



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**FITOEEXTRAÇÃO DE CHUMBO POR GIRASSOL, VETIVER, TRIGO MOURISCO,
JUREMINHA E MAMONA EM ÁREAS CONTAMINADAS**

LUCIANO FAÇANHA MARQUES

AREIA, PB
FEVEREIRO-2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

LUCIANO FAÇANHA MARQUES

**FITOEEXTRAÇÃO DE CHUMBO POR GIRASSOL, VETIVER, TRIGO MOURISCO,
JUREMINHA E MAMONA EM ÁREAS CONTAMINADAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Área de concentração em solos e nutrição de plantas do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Agronomia.

Orientadores: Prof. Dr. Lourival Ferreira cavalcante

Prof. Dr. Adailson Pereira de Souza

AREIA, PB
FEVEREIRO-2009

Ficha Catalográfica Elaborada na Seção de Processos Técnicos
da

M357f Marques, Luciano Façanha

Fitoextração de chumbo por girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona em áreas contaminadas/ Luciano Façanha Marques. – Areia- PB: UFPB/CCA, 2009.

48 f.

Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal da Paraíba- Centro de Ciências Agrárias, Areia, 2009.

Bibliografia

Orientadores: Lourival Ferreira Cavalcante; Adailson Pereira de Souza

1. Fitorremediação 2. Solo – descontaminação. I. Souza, Adailson Pereira de (Orientador). II. Título.

CDU: 628.5(043.3)

Aos meus pais, Luiz Marques de Oliveira e Maria Ramalho Façanha Marques, e a meus irmãos, Rafael Façanha Marques e Luciana Façanha Marques, pelo incentivo, carinho e apoio em todos os momentos.

OFEREÇO

Ao grande criador, que nos fez sua imagem e semelhança, digno de todo louvor, guardião de nossas vidas, nosso Deus.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por sua compaixão, proteção divina e luz.

Ao programa de Pós-Graduação em Agronomia do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba, pela oportunidade concedida.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro.

A empresa Metais-PB, pela valiosa parceria e apoio na realização desse trabalho.

Aos professores D.Sc. Adailson Pereira de Souza e D.Sc. Lourival Ferreira Cavalcante pela honrosa orientação e reciprocidade no respeito, compreensão e amizade ao longo dessa jornada.

Aos membros da banca examinadora, professor D.Sc. Jabob Silva Souto e D.Sc. Clístenes Williams Araújo do Nascimento pelas valiosas sugestões que muito contribuíram para melhoria deste trabalho.

A minha namorada Aparecida, pelo companheirismo, apoio e carinho.

Ao caro Amigo Jailson do Carmo Alves, pela ajuda incondicional em todos os momentos.

A todos os docentes deste centro, pela atenção e conhecimentos compartilhados.

Aos colegas de curso, pela amizade e grande companheirismo em todas as ocasiões, especialmente Ozimar (Mazola), Leandro, Pedro, Catarina, entre outros.

Aos companheiros Valério, Eduardo, Ubaldo, Rafael e Heitor pela dedicação na condução dos trabalhos.

A todos os colaboradores, que não mediram esforços para a realização desse trabalho.

E, finalmente, a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	iv
LISTA DE FIGURAS	v
RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. chumbo (Pb)	3
2.2. Mobilidade do chumbo.....	4
2.3. Poluição ambiental e riscos à saúde	5
2.4. Metais pesados e os vegetais	6
2.5. Fitorremediação.....	7
2.5.1. Vantagens da fitorremediação.....	9
2.5.2. Desvantagem da fitorremediação.....	10
2.6. Fitorremediação do solo.....	10
2.7. Espécies acumuladoras.....	12
3. MATERIAL E MÉTODOS	13
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	16
4.1. Produção de massa seca	16
4.2. Absorção, translocação e acúmulo de chumbo	21
5. CONCLUSÕES.....	27
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	28
7. BIBLIOGRAFIA CONSULTADA.....	29

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores orientadores para solos de acordo com a CETESB.....	12
Tabela 2. Caracterização química da amostra de solo	13
Tabela 3. Resumo da análise de variância da produção de massa seca (g planta^{-1}) de diferentes espécies vegetais (girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona) em duas épocas de avaliação (30 e 60 dias)	16
Tabela 4. Resumo da análise de variância dos teores e conteúdos de chumbo na parte aérea, raiz e planta inteira do girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona em função da época de avaliação (30 e 60 dias).....	21
Tabela 5. Produção de massa seca (kg ha^{-1}) e teor de chumbo (g ha^{-1}) da parte aérea, raiz e planta inteira aos 30 e 60 dias de avaliação	28

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Mecanismos de fitorremediação de solos contaminados com metais pesado (Adaptado de Schnoor, 2002).....11
- Figura 2. Representação da produção de mudas para o experimento. (a) produção de mudas de vetiver por perfilhamento e (b) produção de mudas em sacos de polietileno.....13
- Figura 3. Produção de massa seca da parte aérea, raiz e total do girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona nas duas épocas de avaliação (30 e 60 dias).....17
- Figura 4. Injúrias no sistema radicular da jureminha (a) e trigo mourisco (b) aos 60 dias de cultivo em solo contaminado com chumbo.....19
- Figura 5. Teor (mg kg^{-1}) e conteúdo (mg planta^{-1}) de cumbo da parte aérea, raiz e total do girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona nas duas épocas de avaliação (30 e 60 dias).....22

RESUMO

A fitoextração é uma técnica de remediar solos contaminados por metais pesados. É financeiramente atraente e ecologicamente aceitável, uma vez que não necessita de alterações drásticas do ambiente para sua implantação. Porém, pesquisas precisam avançar no tocante a identificação de espécies que apresentem elevada capacidade em absorver o contaminante, alta produção de biomassa e adaptadas as condições edafoclimáticas da região. O objetivo desse trabalho foi avaliar o potencial de girassol (*Helianthus annuus* L.), vetiver [*Chrysopogum zizanioides* (L.) Roberty], trigo mourisco (*Fagopyrum esculentum* Moench), jureminha (*Desmanthus virgatus*) e mamona (*Ricinus communis* L.) na fitoextração de chumbo. As espécies foram cultivadas durante 60 dias em uma área contaminada por chumbo. O delineamento estatístico utilizado foi blocos casualizados, em parcela subdividida, com quatro repetições. A parcela principal foi representada pelas espécies e as sub-parcelas pela época de avaliação (30 e 60 dias após plantio). Foram avaliadas a produção de massa seca da raiz, parte aérea e planta inteira, teores e conteúdos de Pb nas diferentes partes das plantas. As espécies apresentaram comportamento bem diferenciado quanto à produção de biomassa, absorção e translocação do elemento para parte aérea. Vetiver apresentou maior produção de massa seca nos compartimentos analisados nas duas épocas de avaliação, mostrando-se bom produtor de biomassa. Quanto à absorção, maiores teores (mg kg^{-1}) foram verificados no girassol e trigo mourisco na parte aérea e no girassol e mamona nas raízes; a mamona mostrou-se pouco eficiente na translocação do chumbo para a parte aérea. Para conteúdo (mg planta^{-1}), o vetiver apresentou maiores valores em todos os compartimentos, mostrando-se uma espécie promissora para programas de fitoextração. A jureminha obteve resultado semelhante (parte aérea) ao vetiver na segunda época avaliada, tornando-se também indicada para programas de fitoextração. O girassol e trigo mourisco, apesar dos maiores teores obtido na parte aérea, produziram pouca matéria seca, requerendo maiores estudos no tocante a propiciar maior produção de biomassa, o que viabilizaria essas espécies como excelentes fitoextratoras.

Palavras-chave: Fitorremediação, metal pesado, poluição, solo.

ABSTRACT

Phyto-extraction is a technique to remedy hazardous soils by crude metals. It is economically attractive and ecologically acceptable, so it has no need for drastic change for its planting. So, researches need development to species which showed high capacity in absorbing contaminant, high production and edapho climatic of region. The aim of this work was to evaluate sunflower potential, vetiver, wheat, jureminha and mamona on phyto-extraction of Pb. Statistic sketching was in randomized, in divided parcel, with four repetition. Principal parcel was represented by species and sub parcels by evaluation time (30-60 days after planting). It was evaluated mass production, air part and all of them, means and Pb on different parts of plants. Species showed behavior very different about biomass production, absorption and translocation of element to air part. Vertiver showed bigger production of dry mass on analyzed parts during evaluation, showing biomass. About absorption, bigger means (mg kg^{-1}) were verified on sunflower and wheat and sunflower and mamona of root, mamona showed less efficient on Pb translocation to air part. To content (mg plant^{-1}), vertiver showed bigger values in all compartments, showing a good specie to phyto-extraction programs. Jureminha had an equal result to vertiver on second period, being also indicated by phyto-extraction programs. Sunflower and wheat, despite bigger means produced less dry matter, showing bigger studies to give a better production of biomass, which will be good like an optimal phyto-extractors.

key-Words: phytoremediation, heavy metal, lead, pollution.

1. INTRODUÇÃO

A contaminação dos solos é crescente no mundo, havendo grandes extensões de áreas contaminadas por vários agentes, como sais, elementos metálicos, compostos orgânicos e elementos radioativos que frequentemente ocorrem em faixas de concentrações elevadas, podendo representar perigo ambiental, com impactos na vegetação, organismos do solo, águas superficiais e subterrâneas (Accioly e Siqueira, 2000). O interesse despertado nos meios científicos pelo problema da deposição de metais na superfície do solo e mananciais hídricos é função, em grande parte, da consciência ambiental da sociedade, que passou a conhecer as consequências ao ecossistema e à saúde humana e estimulou a criação de novas leis e normas cada vez mais exigentes para proteção ambiental.

Referindo-se aos metais pesados, o chumbo (Pb) tem se destacado como um dos maiores poluentes do meio devido seu largo uso industrial, sendo responsável por elevada geração de resíduos tóxicos, que na maioria dos casos, são despejados indiscriminadamente no ambiente (Kabata-Pendias e Pendias, 2001). Nos dias atuais, o principal uso do Pb é na fabricação de baterias de chumbo-ácido, utilizadas em veículos automotivos. O efeito dos resíduos de Pb derivado da produção e reciclagem de baterias sobre o ambiente pode ser ocupacional, devido à contaminação do interior da fábrica, e ambiental, pela emissão de efluentes para regiões externas à fábrica, constituindo-se riscos de contaminação de Pb para o solo e para o homem (Mattos et al., 2003).

Diante do problema, pesquisas vêm sendo realizadas em todo o mundo a fim de encontrar soluções para diminuir a emissão de Pb e encontrar meios eficazes de remediar ambientes atualmente poluídos.

Na recuperação de áreas contaminadas, podemos empregar uma gama de técnicas, sempre avaliando a aplicabilidade e viabilidade econômica. A exemplo pode-se mencionar algumas práticas para esse fim, como a introdução de microrganismos específicos no local contaminado (Carlos, 2009); separação mecânica e eletrocinética, que consiste na passagem de uma corrente elétrica de baixa intensidade entre os eletrodos envolvidos pelos contaminantes do solo (Pedrazzoli, 2004); tratamento químico, referente a processos oxidativos ou redutores (Mesquita, 2004); separação pirometalúrgica, que utiliza fornalhas em altas temperaturas para volatilizar os metais (Gomes, 2006).

Muitos métodos ainda estão em desenvolvimento, sendo que a fitorremediação e a biorremediação têm sido testados com sucesso na descontaminação de solos contendo metais pesados (Navarro, 2003).

A fitorremediação emprega plantas objetivando remover ou transferir elementos nocivos. Trata-se de uma técnica viável, relativamente barata se comparada a outras formas de remediação, tornando-se uma alternativa aos tratamentos convencionais de remoção física da camada contaminada do solo, ou bombeamento e tratamento de águas. Pode ser empregada em grandes áreas contaminadas, permitindo a realização de tratamento *in situ*, sendo este menos agressivo ao meio ambiente. Com relação ao Pb, a fitoextração pode ser empregada na recuperação de solos contaminados, utilizando plantas para remover o contaminante do meio.

No Brasil, apesar das favoráveis condições edafoclimáticas ao desenvolvimento desse processo, praticamente não é aplicado e ainda é desconhecido pela grande maioria dos envolvidos na área ambiental, promovendo o adiamento do problema, apesar da existência de milhares de dezenas de áreas potencialmente contaminadas que nunca foram sequer investigadas (Sanchez, 2001).

Esse trabalho teve como objetivo avaliar, sob condições de campo, o potencial fitorremediador de algumas espécies, bem como estimar o nível de remoção do íon Pb de um solo contaminado.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Chumbo (Pb)

O Pb foi um dos primeiros metais que o homem aprendeu a usar. Seu uso remonta 5000 a.C., com os egípcios, que o utilizavam para cunhagem de moedas e fabricação de cosméticos. Na Idade Média, foi utilizado para armar vitrais de igrejas e em calhas, escoadouros, encanamentos e tetos de catedrais, mosteiros e castelos. Também foi usado na guerra, graças ao baixo ponto de fusão e à densidade, sendo derretido e lançado sobre os invasores e na fabricação de balas de canhão e outros projéteis (Greenwood e Earnshaw, 1989).

É um elemento pertencente ao grupo dos metais, de densidade $11,35\text{g cm}^{-3}$, peso atômico 207,19, pontos de fusão e ebulição de 327,5 e 1740°C, respectivamente. Esse elemento apresenta-se resistente à oxidação atmosférica e ataque dos ácidos clorídrico e sulfúrico diluídos, no entanto, é rapidamente dissolvido pelo ácido nítrico. A solubilidade do Pb e seus compostos em água é bastante variável, sendo os óxido e sulfato de Pb considerados praticamente insolúveis, embora, o cloreto, o nitrato e o acetato de Pb sejam razoavelmente solúveis (WHO, 1989).

Trata-se de um metal cinza-azulado, brilhante, não elástico, mole, dúctil, maleável, trabalhável a frio, com razoável capacidade de condução de calor e eletricidade. A alta ductibilidade e maleabilidade do metal favorecem o uso em forma de chapas. A flexibilidade permite a utilização na forma de tubo. O Pb tem demonstrado ser um excelente metal quando usado para proteger da corrosão atmosférica devido a sua rápida oxidação superficial em forma de película de óxido, formando o protóxido de Pb (Silva, 2001).

Atualmente é um dos metais mais utilizados na indústria, ultrapassado apenas pelo ferro, cobre, zinco e alumínio. Nos últimos 100 anos a produção e o consumo praticamente quadruplicaram. O Brasil é um pequeno produtor deste elemento contribuindo com cerca de 0,2 % do que se consome mundialmente. Na contramão da tendência de queda de utilização no mundo, em 2008 a demanda foi 4 % maior que no ano anterior devido à elevação nas importações pela China, Índia e República da Coreia (Guberman, 2008).

A principal utilização do óxido de Pb (PbO) é na fabricação de baterias elétricas para veículos automotores, empregado ainda na manufatura da borracha e ingrediente de tintas, vernizes e esmaltes (Paoliello e Chasin, 2001). Os sais de Pb formam a base de muitas tintas e pigmentos. Carbonatos e sulfatos de Pb são usados como pigmentos brancos, e cromatos de Pb fornecem pigmentos amarelos, laranjas, vermelhos e verdes. O arseniato de Pb é frequentemente empregado em inseticidas (WHO, 1995).

As principais fontes contaminantes de Pb são provenientes da indústria metalúrgica, fábricas e recicladoras de baterias automotivas, combustão de carvão e combustíveis fósseis, mineração e incineradores, compostos de resíduos sólidos urbanos, fertilizantes e corretivos agrícolas, entre outros (Azevedo et al., 2003).

Assim como em outros países, a legislação brasileira exige que áreas degradadas pela contaminação devam ser remediadas, para minimizar interferência ambiental e restaurar os ecossistemas. Para isso, é preciso que se tenha monitoramento constante nas unidades poluidoras e áreas circunvizinhas, obtendo assim um diagnóstico dos impactos ambientais, determinando quais medidas remediadoras serão mais indicadas em termos de praticidade, eficiência e economia (Accioly e Siqueira, 2000).

2.2. Mobilidade do chumbo

O tamanho das partículas de Pb, emitidas pelos processos metalúrgicos é fator determinante para seu transporte. As partículas maiores que 2 μm tendem a se depositar rapidamente nas proximidades da fonte de emissão. Nos solos, o Pb divalente (Pb^{2+}) apresenta afinidade com substâncias húmicas, formando compostos orgânicos estáveis. Além disso, o Pb pode ser imobilizado por processos de troca iônica com óxidos e hidróxidos de ferro e manganês. Desta forma, somente pequena parcela é transportada pelas águas superficiais ou subterrâneas. O Pb tem tendência para complexar e precipitar. Em solos com alto teor de matéria orgânica e pH entre 6 e 8, o Pb pode formar complexos orgânicos insolúveis. Caso o solo apresente menos matéria orgânica na mesma faixa de pH, pode ocorrer formação de óxidos e hidróxidos ou pode precipitar como carbonato ou fosfato. Na faixa de pH entre 4 e 6, os complexos orgânicos de Pb tornam-se solúveis, percolando ou sendo absorvido pelas plantas (USEPA, 1986).

A disponibilidade de Pb pode ser grandemente afetada por determinadas práticas de manejo, a exemplo da calagem que pode promover diminuição na solubilidade. A localização

de maiores concentrações de Pb próximas à superfície do solo está relacionada à acumulação superficial de matéria orgânica (Kabata-Pendias e Pendias, 2001).

2.3. Poluição ambiental e riscos à saúde

O Pb é um elemento de ocorrência natural, encontrado em relativa abundância na crosta terrestre. As principais fontes naturais de exposição ao Pb incluem as emissões vulcânicas, o intemperismo das rochas e emissões provenientes do mar (Paoliello e Chasin, 2001).

Embora os processos naturais também sejam responsáveis pela liberação de Pb no ambiente, a contaminação antropogênica é predominante (ATSDR, 1993), fato que condiciona a esse metal, status de um dos maiores poluentes do meio, em decorrência do seu largo uso industrial (Henry, 2000; Kabata-Pendias e Pendias, 2001).

Após o processo de industrialização, houve elevado aumento da exposição ambiental ao Pb, superando a de outros elementos na natureza. Estima-se que cerca de 300 milhões de toneladas de Pb já foram expostas no ambiente durante os últimos cinco milênios, especialmente nos últimos 500 anos (Tong et al., 2000). Um grande problema decorrente da exposição ambiental ao Pb é seu longo tempo de persistência no solo, com tempo estimado de 150 a 1500 anos (Kumar et al., 1995).

Outras fontes importantes de contaminações com Pb são decorrentes de deposições de rejeitos industriais (escórias) com altas concentrações deste elemento (Ramalho et al., 2000; Segura-Muñoz, 2002). A indústria de produção e, ou, reciclagem de baterias de Pb-ácido se constitui em uma grande via de contaminação ambiental, principalmente nos países em desenvolvimento. Os processos de obtenção e manipulação das “placas de Pb” resultam no desprendimento de grandes quantidades de poeira constituída, principalmente, pelo Pb sob a forma metálica e de óxidos (Quiterio et al., 2006).

Atualmente, o consumo do Pb vem diminuindo progressivamente em todo o mundo, basicamente por problemas de contaminação ambiental e por sua toxidez para o homem. O Pb não possui função nutricional, bioquímica ou fisiológica conhecida, apresentando caráter potencialmente tóxico para a maioria dos organismos vivos e efeito bioacumulativo. No homem, o Pb é absorvido principalmente na forma de Pb inorgânico ou tetraetil de Pb pelas vias respiratória, oral ou cutânea. A maior ou menor entrada do contaminante no nosso

organismo depende do estado físico e químico do metal, assim como da idade e das condições físicas do indivíduo, onde os pulmões e o trato gastrointestinal são as principais vias de absorção do Pb inorgânico (USEPA, 1994, WHO, 1995; Schifer et al., 2005).

Depois de ingerido ou inalado, o Pb pode se acumular no sangue, órgãos e ossos. O envenenamento crônico (saturnismo) afeta o sistema nervoso central com consequências bastante sérias, tais como: tonturas, irritabilidade, dores de cabeça, perda de memória, deficiência dos músculos extensores, entre outros (Moreira e Moreira, 2004; Schifer et al., 2005). De acordo com Paoliello e Chasin (2001) e Sadao (2002), a toxicidade do Pb, quando aguda, é caracterizada pela sede intensa, sabor metálico, inflamação gastrointestinal, vômitos e diarréias.

O tetraetil de Pb consegue ser mais venenoso que os próprios íons de Pb, pois já no corpo humano converte-se no íon $(C_2H_5)_3Pb^+$, tendo este à característica de ter um grupo de hidrocarbonetos que, não sendo polar, vai facilitar uma melhor mobilidade pelas células, atacando assim as enzimas em diversos locais do corpo, até mesmo no cérebro e sistema nervoso central (Sadao, 2002).

2.4. Metais pesados e os vegetais

O Pb ocorre naturalmente em plantas, existindo uma correlação linear positiva entre a concentração de Pb nas plantas e no solo. O Pb só é prejudicial aos vegetais quando em condições de elevada concentração (WHO, 1995), provocando mudanças na permeabilidade das membranas celulares e interferência nas reações com grupos tióis. Esse metal apresenta afinidades para reagir com grupamentos fosfatos e grupos ativos de ADP e ATP (Kabata-Pendias e Pendias, 2001).

Os principais problemas causados pelo Pb nos vegetais são interrupção do metabolismo do cálcio, inativação enzimática, redução na assimilação do CO_2 , com inibição da respiração, transpiração e consequente redução do crescimento (Bergmann, 1992). Além disso, concentrações excessivas de Pb interferem na divisão celular e inibem a extensão do sistema radicular.

Algumas espécies vegetais metalófitas conseguem sobreviver em locais que contêm elevados teores de metais tóxicos, porque toleram a presença excessiva desses elementos, embora não sejam capazes de anular sua toxidez. As espécies tolerantes normalmente acumulam maiores concentrações relativas dos metais pesados na raiz em relação à parte aérea. (Marques, 1997).

A existência de plantas tolerantes ainda não é completamente entendida, mas é reconhecida a participação de mecanismos 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).

2.5. Fitorremediação

A fitorremediação de áreas contaminadas é uma tecnologia emergente e bastante promissora que vem se destacando atualmente em função das inúmeras vantagens apresentadas em relação aos tradicionais métodos físicos e químicos de remediação, destacando-se o seu baixo custo, grande eficiência de descontaminação e menor impacto ao ambiente (Gratão et al., 2005). Pode ser definida como uma técnica que emprega sistemas vegetais fotossintetizantes e sua microbiota associada, como agentes remediadores de ambientes contaminados com diferentes agentes orgânicos, como pesticidas, hidrocarbonetos de petróleo e inorgânicos, tais como metais pesados e radionucléicos (Pilon-Smits, 2005).

Baseia-se na tolerância que algumas espécies exibem a determinados produtos. Segundo Baker (1991), a tolerância é caracterizada pela capacidade relativa de absorver, translocar e concentrar metais; assim, tais plantas podem ser consideradas quando expostas a um gradiente de contaminação de metais no solo como: acumuladoras (concentração do elemento nos tecidos superior ao encontrado no solo), indicadoras (concentração na planta semelhante a encontrada no solo) ou exclusoras (concentração do metal é mantida em nível constante até que a concentração crítica no solo seja alcançada).

Dado o pouco conhecimento acerca do assunto, a fitorremediação ainda é cercada por obstáculos, tornando sua aplicação e utilização mais eficiente à medida que pesquisas vão sendo desenvolvidas. Para Andrade et al. (2007), a fitorremediação pode ser de ação direta pela planta ou indireta devido ao estímulo das mesmas sobre a microbiota rizosférica, através da exsudação de substâncias pelas raízes. A descontaminação por meio da extração ou degradação pode ocorrer por diversos processos, como: fitoextração, fitodegradação, fitovolatilização e fitoestimulação. Dentre estes, a fitoextração tem se mostrado mais promissoras.

Conforme Andrade et al. (2007), trata-se de um mecanismo aplicável em todos os tipos de contaminantes, incluindo metais, pesticidas, solventes, explosivos, óleo cru e

hidrocarbonetos poliaromáticos; pode provocar a degradação e acumulação de substâncias tóxicas (Figura 1).

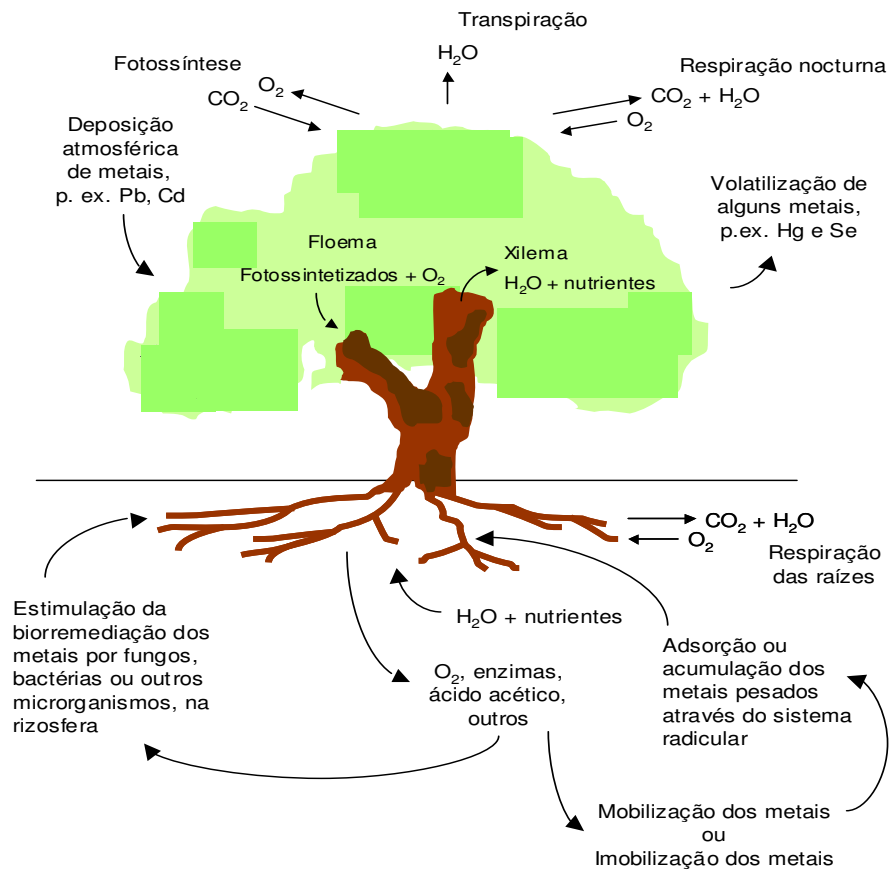


Figura 1. Mecanismos de fitorremediação de solos contaminados com metais pesado. Adaptado de Schnoor, 2002.

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) está coordenando trabalhos a fim de estabelecer listas de valores orientadores para solos e água em todo o território nacional. Esses valores têm como base as pesquisas inicialmente produzidas pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, cujos valores são divididos de maneira a seguir (CETESB, 2005):

Tabela 1. Valores orientadores para solos de acordo com a CETESB

Substância	Solo (mg kg ⁻¹ peso seco)				
	referência de qualidade	de prevenção	agrícola APM _{ax}	Intervenção residencial	industrial
arsênio	3,5	15	35	55	150
cádmio	< 0,5	1,3	3	8	20
chumbo	17	72	180	300	900

cobre	35	60	200	400	600
cromo	40	75	150	300	400

Referência de qualidade: concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define como limpo; **prevenção:** concentração de determinada substância acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea; **intervenção:** concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana. Fonte: CETESB, 2005.

2.5.1. Vantagens da Fitorremediação

A fitorremediação é uma técnica geralmente utilizada no local contaminado e sem escavação, que utiliza energia solar, diminui perturbações ao meio ambiente e tem custo muito reduzido quando comparada às outras formas de remediação. Pode ser utilizada no tratamento de grandes áreas contaminadas onde outras técnicas de remediação seriam economicamente inviáveis. Além disso, dependendo da situação, pode propiciar a produção de madeira, forrageiras ou de outros produtos vegetais. Geralmente também ocorre a melhoria visual da paisagem, facilitando a aceitação da técnica por populações vizinhas (Cunningham e Ow, 1995).

Em plantas que acumulam substâncias tóxicas, a biomassa da planta contendo contaminante extraído pode ser um recurso que agrega valor. Por exemplo, biomassa contendo selênio (Se), um nutriente essencial, tem sido transportada para áreas deficientes em selênio e usada para complementar a alimentação animal (Pletsch, 2000).

Como benefício indireto pode ser citada a melhoria da qualidade do solo com aumento da porosidade, maior infiltração de água, fornecimento de nutrientes através da ciclagem de nutrientes, aumentando a quantidade de carbono orgânico. Também estabiliza o solo, prevenindo contra processos erosivos (eólico e hídrico) e exposição direta do contaminante aos humanos. Além do mais, podem-se adicionar grandes quantidades de nitrogênio atmosférico no solo, quando se utilizam, nos programas de remediação do solo, espécies que realizem simbiose eficiente com bactérias fixadoras de nitrogênio (Andrade et al., 2007).

Outra vantagem importante (em grande parte dos casos) é que a técnica se beneficia por empregar os mesmos equipamentos e insumos utilizados na agricultura convencional. Dessa forma, sua implantação é favorecida pelo menor custo de equipamentos e insumos produzidos em escala industrial e comercializados com preço compatível com a concorrência de mercado. Além disso, existe maior facilidade no treinamento de operadores de máquinas e operários da técnica em campo, com similaridade considerável com atividades agrossilviculturais (Pletsch, 2000).

2.5.2. Desvantagem da fitorremediação

O uso da fitorremediação apresenta restrições, desvantagens e riscos que devem ser levados em conta quanto à sua aplicação. Se o baixo custo é uma vantagem, o tempo para que se observem os resultados pode ser uma desvantagem. Pois, em muitos casos são necessários vários ciclos de cultivo para atingir o objetivo desejado. Além disso, a concentração do poluente e a presença de outras toxinas devem estar dentro dos limites de tolerância da planta. Outro problema é que plantas usadas com o propósito de minimizar a poluição ambiental, podem entrar na cadeia alimentar, trazendo sérios problemas de saúde a pessoas e animais que as consumirem (Andrade et al., 2007).

2.6. Fitoextração de contaminantes do solo

Algumas plantas têm a capacidade de acumular em seus tecidos os contaminantes extraídos do solo, da água ou do ar, sem, no entanto, degradá-los. Esse processo de remediação é chamado de fitoextração. Nesse processo, as espécies são plantadas e posteriormente colhidas, com intuito de deixar o local com menor teor de substâncias tóxicas, obedecendo limites aceitáveis para cada finalidade da área em questão. O destino do material vegetal produzido dependerá da possibilidade ou não de seu aproveitamento, sendo decidido de acordo com a espécie vegetal utilizada, sua capacidade de bioacúmulo e risco ambiental representado. Dependendo do caso, o tecido vegetal pode ser co-processado na fabricação de cimento, ou, em caso de aproveitamento, utilizado para produção de fibras, móveis e principalmente na reciclagem do metal extraído. De maneira geral, a fitoextração utiliza plantas que podem acumular metais em seus tecidos, destacadamente espécies hiperacumuladoras que podem acumular metais em níveis até cem vezes superiores a uma planta comum (Lasat, 2002).

Por se tratar de uma importante técnica usada para descontaminar áreas poluídas por metais pesados, é de suma importância o entendimento das respostas fisiológicas de espécies tropicais com relação à tolerância aos níveis crescentes de contaminantes é fundamental, considerando seu possível uso para fitoextração de metais pesados de áreas contaminadas (Romeiro et al., 2007).

A planta ideal para fitoextração de metais pesados deve ser tolerante aos seus altos níveis, acumular grandes quantidades na parte aérea, ter alta taxa de crescimento, produzir

muita biomassa e ter sistema radicular abundante (Garbisu e Alkorta, 2001). O contaminante deve estar em uma forma acessível para a absorção pelas raízes. Sua translocação da raiz para a parte aérea facilita a retirada do contaminante, quando a parte aérea é colhida. A taxa de remoção é dependente da biomassa coletada no final do ciclo, do número de cortes por ano e de sua concentração na biomassa colhida (Accioly e Siqueira, 2000).

Outra maneira de se avaliar o potencial fitoextrator da espécie vegetal é o fator de transferência (t), definido como a razão entre a concentração total do contaminante na planta e a concentração total do contaminante no solo, proposta por Lubben e Sauerbeck (1991). Valores elevados de t são desejáveis para fitoextração e quanto maior este fator, maior a absorção do contaminante (Henry, 2000).

2.7. Espécies acumuladoras

A literatura científica tem demonstrado que espécies vegetais apresentam comportamento distinto quanto à forma de absorção, distribuição e acúmulo desse elemento, podendo ocorrer variações mesmo entre variedades de uma mesma espécie, quando submetidas a condições similares de contaminação (Kumar et al., 1995; Huang e Cunningham, 1996; Marques et al., 2000).

Algumas plantas são eficientes no que diz respeito à acumulação de metais, tais como: mostarda (*Brassica hirta*), girassol (*Helianthus annuus*), milho (*Zea mays*), amendoim (*Arachis hypogaea*), brócolis (*Brassica oleracea*), trigo mourisco (*Fagopyrum esculentum Moench*), capim vetiver ou de cheiro (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty), entre outras (Accioly e Siqueira, 2000).

3. Material e Métodos

O experimento foi realizado entre os meses de março e maio de 2008, nas áreas circunvizinhas à indústria METAIS PB – LTDA, localizada no Sítio Capim Azul, km 28 da BR 101, município de Rio Tinto, PB. A referida empresa atua no ramo de reciclagem de baterias elétricas automotivas desde 1996, destacando-se como a maior recicladora de baterias da Paraíba. Possui coordenadas geográficas 06° 48' 11" de latitude sul e 35° 04' 50" de longitude e altitude aproximada de 11 metros, com pluviosidade de 232,6; 273,5 e 228 mm para os meses de março, abril e maio, respectivamente (AESAs, 2008). O solo é classificado como um ESPODOSSOLO FERRIHUMILÚVICO (EMBRAPA, 2006), cujas características químicas estão descritas na tabela 3.

Tabela 2. Caracterização química da amostra de solo

pH	P	K ⁺	Pb	Na ⁺	H ⁺ +Al ⁺³	Al ⁺³	Ca ⁺²	Mg ⁺²	SB	CTC	V	m	M.O.
H ₂ O	-----mg/dm ³ -----			-----cmol _c /dm ³ -----			-----%-----		-----g/kg-----				
3,90	2,74	54,1	660,36*	0,02	3,47	0,75	0,50	1,65	2,18	5,65	38,58	25,60	7,24

* teor de Pb disponível

Foram utilizadas cinco espécies vegetais: girassol (*Helianthus annuus* L.), vetiver [*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty], trigo mourisco (*Fagopyrum esculentum* Moench), jureminha (*Desmanthus virgatus*) e mamona (*Ricinus communis* L.). A produção de mudas do vetiver se deu por perfilhamento de touceiras (figura 2a) padronizadas em função de sua massa (± 10 g). Girassol, trigo mourisco, jureminha e mamona foram produzidas por sementes, em sacos de polietileno (figura 2b). Todas as mudas foram produzidas no viveiro de fruticultura do departamento de Fitotecnia do centro de ciências agrárias da Universidade federal da Paraíba. Como substrato, usou-se uma mistura de areia e composto orgânico na proporção de 2:1, respectivamente. Devido a problemas de germinação, as sementes de trigo mourisco foram pré - geminadas; permaneceram durante três dias em recipiente forrado com papel umedecido com água destilada antes de serem semeadas.



Figura 2. Representação da produção de mudas para o experimento. (a) produção de mudas de vetiver por perfilhamento e (b) produção de mudas em sacos de polietileno.

As espécies foram transplantadas 30 dias após germinação. O girassol encontrava-se com quatro folhas definitivas e emitindo novo par de folhas; O vetiver com bom perfilhamento, com folhas de tamanho aproximado de 12 cm. O trigo mourisco apresentava altura em torno de 15 cm, apresentando várias folhas definitivas. A jureminha possuía entre 3 e 5 folhas compostas e altura variando entre 5 e 10 cm, e a mamona com duas a quatro folhas definitivas e altura de 15 cm aproximadamente.

Os tratamentos foram dispostos em esquema de parcela subdividida no tempo, em blocos casualizados, onde a parcela principal foi representada pelas espécies estudadas (girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona) e a sub-parcela pela época de coleta (30 e 60 dias) após o plantio.

Foram implantados quatro blocos, perfazendo uma área total de 1000 m². Cada bloco com 250 m² (50 x 5,0 m) composto de cinco parcelas com área de 50 m² (10 x 5 m) e área útil de 36 m² (9,0 x 4,0 m). A população das espécies dentro de cada parcela variou segundo seus espaçamentos agrônômicos, tendo o vetiver, trigo mourisco e o girassol espaçamento de 0,4 x 0,4 m, perfazendo uma população de 312 plantas parcela⁻¹ e a jureminha e mamona espaçadas com 1,0 x 0,5 m, com população de 100 plantas parcela⁻¹.

Foram realizadas duas coletas, aos 30 e 60 dias após transplante a fim de verificar a produção de biomassa e absorção de Pb pela planta, analisando separadamente parte aérea e sistema radicular. Em cada coleta, foram analisadas nove plantas por parcela para o vetiver, trigo mourisco e girassol e seis plantas por parcela para jureminha e mamona.

As análises foram realizadas nos Laboratórios do Departamento de Solos e Engenharia Rural (DSER/CCA/UFPB), localizado no município de Areia - PB.

As plantas foram lavadas em água de torneira e posteriormente em água deionizada. Em seguida foram colocadas para secar em estufa de circulação forçada de ar (65°C) até peso constante. Depois de retirado da estufa, o material seco foi individualmente pesado em balança analítica de precisão para determinação das produções de massa seca da raiz, parte aérea e planta inteira das espécies estudadas.

Para quantificação do teor de Pb nos tecidos vegetais, realizou-se digestão nítrico-perclórica, conforme procedimento descrito por Tedesco et al. (1995), com posterior quantificação por espectrofotometria de absorção atômica.

Para o teor de Pb no solo, colocou-se 5 cm³ de TFSA em um erlenmeyer de 250 mL e em seguida adicionou-se 20 mL da solução extratora Mehlich-3, levando-se para uma mesa de agitação horizontal por 80 minutos. Decorrido esse tempo, procedeu-se a filtração utilizando papel filtro (Filtrak) de filtração rápida. A quantificação do Pb se deu por espectrofotometria de absorção atômica.

Com base nos teores de Pb e produção de biomassa seca, determinou-se o conteúdo deste elemento na parte aérea, raiz e planta inteira nas espécies analisadas (1), utilizando a seguinte fórmula:

$$\text{Conteúdo de Pb (mg planta}^{-1}\text{)} = \frac{\text{teor de Pb x massa seca (g)}}{1000} \quad (1)$$

De posse dos valores de massa seca produzida por planta (g planta⁻¹) e teor de chumbo obtido (mg kg⁻¹), calculou-se a produção de massa seca por hectare (2) bem como o teor de chumbo extraído por hectare (3). Para tanto, usou-se as seguintes fórmulas:

$$\text{Massa seca (kg ha}^{-1}\text{)} = \frac{\text{massa seca (g planta}^{-1}\text{) x população (plantas ha}^{-1}\text{)}}{1000} \quad (2)$$

$$\text{Teor de chumbo (g ha}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Teor de Pb (mg kg}^{-1}\text{) x massa seca (kg ha}^{-1}\text{)}}{1000} \quad (3)$$

Os resultados foram submetidos à análise de variância, com significância testada através do teste F e comparação das médias pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software SAEG, versão 9.1 (SAEG, 2007).

4. Resultados e Discussão

4.1. Produção de massa seca

Na avaliação da produção de massa seca, constatou-se que as espécies estudadas apresentam comportamento distinto em relação à presença de Pb no solo (Tabela 3). Resultados semelhantes foram constatados em ensaios hidropônicos, na avaliação de espécies potencialmente remediadoras sob várias concentrações de Pb em solução nutritiva (Alves, 2007). Marques et al. (2000), avaliando o comportamento de várias espécies arbóreas em diferentes proporções de solo poluído, verificaram que o crescimento das espécies foi influenciado pela contaminação; verificaram ainda, influencia marcante da época de avaliação nos resultados obtidos, semelhante ao ocorrido nesse trabalho. Essas diferenças podem ocorrer, inclusive, entre variedades de uma mesma espécie e também entre os diferentes tecidos da planta (Santos et al., 2006).

Tabela 3. Resumo da análise de variância da produção de massa seca (g planta^{-1}) de diferentes espécies vegetais (girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona) em duas épocas de avaliação (30 e 60 dias)

FV	GL	Quadrado Médio		
		Parte Aérea	Raiz	Planta Inteira
Bloco	3	98,5029 ^{ns}	68,2727 ^{ns}	307,0082 ^{ns}
Espécie	4	790,5123 ^{**}	659,0628 ^{**}	2735,450 ^{**}
Erro A	12	32,0539	39,9235	134,7651
Época	1	1056,681 ^{**}	173,93 ^{**}	2088,025 ^{**}
Espécie x Época	4	213,4012 [*]	58,6785 [*]	405,915 [*]
Espécie/Época 1	4	199,8384 ^{**}	169,6599 ^{**}	734,8008 ^{**}
Espécie/Época 2	4	804,075 ^{**}	548,0814 ^{**}	5406,564 ^{**}
Resíduo	15	44,5879	13,6705	97,5451
CV		38,06	52,78	40,23

** e *: significativo a 1 e 5% de probabilidade, pelo teste F.

A significância observada para época, bem como para a interação época x espécie (Tabela 3), reflete não só a capacidade adaptativa às variações ambientais como também o potencial genético das plantas na absorção e no transporte do íon Pb^{+2} em seus tecidos.

Entre as espécies estudadas, o vetiver obteve maior produção de massa seca da parte aérea, raiz e planta inteira para as duas épocas de avaliação, ressaltando sua elevada capacidade de produzir biomassa mesmo sob condições adversas do meio, consistindo em uma das características esperada em cultura destinada a remediação dos solos. A referida espécie, na primeira coleta, obteve produção da parte aérea 2,67 vezes maior que a média de produção das demais espécies. Já aos 60 dias, a jureminha obteve resultado semelhante ao vetiver, ambas superando a média de produção da mamona, girassol e trigo em 1,55 vezes, nas quais não diferiram estatisticamente (Figura 3).

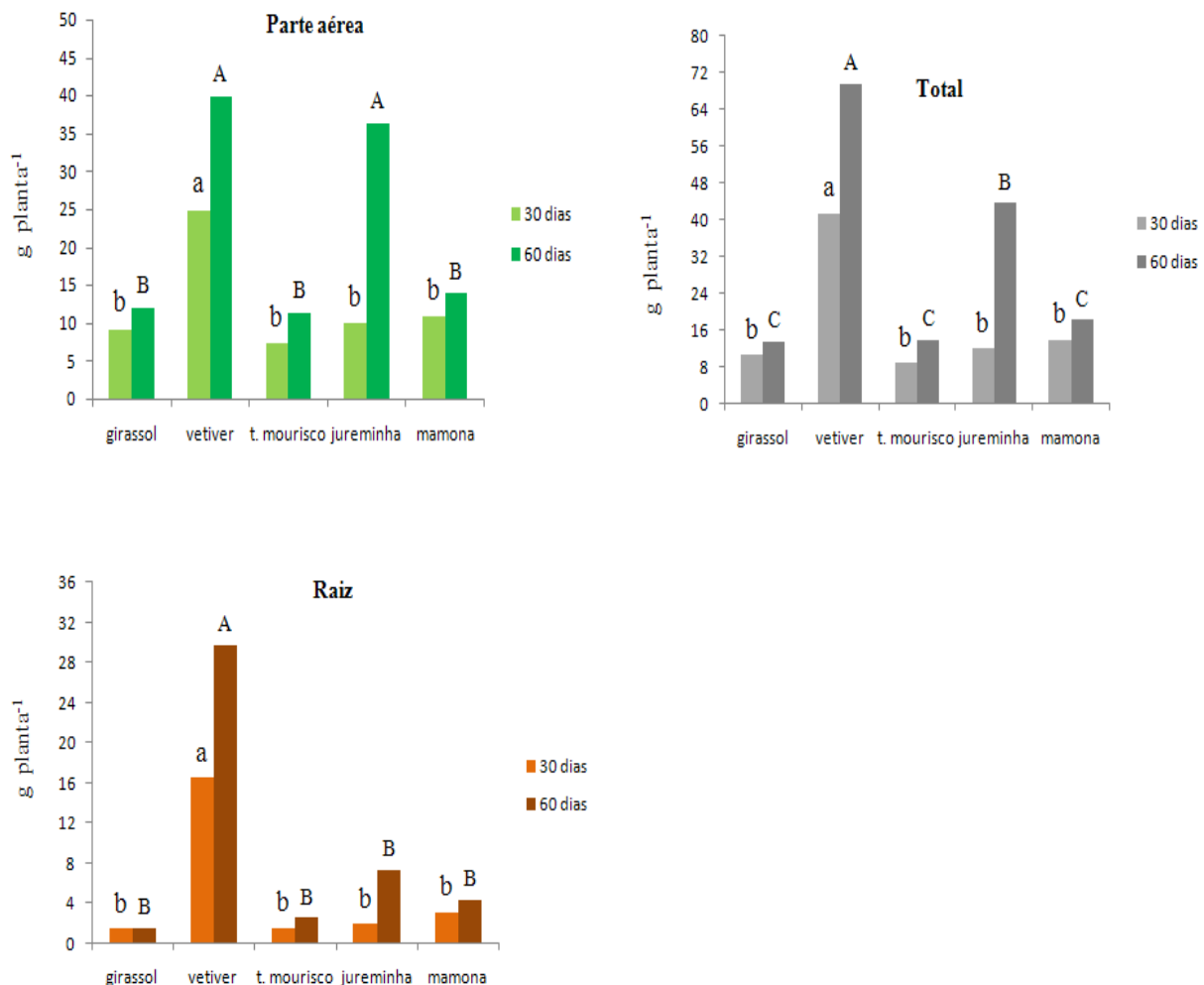


Figura 3. Produção de massa seca da parte aérea, raiz e total do girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona nas duas épocas de avaliação (30 e 60 dias).

Em experimento realizado em casa de vegetação, utilizando algumas espécies vegetais, entre elas a mamona e o girassol, avaliadas durante 48 e 90 dias respectivamente, Zeitouni (2003) não verificou diferença significativa na produção de massa seca da parte aérea em nenhum dos tratamentos (dose 0: sem adição de metais, dose 1: 0,75; 6,25; 20; 8,75 e 62,50 mg kg⁻¹ de Cd, Pb, Cu, Ni e Zn, respectivamente; dose 2: composta pelo dobro das quantidades aplicadas na dose 1).

Marques et al. (2000) constataram que a produção de matéria seca da parte aérea das espécies arbóreas estudadas foi influenciada pela contaminação do solo (Zn, Cd, Pb e Cu), onde algumas espécies tiveram seu crescimento comprometido, como a *Hymenaea courbaril* e *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. Já outras espécies apresentaram efeitos positivos quanto à presença dos contaminantes no solo, como a *Cedrella fissilis* Vell, produzindo mais biomassa e obtendo maior crescimento em altura. Melo et al (2006) verificaram que a fitotoxidez dos metais provocou redução de 92 e 85 % no crescimento radicular, e de 96 e 81 % na parte aérea das plantas de milho e mucuna, respectivamente.

Para Taiz e Zeiger (2009), essa produção está associada à tolerância da espécie ao contaminante, conseguida através de diferentes adaptações bioquímicas que permitem à planta tolerar concentrações elevadas desses elementos. Essa tolerância pode ser conseguida através da redução do transporte através da membrana, exclusão, formação de peptídeos ricos em grupos tiólicos (fitoquelatinas e metalotioneínas), quelação por ácidos orgânicos e aminoácidos e principalmente a compartimentalização de metal em estruturas subcelulares, como vacúolos (Fernandes, 2006).

Percebe-se que a jureminha apresenta lento crescimento inicial, limitando seu desempenho na avaliação realizada aos 30 dias de cultivo. Tal afirmação é comprovada na determinação aos 60 dias, onde sua produção de biomassa igualou-se estatisticamente ao vetiver. A baixa produção de massa seca pode não ser apenas função da menor habilidade da planta em desenvolver-se na presença do contaminante no solo, mas pode estar associada à elevada capacidade em absorver e acumular o contaminante em seus tecidos.

Em experimento com feijão de porco (*Canavalia ensiformes* L.), Romeiro et al. (2007) verificaram diminuição na produção de biomassa em função da presença de Pb no solo. Em relação à área foliar e massa seca da parte aérea, houve grande redução até a concentração de 200 µmol L⁻¹ de Pb, comprovando a interferência desse elemento no crescimento e desenvolvimento dos vegetais. Segundo Kosobrukhov et al. (2004), a aplicação de Pb provoca considerável decréscimo na massa seca das partes das plantas. Em *Chrysogomum zizanioides* e *C. nemoralis* a biomassa das plantas diminuiu com o aumento da

concentração de Pb aplicada (Chantachon et al., 2004). Em plantas de milho, Huang e Cunningham (1996) constataram reduções lineares da produção de biomassa da parte aérea em função da elevação das doses de Pb.

Para produção de massa seca da raiz, o vetiver se destacou nas duas épocas avaliadas. Obteve superioridade da ordem de 8,16 e 7,51 vezes a média de produção das demais espécies para 30 e 60 dias, respectivamente (Figura 3).

Alves et al. (2008), em ensaio hidropônico verificaram maior produção de biomassa seca radicular na jureminha, diferente do ocorrido nesse trabalho. Provavelmente a referida espécie adaptou-se melhor as condições hidropônicas, emitindo mais raízes ou foi menos eficiente em relação ao vetiver quando submetida a condições de campo. Sua elevada produção é importante para os diversos processos de remediação, tais como fitoextração (quanto maior o sistema radicular, maior será a área de contato e absorção).

As raízes encontram-se em contato direto com esses elementos, principalmente com os íons dissolvidos na solução do solo, podendo assim, sofrer diversas injúrias e distúrbios fisiológicos que limitam o seu crescimento (Figura 4a e 4b).



Figura 4. Injúrias no sistema radicular da jureminha (a) e trigo mourisco (b) aos 60 dias de cultivo em solo contaminado com Pb.

Diversos autores ressaltam os efeitos deletérios ao sistema radicular provocado pelo contato e absorção do Pb. Paiva (2000) constatou severas reduções da produção de biomassa da raiz em mudas de cedro (*Cedrela fissilis*) e ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa*) em função da

elevação das doses de Pb em solução nutritiva (288 μM de Pb), tendo as referidas espécies apresentado decréscimos de aproximadamente 80 e 55 % na dose mais elevada (288 μM de Pb), respectivamente. Em plantas de *Fagus sylvatica* L., concentrações de 44 mg kg^{-1} de Pb provocaram o espessamento das pontas das raízes e concentrações superiores a 55 mg kg^{-1} de Pb reduziram significativamente a massa das raízes (Baligar et al., 1998). Bourlegat et al. (2007), verificaram que plantas jovens de leucena com as raízes inoculadas ou não com rizóbio, apresentaram diminuição da massa seca de seus órgãos nas concentrações de 400 e de 800 $\mu\text{M L}^{-1}$ Pb, indicando que altas concentrações deste elemento atrasam o desenvolvimento desta espécie.

Diante do exposto, surgem algumas justificativas para tal acontecimento; Kastori et al. (1998) supõem que esses sintomas possam ocorrer pelo fato de o metal inibir a divisão e a diferenciação celular nas raízes. Paiva (2000), em trabalho realizado em sistema hidropônico, utilizando vasos, afirma que esse confinamento das raízes provoca distúrbios fisiológicos, impedindo ou dificultando o pleno desenvolvimento das plantas.

O conhecimento mais aprofundado sobre a variada habilidade das plantas em resistir aos metais pesados e sua adaptabilidade é muito importante. Estudos com capim-panasco (*Aristida adscensionis* L.) crescendo próximo a uma mina com níveis altos de Cu, Pb e Zn, demonstraram que essa espécie adquiriu tolerância a esses metais porém não apresentaram mesmo desempenho quanto a outros metais. Esses resultados demonstram que plantas podem se adaptar a metais pesados em menos de um século, que a tolerância pode ser específica a metais (Antonovics et al., 1971). Conforme Yang et al. (2005) a maior parte das pesquisas sobre hiperacumulação tem se declinado sobre mecanismos fisiológicos de absorção, transporte e acúmulo de metais, deixando uma lacuna no que diz respeito à genética associada a esses mecanismos. A exposição dos vegetais por longo período aos elementos tóxicos pode promover adaptações evolutivas, desde que as espécies possuam variabilidade genética que permitam essa adaptação (Yang et al., 2002).

Para a planta inteira, o vetiver superou a média de produção das demais espécies em 3,65 vezes aos 30 dias. Para determinação realizada aos 60 dias, o vetiver produziu 1,59 vezes mais que a jureminha que por sua vez obteve produção 2,86 vezes superior a médias das demais espécies que não diferiram estatisticamente (Figura 3).

Mesmo desempenho foi verificado por Alves (2007), em ensaio hidropônico em estufa telada utilizando doses crescentes de Pb, onde o vetiver produziu mais massa seca da planta inteira em relação às demais espécies quando submetido a maiores doses do contaminante na solução.

As espécies foram expressivamente influenciadas pela época de coleta; houve incremento na produção de massa seca total na ordem de 3,66; 1,68; 1,56; 1,31 e 1,28 vezes para jureminha, vetiver, trigo mourisco, girassol e mamona respectivamente aos 60 dias em relação à primeira época de avaliação, enfatizando a importância da determinação em diferentes épocas, que permite mapear o desempenho temporal das espécies.

4.2. Absorção, translocação e acúmulo de Pb

Na determinação dos teores e conteúdos de Pb nas diferentes partes das plantas, constatou-se que as espécies estudadas apresentam comportamento distinto quanto a absorção, transporte e acúmulo desse elemento em seus tecidos; as mesmas foram influenciadas ainda pela época de avaliação (Tabela 4). As particularidades genéticas, bem como a adaptabilidade as condições edafoclimáticas, são essenciais para que uma determinada espécie se torne promissora em programas de fitorremediação. Huang e Cunningham (1996) enfatizaram a importância de conhecer a capacidade de absorção, acúmulo e distribuição de metais pesados, pois estudos dessa natureza são de grande importância para se obter sucesso em programas de fitorremediação.

Tabela 4. Resumo da análise de variância dos teores e conteúdos de Pb na parte aérea, raiz e planta inteira do girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona em função da época de avaliação (30 e 60 dias)

FV	GL	Quadrado Médio					
		Teor			Conteúdo		
		P. Aérea	Raiz	Total	P. Aérea	Raiz	Total
Bloco	3	59348,22 ^{ns}	303625 ^{ns}	276107,8 ^{ns}	610,6413 ^{ns}	122,0538 ^{ns}	1134,166 ^{ns}
Espécie	4	9559874 ^{**}	16962900 ^{**}	34494890 ^{**}	3879,330 ^{**}	877,7757 ^{**}	6887,229 ^{**}
Erro A	12	376121,4	928957,1	1923358	454,6966	42,6571	628,5755
Época	1	1589737 ^{**}	3006625 ^{**}	8968885 ^{**}	9154,373 ^{**}	611,4815 ^{**}	14497,76 ^{**}
Espécie x Época	4	236014,4 [*]	659469,6 [*]	15117358 [*]	1058,133 [*]	56,32014 [*]	1311,263 [*]
Espécie/Época 1	4	4722913 ^{**}	7639110 ^{**}	16954890 ^{**}	961,3422 ^{ns}	265,4736 ^{**}	7837,968 ^{ns}
Espécie/Época 2	4	5072975 ^{**}	9983298 ^{**}	19057360 ^{**}	3976,120 ^{**}	668,622 ^{**}	24956 ^{**}
Resíduo	15	444527,50	304340,60	810434,50	452,03	27,71	629,16
CV		23,73	20,31	16,29	45,86	41,48	42,47

** e *: significativo a 1 e 5% de probabilidade, pelo teste F.

O girassol foi a espécie que mais translocou Pb para parte aérea, aos 30 dias de avaliação, com teor 2,02 vezes maior em relação a média das demais. Na determinação aos 60 dias, o trigo mourisco obteve resultado igual ao girassol, com teores 2,01 vezes superior à média encontrada na jureminha e mamona (Figura 5).

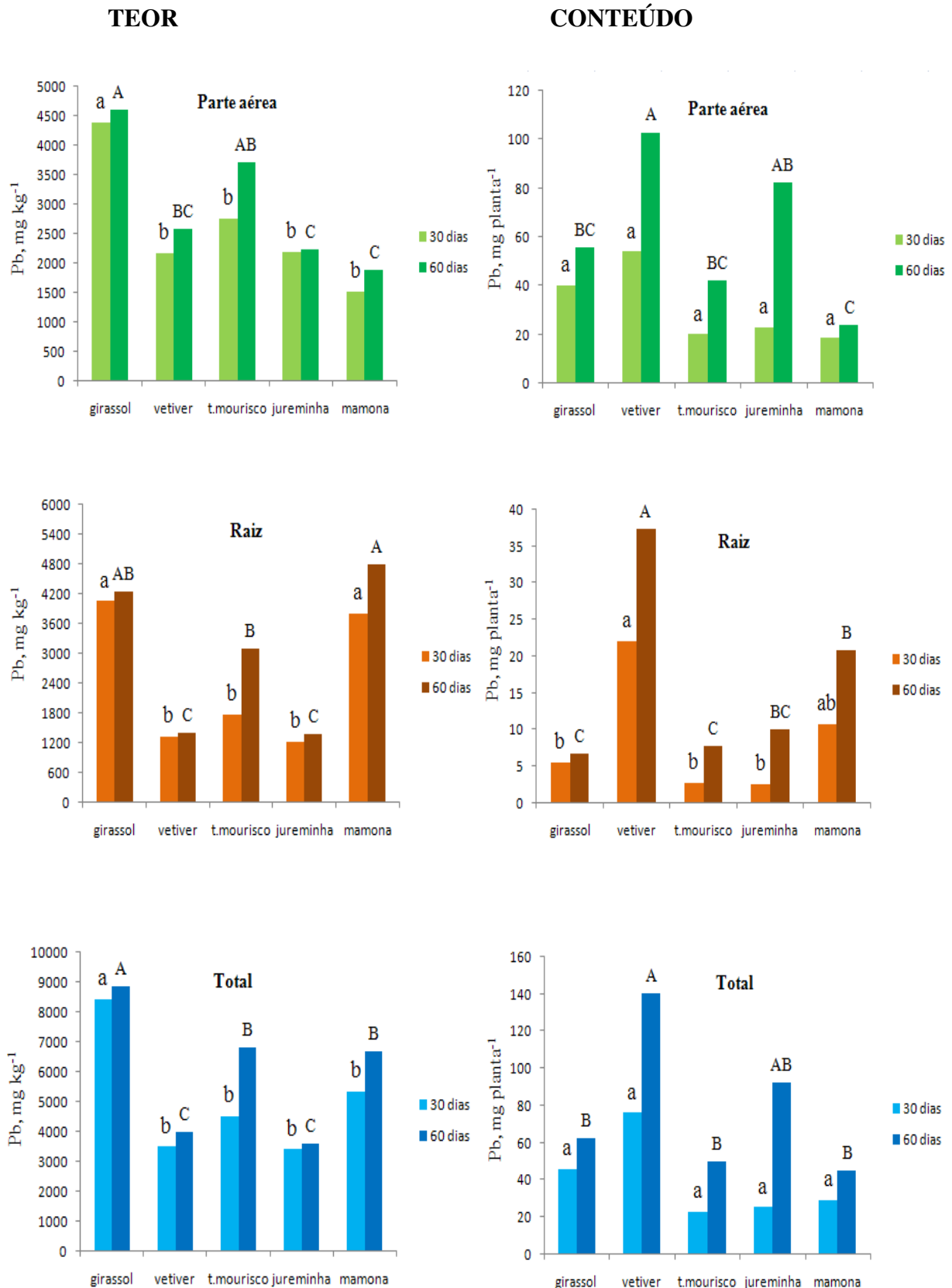


Figura 5. Teor (mg kg^{-1}) e conteúdo (mg planta^{-1}) de Pb da parte aérea, raiz e total do girassol, vetiver, trigo mourisco, jureminha e mamona nas duas épocas de avaliação (30 e 60 dias)

Quanto à absorção dos metais, esta pode ser passiva com a difusão (troca catiônica) de íons da solução externa para a endoderme das raízes (principal tecido de entrada de metais pesados na planta), ou ativa, requerendo energia metabólica e ocorrendo contra um gradiente químico (Kabata-Pendias e Pendias, 1992). Tratando-se do Pb, o mesmo promove a perda da permeabilidade seletiva da membrana plasmática das células pela ação direta das concentrações elevadas, reduzindo conseqüentemente as barreiras naturais impostas pelas plantas (redução do transporte através da membrana e imobilização do metal na parede celular por carboidratos extracelulares), favorecendo assim a translocação (Zheljazkov et al., 2006).

Vários fatores intrínsecos contribuem para a absorção e transporte do Pb pela planta. Além de fatores genéticos e adaptativos já mencionados, os exsudados radiculares podem favorecer a disponibilidade desses metais; formam uma camada sobre a raiz (mucigel), que favorece a assimilação de metais pesados, como Cd, Cu e Pb (Navarro, 2003). As plantas podem ainda absorver esses elementos em níveis baixos, a partir do solo, e estocar grandes quantidades deles em seus tecidos (Epstein, 2006), como enfatizam Kin et al. (2003), ao afirmar que sob condições normais de crescimento, as plantas podem potencialmente acumular certos íons metálicos numa ordem de grandeza superior ao meio envolvente. Além dos fatores intrínsecos, fatores extrínsecos podem influenciar na absorção de metais, como a matéria orgânica, concentração do metal, presença de ânions, sua textura, além da temperatura, luminosidade, umidade, presença de corretivos e fertilizantes, aeração, potencial redutor do solo e presença de micorrizas (Berton, 1992). Murakami e Noriharu (2008), utilizando dois tipos de solos (neossolos flúvicos e andossol), e cultivares de milho, arroz e soja, verificaram que quando utilizando o andossol (não clasificado no Brasil), não obtiveram diferenças significativas na concentração de chumbo no sistema radicular das espécies estudadas. Já para parte aérea, a soja e o arroz obtiveram maior concentração em relação ao milho quando utilizaram o andossol. Os autores não encontraram qualquer concentração de Pb na parte aérea do milho quando cultivado em neossolos flúvicos.

O pH também exerce efeito sobre a disponibilidade dos metais no solo; em faixas ácidas de pH, a adsorção dos metais é diminuída, elevando sua concentração na solução do solo, facilitando sua absorção pelas plantas. (Garbisu e Alkorta, 2001). Como o pH do solo onde se instalou o experimento foi de 3,9 (Tabela 2), certamente a acidez do solo favoreceu a

absorção do Pb pelas espécies, explicando em parte a elevada concentração do metal encontrado nos tecidos vegetais.

Com relação ao conteúdo de Pb na parte aérea, não verificou-se diferença entre as espécies aos 30 dias de avaliação; fato não repetido aos 60 dias, onde o vetiver e jureminha superaram em 3,84 vezes o conteúdo encontrado na mamona (Figura 5).

A produção de biomassa associada à absorção e transporte do contaminante é ponto chave na escolha da espécie a ser utilizada em processos de fitoextração, pois a alta concentração de um metal na matéria seca da planta, não significa necessariamente que tal planta foi eficiente em extrair o metal do solo, pois a extração do metal está diretamente relacionada com a quantidade de matéria seca produzida pela planta, como destacam Nascimento et al. (2006). Greger (2003) afirma que as plantas hiperacumuladoras possuem baixa produção de biomassa e alta acumulação de metais, ao contrário do que ocorre nas acumuladoras. A hiperacumulação já foi identificada em mais de 400 táxons vegetais, tratando-se de um processo ativo e parece proteger as plantas contra patógenos e insetos herbívoros (Taiz e Zeiger, 2009).

O menor conteúdo observado no girassol em relação ao vetiver e jureminha é função da pouca produção de biomassa, pois a referida espécie apresentou elevado teor de Pb, principalmente na parte aérea. Outros trabalhos realizados com o girassol enfatizam seu elevado potencial em absorver e translocar Pb (Boonyapookana et al., 2005; Pereira, 2005).

Para raízes, maiores teores foram verificados no girassol e na mamona nas duas épocas avaliadas. Aos 30 dias, superaram em 2,72 vezes o teor encontrado no trigo mourisco, vetiver e jureminha, que não diferiram estatisticamente. Na segunda época de avaliação, superaram em 3,25 vezes o teor obtido no vetiver e jureminha (Figura 5).

Destaque deve ser dado à mamona, que possui elevada capacidade em absorver e acumular o Pb em seu sistema radicular, porém apresenta baixa translocação para parte aérea, o que torna essa espécie indicada para processos de fitoestabilização, onde o objetivo é apenas imobilizar o contaminante nas primeiras camadas de solo, reduzindo sua percolação no perfil.

O vetiver obteve maior conteúdo radicular aos 30 dias, superando em 6,04 vezes o conteúdo médio das demais espécies. Aos 60 dias, o vetiver obteve superioridade de 2,43 vezes em relação à mamona, que por sua vez, superou o trigo mourisco e girassol em 2,53 vezes, como demonstrado na Figura 5.

Referindo-se à acumulação nas raízes, Baker (1991) afirma que o sistema radicular dos vegetais, crescendo em solos contaminados por metais pesados, geralmente não consegue

evitar a absorção desses elementos, mas somente limitar sua translocação. Yoon et al. (2006), verificaram que as raízes de *Paspalum notatum*, *Bidens alba*, *Rubus fruticosus* e *Gentiana pennelliana*, apresentaram significativos teores de Pb, variando de 575 a 968 mg kg⁻¹. Constataram que em 95% das amostras de plantas estudadas, o sistema radicular apresentou maior teor de chumbo em relação ao encontrado na parte aérea, indicando baixa mobilidade do Pb nos tecidos vegetais. Tal afirmação é extremamente favorável a sistemas visando apenas imobilização do contaminante, mas não é interessante para processos que visam à extração, onde o transporte do íon Pb⁺² para parte aérea é crucial.

Os teores de Pb analisados nas espécies foram maiores na parte aérea que nas raízes, com exceção da mamona que acumulou 2,49 e 2,56 vezes mais Pb nas raízes aos 30 e 60 dias, respectivamente, em relação a parte aérea. O girassol, vetiver, trigo mourisco e jureminha obtiveram maior acúmulo na parte aérea, com teor 1,08; 1,63; 1,55 e 1,79 vezes aos 30 dias e 1,08; 1,83; 1,19 e 1,62 vezes aos 60 dias em relação ao encontrado nas raízes. Resultado semelhante foi verificado por Utrianet et al. (1997) em clones de espécies arbóreas, onde o teor de Zn foi maior na parte aérea; O mesmo foi obtido por Soares et al. (2001), em experimento com *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva com doses de Zn. O mesmo autor observou que a espécie mais sensível foi aquela que mais translocou Zn para a parte aérea, mesmo não tendo ocorrido diferença no teor desse elemento nas raízes das duas espécies. Graziotti (1999) estudando *Eucalyptus citrodora* Hook, verificou que os teores de Zn eram mais elevados na parte aérea, provavelmente devido a espécie possuir mecanismo de destoxificação dos metais na parte aérea, como tem sido proposto por Salt et al. (1998) para outras espécies.

Os conteúdos observados na parte aérea também foram superiores ao encontrado nas raízes em todas as espécies analisadas. Na jureminha a diferença foi de 8,75 vezes, seguida pelo girassol (7,29 vezes), trigo mourisco (7,13 vezes), vetiver (2,45 vezes) e mamona (1,71 vezes) aos 30 dias. Na segunda época de avaliação, maior diferença foi verificada na jureminha (8,23 vezes), seguida pelo girassol (8,19 vezes), trigo mourisco (5,34 vezes), vetiver (2,75 vezes) e mamona (1,16 vezes). Tamura et al. (2005), em experimento com trigo mourisco em solos contaminado com Pb, verificaram que a referida espécie acumulou mais Pb na parte aérea que nas raízes. Verificaram ainda que o transporte do contaminante para parte aérea não foi tão efetivo quando cultivado em solos com menor concentração de Pb. Esse autor obteve teores de 8.000 mg kg⁻¹ nas folhas e 3.300 mg kg⁻¹ nas raízes, indicando que o trigo mourisco é um hiperacumulador de Pb. Maior teor de Pb na parte aérea foi também verificada em determinada variedade de mostarda da Índia por Kumar et al. (1995),

porém os mecanismos envolvidos em hiperacumulação de Pb nos brotos permanecem desconhecidos nestes plantas. Resultado semelhante também foi encontrado por Alves (2007), em ensaio hidropônico, onde o trigo mourisco apresentou maior conteúdo de Pb na parte aérea. Essa capacidade de translocar o contaminante para parte aérea é uma característica crucial no tocante a remediação dos solos contaminados, principalmente para processos de remoção como a fitoextração.

O comportamento das espécies em relação ao Pb é bem diversificado; Romeiro et al. (2007), verificaram em feijão de porco (*Canavalia ensiformes* L.) que com o aumento da concentração de Pb aplicado na solução nutritiva, não houve o respectivo aumento de conteúdo de Pb na parte aérea. O mesmo não ocorreu com as concentrações de Pb nas raízes, que foram maiores e crescentes com o aumento de Pb aplicado.

Tratando-se da translocação propriamente dita, as plantas possuem algumas vias e tipos de transportadores de metais. Parte dos metais pesados são transportados pela via apoplástica e outra parte pela via simplástica. Quanto aos transportadores, membros da família ZIP (que adquirem esse nome de proteínas reguladas por zinco ou ferro) são reportados na literatura como carreadores de Pb. A nicotinamina (queladora de ferro) e histidina (aminoácido livre) têm sido implicadas na quelação de metais durante o processo de transporte (Ingle et al., 2005). Por não serem metabolizados, esses metais tendem a se acumular em todos os organismos vivos. A capacidade da biomassa das plantas em acumular altas concentrações de metais sem efeitos prejudiciais ao seu crescimento enfatiza seu potencial em retirar metais de solos e da água (Raskin e Ensley, 2000).

O girassol foi a espécie que apresentou maior teor Pb na avaliação da planta inteira nas duas épocas avaliadas, superando em 2,01 vezes a média dos teores encontrados nas demais espécies aos 30 dias e 1,31 vezes o teor encontrado no trigo mourisco e mamona que por sua vez obtiveram superioridade de 1,77 vezes ao teor encontrado no vetiver e jureminha aos 60 dias de avaliação.

O conteúdo da planta inteira na primeira época de avaliação (30 dias) foi fortemente influenciado pelo conteúdo encontrado na parte aérea, não obtendo-se diferenças significativas entre as espécies. Na determinação realizada aos 60 dias, o vetiver obteve conteúdo 2,68 vezes maior que a média encontrada no girassol, trigo mourisco e mamona. Maior conteúdo para o vetiver também foi verificado por Alves (2007), superando a mamona, girassol e trigo mourisco em avaliação realizada aos 30 dias de cultivo.

Analisando o aumento do teor de Pb da planta inteira aos 60 dias, o trigo mourisco foi a espécie que mais obteve incremento do contaminante em seus tecidos, superando em 1,5

vezes o teor encontrado aos 30 dias, seguido pela mamona (1,26 vezes), vetiver (1,14 vezes), jureminha (1,06 vezes) e girassol (1,05 vezes). Para conteúdo, maiores diferenças foram verificadas na jureminha (3,63 vezes), seguida pelo trigo mourisco (2,18 vezes), vetiver (1,84 vezes), mamona (1,53 vezes) e girassol (1,36 vezes).

A resposta das plantas aos metais pesados é um fenômeno complexo, provavelmente de caráter poligênico, no qual a tolerância das plantas pode ser definida como a capacidade natural ou artificial, regulada por fatores genéticos e ambientais, para suportar altas concentrações de metais pesados por longo tempo, sem efeitos deletérios consideráveis no seu metabolismo.

De posse dos dados de produção de massa seca por planta e teor de Pb acumulado por quilo de massa seca produzida, estimou-se a produção e acúmulo total por unidade de área (hectare), cujo resultados encontram-se descritos na Tabela 5.

Tabela 5. Produção de massa seca (kg ha^{-1}) e teor de chumbo (g ha^{-1}) da parte aérea, raiz e planta inteira aos 30 e 60 dias de avaliação

espécie	Massa seca (kg ha^{-1})			Teor (g ha^{-1})		
	parte aérea	raiz	total	parte aérea	raiz	total
avaliação realizada aos 30 dias						
Girassol	570,00	90,63	660,63	2503,08	368,04	2871,11
Vetiver	1552,50	1031,88	2584,38	3373,96	1377,43	4751,38
t.mourisco	456,25	98,75	555,00	1260,56	175,74	1436,31
Jureminha	199,40	38,80	238,20	437,80	47,48	485,29
Mamona	216,20	62,40	278,60	331,05	237,69	568,74
avaliação realizada aos 60 dias						
girassol	751,88	97,50	849,38	3466,14	414,38	3880,52
vetiver	2496,88	1853,75	4353,63	6441,94	2613,79	9055,73
t.mourisco	707,50	158,75	866,25	2631,90	493,71	3125,61
Jureminha	725,80	146,20	872,00	1625,79	201,76	1827,55
Mamona	276,80	87,60	364,40	525,92	420,48	946,40

Para produção de massa seca aos 30 dias de cultivo, o vetiver obteve superioridade de 7,79 vezes em relação à jureminha para parte aérea, 26,59 vezes para raízes e 10,85 vezes para planta inteira. Já aos 60 dias, superou em 9,02; 21,16 e 11,95 vezes a produção obtida pela mamona para parte aérea, raízes e planta inteira respectivamente. O vetiver destacou-se como bom produtor de biomassa, produzindo $2.584,38 \text{ kg ha}^{-1}$ de massa seca em 30 dias de cultivo e $4.353,63 \text{ kg ha}^{-1}$ aos 60 dias de cultivo.

Na determinação do teor de chumbo extraído do solo aos 30 dias de cultivo, o vetiver superou a mamona em 10,19 vezes para parte aérea; para teor radicular e planta inteira, superou a jureminha em 29,01 e 9,79 vezes respectivamente. Aos 60 dias de avaliação, o vetiver obteve superioridade de 12,25 vezes em relação à mamona para teor da parte aérea; já para raiz, superou em 12,95 vezes o teor obtido na jureminha e 9,57 vezes o teor da planta inteira obtida na mamoneira. Vale ressaltar a elevada capacidade do vetiver em extrair chumbo do solo, obtendo teores totais de 4.751,38 g ha⁻¹ aos 30 dias de cultivo e 9.055,73 g ha⁻¹ na avaliação realizada aos 60 dias de cultivo em solo contaminado com chumbo.

5. CONCLUSÕES

- 1) Os maiores conteúdos de chumbo ocorreram nas partes aéreas das espécies analisadas;
- 2) A época de avaliação exerce influência marcante na produção de massa seca e absorção do contaminante sobre todas as espécies estudadas;
- 3) O vetiver se destacou em relação as demais espécies estudadas, com maior produção de biomassa e maior conteúdo do elemento em seus tecidos;
- 4) O vetiver e jureminha se mostraram adequadas para programas de fitoextração; o girassol e trigo mourisco requerem mais estudos visando aumentar a produção de biomassa e a mamona em translocar o Pb para parte aérea.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

De posse dos resultados obtidos nesse trabalho, recomenda-se para quem se fizer interessado em desenvolver pesquisa futuras, avaliar por mais tempo o comportamento das espécies no campo, realizando pelo menos quatro coletas espaçadas mensalmente; fazer correção de acidez e fertilidade do solo, pois condições adequadas de nutrição podem favorecer o desempenho das espécies em remediar solos contaminados com chumbo; repetir esse trabalho em outras áreas que apresentem níveis diferentes de contaminação, obtendo assim, informações importantes quanto à resposta das plantas a maiores ou menores concentrações.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R.F. de; ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R. (Eds). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: SBCS, 2000. v. 1, p. 299-351.

ADALSTEINSSON, S.; GUSSARSSON, M.; ASP, H. & JENSÉN, P. Monitoring copper-induced in fine root geometry of birch (*Betula pendula*) using nutrient film technique, **Plant physiology**, Alnarp-Suécia, v.99, p. 379-384, 1997.

Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA). **Monitoramento da pluviosidade no município de Rio Tinto, PB**. Disponível em: <www.aesa.pb.gov.br>. Acesso em: 08 out. 2008.

ALVES, J.C. **Avaliação de Girassol, Mamona, Trigo Mourisco e Vetiver como Fitoacumuladoras de Chumbo**. 2007. 58 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2007.

ALVES, J. C.; SOUZA, A. P.; PORTO, M. L.; ARRUDA, J. A.; TOMPSON JÚNIOR, U. A.; SILVA, G. B.; ARAÚJO, R. C.; SANTOS, D. ABSORÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE CHUMBO EM PLANTAS. **Rev. Bras. Ciênc. do Solo**, Viçosa, p.1329-1336, 3 set. 2008.

AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; COSTA, L.M.; OLIVEIRA, C.; VELLOSO, A.C.X. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **Revista Brasileira de ciência do Solo**, Campinas, v. 16, n. 2, p. 271-276, 1992.

ANDRADE, J.C.M; TAVARES, S.R.L; MAHLER, C.F. **O uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 175 p.

ANTONOVICS, J.; BRADSHAW, A.D.; TURNER, R.G. **Heavy metal tolerance in plants**. *Advances in Ecological Research*, Amsterdam, v.7, 85p, 1971.

ATSDR. Agency for Toxic Substance and Disease Registry. **Toxicological profile for lead**. Atlanta: Department Of Human Services, Public Health Service, 1993. 307 p.

AZEVEDO, A.C.de.; DALMOLIN, R.S.D.; ARAÚJO PEDRON, F.de. In: **Fórum de Solos e Ambiente**,1., 2003, Santa Maria. Anais... Santa Maria: Pallotti, 2003.

BAKER, A.J.M. Metal tolerance. **New Phytologist**, Greenville, v. 106, n. 1, p. 93-111, 1987.

BAKER, A.J.M., BROOKS, R.R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: A review of their distribution, ecology and phytochemistry. **New Phytologist**, Greenville, v. 1, n. 1, p. 81-126, 1989.

BAKER A.J.M. Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavymetals. **Journal of Plant Nutrition**, Filadélfia, v.3, p.643-654, 1991.

BAKER, A.J.M.; McGRATH, S.P.; REEVES, R.D.; SMITH, J.A.C. Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soil. In: TERRY, N.; BAÑUELOS, G. (Eds.). **Phytoremediation of contaminated soil and water**. Boca Raton: Lewis Publishers, 2000. p. 85-107.

BALIGAR, V.C.; FAGERIA, N.K.; ELRASHIDI, M.A. Toxicology and nutrient constraints on root growth. **Hortscience**, Alexandria, p. 960-965. Out, 1998.

BELLINGER, D.C.; SCHWARTZ, J. Effects of lead in children and adults. In: STEELAND, K.; SAVITZ, D.A.A. (Eds.). **Topics in environmental epidemiology**. New York: Oxford University Press, 1997. p. 1016-1022.

BELLINGER, D.C. Lead. **Pediatrics**, Boston, v. 113, n. 4, p.1016-1022, 2004.

BERGMANN, W. **Nutrition disorders of plants**: development visual and analytical diagnosis. New York: Gustav Fischer. 1992. 741p.

BERTON, R.S. Fertilizantes e poluição. In: **REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS**, 20., Piracicaba, 1992. Anais... Campinas : Fundação Cargill, 1992. p.299-313.

BOONYAPOOKANA, B.; PARKPIAN, P.; TECHAPINYAWAT, S.; DeLAUNE, R.D.; JUGSUJINDA, A. Phytoaccumulation of lead by sunflower (*Helianthus annuus*), tobacco (*Nicotiana tabacum*), and vetiver (*Vetiveria zizanioides*). **J. Environ. Sci. Health., Part A**, v. 40, n. 1, p. 117-137, 2005.

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.

CARLOS, M. C. **Remediação de rejeitos industriais empregando microorganismos**. Disponível em: <www.cetem.gov.br/publicacao/serie_anais_XV_jic_2007 /Marion_Cony>. Acesso em: 17 jan. 2009.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Decisão de diretoria N. 195-2005**. São Paulo, 2005.

CHANG, A.C.; GRANTO, T.C.; PAGE, A.L. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. **Environmental quality**, Palo Alto-California, v.21, p.521-536, 1992.

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, Soil Pollut.**, v. 154, n. 1-4, p. 37-55, 2004.

CUNNINGHAM, S.D.; OW, D.W. Phytoremediation of contaminated soils. **Trends Biotechnology**, London, v.13, p. 393-397, 1995.

CUNNINGHAM, S.D.; OW, D.W. Promises and prospects of phytoremediation. **Plant physiology**, Alnarp-Suécia, v.110, p.715-719, 1996.

DiFRANCESCO, C.A.; SMITH, G.R.. **Lead Statistics**. Reston: U.s. Geological Survey, 2003.

DIAS, A.E.X. **Biorremediação de áreas afetadas por resíduos sólidos tóxicos**. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2000.

DURMISHIDZE, S.V. Metabolism of certain air-polluting organic compounds in plants. **Applied Biochemistry Microbiology**, Moscow, v.13, n.6, p.646-653, 1997.

DUTTON, G. **Stemming the toxic tide**. Comp. Air Feat., p. 38-42, 1996.

EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa, 2006. 306 p.

EPA – United States Environmental Protection Agency. **A citizen's guide to phytoremediation**. Washington, 1998. Disponível em <www.epa.gov/iag/pubs/hpguide.html>. Acesso em: 04 set. 2007.

EPA – United States Environmental Protection Agency. **Introduction to phytoremediation**. Cincinnati, 2000. Disponível em <www.epa.gov/iag/pubs/hpguide.html>. Acesso em: 13 nov. 2007.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. **Nutrição Mineral de Plantas**. 2. ed. Londrina: Editora Planta, 2006.

FERNANDES, M. S. (Ed.). **Nutrição Mineral de Plantas**. 22. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. 432 p.

FLATHMAN, P.E.;LANZA, G.R. Phytoremediation: current views on an emerging green technology. **Journal of Soil Contamination**, Boca Raton-Flórida, 1998, vol. 7, no. 4, p. 415-432.

FLETCHER, J. Use of algae versus vascular plants to test for chemical toxicity. In: WANG, W.; GORSUCH, J.W.; LOWER, W.R. (Ed.). **Plants for toxicity assessment**. Philadelphia: ASTM. p.33-39, 1990.

FRICK, C.M. **Assessment of phytoremediation as an in-situ technique for cleaning oil-contaminated sites**. Calgary: Petroleum Technology Alliance of Canada, Dec. 1999.

GARBISU, C.; ALKORTA, I. Phytoextraction: a cost effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. **Bioresource Technology**, Miramar, v. 77, p. 229 – 236, 2001.

GOMES, G. M. F. **Redução do Impacto Ambiental da Escória de Obtenção de Chumbo por Via Secundária.** 2006. 146 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul, Porto Alegre, 2006.

GRATÃO, P.L.; PRASAD, N.V.; CARDOSO, P.; LEA, P.J.; AZEVEDO, R.A. Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment. **Braz. J. Plant Physiol.**, v. 17, n. 1, p. 53-64, 2005.

GRAZZIOTTI, P.H. **Comportamento de fungos ectomicorrízicos, Acacia mangium e espécies de pinus e eucalyptus em solo contaminado por metais pesados.** 1999. 177p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1999.

GREENWOOD, N.N.; EARNSHAW, A. **Chemistry of the elements.** Leeds: University of Leeds. Department of inorganic and structural chemistry, 1989. 1542 p.

GREGER, M. **Phytoremediation** - Does it work? In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE BIOGEOCHEMISTRY OF TRACE ELEMENTS, 7., 2003, Uppsala-Sweden: SLU Service, 2003, Vienna, Anais... p.10-11.

GUBERMAN, D.E. **Mineral Industry Surveys.** Reston: Science For a Changing World, 2008.

PIMENTA, A. **Bioindicadores em Ecossistemas. Herbário.** Disponível em: <www.herbario.com.br/dataherb06/1112bioindicad.htm>. Acesso em: 20 mar. 2008

HENRY, J.R. **An overview of the phytoremediation of lead and mercury.** Washington: USEPA, 2000. 55 p.

HICKS, C.R. Qualitative and quantitative factors. In: HICKS, C.R. **Fundamental concepts in the design of experiments.** 2. ed. New York: Holt, Rinehart and Winston, Inc, 1973. p. 123-152.

HINCHMAN, R.R. **Phytoremediation: using green plants to clear up contaminated soil, groundwater, and wastewater.** Illinois, 1998.

HUANG, J.W.; CUNNINGHAM, S.D. Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. **New Phytologist**, Sheraton, v. 134, n. 1, p. 75-84, 1996.

INGLE, R.A.; MUGFORD, S.T.; RESS, J.D.; CAMPBELL, M.M.; SMITH, J.A. Constitutively high expression of the histidine biosynthetic pathway contributes to nickel tolerance in hyperaccumulator plants. **Plant Cell. New York**, v.17, p.2089-2106, 2005.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants.** Boca Raton: CRC Press, 1985.

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

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. 3.ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 331p.

KASTORI, R.; PLESNICAR, M.; SAKAC, Z.; PANKOVIC, D.; ARSENJEVIC-MAKSIMOVIC, I. Effect of excess lead on sunflower growth and photosynthesis. **Journal of Plant Nutrition**, Novi Sad, Yougoslavie, v. 21, n. 1, p. 75-85, 1998.

KIN IS, KANG HK, JOHNSON-GREEN P, LEE EJ. Investigation of heavy metal accumulation in *Polygonum thunbergii* for phytoextraction. **Environ Pollut**, 2003; v.126, p.235–243.

KOSOBROUKHOV, A.; KNYAZEVA, I.; MUDRIK, V. Plantago major plants responses to increase content of lead in soil: growth and photosynthesis. **Plant Growth Regulation**, Dordrecht, v.42, p.145-151, 2004.

KUMAR, P.B.A.N.; DUSHENKOV, V.; MOTTO, H.; RASKIN, I. Phytoextraction: the use of plants to remove of heavy metals from soil. **Environmetal science technology**, New York, v. 29, n. 5, p. 1232-1238, 1995.

LASAT, M.M. Phytoremediation of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. **Journal of Hazardous Substance Research**, Kansas State University, v.2, p. 2-5, 2000.

LASAT, M.M. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. **J. Environ. Quality**, New York, v. 31, n. 1, p. 109-120, 2002.

LORA, S.E.E. **Prevenção ao controle da poluição nos setores Energia, Industrial e Transporte**. 2. Ed: Rio de Janeiro. Interciência. 2002. 481p.

LUBBEN, S; SAUERBECK, D The uptake and distribution of heavy-metals by spring wheat. **Water Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v.57, n.8, p.239-247, 1991.

MARQUARDT, D.W. An algorithm for least-square estimation of nonlinear parameters. **J. Soc. Indust. Appl. Math.** Philadelphia, v. 11, p. 431-441, 1963.

MARQUES, V.S. **Efeitos de zinco e cádmio em arroz (*Oryza sativa* L.) cultivado em solução nutritiva e em solo tratado com lodo de esgoto enriquecido**. 1997. 67f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1997.

MARQUES, T.C.L.S.M.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados. **Pesq. Agrop. Bras.**, v. 35, n. 1, p. 121-132, 2000.

MATTOS, U.A.de O.; FORTES, J.D.N.; SHUBO, A.M.da R.; PORTELA, L.F.; TABALIPPA, M.; SHUBO, T. Avaliação e diagnóstico das condições de trabalho em duas indústrias de baterias chumbo-ácidas no Estado do Rio de Janeiro. **Ciência e saúde coletiva**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 4, p. 1047-1056, 2003.

MELO, É. E. C. de; NASCIMENTO, C. W. A. do; SANTOS, A. C. Q. Solubilidade, fracionamento e fitoextração de metais pesados após aplicação de agentes quelantes. **rev. Bras. Cienc. do Solo**, Viçosa, v. 30, n. , p.1051-1060, 2006.

MESQUITA, A. C. **Uso das Técnicas de Oxidação química e Biodegradação na Remoção de Alguns Compostos Recalcitrantes**. 2004. 171 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

MOREIRA, F.R.; MOREIRA, J.C. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. **Rev. Panam. Salud Publica**, Washington, v.15, n.2, p.119-129, 2004.

MURAKAMI, M.; AE, N. Potential for phytoextraction of copper, lead, and zinc by rice (*Oryza sativa* L.),. **Journal Of Hazardous Materials**, Tsukuba, n.162, p.1185-1192, 8 jun. 2008. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/jhazmat>. Acesso em: 14 fev. 2009.

NASCIMENTO, C.W.A; AMARASIRIWARDENA, D. XING, B. Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil. **Environmental Pollution**, v.140, p.114-123, 2006.

NAVARRO, S. S. **Remediação para Solos Contaminados com Metais Pesados**. 2003. 53 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Bacharelado em Química Tecnológica). Pontifícia Universidade Católica de Campinas. Campinas, 2003.

NAVARRO-AVIÑÓ, J.P.; ALONSO, I. A.; LÓPEZ-MOYA, J.R. **Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas**. Departamento de Biología Vegetal. Escuela Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Valencia.. Disponível em: <<http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=488>>. Acesso em: 08 dez. 2008.

NYER, E.K. e GATLIFE, E.G. **Phytoremediation**. *Ground. Mon. Remed.*, p. 58-62, 1996.

OLIVEIRA, D.M. de; CARA, D.V.C.; XAVIER, P.G.; SOBRAL, L.G.S.; LIAM, R.B.; ALMEIDA, A.L. de. **Fitorremediação: o estado da arte**. Brasília: CETEM/MCT, 2006. 32 p. (Série Tecnologia Ambiental, v.39)

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. 283 f. Tese (Doutorado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2000.

PANDOLFINI, T.; GREMIGNI, P.; GABBRIELLI, R. Biomonitoring of soil health by plants. In: PANKHUST, C.; DOUBE, B.M.; GUPTA, V.V.S.R. (Ed.). **Biological indicators of soil health**. New York: CAB. p.325-348, 1997.

PAOLIELLO, M.M.B.; CHASIN, A.A.M. **Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001. 144p. (Cadernos de referência ambiental, v. 3)

PEDRAZZOLI, C. D. **REMEDIAÇÃO ELETROCINÉTICA DE CHUMBO EM RESÍDUOS INDUSTRIAIS**. 2004. 145 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais e Processos) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

PEREIRA, B.F.F. **Potencial fitorremediador das culturas de feijão-de-porco, girassol e milho cultivadas em Latossolo Vermelho contaminado com chumbo**. 2005. 68 f. il. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical/Gestão de Recursos Agroambientais) – Instituto Agronômico, Campinas, 2005.

PILON-SMITS, E. Phytoremediation. **Annu. Rev. Plant Biol.**, v. 56, p. 15-39, 2005
PIRES, F.R., SOUZA, C.M., SILVA, A.A., QUEIROZ, M.E.I.R., PROCÓPIO, S.O., SANTOS, J.B., SANTOS, E.A., CECON, P.R., 2003. Seleção de plantas com potencial de fitorremediação de Tebuthionon. **Revista Planta Daninha**, Viçosa, v. 21, n.3, p. 451-458, 2003.

PLETSCH, M. Fitorremediação de águas e solos poluídos. **Revista de Biotecnologia**, Belo Horizonte, n.11, 2000.

QUITERIO, S.L.; MOREIRA, M.F.R.; SILVA, C.R.S; ARBILLA, G.; ARAÚJO, U.C.; MATTOS, R.C.O.C. Avaliação da Poluição Ambiental causada por particulado de Chumbo emitido por uma reformadora de baterias na Cidade do Rio de Janeiro, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 9, p. 1817-1823, 2006.

RAMALHO, J.F.G.P.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X. Contaminação da microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 7, p. 1289-1303, 2000.

RASKIN, I.; ENSLEY, B. Phytoremediation of toxic metals - using plants to clean up the environment. **Plant Science**, Alabama, v. 160, p. 1073 – 1075, 2000.

REBOUÇAS, D.S.; GUIMARÃES, C.R.R. Intoxicação crônica familiar por chumbo. **Revista Brasileira de Toxicologia**, São Paulo, v. 8, n. 1, p. 160. 1995.

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.

SADAO, M. Intoxicação por chumbo. **Revista de Oxidologia**, São Paulo, v. 11, n. 1, p. 37-42, 2002.

SAEG. **Sistema para análises estatísticas**. Versão 9.1. Viçosa: Fundação Arthur Bernardes, 2007.

SALT, D.E.; SMITH, R.D.; RASKIN, I. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Minnesota, v. 49, p. 643-668, 1998.

SANCHEZ, L.E. **Desengenharia**: o passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais. São Paulo: Edusp, 2001.

SANTOS, F.S.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; MAZUR, N. Mecanismos de tolerância de plantas a metais pesados. In: FERNADES, M.S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: SBCS, 2006. p. 419-432.

SCHIFER, T.S.; BOGUSZ JUNIOR, S.; MONTANO, M.A.E. Aspectos toxicológicos do chumbo. **Infarma**, Espírito Santo do Pinhal, v. 17, n. 5/6, p. 67-72, 2005.

SCHNOOR J. L. Phytoremediation of Soil and Groundwater **Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center**, Iowa City (2002).

SCRAMIN, S.; SKORUPA, L.A.; MELO, I.S. **Utilização de plantas na remediação de solos contaminados por herbicidas**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 369-371, 2001.

SEGURA-MUÑOZ, S.I. **Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP**: avaliação dos níveis de metais pesados. 2002. 131 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública)-Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2002.

SEKHAR, K.C.; KAMALA, C.T.; CHARY, N.S.; BALARAM, V.; GARCIA, G. Potential of *Hemidesmus indicus* for phytoextraction of lead from industrially contaminated soils. **Chemosphere**, Los Angeles, v. 58, n. 4, p. 507-514, 2005.

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

SILVA, B.C.E. **Balanco mineral brasileiro 2001: chumbo**. Brasília: MME-DNPM, 2001. 9 p. Disponível em: <www.dnpm.gov.br/mostra_arquivo.asp> Acesso em: 17 set. 2007.

SKIPPER, H.D. Bioremediation of contaminated soils. In: SYLVIA, D.M.; FUHRMANN, J.J.; HARTEL, P.G. & ZUBERER, D.A., (Eds). **Principles and applications of soil microbiology**. New Jersey, Prenticehall, 1998. P.469-497.

SKLADANY, G.J. & METTING Jr.F.B. **Bioremediation of contaminated soil**. New York, MrcelDekker. p. 483-513, 1992.

SOARES, C. R. F. S.; AGUIAR, A. M. De; MARQUES, T. C. L. M.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Acúmulo e Distribuição de Metais Pesados nas Raízes, Caule e Folhas de Mudanças de Árvores em solo Contaminado por Rejeitos de Indústria de Zinco. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, Campinas, v. 13, n. 3, p.302-315, 2001.

SOARES, C. R. F. S.; GRAZZIOTTI, P.H.; SIQUEIRA, J.O.; CARVALHO, J.G. & MOREIRA, F.M.S. Toxicidade de zinco no crescimento e nutrição de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.36, p. 339-348, 2001b.

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.

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

TAMURA, H.; HONDA, M.; SATO, T.; KAMACHI, H. Pb hyperaccumulation and tolerance in common buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench). **Journal of Plant Research**, Sumiyoshi-ku, v. 118, n. 5, p. 355-359, 2005.

TEDESCO, M.J.; GIANELO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEM, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, planta e outros materiais**. 2. ed. rev. e ampl. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174p. il. (Boletim Técnico, 5)

TONG, S.; SCHIRNDING, Y.E.V.; PRAPAMONTOL, T. Environmental lead exposure: a public health problem of global dimensions. **Bulletin of the World Health Organization**, Geneva, v. 78, n. 9, p. 1068-1077, 2000.

USEPA. **Quality Criteria for Water**. EPA 440/5-86-001,1986.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Health effects notebook or hazardous air pollutants-draft**. Washington, USEPA, 1994. 12p.

UTRIAINEN, M.A.; KARENLAMPI, L.V.; KARENLAMPI, S.O. &SCHAT, H. Differential tolerance to copper and zinc of micropropagated birches tested in hydroponics. **New Phytologist**, Greenville, v.137, p.543-549, 1997.

WALLACE, G.A. & WALLACE, A. Lead and other potentially toxic heavy metals in soil. **Communication In Soil Science And Plant Analysis**, New York, v. 1, n. 25, p.137-141, 1994.

WATANABE, M.E. Phytoremediation on the brink of commercialization. **Environmental Science e Technology**, New York, v.31, p.182-186, 1997.

WHO. World Health Organization. International Programme on Chemical Safety. **Lead: Environmental aspects**. Geneva, 1989. 106p. (Environmental Health Criteria, 85). Disponível em: <<http://incchem.org/documents/ehc>> Acesso em: 03 Agos. 2007.

WHO. World Health Organization. International Programme on Chemical Safety. **Inorganic lead**. Geneva, 1995. 300p. (Environmental Health Criteria, 165). Disponível em: <<http://incchem.org/documents/ehc>> Acesso em: 03 Agos. 2007.

WIKIPÉDIA. **O emprego da Biorremediação**. Disponível em: <www.pt.wikipedia.org/Biorremediação> Acesso em: 30 jun. 2007.

YANG, X. E.; FENG, Y.; HE, Z.;Stoffella, p.j. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and. **Journal Of Trace Elements In Medicine And Biology**, Fort Pierce, v. 18, p.339-353, 21 fev. 2005.

YANG, X.E., LONG, X.X., NI, W.Z. Physiological and molecular mechanisms of heavy metal uptake by hyperaccumulating plant species. **J Plant Nutr Fert**. v.8, p.8-15, 2002.

YANQUN, Z.; YUANA, L.; JIANJUN, C.; HAIYAN, C.; LI, Q.; SCHVARTZ, C. Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zinc mining area in Yunnan, China. **Environmental International**, Washington, v. 31, n. 6, p. 755-762, 2005.

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.

ZEITOUNI, C. F. **Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um latossolo vermelho amarelo distrófico**. 2003. 103 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2003.

ZHELJAZKOV, V.D.; CRAKER, L.E.; XING, B. Effects of Cd, Pb, and Cu on growth and essential oil contents in dill, peppermint, and basil. **Environmental and Experimental Botany**, Netherlands, v. 58, n. 1, p. 9-16, 2006.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)