB na parte aérea (FB = 0,382). No tecido radicular, o girassol, foi a espécie com maior capacidade de acumulação de Pb (FB = 226,296), acumulando 72% a mais que feijão de porco, a segunda espécie com maior FB na raiz (FB = 63,518).

Nenhuma das espécies apresentaram FT superior a 1 (Tabela 10), os valores variaram de 0,002 a 0,028; indicando que as espécies não foram eficientes em translocar Pb da raiz para a parte aérea, assim, não são aptas a serem usadas como fitoextratora de Pb em áreas contaminadas.

**Tabela 10.** Fator de transferência de Pb da raiz para parte aérea das diferentes espécies expostas ao Pb (0 a 400 mg L<sup>-1</sup>), em solução nutritiva.

Pb mg L <sup>-1</sup>	Vetiver	Girassol	F.porco	O. elefante	Singônio	Embaúba
0	0,000	0,153	0,014	0,119	0,673	0,331
50	0,010	0,002	0,006	0,008	0,025	0,003
100	0,015	0,002	0,003	0,010	0,010	0,004
200	0,028	0,002	0,005	0,010	0,012	0,011
400	0,018	0,002	0,002	0,010	0,005	0,008

#### 4.4 Toxidez ao Chumbo

A faixa de toxidez de Pb da maioria das plantas ocorre quando a concentração do elemento na biomassa aérea varia entre 30 e 300 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata e Pendias, 2001). Para fins de comparação de tolerância de cada espécie, determinou-se a redução de biomassa e do comprimento radicular da planta quando a concentração de Pb da parte aérea alcançou o limite mínimo de toxidez, 30 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 11). A concentração de Pb necessária na solução nutritiva, para atingir o limite mínimo de toxidez variou de 62 mg L<sup>-1</sup> a 194 mg L<sup>-1</sup>,

**Tabela 11.** Efeito da concentração de Pb, necessária para atingir o limite mínimo de toxidez (30 mg L<sup>-1</sup>), na biomassa e no comprimento radicular das espécies analisadas.

Espécies	Concentração de Pb mg L <sup>-1</sup>	Biomassa		Comprimento radicular
		P.aérea	Raiz	
Vetiver	62	-15%	-12%	-13%
Girassol	105	+3%	-1%	0%
F. porco	177	-26%	0%	+65%
O. elefante	142	-30%	-23%	-35%
Singônio	194	0%	0%	0%
Embaúba	149	-65%	-59%	-62%

Vetiver foi a espécie que apresentou  $30 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb na biomassa aérea na menor concentração de Pb ( $62 \text{ mg L}^{-1}$ ) em solução nutritiva, demonstrando maior capacidade de absorção e translocação de Pb para parte aérea, comparada as demais espécies. No entanto, houve prejuízo na produção de biomassa, aérea e radicular, e no comprimento radicular (15, 12 e 13%, respectivamente).

Já a espécie singônio mostrou maior resistência em transferir o Pb da raiz para parte aérea, pois somente na concentração de  $194 \text{ mg L}^{-1}$  alcançou  $30 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb na biomassa aérea, sem efeito na produção de biomassa e no comprimento radicular.

Embaúba e vetiver foram as espécies que apresentaram maior concentração de Pb na parte aérea ( $435,4 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $250,8 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente), considerando a concentração de Pb responsável pelo maior FB. Mas, girassol foi quem apresentou maior conteúdo de Pb na biomassa aérea ( $0,60 \text{ mg vaso}^{-1}$  de Pb), seguido por feijão de porco ( $0,45 \text{ mg vaso}^{-1}$  de Pb) e vetiver ( $0,45 \text{ mg vaso}^{-1}$  de Pb). O maior conteúdo de Pb obtido por girassol deveu-se a maior produção de biomassa ( $17,51 \text{ g}$ ) na concentração de  $50 \text{ mg L}^{-1}$ .

Embaúba também obteve a maior concentração de Pb na biomassa radicular, seguido de feijão de porco e girassol ( $52.092,0 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $25.407,2 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $11.314,8 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente), considerando a concentração de Pb responsável pelo maior FB na raiz. Mas girassol foi quem apresentou maior acúmulo de Pb na biomassa radicular ( $C_{50} = 35,95 \text{ mg vaso}^{-1}$  de Pb).

Diversos são os sintomas de toxidez que o Pb causa nas plantas, como exemplo: redução na produção de biomassa aérea e radicular, clorose foliar e redução da área foliar (Sinha et al., 2006; Dey et al., 2007; Islam et al. 2008). Sharma e Dubey (2005) afirmam que esses sintomas de toxidez de Pb são devido à inibição da atividade de enzimas, distúrbios do “status” nutricional (Lima et al., 2013; Ferreira, 2013) e no balanço hídrico, mudança no padrão hormonal e alteração na permeabilidade das membranas. Estas devem ser as possíveis causas de redução na produção de biomassa aérea e radicular observadas nas plantas deste estudo, sendo mais crítica quanto maior a concentração do metal.

O Pb move-se via apoplasto de forma passiva e via simplasto, através dos canais de Ca (Singh et al.1997). Na raiz, o chumbo tende a se ligar aos ácidos galacturônicos e glucorônicos na parede celular. Na endoderme ocorre o maior acúmulo do Pb, pois as estrias de Caspary funcionam como barreira física à movimentação do Pb para o cilindro vascular

central da raiz. Este fato dificulta a movimentação do chumbo para a parte aérea e consequentemente os teores de Pb na parte aérea são menores que na raiz (Rossato, 2010). Esta característica justifica os baixos valores de FT observados nas plantas deste estudo.

Em experimentos hidropônicos é comum a ocorrência de maior compartimentalização de Pb no sistema radicular que na parte aérea. Mas esta característica também pode ser um mecanismo de defesa da planta. Elevada concentração de Pb na raiz intensifica o processo de inibição do crescimento radicular. Neste estudo foi observado que em todas as espécies analisadas houve redução no comprimento total de raízes, nas concentrações mais elevadas. Liu et al. (1994) verificaram que quanto maior o tempo de exposição ao Pb (24 a 96 h) e maior a concentração de Pb ( $10^{-7}$  –  $10^{-2}$  M) maior foi a redução do comprimento radicular de *Allium cepa* L., provocada pela diminuição na frequência da divisão celular causado pelo aumento da proporção de anomalias durante a mitose. Eun et al. (2000) atribuíram a redução de comprimento radicular à inibição causada pelo chumbo na divisão celular das células meristemáticas da raiz. Yang et al. (2000) e Liu et al. (2009) afirmam ainda que o Pb promove alteração no alinhamento dos microtúbulos e destrói os microtúbulos do fuso mitótico interrompendo a divisão celular.

O Pb pode se ligar às proteínas dos canais de água e íons causando obstrução física do fluxo de água e nutrientes, promovendo uma alteração no balanço hídrico da planta (Sharma e Dubey, 2005), comprometendo a taxa de transpiração e ocasionando redução no crescimento (Yang et al., 2004), por afetar a fotossíntese. Outros danos causados pelo Pb que interferem na fotossíntese são: ruptura da organização do cloroplasto, inibição da síntese de clorofila e carotenóides (Gautam et al., 2008), plastoquinona, obstrução do transporte de elétrons, inibição de enzimas do ciclo de Calvin e deficiência de CO<sub>2</sub> devido ao fechamento estomático (Sharma e Dubey, 2005). Gupta et al. (2009) observaram diminuição da atividade enzimática de  $\delta$ -aminolevulinato desidratase ( $\delta$ -ALA-. D) em plântulas de milho expostas por 7 dias ao Pb (25 – 200  $\mu$ M) em solução nutritiva. Esta enzima participa da rota de produção da clorofila. Os danos causados à fotossíntese pela presença de chumbo em solução refletem na redução do crescimento das plantas e consequentemente na produção de massa, como observado neste estudo.

Com a inibição do comprimento radicular e consequente redução da absorção de água e nutrientes, e com os danos causados à fotossíntese a produção de biomassa é diminuída e em casos extremos ocorre a morte da planta. Plantas tolerantes ao chumbo possuem

mecanismos de defesa que possibilitam a sobrevivência dessas plantas em áreas contaminadas por metais pesados. Entre os mecanismos potenciais de desintoxicação e tolerância das plantas ao estresse por metais pesados incluem a imobilização do metal na parede celular, cuja significância na desintoxicação ainda é controversa; ligação com grupos tiol em pequenos peptídeos ricos em cisteínas; processos de transporte e compartimentalização; e o aumento da atividade de enzimas antioxidativas (Prasad, 1995; Gasic & Korban, 2006; Singh, et al. 2008; Zhu, et al. 2011).



## 5. CONCLUSÕES

Nenhuma das espécies foi eficiente em translocar Pb para parte aérea, não sendo aptas a serem usadas em programa de remediação de áreas contaminadas por Pb pela técnica da fitoextração. Classificadas como excludoras poderiam ser usadas em técnicas de biorremediação que tem a raiz como agente principal, por exemplo: fitoestabilização ou rizofiltração (tratamento de efluentes).

A embaúba ( $435 \text{ mg Kg}^{-1}$ ) e o vetiver ( $250,80 \text{ mg Kg}^{-1}$ ) apresentaram o maior teor de Pb na parte aérea. Na raiz a embaúba e o girassol apresentaram 7,5 e 4,7% de Pb, respectivamente, e singônio apresentou a menor porcentagem (0,9%).

A presença de Pb influenciou na arquitetura radicular. Os maiores comprimentos radiculares foram observados em orelha de elefante, seguida por vetiver, girassol, embaúba, feijão de porco e singônio.

A espécie vetiver foi a que atingiu o valor mínimo de toxidez na concentração mais baixa de Pb ( $62 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente), e singônio mostrou maior resistência em transferir o Pb da raiz para parte aérea, atingindo  $30 \text{ mg kg}^{-1}$  na concentração mais elevada de Pb,  $194 \text{ mg L}^{-1}$ .

O vetiver se destacou das demais espécies na bioacumulação na parte aérea (0,63). Na raiz, o girassol foi a espécie com maior capacidade de acumulação de Pb no sistema radicular (226,29).

## 6. CONSIDERAÇÕES

Sistemas hidropônicos são ideais para se obter uma resposta rápida sobre a capacidade de fitorremediação de espécies desconhecidas, porém a alta concentração do metal no meio de crescimento, solução nutritiva, sinaliza para as plantas uma condição de estresse e grande parte do metal é preferencialmente estocado no tecido radicular. Neste estudo, em média 97,04% ( $\pm 1,81\%$ ) do Pb se encontrou no tecido radicular das espécie, causando reduções na produção de biomassa (parte aérea e radicular) e no comprimento radicular. No entanto, é necessário avaliar o comportamento das espécies nas condições reais (solo contaminado), pois a concentração do metal disponível para as plantas geralmente é menor que aquelas utilizadas em hidroponia, havendo baixa concentração no tecido vegetal, mas, comparada a plantas cultivadas em hidroponia apresentam maior proporção do metal na parte aérea que na raiz.

Outros estudos devem ainda ser conduzidos em solo contaminado com diferentes combinações e proporções de nutrientes, como o enxofre e fósforo, dois nutrientes que tem sua disponibilidade diminuída pelo Pb, mas, quando na planta podem complexar o Pb e diminuir sua atividade. E o uso de quelantes, orgânico (ex. ácidos húmicos) ou inorgânico (ex. EDTA), para diminuir a complexação do Pb no solo naquelas frações que oferecem maior resistência em liberar o Pb para solução. Tais práticas podem proporcionar resultados positivos na fitoextração.

## 7. REFERÊNCIAS

- Accioly, A. M. A.; Siqueira, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: Novais, R. F.; Alvarez V.; V. H.; Schaefer, C. E. G. R. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, 1: 299-352, 2000.
- Agency for Toxic Substances and Disease Control (ATSDR). **CERCL priority list of hazardous substances**, 2003. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/spl/>>. Acesso em 30 de agosto de 2013.
- 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. **Revista Ciências Agrônômicas**, 67: 569-5776, 2008.
- Alves, J.do C.A.; Souza, A.P.; Pôrto, M.L.; Arruda, de J.A.; Junior, U.A.T.; Silva, G.B.; Araújo, R.C.; Santos, D. Absorção e distribuição de chumbo em plantas de vetiver, jureminha e algaroba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32: 1329-1336, 2008.
- Andrade, J.C. M; Tavares, S.R. L; Mahler, C.F. **O uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 175 p.
- Andrade, Maurício Gomes de et. al. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. I – Fitoextração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 33: 1879 - 1888, 2009.
- Anjos, J. A. S. A. dos. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação-BA**. 2003. 227f. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral)- Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, São Paulo, 2003.
- Anjos, J.Â.S.A. dos; Sanchez, L.E. Plano de Gestão ambiental para sítios contaminados com resíduos industriais: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação - BA. In: **Bahia Análise & Dados**, Salvador/BA, 10 (4): 306-309, 2001. Disponível em: [http://jangello.unifacs.br/downloads/Projeto\\_Purifica.pdf](http://jangello.unifacs.br/downloads/Projeto_Purifica.pdf). Acesso em: 30 de agosto de 2013.
- Anjos, J. A. S. A. **Estratégia para remediação de um sítio contaminado por metais pesados – Estudo de caso**. 1998. 157p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.
- Assunção, Sara Julliane Ribeiro. **Seleção de plantas para fitorremediação de chumbo, cádmio e zinco de uma área contaminada na Bacia do Rio Subaé**. 2-12. 100p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012.
- Bhargava, Atul et al. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. **Journal of Environmental Management**, 105: 103-120, 2012.
- Capuana, M. Heavy metals and woody plants-biotechnologies for phytoremediation. **IForest**, 4: 7 – 15, 2011.

Chandra, R. P. et al. Distribution of bio-accumulated Cd and Cr in two *Vigna* species and the associated histological variations. **Journal of Stress Physiology & Biochemistry**, 6: 4-12, 2010.

Chantachon, S., M. Kruatrachue, P. Pokethitiyook, E.S. Upatham, S. Tantanasarit and V. Soonthornsarathool: Phytoextraction and accumulation of lead from contaminated soil by vetiver grass: Laboratory and simulated field study. **Water Air Soil Pollution**, 154: 37-55, 2004.

Chaves, L.H.G.; Mesquita, E.F.; Araujo, D.L.; França, C.P.; Crescimento, distribuição e acúmulo de cobre e zinco em plantas de pinhão-mansão. **Revista Ciência Agronômica**, 41 (2): 167-176, 2010.

Cluis, C. Junk-greedy greens: phytoremediation as a new option for soil decontamination. **Biotechnology Journal**. 2: 61-67, 2004.

Deng, H., Ye, Z.H., Wong, M.H. Lead, zinc and iron ( $Fe^{2+}$ ) tolerances in wetland plants and relation to root anatomy and spatial pattern of ROL. **Environmental and Experimental Botany** 65: 353- 362, 2009.

Dey, S.K.; Dey, J.; Patra, S.; Pothal, D. Changes in the antioxidative enzyme activities and lipid peroxidation in wheat seedlings exposed to cadmium and lead stress. **Brazilian Journal Plant Physiology**, 19: 53-60, 2007.

Di Salvatore, M., Carafa, A.M., Garratù, G. Assessment of heavy metals phytotoxicity using seed germination and root elongation tests: A comparison of two growth substrates. **Chemosphere** 73: 1461 – 1464, 2008.

Dinardi, A. L; Formagi, V. M.; Pelegrini, R.; **Fitorremediação**. Limeira, 2003. III fórum de estudos contábeis.

Doty, S.L. Enhancing phytoremediation through the use of transgenics and endophytes. **New Phytologist**. 179: 318 – 333, 2008.

Ebbs, S.D., Lasat, M.M., Brandy, D.J., Cornish, J., Gordon, R., Kochian, L.V. Heavy metals in the environment: phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. **Journal of Environmental Quality**. 26: 1424 - 1430, 1997.

Eun, S.O.; Youn, H.S.; Lee, Y. Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of *Zea mays*, **Physiologia Plantarum**, 110: 357-365, 2000.

Fayiga, A. O.; Ma, L.Q. Using phosphate rock to immobilize metals in soil and increase arsenic uptake by hyperaccumulator *Pteris vittata*. **Science of The Total Environment**, 359: 17-25, 2006.

Ferreira, D. F. **SISVAR - Sistema de análise de variância**. Versão 5.3. Lavras-MG: UFLA, 2010.

Ferreira, Miriã Maria A. A. **Toxicidez de cádmio inibe o crescimento radicular e altera absorção de nutrientes do girassol**. Dissertação – (Mestrado em Solos e Qualidade de

Ecossistemas). 2013. 43p. Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas-Ba, 2013.

França, M.G.C. et al. Root growth and próton efflux rates of Rice seedlings in a greenhouse environment . **Acta Botânica Brasilica**, 20: 25 – 30, 2006.

Gasic, K. and S.S. Korban.. Heavy metal stress. **In: K.V. Madhava Rao, A.S. Raghavendra, K. Janardhan Reddy (eds.), Physiology and Molecular Biology of Stress Tolerance in Plants**. p. 219-254, Springer, Heidelberg, Germany, 2006.

Giardini, B.P. **Fitorremediação: usos gerais e características de aplicação**. 2010. 36f.,Dissertação (Graduação Tecnológica em Gestão Ambiental) Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais, Inconfidentes, 2010.

Glass, D. J. Economical potential of phytoremediation. In: Raskin, I.; Ensley, B. D., eds. **Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment**. New York, John Wiley & Sons, 2000, p. 15-31.

Gopal, R.; Rizvi, A, H. Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. **Chemosphere**, 70 (9): 1539-1544, 2008.

Gratão, P.L., Prasad, M.N.V., Cardoso, P.F., Lea, P.J., Azevedo, R.A. Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment. **Brazilian Journal of Plant Physiology**. 17: 53 e 64, 2005.

Guddanti. S.; Chambers. J. L. GSROOT – Automated Root Length Measurement Program. Version 5.0. 1993.

Guo, T., Zhang, G., Zhou, M., Wu, F., Chen, J. Effects of aluminum and cadmium toxicity on growth and antioxidant enzyme activities of two barley genotypes with different Al resistance. **Plant and Soil**, 259: 241-248, 2004.

Gupta, D. K.; Huang, H. G.; Corpas, F. J. Lead tolerance in plants: strategies for phytoremediation. **Environmental Science and Pollution Research** 20: 2150 – 2161, 2013.

Gupta, D.K. et al. Antioxidant defense mechanism in hydroponically grown Zea mays seedlings under moderate lead stress. **Journal of Hazardous Materials**, 172: 479 – 484, 2009.

Hoagland, D.R. and D.I. Arnold: The water culture method of growing plants without soil. **California Agricultural Experiment Station**, 347: 1-39, 1950.

Hong, C. L. et al. Assessing lead thresholds for phytotoxicity and potential dietary toxicity in selected vegetable crops. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicology**, 80 (4): 356-361, 2008.

Iannacone, J., Alvariño, L. Efecto ecotoxicológico de tres metales pesados sobre el crecimiento radicular de cuatro plantas vasculares. **Agricultura Técnica**. 65 (2): 198-203, 2005.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Pedologia do Brasil**, Rio de Janeiro: IBGE, 2007. 316p.

- Islam, E. et al. Effect of Pb toxicity on leaf growth, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. **Journal of Hazardous Materials**, 154: 914-926, 2008.
- Jabeen, R.; Ahmad, A.; Iqbal, M. Phytoremediation of heavy metals: physiological and molecular mechanisms. **Botanical Review**. 75: 339 -364, 2009.
- Jarvis, M.D.; Leung, D.W.M. Chelated lead transport in *Chamaecytisus proliferus* (L.f.) link ssp. *proliferus* var. *palmensis* (H. Christ): an ultrastructural study. **Plant Science**. 161: 433-441, 2001.
- Juárez-Santillán, Luis Felipe et al. Manganese accumulation in plants of the mining zone of Hidalgo, Mexico. **Bioresource Technology** 101: 5836–5841, 2010.
- Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton, CRC Press LLC, 2001. 413 p.
- Kabata-Pendias, A.. **Trace elements in soils and plants**. 4 ed. CRC Press. Taylor and Francis Group. 505p. 2011.
- Kopittke, P.M. et al. Toxic effects of Pb<sup>2+</sup> on growth of cowpea (*Vigna unguiculata*), **Environmental Pollution**. 150: 280–287, 2007.
- Kozhevnikova, A.D., Seregin, I.V., Bystrova, E.I., Belyaeva, A.I., Kataeva, M.N., Ivanov, V. B. The effects of lead, nickel, and strontium nitrates on cell division and elongation in maize roots. **Russian Journal of Plant Physiology** 56: 242-250, 2009.
- Lasat, M. M. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. **Journal of Environmental Quality**, 31:109-120, 2002.
- Lasat, M.M. Phytoextracion of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. **Journal of Hazardous Substance Research**, 2: 25p., 2000.
- Liao, Y. C. et al. Effect of transpiration on Pb uptake by lettuce and on water soluble low molecular weight organic acids in rhizosphere. **Chemosphere**, 65: 343-351, 2006.
- Lima, F. .S. L; Nascimento, C. W. A; Accioly, A. M. A.; Sousa, C.S.; Cunha Filho F. F. Bioconcentração de chumbo e micronutrientes em hortaliças cultivadas em solo contaminado. **Revista Ciência Agrônômica**, 44 (2): 234-241, 2013.
- Liu, T. et al. Transcriptional profiling of *Arabidopsis* seedlings in response to heavy metal lead (Pb), **Environmental and Experimental Botany**. 67: 377–386, 2009.
- Lopes, Daniele. Plantas nativas do cerrado uma alternativa para fitorremediação. **Estudos**, 37: 419-437, 2010.
- Ma, L.Q., Komar, K.M., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y., Kenelley, E.D. A fern that hyperaccumulates arsenic. **Nature**, 409: 579, 2001.
- Macêdo, L.S.; Morril, W.B.B. Origem e Comportamento dos metais fitotóxicos: Revisão da Literatura. **Tecnologia & Ciência Agropecuária**, João Pessoa, 2 (2): 29-38, 2008.

Machado, S.L. et al. Diagnóstico da contaminação por metais pesados em Santo Amaro - BA. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 9 (2): 140-155, 2004.

Marques, A.P.G.C., Rangel, A.O.S.S., Castro, P.M.L. Remediation of heavy metalcontaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. **Crit. Reviews Environmental Science and Technology**. 39: 622 – 654, 2009.

Marques, T.C.L.L.S.M.; Moreira, F.M.S. & Siqueira, J.O. Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 35:121-132, 2000.

Matias, M. I. A. S. **Transferência de cobre e zinco para citros em solos do Grupo Barreiras**. 2011. 116f. Tese (doutorado) – Curso de Pós-Graduação em Geologia, Universidade Federal da Bahia, Instituto de Geociências, 2011.

Merwe, M. J. V. D. et al. Decreased mitochondrial activities of malate dehydrogenase and fumarase in tomato lead to altered root growth and architecture via diverse mechanisms. **Plant Physiology**, 149 (2): 653-669, 2009.

Michalska, M. Asp, H. Influence of lead and cadmium on growth, heavy metal uptake, and nutrient concentration of three lettuce cultivars grown in hydroponic culture. **Commun Soil Science Plant Anal** 32: 571-583, 2001.

Min, Y., Boqing, T., Meizhen, T., Aoyama, I. Accumulation and uptake of manganese in a hyperaccumulator *Phytolacca americana*. **Minerals. Engineering**. 20: 188–190, 2007.

Moraes, Caroline Leivas. **Alterações bioquímicas, fisiológicas e ultraestruturais em sementes e plantas de tomate expostas ao chumbo**. 70f. : il. - Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Fisiologia Vegetal. Instituto de Biologia. Universidade Federal de Pelotas. Pelotas, 2011.

Pereira, B. F. F. **Potencial fitorremediador das culturas de feijão-de-porco , girassol e milho cultivadas em latossolo vermelho contaminado com chumbo**. 2005. 68 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical), Campinas: Instituto Agrônomo, 2005.

Peuke, A.D., Rennenberg, H. Phytoremediation: molecular biology, requirements for application, environmental protection, public attention and feasibility. **EMBO Rep**. 6: 497 - 501, 2005.

Pilon-Smits, E. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Biology**, Palo Alto, 56: 15-39, 2005.

Prasad, M.N.V. Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. **Environmental and Experimental Botany**, 35(4): 525-545, 1995.

Prasad, M.N.V., Freitas, H. Metal hyperaccumulation in plants e biodiversity prospecting for phytoremediation technology. **Electronic Journal of Biotechnology**. 6: 275 – 321, 2003.

- Rajkumar, M., Prasad, M.N.V., Freitas, H., Ae, N. Biotechnological applications of serpentine bacteria for phytoremediation of heavy metals. **Critical Reviews in Toxicology**. 29: 120 - 130, 2009.
- Romeiro, S.; Lagôa, A. M. M. A.; Furlani, P. R.; Abreu, C. A. De; Pereira, B. F. F. Absorção de Chumbo e potencial de Fitorremediação de *Canavalia ensiformes* L. **Bragantia**. 66: 327-334, 2007.
- Romeiro, Solange. **Potencial fitoextrator de *Ricinus communis* L., *Helianthus annuus* L. e *Canavalia ensiformes* L. para o chumbo, em solução nutritiva**. 2005. 84p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico, 2005.
- Roongtanakiat, Nualchavee; Sanoh, Sarattana. Phytoextraction of zinc cadmium and lead from contaminated soil by vetiver grass. **Kasetsart Journal (Natural Science)** 45: 603-612, 2011.
- Rossato, Liana Verônica. **Efeitos bioquímicos e fisiológicos do chumbo em plantas de quitoco (*Pluchea sagittalis*): possível papel fitorremediador**. (RS), 2010. 74 f. Dissertação (Mestrado em Bioquímica Toxicológica), Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2010.
- Samardakiewicz, S., Wozny, A. Cell division in *Lemna minor* roots treated with lead. **Aquatic Botany** 83: 289-295, 2005.
- Sarma, H. Metal hiperaccumulation in plants: A review focusing on phytoremediation technology. **Journal Environmental Science and Technology**, 4 (2): 118 – 138, 2011.
- Seth, C.S. A review on mechanisms of plant tolerance and role of transgenic plants in environmental clean-up. **Botanical Review** (Online DOI 10.1007/s12229-011-9092-x), 2011.
- Seth, C.S.; Chaturvedi, P.K; Misra, V. The role of phytochelatins and antioxidants in tolerance to Cd accumulation in *Brassica juncea* L. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 71:76– 85, 2008.
- Sharma, P.; Dubey, R.S. Lead toxicity in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, Londrina, 17 (1): 35-52, 2005.
- Shen, Z. G., Li, X. D., Wang, C. C., Chen, H. M.; Chua, H. Lead phytoextraction from contaminated soil with high biomass plant species. **Journal Environmental Quality**, Madison, 31: 1893-1900, 2002.
- Simão, J. B.P.; Siqueira, J. O. Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação. **Informe Agropecuário**, 22 (210):18–26, 2001.
- Singh, R.P., Tripathi, R.D., Sinha, S.K., Maheshwari, R., Srivastava, H.S. Response of higher plants to lead contaminated environment, **Chemosphere** 34: 2467–2493, 1997.
- Sinha, P. et al. Alteration in uptake and translocation of essential nutrients in cabbage by excess lead. **Chemosphere**, Oxford, 65: 651-656, 2006.
- Soares, C. R. F. S.; Graziotti, P.H.; Siqueira, J.O.; Carvalho, J.G. & Moreira, F.M.S. Toxicidade de zinco no crescimento e nutrição de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, 36: 339-348, 2001.



- Souza, E.P.S.; Silva, I. F.; Ferreira, L.E. Mecanismos de tolerância a estresses por metais pesados em plantas. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, 17 (2-4):167-173, 2011.
- Tang, S.; Wilke, B.; Brooks, R.; Tang, S. Heavy metal uptake by metal tolerant *Elsholtzia haichowensis* and *Commelina communis* from China. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. 32: 5-6, 895-905, 2001.
- Tang, Y. T. et al. Lead, zinc, cadmium, hiperaccumulation and growth stimulation in *Arabis paniculata* Franch. **Environmental and Experimental Botany** 66: 126-134, 2009.
- Vamerali, T., Bandiera, M., Mosca, G. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. **Environmental Chemistry**. Lett. 8: 1 – 17, 2010.
- Wierzbicka, M.H., Przedpelska, E., Ruzik, R., Ouerdane, L., PolecPawlak, K., Jarosz, M., Szpunar, J., Szakiel, A. (2007) Comparison of the toxicity and distribution of cadmium and lead in plant cells. **Protoplasma** 231: 99-111.
- World Health Organization. IPCS. **Environmental health criteria 85 – lead – environmental aspects**. Geneva, 1989. 106p.
- Yang, H.M.; Zhang, X.Y.; Wang, G.X. Effects of heavy metals on stomatal movements in Broad Beans leaves. **Russian Journal of Plant Physiology**, New York, 51: 516-520, 2004.
- Yang, Y. et al. Identification of rice varieties with high tolerance or sensitivity to lead and characterization of the mechanism of tolerance. **Plant Physiology**, Rockville, 124: 1019 – 1026, 2000.
- Zeitouni, C. F. **Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um latossolo vermelho amarelo distrófico**. 2003. 103f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2003.
- Zhang, W., Cai, Y., Tu, C., Ma, L.Q. Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant. **Science of the Total Environment**. 300: 167 e 177, 2002.
- Zhu, X.F.; Zheng, C.; Hu, Y.T.; Jiang, T.; Liu, Y.; Dong, N.Y.; Yang, J.L.; Zheng, S.J. Cadmium induced oxalate secretion from root apex is associated with cadmium exclusion and resistance in *Lycopersicon esculentum*. **Plant, Cell and Environment**, 34: 1055-1064, 2011.