



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E
BIOLÓGICAS**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOLOS E
QUALIDADE DE ECOSSISTEMAS
CURSO DE MESTRADO**

**SELEÇÃO DE PLANTAS PARA FITORREMEDIÇÃO DE
CHUMBO, CÁDMIO E ZINCO, DE UMA ÁREA CONTAMINADA NA
BACIA DO RIO SUBAÉ.**

SARA JULLIANE RIBEIRO ASSUNÇÃO

CRUZ DAS ALMAS - BAHIA

AGOSTO- 2012

SELEÇÃO DE PLANTAS PARA FITORREMEDIAÇÃO DE CHUMBO, CÁDMIO E ZINCO, DE UMA ÁREA CONTAMINADA NA BACIA DO RIO SUBAÉ.

SARA JULLIANE RIBEIRO ASSUNÇÃO

Engenheira Agrônoma

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2009

Dissertação submetida ao Colegiado do Curso do Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas, da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, como requisito parcial para obtenção do Graude Mestre em Solos Qualidade de Ecossistemas, Área de Concentração, Manejo de Resíduos e Remediação de Áreas Impactadas.

Orientador: Prof. Dr Jorge Antonio Gonzaga Santos

Co-Orientador: Prof. Dr André Dias de Azevedo Neto

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
MESTRADO EM SOLOS E QUALIDADE DE ECOSSISTEMAS
CRUZ DAS ALMAS - BAHIA - 2012

FICHA CATALOGRÁFICA

A851 Assunção, Sara Julliane Ribeiro.

Seleção de plantas para fitorremediação de chumbo, cádmio e zinco de uma área contaminada na Bacia do Rio Subaé / Sara Julliane Ribeiro Assunção. _ Cruz das Almas, BA, 2012.

100f.; il.

Orientador: Jorge Antonio Gonzaga Santos.

Coorientador: André Dias de Azevedo Neto.

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

1. Poluição – Degradação ambiental. 2. Fitorremediação – Subaé, Rio (BA). I. Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas. II. Título.

CDD: 363.737

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

**COMISSÃO EXAMINADORA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE
SARA JULLIANE RIBEIRO ASSUNÇÃO**

Prof.Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB
(Orientador)

Prof. Dra. Paula Ângela Umbelino Guedes Alcoforado
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB

Prof. Dra. Adriana Maria de Aguiar Accioly
Embrapa Mandioca e Fruticultura – CNPMF

Dissertação homologada pelo Colegiado de Curso de Mestrado em Solos e
Qualidade de Ecossistemas em, conferindo o Grau de
Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas em
.....

“A vida é mais simples do que a gente pensa. Basta aceitar o impossível, dispensar o indispensável e suportar o intolerável.” (Kathleen Norris)

Á Deus, maestro da Vida; aos meus pais Antonio e Jocelma, pela formação moral e amor incondicional que se consolida na profissional que sou; ás minhas irmãs Alessandra, Andressa e Érica por todo o incentivo e apoio; ao meu noivo Lucas Suzart, pela compreensão da ausência, pelo conforto na tristeza e presença certa nas alegrias e aos meus sobrinhos Gustavo e Guilherme pelos sorrisos sinceros. Tenho a certeza de que vocês foram fundamentais para a concretização de mais esta etapa em minha vida.

Dedico

“Descobri como é bom chegar quando se tem paciência. E para se chegar, onde quer que seja, aprendi que não é preciso dominar a força, mas a razão. É preciso, antes de mais nada, querer”

Amyr Klink

AGRADECIMENTOS

À Deus, sem o qual nada seria possível. Por nunca ter me deixado perder a esperança de dias melhores! N'Ele tenho a certeza de que nada é impossível.

A Nossa Senhora, minha mãe, que sempre intercedeu por mim, me dando forças nos momentos difíceis, para vencer todos os obstáculos da vida.

Aos meus pais, fonte do meu caráter. Pelo apoio emocional e material, amor incondicional, incentivo intelectual e certeza de um porto seguro.

Ao meu noivo a que, aliás, tenho muito a agradecer. Pela compreensão nas ausências, nos estresses e brigas sem motivos; pelo apoio emocional, ajuda braçal.... Por me incentivar e nunca deixar a “peteca” cair.

Às minhas irmãs pelas preocupações, lágrimas, sorrisos e apoio. A minha irmã de vida Monalisa, pela presença constante em todos os momentos. Tenho a certeza de quem sem vocês seria bem mais difícil.

Aos meus sobrinhos e a Cauã, sobrinho de coração, que renovavam em mim, a cada sorriso, a certeza de dias melhores.

Ao meu orientador, por me incentivar a cada dia ser uma profissional mais dedicada.

À minha família: tios, tias, primos, primas, avôs, avós e cunhado, que mesmo distante sempre acreditaram na minha vitória, e me incentivaram em orações, palavras e gestos.

Aos amigos, e os amigos dos meus amigos que me propiciaram chegar ao fim desta jornada. Hoje tenho a certeza de que quem tem amigos têm mais que um tesouro.

Aos pesquisadores e professores do programa, de maneira especial ao Dra. Jacira Castro, Dr. Luciano Souza, Dr. André Dias, Dr. Oldair Del'Arco, sempre presentes, e pelo apoio ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

Aos Técnicos do Laboratório de Metais Traços da UFRB, Renata, Verônica, Elisângela e Paulo, pela ajuda nas análises e incentivo nos momentos de desamino.

Aos funcionários da Unidade de Laboratório L, por nos tratar com tanto zelo e carinho.

Aos estagiários e amigos do Laboratório de Metais Traços da UFRB, Marcos, Flávia, Valdnei, Kellen, Edson, pela companhia e ajuda nas análises, nas coletas de campo de baixo de muita chuva e pelo papo descontraído. Sem vocês talvez as coisas não tivessem chegado até aqui. A Marcela, pela prestatividade e dedicação a pesquisa, a Kelly Anselmo pela ajuda e “ouvidos”, e a Diêgo pelo apoio.

Aos meus amigos do mestrado. A todos aqueles que ingressaram comigo nesta caminhada, e graças ao Pai, assim com eu tiveram êxito na sua tarefa. De maneira especial as “Chumbica” Mônica e Ladyanne, pelo compartilhamento não só de metodologias, informações e literaturas, mais pela amizade que nos uniu; e a Daniel pelo apoio e presença certa nos momentos difíceis.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pelo auxílio financeiro à bolsa de estudos e pelo apoio financeiro aos projetos.

A todos os autores, citados nas referências, pelos trabalhos que possibilitaram o desenvolvimento desta dissertação.

Aos funcionários, graduandos e mestrandos de química da UESB, e ao professor Dr. Valfredo Lemos, não só pela leitura das amostras, mais pelo respeito e dedicação á pesquisa.

Aos radialistas, compositores, interpretes...em fim a todos que através da música, me fizeram companhia nas longas noites de análises no laboratório.

Aos que me induziram ao fracasso, por me fazer ver que dedicação e amor verdadeiro são indispensáveis na escolha de uma profissão. Que através das palavras de descrença fizeram despertar em mim a criança adormecida de tantos anos atrás que se achava capaz de dominar o mundo, se assim desejasse.

A todos que de alguma forma contribuíram para elaboração desta dissertação, e para minha formação, afinal: “Sonho que se sonha só, é sonho que se sonha só. Sonho que se sonha junto é REALIDADE.” -Raul Seixas-

Meu muito obrigado!

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
REVISÃO DE LITERATURA.....	6
MATERIAIS E MÉTODOS	16
RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
CONCLUSÕES	52
REFERÊNCIAS.....	53
CONSIDERAÇÕES FINAIS	71
ANEXO.....	72

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1: Alterações visuais oriundas da exposição das plantas ao cultivo em solo Contaminado com metais pesados. Folhas de Pinhão Manso (a), Feijão de Porco (b), Mamona (c) e (d) ipê roxo.....26
- Figura 2: Análise de componentes principais dos atributos das diferentes espécies vegetais avaliadas. Onde FPorco refere-se ao feijão de porco; grama a grama batatais; PManso a pinhão manso; Mamo a mamona. Os símbolos ante dos elementos químicos Cd, Pb ou Zn refere-se ao teor dos respectivos metais na folha, (FCd, FPb e FZn) caule (CCd, CPb e CZn) e raiz (RCd, RPb e RZn), respectivamente. TFCd, TFPb e TFZn, refere-se ao fator de transferência do cádmio, chumbo e zinco, respectivamente.....44
- Figura 3: Análise de componentes principais dos atributos das diferentes espécies vegetais avaliadas. Onde Leuce refere-se a Leucena; Jeni a Jenipapo; IRoxo a Ipê Roxo; Cedro a Cedro; Algaro a Algaroba e Eucali a Eucalipto. Os símbolos ante dos elementos químicos Cd, Pb ou Zn refere-se ao teor dos respectivos metais na folha, (FCd, FPb e FZn) caule (CCd, CPb e CZn) e raiz (RCd, RPb e RZn), respectivamente. TFCd, TFPb e TFZn, refere-se ao fator de transferência do cádmio, chumbo e zinco, respectivamente.....45
- Figura 4: Análise de componentes principais dos atributos das diferentes espécies vegetais avaliadas. Onde a juru refere-se a jurubeba e Aroeira a Aroeira. Os símbolos ante dos elementos químicos Cd, Pb ou Zn refere-se ao teor dos respectivos metais na folha, (FCd, FPb e FZn) caule (CCd, CPb e CZn) e raiz (RCd, RPb e RZn), respectivamente. TFCd, TFPb e TFZn, refere-se ao fator de transferência do cádmio, chumbo e zinco, respectivamente.....46
- Figura 5: Proporção média de chumbo, cádmio e zinco em cada grupo com hábito de crescimento distinto, nos diferentes extratores simples comparado com a percentagem total dos metais no solo, determinado pelo método 3050 B da Agencia Americana de proteção Ambiental (USEPA).....52

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Espécies vegetais utilizadas no estudo.....	17
Tabela 2: Análise química do Vertissolo contaminado amostrado de 0,0 a 0,2 m de profundidade antes do início do estudo.....	21
Tabela 3: Análise física do Vertissolo contaminado amostrado de 0,0 a 0,2 m de profundidade antes do experimento.....	22
Tabela 4: Biomassa seca acumulada em partes de plantas arbustiva, arbóreas e heráceas.....	28
Tabela 5: Teores de Chumbo na Folha, Caule e Raiz e fator de translocação (FT) em treze espécies antes do estudo e após trinta e quatro dias de exposição ao solo contaminado.....	30
Tabela 6: Teores de Cádmio na Folha, Caule e Raiz e fator de translocação (FT) em treze espécies antes do estudo e após trinta e quatro dias de exposição ao solo contaminado.....	36
Tabela 7: Teores de Zinco na Folha, Caule e Raiz e fator de translocação (FT) em treze espécies antes do estudo e após trinta e quatro dias de exposição ao solo contaminado.....	39
Tabela 8: Fator de Bioacumulação de chumbo cádmio e zinco de treze espécies após 34 dias de cultivo em solo contaminado por múltiplos metais.....	42
Tabela 9: Teores totais de chumbo, cádmio e zinco determinado trinta e quatro dias após a colheita, pelo método 3050 B da USEPA.....	48
Tabela 10: Valores de Referência de Qualidade, de Prevenção e de Intervenção para ambientes agrícola, residencial e industrial, para chumbo (Pb), cádmio (Cd) e zinco (Zn) de acordo com valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas de áreas contaminadas do CONAMA (2009) e CETESB (2005).....	48
Tabela 11: Teor de chumbo, cádmio e zinco em plantas com hábito de crescimento arbustivo, arbóreo e herbáceo.....	50
Tabela 12: Percentagem de chumbo, cádmio e zinco presente no vertissolo utilizado no estudo, segundo o hábito de crescimento arbustivo, arbóreo e herbáceo das plantas.....	51

SELEÇÃO DE PLANTAS PARA FITORREMEDIAÇÃO DE CHUMBO, CÁDMIO E ZINCO DE UMA ÁREA CONTAMINADA NA BACIA DO RIO SUBAÉ.

Autor: Sara Julliane Ribeiro Assunção

Orientador: Prof. Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos

Co-orientador: Dr. André Dias de Azevedo Neto

RESUMO: Os metais estão presentes na vida dos seres humanos desde os primórdios das civilizações. O seu uso de maneira indiscriminada tem contribuído para a contaminação do solo, ar e água, em maior ou menor proporção em países pobres e industrializados. Dentre os metais pesados, o chumbo é um dos elementos químicos mais perigosos para a saúde humana, podendo causar câncer e doenças no sistema nervoso central e gastrointestinal, mesmo em baixas concentrações. A remediação de áreas impactadas por estes metais é fundamental para restabelecimento do equilíbrio nos ecossistemas impactados. Dentre as várias técnicas de remediação de áreas contaminadas, a fitorremediação, é uma estratégia de biorremediação que consiste de procedimentos envolvendo o emprego de plantas e da sua microbiota, associada ou não ao uso de amenizantes do solo, além de práticas agronômicas que, se aplicadas em conjunto, removem, imobilizam ou tornam os contaminantes inofensivos ao ecossistema, destaca-se como uma técnica promissora, sob ponto de vista econômico, estético e ambiental. Dada a importância da fitoextração, uso de plantas para remoção de metais dos solos mediante absorção pelas raízes, transporte e concentração na biomassa da parte aérea, gera a necessidade de estudos que correlacionem à tolerância de espécies cultivadas em clima tropical, nativas ou exóticas, com a capacidade de acumular metais em seus tecidos, para que se possam remediar áreas contaminadas no país. O presente trabalho teve como objetivos: 1) testar espécies nativas, ou não, cultivadas nos trópicos com características de serem tolerantes ou acumuladoras de Pb, Cd e Zn, as quais possam ser utilizadas em qualquer das técnicas de fitorremediação para serem utilizadas em programas de fitorremediação na área de Santo Amaro–Ba; 2) avaliar a capacidade de plantas de diferentes hábitos de crescimento em absorver do solo Pb, Cd e Zn na ausência de melhoradores de solo; 3) avaliar a eficiência de diferentes extratores simples na determinação da biodisponibilidade do Pb, Cd e Zn

de um solo contaminado. Para tanto foram avaliadas treze espécies vegetais: Algaroba (*Prosopis juliflora*), Aroeira (*Schinus terebinthifolia*), Cedro (*Cedrela fissilis*), Eucalipto (*Eucalyptus urophylla*), Feijão de porco (*Canavalia ensiformes* L.), Grama batatais (*Paspalum notatum*), Ipê roxo (*Tabebuia impetiginosa*), Jenipapo (*Genipa americana*, L.), Jurubeba (*Solanum paniculatum* L.) Leucena (*Leucaena leucocephala*), Mamona (*Ricinus communis* L.), Pinhão Manso (*Jatropha curcas* L.) e Vetiver (*Vetiveria zizanioides* L), submetidas ao cultivo no solo contaminado por 30 dias. Avaliou-se também os teores pseudo totais pelo método USEPA 3050B, e os teores biodisponíveis pela extração com quatro extratores simples DTPA, HCl, MgCl₂ e NH₄Cl.

Palavras Chave: Santo Amaro, Remediação, Contaminação Ambiental, Extratores simples.

SELECTION OF PLANTS FOR PHYTOREMEDIATION OF CADMIUM LEAD AND ZINC, OF A CONTAMINATED AREA RIVER BASIN SUBAÉ.

Author: Sara Julliane Ribeiro Assunção

Adviser: Prof. Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos

Co-adviser: Dr. André Dias de Azevedo Neto

SUMMARY: The metals are present in the lives of human beings since the dawn of civilization. The use of metals indiscriminately has contributed to the contamination of soil, air and water, to a greater or lesser extent in poor and industrialized countries. Among the heavy metals, lead is one of the chemical elements most harmful to human health and may cause cancer and central nervous system and gastrointestinal diseases even at low concentrations. The remediation of areas impacted by these metals is critical to restoring the balance in ecosystems impacted. Among the various techniques of remediation of contaminated sites, phytoremediation is a strategy that consists of procedures involving the use of plants and microbes, associated or not with the use of soil amendants and agronomy practices that if applied together, remove, or immobilize contaminants harmless make the ecosystem stands out as a promising technique under an economic aesthetic and environmental standpoint. Given the importance of phytoextraction, using plants to remove metals from the soil through root uptake, transport and concentration in shoot biomass, generates the need for studies to correlate tolerance of species grown in tropical climates, native or exotic, with the ability to accumulate metals in their tissues, so that they can be used to remediate the contaminated areas. The present study aimed to select plant species tolerant to Cd, Pb and Zn accumulation and large biomass production for use in phytoremediation projects for the recovery of contaminated soils in Santo Amaro- BA, which is considered the city with the largest urban pollution by lead in the world. Thirteen plants species were evaluated: Mesquite (*Prosopis juliflora*), Aroeira (*M. urundeuva*), Cedar (*Cedrela fissilis*), Eucalyptus (*Eucalyptus* spp), Bean pork (*Canavalia ensiformes* L.), bahiagrass (*Paspalum notatum*), Purple Ipe (*Tabebuia impetiginosa*) Jenipapo (*G. americana*, L.), Jurubeba (*Solanum paniculatum* L.) Leucena (*Leucaena*

leucocephala), Castor (*Ricinus communis* L.), Jatropha (*Jatropha curcas* L.) and Vetiver (*Vetiveria zizanioides* L).

Keywords: Santo Amaro, Remediation, Environmental Contamination, Simple extractants.

INTRODUÇÃO

Os grandes avanços tecnológicos e sociais alcançados por diversas civilizações estão relacionados com a utilização dos metais. O crescimento demográfico da sociedade, de maneira acelerada, oriunda da Revolução Verde e Industrial acelerou o extrativismo mineral para atender aos novos padrões de consumo e como consequência elevou a quantidade e diversidade dos poluentes naturais e xenobiontes que passaram a ser descartado, de maneira indiscriminada, no solo e na água (CRUVINEL, 2009). Os metais pesados chumbo (Pb), cádmio (Cd) e zinco (Zn), devido a sua ampla utilização, são exemplos de contaminantes da indústria de mineração ou da indústria de processamento de minerais, que, quando descartados nos solos ou corpos d'água afetam diretamente a qualidade de vida das pessoas, plantas, animais e ecossistemas.

O chumbo é reconhecido pela Organização Mundial da Saúde como um dos elementos químicos mais perigosos para a saúde humana (WHO, 1999). O seu acúmulo no corpo por inalação ou ingestão pode causar câncer, afetar o sistema nervoso central, o sistema gastrointestinal, rins e a vida das pessoas. A elevada toxicidade, aos seres humanos e animais, faz do chumbo o segundo lugar em uma lista de 275 substâncias orgânicas e inorgânicas consideradas prioritárias para o controle nos ecossistemas aquáticos e terrestres nos EUA (ATSDR, 2012)

O Pb é um metal persistente no meio ambiente possuindo um largo uso industrial, nos insumos agrícolas, indústria extrativa, petrolífera, de acumuladores, tintas e corantes, resíduos industriais e outros (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2011). Estima-se que estas fontes são responsáveis pela adição de cerca de 1,16 milhões de toneladas de chumbo por ano em ecossistemas terrestres e aquáticos (NRIAGU, 1989).

O Cd é também um metal altamente tóxico e frequentemente descartado de forma inapropriada no ambiente (PINO, 2005). É absorvido eficientemente pelas plantas e desta forma penetra na cadeia trófica sendo cancerígeno para o ser humano e animais, concentrando-se no fígado e rins (MAZZUCO, 2008), pulmões, sistema reprodutor, dentre outros órgãos (WHO, 2012). Embora não tão tóxico quanto o mercúrio, o Cd destaca-se devido aos vários efeitos deletérios aos mamíferos (MALUF, 2009).

O Cd é encontrado na natureza, quase sempre junto com o zinco, em proporções que variam de 1:100 a 1:1000 na maioria dos minérios e solos (MAZZUCO, 2008). É amplamente utilizado para revestimento de superfícies metálicas, banho eletrolítico, produção de ligas, fusíveis, soldas, pigmentos de tintas, baterias, fungicidas e na indústria plástica, estando também presente nos adubos fosfatados (ZEITOUNI, 2003).

O zinco (Zn) é um dos elementos mais comuns da crosta terrestre. É um dos metais mais móveis, superado pelo cádmio e pelo níquel, podendo ser distribuído e redistribuído em todas as frações do solo, segundo XIANG et al., (1995). É um micronutriente essencial para os organismos, por ser um componente estrutural de muitas proteínas, além de ser indispensável para o crescimento das plantas (ALEXANDRE et al, 2012). Quando presente em elevados níveis no solo, pode causar efeitos tóxicos (CHAVES et al., 2001), não só para as plantas mais também para todos os seus consumidores diretos e indiretos (MACÊDO e MORRIL, 2008).

Acredita-se que Santo Amaro, no Estado da Bahia, possua a maior contaminação urbana de Pb do mundo por pessoa, com graves efeitos na saúde humana, vide a incidência de doenças provocadas pelo metal na população, e no meio ambiente, além de impactos na Bacia do Subaé e em seu estuário. Essa contaminação foi oriunda do funcionamento durante 33 anos da Plumbum Mineração e Metalúrgica S/A, que beneficiava óxidos de chumbo, para a fabricação de lingotes de chumbo.

Em 1958, a empresa francesa PENARROYA Oxide SA, empresa líder mundial na produção de óxido de chumbo destinado à fabricação de baterias, cristais, plásticos e tubos de televisão criou para atuar no Brasil, a COBRAC, Companhia

Brasileira de Chumbo, que começou a operar em Santo Amaro, no ano de 1960. Em 1987, a Companhia Adubos Trevos, de Porto Alegre/RS, associada à Companhia Paulista de Metais adquiriram o controle acionário da empresa, e em 1989, a empresa foi incorporada à Plumbum Mineração e Metalurgia S/A atual proprietária da estrutura física existente (OLIVEIRA, 1977 e ANJOS, 2003). O complexo minero-metalúrgico situava-se a noroeste da zona urbana do referido município, a 300 m da margem direita do Rio Subaé, e a 10 Km de sua foz na Baía da Todos os Santos (ANJOS, 2003).

Além da contaminação atmosférica proveniente do lançamento de material particulado pela chaminé, a empresa deixou um passivo de 500 mil toneladas de escória enriquecida com diversos metais pesado (21% de Cd até 13% de Zn e até 3% de Pb) armazenada a céu aberto, no pátio da fundição sem nenhum tratamento, contaminando o solo, lençol freático, animais, plantas, a população local, além da contaminação do Rio Subaé como resultado do transbordamento da bacia de rejeito e do lançamento de efluentes in natura (SOUZA, 2008).

Desde a instalação da COBRAC em 1960, a metalúrgica foi alvo de denúncias da população rural (pecuaristas, agricultores, etc), que reclamavam dos primeiros sinais de contaminação de chumbo e cádmio, como evidenciado pela morte de animais, inclusive bovinos e equinos, nas áreas adjacentes da fábrica, nas plantas (OLIVEIRA, 1977), nos sedimento e em frutos do mar (ANJOS, 2003).

Remediação é o conjunto de processos físicos, químicos e biológicos que visam à restauração das condições naturais de um local contaminado com poluentes provenientes de qualquer tipo de atividade. A remediação de áreas contaminadas por metais pesados pode ser realizada através de vários métodos tradicionais, tais como escavação, incineração (CUNNINGHAM et al., 1996), vitrificação, lavagem do solo, solidificação, cobertura do solo, eletrocinética (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000) e aterramento do solo (GARBUSI e ALKORTA, 2001).

A fitorremediação, tecnologia alternativa aos métodos de remediação tradicional, é uma estratégia que consiste no emprego de plantas e da sua microbiota, associada ou não ao uso de amenizantes do solo, além de práticas agronômicas que, se aplicadas em conjunto, removem, imobilizam ou tornam os

contaminantes inofensivos ao ecossistema (CRUVINEL, 2009; ANDRADE, et al., 2007).Dentre as técnicas de fitorremediação, destacam-se a fitovolatilização, fitodegradação, fitoestimulação, fitoextração, fitoestabilização, rizofiltração e capas vegetativas (MAZZUCO, 2008; NASCIMENTO et. al, 2009).

O sucesso da fitorremediação é dependente da existência de plantas tolerantes aos contaminantes e capazes de remover, estabilizar ou imobilizar metais no solo.No presente trabalho foram avaliadas espécies vegetais coletadas nas proximidades da área da fábrica, Aroeira (*Schinus terebinthifolia*),Jenipapo (*Genipa americana, L.*),Jurubeba (*Solanum paniculatum L.*) e Mamona (*Ricinus communis L.*); e outras citadas na literatura por apresentarem como característica a tolerância a níveis elevados de chumbo e cádmio, Algaroba (*Prosopis juliflora*),Cedro (*Cedrela fissilis*),Eucalipto (*Eucalyptus urophylla*),Gramma Batatais (*Paspalum notatum*),Feijão de Porco (*Canavalia ensiformes L.*), Ipê Roxo (*Tabebuia impetiginosa*),Leucena (*Leucaena leucocephala*), Pinhão Manso (*Jatropha curcas L.*) e Vetiver (*Vetiveria zizanioides L.*).

A absorção e translocação de metais pesados para a biomassa esta relacionada com a biodisponibilidade destes metais.O teor total de metais em solos contaminados geralmente não reflete a sua biodisponibilidade (LÓPES-MOSQUERA et al., 2000) pois somente uma fração do teor total do metal apresenta mobilidade no perfil do solo e está disponível para a absorção pelas raízes das plantas.Como os metais pesados se encontram no solo sob diferentes formas químicas, têm sido propostas varias formas de extrações.Um extrator para ser considerado eficiente deve apresentar uma boa correlação com o teor de metais nas diferentes partes das plantas, e o teor biodisponível no solo.Diversos extratores simples, como o uso de água ou extrato de saturação, soluções salinas, soluções ácidas, soluções complexantes, soluções oxidantes/redutoras e os combinados tem sido utilizados para avaliar as quantidades biodisponíveis de metais pesados no solo.

O presente trabalho teve como objetivos: 1) testar espécies nativas e exógenas, cultivadas nos trópicos tolerantes ou acumuladoras de Pb, Cd e Zn, com potencial para serem utilizadas em programas de fitorremediação; 2) avaliar a

capacidade de plantas de diferentes hábitos de crescimento em absorver do solo Pb, Cd e Zn na ausência de melhoradores de solo; 3) avaliar a eficiência de diferentes extratores simples na determinação da biodisponibilidade do Pb, Cd e Zn de um solo contaminado.

REVISÃO DE LITERATURA

A atividade de mineração e processamento de minérios sempre teve um papel importante no desenvolvimento da maioria das sociedades e civilizações. Entretanto, o processo de mineração e beneficiamento de minerais causam impactos que comprometem o funcionamento equilibrado dos ecossistemas e, a saúde da atual e futura geração. A cidade de Santo Amaro que possui a maior poluição urbana de chumbo do mundo é um exemplo clássico dos impactos da industrialização de metais no ambiente e na vida das pessoas.

A cidade de Santo Amaro situada no Recôncavo Sul da Bahia, foi escolhida em 1960, para a instalação de uma unidade da empresa francesa PENARROYA Oxide S/A, empresa líder mundial na produção de óxido de chumbo, devido a sua proximidade da capital Salvador, por facilitar o escoamento da produção. Durante o seu funcionamento, a fábrica dispersou contaminantes na atmosfera, solo, água e lençol freático, depositando partícula escória com elevado teor de metais pesado a céu aberto no pátio da fundição. Esse material com elevado teor de metais pesado foi amplamente distribuído para a população e prefeituras da cidade e circunvizinhas (MACHADO et al., 2003), contribuindo para a dispersão dos contaminantes.

A localização da fábrica em um vale, com topografia suavemente acidentada, foi um dos principais erros associados ao projeto (SOUZA, 2008). Desde sua instalação em 1960, esta metalúrgica foi alvo de denúncias da população rural (pecuaristas, agricultores, etc), que reclamavam dos primeiros sinais de contaminação, evidenciada pela morte de animais, inclusive bovinos e equinos, nas áreas adjacentes da fábrica (OLIVEIRA, 1977).

Após seu desativamento o passivo ambiental da empresa era de aproximadamente 500 mil toneladas de escória de chumbo abandonada no pátio da fundição, contendo 21% de Cd, até 13% de Zn e até 3% de Pb. Devido à posição que a escória foi acumulada, a dispersão dos contaminantes pelas chaminés, além da distribuição deste material, não se tem dimensão da área de solo e sedimento atualmente contaminados.

O chumbo é um metal pesado relativamente abundante na crosta terrestre apresentando concentração média entre 10 e 20 mg kg⁻¹ (BOSSO e ENZWEILER, 2008). A origem do elemento pode ser litogênica, provenientes de fontes geológicas, como resíduos de rocha; ou antropogênica, adicionados ao solo por diversas atividades humanas (MAZZUCO, 2008). O chumbo litogênico normalmente é encontrado associado aos diversos minerais do solo, em concentrações muito pequenas, porém podem existir também em altas concentrações (PAIVA et. al, 2002).

Este elemento é considerado o menos móvel dos metais pesado e o contaminante que oferece maior risco de envenenamento para os seres humanos, especialmente as crianças devido a sua ampla utilização em cerâmicas, pigmentos, soldas, munições, para cobrir cabos elétricos, isolantes para equipamentos de raios-X, componente de baterias e como aditivo na gasolina, construção de edifícios à prova de intempéries entre outros (KREUSCH, 2005; ROMEIRO, 2005; MAZZUCO, 2008), sendo o sexto metal mais utilizado no mundo (Fe > Al > Mn > Cu > Zn > Pb) (ILZSG, 2012). O Brasil é responsável por cerca de 0,2 % do consumo mundial desse metal (MARQUES, 2009).

O chumbo presente nas plantas é resultante dos processos de captação e incorporação (SCHIFER et al., 2005), podendo ser absorvido a partir do ar ou do solo (ROSSATO, 2010). A absorção de chumbo, do solo, água ou ar pelas plantas é passiva (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2011) e ocorre pelos pêlos radiculares e geralmente é estocado nas paredes celulares, e a translocação das raízes para a parte aérea é limitada. Somente 3% do Pb das raízes é translocado para a parte aérea e somente 0,003 a 0,005% do Pb total do solo pode ser absorvido pelas plantas. As maiores bioacumulações de Pb ocorrem em plantas folhosas, como a alface, que podem acumular até 0,15% de Pb na massa seca (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2011).

Os efeitos tóxicos do Pb ocorrem nos processos de fotossíntese, mitose e absorção de água, levando as folhas a apresentarem coloração verde escura, murchamento das folhas mais velhas, folhagem atrofiada, e raízes amarronzadas e pouco desenvolvidas. A tolerância ao Pb ocorre associada com a redução

daplasticidade e elasticidade das paredes celulares e aumento da sua rigidez (ZEITOUNI, 2003).

O Cádmiio (Cd) ocorre de maneira natural em rochas magmáticas e sedimentares, e é encontrado na natureza, em proporções que variam de 1:100 a 1:1000, na maioria dos minérios e solos(MAZZUCO, 2008). O cádmio é encontrado como impureza em minas de Zn,Pb e Cu, constituindo mais de 1% do conteúdo dos metais de tais minas (ZEITOUNI, 2003; MAZZUCO, 2008). Sua concentração em solos não contaminados pode variar de 0,06 a 1,1 mg kg⁻¹, sendo que este é um elemento relativamente imóvel no perfil (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2011).

O cádmio é um metal altamente tóxico, de vida biológica longa (10 a 30 anos) e de lenta excreção pelo organismo (MAZZUCO, 2008). É cancerígeno para o ser humano, e apresenta efeitos tóxicos nos rins, pulmões e sistema reprodutor, além de se acumular no fígado dos mamíferos (ZEITOUNI,2003). Pode provocar irritações graves no estômago, vômitos,diarréiasalém do enfraquecimento dos ossos, tornando-os mais vulneráveis às fraturas, e em alguns casos podendo até levar a morte do indivíduo (MANZINI, et. al, 2010).

O Cd é absorvido eficientemente pelas plantas, possivelmente por um mecanismo passivo, sendo a movimentação interna na planta semelhante à do cálcio. Apesar de ser absorvida em grandes quantidadespelas plantas, a sua translocação para parte aérea pode ser restrita pela retenção do elemento em sítios de troca de composto ativos localizados na parede celular (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2011).

Os sintomas de toxidez ao cádmio começam com o surgimento de pontuações avermelhadas nas nervuras das folhas mais basais, com posterior epinastia, clorose nas folhas mais jovens e redução no número de gemas apicais, verificando-se plantas de pequeno porte, raízes pouco desenvolvidas, caules finos, tendência do aparecimento de gemas laterais e queda na produção de matéria seca (ZEITOUNI, 2003). A fitotoxidez de Cd inibe a fotossíntese, perturba a respiração e fixação de CO₂, e altera a permeabilidade das membranas (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2011).

O zinco (Zn) é o 24º elemento mais abundante da crosta terrestre, com concentração em torno de 75 ppm (0.007%) (MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA, 2010). Embora não seja tão tóxico quanto cádmio, os dois elementos apresentam propriedades químicas semelhantes (BARROS, 2007). O teor total de Zn em solo não contaminado varia entre 10 e 300 mg kg⁻¹ (CRUVINEL, 2009) e é encontrado na natureza principalmente sobre a forma de sulfetos (MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA, 2010), ou puro (MACÊDO e MORRIL, 2008).

O Zn no solo ocorre de maneira natural, como mineral sulfatado, ou puro (MACÊDO e MORRIL, 2008); ou de fontes antropogênicas, principalmente de atividades de mineração, uso agrícola do lodo de esgoto, de resíduos e subprodutos de processos industriais, uso de agroquímicos como os fertilizantes, cobertura protetora para outros metais, ligas e baterias e em componentes elétricos (CÔRTE, 2006).

O zinco é um micronutriente essencial que possui papel fundamental nos processos fisiológicos e metabólicos, a exemplo da síntese de enzimas, aminoácidos, ácidos orgânicos, fixação de nitrogênio, dentre outros, dos organismos e plantas de todos os níveis tróficos, (ALEXANDRE et al, 2012; MALUF, 2009). Quando presente em elevada concentração no solo o zinco pode causar efeitos tóxicos plantas e aos seus consumidores diretos e indiretos (MACÊDO e MORRIL, 2008).

A mobilidade do zinco em plantas não é grande. Normalmente, as raízes contêm muito mais Zn do que na parte aérea, principalmente se as plantas estiverem crescendo em solos ricos neste metal (MACÊDO e MORRIL, 2008). Sintomas de toxicidade de zinco incluem restrição de crescimento radicular e, brotos; expansão foliar acompanhada de clorose das folhas; pigmentos marrons avermelhados, provavelmente de substâncias fenólicas, distribuído por toda a planta; morte da plântula; e inibição do crescimento vegetal (LI et al., 2011). Já a absorção excessiva de Zn pelo organismo humano pode levar a um quadro de intoxicação, resultando em sintomas como vômito, diarreia e cólicas (BARROS, 2007).

FITORREMEDIAÇÃO

A remediação de área contaminada é o uso de processos físicos, químicos e biológicos objetivando o restabelecimento das condições naturais ou próxima ao natural de um local contaminado (ANJOS e SANCHES, 2001), restaurando a funcionalidade e a diversidade dos ecossistemas impactados ou degradados; evitando a dispersão dos contaminantes para outros nichos ecológicos e a contaminação da população humana (MAGALHÃES, 2008). Os métodos clássicos de remediação *ex-situ* de solos contaminados (escavação, lavagem do solo e extração ácida) incluem remoção e lavagem do solo; estabilização física e ou química pelo uso de compostos químicos, são técnicas caras que causam grandes alterações no meio ambiente e produzem resíduos contaminados (GARBISU e ALKORTA, 2001). As técnicas de remediação *in-situ* (capeamento, solidificação e estabilização e vitrificação, fitorremediação), são técnicas mais baratas e que causam menor alteração do solo.

A Fitorremediação é uma técnica *in-situ* que consiste no emprego de plantas acumuladoras e/ou tolerantes a metais pesados, sua microbiota associada, amenizantes do solo, além de práticas agronômicas otimizadas (ANDRADE et al., 2007; COUTINHO e BARBOSA, 2007) com a finalidade de remover, conter ou tornar inofensivos, transferir, estabilizar e/ou degradar, os contaminantes da água, solos e sedimentos contaminados por diversos tipos de poluentes (ROSSATO, 2010; COUTINHO e BARBOSA, 2007).

É uma técnica promissora quando analisada sob o ponto de vista econômico e apresenta como vantagens a manutenção da fertilidade do solo, prevenção da erosão do material contaminado (OLIVEIRA et al., 2007), melhoria no visual da paisagem, facilitando a aceitação da técnica pela população (DINARDI et al., 2003; ROBINSON et al., 2003), dentre outros benefícios. Porém o tempo (entre 12 e 20 anos) necessário para a despoluição de sítios contaminados (MAZZUCO, 2008); a extração do contaminante apenas dentro da zona de alcance do sistema radicular; a possibilidade da planta fitorremediadora tornar-se planta daninha (GIARDINI, 2010) são algumas das limitações apresentadas por essa técnica.

Dentre as técnicas de fitorremediação, destacam-se a fitovolatilização, fitodegradação, fitoestimulação, fitoextração, fitoestabilização, rizofiltração e capas vegetativas (MAZZUCO, 2008; NASCIMENTO et. al, 2009).

O conceito do uso de plantas para limpar ambientes contaminados não é novo. No fim do século XIX, *Thlaspi caerulescens* e *Viola calaminaria* foram as primeiras espécies vegetais documentadas por acumular altos níveis de metais nas folhas (LASAT, 2000). As plantas podem ser subdivididas em três categorias a depender da quantidade de metal absorvido e acumulado nos seus tecidos: **acumuladoras**: absorvem e mantêm elevadas concentrações de metais em seus tecidos, mesmo com baixas concentrações no solo; **indicadoras**: absorvem e refletem as concentrações dos metais do solo; e as **excluseras**: absorvem metais e mantêm o teor nos tecidos constante mesmo aumentando o teor do metal no solo (BAKER, 1981). Segundo CAÍRES (2005), esse último grupo, apresenta um limite de tolerância, ou seja, são capazes de excluir o metal da parte aérea até certo nível, porém, com a continuidade da exposição à contaminação, ocorre um desequilíbrio no metabolismo da planta, e o metal absorvido passa a ser translocado para parte aérea de forma descontrolada. As plantas acumuladoras são próprias para fitoextração e excluseras para fitoestabilização (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

O comportamento das espécies vegetais frente ao contaminante depende da planta, do metal, do órgão de acúmulo e das estratégias de tolerância e resistência. A existência de plantas tolerantes ainda não é completamente entendida, mas é reconhecida a participação de mecanismos tais como: acúmulo nos tricomas, translocação para as folhas mais velhas, exsudação de substâncias contendo metais quelatados, ligações de metais às paredes celulares, alterações das estruturas de membranas e permeabilidade, restrição de compostos intracelulares sequestrados do metal e ativação das bombas transportadoras de íons metálicos para os vacúolos (MARQUES et al., 2000).

Plantas hiperacumuladoras têm a capacidade de armazenar altas concentrações de metais específicos, ex. Zn e Mn > 10.000 mg kg⁻¹ ; Pb, Ni e Cu > 1.000 mg kg⁻¹; Cd > 100 mg kg⁻¹ (ROMEIRO, 2005; NASCIMENTO et. al, 2009), ou absorver e concentrar mais de 0,1% de um dado elemento no seu tecido (BROOKS,

1998). Cerca de 430 espécies já foram identificadas como hiperacumuladoras (NASCIMENTO et. al, 2009), representando menos de 0,2% de todas as angiospermas, sendo a maior parte delas hiperacumuladoras de Ni (GONZAGA, 2006; REEVES et al., 2007). As primeiras plantas hiperacumuladoras caracterizadas eram membros das famílias das Brassicaceae e Fabaceae representadas pela família das *Euphorbiaceae* nos trópicos (GARBISU e ALKORTA, 2001).

Das várias formas de fitorremediação, a fitoextração, uso de plantas para remoção de metais dos solos mediante absorção pelas raízes, transporte e concentração na biomassa da parte aérea, é uma das mais utilizadas (GIARDINI, 2010). Nesta técnica são empregadas plantas hiperacumuladoras para remover metais do solo pela absorção e acúmulo na parte aérea, e estas depois de colhidas, poderão ser dispostas em aterros sanitários ou recicladas para a recuperação do metal. A existência de plantas tolerantes ao contaminante ou plantas hiperacumuladoras; com alta taxa de crescimento e produção de biomassa; fácil aquisição ou propagação; e sistema radicular profundo e denso de fácil controle ou erradicação são algumas das premissas a ser preenchidas para que a planta seja utilizada para fitoextração (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000; PIRES, 2003).

A eficiência das plantas acumuladoras e hiperacumuladoras utilizadas na fitoextração podem ser avaliadas pela análise dos fatores de bioacumulação (FB), razão entre a concentração do metal na biomassa da planta e do meio contaminada; e de translocação (FT) razão entre os teores do contaminante na parte aérea e da raiz. As plantas que apresentam $FB > 1,00$ e $FT > 1,00$ e alta concentração do contaminante são plantas com bom potencial de uso em projetos de fitoextração.

De maneira geral, as monocotiledôneas são menos eficientes na fitoextração de metais pesados quando comparadas às dicotiledôneas (HUANG e CUNNINGHAM, 1996). A sensibilidade das plantas aos metais varia também de acordo com a cultivar, e a presença de outros íons no ambiente (SINGH et al., 1997; XU e XU, 1993), principalmente outros metal pesado.

A fitoestabilização utiliza plantas para reduzir a biodisponibilidade do poluente no ambiente, imobilizando e estabilizando-os no solo, reduzindo o risco de degradação e lixiviação para a água subterrânea e carreamento pelo vento

(GARBUSU e ALKORTA, 2001; SCHNOOR, 2002). As plantas escolhidas para fitoestabilização devem tolerar as condições da área contaminada, controlar a erosão e lixiviação e evitar a translocação do contaminante para a parte aérea (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). Os mecanismos de tolerância das espécies vegetais adequadas para serem utilizadas na fitoestabilização limitam a translocação de metais para a parte aérea imobilizando o metal pesado nas raízes (BAKER, 1981). É especialmente aplicável em locais onde a melhor alternativa é manter o contaminante no local, como em ambientes contaminados por chumbo, cádmio, zinco e arsênio (GIARDINI, 2010).

FITORREMEDIAÇÃO DO CHUMBO

O Pb do solo ocorre na forma de Pb^{2+} (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2011) formando complexos estáveis com ligantes inorgânicos (Cl^- , CO_3^{2-}) e orgânicos (ácidos húmicos e fúlvicos). Segundo XIAN (1989), mais de 43% do chumbo presente no solo encontra-se na fração orgânica. Os teores de chumbo na solução do solo são menores que 0,1% do teor total (HUANG et al. 1997), e esta baixa concentração de chumbo disponível limita a absorção do elemento pelas plantas.

A seleção de plantas tolerantes que apresentem características desejáveis para serem utilizadas em projeto de fitorremediação é um fator determinante para o sucesso da técnica. *Brassica juncea*, *Aeolanthus biformifolius*, *Alyssum bertolonii* e *Thlaspi caerulescens* são exemplos de espécies de plantas que tem sido testadas como plantas acumuladoras de Pb, Cu/Co, Ni e Zn, respectivamente (CUNNINGHAM et al., 1996). Plantas das famílias Brassicaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Lamiaceae e Scrophulariaceae têm sido identificadas como plantas com potencial para a extração de chumbo do solo (USEPA, 2003).

BIODISPONIBILIDADE DE METAIS PESADOS NO SOLO

Os metais não alteram suas propriedades químicas, apenas variam entre as formas insolúveis e solúveis, sendo esta última, a forma que os metais são

absorvidos pelos vegetais. O teor total de metais é uma medida conveniente para expressar a poluição do solo, mas pouco eficiente para prever a toxicidade (YUSUF, 2006) ou a biodisponibilidade do poluente (LÓPEZ-MOSQUERA et al., 2000). A identificação das formas químicas do metal no solo é de grande importância para estimar a biodisponibilidade biológica, a reatividade físico-química e transporte do metal do solo para a água, plantas ou biota em condições físico-químicas favoráveis.

Vários métodos simples de extração de metais pesados do solo têm sido testados para avaliar a biodisponibilidade dos metais no solo. O método 3050 B da USEPA (Environmental Protection Agency of the United State) têm sido usado como referência para abertura de amostras contaminadas por metais, e para determinação da concentração pseudo-total de metais do solo. Extratores simples tais como, CaCl_2 ($0,1 \text{ mol L}^{-1}$), HAC ($0,1 \text{ mol L}^{-1}$)/ NH_4Ac 5% pH 5, HAC ($0,5 \text{ mol L}^{-1}$) e HCl ($0,5 \text{ mol L}^{-1}$) por ANDRADE, et al., (2005); Mehlich-1, EDTA ($0,05 \text{ mol L}^{-1}$) e DTPA ($0,05 \text{ mol L}^{-1}$) por CUNHA et al., (2008); $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ ($1,0 \text{ mol L}^{-1}$), HOAC ($0,43 \text{ mol L}^{-1}$) e NH_4Cl ($1,0 \text{ mol L}^{-1}$), por SU CHEN et al., (2009); MgCl_2 ($1,0 \text{ mol L}^{-1}$) NASCIMENTO, (2008); HCl ($0,1 \text{ mol L}^{-1}$) BORTOLON e GIANELLO, (2010) também têm sido utilizado por diferentes autores.

Os extratores simples podem ser classificados em três grupos:

1) Soluções salinas tamponadas ou não a vários valores de pH. Essas soluções extraem preferencialmente os metais trocáveis. Sais neutros como MgCl_2 , CaCl_2 , NH_4NO_3 são extratores capazes de deslocar os metais trocáveis da fase sólida do solo (MCLAUGHLIN et al., 2000) sem alterar o pH do meio. Soluções como nitrato de amônio, nitrato de cálcio, cloreto de magnésio, nitrato de magnésio, cloreto de cálcio, cloreto de potássio, cloreto de bário, cloreto de amônio têm sido empregadas para avaliar a disponibilidade de metais, no entanto, as suas concentrações e as relações solo: solução são as mais diversas possíveis o que torna difícil a comparação entre elas. Tais soluções têm sido utilizadas para determinação de metais pesados por já serem empregados pelos laboratórios na extração dos macronutrientes trocáveis (ABREU et al., 2002; ABREU et al., 2006).

2) Soluções diluídas de ácidos fracos (ex. ácido acético) ou ácidos fortes (ex. HCl, HNO₃, Mehlich I). As soluções ácidas, constituem um procedimento rápido e simples para extrair metais biodisponível (BECKETT, 1989). Segundo a CSTPA, (1980) a utilização de solução de HCl 0,1 M foi originalmente desenvolvida por NELSON et. al, (1959) para avaliar a disponibilidade do Zn, pode refletir a biodisponibilidade dos metais, pois mesmo que parcialmente, consegue dissolver, as estruturas minerais que retêm metais pesado no solo. A eficiência depende da concentração do ácido, do tempo de extração e da relação solo: solução (ABREU et al., 2002; ABREU et al., 2006).

3) Agentes quelantes como DTPA e EDTA. O uso desses extratores é baseado na formação de complexos solúveis entre os agentes complexantes com o íon metálico na solução do solo, reduzindo a sua atividade (ABREU et al., 2002). Dessa forma outros íons metálicos são desorvidos da dupla camada para a solução do solo. Esses extratores também deslocam metais ligados a radicais orgânicos e carbonatos, extraindo com facilidade as formas lábeis dos metais, sem dissolver as formas não lábeis (ABREU et al., 1997). O extrator DTPA a pH 7,3 foi proposto por LINDSAY & NORVELL (1978), para determinação de Cu, Zn, Fe e Mn. Em diversos trabalhos esta solução também tem sido utilizada para determinar outros metais como Cd, Ni e Pb em solos (MULCHI et al., 1991; ABREU et al., 1995; OLIVEIRA, 2000).

MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido no Centro Experimental do CCAAB (Centro de Ciências Agrárias Ambientais e Biológicas), em Cruz das Almas - Bahia, Brasil, em casa de vegetação em condições semi controladas de luz com temperatura médiadiurna de 24,5°C e a noturna de 22,00 °C, no período de dezembro de 2011 a fevereiro de 2012.

O estudo foi estabelecido em delineamento experimental inteiramente casualizado, com 13 espécies e três repetições. Avaliou-se o potencial de extração de Pb, Cd e Zn por 13 espécies vegetais, sendo dez espécies Algaroba (*Prosopis juliflora*), Cedro (*Cedrela fissilis*), Eucalipto (*Eucalyptus urophylla*), Feijão de porco (*Canavalia ensiformis* L.), Grama batatais (*Paspalum notatum*), Ipê roxo (*Tabebuia impetiginosa*), Leucena (*Leucaena leucocephala*), Mamona (*Ricinus communis*), Pinhão manso (*Jatropha curcas* L.) e Vetiver (*Vetiveria zizanioides* (L.) Nash) escolhidas baseado em resultados obtidos em outros estudos, (Tabela 1) e três espécies escolhidas pela ocorrência na área contaminada, Aroeira (*Schinus terebinthifolia*), Jenipapo (*Genipa americana*, L.) e Jurubeba (*Solanum paniculatum* L.).

As espécies escolhidas foram classificadas segundo os hábitos de crescimento, sendo levados em consideração dois parâmetros associados: lenhosidade e grau de ramificação. Para os caules lenhosos e capazes de auto-sustentação o grau de ramificações foi observado. Se o tronco ou fuste é formado na base da planta, tem-se uma árvore. Já a ausência configura um arbusto GONÇALVES e LORENZI, (2007).

As plantas de feijão de porco e pinhão manso foram obtidas por germinação das sementes cujo transplantefoi realizado 10 dias após germinação. As mudas de vetiver foram obtidas por perfilhamento de touceiras pré-existentes em areia lavada, e as demais espécies foram adquiridas com aproximadamente 120 dias de viveiros.

As unidades experimentais foram constituídas de colunas de PVC \varnothing 0,10m e 0,20 m de altura contendo 1500,00 g de solo contaminado, seco ao ar e peneirado em tela de nylon de 2,00 mm. O solo utilizado no estudo foi amostrado nas profundidades de 0-0,20 m em área do entorno da fábrica Plumbum, em Santo Amaro, localizada: E 529672 N 8613718; E 529464 N 86139904; E 529493 N 8614000 (UTM, SAD69) em altitude variando de 7 a 18 metros a cima do nível do mar, e classificado como vertissolo. As características químicas e físicas deste solo são apresentadas nas Tabelas 2 e 3 respectivamente.

TABELA 1: Espécies vegetais utilizadas no estudo.

Espécie vegetal avaliada	Autor/metal/razão da seleção	Ecologia
Algaroba (<i>Prosopis juliflora</i>)	ALVES et al., (2008); Pb	Arbórea
Cedro (<i>Cedrela fissilis</i>)	PAIVA, (2000); Pb	Arbórea
Eucalipto (<i>Eucalyptus urophylla</i>)	MAGALHÃES et al., (2008); Pb e Cd	Arbórea
Feijão de Porco (<i>Canavalia ensiformes</i> L.)	PEREIRA, (2005) e ROMEIRO et al., (2007); Pb	Herbácea
Gramma Batatais (<i>Paspalum notatum</i>)	YOON et al., (2006); Pb	Herbácea
Ipê Roxo (<i>Tabebuia impetiginosa</i>)	PAIVA, (2000); Pb	Arbórea
Leucena (<i>Leucaena leucocephala</i>)	BOURLEGAT et al., (2007); Pb	Arbórea
Mamona (<i>Ricinus communis</i> L.)	ROMEIRO et al., (2007); Pb	Herbácea
Pinhão Manso (<i>Jatropha curcas</i> L.)	VIANA, 2011; Pb, Cd	Herbácea
Vetiver (<i>Vetiveria zizanioides</i> L.)	ALVES et al., (2008); Pb	Herbácea
Aroeira (<i>Schinus terebinthifolia</i>)	Ocorrência na Área	Arbusto
Jenipapo (<i>Genipa americana</i> , L.)	Ocorrência na Área	Arbórea
Jurubeba (<i>Solanum paniculatum</i> L.)	Ocorrência na Área	Arbusto

O solo acondicionado nos vasos de PVC foram incubados por 30 dias em umidade em torno de 60% da Capacidade de Campo (Cc) em base gravimétrica. O controle diário da umidade foi através da aferição de peso da coluna + solo +

camada de brita+ água. Na base de cada vaso foi instalado um sistema para drenagem da água constituído de uma tela e 2,00 cm de altura de brita.

Antes do transplante para as unidades experimentais, as mudas foram retiradas do substrato onde se desenvolveram, foram sanificadas para a remoção do material aderido as raízes conforme descrito por MARQUES et al., (2000) e SOARES et al., (2001). Antes do plantio, uma planta de cada espécie foi separada, acondicionada em saco de papel, seca em estufa de circulação de ar forçada a 65 °C, para avaliação da massa seca e teor inicial de metais nas diferentes partes de cada espécie.

Após a incubação do solo, foi realizado o transplante de uma muda por vaso. Após 34 dias de cultivo em solo contaminado, as plantas foram colhidas e segmentadas em folha, caule e raiz. As diferentes partes das plantas foram acondicionadas em sacos de papel e secas em estufa com circulação forçada de ar em temperatura entre 65 e 75 °C até a massa constante, sendo em seguida determinada a massa seca das partes. Denominou-se a biomassa acumulada pela diferença entre a biomassa final e inicial. O material vegetal seco foi triturado em moinho tipo Willey, equipado com peneira de 1 mm, e acondicionado em saco plástico vedado até o momento da análise.

Análise do Teor Total de Metais na Planta e no Solo

O material vegetal e o solo foram digeridos via úmida, pelo método do USEPA 3050B, conforme descrito por RAIJ et al., (2001). Em síntese, cerca de 0,500 g do material vegetal seco e moído ou do solo seco ao ar, peneirado em tela de nylon 2,00 mesh e moído em almofariz de ágata, foi pesado em balança analítica e transferido para tubos de ensaio ao qual adicionou-se 10 ml de solução HNO₃:H₂O deionizada 1:1 (volume/volume). A mistura foi aquecida nos tubos de ensaio a 95 °C em sistema de refluxo durante quinze minutos em bloco digestor e retirada para resfriar. Em seguida foi adicionado 5 ml de HNO₃ concentrado, aquecendo novamente a 95 °C, sob refluxo. Esta operação foi repetida mais uma vez. A mistura ficou sob aquecimento a 95 °C durante 5 horas para a redução do volume. Após

resfriada, foi adicionada a mistura 2 ml de água deionizada e 3 ml de H₂O₂, aquecendo novamente até que a reação de efervescência provocada pelo H₂O₂ diminuísse. Resfriou-se novamente a mistura e adicionou-se H₂O₂ de 1 em 1 ml até que a aparência da amostra não alterou. Finalmente, adicionou-se 5,00 ml de ácido clorídrico concentrado e 10,00 ml de água deionizada, e aqueceu a mistura durante 15 minutos a 95 °C. Depois de arrefecido, o material foi filtrado em papel de filtragem lenta, e avolumado com HCl:H₂O deionizada 1:100 (volume/volume) a 50 ml e acondicionados em recipientes previamente limpos e descontaminado com solução de HNO₃ 5%, e secos. Os teores de Pb, Cd e Zn, na raiz, no caule, nas folhas e no solo foram determinados em ICP OES da Perkin Elmer modelo optima 7000 DV com o Limite de detecção: 0,60 µg L⁻¹ Pb; 0,30 µg L⁻¹ Cd, e 0,30 Zn µg L⁻¹; e Comprimentos de Onda: 220,353 nm Pb; 226,502 nm Cd, e 206,200 nm Zn.

A capacidade das plantas em concentrar Pb, Cd e Zn foi determinada pelo fator de bioacumulação (FB) calculado a partir da seguinte equação:

$$FB = \frac{TMPA}{TMS}$$

Onde: TMPA: Teor do metal na parte aérea;

TMS: Teor de metal do solo.

O fator de translocação (FT) foi calculado segundo a equação:

$$FT = \frac{TMPA}{TMR}$$

Onde: TMPA: Teor de metal na parte aérea;

TMR: Teor total de metal na raiz.

Análise Química do Solo

Antes e após o término do experimento amostras de solo foram coletadas secas ao ar, peneiradas em malha de 2,00 mm de nylon e caracterizada química e fisicamente segundo as metodologias descritas a seguir:

Análise química do solo

O $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ e o pH_{KCl} foram determinados, na relação solo:solução de 1:2,5, pelo método potenciométrico (EMBRAPA, 1997). Cálcio, magnésio e alumínio foram extraídos com KCl 1 mol L^{-1} , na relação de 1:10, conforme descrito em EMBRAPA, (2009). Fósforo, potássio e sódio foram extraídos por Mehlich-1 ($\text{HCl } 0,05\text{ mol L}^{-1} + \text{H}_2\text{SO}_4\text{ } 0,0125\text{ mol L}^{-1}$) (BRAGA e DEFELIPO, 1974), e quantificados pelo método colorimétrico (P) e fotometria de chama (K e Na). A acidez potencial, Al + H foi determinada volumetricamente pelo método do acetato de cálcio tamponado a pH 7,0 (EMBRAPA, 1997). O N-inorgânico ($\text{N-NH}_4 + \text{N-NO}_3$) foi avaliado pelo método de Kjeldahl (Tabela 2).

A determinação de matéria orgânica foi feita pelo método WALKLEY-BLACK, (1934). Os valores de SB, T, V, m foram calculados conforme descrito em EMBRAPA, (2009). Cd, Pb, Zn, Fe, Mn foram extraídos pelo método USEPA 3050 B, conforme descrito em RAIJ et al., (2001) e determinados em ICP-OES.

Análise física do solo

As análises físicas de o solo descritas a seguir foram realizadas conforme recomendado por EMBRAPA, (1997). A análise granulométrica do solo foi executada pelo método do densímetro. A macroporosidade, a microporosidade e a porosidade total foram determinadas na mesa de tensão. A densidade do solo, através do anel volumétrico e a densidade das partículas por picnômetro. A curva de retenção de água no solo foi obtida pelo aparelho extrator de Richards, e a distribuição de agregados pelo método úmido (Tabela 3).

TABELA 2: Análise química do Vertissolo contaminado amostrado de 0,0 a 0,2 m de profundidade antes do início do estudo.

Atributos químicos	Unidade	Valores
pH H ₂ O 1:2,5		8,02
pH KCl 1:2,5		6,28
ΔpH		-1,73
P	mg dm ⁻³	0,28
Na	mg dm ⁻³	0,23
K	mg dm ⁻³	1,59
C org.	%	0,59
M.O	g dm ⁻³	1,03
N	%	0,03
Ca	mg dm ⁻³	38,30
Mg	mg dm ⁻³	4,83
Al	mg dm ⁻³	0,05
Al+H	mg dm ⁻³	0,22
SB	Cmolc dm ³	43,77
T	Cmolc dm ³	43,99
V	%	99,50
M	%	0,00
Cd	mg Kg ⁻¹	16,5
Pb	mg Kg ⁻¹	3148,4
Zn	mg Kg ⁻¹	3612,8
Cd disponível (DTPA)	mg Kg ⁻¹	15,1
Pb disponível (DTPA)	mg Kg ⁻¹	5,2
Zn disponível (DTPA)	mg Kg ⁻¹	114,9

* (pH(H₂O) e o pHKCl 1 mol L⁻¹, na relação de 1:2,5. Ca, Mg e Al, extraídos com KCl 1mol L⁻¹, na relação de 1:10. P,K e Na extraídos com Mehlich-1. Al + H com acetato de cálcio a pH 7,0). O N-inorgânico (N-NH₄ + N-NO₃) pelo método de Kjeldahl. A matéria orgânica pelo método de WALKLEY-BLACK (1934). Os teores disponíveis determinados através de DTPA, e os teores pseudo totais por USEPA 3050 B.

TABELA 3: Análise física do Vertissolocontaminado amostrado de 0,0 a 0,2 mde profundidade antes do experimento.

Atributo físico	Unidade	Valor
Areia Muito Grossa	g kg ⁻¹	42,50
Areia Grossa	g kg ⁻¹	60,00
Areia Média	g kg ⁻¹	55,00
Areia Fina	g kg ⁻¹	49,00
Areia Muito Fina	g kg ⁻¹	18,50
Areia Total	g kg ⁻¹	225,00
Silte	g kg ⁻¹	310,50
Argila	g kg ⁻¹	464,50
Umidade Gravimétrica 0,1 atm	%	38,38
Umidade Gravimétrica 0,33 atm	%	38,36
Umidade Gravimétrica 1 atm	%	36,48
Umidade Gravimétrica 3 atm	%	36,84
Umidade Gravimétrica 15 atm	%	36,91
Densidade do Solo	kg dm ⁻³	1,21
Densidade das partículas	kg dm ⁻³	2,26
Porosidade Total	%	54,23
Macroporosidade	%	4,18
Microporosidade	%	50,05
Distribuição de Agregados 7,93 – 4,46	g kg ⁻¹	163,95
Distribuição de Agregados 4,46- 2,0	g kg ⁻¹	259,05
Distribuição de Agregados 2,0 – 1,0	g kg ⁻¹	286,84
Distribuição de Agregados 1,0 – 0,5	g kg ⁻¹	125,26
Distribuição de Agregados 0,5 – 0,25	g kg ⁻¹	55,44

Distribuição de Agregados < 0,25	g kg ⁻¹	109,16
----------------------------------	--------------------	--------

*A análise granulométrica do solo foi realizada pelo método do densímetro. A macro a microporosidade e a porosidade total foram determinados na mesa de tensão. A densidade do solo, através do anel volumétrico e a densidade das partículas por picnômetro. A curva de retenção de água no solo foi obtida pelo aparelho extrator de Richards, e a distribuição de agregados pelo método úmido EMBRAPA, (1997).

Extração Simples de Metais (Pb, Cd e Zn)

Extração de Metais com DTPA (0,05 mol L⁻¹): foi realizada na relação solo: extrator de 1:2, conforme descrito por SU CHEN et. al, (2009), onde a mistura foi agitada por 2 horas a 220 ciclos/minuto e o sobrenadante filtrado em filtro de qualitativo de faixa azul.

Extração de Metais com HCl (0,1 mol L⁻¹): foi realizada na relação solo: extrator de 1:10, conforme descrito NELSON et. al, (1959), onde a mistura foi agitada por 5 minutos a 180 ciclos/minuto, e o sobrenadante filtrado em filtro de qualitativo de faixa azul.

Extração de Metais com NH₄Cl (1,00 mol L⁻¹): foi realizada na relação solo: extrator de 1:6, conforme descrito PAGE et. al, (1982), onde a mistura foi agitada por 16 horas a 220 ciclos/minuto, e o sobrenadante filtrado em filtro de qualitativo de faixa azul.

Extração de Metais com MgCl₂(1,00 mol. L⁻¹) a pH 7: foi realizada na relação solo: extrator de 1:6, conforme descrito TESSIER et. al, (1979), onde a mistura foi agitada por 30 minutos a 180 ciclos/minuto, e o sobrenadante filtrado em filtro de qualitativo de faixa azul.

Análise estatística

Os dados de massa seca, teor do Pb, Cd, Zn no caule, folha e raiz e no solo cultivado pelas diferentes espécies foram submetidos à análise de variância (teste F). O teste de separação de média Tukey (p < 0,05) foi utilizado para comparar o efeito da

contaminação nos diferentes atributos avaliados utilizando o programa computacional SAS (2000).

A análise multivariada de componentes principais (ACP) foi realizada utilizando o programa ADE-4 (THIOULOUSE et al., 1997). A ACP foi realizada para as variáveis relativas à planta (massa seca da raiz, caule e folha, e as respectivas concentrações de cádmio (Cd), chumbo (Pb) e zinco (Zn), além do fator de translocação destes metais. A significância estatística do agrupamento das espécies vegetais pela ACP foi avaliada pela análise discriminante.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após duas semanas de cultivo no solo contaminado, algumas espécies herbáceas apresentaram sintomas de toxicidade. Por exemplo, as plantas do pinhão manso apresentaram pequeno porte, sistema radicular pouco desenvolvido e as folhas passaram de verde para um tom avermelhado, (Figura 1a). Estes sintomas de toxidez se assemelham aos descritos para cádmio, ou seja, surgimento de nervuras e pontuações avermelhadas nas folhas mais basais, com posterior epinastia, clorose nas folhas mais jovens e redução no número de gemas apicais, associados a plantas de pequeno porte, e raízes pouco desenvolvidas, caules finos, e queda na produção de matéria seca (FONTES e SOUSA, 1996), além de encarquilhamento e enrolamento das folhas (BENAVIDES et al., 2005); e para sintomas de toxidez por zinco, ou seja restrição de crescimento das raízes, brotos e expansão foliar acompanhada de clorose das folhas, pigmentos marrom avermelhados, provavelmente de substâncias fenólicas, distribuído por toda a planta, podendo ocorrer morte e inibição do crescimento vegetal (LI et al. 2011).

As folhas do feijão de porco ficaram cloróticas com as nervuras mais escura enquanto as folhas da mamona ficaram cloróticas com pontuações de verde escuro em toda extensão do limbo, (Figura 1b).A clorose apresentada pelo feijão de porco pode ser devido ao baixo teor de N, induzido pelo estresse por Pb como sugerido porALMEIDA et al., (2008) ou devido a deficiências múltiplas de elementos que participam da formação, multiplicação e funcionamento dos cloroplastos ou na síntese da clorofila como sugerido por BRECKLE e KAHLE, (1992). Amudança de tonalidade em toda extensão do limbo da folha da mamona para um verde mais escuro, (Figura 1c), pode esta associado ao acúmulo do Pb na parte aérea, sendo

tais sintomas descritos para a mamona neste estudo são semelhantes aos obtidos por ZEITOUNI, (2003).

As folhas mais velhas do ipê roxo, espécie arbórea, (Figura 1d), apresentaram encarquilhamento das folhas associados a pontuações necrosadas, características morfológicas comuns de toxidez de cádmio (CUNHA et al., 2008).

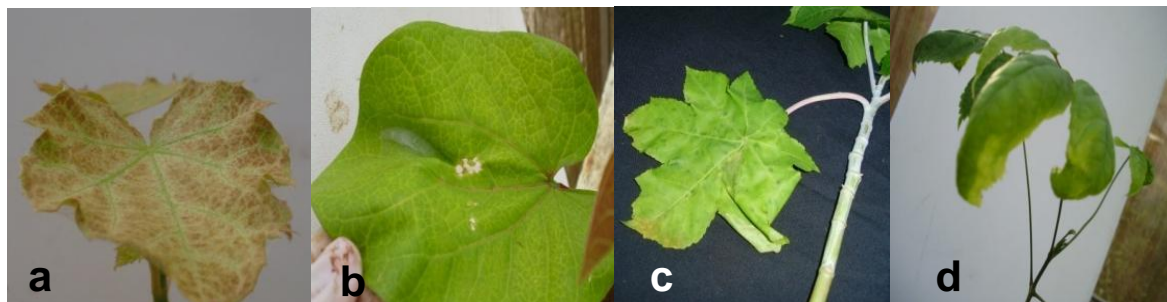


Figura 1: Alterações visuais oriundas da exposição das plantas ao cultivo em solo contaminado com metais pesados. Folhas de Pinhão Manso (a), Feijão de Porco (b), Mamona (c) e (d) ipê roxo.

Produção de massa seca

Durante os 34 dias do estudo o acúmulo de biomassa das plantas com os três hábitos de crescimento distintos não diferiu, (Tabela 4). Entre as espécies, a aroeira (arbusto) apresentou o menor acúmulo de biomassa/planta ($1,55 \text{ g vaso}^{-1}$), enquanto o cedro (árvore) apresentou o maior acúmulo ($6,64 \text{ g vaso}^{-1}$).

A biomassa do caule das árvores foi semelhante a das herbáceas, e maior do que a dos arbustos, ao passo que a biomassa total das herbáceas e das arbóreas foi semelhante. Já as herbáceas, apresentaram biomassa nas folhas semelhante a dos arbustos, e maior do que o das árvores. As espécies herbáceas por possuírem ciclo mais curto foram às espécies que mais se beneficiaram pelo curto período experimental.

As duas espécies arbustivas, aroeira e jurubeba, apresentaram biomassa semelhante, entretanto a biomassa do caule da jurubeba foi maior do que a da aroeira (Tabela 4). O maior acúmulo de biomassa no caule da jurubeba pode ser

atribuído a diferença velocidade de crescimento das duas espécies. A aroeira, a depender do local de ocorrência pode apresentar entre 5 m e 30 m de altura, (LORENZI, 1992; ANDRADE et al., 2000), ao passo que a jurubeba pode atingir no máximo 3 m de altura segundo (LEITÃO-FILHO et al., 1975).

Das seis espécies classificadas como arbóreas, (algaroba, cedro, eucalipto, ipê roxo, jenipapo e leucena), a biomassa do cedro foi maior do que a da algaroba e da leucena, e semelhante à biomassa do eucalipto, ipê roxo e jenipapo. A resposta diferenciada das espécies a produção de biomassa, pode ser atribuída à tolerância da planta aos metais, além de mecanismos fisiológicos específicos que restrinjam a entrada de metais na planta e danifiquem o seu sistema metabólico (TAIZ e ZEIGER, 2009). MARQUES, et al., (2000) avaliando o comportamento de 20 espécies arbóreas, em um solo contaminado por múltiplos metais em área de mineração, constatou que a biomassa seca do cedro, como no presente estudo, não foi influenciada pela contaminação do solo. Em contraste, BOURLEGAT et al., (2007), verificaram que plantas jovens de Leucena com as raízes inoculadas ou não com rizóbio, apresentaram diminuição da massa seca em altas concentrações de (400 e de 800 $\mu\text{M L}^{-1}$ de Pb).

Das cinco espécies herbáceas estudadas (feijão de porco, grama batatais, mamona, pinhão manso e vetiver), o feijão de porco apresentou a maior produção de biomassa. O efeito do chumbo na biomassa do feijão de porco é contrastante. ALMEIDA et al., (2008) avaliando o efeito do Pb na fisiologia do feijão e porco, em solução nutritiva com diferentes concentrações, relatou que o Pb afetou pouco a produção de matéria seca do feijão de porco, como também ocorreu nesse estudo, apesar dos sintomas de toxicidade apresentado pela planta. Entretanto ROMEIRO et al. (2007) e ROMEIRO, (2005), constataram que concentrações crescentes de Pb no solo diminuíram a produção de biomassa do feijão de porco. Neste estudo a biomassa do feijão de porco foi semelhante a do pinhão manso, porém superior ao da grama batatais, mamona e vetiver. A grama batatais foi a espécie com menor produção de biomassa, (Tabela 4), não havendo diferença entre a biomassa do pinhão manso, vetiver e mamona.

Tabela 4: Biomassa seca acumulada em partes de plantas arbustivas, arbóreas e herbáceas.

Espécies	Folha	Caule	Raiz	Planta
	-----g vaso ⁻¹ -----			
Arbusto				
Aroeira	0,29 a	0,27 b	0,99 a	1,55 a
Jurubeba	1,63 a	0,64 a	2,04 a A	4,32 a
Média	0,96 AB	0,46 B	1,52 A	2,93 A
Árvore				
Algaroba	0,65 a	1,24 bc	1,43 ab	3,32 bc
Cedro	1,21 a	3,61 a	1,82 a	6,64 a
Eucalipto	0,85 a	2,46 ab	1,48 ab	4,79 ab
Ipê Roxo	1,55 a	1,34 bc	1,46 ab	4,34 ab
Jenipapo	0,33 a	1,89 b	2,07 a	4,28 ab
Leucena	0,42 a	0,27 c	0,69 b	1,37 c
Média	0,83 B	1,80 A	1,49 A	4,12 A
Herbácea				
F. Porco	3,17 a	1,16 b	1,05 ab	5,38 a
G. Batatais	0,96 bc	-	1,44 ab	2,40 c
Mamona	1,00 bc	0,59 bc	1,73 a	3,33 bc
P. Manso	0,88 c	3,15 a	0,64 b	4,68 ab
Vetiver	1,64 b	-	1,76 a	3,40 bc
Média	1,53 A	0,98 AB	1,32 A	3,84 A

Letras minúsculas nas colunas dentro de um grupo comparam espécies entre si. Letras maiúsculas nas colunas comparam as espécies entre si. Médias seguidas por letras iguais maiúscula na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Médias seguidas por letras minúsculas iguais dentro dos grupos na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

CONCENTRAÇÃO DE METAIS NAS PLANTAS

Chumbo

A exposição das diferentes espécies ao solo contaminado, durante trinta e quatro dias, aumentou a concentração de Pb no caule, na folha e na raiz nas diferentes espécies vegetais (Tabela 5). A concentração do chumbo no caule da aroeira e da jurubeba foram respectivamente 27,00 e 8,7 vezes maior do que a concentração inicial, para o grupo com hábito de crescimento tipo arbusto. Entre as espécies arbóreas o aumento de chumbo no caule seguiu a seguinte sequência: Jenipapo (10,40 vezes), algaroba (9,4 vezes), eucalipto (8,00 vezes), cedro (7,90 vezes), leucena (7,6 vezes) e ipê roxo (6,90 vezes). A mesma tendência ao maior acúmulo de Pb no caule, também foi observado para o feijão de porco (46,20 vezes), mamona (1,40 vezes) e pinhão manso (1,50) entre as herbáceas. Em contrastes, as gramíneas (pertencente ao grupo das herbáceas) concentraram mais chumbo nas folhas, (vetiver, 12,8 vezes) e nas raízes (grama batatais, 20,80 vezes), ao invés do caule como ocorrido para as demais espécies vegetais. O teor de chumbo nos grupos de crescimento variou de 7,09 a 83,23 mg kg⁻¹ na folha, e de 9,98 a 267,08 mg kg⁻¹ no caule e de 6,69 a 166,64 mg kg⁻¹ na raiz.

Independente do hábito de crescimento, a maioria das plantas avaliadas apresentou maior concentração de chumbo no caule, (Tabela 5). Entre os arbustos, a aroeira foi a espécie que apresentou a maior concentração de chumbo no caule enquanto a jurubeba apresentou maior concentração de chumbo na folha e na raiz. A maior concentração de chumbo no caule da aroeira, possivelmente deve-se ao efeito da concentração, pois a biomassa do caule da aroeira foi cerca de 2,5 vezes menor do que o da jurubeba.

A jurubeba e a grama batatais foram exceção a essa regra, apresentaram mais chumbo na raiz (58,24 mg vaso⁻¹ e 166,64 mg vaso⁻¹, respectivamente) do que na parte aérea (45,95 mg vaso⁻¹ e 37,33 mg vaso⁻¹, respectivamente). A característica de a grama batatais acumular altos teores de Pb nas raízes, também tem sido relatado em outros estudos. YOON et al., (2006), avaliando 36 plantas de 17 espécies que cresceram em uma área urbana contaminada por múltiplos metais, concluíram que as raízes de *Paspalum notatum*, apresentaram teores de Pb que variou de 575 mg Pb kg⁻¹ na raiz a 428 mg Pb kg⁻¹ na parte aérea. Possivelmente

esse maior acúmulo quando comparado aos resultados obtidos neste estudo, deve-se ao longo período que as plantas ficaram expostas ao contaminante naquele estudo, quando comparado a trinta e quatro dias deste estudo. Resultados semelhantes também foram encontrados por ANDRADE et al., (2009) avaliando *Avena strigosa* Schreber (aveia-preta), *Helianthus annuus* L. (girassol) e *Paspalum notatum* (grama-batatais) em dois tipos de solos de uma área de mineração relatou que as raízes da grama batatais cultivada em Neossolo Litólico e Cambissolo Háptico apresentaram teores mais elevados de Pb nas raízes, quando comparada com a parte aérea.

Tabela 5: Teores de Chumbo na Folha, Caule e Raiz e fator de translocação (FT) em treze espécies antes do estudo e após trinta e quatro dias de exposição ao solo contaminado.

Espécies	Antes do Estudo			Após 34 dias de Exposição			FT*
	Cádmio						
	Folha	Caule	Raiz	Folha	Caule	Raiz	
	----- mg kg ⁻¹ -----						
	Arbusto						
Aroeira	7,41	6,14	8,65	7,68 b	165,72 a	9,53 b	17,87 a
Jurubeba	6,58	6,44	6,67	18,04 a	45,95 b	58,24 a	0,87 b
Média	7,00	6,29	7,66	12,86 B	105,84 A	33,88 A	9,37 B
	Árvore						
Algaroba	7,08	7,00	6,88	16,17 a	65,65 a	9,70 ab	6,83 a
Cedro	7,58	6,24	6,89	10,11 a	49,35 a	8,47 b	5,94 a
Eucalipto	6,92	6,55	7,15	13,08 a	52,61 a	13,99 a	3,77 a
Ipê Roxo	6,56	6,66	8,61	12,85 a	46,05 a	7,55 b	6,14 a
Jenipapo	10,55	6,50	8,43	14,25 a	67,40 a	9,42 b	7,77 a
Leucena	6,65	10,56	6,35	10,30 a	80,00 a	8,28 b	10,18 a
Média	7,56	7,25	7,39	12,79 B	60,18 A	9,57 B	6,77 B
	Herbácea						
F. Porco	7,68	5,78	6,96	9,92 d	267,08 a	7,93 b	33,92 a
G. Batatais	7,78	0	8,01	37,33 b	-	166,67 a	0,22 c
Mamona	9,08	8,08	6,87	7,09 d	11,12 b	6,69 b	1,69 c
P. Manso	6,58	6,87	6,56	17,20 c	9,98 b	10,86 b	0,96 c
Vetiver	6,53	0	6,76	83,23 a	-	8,37 b	9,94 b
Média	7,53	4,15	7,03	30,96 A	57,63 A	40,1 A	9,34 B

*Fator de Transferência Letras minúsculas nas colunas dentro de um grupo compara espécies entre si. Letras maiúsculas nas colunas comparam as médias dos grupos entre si. Médias seguidas por

letras minúsculas iguais dentro dos grupos na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Diversas espécies vegetais apresentam a capacidade de acumular mais metais nas raízes (WENZEL e JOCKWER, 1999), sendo que a maior parte do Pb nas plantas permanece na forma ligada ou na parede celular ou nos vacúolos. Segundo KAHLE (1993), o acúmulo de Pb nas raízes pode estar relacionado com a imobilização desse elemento por meio de polímeros orgânicos insolúveis presentes no tecido radicular. Este maior acúmulo de Pb nas raízes pode indicar que as mesmas servem como uma barreira parcial ao transporte do metal para a parte aérea (SHARMA e DUBEY, 2005), sugerindo que tanto a absorção quanto a taxas de translocação de Pb são baixos (KRATOVALIEVA e CVETANOVSKA, 2001). ROSSATO, (2010) ao trabalhar com uma espécie arbustiva, (*Pluchea sagittalis*), encontrou que as maiores concentrações de Pb absorvido pela planta estava acumulada na raiz.

Dentre as arbóreas, o teor de chumbo na raiz do eucalipto ($13,99 \text{ mg kg}^{-1}$) foi maior do que o do jenipapo ($9,42 \text{ mg kg}^{-1}$), cedro ($8,47 \text{ mg kg}^{-1}$), leucena ($8,28 \text{ mg kg}^{-1}$) ipê roxo ($7,55 \text{ mg kg}^{-1}$), e semelhante ao da algaroba ($9,70 \text{ mg kg}^{-1}$), ao passo que não houve diferença de acúmulo de chumbo na folha das plantas arbóreas.

Diversos trabalhos na literatura corroboram com a capacidade do eucalipto e da algaroba acumular chumbo na raiz. MAGALHÃES et al., (2008), avaliando *Eucalyptus urophylla* e *Eucalyptus saligna*, em substrato contaminado com diferentes percentagens de escória e carepa de laminação, encontrou que em todos os tratamentos as duas espécies de eucalipto acumularam mais metais nas raízes. Devido às características de crescimento rápido, sistema radicular bastante desenvolvido e facilidade de adaptação a condições estressantes o eucalipto possui um elevado potencial para uso em programas de recuperação de áreas impactadas pela deposição de metais pesados no solo (ABOUELKHAIR et al., 1995; GRAZZIOTTI, 1999; ACCIOLY, 2001). ALVES et al., (2008) avaliando a absorção e translocação de Pb em vetiver, jureminha e algaroba em solução nutritiva contaminada com 0, 50, 100, 200 mg L^{-1} Pb e concluíram que a algaroba acumulou maiores teores de Pb nas raízes, quando comparada com as demais espécies.

O teor médio de chumbo na folha das herbáceas ($30,96 \text{ mg kg}^{-1}$) foi maior do que a dos arbustos ($12,86 \text{ mg kg}^{-1}$) e das árvores, ($12,79 \text{ mg kg}^{-1}$). As concentrações de chumbo encontrados no estudo para as algumas espécies herbáceas estão dentro da faixa fitotóxica de 30 a 300 mg kg^{-1} , (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992). O maior teor de chumbo nas folhas das plantas herbáceas deve-se as concentrações acima da média, presente no vetiver (que apresentaram concentração do metal na folha maior do que qualquer outra espécie), e da grama batatais.

Dentre as herbáceas foram encontradas as espécies que apresentaram os maiores teores de Pb nas folhas (vetiver, $83,23 \text{ mg kg}^{-1}$), no caule (feijão de porco $267,3 \text{ mg kg}^{-1}$) e na raiz (grama batatais $166,64 \text{ mg kg}^{-1}$) entre todos os hábitos de crescimento. Por não possuírem um caule característico, as gramíneas vetiver e grama batatais apresentaram maiores concentrações de Pb nas folhas, enquanto a mamona e feijão de porco apresentaram os menores teores de Pb neste grupo. O feijão de porco foi entre as plantas herbáceas, a espécie que apresentou maior concentração de Pb ($267,08 \text{ mg kg}^{-1}$) no caule quando comparado com o pinhão manso ($9,98 \text{ mg kg}^{-1}$) e mamona ($11,12 \text{ mg kg}^{-1}$).

A tolerância das plantas herbáceas a metais observadas neste estudo tem sido também relatada em outros estudos. ALVES et al., (2008) avaliando vetiver, jureminha e algaroba em solução nutritiva, constataram que o vetiver foi a espécie que apresentou maior eficiência na absorção e translocação de Pb para a parte aérea. MARQUES, (2009), avaliando o potencial fitoextrator de girassol, vetiver, trigo mourisco, mamona e jureminha, encontrou maiores teores de Pb nas folhas e nos demais compartimentos do vetiver. Outros estudos tais como CHEN et al., 2000; CHANTACHON et al., 2004 e CHEN et al., 2004, confirmam a capacidade de extração e translocação de Pb pelo vetiver.

A característica do feijão de porco acumular altos teores de Pb na parte aérea, também tem sido relatado em outros estudos em solos e solução nutritiva. MAZZUCO, (2008), avaliando o feijão de porco em solo contaminado com doses crescentes de Pb (0; 100; 200; 350; 1200; e 2400 mg kg^{-1}) aplicado como nitrato de chumbo [$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$], constatou que os teores do metal na planta aumentou com o

aumento da dose aplicada no solo. ALMEIDA et al., (2008) encontraram resultados semelhantes em estudo com solução nutritiva.

As espécies herbáceas tendem ser mais tolerantes ao excesso de metais pesados do que as espécies lenhosas (ELTROP et al., 1991), conforme, os resultados também obtidos neste estudo. O maior teor de Pb das plantas herbáceas deve estar associado a presença de mecanismos fisiológicos e bioquímicos e a capacidade da planta modificar o ambiente rizosférico para aumentar a biodisponibilidade do chumbo do solo, além da maior capacidade de transferir o Pb para a parte aérea e acumular o metal em uma forma inócua.

Apesar das folhas do feijão de porco terem aparência cloróticas o caule daquelas plantas apresentaram a maior concentração de Pb do estudo (267,08 mg kg⁻¹). Como no estudo não foi feito aporte de nutrientes, os sintomas de clorose observados para o feijão de porco pode ser devido ou a uma maior demanda nutricional e gasto energético para manutenção da homeostase dos mecanismos e fisiológicos que garante a espécie uma boa capacidade de acumular o Pb; ou a expressar um desequilíbrio na planta oriundo da deficiência de nutrientes ou pelo acúmulo de chumbo na parte aérea. A adição de compostos que aumentem a biodisponibilidade de chumbo no solo, como quelantes, e a suplementação nutricional devem aumentar o potencial de essas plantas acumularem maiores concentrações de chumbo. É possível que em condições de campo feijão de porco tenha um desempenho melhor do que obtido nesse estudo, pois naquela condição o sistema radicular não se desenvolve somente na camada contaminada, mas também exploram áreas livres de contaminação, possibilitando assim um melhor desenvolvimento (CHAVES, 2010).

O solo utilizado nesse estudo apresenta cerca de 3466,0 mg kg⁻¹ Pb, sendo que a planta mais eficiente absorveu menos de 10% da concentração total do metal. Como não foi aplicado amenizantes ao solo a maior capacidade de absorção de chumbo apresentado por algumas espécie pode ser atribuído a capacidade dessas espécies em modificar o ambiente químico da rizosfera aumentando a biodisponibilidade do metal ou a um sistema radicular mais eficiente ou ambos. O Pb na solução do solo geralmente ocorre como Pb²⁺ formando complexos estáveis com

ligantes inorgânicos (Cl^- , CO_3^{2-}) e orgânicos (ácidos húmicos e fúlvicos) (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992).

Na seleção de plantas fitorremediadoras é desejável que a planta selecionada apresente o fator de transferência (FT) $\geq 1,00$. No presente estudo, o valor de FT variou de 0,22 (grama batatais) a 33,92 (feijão de porco) sendo que o FT das plantas arbustivas variou de 0,87 a 17,90; das plantas arbóreas de 3,77 a 10,18; e das plantas herbáceas de 0,22 a 33,92. Dentro de cada hábito de crescimento os maiores acúmulos de chumbo ocorreram nos maiores valores de FT. Em contraste as plantas que apresentaram menores valores de FT, grama batatais (0,22) e a jurubeba (0,87) foram às espécies que acumularam mais chumbo na raiz.

A informação sobre as diferentes estratégias de partição do metal absorvido pelas diferentes espécies vegetais e conseqüentemente de tolerância ao contaminante é um instrumento importante na tomada de decisão da espécie mais adequada para remediação de contaminante em diferentes situações. Nenhuma das espécies avaliadas é hiperacumuladoras, porém entre as espécies testadas a aroeira (arbustiva), o feijão de porco e o vetiver (herbáceas) mostraram-se tolerantes ao chumbo e parecem ter potencial para serem testadas como plantas fitoextratoras. A jurubeba e a grama batatais por acumularem mais chumbo na raiz têm potencial para serem usadas em estudo de fitoestabilização.

Cádmio

A exposição das diferentes espécies ao solo contaminado aumentou a concentração de cádmio em todas as partes das plantas quando comparado a concentração inicial, (Tabela 6). Após o período de trinta e quatro dias de estudo a jurubeba foi a espécie arbustiva que concentrou mais cádmio no caule (2,00 vezes) quando comparado com a concentração do metal na planta no início do estudo. Entre as herbáceas, o feijão de porco e o vetiver aumentaram a concentração de Cd no caule (2,20 vezes) e nas folhas (1,74 vezes) quando comparado com as suas concentrações iniciais. A grama batatais e a aroeira foram as espécies que mais

aumentaram a concentração de Cd na raiz (1,55 e 1,50 vezes respectivamente) quando comparado com a concentração inicial.

A absorção de Cd, como dos outros metais, pelas plantas depende da biodisponibilidade do elemento na solução do solo (PEREIRA et al., 2012). A grama batatais (14,9 mg kg⁻¹ de Cd) acumulou mais Cd na raiz do que em qualquer outra parte da planta. Essa parece ser uma característica dessa espécie vegetal, desde que essa mesma tendência ocorreu para o Pb. ANDRADE et al., (2009) avaliando *Avena strigosa* Schreber (aveia-preta), *Helianthus annuus* L. (girassol) e *Paspalum notatum* (grama-batatais) em quatro tipos de solos de uma área de mineração relatou que as raízes da grama batatais cultivada em Neossolo Litólico e Cambissolo Háplico apresentaram teores mais elevados de Cd nas raízes, resultados estes semelhantes aos encontrados neste estudo.

Uma possível explicação para o intenso acúmulo de Pb e Cd nas raízes da grama batatais está relacionada com a alta afinidade dos metais pelas cargas negativas da parede celular das células que formam as estrias de Caspary e plasmalema das células da endoderme que formam uma barreira fisiológica, que restringem o acesso de metais ao xilema e, conseqüentemente, reduzem sua translocação para a parte aérea (SEREGIN et al., 2004). Outra possível explicação é que o Pb e Cd poder ser compartimentizado no vacúolo ou quelatado no citoplasma (NASCIMENTO e XING 2006, BURLÓ et al., 2009). Segundo GILBERTI, (2012) este mecanismo é muito importante uma vez que o metal ficaretido em um órgão da planta, diminuindo a chance de passar para outros níveis e assim contaminar níveis tróficos associados.

Segundo KABATA-PENDIAS e PENDIAS, (1992) concentrações de Cd entre 5 e 30 mg kg⁻¹, são geralmente consideradas fitotóxicas. Baseado nessa informação os teores do metal presentes nas diferentes partes da planta estão acima do limite inferior de toxicidade. Segundo McNICHOL e BECKETT, (1985), teores acima de 4,00 mg kg⁻¹ de Cd no solo, podem ocasionar toxicidade em muitas plantas, diminuindo a produção em 10%. Esses valores são cerca de 4 vezes menores do que a do solo utilizado nesse estudo (16,5 mg kg⁻¹ USEPA e 15,1 mg kg⁻¹ DTPA). A fitotoxidez de cádmio inibe a fotossíntese, perturba a respiração e fixação de CO₂, e

altera a permeabilidade das membranas (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992). As plantas hiperacumuladoras de Cd devem tolerar concentração maiores que 100 mg kg⁻¹ de Cd (RASKIN et al., 1997; CARNEIRO et al., 2002), sendo que a concentração de cádmio das espécies mais eficientes utilizadas no estudo apresentou no máximo um quinto desta concentração.

Tabela 6: Teores de cádmio na Folha, Caule e Raiz e fator de translocação (FT) em treze espécies antes do estudo e após trinta e quatro dias de exposição ao solo contaminado.

Espécies	Antes do Estudo			Após 34 dias de Exposição			FT*
	Cádmio						
	Folha	Caule	Raiz	Folha	Caule	Raiz	
	----- mg kg ⁻¹ -----						
Arbusto							
Aroeira	9,7	9,6	9,8	12,08 a	14,58 a	14,71 a	1,00 a
Jurubeba	9,6	9,5	9,5	16,12 a	18,94 a	13,16 a	1,50 a
Média	9,65	9,55	9,65	14,10 A	16,76 A	13,94 A	1,25A
Árvore							
Algaroba	9,6	9,6	9,6	10,17 a	14,88 a	12,64 a	1,29 a
Cedro	9,8	9,6	9,8	11,63 a	15,92 a	11,52 a	1,37 a
Eucalipto	9,6	9,5	9,5	11,09 a	13,58 a	10,07 a	1,35 a
Ipê Roxo	9,6	9,6	9,6	10,73 a	14,88 a	9,93 a	1,50 a
Jenipapo	9,7	9,5	9,6	13,26 a	17,08 a	11,02 a	1,58 a
Leucena	9,7	12,8	9,6	9,64 a	13,75 a	10,07 a	1,37 a
Média	9,67	10,1	9,62	11,09 A	15,01A	10,87 B	1,41B
Herbácea							
F. Porco	9,6	9,5	11,8	12,52 a	21,05 a	13,23 ab	1,57 a
G. Batatais	9,6	-	9,6	14,65 a	-	14,90 a	0,98 b
Mamona	9,6	10,4	9,6	10,27 a	10,63 b	9,96 ab	1,07 b
P. Manso	9,5	9,5	9,5	11,17 a	12,77 b	11,33 ab	1,16 ab
Vetiver	9,8	0	9,6	17,02 a	-	8,58 b	1,98 a
Média	9,62	7,35	10,02	13,13 A	14,82 B	11,60AB	1,35AB

*FT: Fator de Transferência. Letras minúsculas nas colunas dentro de um grupo comparam espécies entre si. Letras maiúsculas nas colunas comparam as espécies entre si. Médias seguidas por letras minúsculas iguais dentro dos grupos na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Baseado nas concentrações de Cd nas diferentes partes analisadas das plantas com diferentes hábitos de crescimento indica que as arbóreas e as arbustivas não se destacaram no acúmulo de cádmio, em nenhum dos compartimentos analisados. Entre as herbáceas houve um maior acúmulo de cádmio no caule do feijão de porco ($21,05 \text{ mg kg}^{-1}$) e nas raízes da grama batatais ($14,9 \text{ mg kg}^{-1}$).

O valor de FT das espécies variou de 0,98 (grama batatais) a 1,98 (vetiver) (Tabela 6). A aroeira e a grama batatais destacaram-se no acúmulo do Cd nas raízes, o que explica o FT menor que um, ao passo que as demais acumularam mais metais nos demais compartimento favorecendo para que o FT fosse maior que um.

Zinco

A exposição das plantas ao solo contaminado favoreceu a concentração de zinco no caule da aroeira (6,70 vezes), feijão de porco (3,70 vezes), Ipê roxo (1,30 vezes), jenipapo (2,10 vezes), mamona (3,90 vezes) pinhão manso (2,80 vezes), eucalipto (4,8 vezes), vetiver (2,40 vezes) e algaroba (2,80 vezes) (Tabela 7). A grama batatais (3,80 vezes) e jurubeba (1,40 vezes) concentraram mais zinco nas raízes, e o vetiver (2,37 vezes) nas folhas, quando comparada com a concentração inicial do metal nas plantas. A concentração de Zn no cedro ao fim do estudo foi semelhante à concentração inicial.

As espécies com maior capacidade de concentrar zinco foram encontradas no grupo das herbáceas (feijão de porco, (caule), grama batatais, (raiz) e vetiver (folha)), e arbustivas (aroeira (caule)), (Tabela 7). A concentração de Zn encontrada para o feijão de porco ($270,20 \text{ mg kg}^{-1}$), a grama batatais ($187,24 \text{ mg kg}^{-1}$) e o vetiver ($129,14 \text{ mg kg}^{-1}$) esta dentro da faixa considerada tóxica para o crescimento de várias espécies, ou seja entre 100 a 400 mg kg^{-1} (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992).

A concentração de zinco na raiz da grama batatais, ($187,24 \text{ mg kg}^{-1}$) foi cerca de cinco vezes maior do que nas folhas ($36,96 \text{ mg kg}^{-1}$). Os resultados obtidos para grama batatais nesse estudo são semelhantes aos relatados por CARNEIRO et al.,

(2002) que avaliando o comportamento de espécies herbáceas em misturas de Latossolo Vermelho Ácrico com diferentes graus de contaminação com metais pesados (Ni ($35,00 \text{ mg kg}^{-1}$), Cr ($1,00 \text{ mg kg}^{-1}$), Cu ($450,00 \text{ mg kg}^{-1}$), Pb ($410,00 \text{ mg kg}^{-1}$), Cd ($140,00 \text{ mg kg}^{-1}$) e Zn ($18,60 \text{ mg kg}^{-1}$), extraído por água régia), encontrou que entre as espécies avaliadas a grama batatais foi a espécie que menos translocou Zn para as folhas. YOON et al., (2006), avaliando 36 plantas de 17 espécies que cresceram em uma área urbana contaminada por múltiplos metais (Pb (90 a 4100 mg kg^{-1}); Cu (20 a 990 mg kg^{-1}) e Zn (195 a 2200 mg kg^{-1}), extraídos via digestão úmida pelo método 3050 B da USEPA) concluíram que as raízes de *Paspalum notatum*, apresentaram teores de Zn que variou de 450 a 250 mg de Zn kg^{-1} na raiz a 316 a 200 mg de Zn kg^{-1} na parte aérea.

Em contraste, os resultados são diferentes daqueles obtidos por ANDRADE et al., (2009) que avaliando a grama batatais, o girassol e a aveia preta em Neossolo Litólico e Cambissolo Háplico com contaminações distintas (Pb (4956,50 e 40504,90 mg kg^{-1}), Cd (12,95 e 1,90 mg kg^{-1}), Cr (18,35 e 15,20 mg kg^{-1}), Cu (475,95 e 123,90 mg kg^{-1}), Ni (27,45 e 24,20 mg kg^{-1}) e Zn (475,95 e 123,9 mg kg^{-1}), respectivamente, extraídos por digestão com HNO₃/HCl (3:1) concentrados em forno de micro-ondas), notou que a grama batatais apresentou os maiores acúmulos de Zn na parte aérea. As diferenças obtidas para os diferentes estudos devem-se aos diferentes tipos de solos utilizados e aos seus teores de Zn. Por exemplo, os teores de zinco do solo do presente estudo, (3612 mg kg^{-1} USEPA e 114,9 mg kg^{-1} DTPA) foram maiores do que a presente no Neossolo (475,95 mg kg^{-1}), no Cambissolo (123,9 mg kg^{-1}) e no latossolo ((18,60 mg kg^{-1}).

As espécies arbóreas cedro (caule) e eucalipto (cedro) foram as mais eficientes em acumular zinco embora tenham concentrado menos metal do que as herbáceas e arbustivas. Os resultados obtidos nesse estudo para eucalipto e Cedro são diferentes daqueles encontrados por outros autores. MAGALHÃES et al., (2008) avaliando duas espécies de eucalipto, em diversas proporções de solo contaminado com escória de múltiplos metais, encontrou que as duas espécies acumularam maiores concentrações de Zn nas raízes; MARQUES et al., (2000) comparou o poder extrator de 20 espécies arbóreas, cultivadas em solo argiloso misturado em diferentes proporções com substratos contaminados com metais pesados, e

encontrou maiores teores de Zn acumulados nas raízes do cedro em todos os tratamentos. Resultados semelhantes foram também encontrados por CÁIRESet al., (2005), que acumulou maiores teores de Zn nas raízes.

Tabela 7: Teores de zinco na Folha, Caule e Raiz e fator de translocação (FT) em treze espéciesantes do estudo e após trinta e quatro dias de exposição ao solo contaminado.

Espécies	Antes do Estudo			Após 34 dias de Exposição			FT*
	Zinco						
	Folha	Caule	Raiz	Folha	Caule	Raiz	
	----- mg kg ⁻¹ -----						
Arbusto							
Aroeira	18,9	19,2	55,4	48,13 a	129,15 a	19,72 a	6,61 a
Jurubeba	56,4	58,3	40,1	52,29 a	55,00 b	56,61 a	1,04 b
Média	37,7	38,8	47,8	50,20 A	92,07 A	38,16 A	3,82 A
Árvore							
Algaroba	37,6	19,7	28	43,75 a	56,08 b	49,21 a	1,13 b
Cedro	25,5	15,1	39,1	20,34 a	90,48 a	38,78 ab	2,39 ab
Eucalipto	37,6	18,9	30,?	41,97 a	90,44 a	38,01 ab	2,42 ab
Ipê Roxo	22,8	26,8	31,2	29,70 a	26,92 c	23,36 bc	1,17 b
Jenipapo	18,9	37,4	19,5	23,47 a	80,06 ab	23,70 bc	3,60 a
Leucena	26,8	17,6	37,8	26,66 a	67,34 ab	17,01 c	4,24 a
Média	28,2	45,3	30,9	31,00 A	68,55 A	31,68 A	2,49 A
Herbácea							
F. Porco	22,9	72,5	19,8	15,13 d	270,20 a	41,11 b	6,91 a
G. Batatais	14,2	0,00	48,7	36,96 bc	-	187,24 a	0,19 c
Mamona	18,2	23,9	38,8	48,75 b	92,60 b	49,02 b	1,97 b
P. Manso	19,8	16,3	21,3	26,25 cd	46,29 c	26,02 b	1,80 b
Vetiver	54,5	0,00	14,8	129,14 a	-	25,34 b	5,10 a
Média	25,9	22,5	28,7	51,30 A	136,36 A	65,75 A	3,20 A

*Fator de Transferência. Letras minúsculas nas colunas dentro de um grupo comparam espécies entre si. Letras maiúsculas nas colunas comparam as espécies entre si. Médias seguidas por letras minúsculas iguais dentro dos grupos na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Uma possível causa para a diferença entre os tratamentos esta relacionada com a duração do experimento e a idade das plantas utilizadas no presente estudo e usada por aqueles autores. No presente estudo as mudas de eucalipto e cedro (120

dias) eram aproximadamente da mesma idade do que o eucalipto testado por MAGALHÃES (120 dias) ou CAÍRES (45 a 120 dias), e mais jovem que o Cedro utilizado por MARQUES (180 a 390 dias). Outro fator que deve ter influenciado para esse resultado foi a duração do estudo. Enquanto neste estudo as plantas foram cultivadas por trinta e quatro dias nos estudos acima mencionados as plantas foram cultivadas de 90 a 225 dias. Esses resultados podem indicar que durante a fase inicial de crescimento dessas arbóreas, a capacidade de absorção de metal dessas espécies é menor do que a capacidade de translocação do metal para a parte aérea. À medida que a planta aumenta a sua taxa de crescimento, a velocidade de absorção de metais é menor do que a capacidade de transferir zinco para parte aérea, como consequência o metal concentra-se nas raízes.

A jurubeba, (caule), ipê roxo (caule) e pinhão manso (caule) foram as espécies arbustivas, arbóreas e herbáceas menos eficientes no acúmulo de zinco, respectivamente, enquanto a concentração de metais no tecido vegetal do cedro não alterou, indicando tratar-se de uma espécie excludora quanto ao acúmulo deste metal.

O valor do FT variou de 1,04 a 6,6 para as espécies arbustivas; de 1,13 a 4,24 para as espécies arbóreas; e de 0,19 a 6,91 para as espécies herbáceas (Tabela 7). As espécies arbustivas e herbáceas que mais acumularam zinco na parte aérea apresentaram FT em torno de 6,5. A grama batatais foi a única espécie que apresentou o menor FT <1 por acumular maiores teores do metal na raiz.

Na escolha de plantas bioacumuladoras é desejável que as plantas apresentem fator de bioacumulação (FB), razão entre a concentração do metal na planta quando comparado com a concentração do meio, superior a uma unidade. Para o chumbo, nenhuma das espécies avaliadas apresentou valores de FB próximo a uma unidade (Tabela 8).

Uma das razões para os baixos valores de FB para Pb pode ser atribuído a baixa biodisponibilidade do elemento. A mesma tendência foi observada para o zinco, onde nenhuma das espécies avaliadas apresentou FB >1, sendo que os maiores valores foram encontrados para o feijão de porco (0,07), grama batatais (0,05) aroeira (0,03) e vetiver (0,03). Como indicado pelos valores de FB (valores

mais próximos de uma unidade), as espécies vegetais absorverem maiores teores de Cd, sendo que o feijão de porco (1,02), jurubeba (0,9), jenipapo e cedro (0,83) apresentaram os maiores valores de FB, entre as espécies estudadas. O cádmio é considerado um dos elementos mais móveis no solo, sendo esta uma possível causa da sua maior absorção e acúmulo pelas plantas.

No processo de fitoremediação de sítios multicontaminado, a utilização de espécies vegetais eficientes na extração de um dos metais e tolerante a extração dos demais é indispensável. Aroeira (arbustiva), o feijão de porco e o vetiver (herbáceas) foram as espécies mais eficientes em concentrar chumbo, cádmio e zinco na parte aérea das plantas. Devido ao potencial da grama batatais em concentrar mais chumbo, cádmio e zinco na raiz pode ser utilizada em processo de fitoestabilização, ou seja, imobilizando o contaminante no local de ocorrência, impedindo que o contaminante se espalhe nos ecossistemas.

Tabela 8: Fator de Bioacumulação (FB) de chumbo, cádmio e zinco de treze espécies após 34 dias de cultivo em solo contaminado por múltiplos metais.

Fator de Bioacumulação (FB)			
Espécies	Chumbo	Cádmio	Zinco
Arbusto			
Aroeira	0,05 a	0,70 a	0,03 a
Jurubeba	0,01 b	0,90 a	0,01 b
Média	0,03 A	0,80 A	0,02 A
Árvore			
Algaroba	0,02 a	0,72 a	0,01 b
Cedro	0,01 a	0,83 a	0,02 a
Eucalipto	0,01 a	0,66 a	0,02 a
Ipê Roxo	0,01 a	0,72 a	0,007 c
Jenipapo	0,02 a	0,83 a	0,02 ab
Leucena	0,02 a	0,66 a	0,018 ab
Média	0,15 A	0,74 A	0,016 A
Herbácea			
Feijão de Porco	0,07 a	1,02 a	0,07 a
Grama Batatais	0,05a	0,65a	0,05a
Mamona	0,003 b	0,51 b	0,02 b
Pinhão Manso	0,003 b	0,62 b	0,01 c
Vetiver	0,02a	0,74a	0,03a

Média	0,03 A	0,71 B	0,04 A
--------------	---------------	---------------	---------------

Letras minúsculas nas colunas dentro de um grupo comparam espécies entre si. Médias seguidas por letras minúsculas iguais dentro dos grupos na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Análise de Componentes principais

Os dados de plantas foram avaliados pela Análise de Componente Principal (ACP) usando o Programa Estatístico para as Ciências Sociais -SPSS 17.0 (2008) – SPSS. A componente principal com valores ≥ 1 , que correspondem a pelo menos 5% da variação dos dados foram analisados (Sharma et al., 2005). A análise de componente principal (ACP) foi realizada para as variáveis teores de Pb, Cd e Zn na folha (FPb, FCd, e FZn), nocaule (CPb, CCd, e CZn) e na raiz (RPb, RCd e RZn) das diferentes espécies, e para as variáveis fatores de translocação (FT) dos três elementos (FTPb, FTCd e FTZn). Para efeito de melhor visualização e interpretação dos dados, foram realizadas Análises de Componentes Principais (ACP), para os diferentes hábitos de crescimento das espécies vegetais, Herbáceo, Arbóreo, e Arbustivo. Para cada hábito de crescimento foram construídos gráficos utilizando os dois primeiros componentes principais, representados em duas dimensões pelo eixo CP1 (abscissa, componente principal 1) e o eixo CP2, (ordenada, componente principal 2).

Para o hábito herbáceo, os dois primeiros componentes principais explicaram mais de 70 % da variância total dos dados, sendo 41% explicado pelo componente principal 1 (CP1), e 31 % pelo componente principal 2 (CP2) (Figura 2). O CP1 separou o feijão de porco com autovetor positivo, associado com as concentrações mais elevada de Pb, Cd e Zn no caule, das espécies vetiver e grama batatais com autovetor negativo. Já o CP2 separou a grama batatais com autovetor positivo, do vetiver com autovetor negativo, com as concentrações mais elevadas de Pb, Cd e Zn na folha (FPb, FCd e FZn) com eficiente transferência de Cd e Zn para a parte aérea (TFCd e TFZn), da grama batatais, associada as concentrações mais elevadas dos três elementos (Pb, Cd, Zn) na raiz (RZn, RPb, PCd). Resultados semelhantes aos encontrados pela ACP, principalmente pelos componentes principais 1 e 2, também foram obtidos pelo teste de Tukey.

As espécies mamona e pinhão manso foram agrupados como espécies que não apresentaram associação com os teores de metais nas diferentes partes das plantas. A análise de componentes principais evidenciou que as plantas diferem quanto à capacidade de acúmulo do metal nos seus órgãos, e que o fator de translocação (TFPb, TFCd, TFZn) dos metais está associado diretamente com as concentrações dos metais na parte aérea, e inversamente associado as concentrações dos metais nas raízes.

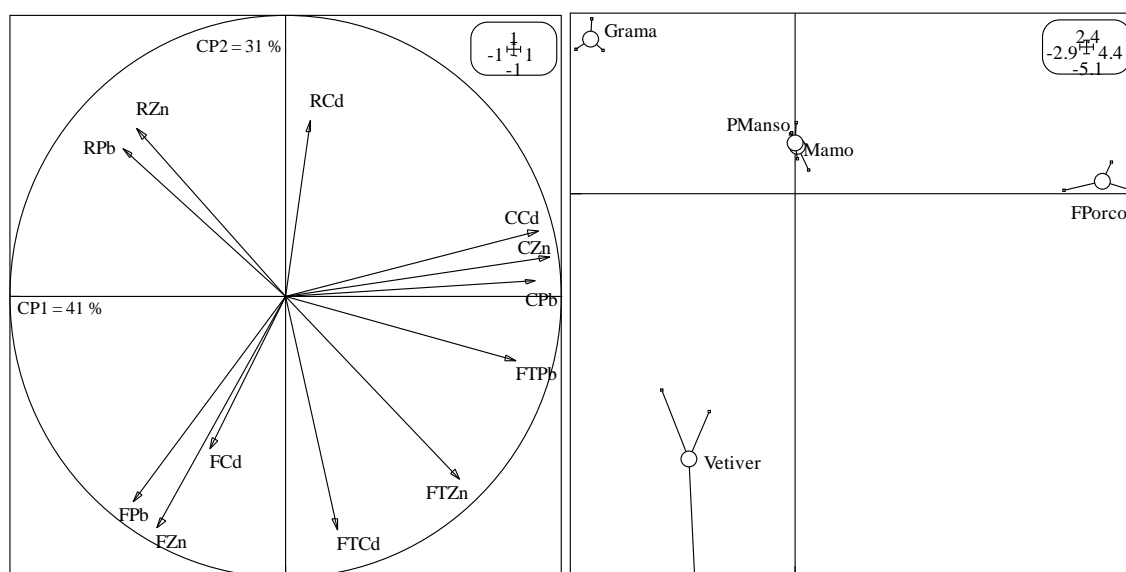


Figura 2: Análise de componentes principais dos atributos das diferentes espécies vegetais avaliadas. Onde FPorco refere-se ao feijão de porco; grama a grama batatais; PManso a pinhão manso; Mamona a mamona. Os símbolos ante dos elementos químicos Cd, Pb ou Zn refere-se ao teor dos respectivos metais na folha, (FCd, FPb e FZn) caule (CCd, CPb e CZn) e raiz (RCd, RPb e RZn), respectivamente. TFCd, TFPb e TFZn, refere-se ao fator de transferência do cádmio, chumbo e zinco, respectivamente.

Para o hábito de crescimento arbóreo, os dois primeiros componentes principais explicaram mais de 45 % da variância total dos dados, sendo 25% explicado pelo componente principal 1 (CP1), e 21 % pelo componente principal 2 (CP2) (Figura 3). O CP1 separou a leucena e o jenipapo com autovetor positivo, associados com as concentrações mais elevada de Pb no caule (CPb), e eficiente transferência de Pb e Zn para a parte aérea (TFPb e TFZn), das demais espécies com autovetor negativo associados aos demais indicadores avaliados. Já o CP2

separou o eucalipto e a algaroba com autovetor negativo, com as concentrações mais elevadas de Pb, Cd e Zn nas raízes (RPb, RCd e RZn), e de Zn nas folhas (FZn) e no caule (CZn), do cedro e ipê roxo com autovetor positivo, com eficiente transferência de Cd para as parte aérea (TFCd) associada as concentrações mais elevadas do elemento no caule e na raiz (CCd e RCd respectivamente).

Assim como evidenciado para o grupo com hábito de crescimento herbáceo, a análise de componentes principais evidenciou que as plantas diferem quanto à capacidade de acúmulo do metal nos seus órgãos. A resposta das plantas aos metais pesado é um fenômeno complexo, provavelmente de caráter poligênico, conforme citado por MARQUES, (2009), e influenciado por diversos fatores. Já o fator de translocação (TFPb, TFCd, TFZn) dos metais esta associado diretamente com as concentrações dos metais na parte aérea, e inversamente associado as concentrações dos metais nas raízes.

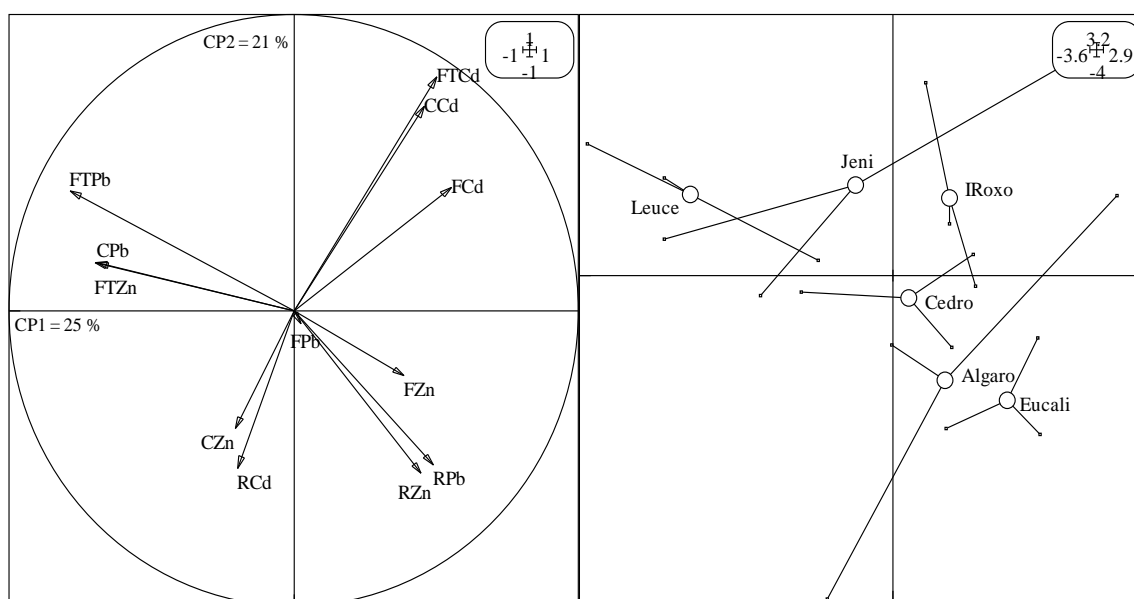


Figura 3: Análise de componentes principais dos atributos das diferentes espécies vegetais avaliadas. Onde Leuce refere-se a Leucena; Jeni a Jenipapo; IRoxo a Ipê Roxo; Cedro a Cedro; Algaro a Algaroba e Eucali a Eucalipto. Os símbolos ante dos elementos químicos Cd, Pb ou Zn refere-se ao teor dos respectivos metais na folha, (FCd, FPb e FZn) caule (CCd, CPb e CZn) e raiz (RCd, RPb e RZn), respectivamente. TFCd, TFPb e TFZn, refere-se ao fator de transferência do cádmio, chumbo e zinco, respectivamente.

Para as espécies arbustivas, os dois primeiros componentes principais explicaram mais de 80 % da variância total dos dados, sendo 63% explicado pelo componente principal 1 (CP1), e 21 % pelo componente principal 2 (CP2) (Figura 4). O CP1 separou a jurubeba com autovetor negativo, associado com as concentrações mais elevada de Pb, Cd e Zn nas folhas (FPb, FCd, FZn) e a concentração de Pb nas raízes (RPb), da aroeira com autovetor positivo, associada com as concentrações mais elevada de Pb e Zn no caule (CZn e CPb) com eficiente transferência de Pb e Zn para a parte aérea (TFCd e TFZn). Resultados semelhantes aos encontrados pela ACP, principalmente pelos componentes principais 1 e 2, também foram obtidos pelo teste de Tukey.

A análise de componentes principais evidenciou que as plantas diferem quanto à capacidade de acúmulo do metal nos seus órgãos, e que o fator de translocação (TFPb, TFCd, TFZn) dos metais esta associado diretamente com as concentrações dos metais na parte aérea, e inversamente associado as concentrações dos metais nas raízes.

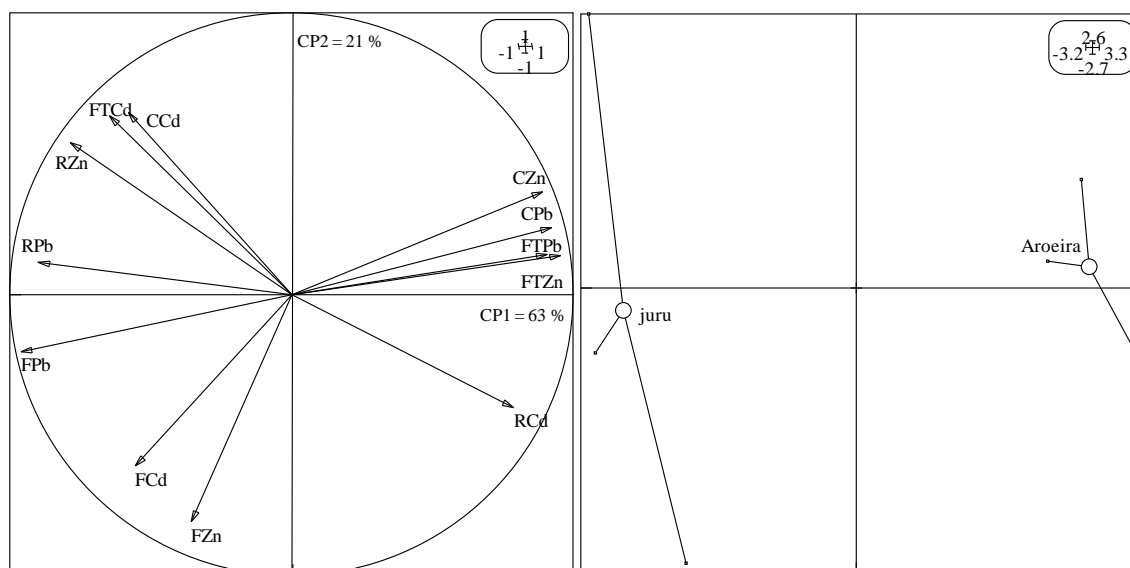


Figura 4: Análise de componentes principais dos atributos das diferentes espécies vegetais avaliadas. Onde a juru refere-se a jurubeba e Aroeira a Aroeira. Os símbolos ante dos elementos químicos Cd, Pb ou Zn refere-se ao teor dos respectivos metais na folha, (FCd, FPb e FZn) caule (CCd, CPb e CZn) e raiz (RCd, RPb e RZn), respectivamente. TFCd, TFPb e TFZn, refere-se ao fator de transferência do cádmio, chumbo e zinco, respectivamente.

DISTRIBUIÇÃO DOS METAIS NO SOLO

A presença do chumbo no solo é reconhecida como um problema de saúde pública devido aos diversos impactos que o elemento provoca nos diferentes níveis tróficos. Em altas concentrações, como o encontrado no presente estudo, o Pb é potencialmente tóxico para o homem e outras formas de vida. A concentração total de Pb no solo cultivado com as espécies com três hábitos de crescimento variou entre 3,209.8 mg kg⁻¹ a 3.815.8 mg Pb kg⁻¹ de solo, (Tabela 9). Essas concentrações excederam em cerca de quatro vezes, o valor de intervenção para solos para uso industrial e em cerca de dezoito a vinte umas vezes a concentração de prevenção para solos agrícola, (Tabela 10) (CONAMA, 2009 e CETESB, 2005).

O Cd é um elemento cancerígeno para o ser humano, e apresenta efeitos tóxicos nos rins, pulmões, sistema reprodutor e fígado (SOUZA et al., 1998; ALLOWAY e AYRES, 1997). A concentração total de cádmio no solo utilizado com as espécies com os três hábitos de crescimento variou cerca de 12,35mg kg⁻¹ a 18,0 mg kg⁻¹ de Cd no solo, (Tabela 9). Assim como o Pb, o Cd encontra-se acima dos valores de intervenção cerca sete a dez vezes para solos de uso agrícola, e de até uma vez e meia do que o valor de intervenção para solo industrial, (Tabela 10) (CETESB, 2005 e CONAMA 2009).

Embora Zinco seja um micronutriente para os organismos, em concentrações elevadas, como de ocorrência no solo em estudo, pode causar efeitos tóxicos (SOUZA et al., 2012) não só as plantas a todos os seus consumidores diretos e indiretos (MACEDO E MORRIL, 2008; MALUF, 2009). A concentração total de zinco no solo variou de 3787 mg kg⁻¹, a 3910mg kg⁻¹ de Zn no solo (Tabela 9). Esses valores assim como dos demais metais pesados estão acima dos valores normais para solos não contaminados. São cerca de oito vezes maior do que os valores de intervenção para solos agrícolas e cerca de duas vezes maior do que os valores para intervenção de solo industrial, (Tabela 10).

A concentração total de um metal é uma expressão de sua reserva no solo (CAMARGO et al., 2000), entretanto, não é o melhor estimador da toxidez potencial e do destino dos metais no solo. Essas características do metal são controladas pela espécie química do metal presente no solo (GUO et al., 2006) e são muito importantes na avaliação dos risco ecológico do metal.

No presente estudo, além da concentração total dos metais, a concentração de metais em cloreto de amônio não tamponado foi determinada para estimar a concentração do metal solúvel em água (BECKETT, 1989); o sal de substituição cloreto de magnésio ($1,00 \text{ mol L}^{-1}$) para estimar a concentração dos metais trocáveis (MCLAUGHLIN, et al. 2000); e o ácido forte, ácido clorídrico, ($0,1 \text{ M L}^{-1}$) foi utilizado para estimar a biodisponibilidade dos metais; e um agente quelante, DTPA ($0,05 \text{ mol L}^{-1}$) para estimar a concentração de metais complexados com a matéria orgânica.

Tabela 09. Teores totais de chumbo, cádmio e zinco determinado trinta e quatro dias após a colheita, pelo método 3050 B da USEPA.

Hábito crescimento	Pb	Cd	Zn
Arbusto	3495,61	30,10	3910,36
Arbórea	3815,81	17,97	3786,71
Herbácea	3209,80	20,09	3789,68

Tabela 10. Valores de Referência de Qualidade, de Prevenção e de intervenção para ambientes agrícola, residencial e industrial, para chumbo (Pb), cádmio (Cd) e zinco (Zn) de acordo com valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas de áreas contaminadas do CONAMA (2009) e CETESB (2005).

Metal	Referência	Prevenção (VP)	Intervenção		
			Agrícola	Residencial	Industrial
----- mg kg ⁻¹ -----					
Pb	17,0	72,0	180,0	300,0	900,0
Cd	< 0,5	1,3	3,0	8,0	20,0
Zn	60,0	300,0	450,0	1000,0	2000,0

Os teores de chumbo ($0,43 \mu\text{g g}^{-1}$ a $0,75 \mu\text{g g}^{-1}$) Cádmiio ($2,17 \mu\text{g g}^{-1}$ a $2,53 \mu\text{g g}^{-1}$) e Zinco ($0,66$ a $1,12 \mu\text{g g}^{-1}$; $8,79 \mu\text{g g}^{-1}$ a $10,04 \mu\text{g g}^{-1}$) solúveis em água e trocável como avaliado por cloreto de amônio e cloreto de magnésio, respectivamente, foram muito baixos, o que indica que boa parte desses metais estão em formas pouco disponíveis, o que justifica os baixos teores de Pb e Zn absorvido pelas plantas. Os teores de Cd e solúvel e trocável ($5,55 \mu\text{g g}^{-1}$ a $5,89 \mu\text{g g}^{-1}$; e $12,43$ a $12,77 \mu\text{g g}^{-1}$) foram bem maiores do que os obtidos para Pb e Zn (Tabela 11). A maior percentagem de extração de cádmio do que de chumbo e de zinco, deve ser explicado pela associação mais fraca entre o metal e os componentes do solo quando comparado com o Pb e ao Zn. Os resultados obtidos nesse estudo são semelhantes aos obtidos por APPEL et al., (2008) que ao avaliarem o comportamento do Pb e Cd em três solos tropicais concluíram que o Cd apresentou menor afinidade com os sítios ligantes do solo, tendendo a acumular-se nas frações de maior biodisponibilidade.

Os teores de zinco e chumbo ligado a matéria orgânica (Zn-DTPA e Pb-DTPA) foram muito baixos e variou de ($109,71 \mu\text{g g}^{-1}$ a $112,25 \mu\text{g g}^{-1}$ para Zn; e $515,91 \mu\text{g g}^{-1}$ a $544,51 \mu\text{g g}^{-1}$ Pb) (Tabela 11). Esses valores representam entre 2,8 e 3,0% do Zn-USEPA e de 13,8 a 17,0% Pb-USEPA (Tabela 12; Figura 5). Uma das razões para a baixa mobilidade e disponibilidade desses metais solo, deve ser atribuído ao valor do pH do solo, 8,02 (H_2O) e a elevadas afinidades de Zn e Pb por substâncias húmicas de alto peso molecular as quais liberam os metais devagar e em pequenas quantidades (OLIVEIRA, 2009). O teor de Pb-DTPA determinado no presente estudo foi menor do que os relatados para outros solos (TRANNNIN et al., 2001; SU CHEN et al., 2008). Este resultado foi atribuído à maior energia de adsorção do chumbo a matéria orgânica e as argilas predominantes no Vertissolo.

A concentração de Cd associado a matéria orgânica, Cd-DTPA ($7,92 \mu\text{g g}^{-1}$ a $10,90 \mu\text{g g}^{-1}$ de Cd), representou entre 31,57% e 54,24% do Cd total do solo (Tabela 12, Figura 5). A concentração de Cd trocável foi maior do que a concentração de Cd ligado a matéria orgânica. Os resultados para a disponibilidade de Cd^{2+} no

Vertissolo utilizado nesse estudo são diferentes daquele obtido por BORGES, (2002) que avaliou amostras de 15 solos (Latossolo, Argissolo, Neossolo, Nitossolo e Planossolo) não contaminadas e verificou que em apenas duas amostras (Latossolo Vermelho Distroférico e Latossolo Amarelo Acrico), o DPTA não foi o melhor extrator quando comparado a Mehlich-3 e CaCl_2 (0,01 mol L⁻¹). A diferença de resultados entre os dois estudos pode ser atribuída a quantidade e a qualidade de matéria orgânica a qualidade da argila e a intensidade da força da ligação organo-mineral existente entre o cádmio a matéria orgânica nos diferentes solos.

A percentagem de chumbo biodisponível HCl-Pb (0,04 % a 0,12 %) e zinco HCl-Zn (0,74 % a 1,12 %) como estimado pelo ácido clorídrico foram mais baixo do que os extraídos por DTPA (DTPA-Pb 13,8% a 16,98%; e DTPA-Zn 2,80% a 3,00%) o que indica que parte significativa do Zn e Pb ligado a matéria orgânica não esta disponível, entretanto os percentuais de Zn e Pb foram semelhante aos observados para os sais. A percentagem de Pb-HCl foi semelhante ao Pb-MgCl₂ (0,07%) e maior do que a do Pb-NH₄Cl (0.01% a 0,02%) (Figura 5).

A eficiência da extração do cádmio em HCl (Cd-HCl 16,86% a 35,59%) foi semelhante ao Cd-NH₄Cl (19,57% a 30,88%), porém inferior ao Cd-MgCl₂ (42,31% a 69,15%). Esses resultados indicam que os valores de pH do solo utilizado nesse estudo alterou a eficiência de extração dos metais menos móvel como Pb e Zn pelo HCl na concentração utilizada nesse estudo, não sendo muito diferente do valores extraídos pelo cloreto de magnésio (Tabela 12).

Tabela 11. Teor de chumbo, cádmio e Zinco em plantas com hábito de crescimento arbustivo, arbóreo e herbáceo.

Chumbo ($\mu\text{g g}^{-1}$)					
	USEPA	MgCl₂	NH₄Cl	DTPA	HCl
Arbusto	3495,6	2,53	0,75	515,91	1,35
Árvore	3815,8	2,17	0,48	526,77	4,48
Herbácea	3209,8	2,20	0,43	544,51	1,64
Cádmio ($\mu\text{g g}^{-1}$)					
	USEPA	MgCl₂	NH₄Cl	DTPA	HCl
Arbusto	30,1	12,74	5,89	9,51	5,07
Árvore	17,97	12,43	5,55	7,92	6,40
Herbácea	20,09	12,77	5,64	10,9	6,54
Zinco ($\mu\text{g g}^{-1}$)					
	USEPA	MgCl₂	NH₄Cl	DTPA	HCl
Arbusto	3910,4	10,04	1,12	109,74	28,93
Árvore	3786,7	8,79	0,89	112,25	36,86
Herbácea	3789,7	9,22	0,66	109,94	42,51

Tabela 12: Percentagem de chumbo, cádmio e zinco presente no vertissolo utilizado no estudo, segundo o hábito de crescimento arbustivo, arbóreo e herbáceo das plantas.

Chumbo (%)					
	USEPA	MgCl₂	NHCl	DTPA	HCl
Arbusto	100,0	0,07	0,02	14,80	0,04
Árvore	100,0	0,06	0,01	13,80	0,10
Herbácea	100,0	0,07	0,01	17,00	0,05
Cádmio (%)					
	USEPA	MgCl₂	NHCl	DTPA	HCl
Arbusto	100,0	42,30	19,6	31,60	16,80
Árvore	100,0	69,20	30,9	44,10	35,60
Herbácea	100,0	63,60	28,1	54,20	32,60
Zinco (%)					
	USEPA	MgCl₂	NHCl	DTPA	HCl
Arbusto	100,0	0,30	0,03	2,80	0,70
Árvore	100,0	0,20	0,02	3,00	1,00
Herbácea	100,0	0,20	0,02	2,90	1,10

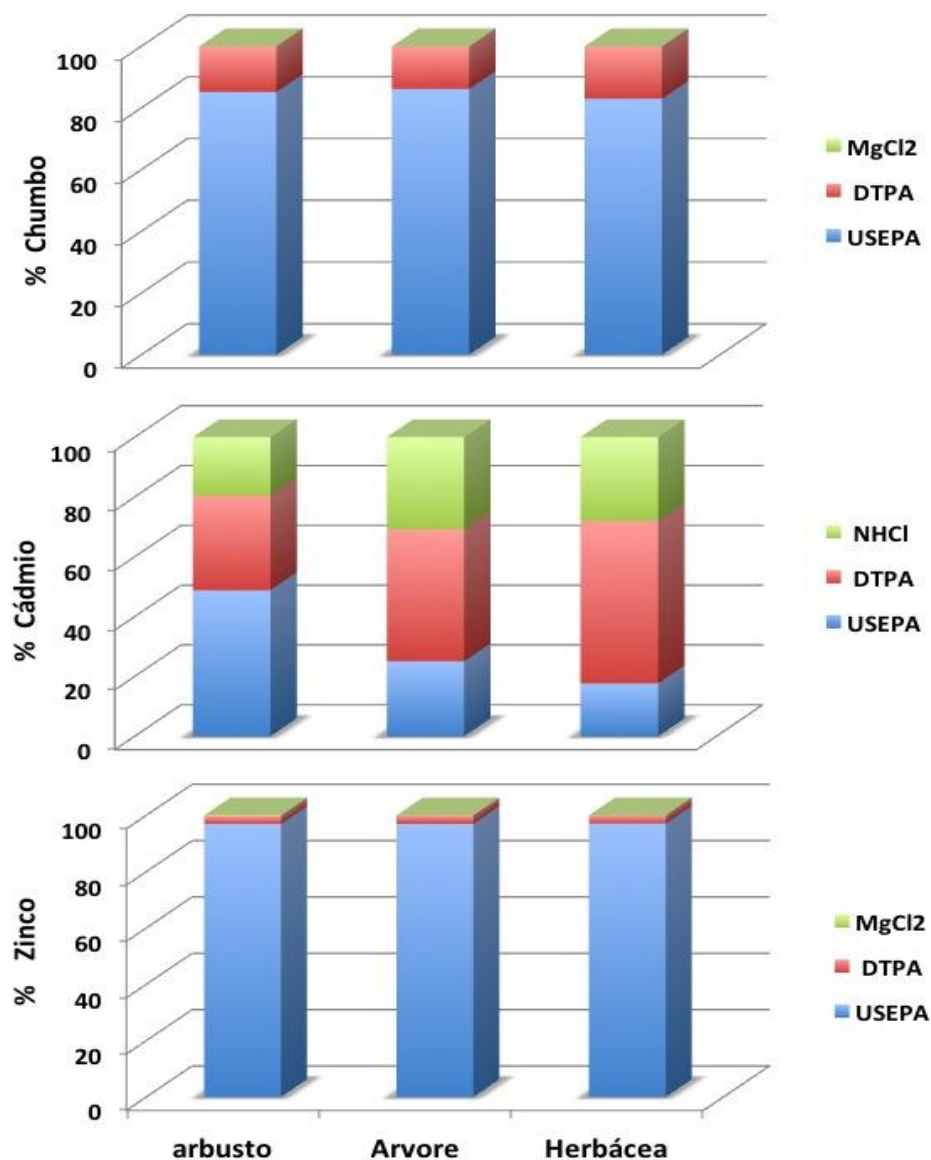


Figura 5: Proporção média de chumbo, cádmio e zinco em cada grupo com hábito de crescimento distinto, nos diferentes extratores simples comparados com a percentagem total dos metais no solo, determinado pelo método 3050 B da Agencia Americana de proteção Ambiental (USEPA).

CONCLUSÕES

- Dentre as plantas avaliadas, o feijão de porco, o pinhão manso, a mamona e o ipê roxo apresentaram sintomas de fitotoxicidade durante a fase de crescimento;
- O grupo de crescimento herbáceo apresentou o maior número de espécies tolerantes à contaminação de múltiplos metais e em diferentes partes da planta;
- Entre as espécies arbustivas, a aroeira se destacou por concentrar Pb e Zn no caule (165,72 mg kg⁻¹ de Pb e 129,15 mg kg⁻¹ de Zn), seguido pela aroeira (165,72 mg kg⁻¹ de Pb e 129,15 mg kg⁻¹ de Zn) e a jurubeba (18,94 mg kg⁻¹ de Cd);
- Entre as arbóreas o eucalipto se destacou por concentrar maiores teores de Pb na raiz e Zn no caule;
- O feijão de porco apresentou potencial de concentrar os maiores teores de múltiplos metais no caule (267,08 mg kg⁻¹ de Pb; 21,05 mg kg⁻¹ de Cd e 270,2 mg kg⁻¹ de Zn), O vetiver acumulou os maiores teores dos três elementos (83,23 mg kg⁻¹ de Pb; 17,02 mg kg⁻¹ de Cd; 129,14 mg kg⁻¹ de Zn) nas folhas e a grama batatais (166,64 mg kg⁻¹ de Pb; 14,9 mg kg⁻¹ de Cd; 187,24 mg kg⁻¹ de Zn) nas raízes;
- O valor de FT para Pb variou de 0,22 (grama batatais) a 33,92 (feijão de porco); para Cd variou de 0,98 (grama batatais) a 1,98 (vetiver) e para Zn variou 0,19 (grama batatais) a 6,61 (aroeira);
- Nenhuma das espécies avaliadas apresentou valores de FB próximo a uma unidade para o chumbo e zinco. O feijão de porco (1,02), jurubeba (0,9), jenipapo e cedro (0,83), foram as espécies que apresentaram os maiores valores de FB para cádmio;
- As baixas concentrações de Pb e Zn absorvida pelas diferentes espécies testadas deveu-se a disponibilidade (0,07% Pb e 0,3% de Zn) que estavam presentes no solo na forma trocável;
- O teor total de Pb e Zn não superestimaram o potencial tóxico desses elementos;
- Os teores de Pb e Zn solúveis, trocáveis e associados a matéria orgânica foram baixos;

- Os maiores teores de Cd encontra-se na forma de solúvel em água e associado a matéria orgânica.

REFERÊNCIAS

ABOUELKHAIR, K. S.; AMER, M. O.; ELSOKKARY, I. H Effect of zinc cadmium and lead on the growth, root characters and mineral contents of *Acacia saligna casuarina glauca* and *Eucalyptus camaldulensis seedlings*. **Journal Agricultural Science Mansoura University**, v20, p.501- 2518, 1995.

ABREU, C. A., ABREU, M. F., RAIJ, B. V., SANTOS, W. R. Comparação de métodos para avaliar a disponibilidade de metais pesados em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.19, n.3, p.463-468, 1995.

ABREU, M.F. **Extração e determinação simultânea por emissão em plasma de nutrientes e elementos tóxicos em amostras de interesse agrônômico.** (1997).135f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo. 1997.

ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados. In: **Tópicos em Ciências do Solo**. v.2, p.645-628, 2002.

ABREU, M.F.; ANDRADE, J.C.; FALCÃO, A.A. **Protocolos de análises químicas.** In: **ANDRADE, J.C.; ABREU, M.F. (Ed.). Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais.** Campinas: Instituto Agrônômico, 2006. p.121-158.

ACCIOLY, A.M.A. **Amenizantes e estratégias para o estabelecimento de vegetação em solos de áreas contaminadas por metais pesados.** 2001. 170f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2001.

ACCIOLY, A. M. A. e 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**, v. 1. p. 299-352 2000.

ALEXANDRE, R.J.; OLIVEIRA, M.F.F.; SANTOS, T.C.; CANTON, G.C.; CONCEIÇÃO, J.M.; EUTROPIO, F.J.; CRUZ, Z.M.A.; DOBBSS, L.B.; RAMOS, A.

Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. **Revista Natureza On line**, 10 (1): 23-28, 2012.

ALLOWAY, B.J.; AYRES, D.C. **Chemical principles of environmental pollution**. 2.ed. London: Chapman & Hall, 1997.

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 Agromômicas**, v.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. Viçosa, **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.32, p.1329-1336, 2008.

ANDRADE, A. G.; COSTA, G. S.; FARIA, S. M. Deposição e decomposição da serrapilheira em povoamentos de *Mimosa caesalpinifolia*, *Acacia mangium* e *Acacia holosericea* com quatro anos de idade em planossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.777-785, 2000.

ANDRADE, E.C.B.; TEODORO, A.J.; TAKASE, I; Determinação Dos Teores De Zinco Em Diferentes Extratos De Hortaliças Dos Tipos A E B. **Ciênc. Tecnol. Aliment.**, Campinas, 25(2): 265-270, abr.-jun. 2005.

ANDRADE, J.C.M; TAVARES, S.R.L.; MAHLER, C.F. Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental. 1.ed. São Paulo: **Oficina de Textos**, 2007.

ANDRADE, M.G; MELO, V.F.; SOUZA, L.C.P.; GABARDO, J.; REISSMANN, C.B. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. II - formas e disponibilidade para plantas. **Rev. Bras. Ciênc. Solo** vol.33 no.6 Viçosa Nov./Dec.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, v.10 n. 4 p.306-309, mar. 2001. Disponível em: http://jangelo.unifacs.br/downloads/Projeto_Purifica.pdf. Acesso em: 02 jul. 2011.

APPEL, C.; MA, L. Q., RHUE, R. D.; REEVEN, W.; Sequential sorption of lead and cadmium in three tropical soils. **Environmental Pollution**, v. 155, n. 01, p. 132-140, 2008.

ATSDR, **Toxicologia do Plomo**, Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/es/plomo>. Acesso em 18/jul/2012.

BAKER, A. J. .M. - Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals.**J. Plant Nutrition**,3:643-654, 1981.

BARROS, A.C.A.; **Estudos Sobre o Potencial do Bambu *Guadua angustifolia* Kunz. Para a Fitorremediação dos Metais Pesados Zinco e Cádmio. Universidade Federal de Alagoas. 70f. 2007. Dissertação (Mestrado), Universidade de Alagoas, Maceió,2007.**

BECKETT, P.H.T. The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludges, and sludge-treated soils. **Adv. Soil Sci.**, v.9, p.143–176, 1989.

BENAVIDES, M.P.; GALLEGOS, S.M.; TOMARO, M.L.; Cadmium toxicity in plants.**Braz. J. Plant Physiol**, 17:21-34, 2005.

BORGES, M.; **Extratabilidade Do Cádmio: Influência de Atributos De Solos Muito Intemperizados Em Extratores Convencionais E Potencialidade De Ácidos Orgânicos De Baixo Peso Molecular**, 76f. (2002). Dissertação (Mestrado), Universidade de São Paulo, Piracicaba,2002.

BORTOLON, L.; GIANELLO, C.;Extração de cobre e de zinco por soluções multielementares em solos do sul do Brasil. **Rev. Ciência Rural**, v.40, n.3, mar, 2010.

BOSSO, S.T.; ENZWEILER, J. Ensaio para determinar a (bio) disponibilidade de chumbo em solos contaminados: revisão. **Química Nova**, São Paulo, v.31, n.2, p.394 – 400, 2008.

BOURLEGAT, J. M. G.; ROSSI, S. C.; CHINO, C. E.;SCHIAVIANATO, M.A.;LAGOA,A. M. M. A. Tolerância de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. ao Metal Pesado Chumbo. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n.1, p.1017-1019, jul. 2007.

BRAGA, J.M.; DEFELIPO, B.V. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extratos de solos e planta. **Revista Ceres**, Viçosa, v.21, n.113, p.73-85, 1974.

BRECKLE, S.W.; KAHLE, H.Effects of toxic heavy metals (Cd, Pb) on growth and mineral nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.). **Vegetation** v.101.p 43-53. 1992.

BROOKS, R.R.; CHAMBERS, M.F.; NICKS, L.J. e ROBINSON, B.H: Phytomining.**Trends In Plant Science**, Vol 3, (9):359-362 1998.

BURLÓ, F., CARBONELL-BARRACHINA, A.A., VALERO, D., MARTINEZ-SANCHEZ, F. Arsenic species: effects on and accumulation by tomato plants. **Journal of Agricultural.and Food Chemistry** 47: 1247 –1253. 2009.

CAIRES, E.F.; ALLEONI, L.R.F.; CAMBRI, M.A. & BARTH, G. Surface application of lime for crop grain production under a no-till system. **Agron. J**, 97:791-798, 2005.

CAMARGO, M.S.; ANJOS, A.R.M.; ROSSI, C. & MALAVOLTA, E. Adubação fosfatada e metais pesados em Latossolo cultivado com arroz. *Sci. Agric.*, 57:513-518, 2000.

CARNEIRO, M.A.C. SIQUEIRA, J.O; MOREIRA, F. M. S.; Comportamento de trinta espécies herbáceas em solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. **Pesq. Agropec. Bras**, 2002.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**, 73p. 2005.

CHANTACHON, S.; KRUATRACHUE, M.; POKETHITIYOOK P.; UPATHAM S.; TANTANASARIT S.; SOONTHORNSARATHOOL, V. Phytoextraction and accumulation of lead from contaminated soil by vetiver grass: Laboratory and simulated field study. **Water Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 154, p.37-55, 2004.

CHAVES, L.H.G.; ESTRELA, M. A.; SOUZA, R. S., Efeito sobre o crescimento da planta e acúmulo de metais pesados por girassol. **Journal of Phytology** V.3 (12) p: 04-09. 2001.

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-manso. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 2, p. 167-176, 2010.

CHEN, H.M.; ZHENG, C.R.; TU, C. & SHEN, Z.G. Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. **Chemosphere**, 41:229-234, 2000.

CHEN, Y.; SHEN, Z. & LI, X. The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. **Appl. Geochem**, 19:1553-1565, 2004.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução no 420**, de 28 de dezembro de 2009, 2009.

CÔRTE, G.T; **Caracterização Biogeoquímica De Metais Pesados No Rio Corumbiara E Seus Principais Afluentes – Rondônia** .84f . 2006.

COUNCIL ON SOIL TESTING AND PLANT ANALYSIS (CSTPA), **Handbook on reference methods for soil testing**. Unvi. Georgia, Athens, GA. 1980.

COUTINHO, H.D; BARBOSA, A.R; Fitorremediação: Considerações Gerais e Características de Utilização. **Rev. Silva Lusitana**15(1): 103 - 117, 2007.

CRUVINEL, D. F. C.; **Avaliação da fitorremediação em solos submetidos à contaminação com metais**. 79 F. (2009). Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental), Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, São Paulo, 2009.

CSTPA, (1980) Handbook on reference methods for soil testing. Council on Soil Testing and Plant Analysis. Athens, Georgia. EEUU. 459 pp.

CUNHA, K.P.V.; NASCIMENTO, do C.W.A. PIMENTEL, R.M.M.; ACCIOLY, A.M.A.; SILVA, A.J. Disponibilidade, acúmulo e toxidez de cádmio e zinco em milho cultivado em solo contaminado. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 32, p.1319-1328, 2008.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Adv. Agron.**, v. 56, p. 55-114, 1996.

DINARDI, A. L.; FORMAGI, V. M; CONEGLIAN, C. M. R; BRITO, N. N; SOBRINHO, G. D; TONSO, S.; PELEGRINI, R. **III Fórum de estudos contábeis**, Rio Claro SP. Fitorremediação. 2003.

ELTROP, L.; BROWN, G.; JOACHIM, O.; BRINKMANN, K. Lead tolerance of *Betula* and *Salix* in the mining area of Mechernich/Germany. **Plant and soil**, v.131, n.2, p.275-285, 1991.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p. 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2.ed. Brasília, DF, 627p. 2009.

FONTES, R.L.F.; SOUSA, C.R.F. Toxidez de cádmio em plantas de soja crescidas em diferentes concentrações de enxofre. In: **REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS**, 22f, Manaus. 1996.

GARBISU, C.; ALKORTA I., Phytoextraction: a cost-effective plantbased technology for the removal of metals from the environment, **Bioresource Technology**, Volume 77, Issue 3, 229-236 p. 2001.

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.

GILBERTI, L.H.; Potencial Para O Uso Da Espécie Nativa, **Baccharis Dracunculifolia Dc (Asteraceae) Na Fitorremediação De Áreas Contaminadas Por Arsênio**. 68f, 2012. Dissertação (Mestrado), Universidade de Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

GONÇALVES, E.G. e LORENZI, H. Morfologia vegetal: organografia e dicionário ilustrado de morfologia das plantas vasculares. **Plantarum**, Nova Odessa, 416 p. 2007.

GONZAGA, M. I. S. et al. Fitoextração e Hiperacumulação de Arsênico por espécies de samambaias. **Sci. Agric. Piracicaba**, v. 63, n. 1, p. 90-101, jan./fev. 2006.

GRAZZIOTTI, P.H. **Comportamento de fungos ectomicorrízicos, *Acacia mangium* e espécies de *Pinus* e *Eucalyptus* em solo contaminado por metais pesados.**

1999. 177f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Lavras, 1999.

GUO, G.L.; ZHOU, Q.X.; KOVAL, P.V.; BELOGOLOVA, G.A.; Speciation distribution of Cd, Pb, Cu and Zn in contaminated phaeozem in north-east China using single and sequential extraction procedure. **Aust. J Soil Res.** 44:135-142. 2006.

HUANG, J.W.; CHEN, J.; BERTI, W.R.; CUNNINGHAM, S.D. Phytoremediation of leadcontaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. **Environmental Chelates Science Technology**, v.31, p.800-805, 1997.

HUANG, J.W.; CUNNINGHAM, S.D. Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. **New Phytologist**, Lancaster, v.134, p. 75 – 84, 1996.

[ILZSG] INTERNATIONAL LEAD ZINC STUDY GROUP. Statistics. Disponível em: <www.ilzsg.org/intro.htm>. Acesso em: 3 maio 2012.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 2.ed. Boca Raton: CRC Press, 1992.

KABATA-PENDIAS, A.. **Trace elements in soils and plants**.4ed. CRC Press.Taylor and Francis Group.505p. 2011.

KAHLE, H. Response of roots of trees to heavy metals. **Environmental and Experimental Botany**, v.33, n.1, p.99-119, 1993.

KRATOVALIEVA, S.; CVETANOVSKA, L. Influence of different Pb concentrations to some morphophysiological parameters at tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) in experimental conditions.**Macedonian Agricultural Review**, Macedonian, v.48, p.35 – 41, 2001.

KREUSCH. M.A.; **Avaliação Com Propostas De Melhoria Do Processo Industrial De Reciclagem Do Chumbo E Indicação De Aplicabilidade Para A Escória**

Gerada, 129f. (2005). Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, Curitiba2005.

LASAT, M.M. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant, soil and metal interaction assessment of pertinent agronomic issues. **Journal of Hazardous Substance Research**, v. 2, 25 p., 2000.

LEITÃO FILHO, H.F.; ARANHA, C. e BACCHI. O. **Plantas invasoras de culturas no estado de São Paulo**. São Paulo, Editora Hucitec. 1975.

LINDSAY, W.L, NORWELL, W.A; Development of a DTPA soil test for zinc iron, manganese and copper.**Soil Sci. Soc. Am. J.** 42:421-428. 1978.

LI, T; DI, Z; ISLAM, E; JIANG, H; YANG, X; Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation. **Journal of Hazardous Materials** 185: 818-823.2011.

LÓPEZ-MOSQUERA, M.E.; MOIRÓN, C.; CARRAL, E. Use of dairy-industry sludge as fertiliser for grasslands in northwest Spain: heavy metal level in the soil and plant. **Resource, Conservation and Recycling**, v.30, p.95-109, 2000.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 352p. 1992.

MACÊDO, L.S.; MORRIL, W.B.B.; Origem E Comportamento Dos Metais Fitotóxicos: Revisão Da Literatura. **Tecnol. E Ciên. Agropec.**, João Pessoa, v.2., n.2, p.29-38, jun. 2008.

MACHADO, S.L.; CARVALHO, M. de F.; C.W.C., DELGADO; ANJOS, J.A.S.A.; DOURADO, K.A.;AMPARO, N.S. do; CARDOSO, L.P.; LIMA, A.V.M.; SANTOS, D.M.; SANTOS, D.B. dos;KIPERSTOK FIRST, A.; SÁNCHEZ, L.; BOTELHO, M.A.B.; OLIVEIRA NETO, F.A. PROJETO PURIFICA – **Proposta para remediação de áreas**

degradadas pela atividade extrativa de chumbo em SantoAmaro da Purificação. Salvador, Bahia, 2003.

MAGALHÃES, M. O. L.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; Mazur, N. Uso de resíduos industriais na remediação de solo contaminado com cádmio e zinco. **Revista Ciência Florestal**. v. 21, p.219-227, 2008.

MALUF, J.C.C, **Estudo de metais traços (Zinco, Cádmio e Chumbo) em duas regiões do complexo estuarino-lagunar de Cananeia- Iguapé (SP) sob diferentes ações antrópicas**. 145 f, 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências),Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MANZINI, F. F.; SÁ, K. B. & PLICAS, L. M. A. Metais pesados: fonte e ação toxicológica. *In*: FÓRUM AMBIENTAL DA ALTA PAULISTA, 6. Tupã, 2010. **Periódico Eletrônico**, p. 800-815, 2010.

MARQUES, T.C.L.S.M.; MOREIRA, A.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, Brasília**, v.35, n.1, p.121-132, 2000.

MARQUES, L.F.; **Fitoextração de chumbo por girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona em áreas contaminadas**. 50p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade Federal da Paraíba,Areias, 2009.

MAZZUCO, K.T.M.; **Uso Da Canavalia Ensiformis Como Fitorremediador. de solos contaminados por chumbo**.187f. 2008. Dissertação (Doutorado em Engenharia Química), Universidade Federal de Santa Catarina. 2008.

MCLAUGHLIN, D; SHAPLEY, R; SHELLEY, M; WIELAARD, J; A neuronal network model of macaque primary visual cortex (v1): Orientation selectivity and dynamics in the input layer 4C α . **Proc. Natl. Acad. Sci. USA** 97: 8087–8092. 2000.

McNICHOL, R.D.; BECKETT, P. H. T. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.85, p.107-129, 1985.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA, Relatório Técnico 25, Perfil do Minério de Zinco. 2010.

MULCHI, C.L.; ADAMU, C.A.; BELL, P.F. & CHANEY, R.L. Residual heavy metal concentrations in sludge-amended coastal plain soils - I. Comparison of extractants. **Comm. Soil Sci. Plant Anal.**, 22:919-41, 1991.

NASCIMENTO, C.W.A. e XING, B. Phytoextraction: A Review on enhanced metal availability and plant accumulation. **Scientia Agrícola**, v.63, n.3: 299-311, 2006.

NASCIMENTO, V.S.; **Avaliação de *Pennisetum purpureum* Schum. na Fitorremediação de Zinco e Cádmio em Solo Enriquecido com Resíduo**. 64f, 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

NASCIMENTO, C. W. A. do; ACCIOLY, A. M. de A.; BIONDI, C. M. Fitoextração de metais pesados em solos contaminados: avanços e perspectivas. **Tópicos Ci. Solo**, v.6, p. 461-497, 2009.

NELSON, J.L., BOAWN, L.C. & VIETS Jr., F.G. A method for assessing zinc status of soils using acid-extractable zinc and "titratable alkalinity" values. **Soil Sci.**, 88:275-283, 1959.

NRIAGU, J. O. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. **Nature**, London, v. 338, p. 47-49, 1989.

OLIVEIRA, E.R. **Parecer técnico sobre a ampliação da Companhia Brasileira de Chumbo, em Santo Amaro, Ba. Salvador**. CEPED - Centro de Pesquisa e Desenvolvimento/Secretaria do Planejamento, Ciências e Tecnologia. Programa de Proteção ao Meio Ambiente, 88p. 1977.

OLIVEIRA, F.C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar.** 2000. 247f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2000.

OLIVEIRA, M.R.O. **Investigação da Contaminação por Metais Pesados da Água e do Sedimento de Corrente nas margens do Rio São Francisco e tributários, a jusante da Represa da Cemig, no município de Três Marias, Minas Gerais.** 2009. 174f. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

PAGE, A. L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. **Methods of Soil Analysis.** 2nd Edn., Amercen Society of Agronomy, Madison, WI., USA. 1982.

PAIVA, H.N. **Toxidez de Cd, Ni, Pb e Zn em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.)**. (2000), Tese (Doutorado). 283p Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, 2000.

PAIVA, H.N.; CARVALHO, J.G. & SIQUEIRA, J.O. Índice de translocação de nutrientes em mudas de Cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e Ipê-Roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.) submetidas a doses crescentes de cádmio, níquel e chumbo. **R. Árvore**, Viçosa, MG, v.26, n.2, p.467-473, 2002.

PEREIRA, B.F.F. **Potencial Fitorremediador Das Culturas De Feijão-De-Porco, Girassol E Milho Cultivadas Em Latossolo Vermelho Contaminado Com Chumbo** 81 f. 2005. IAC-Instituto Agronomico de Campinas, São Paulo, Campinas. 2005.

PEREIRA, A.C.C.; RODRIGUES, A.C.D.; SANTOS, F.S.; GUEDES, J.N.; SOBRINHO, N.M.B.A. Concentração de metais pesados em espécies arbóreas utilizadas para revegetação de área contaminada **Revista Ciência Agrônômica**, v. 43, n. 4, p. 641-647, out-dez, 2012.

PINO, G.A.H.; **Biossorção de metais pesados utilizando pó da casca de coco verde (*Cocos nucifera*)**. Dissertação (Mestrado), Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

PIRES, F.R. **Seleção de espécies vegetais para fitorremediação de solos contaminados com tebuthiuron**. Tese (Doutorado em Fitotecnia). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2003.

RAIJ, B. Pesquisa e desenvolvimento em micronutrientes e metais pesados. In: FERREIRA, M.E. et al., eds. **Micronutrientes e elementostóxicos na agricultura**. Jaboticabal 600p. 2001.

RASKIN, L.; SMITH, R.D.; SALT, D.E. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. **Plant Biotechnology**, USA, v.8, p.221 – 226, 1997.

REEVES, R. D., BAKER, A. J., M., BECQUERT, T., ECHEVARRIA, G., MIRANDA, Z. J. G. The flora and biogeochemistry of the ultramafic soils of Goiás state, Brazil. **Plant Soil** 293, 107-119. 2007.

ROBINSON, B; GREEN, S; MILLS, T; CLOTHIER, B; VAN DER VELDE, M; LAPLANE, R; FUNG, L; DEURER, M; HURST, S; THAYALAKUMARAN, T; VAN DEN DIJSSEL, C; Phytoremediation: using plants as biopumps to improve degraded environments. **Aust. J. Soil Res.** 41: 599-611. 2003.

ROMEIRO, S. **Potencial de *Ricinus Communis* L. *Helianthus Annus* L. e *Canavalia Ensiformes* L. como extratoras de chumbo em solução nutritiva**. Campinas, 84f. 2005. Dissertação (Mestrado) - Instituto Agrônômico (IAC) 2005.

ROMEIRO, S.; LAGOA, A. M. M. A.; FURLANI, P. R.; ABREU, C. A.; PEREIRA, B. F. F. Absorção de Chumbo e Potencial de Fitorremediação de *Canavalia Ensiformes* L. **Bragantia**, Campinas, v. 66, n. 2, p.327-334, 2007.

ROSSATO, L. V.; **Efeitos bioquímicos e fisiológicos do chumbo em plantas de Quitoco (*Pluchea Sagittalis*): possível papel fitorremediador.** Dissertação (Mestrado em Bioquímica Toxicológica). Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria – RS. 2010.

SAS Institute. Statistical analysis system. Procedure guide for personal computer. version 8.0. Cary, 2000.

SCHIFER, T.S.; JUNIOR, S.B.; MONTANO, M.A.E.; Aspectos Toxicológicos do Chumbo, **Infarma**, v.17, nº 5/6, 2005.

SCHNOOR J. L. Phytoremediation of Soil and Groundwater GroundWater Remediation Technologies **Analysis Center**, 2002.

SEREGIN, I.V.; SHPIGUN, L.K.; IVANOV, V.B.; Distribution and toxic effects of cadmium and lead on maize roots. **Russian Journal of Plant Physiology** v.51, 525–533. 2004.

SHARMA, P.; DUBEY, R.S. Lead toxicity in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, Londrina, v. 17, n. 1, p. 35-52, 2005.

SINGH, R.P.; [TRIPATHI, R.D.](#); [SINHA, S.K.](#); [MAHESHWARI, R.](#); [SRIVASTAVA, H.S.](#) Response of higher plants to lead contaminated environment. **Chemosphere**, Oxford, v.34, p.2467 – 2493, 1997.

SOARES, C.R.F.S.; ACCIOLY, A.M.A.; MARQUES, T.C.L.S.M.; SIQUEIRA, J.O. e MOREIRA, F.M.S. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeito de indústria de zinco. **R. Bras. Fisiol. Vegetal**, Campinas, v. 13, n. 3, p.302-315, 2001.

SOUZA, S. N.; SILVA, M. S.; LENZI, E.; LUCHESE, E. B. **Avaliação de parâmetros referentes ao cádmio como contaminante do lodo de esgoto aplicado num**

Latossolo Vermelho Escuro. Curitiba: seminário sobre gerenciamento de biossólidos do mercosul. 1998.

SOUZA, M. L. de. **Diagnóstico da contaminação Ambiental e humana provocada pelo chumbo no centro urbano de Santo Amaro da Purificação-BA.** 44f. 2008. Monografia (Licenciatura em Geografia) Faculdade Maria Milza, Cruz das Almas, 2008.

SOUZA, R. A. da S., BISSANI, C. A., TEDESCO, M. J., FONTOURA, R. C.; Extração Sequencial de zinco e cobre em solos tratados com lodo de esgoto e composto de lixo. **Rev. Quim. Nova**, Vol. 35, No. 2, 308-314, 2012.

SU CHEN; LINA SUN ; LEI CHAO ; QIXING ZHOU ;TIEHENG SUN ;Estimation of Lead Bioavailability in Smelter-Contaminated Soils by Single and Sequential Extraction Procedure. **Bull Environ Contam Toxicol**v. 82:p. 43–47, 2008.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal.** 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 848 p. 2009.

TESSIER, A.; CAMPBELL, P.G.C.; BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. **Analytical Chemistry**, v.51, p.844-851, 1979.

THIOULOUSE, J.; CHESSEL, D.; DOLÉDEC, S.; OLIVIER, J.M.; 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. **Statistics and Computing** v.7: 75-83.

TRANNIN, I.C.B.; MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Crescimento E Nodulação de *Acacia mangium*, *Enterolobium contortisiliquum* E *Sesbania virgata* Em Solo Contaminado Com Metais Pesados. **Rev. Bras. De Ciências do Solo**, vol. 25, n. 3, p 743-753, 2001.

USEPA (U. S. Environmental Protection Agency). 2003. Draft Report on the Environment 2003. <http://epa.gov/indicators/roe/html/roePDF.htm>.

VIANA, E. M.; **Fitoextração em solo contaminado com metais pesados**. 90f. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade de São Paulo- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - Piracicaba – SP. 2011.

WALKLEY, A. and I.A. BLACK. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Sci.** 37:29-38. 1934.

WENZEL, W.W., JOCKWER, F., 1999. Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralized soils of the Austrian Alps. **Environmental Pollution** 104, 145–155.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION – **Trace elements in human nutrition and health**. Geneva, WHO, 1999.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION –, Disponível em <<http://www.who.int/ipcs/features/cadmium.pdf>> Acessado em 20 de Setembro de 2012.

XIAN, X. Effect of chemical forms of cadmium, zinc and lead in polluted soils on their uptake by cabbage plants. **Plant and soil**, v.115, n.2, p.257-264, 1989.

XIANG, H.F.; TANG, H.A. & YING, Q.H. Transformation and distribution of forms of zinc in acid, neutral and calcareous soils of China. **Geoderma**, 66:121-135, 1995.

XU, H.N.; XU, J.L. The effect of wheat by heavy metal pollution in soil ecosystem. **China Environmental Science**, v.13, p.367 – 371, 1993.

YOON, J.; CAO, X.; ZHOU, Q.; MA, L.Q. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a. **Science Of The Total Environment**, Shenyang, n.72, p.456-464, 4 abr. 2006.

YUSUSF, K.A. Evaluation of three-step BCR (European Community Bureau of Reference) sequential extraction procedure to assess the potential mobility and toxicity of heavy metals in roadside soils. Pa. **J. Soil and Ind. Res.** 49: 181-188.

ZEITOUNI, C. F. Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico. 91p. Tese (Mestrado). Instituto Agronômico - Agricultura Tropical E Subtropical. 2003.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dentre as espécies avaliadas neste estudo nenhuma delas mostrou-se hiperacumuladoras de chumbo, cádmio e zinco do solo nas condições normais, ou seja, sem a adição de substâncias quelantes que possam aumentar a biodisponibilidade, a absorção e translocação de metais pesado pelas mesmas. A complementação deste estudo, com ensaios utilizando substâncias quelatantes como o ácido cítrico e o DTPA, além de avaliações fisiológicas dos mecanismos de translocação e locais de acúmulo dos metais mostram necessários.

O vetiver e o feijão de porco se destacaram com relação às demais espécies avaliadas pelo acúmulo de Pb, Cd e Zn na parte aérea (folha e caule respectivamente), sendo consideradas espécies promissoras para a utilização em programas de fitorremediação de sítios contaminados por estes metais

A grama batatais destacou-se pelo acúmulo de chumbo, cádmio e zinco nas raízes, e a aroeira pelo acúmulo de zinco e chumbo no caule, sendo também consideradas espécies promissoras, podendo ser indicadas para a utilização em programas de fitoestabilização.

Quanto à disponibilidade dos metais, nenhum dos extratores foi eficiente na quantificação dos teores disponíveis de chumbo, cádmio e zinco, devido o solo em questão ser composto por argilas do tipo 2:1, (vertissolo), fazendo-se necessários ensaios com outros extratores, que possam quantificar melhor os teores biodisponíveis destes metais.

ANEXO

TABELAS DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA)

Biomassa do Caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr > F
Tratamento	14	50,93	3,64	27,68	< 0,0001
Erro	24	3,15	0,13		
Total	38	54,08			

Biomassa da Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr > F
Tratamento	14	21,5	1,54	7,22	< 0,0001
Erro	24	5,11	0,21		
Total	38	26,6			

Biomassa da Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr > F
Tratamento	14	8	0,57	5,91	< 0,0001
Erro	24	2,32	0,097		
Total	38	10,33			

Biomassa Total das plantas

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr > F
Tratamento	14	80	5,71	10,06	< 0,0001
Erro	24	13,63	0,57		
Total	38	93,64			

Teor de Chumbo no caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr > F
Tratamento	14	200756,85	14339,77	92,02	< 0,0001
Erro	24	3740,06	155,84		
Total	38	204496,92			

Teor de Zinco no caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	14	171299,74	12235,69	77,9	0,0001
Erro	24	3769,85	157,08		
Total	38	175069,59			

Teor de Cádmiu no caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	14	1533,57	109,54	8,2	0,0001
Erro	24	319,75	13,32		
Total	38	1853,32			

Teor de Chumbo na folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	14	15226,37	1087,59	184,18	0,0001
Erro	24	141,72	5,905		
Total	38	15368,09			

Teor de Zinco na folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	14	30098,89	2149,92	35,71	0,0001
Erro	24	1444,85	60,2		
Total	38	31543,75			

Teor de Cádmiu na Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					< 0,23
Tratamento	14	195,84	13,99	1,39	
Erro	24	241,72	10,07		
Total	38	437,57			

Teor de Chumbo na Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	14	71980,94	5141,49	51,52	0,0001
Erro	24	2395,07	99,79		
Total	38	74376,01			

Teor de Zinco na Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	14	70957,42	5068,39	37,07	< 0,0001
Erro	24	3281,38	136,72		
Total	38	74238,8			

Teor de Cádmiio na Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	14	139,43	9,96	3,27	< 0,0053
Erro	24	73,19	3,05		
Total	38	212,63			

Segundo hábito de crescimento:

1) Arbusto

Biomassa do caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	0,21	0,071	21,25	< 0,045
Erro	2	0,0067	0,0033		
Total	5	0,22			

Biomassa da Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	3,04	1,01	3,46	< 0,23
Erro	2	0,58	0,29		
Total	5	3,63			

Biomassa da Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	1,74	0,58	5,73	< 0,1522
Erro	2	0,2	0,1		
Total	5	1,94			

Biomassa Total da Planta

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	3	11,85	3,95	4,79	0,1776
Erro	2	1,65	0,82		
Total	5	13,49			

Teor de chumbo no caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	3	21609,57	7203,19	11,32	0,0823
Erro	2	1272,62	636,31		
Total	5	22882,18			

Teor de Zinco no caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	3	9275,44	3091,81	53,65	0,0184
Erro	2	115,27	57,64		
Total	5	9390,7			

Teor de Cádmiio no caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	3	63,07	21,02	0,47	0,7323
Erro	2	88,77	44,38		
Total	5	151,85			

Teor de Chumbo na Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	3	171,58	57,19	92,53	0,0107
Erro	2	1,24	0,62		
Total	5	172,81			

Teor de Zinco na Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	3	89,64	29,88	0,81	0,5922
Erro	2	73,35	36,68		
Total	5	162,99			

Teor de Cádmio na Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	54,11	18,03	1,45	< 0,4327
Erro	2	24,85	12,42		
Total	5	78,96			

Teor de Chumbo na raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	3952,32	1317,44	7,95	< 0,1138
Erro	2	331,41	165,7		
Total	5	4283,73			

Teor de Zinco na Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	3130,86	1043,62	2,85	< 0,2706
Erro	2	732,87	366,44		
Total	5	3863,74			

Teor de Cádmio na Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	3,72	1,24	0,61	< 0,668
Erro	2	4,04	2,02		
Total	5	7,76			

2) Arbóreas

Biomassa do caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	19,99	2,85	12,24	< 0,0003
Erro	10	2,33	0,23		
Total	17	22,32			

Biomassa da Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	7	3,69	0,53	1,55	0,2557
Erro	10	3,4	0,34		
Total	17	7,09			

Biomassa da Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	7	3,25	0,46	5,39	0,0088
Erro	10	0,87	0,086		
Total	17	4,12			

Biomassa total da Planta

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	7	45,11	6,44	6,89	0,0036
Erro	10	9,36	0,94		
Total	17	54,47			

Teor de Chumbo no caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	7	3187,98	455,43	2,37	0,1050
Erro	10	1924,55	192,45		
Total	17	5112,54			

Teor de Zinco no Caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	7	10033,32	1433,33	18,6	0,0001
Erro	10	770,65	77,06		
Total	17	10803,97			

Teor de Cádmio no Caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
					<
Tratamento	7	75,73	10,82	0,68	0,6869
Erro	10	158,99	15,89		
Total	17	234,72			

Teor de Chumbo na Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	95,97	13,71	2,61	< 0,0821
Erro	10	52,5	5,25		
Total	17	148,47			

Teor de Zinco na Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	1526,57	218,08	2,36	< 0,1058
Erro	10	924,51	92,45		
Total	17	2451,08			

Teor de Cádmio na Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	33,05	4,72	0,9	< 0,541
Erro	10	52,39	5,24		
Total	17	85,45			

Teor de Chumbo na Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	82,1	11,73	5,04	< 0,0111
Erro	10	23,25	2,32		
Total	17	105,36			

Teor de Zinco na Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	2271,68	324,53	6,61	< 0,0042
Erro	10	490,75	49,07		
Total	17	2762,43			

Teor de Cádmio na Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	20,25	2,89	1,05	< 0,4586
Erro	10	27,66	2,77		
Total	17	47,91			

3) Herbácea

Biomassa do Caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	20,78	3,46	58,05	< 0,0001
Erro	8	0,48	0,06		
Total	14	21,26			

Biomassa da Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	11,14	1,86	25,84	< 0,0001
Erro	8	0,57	0,072		
Total	14	11,72			

Biomassa da Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	2,84	0,47	3,29	< 0,0616
Erro	8	1,15	0,144		
Total	14	3,99			

Biomassa total da Planta

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	17,18	2,86	10,92	< 0,0018
Erro	8	2,09	0,26		
Total	14	19,28			

Teor de Chumbo no Caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	164913,57	27485,59	537,01	< 0,0001
Erro	8	409,46	51,18		
Total	14	165323,03			

Teor de Zinco no Caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	151248,0177	25208	318,54	< 0,0001
Erro	8	633,09	79,13		
Total	14	151881,11			

Teor de Cádmiio no Caule

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	1000,14	166,69	24,01	< 0,0001
Erro	8	55,55	6,94		
Total	14	1055,69			

Teor de Chumbo na Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	11956,27	1992,71	311,89	< 0,0001
Erro	8	51,11	6,39		
Total	14	12007,38			

Teor de Zinco na Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	24655,37	4109,23	81,07	< 0,0001
Erro	8	405,48	50,68		
Total	14	25060,85			

Teor de Cádmiio na Folha

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	115,01	19,17	1,5	< 0,2892
Erro	8	101,97	12,75		
Total	14	216,98			

Teor de Chumbo na Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	60328,08	10054,68	54,37	< 0,0001
Erro	8	1479,47	184,93		
Total	14	61807,55			

Teor de Zinco na Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	56703,19	9450,53	75,27	< 0,0001
Erro	8	1004,38	125,55		
Total	14	57707,58			

Teor de Cádmiu na Raiz

Fonte de Variação	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	79,53	13,25	3	< 0,0766
Erro	8	35,32	4,41		
Total	14	114,85			

Teor pseudo total de Chumbo no solo, segundo o método USEPA 3050 B

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	683,055	170,76	3,86	0,01
Erro	34	1503,306	44,21		
Total	38	2186,362			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por MgCl₂

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	2,063	0,516	0,52	0,724
Erro	34	33,94	0,998		
Total	38	36,003			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por NH₄Cl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	0,531	0,133	0,52	0,725
Erro	34	8,764	0,258		
Total	38	9,296			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por DTPA

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	81,091	20,273	1,99	0,118
Erro	34	345,728	10,168		
Total	38	426,819			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por HCl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	12,849	3,212	0,93	0,457
Erro	34	117,273	3,449		
Total	38	130,123			

Teor pseudo total de Zinco no solo, segundo o método USEPA 3050 B

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	3049724,38	762431,1	1,04	0,399
Erro	34	24833814,04	730406,3		
Total	38	27883538,42			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por MgCl₂

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	1,514	0,378	0,37	0,828
Erro	34	34,782	1,022		
Total	38	36,296			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por NH₄Cl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	0,495	0,124	0,85	0,519
Erro	14	2,051	0,146		
Total	18	2,546			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por DTPA

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	8602,866	2150,717	0,80	0,541
Erro	19	51200,243	2694,749		
Total	23	59803,109			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por HCl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	91,602	22,901	1,68	0,1765
Erro	34	462,404	13,6		
Total	38	554,006			

Teor pseudo total de Cádmio no solo, segundo o método USEPA 3050 B

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	617519,91	154380	0,46	0,766
Erro	34	11474253,58	337478,1		
Total	38	12091773,49			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por MgCl₂

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	12,308	3,077	0,63	0,642
Erro	34	165,174	4,858		
Total	38	177,482			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por NH₄Cl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	1,088	0,272	3,07	0,029
Erro	34	3,012	0,886		
Total	38	4,099			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por HCl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	1124,124	281,,031	0,87	0,49
Erro	34	10941,509	321,809		
Total	38	12065,634			

Teor biodisponível de Cdno solo extraído por DTPA

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	4	38,582	9,645	0,12	0,975
Erro	19	1560,269	82,119		
Total	23	1598,851			

Por Hábito de Crescimento

1) Arbusto

Teor pseudo total de Chumbo no solo, segundo o método USEPA 3050 B

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	923,41	307,803	4,24	0,197
Erro	2	145,295	72,647		
Total	5	1068,705			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por MgCl₂

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	5,412	1,804	21,12	0,045
Erro	2	0,171	0,085		
Total	5	5,583			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por NH₄Cl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	0,154	0,052	0,06	0,974
Erro	2	1,602	0,0801		
Total	5	1,756			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por DTPA

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	0,502	0,167	1,52	0,421
Erro	2	0,221	0,11		
Total	5	0,723			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por HCl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	11,007	3,669	2,14	0,334
Erro	2	3,423	1,711		
Total	5	14,43			

Teor pseudo total de Zinco no solo, segundo o método USEPA 3050 B

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	789244,546	263081,5	0,52	0,709
Erro	2	1008192,542	504096,3		
Total	5	1797437,088			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por MgCl₂

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	4,416	1,472	34,66	0,028
Erro	2	0,085	0,042		
Total	5	4,501			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por DTPA

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	1897,590	632,53		
Erro	0	0,00			
Total	3	1897,590			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por NH₄Cl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	0,474	0,158		
Erro	0	0,000			
Total	3	0,474			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por HCl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	0,637	0,212	1,19	0,488
Erro	2	0,358	0,179		
Total	5	0,996			

Teor pseudo total de Cádmiu no solo, segundo o método USEPA 3050 B

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	1811421,894	603807,3	14,88	0,064
Erro	2	81174,148	40587,07		
Total	5	1892596,041			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por MgCl₂

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	26,92	8,973	2,15	0,33
Erro	2	8,352	4,176		
Total	5	35,272			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por NH₄Cl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	0,336	0,112	1,34	0,454
Erro	2	0,167	0,083		
Total	5	0,503			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por DTPA

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	95,382	31,794		
Erro	0	0,00			
Total	3	95,382			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por HCl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	3	1393,42	464,473	14,14	0,067
Erro	2	65,712	32,856		
Total	5	1459,132			

2) Árvore

Teor pseudo total de Chumbo no solo, segundo o método USEPA 3050 B

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	189,188	27,027	9,79	0,0009
Erro	10	27,597	2,759		
Total	17	216,784			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por MgCl₂

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	3,796	0,542	0,64	0,719
Erro	10	8,536	0,853		
Total	17	12,332			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por NH₄Cl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	1,371	0,196	1,09	0,434
Erro	10	1,791	0,179		
Total	17	3,163			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por DTPA

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	231,527	33,075	4,8	0,013
Erro	10	68,88	6,888		
Total	17	300,407			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por HCl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	49,879	7,126	10,82	0,0006
Erro	10	6,585	0,658		
Total	17	56,465			

Teor pseudo total de Zinco no solo, segundo o método USEPA 3050 B

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	19606548,6	2800936	18,25	<0,0001
Erro	10	1534557,98	153455,8		
Total	17	21242206,58			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por MgCl₂

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	9,456	1,351	3,33	0,042
Erro	10	4,056	0,406		
Total	17	13,512			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por NH₄Cl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	0,443	0,074	0,64	0,713
Erro	2	0,229	0,114		
Total	8	0,671			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por DTPA

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	34582,671	4940,381	1,53	0,393
Erro	3	9664,052	3221,351		
Total	10	44246,723			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por HCl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	388,969	55,567	7,39	0,0027
Erro	10	75,237	7,524		
Total	17	464,207			

Teor pseudo total de Cádmio no solo, segundo o método USEPA 3050 B

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	1676775,786	239539,4	0,77	0,622
Erro	10	3091827,964	309182,8		
Total	17	4768603,75			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por MgCl₂

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	75,116	10,731	2,82	0,067
Erro	10	37,986	3,798		
Total	17	113,102			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por NH₄Cl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	2,182	0,312	21,33	<0,0001
Erro	10	0,146	0,015		
Total	17	2,328			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por HCl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	5089,179	727,025	18,53	<0,0001
Erro	10	392,353	39,235		
Total	17	5481,532			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por DTPA

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	7	720,598	102,942	1,35	0,438
Erro	3	228,077	76,026		
Total	10	948,675			

3) Herbácea

Teor pseudo total de Chumbo no solo, segundo o método USEPA 3050 B

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	163,292	27,215	3,23	0,064
Erro	8	67,368	8,421		
Total	14	230,66			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por MgCl₂

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	14,98	2,497	9,81	0,002
Erro	8	2,036	0,254		
Total	14	17,016			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por NH₄Cl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	1,634	0,272	0,98	0,494
Erro	8	2,214	0,277		
Total	14	3,848			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por DTPA

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	24,944	4,157	1,2	0,392
Erro	8	27,602	3,45		
Total	14	52,545			

Teor biodisponível de Pb no solo extraído por HCl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	12,128	2,021	0,44	0,837
Erro	8	37,153	4,644		
Total	14	49,282			

Teor pseudo total de Zinco no solo, segundo o método USEPA 3050 B

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	525080,564	87513,43	0,5	0,794
Erro	8	1405018,381	175627,3		
Total	14	1930098,945			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por MgCl₂

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	6	7,073	1,179	0,89	0,545
Erro	8	10,613	1,327		
Total	14	17,686			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por NH₄Cl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr> F
Tratamento	5	1,113	0,223		
Erro	0	0			
Total	5	1,113			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por DTPA

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr > F
Tratamento	6	8693,172	1448,862	1,3	0,496
Erro	2	2227,554	113,777		
Total	8	10920,725			

Teor biodisponível de Zn no solo extraído por HCl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr > F
Tratamento	6	4,327	0,721	4,17	0,034
Erro	8	1,383	0,173		
Total	14	5,71			

Teor pseudototal de Zinco no solo, segundo o método USEPA 3050 B

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr > F
Tratamento	6	2096175,201	349362,5	0,86	0,562
Erro	8	3258394,117	407299,3		
Total	14	5354569,319			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por MgCl₂

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr > F
Tratamento	6	13,804	2,301	2,24	0,145
Erro	8	8,229	1,028		
Total	14	22,034			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por NH₄Cl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr > F
Tratamento	6	0,249	0,042	5,79	0,013
Erro	8	0,0575	0,007		
Total	14	0,307			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por HCl

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr > F
Tratamento	6	2245,523	374,254	1,46	0,303
Erro	8	2056,659	257,082		
Total	14	4302,182			

Teor biodisponível de Cd no solo extraído por DTPA

Fonte	G.L	S. Q	Q.F	F	Pr > F
Tratamento	6	398,756	66,459	1,09	0,552
Erro	2	122,227	61,114		
Total	8	520,983			