

SOLANGE ROMEIRO

**POTENCIAL FITOEXTRATOR DE *RICINUS
COMMUNIS L., HELIANTHUS ANNUS L. E
CANAVALIA ENSIFORMES L.* PARA O CHUMBO, EM
SOLUÇÃO NUTRITIVA**

Campinas

2005

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

SOLANGE ROMEIRO

**POTENCIAL FITOEXTRATOR DE *RICINUS
COMMUNIS L., HELIANTHUS ANNUS L. E
CANAVALIA ENSIFORMES L. PARA O CHUMBO, EM
SOLUÇÃO NUTRITIVA***

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical - Área de concentração em Tecnologia da Produção Agrícola, do Instituto Agrônomo, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Dra. Ana Maria Magalhães Andrade Lagôa.

Co-orientador: Dr. Pedro Roberto Furlani.

Campinas

2005

**Ficha catalográfica elaborada pela bibliotecária do
Instituto Agronômico de Campinas**

R664p Romeiro, Solange
Potencial de *Ricinus Communis* L. *Helianthus Annus* L.
e *Canavalia Ensiformes* L. como extratoras de chumbo em
solução nutritiva./ Solange Romeiro. Campinas: Instituto
Agronômico, 2005.
84 fls. : il.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Maria M. Andrade Lagoa

Co-orientador: Prof. Dr. Pedro Roberto Furlani

Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e
Subtropical - Tecnologia da Produção Agrícola,) –
Instituto Agronômico de Campinas

1. Fitoextração. 2. Metais pesados. 3. Chumbo. 4. *Ricinus
Communis* L.. 5. *Helianthus Annus* L. 6. *Canavalia Ensiformes*
L. I. Lagoa, Ana Maria M. Andrade. II. Furlani, Pedro Roberto.
III. Instituto Agronômico de Campinas. IV. Título.

CDD – 581.1

SOLANGE ROMEIRO

**POTENCIAL FITOEXTRATOR DE *RICINUS
COMMUNIS L., HELIANTHUS ANNUS L. E
CANAVALIA ENSIFORMES L. PARA O CHUMBO, EM
SOLUÇÃO NUTRITIVA***

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical - Área de concentração em Tecnologia da Produção Agrícola, do Instituto Agrônômico, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

COMISSÃO EXAMINADORA

Dra. Ana Maria Magalhães Andrade Lagôa
Instituto Agrônômico Campinas

Dra. Cleide Aparecida de Abreu
Instituto Agrônômico Campinas

Dra. Marlene Aparecida Schiavinato
Unicamp

Campinas, ____ de _____ de 2005

À minha família em especial a minha querida
Mãe Eurídice, ao Umberto Patiri e a todos
meus amigos pelo apoio, amor e
o incentivo que me motivou
a transpor todos
os desafios.

AGRADECIMENTOS

À minha querida e amiga orientadora, Dr^a Ana Maria Magalhães Andrade Lagôa, pela amizade, apoio, força, atenção e conhecimentos adquiridos em todo esses anos;

Ao meu co-orientador e amigo Prof. Dr. Pedro Roberto Furlani, pela orientação, dedicação e compreensão durante todas as etapas deste trabalho;

As Dr^{as} Cleide Aparecida de Abreu e Mônica Ferreira de Abreu pela atenção e contribuição durante a realização dos experimentos, estando sempre presente nas avaliações e nas tarefas;

À minha família, que tanto amo e que sempre transmitiu confiança e motivação para que continuasse o meu trabalho;

Aos amigos e funcionários do setor de sementes, que sempre me receberam com atenção e carinho, em especial ao Dr. Razera, ao Dr. Lago, à Ivonete, à Denise, à Fia, à Valéria e ao Cássio, pela amizade, dedicação e contribuição durante o período experimental da dissertação;

Aos funcionários da Biblioteca do IAC, em especial à Janaína, pela atenção e colaboração nas pesquisas;

Aos amigos funcionários, estagiários e pesquisadores do setor de Fertilidade do Solo, em especial ao Dr. Ondino Bataglia, à Tânia, à Toninha, à Giselda e à Marilda pelo carinho e atenção em que sempre me receberão e orientaram nas realizações das minhas análises;

Ao Dr. Eduardo Caruso Machado, à Dr^a Norma e ao técnico Severino do setor de Fisiologia Vegetal, pela colaboração durante o período experimental da dissertação;

A Silvana do setor de Fisiologia Vegetal pelo carinho, atenção e dedicação no decorrer desses dois anos;

A minhas queridas amigas da secretaria da Pós-graduação do IAC Angelina, Célia e Lígia, pela atenção e dedicação;

Ao Dr. Flávio do setor de Irrigação e Drenagem, pela colaboração no uso de equipamentos para avaliação dos meus experimentos;

Aos meus queridos estagiários Lívia e Odair Junior, e ao meu amigo Bruno pela colaboração durante o período experimental da dissertação;

Aos meus queridos amigos da Pós-graduação do IAC: Ticianny, Josiane, Samira, Trícia, Danilo, César e Silvia pelos momentos de alegria, pelo apoio, força e amizade durante esses dois anos;

A minhas queridas e especiais amigas Maria Aparecida e Sueli, pela amizade, amor, força e incentivo nesses anos todos da minha vida e por estarem sempre dispostas a me ajudar;

Ao Umberto Patiri pelo incentivo, dedicação e apoio a mim concedidos para a realização deste trabalho;

A todos os pesquisadores e professores do curso de Pós-graduação do IAC, que contribuíram com informações valiosas para a minha formação profissional;

Ao Tomy pela colaboração na realização deste trabalho;

E a todos que direta e indiretamente contribuíram para a realização e finalização deste trabalho.

*"Não é possível voltar atrás e fazer um novo começo.
Mas é possível começar agora e fazer um novo fim."*

Autor desconhecido

ROMEIRO, Solange. **Potencial fitoextrator de *Ricinus communis* L., *Helianthus annus* L. e *Canavalia ensiformes* L. para o chumbo, em solução nutritiva.** 2005. 84p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico.

RESUMO

A importância da fitorremediação como técnica remediadora para áreas contaminadas por chumbo justifica a realização de estudos de fisiologia que relacionam espécies adaptadas em nossas condições aos níveis crescentes de contaminação por chumbo. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o potencial fitoextrator para o chumbo de algumas espécies vegetais e os aspectos fisiológicos destas plantas crescidas nestas condições de contaminação. As espécies vegetais (feijão-de-porco, mamona e girasol) foram conduzidas em solução nutritiva, em casa de vegetação com condições semi-controladas, no Centro Experimental Central do IAC. Os experimentos foram instalados em blocos ao acaso, com três repetições, cinco plantas para cada repetição, sendo os tratamentos as concentrações de Pb (0, 100, 200 e 400 $\mu\text{m/L}^{-1}$). As plantas foram cultivadas até 40 dias de idade. Foram realizadas análises fisiológicas com o acompanhamento de sintomas, das massas frescas e secas tanto da parte aérea como das raízes, da área foliar, das alturas das plantas, do número de folhas e da concentração de Pb, do conteúdo de Pb na solução nutritiva, nas raízes e na parte aérea das plantas. As amostras das plantas (parte aérea e raiz) e da solução nutritiva foram submetidas às análises químicas para determinação de Pb usando a digestão via seca. Verificou-se que, nas doses mais baixas de Pb, de maneira geral, as plantas de mamona e de feijão-de-porco se mostraram como potenciais hiperacumuladoras de Pb e as de girassol as menos eficientes neste processo. As doses de Pb estudadas, de uma maneira geral, não afetaram muito o desenvolvimento de feijão-de-porco e mamona, demonstrando que estas espécies são tolerantes ao Pb. Girassol se apresentou com baixa tolerância a este metal, apesar de apresentarem grandes quantidades de Pb em suas raízes. Pode-se concluir que as plantas de mamona e de feijão-de-porco se mostraram como potenciais hiperacumuladoras de Pb e têm características de fitoextratoras deste metal, o mesmo não ocorrendo com as plantas de girassol.

Palavras-chave: fitoextração, metais pesados, chumbo, *Ricinus communis* L., *Canavalia ensiformes* L. *Helianthus annus* L.

ROMEIRO, Solange. **Potentially phytoextraction of *Ricinus communis* L., *Helianthus annus* L. and *Canavalia ensiformes* L. in nutritive solution** . 2005. 84p. Dissertation (Master in Tropical and Subtropical Agriculture) – Instituto Agronômico.

ABSTRACT

The wide use of phytoremediation as a healing technique for lead contaminated area, justifies the realization of a physiology study that relates adapted specimens in our species condition and the growing levels of contamination by lead. The present work had as a goal to evaluate the potential for lead (Pb) phytoextraction of some of the vegetation species and the physiologic aspects of those plants grown in this contaminated conditions. The vegetation varieties (*Ricinus communis* L., *Canavalia ensiformes* L. and *Helianthus annus* L.) were conducted in nutritive solution in a green house in semi-controlled condition, at IAC Experimental Center. The experiment is in a randomized complete block design, in scheme of split-plots, with three replications, with five plants for replication. The lead concentrations testing were: 0, 100, 200 and 400 $\mu\text{mol L}^{-1}$ as Pb (NO_3). Plants will be grown up to 40 days of age. Physiologic analysis follow-ups were made with symptoms, photosynthesis rates, of fresh and dried mass, for the shoot and roots, leaves area, plants height, number of leaves, Pb content in the nutritive solution, in the roots and the shoot of the plants. The samples of the shoot and roots and of the nutritive solution, were submitted to chemistry analysis for the determination of Pb, using the dry digestion. It was verified that in lower concentration of Pb, in general, the castor bean plants and the *Canavalia* showed to be potentially hiperaccumulative of Pb and the sunflower the least efficient in this process. The concentration of Pb studied, in general, didn't affect very much the development of *Canavalia ensiformes* L. and *Ricinus communis* L. demonstrating that these species are tolerant to Pb. *Helianthus annus* L. presented low tolerance to this metal, although it showed to have big quantities of Pb on its roots. We can conclude that the castor bean plants and the *Canavalia* showed to be potentially hiperaccumulative of Pb and has characteristics of phytoextrator of this metal, this did not happened to the sunflower plants.

Key-words: phytoextraction, heavy metals, lead, *Ricinus communis* L., *Canavalia ensiformes* L. *Helianthus annus* L.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Vista do experimento conduzido em casa de vegetação, com as espécies de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e de girassol (*Helianthus annus* L.), em cultivo hidropônico e em condições semi-controladas de luz e temperatura, instalado no Centro Experimental Central do IAC.....26
- Figura 2 - Médias de 4 medidas das alturas (intervalo de 6 dias entre elas), de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.) (A), de mamona (*Ricinus communis* L.) (B) e de girassol (*Helianthus annus* L.) (C), cultivadas em sistema hidropônico e submetidas a diferentes concentrações de chumbo. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST.....32
- Figura 3 - Médias das medidas das alturas de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e de girassol (*Helianthus annus* L.), cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5% para as plantas de girassol e de feijão-de-porco e linear para plantas de mamona, estimadas pelo programa SANEST.....35
- Figura 4 - Médias de 4 medidas do número de folhas (intervalo de 6 dias entre elas), de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e de girassol (*Helianthus annus* L.) cultivadas em sistema hidropônico, na presença de chumbo. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%.....36
- Figura 5 - Médias das áreas foliares de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annus* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, comparando entre espécies para cada concentração de Pb.....37
- Figura 6 - Médias das massas frescas da parte aérea de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annus* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimada pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, comparando entre espécies para cada concentração de Pb.....39
- Figura 7 - Médias das massas secas da parte aérea de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annus* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Letras

diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, comparando entre espécies para cada concentração de Pb.....40

Figura 8 - Médias das massas frescas das raízes de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annus* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, comparando entre espécies para cada concentração de Pb.....41

Figura 9 - Médias das massas seca das raízes de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annus* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, na comparação entre espécies dentro de cada concentração de Pb.....42

Figura 10 - Médias das taxas de absorção de CO₂ em plantas de mamona (*Ricinus communis* L.), crescidas em sistema hidropônico, em diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST.43

Figura 11 - Médias das concentrações de chumbo na solução nutritiva onde foram desenvolvidas plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annus* L.) em sistema hidropônico, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, %, na comparação entre espécies para cada concentração de Pb.....44

Figura 12 - Médias dos conteúdos de chumbo na parte aérea de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annus* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial linear e quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, na comparação entre espécies para cada concentração de Pb.....45

Figura 13 - Médias dos conteúdos de chumbo nas raízes de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e de girassol (*Helianthus annus* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo

teste Tukey a 5%, na comparação entre espécies para cada concentração de Pb.....46

Figura 14 - Médias dos fatores de transferência de Pb (t) calculadas em plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e de girassol (*Helianthus annuus* L.) crescidas em sistema hidropônico na presença de chumbo, por 40 dias. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, na comparação entre espécies para cada concentração de Pb.....47

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO01
2 REVISÃO DE LITERATURA05
2.1 Considerações Gerais05
2.2 O Chumbo06
2.3 Chumbo no Solo09
2.4 O Chumbo e a Planta11
2.5 Técnicas Para Remover o Chumbo do Solo16
2.6 Fitorremediação17
2.7 Fitoextração19
2.8 Plantas Fitoextratoras20
3 MATERIAL E MÉTODOS22
3.1 Local e Condições Ambientais22
3.2 Delineamento Experimental24
3.5 Instalação e Condução do Experimento25
3.4 Análises Químicas nas Amostras da Solução Nutritiva e das Plantas28
3.4.1 Solução nutritiva28
3.4.2 Determinação dos teores de Pb através do método da via seca29
3.5 Cálculo do Fator de Transferência (t)29
3.6 Análise Estatística.....	.30
4 RESULTADOS30
4.1 Desenvolvimento das Espécies na Presença de Pb.....	.30
4.2 Medidas de Crescimento.....	.32
4.2.1 Medidas das alturas.....	.33
4.2.2 Relação das alturas das espécies com as doses de chumbo34
4.2.3 Número de Folhas35
4.2.4 Área foliar.....	.36
4.3 Produção de Massas.....	.37
4.3.1 Massa fresca da parte aérea39
4.3.2 Massa seca da parte aérea40
4.3.3 Massa fresca da raíz.....	.41

4.3.4 Massa seca da raíz	42
4.4 Taxa de Absorção de CO ₂	42
4.5 Chumbo na Solução Nutritiva	43
4.6 Chumbo na Parte Aérea	44
4.7 Chumbo na Raíz	45
4.8 Fator de Transferência de Pb (t)	46
5 DISCUSSÃO	48
6 CONCLUSÕES.....	58
REFERÊNCIAS	59

1 INTRODUÇÃO

Na atualidade, a crescente e devastadora degradação do meio ambiente têm como base o uso intenso e inadequado de fertilizantes e pesticidas no solo, aliado ao aumento das atividades industriais e de mineração. Estes são os principais responsáveis pela contaminação do solo, cursos de água e lençol freático por metais pesados (MALAVOLTA, 1994).

Os metais pesados são elementos que ocorrem naturalmente no solo, sendo que alguns são essenciais para várias funções fisiológicas nos seres vivos, como o Cobre, Níquel, Cromo, Ferro, Manganês e Zinco (MALAVOLTA, 1994). Porém, quando ocorrem em elevadas concentrações, podem causar danos ao meio ambiente e à cadeia alimentar. Esses poluentes podem se concentrar no ar, nas águas superficiais, no solo, nos sedimentos ou nas águas subterrâneas, alterando as suas características e as circundantes.

Até novembro de 2004, o cadastro de locais contaminados no Estado de São Paulo apontou a existência de 1.336 de áreas poluídas com metais pesados (CETESB, 2005). Este número é muito pequeno se comparado com os milhares de sítios encontrados em países como a Holanda 60.000, a Alemanha com 55.000 áreas e a França com 3.500 áreas (dados de 2001), por exemplo. Em especial, os países europeus, além dos problemas com a contaminação industrial têm em seus passivos ambientais áreas contaminadas com despojos da Segunda Grande Guerra Mundial (SANEAMENTO, 2003).

No caso brasileiro, e em específico do Estado de São Paulo, a maior parte das áreas contaminadas cadastradas refere-se a postos de abastecimento de combustível. Os números da contaminação ambiental na área industrial, porém, também são expressivos.

Entre os vários poluentes, há os metais pesados como o chumbo (Pb), que degrada lentamente o meio ambiente por meio da bioacumulação.

O Pb é o maior contaminante de solo (LASAT, 2000) e o maior problema ambiental frente ao mundo moderno (SHEN et al., 2002), sendo notoriamente o metal pesado que oferece maior risco de envenenamento para os seres humanos, especialmente às crianças (LASAT, 2002).

O Pb está presente em diversas formas de produtos e materiais existentes no cotidiano tais como, cerâmicas, pigmentos, fundições, soldas, munições, equipamentos médicos, acumuladores (baterias), encanamento e equipamentos elétricos. Quantitativamente, a demanda deste metal no Brasil está voltada para o segmento de fabricação de acumuladores que alcança 80%, seguida por óxidos, 12% e os eletroeletrônicos, 8% (SILVA, 2003).

Os valores orientadores de contaminação para o Pb no solo, em $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, no Estado de São Paulo são: de alerta 100; de intervenção em área agrícola, residencial e industrial; 200, 350 e 1.200, respectivamente (CETESB, 2001). Somente no Estado de São Paulo existem, aproximadamente, 38 locais já cadastrados pelas CETESB com níveis de Pb acima dos permitidos (CETESB, 2003).

Embora seja reconhecido que a solução dos problemas causados pelas áreas contaminadas é um desafio para toda a sociedade, as ações da CETESB mostraram-se efetivas, proporcionando a implementação de medidas de remediação em 484 áreas e a conclusão da remediação em 19 delas. Além disso, foram registradas 123 áreas contaminadas com proposta de remediação e 710 áreas contaminadas sem proposta de remediação (CETESB, 2005).

A busca e o desenvolvimento de soluções tecnológicas que atendam à legislação ambiental vigente e que, ao mesmo tempo, sejam compatíveis com seu porte, localização, condições econômicas, operacionais, dentre outros, se faz primordial. Neste ponto, é importante que seja salientada a importância das técnicas de remediação de solos e águas contaminadas.

A legislação brasileira, assim como na maioria dos outros países, exige que áreas degradadas pela contaminação sejam descontaminadas para que se diminuam os riscos à população e ao ambiente.

A remediação de áreas contaminadas é uma exigência legal e um compromisso social que precisam ser executados, criando uma enorme demanda tecnológica, oportunidades de pesquisa científica e oferecendo grandes possibilidades de negócios. Esta é alcançada por inúmeras tecnologias que envolvem processos químicos ou físicos que são, em geral, tecnicamente difíceis e de custos elevados. Dentre as inúmeras tecnologias para remediação de solos contaminados, destacam-se a biorremediação e a fitorremediação que são opções de promover a destoxificação do local ou de remover elementos contaminantes do solo (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

A fitoextração, um tipo de fitorremediação praticada em várias partes do mundo, possuindo um grande potencial comercial (LASAT, 2002), já sendo aplicada a este nível em alguns países.

Na fitoextração, as plantas agem removendo, armazenando, transferindo, estabilizando e tornando inofensivos os metais pesados presentes no solo. Dentre as várias formas de fitorremediação, a fitoextração é uma das mais utilizadas. Emprega plantas hiperacumuladoras

para remover os metais do solo pela absorção e acúmulo nas raízes e na parte aérea e estas poderão ser, posteriormente, dispostas em aterros sanitários ou recicladas para a recuperação do metal. Estas plantas são capazes de tolerar, absorver e translocar altos níveis de certos metais pesados que seriam tóxicos a qualquer outro organismo (KHAN et al., 2000). A queima de material vegetal que contém 1% de metal resulta em cinzas com, aproximadamente, 20% destes (CUNNINGHAM e OW, 1996).

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 (GARBUSU e ALKORTA, 2001).

A fitoextração é uma tecnologia inovadora e muito promissora com um alto potencial para a aplicação prática e apresenta diversas vantagens, como a possibilidade de aplicação em áreas extensas, possuir baixo custo, e reduzir a erosão e a lixiviação dos contaminantes. Sua utilização é indicada para áreas com solos com contaminação média à baixas ou quando empregam amenizantes, nas quais as técnicas de engenharia não sejam viáveis economicamente (WATANABE, 1997).

Diante da importância da fitoextração como técnica remediadora para áreas contaminadas por chumbo, cria-se a necessidade de estudos que relacionam a tolerância de espécies de clima tropical, desenvolvidas em níveis crescentes de contaminação, com os aspectos fisiológicos destas plantas, para que possam ser efetivamente cultivadas como fitoextratoras nas áreas contaminadas no Brasil.

A hipótese deste trabalho é que as espécies estudadas são hiperacumuladoras de Pb, tendo, portanto, potencial para fitoextrair o Pb, sem afetar o desenvolvimento fisiológico destas plantas.

O presente trabalho teve como objetivo selecionar espécies tolerantes e que acumulam chumbo, avaliando-se o potencial fitoextrator destas espécies por meio de estudos fisiológicos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Considerações Gerais

Os metais pesados ocorrem naturalmente, constituindo menos de 1% das rochas da crosta terrestre, e suas origens no solo podem ser divididas em duas categorias: litogênicos, quando provenientes de fontes geológicas como resíduos de rocha ou liberados pelo intemperismo, ou antropogênicos, quando adicionados ao solo pela atividade humana como mineração, aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes (CAMARGO et al., 2001).

Nas plantas, freqüentemente, pode ocorrer acúmulo de metais pesados em quantidades consideráveis nos tecidos vegetais. O conhecimento a respeito dos metais pesados como contaminantes de plantas tem crescido lentamente em virtude da difícil compreensão desta interação (AMARAL, 1993).

Consideram-se metais pesados aqueles elementos que possuem densidade maior que 5 a 6 g·cm⁻³ (TAN, 2000). Também são designados como ‘metais tóxicos’, ‘elementos potencialmente tóxicos’ ou ‘elementos traço’ (MALAVOLTA, 1994).

O pH do solo tem efeito significativo sobre a mobilidade de Pb e outros metais existentes no solo. Sobre condição de acidez mais elevada ($\text{pH} < 5,5$), cátions metálicos são mais móveis, enquanto ânions tendem para a forma mineral (HENRY, 2000).

Os metais não alteram suas propriedades químicas, apenas variam entre as formas insolúvel e solúvel, sendo esta última a ideal para absorção pela vegetação. Amaral Sobrinho et al. (1997) observaram que a redução da solubilidade dos metais pesados Zn, Mn, Pb, Ni, Cd, e Cu ocorreram em razão da passagem das formas mais solúveis para as formas de óxido residual. Essa redução da solubilidade foi atribuída à adsorção específica e/ou à precipitação desses metais nos óxidos de Fe e Mn.

Entre os fortes contaminantes há o grupo dos metais pesados, como o chumbo, que degrada lentamente o meio ambiente pôr meio da bioacumulação.

2.2 O Chumbo

O chumbo é um elemento abundante em toda a crosta terrestre e sua utilização já ocorria em épocas bem antigas. Problemas ocasionados pela contaminação por Pb foram e continuam sendo historicamente relatados. Globalmente, calcula-se que cerca de 300 milhões de toneladas de chumbo já foram expostas no meio ambiente durante os últimos cinco milênios, especialmente nos últimos 500 anos. Após o advento do automobilismo, no início do século XX, aumentou bastante a exposição de chumbo devido ao seu uso junto com o petróleo (EXPOSIÇÃO, 2000).

Há uma longa história sobre a intoxicação pelo chumbo presente nos alimentos e bebidas. No império romano, entre os anos 30 A.C. e 220 D.C., era comum se padecer de

sintomas de intoxicação crônica por Pb (NRIAGU, 1983), devido aos canos de Pb e por fervarem o vinho e armazenarem alimentos em recipientes feitos ou revestidos por este metal (SOUSA NETO e COSENZA, 1993). No passado, o Pb foi utilizado nas cerâmicas, nos pigmentos, nas fundições, no encanamento, nas soldas, nas munições, para cobrir cabos elétricos, isolantes para equipamentos de raios-X, pigmento de tinta, como componente de baterias e como aditivo na gasolina (BAIRD, 2001; MAGNUS, 1994; TAN, 2000).

A intoxicação ocupacional foi primeiramente alertada durante o século XIX e início do século XX e, com o advento da industrialização, foi comum entre os trabalhadores (pintores, encanadores e outros) (TONG et al., 2000). Em 1883, na Inglaterra, foi feita a primeira legislação sobre a proteção de trabalhadores expostos, devido à morte de diversos empregados de empresas de chumbo em 1882. Atualmente, a intoxicação aguda pelo chumbo em países desenvolvidos tem sido controlada devido à melhoria das condições de trabalho. Entretanto, tem-se questionado os males causados pela exposição a doses baixas de chumbo, durante um longo período, especialmente em crianças. Em 1943, um estudo feito nos EUA com crianças expostas a este metal pesado, comprovou alterações neuropsicológicas na exposição crônica a doses leves e após exposição aguda a doses altas.

O consumo de chumbo aumentou significativamente nos países em desenvolvimento entre 1979 e 1990. Ainda nos dias de hoje, a contaminação de chumbo nas águas, no solo e no ar continua significativa. Calcula-se que a concentração de chumbo no sangue era até 500 vezes menor nos seres humanos da era pré-industrial (EXPOSIÇÃO, 2000). Conforme a Agência para Substâncias Tóxicas e Controle de Doenças, em uma lista de 275 substâncias orgânicas e inorgânicas prioritárias nos EUA, baseando-se na combinação de suas frequência, toxicidade e potencial de exposição humana, o Pb, seguido do As, ocupa o segundo lugar (ATSDR, 2003).

A demanda de Pb no país está voltada praticamente para o segmento de fabricação de acumuladores (baterias) que alcança 80,0%, enquanto que os óxidos 12,0% e os eletroeletrônicos (ligas, soldas e munições, vidros, cerâmicas e outros), 8,0% (SILVA, 2003).

Este metal é liberado para o solo, para a água superficial e subterrânea, por refinarias de Pb, fábricas de baterias, escapamentos de carros, pigmentos e indústrias químicas (CONNELL, 1997). A contaminação por Pb tem a principal origem nas emissões atmosféricas. O ar é o principal meio de transporte e distribuição desse metal e grandes quantidades tendem a localizar-se nas vizinhanças de fontes geradoras (CETESB, 1993; COOK et al., 1994; LAGERWEFF e SPECHT, 1970; EKLUND, 1995).

Depois de conhecidos os efeitos nocivos do Pb na saúde humana, principalmente como um desencadeador de problemas mentais em crianças com até 5 anos de idade, o uso indiscriminado desse elemento químico passou a ser controlado. No entanto, em estudos recentes, conclui-se que o uso de Pb na gasolina, hoje proibido, provocou um depósito deste elemento em áreas próximas das vias de transporte sendo esta uma característica de todo centro urbano com grande quantidade de veículos automotores. Nos EUA, ainda existem 400 mil crianças entre 1 e 5 anos, com quantidades importantes de chumbo no sangue e elas entraram em contato com o contaminante quando esse, por algum processo, foi liberado do solo e recolocado no meio ambiente (EFEITO RETARDADO, 2005).

A sua exposição, tanto ocupacional quanto ambiental, tem causado sérios problemas principalmente nos países subdesenvolvidos e em desenvolvimento, pois nos desenvolvidos tem havido uma diminuição importante do seu uso devido às novas legislações. Sendo assim, a intoxicação aguda por este metal tem diminuído muito nesses países, enquanto que a exposição crônica ainda é um problema. Nos países pobres, a parcela da população menos

favorecida economicamente tem sido a mais afetada devida à ausência de leis a respeito (EXPOSIÇÃO, 2000).

2.3 Chumbo no Solo

O chumbo é o metal pesado mais abundante na crosta terrestre. Ocorre naturalmente em solos, nas concentrações de 1 a 200 mg.kg⁻¹, com média de 15 mg.kg⁻¹. Em geral, os solos contêm menos do que 20mg.kg⁻¹ de Pb extraído pelo DTPA-TEA; em plantas, as concentrações variam de 1 a 3 mg.kg⁻¹ em folhas e nas raízes as concentrações podem ser bem mais elevadas (WALLACE e WALLACE, 1994).

A quantidade do metal pesado no solo sem interferência antropogênica depende do seu teor na rocha de origem e do grau de intemperização que esse metal sofreu (BETTIOL e CAMARGO, 2000). O teor total de Pb quantificado pode depender também da metodologia adotada em sua determinação. Cancela (2002), analisando 10 perfis de solos em seis municípios do Estado de São Paulo, encontrou níveis totais médios próximos a 37 mg.kg⁻¹, quando extraído por ácido fluorídrico. Utilizando-se fluorescência de raio-X, o valor médio encontrado foi de 101 mg.kg⁻¹.

Ernest (1996) relata que a biodisponibilidade de metais pesados no solo é regulada por processos físicos, químicos e biológicos e suas interações.

Na solução do solo o Pb geralmente ocorre como Pb²⁺ (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992), formando complexos estáveis com ligantes inorgânicos (Cl⁻, CO₃²⁻) e orgânicos (ácidos húmicos e fúlvicos). O Pb solúvel reage com carbonatos, sulfetos, sulfatos e fosfatos para formar compostos de baixa solubilidade (SMITH et al., 1995). Este metal também

encontra-se associado à minerais de argila, óxidos de Mn, hidróxidos de Fe e Al ou ligado a carbonatos de Ca. Sua solubilidade diminui com a calagem, precipitando o Pb como hidróxidos, fosfato ou carbonato, formando complexos orgânicos. O metal torna-se móvel quando ocorre a formação de complexos quelatos solúveis com a matéria orgânica (KABATA - PENDIAS e PENDIAS, 1992).

Somente pode ser disponível às plantas o Pb que se encontra na solução do solo como íon livre e complexo solúvel ou adsorvido aos constituintes inorgânicos e sítios de troca. As frações ligadas à matéria orgânica, precipitada com óxidos, hidróxidos, carbonatos, e constituinte da estrutura de silicatos são muito pouco disponíveis às plantas (LASAT, 2002).

O Pb apresenta baixa mobilidade e solubilidade, além de não sofrer degradação microbiana (ADRIANO, 1986; MILLER e MCFEE, 1983; PARKER et al., 1978) embora, em alguns casos, possa atingir profundidades até de 30 a 45 cm (LEVY et al., 1992). Essa distribuição é característica de acumulação pela matéria orgânica mediante reciclagem pelas plantas do Pb das camadas inferiores (ABREU et al., 1998) e forte adsorção ao solo (CHANEY, 1991). Muito pouco é transportado pela água superficial ou subterrânea e tem baixíssima disponibilidade para as plantas (CHANEY et al., 1997).

E devido à sua baixa mobilidade, o Pb, quando é proveniente de fontes antropogênicas, encontra-se preferencialmente no horizonte superficial do perfil. Abreu et al. (1998) relatam que os maiores teores de Pb encontram-se nos 10 cm iniciais de perfil e ainda que essa concentração está correlacionada com teores de matéria orgânica nesta camada. Entretanto, Cancela (2002) não encontrou correlação significativa do teor total de Pb com a matéria orgânica. Também relata que há maior acumulação de Pb nos primeiros 10 cm do solo o qual diminui com a profundidade.

Como todo metal pesado, o chumbo degrada-se muito lentamente no meio ambiente, persistindo durante décadas no solo e no fundo dos rios, lagoas e represas. Não é metabolizado pelos animais e sofre o processo de bioacumulação, afetando mais os animais do topo da cadeia alimentar entre os quais está o homem (CHUMBO 2, 2003).

Em análises de amostras de solos agricultáveis do Estado de São Paulo, altas concentrações de metais pesados foram observadas por Abreu et al. (2001), extraídos por DTPA, a pH 7,3, encontrando-se, em média, $1,62 \text{ mg.dm}^{-3}$ de Pb. No entanto, foram registrados teores de até 34 mg.dm^{-3} de Pb.

Baseando-se nas normas da USEPA, Egreja Filho (1993) admite que os limites toleráveis de alguns metais em solos, para plantas e para humanos seriam: $\text{Cd}=1 \text{ mg.kg}^{-1}$, $\text{Pb}=25 \text{ mg.kg}^{-1}$, $\text{Mn}=500 - 900 \text{ mg.kg}^{-1}$, $\text{Zn}=50 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $\text{Cu}=100 \text{ mg.kg}^{-1}$, referindo-se aos teores totais.

2.4 O Chumbo e a Planta

Em geral, em plantas, as concentrações de Pb variam de 1 a 3 mg.kg^{-1} nas folhas e nas raízes as concentrações podem ser bem elevadas (WALLACE e WALLACE, 1994).

O Pb não é transportado para as sementes, o que é um meio eficiente de se prevenir sua toxicidade em seres humanos e em animais. A disponibilidade do Pb é altamente regulada pelo pH, sendo a prática da calagem um fator de diminuição da absorção do Pb (BERTON, 1992; DAVIES, 1995).

Também segundo Kabata - Pendias e Pendias, (1992) a absorção do Pb pela planta é passiva, sendo diminuída pela calagem e baixa temperatura. Apesar de não ser solúvel nos solos, este metal é absorvido pela raiz e estocado nas paredes celulares. Sua translocação das raízes para a parte aérea é limitada, sendo que somente 3% do Pb das raízes são translocados. Michalska (2001), trabalhando com três cultivares de alface, demonstraram que 0,5 μM de Pb adicionado à solução nutritiva provocou maiores acúmulos Pb nas raízes. Segundo Tang et al. (2001), as espécies *Elsholtzia haichowensis* e *Commelina communis*, crescidas em solução hidropônica em concentração de 66-224 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Pb, acumularam Pb em maior concentração nas raízes que na parte aérea das plantas.

Vários fatores influenciam a absorção de Pb pelas plantas entre eles o pH, o raio iônico hidratado, a valência, a competição entre íons e o sinergismo. A preferência das plantas em absorver cátions livres em solução dá-se pelo fato das células das raízes possuírem um potencial negativo ao longo da membrana celular que favorece a absorção de espécies catiônicas. Uma vez absorvidos, os cátions complexados têm suas cargas positivas reduzidas, neutralizadas ou mesmo podem apresentar carga negativa. Os complexos formados apresentam um tamanho maior e as ligações formadas tendem a impedir os cátions de participarem de outras reações, como as ligações em sítios reativos da superfície das membranas. Trabalhos realizados demonstram que a toxicidade de muitos metais apresenta grande dependência da especiação aquosa do metal e que as respostas, na maioria dos casos, correlacionam-se melhor com a atividade do metal livre em solução (PARKER et al., 1995).

Também segundo Alloway (1992), os fatores que afetam a absorção de Pb pelas plantas são vários: a concentração e especiação do metal na solução do solo, o movimento do metal do solo para a superfície da raiz, o transporte do metal da superfície para o interior da raiz e translocação das raízes para parte aérea.

As plantas desenvolveram mecanismos especializados para aumentar a concentração de íons metálicos na solução do solo e modificar o ambiente da rizosfera, acidificando o meio pela extrusão de H^+ pelas raízes e estimulando a desorção de íons dos sólidos do solo para a solução. Além disso, algumas plantas também podem exsudar uma variedade de compostos orgânicos, formando complexos com os metais e mantendo-os disponíveis para serem absorvidos (LASAT, 2000).

Existem vários trabalhos que analisam o crescimento de diferentes espécies na presença de Pb. Em plantas de beterraba (*Beta vulgaris* [B. vulgaris var. saccharifera] hybrid Monohil) crescidas em condições hidropônicas na presença de Pb, verificou-se um aumento na massa fresca e seca das raízes e nenhuma mudança na parte aérea, porém houve um aumento na razão raiz: parte aérea (LARBI et al. 2002). Em *Brassica albograba* crescida na presença de Pb, encontrou-se que a maior parte deste metal estava nas raízes. Neste caso, o conteúdo relativo de água nas folhas caiu à medida que aumentou a concentração de Pb nas raízes (HORNG et al., 2002). *Sesbania aculeata* não teve o seu desenvolvimento modificado pela presença de Pb e a maior parte do chumbo existente no meio ficou concentrada nas raízes e muito pouco na parte aérea (RAMANI et al. 2002). Plantas de *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium* e *Phragmites australis* crescidas em condições hidropônicas não apresentaram modificações no crescimento quando na presença de Pb e, como em outros casos já descritos, o Pb absorvido concentrou-se nas raízes. (STOLTZ e GREGER, 2002). Em *Pinus radiata*, verificou-se que o Pb concentrado nas raízes foi encontrado exclusivamente nas paredes celulares destes órgãos e em *Chamaecytisus palmensis* na lamela média e nos espaços intercelulares (JARVIS e LEUNG, 2001 e 2002).

O conhecimento a respeito dos metais pesados como contaminantes de plantas tem crescido lentamente em virtude da difícil compreensão desta interação (AMARAL, 1993). Por

isso o emprego do sistema hidropônico para analisar o potencial fitoextrator de plantas é extremamente adequado, pois possibilita avaliações de raízes e interações com os nutrientes do substrato como as pesquisas realizadas por Dushenkov et al. (1995) e Qu et al. (2003).

Brennan e Shelley (1999) demonstraram que na absorção de Pb pelas plantas, a entrada do metal através do simplasma da raiz é um dos passos mais importantes. Em seguida, caso este não seja aprisionado nos vacúolos das células das paredes das raízes, pode ser translocado pelo xilema. Sugerem que esta translocação ocorra via fluxo entre a raiz e a parte aérea devido ao gradiente criado pela transpiração foliar. A translocação de Pb pelo floema é incerta e mínima e, ainda, pouco conhecida. Uma das dificuldades encontradas por Huang e Cunningham (1996) para estudar o transporte de Pb em plantas foi a sua complexidade química em solução. Esses autores relataram que pode ocorrer inibição de Pb na absorção de Ca^{2+} por ele ocupar os canais de Ca^{2+} . Nas folhas, acredita-se que a translocação dos metais pesados aconteça via apoplasto pela seiva do xilema. O excesso do metal pode ser seqüestrado pelos vacúolos das células das folhas, sendo este potencial de reserva específico para cada espécie (CLEMENS et al., 2002).

Nas plantas, freqüentemente pode ocorrer acúmulo de metais pesados em quantidades consideráveis nos tecidos vegetais, inclusive excedendo os níveis de tolerância do organismo humano e animal, sem prejudicar a produção ou causar efeitos fitotóxicos visíveis (HAAN, 1981).

Estudos de tolerância ao Pb realizados com algumas variedades de *Vigna* e *Orysa*, demonstraram que as variedades mais tolerantes tinham maior atividade de peroxidase, catalase e glucose-6-phosphate dehydrogenase do que as não tolerantes (ROUTH et al, 2001) Em *Ipomoea* aquática, crescida em hidroponia na presença de Pb verificou-se que o Pb

concentrado nas raízes prejudicou o transporte de água e nutrientes diminuindo a disponibilidade deles para a parte aérea (HORNG et al, 2001).

A toxicidade por Pb segundo Barceló e Poschenrieder (1992), pode se manifestar em três níveis: absorção, transporte e acumulação; mecanismo primário, ao nível molecular, celular e subcelular; mecanismo secundário, ou seja, interferência nos processos funcionais da planta.

Os efeitos tóxicos do Pb ocorrem nos processos de fotossíntese, mitose e absorção de água; levando a uma coloração verde escura nas folhas, murchamento das folhas mais velhas, folhagem atrofiada, raízes amarronzadas e pouco desenvolvidas. A tolerância ao Pb ocorre associada às propriedades das membranas, influenciando na plasticidade e na elasticidade das paredes celulares, aumentando assim a rigidez deste órgão. As maiores bioacumulações de Pb ocorrem em plantas folhosas, como a alface, que pode acumular até 0,15% de Pb na massa seca (KABATA - PENDIAS e PENDIAS, 1992).

Os principais sintomas de toxicidade de Pb aparecem nas folhas como uma coloração verde escuro e murchamento das folhas mais velhas. A parte aérea e as raízes apresentam-se pouco desenvolvidas e pardas (KABATA - PENDIAS e PENDIAS, 1985).

As concentrações são consideradas tóxicas de Pb em plantas são superiores a 10 mg.kg⁻¹, conforme Sauerbeck (1983) e 30 mg.kg⁻¹, segundo Kabata - Pendias e Pendias (1992).

O milho (*Zea mays*) foi identificado como sendo um bom acumulador de Pb. Ao avaliar-se a translocação de alguns metais pesados para diferentes partes da planta de milho e

soja, notou-se que para o Pb as maiores concentrações ocorrem nas folhas e raízes e as menores nos grãos e sabugos (MITCHELL et al., 1978).

2.5 Técnicas para Remover o Chumbo do Solo

A busca e o desenvolvimento de soluções tecnológicas que atendam à legislação ambiental vigente e que, ao mesmo tempo, sejam compatíveis com seu porte, localização, condições econômicas, operacionais, dentre outras, é de suma importância. Neste ponto, é interessante que seja salientada a importância das Técnicas de Remediação de Solos e Águas Contaminadas.

Assim como na maioria dos outros países, a legislação brasileira exige que áreas degradadas pela contaminação devam ser remediadas para minimizar a interferência ambiental e restaurar os ecossistemas (ALVES, 1996).

Em várias partes do mundo, incluindo no Brasil, especialmente no Estado de São Paulo, existem várias áreas contaminadas principalmente com Pb, que precisam ser reabilitadas. Programas com esta finalidade geralmente incluem diagnóstico da área, análise de risco, estratégias de mitigação da fitotoxicidade e seleção de plantas e microrganismos tolerante ao excesso de metais (RIBEIRO FILHO et al., 2001).

A remediação de áreas contaminadas é uma exigência legal e um compromisso social que precisam ser executados, criando uma enorme demanda tecnológica, oportunidades de pesquisa científica e oferecendo grandes possibilidades de negócios. Esta é alcançada por inúmeras tecnologias que envolvem processos químicos ou físicos, os quais são, em geral, tecnicamente difíceis e de custos elevados (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). Os compostos

orgânicos podem ser degradados, enquanto os metais pesados precisam ser normalmente removidos ou imobilizados fisicamente (KHAN et al., 2000).

2.6 Fitorremediação

Embora com algumas variações conceituais, a fitorremediação (FR) é uma estratégia de biorremediação que consiste de procedimentos que envolvem o emprego de plantas e sua microbiota associada e de amenizantes do solo, além de práticas agronômicas que, se aplicadas em conjunto, removem, imobilizam ou tornam os contaminantes inofensivos ao ecossistema. Não é um processo novo, tendo já sido empregado há 300 anos na Alemanha para o tratamento de esgoto municipal (CUNNINGHAM et al., 1996). Sua concepção funcional é baseada na fisiologia vegetal, na bioquímica do solo e na química dos contaminantes (NYER e GATLIFF, 1996; HINCHMAN et al., 1998).

É um método ainda em desenvolvimento, onde plantas superiores são utilizadas para neutralizar poluentes orgânicos, inorgânicos ou nucleotídeos (TAN, 2000).

A idéia de se utilizar plantas raras que hiperacumulem metais para removerem e reciclarem seletivamente metais em excesso no solo surgiu com a descoberta de diferentes plantas, geralmente endêmicas de solos naturalmente mineralizados, que acumulavam altas concentrações de metais em sua folhagem (GARBUSU e ALKORTA, 2001). A técnica foi introduzida em 1983, tornando-se uma tecnologia prática e com maiores vantagens econômicas do que as técnicas de substituição, solidificação ou lavagem do solo (CHANEY et al., 1997).

Para que a fitorremediação ocorra, os contaminantes devem estar ao alcance da zona de raízes das plantas, estarem biodisponível e serem biologicamente absorvidos (KHAN et al., 2000).

A fitorremediação envolve, por ação direta da planta ou indireta e pelo estímulo desta sobre a microbiota rizosférica, a descontaminação por meio da extração ou degradação por diversos processos conceitualizados: fitoextração, fitodegradação, fitovolatilização e fitoestimulação, além da fitoestabilização (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

Além de ser um método de baixo custo, a fitorremediação apresenta inúmeras vantagens: permite a reciclagem de metais e produção de madeira; é uma solução permanente; permite a aplicação *in situ*, evitando escavação; usa energia solar para realizar os processos; é aplicável a grande variedade de contaminantes, tem grande aceitação pública, e é ideal para grandes áreas com solos com contaminação de médias a baixas ou quando se empregam amenizantes. Como desvantagens, citam-se: é mais lenta que outras alternativas; depende da sazonalidade para o crescimento vegetal; pode não atingir 100% de remediação; limita-se a camada superficial do solo e o contaminante deve estar na zona radicular; é inefetiva para contaminantes fortemente adsorvidos, e pode resultar em bioacumulação em animais (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000; WATANABE, 1997).

Sendo assim, este método é apropriado quando soluções com baixos custos são essenciais ou quando o lento processo de remediação de áreas com relativa baixa concentração de metais é aceitável (NEDELKOSKA e DORAN, 2000).

2.7 Fitoextração

A fitoextração é a técnica que emprega o uso de plantas especializadas em acumular altas taxas de MPs em seus tecidos como: $> 10.000 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Zn e Mn; $> 1.000 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Pb, Ni e Cu; $> 100 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Cd (RASKIN et al., 1997). Para o Pb, segundo Huang et al. (1997), esta técnica busca reduzi-lo em níveis aceitáveis no solo, em um tempo razoável de 3-20 anos. E para alcançar esse objetivo é necessário, entre outros aspectos, obter espécies/cultivares hábeis em acumular mais que 1% de Pb na parte aérea, produzindo mais que $20 \text{ t de massa ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Além disso, a fitoextração é uma tecnologia de baixo custo e tem um grande potencial para remediação *in situ* de grandes áreas contaminadas (CHANEY et al., 2000; ROBINSON et al, 2003; TANDY et al., 2004), com baixo ou médio nível de contaminação (SCHIMIDT, 2003). É considerada uma opção viável e pode satisfazer regulamentos ambientais e simultaneamente ser uma das tecnologias mais eficientes em relação ao custo/benefício, tanto sozinha quanto combinada com outra tecnologia de remediação (ROBINSON et al, 2003). Essa técnica possui outros benefícios como a manutenção da fertilidade do solo e grande aceitação pública por ser uma tecnologia ‘verde’, além de ter como principal fonte de energia a luz solar (KHAN et al, 2000; ROBINSON et al, 2003).

Um das principais lacunas da fitoextração está em manter altas as concentrações de Pb na solução do solo (BLAYLOCK et al., 1997; EPSTEIN et al, 1999; JARVIS e LEUNG, 2001; SHEN et al., 2002). HUANG et al. (1997) verificaram que a maioria dos solos estudados apresentava, na solução do solo, teores de Pb menores que 0,1% do teor total, limitando a fitoextração.

Outros fatores de grande importância e desejáveis para fitoextração são: a elevadas produções de biomassa e translocação do metal pesado das raízes para parte aérea (BLAYLOCK et al. 1997; HUANG et al. 1997). Salido et al., (2003) relatam que fatores importantes para o sucesso da remediação incluem tempo de crescimento, clima, profundidade da raiz e química do solo.

2.8 Plantas Fitoextratoras

Algumas plantas possuem a característica de acumular quantidades extremamente altas de certos metais pesados sem sofrer conseqüências prejudiciais. Não se conhece o motivo pelo qual tais plantas atuam como acumuladoras. Parece haver fatores genéticos implicados visto que espécies relacionadas freqüentemente apresentam essa capacidade (KABATA - PENDIAS e PENDIAS, 1995).

A maioria das plantas fitoextratoras conhecidas são de clima temperado (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). Estudos envolvendo espécies fitoextratoras de Pb em condições tropicais ainda são incipientes. Zeitouni et al. (2003), em estudos realizados em casa de vegetação, São Paulo com mamona, girassol, pimenta e tabaco concluíram que nenhuma destas espécies foi eficaz na fotoextração para Pb. Schimidt (2003) relata que, apesar do girassol (*Helianthus annuus*) apresentar baixa produção de biomassa, ele pode chegar a acumular mais de $5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de Pb na matéria seca, demonstrando boas perspectivas para fitoextração. O girassol é uma das espécies capazes de absorver seletivamente metais pesados (TAN, 2000).

As famílias Brassicaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Lamiaceae e Scrophulariaceae têm sido identificadas como potenciais para a extração de chumbo do solo (USEPA, 2003). A

mostarda pode absorver mais de 2,2 t ha⁻¹.plantio⁻¹ de chumbo sendo bastante tolerante (CARNEIRO, et al., 2001; DUTTON, 1996). A concentração de 500mg.L⁻¹ de Pb não é considerada fitotóxica para esta espécie de Brassicaceae que pode chegar a acumular quantidades superiores a 1,8% (massa seca) de Pb na parte aérea (USEPA, 2003). Outro exemplo é o da espécie *Thlaspi rotundifolium* que é capaz de acumular em sua parte aérea, em média, cerca de 1.100 mg.kg⁻¹ de chumbo (HUANG et al., 1997).

Outras espécies tais como repolho e milho, também foram descritas como tolerantes ao chumbo (ALLOWAY, 1995; SOARES et al., 2001). *Zea mays* acumula elevados níveis de Pb quando os níveis de pH e P no solo são baixos (HUANG, 1997).

Wenzel e Jockwer (1998) com objetivo de identificar espécies hiperacumuladoras, nos Alpes Austríacos, apontaram o acúmulo de 2180 mg.kg⁻¹ na parte aérea da espécie *Minuartia verna*. No Norte da França, avaliando a tolerância de espécies em área contaminada por diversos metais pesados devido atividade metalúrgica, em solo levemente ácido (pH 5,5 – 6,0), Dahmani-Muller et al. (1999) concluíram que a espécie *Armeria marítima* ssp Halleri foi capaz de acumular em suas raízes 1.760 mg.kg⁻¹ de Pb e nas folhas quantidade insignificantes.

De acordo com Watanabe (1997) e Accioly e Siqueira (2000), uma boa planta hiperacumuladora deve ter as seguintes características: alta taxa de acumulação mesmo em baixas concentrações do contaminante; capacidade concomitante de acúmulo de diversos contaminantes; alta taxa de crescimento e de produção de biomassa; resistência a pragas e doenças; capacidade de absorção e concentração e tolerância ao contaminante.

A fitoextração é praticada em várias partes do mundo, entretanto no Brasil ainda não é explorada por desconhecimento do mercado, falta de capacitação técnica e pelo fato de

serem as espécies conhecidas de plantas hiperacumuladoras, em sua maioria, de clima temperado (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

O potencial de uma espécie vegetal em fitorremediar solos contaminados pode ser avaliado de diferentes maneiras. Conforme Raskin et al. (1994) plantas hiperacumuladoras de Pb são aquelas capazes de extrair e acumular em seus tecidos valores superiores a 1.000 mg kg⁻¹ de massa seca.

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 citados por Accioly e Siqueira (2000). Valores elevados de *t* são desejáveis para fitoextração.

Diante da importância da fitoextração como técnica remediadora para áreas contaminadas por chumbo, tem-se a necessidade da realização de estudos que relacionem a tolerância de espécies adaptadas em nossas condições, aos níveis crescentes de contaminação para o Pb e os aspectos fisiológicos destas plantas crescidas nestas condições.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local e Condições Ambientais

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em solução nutritiva e em condições semi-controladas de luz e temperatura, no Centro Experimental Central do Instituto Agrônômico (22°54' S; 47°05' W; 669m de altitude) temperatura média diurna foi de 28⁰C e a noturna de 22⁰C, no período de 26 de março a 04 de maio de 2004.

A temperatura e a umidade relativa diurna e noturna foram registradas por um termohigrógrafo durante todo o período do experimento.

Os tratamentos constituirão de doses crescentes de Pb (0; 100; 200 e 400 $\mu\text{mol.L}^{-1}$), em solução nutritiva em sistema hidropônico, usando o acetato de chumbo (Pb $(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$), sendo sais puros para análise (P.A). Como plantas testes foram utilizadas o feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis* L.), a mamona (*Ricinus communis* L.) e o girassol (*Helianthus annuus* L.).

As doses e concentrações dos elementos da solução nutritivas estão descritas na (Tabela 1).

Tabela 1- Composição química da solução-estoque e solução nutritiva utilizada

Solução Estoque		Relação Solução estoque Solução básica		Composição da Solução Final	
Nº	Componentes	Concentração <i>g.L⁻¹</i>		Elementos	Concentração <i>mg.L⁻¹</i>
1	Ca(NO ₃) ₂ .4H ₂ O	270,00	3,10	Ca	139,90
	NH ₄ NO ₃	33,80		K	100,00
2	KCL K ₂ SO ₄ KNO ₃	18,60 44,00 24,6	2,20	Mg	21,00
				N-NO ₃	141,10
				N-NH ₄	18,00
				P-H ₂ PO ₄	1,20
3	Mg(NO ₃) ₂ .6H ₂ O	142,60	1,60	S-SO ₄	17,40
				Cl	19,20
4	KH ₂ PO ₄	88,00	0,06	Fé	2,50
				Mn	0,585
5	EDDHA Fe (6%)	83,30	0,50	B	0,33
				Zn	0,18
				Cu	0,045
6	MnCl ₂ .4H ₂ O	2,34	0,75	Mo	0,09
	H ₃ BO ₃	2,04			
	ZnSO ₄ .7H ₂ O	0,88			
	CuSO ₄ .5H ₂ O	0,20			
	Na ₂ MoO ₂ .2H ₂ O	0,26			
7	Acetato de Pb	37,52		Pb	(vide texto)

Fonte: Furlani e Furlani (1988).

3.2 Delineamento experimental

O delineamento experimental adotado foi o de blocos ao acaso, em esquema fatorial: 4 doses de Pb (0; 100; 200 e 400 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) X 3 espécies (feijão-de-porco, mamona e girassol), com três repetições, sendo cinco plantas por parcela.

3.3 Instalação e Condução do Experimento.

Inicialmente, foi realizados um teste com as sementes das espécies já citadas, para conhecer o tempo que cada uma levaria para atingir o tamanho adequado para o transplante e o tratamento necessário para se obter a melhor germinação, pois algumas dessas espécies possuem sementes dormentes. Para a germinação das sementes de mamona foram retiradas as carúnculas.

Á partir do dia 26 de março de 2004, as sementes foram colocadas para germinar nos bordos superiores do papel tipo CEL-065 umedecido com água de torneira e depois dobrado, formando-se rolos, de modo que o eixo embrionário permanecesse na vertical, de acordo com as regras para análise de sementes (BRASIL, 1992).

Os rolos de germinação foram mantidos na posição vertical dentro de germinadores com temperatura de 20-35C°, durante 03 a 06 dias, dependendo da espécie. Este teste indicou um número de dias diferenciado entre as espécies para obtenção de plântulas do tamanho adequado para o transplante que, em média, apresentaram raízes com 9,6 cm de comprimento e os primeiros pares de folhas.

As plantas foram selecionadas de acordo com as alturas semelhantes, para que o experimento ficasse com mudas com o mesmo padrão. No dia 02 de abril de 2004, estas plantas foram transferidas para os vasos, contendo solução nutritiva (FURLANI e FURLANI, 1988) e mantidas em casa de vegetação (Figura 1).



Figura 1 – Vista do experimento conduzido em casa de vegetação, com as espécies de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e de girassol (*Helianthus annuus* L.), em cultivo hidropônico e em condições semi-controladas de luz e temperatura, instalado no Centro Experimental Central do IAC.

A solução foi arejada constantemente, com pedras porosas alimentadas por mangueiras ligadas em um moto-compressor, por 4 dias. No dia 06 de Abril, trocou-se a solução nutritiva dos vasos, por solução tratadas com doses crescentes de chumbo, em sistema hidropônico.

As plantas de girassol e de feijão-de-porco tiveram que ser tutoradas para que não tombassem.

Após 08 dias da aplicação de Pb, três plantas de cada tratamento foram marcadas para a identificação e nelas realizadas as medidas de altura e número de folhas num intervalo de 6 dias, totalizando-se quatro medidas.

No dia 26 de abril de 2004, ao completar vinte e quatro dias de permanência das plantas nos vasos com solução nutritiva, realizaram-se, as medidas da taxa de CO_2 ($\mu\text{M.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), apenas nas plantas de mamona, pois as plantas de feijão-de-porco e de girassol não tiveram um bom desenvolvimento das folhas com a aplicação da concentração de 200 e 400 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, impossibilitando-se de serem medidas, utilizando-se o sistema Portátil de Medida de Fotossíntese, IRGA (Infra Red Gas Analyser, Li 6200, Licor).

Durante todo experimento, realizou-se o monitoramento de pH e da condutividade elétrica (μs) das soluções nutritivas das caixas plásticas, mantendo-o por volta de pH 5,5, que é o considerado adequado.

As plântulas foram mantidas por um período de 28 dias, em exposição ao metal, mantendo-se o pH da solução em 5,5 pela adição de NaOH 0,1 ml/L ou HCL 5ml/L, semanalmente e completando-se os níveis das soluções nutritivas com água deionizada diariamente.

Passados 40 dias do início do experimento realizaram-se o corte das plantas separando a parte aérea das raízes e acondicionando-as em sacos plásticos devidamente identificados de acordo com seu tratamento. As folhas que caíram das plantas durante a condução do experimento, foram coletadas, lavadas, secas, identificadas e reservadas para que pudessem ser adicionadas à parte aérea colhida.

As plantas que foram marcadas e medidas durante o andamento do experimento, foram separadas para realização das medidas das áreas foliares. Mediram-se as áreas foliares por meio do equipamento Model L. I 3.100 - Area Meter- SR nº LAM 1018, Licor – USA.

A parte aérea e as raízes de todas as plantas foram pesadas para obtenção da massa fresca, em seguida foram lavadas em água corrente para remoção das sujeiras e enxaguadas por três vezes com água deionizada. Depois, foram secas com papel toalha e dispostas em sacos de papel e secas em estufa com circulação forçada de ar, em temperatura entre 65 e 75°C, até a obtenção de massa constante. Logo após, as amostras foram pesadas para obter a massa seca e depois foram moídas em moinhos tipo Wiley, passadas em peneira de um mm de malha (BATAGLIA et al., 1983), homogeneizadas e acondicionadas em frascos de vidro e submetida à análise química para determinação do metal Pb.

O chumbo presente nas raízes e na parte aérea foi determinado por meio do método de digestão via seca, que trata-se da incineração das amostras e dissolução das cinzas com HCL, com determinação dos metais pesados por espectrometria de emissão óptica com plasma, conforme (ABREU et al., 2000).

3.4 Análises Químicas nas Amostras da Solução Nutritiva e das Plantas

3.4.1 Solução nutritiva

As soluções nutritivas utilizadas foram analisadas quimicamente após o término dos experimentos, determinando-se os teores de Pb e efetuando-se as medidas da condutividade elétrica (CE) e do pH.

Determinaram-se os teores de Pb por espectrofotometria de chama induzida por plasma (ICP-AES-Jobin Yvon[®]). O pH e CE foram determinados por leitura direta em eletrodo seletivo e condutivímetro, respectivamente.

3.4.2 Determinação dos teores de Pb através do método da via seca.

Para determinação do Pb nas plantas, pesou-se 1000mg (com precisão de 1mg) do material vegetal seco e moído em béquer de 20 mL, que foram incinerados por 3 horas a 500°C. Após o resfriamento, foram adicionados 5,0 mL de solução de HCL mol⁻¹, evaporando-se a solução em chapa elétrica. O resíduo foi então dissolvido em solução de HCL 2 mol L⁻¹ e transferido para balão volumétrico de 50 mL. Depois de frio, o volume final foi completado com água e a solução filtrada em papel de filtro, lavado em ácido (ABREU et al., 2000). O Pb foi quantificado usando o ICP-AES.

3.5 Cálculo do Fator de Transferência (t)

A capacidade da plantas em extrair o Pb do solo pode ser avaliada pelo fator de transferência, que foram calculados a partir da equação:

$$t = \frac{\text{Pb total na planta}}{\text{Pb na solução}}$$

Estes cálculos foram feitos considerando-se o conteúdo de Pb na parte aérea somado ao das raízes, para cada espécie, em todas as doses aplicadas.

3.6 Análise estatística

Para as medidas do número de folhas, que não apresentaram distribuição normal, os dados obtidos foram transformados utilizando o fator de correção raiz quadrada (Raiz $(X+K)$, sendo $K=1$) os quais, juntamente com os demais resultados foram submetidos à análise de variância (teste F). Realizou-se o teste de Tukey a 5% de probabilidade para a comparação entre espécies e a interação espécie versus concentração de Pb, utilizando-se o programa computacional SANEST (ZONTA et al., 1987). Quando houve significância, foram realizadas análises de regressão polinomial (linear e quadrática) para comparação entre os níveis de concentrações de Pb.

4 RESULTADOS

4.1 Desenvolvimento das Espécies na Presença de Pb

É de conhecimento que a presença de metais pesados no solo pode estimular uma série de alterações fisiológicas nas plantas, podendo provocar deficiência ou excesso de determinados nutrientes na parte aérea, o que prejudica o desenvolvimento e o crescimento normal dessas plantas.

Os sintomas de fitotoxicidade nas plantas de feijão-de-porco, mamona e girassol foram observados já aos cinco dias após a transferência destas para os vasos com os tratamentos de Pb. Nas duas primeiras espécies, estes sintomas apareceram nas folhas e nas raízes nas concentrações de 200 e 400 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb. Em girassol, foram mais intensos em todas as doses aplicadas. As folhas mais velhas apresentaram clorose e posterior necrose,

tornando-se amareladas e, em alguns casos caíram. As raízes apresentaram escurecimento, encurtamento e engrossamento, quando comparadas com aos controles.

4.2 Medidas de Crescimento

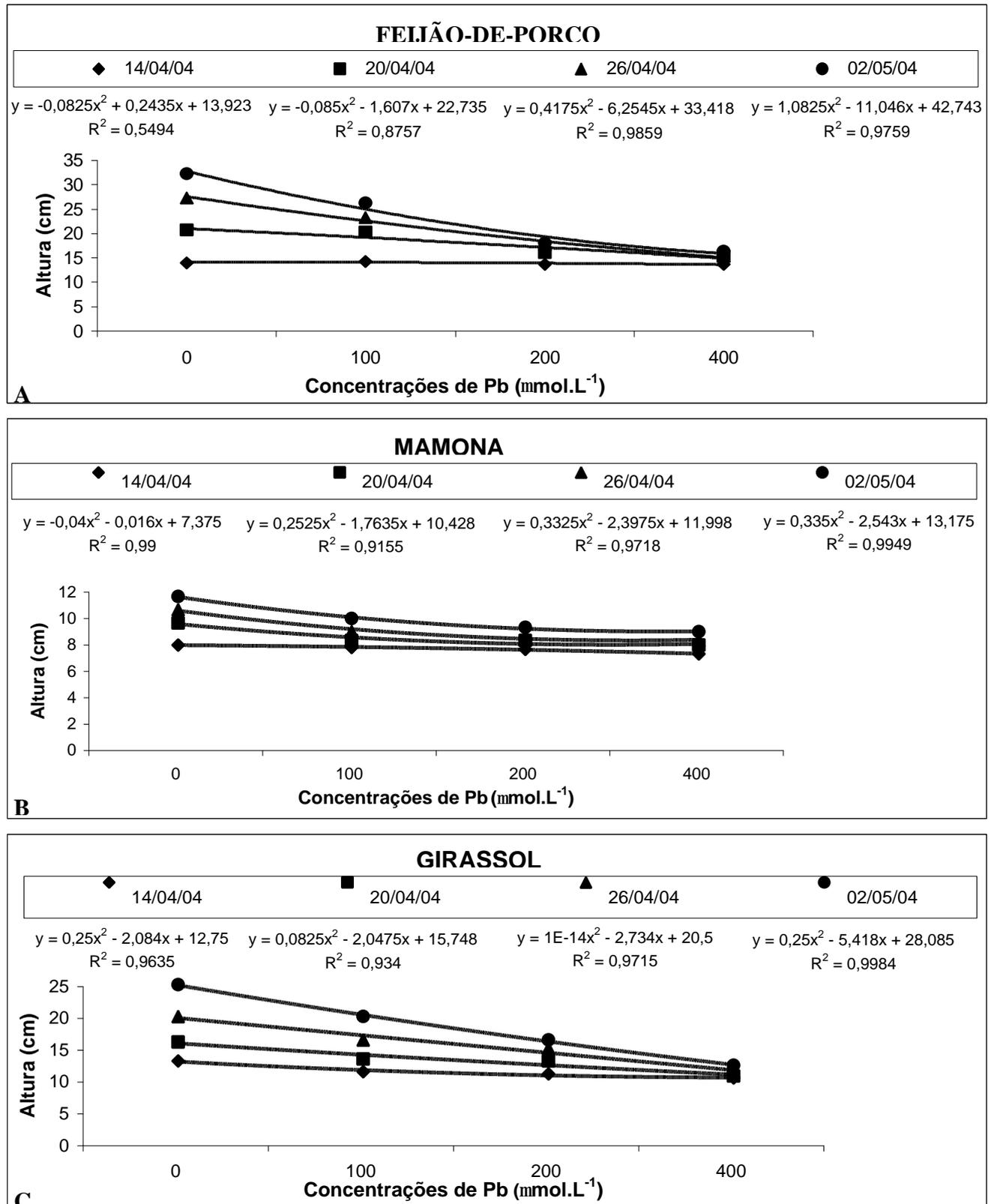


Figura 2– Médias das medidas das alturas de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.) (A), de mamona (*Ricinus communis* L.) (B) e de girassol (*Helianthus annuus* L.) (C), cultivadas em sistema hidropônico e submetidas a diferentes concentrações de chumbo. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST.

4.2.1 Medidas das alturas

Nas medidas de alturas (4 medidas-intervalo de 6 dias) observou-se que cada espécie teve desenvolvimento e reações diferenciadas em resposta aos tratamentos empregados.

Na figura 2(A), observou-se, pelas equações de regressão polinomial, a partir da 2ª medida, as plantas de feijão-de-porco nas concentrações de $200\mu\text{mol.L}^{-1}$ e $400\mu\text{mol.L}^{-1}$ apresentaram redução no seu crescimento em relação à testemunha em função da presença do Pb na solução nutritiva. Estas diferenças foram estatisticamente significativas, a 5%.

Na figura 2(B), verificou-se que as plantas de mamona até as concentrações de $100\mu\text{mol.L}^{-1}$ apresentaram o mesmo padrão de crescimento em altura observado no tratamento controle. Somente a partir das concentrações de $200\mu\text{mol.L}^{-1}$ é que a mamona não apresentou regressão polinomial quadrática estatisticamente significativa, não tendo, portanto correlações entre altura e a concentração de Pb aplicada.

Na figura 3(C), verificou-se por meio das equações de regressão polinomial quadrática, que as plantas de girassol continuaram aumentando proporcionalmente de acordo com as medidas realizadas até as concentrações de $100\mu\text{mol.L}^{-1}$. No entanto, a partir da 3ª medida, as médias das alturas das plantas de girassol não aumentaram proporcionalmente, como nas medidas anteriores.

Resultados semelhantes ao de Marques et al. (2000) que comentam que em experimento realizado com espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado por vários metais pesados, o crescimento em altura das espécies foi influenciado pela contaminação do solo.

Os metais pesados são constituintes de enzima que controlam diferentes processos nas plantas (MALAVOLTA, 1994). Diante disso, observa-se que as altas concentrações de Pb utilizadas interferiram no crescimento e desenvolvimento das plantas.

4.2.2 Relação das alturas das espécies com as concentrações de chumbo

Observa-se que as plantas de mamona apresentaram uma tendência linear decrescente e que as plantas de feijão-de-porco e de girassol a tendência foi quadrática decrescente.

Verificou-se também que com a aplicação de $100\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb o crescimento em altura das plantas de feijão-de-porco diminuiu. Acima de $200\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb a média das alturas desta espécie foi menos afetada pelo aumento da concentração de Pb. Nas plantas de mamona, o coeficiente de determinação foi mais baixo que o das outras espécies ($R^2=0,6486$). As plantas de mamona foram as que apresentaram as menores alturas observadas, mantendo-se o padrão em altura, mesmo em altas concentrações ($400\mu\text{mol.L}^{-1}$). Nas plantas de girassol, verificou-se que quanto maior a dose de Pb menor é o crescimento em altura das plantas ($R^2=0,9928$) (Figura 3).

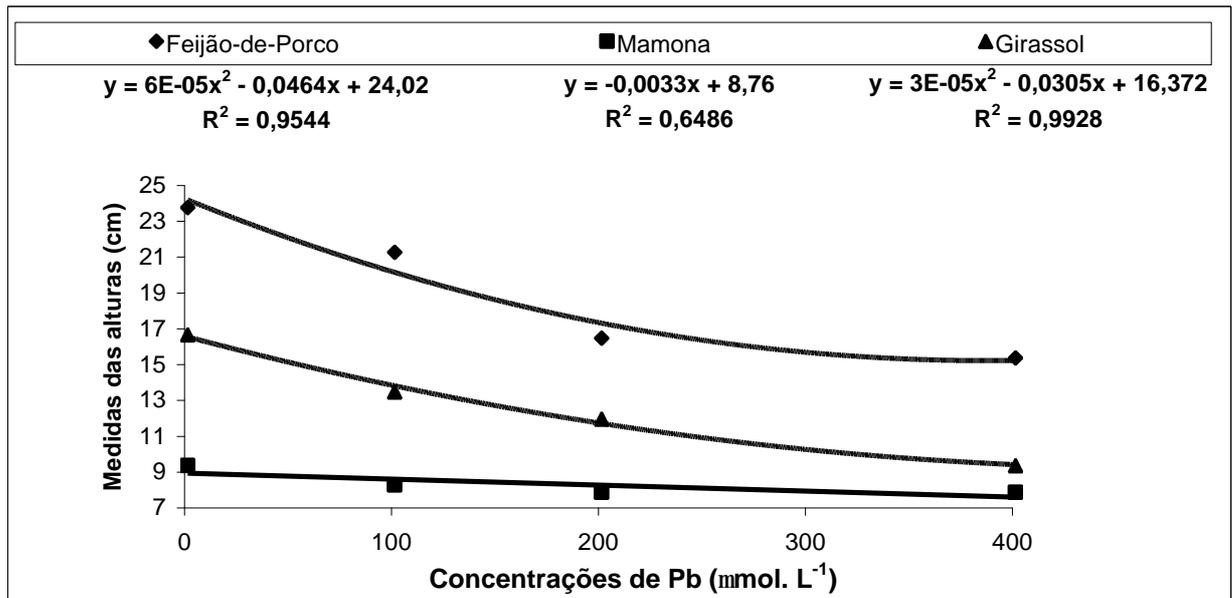


Figura 3 – Médias de 4 medidas das alturas (intervalo de 6 dias entre elas), de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e de girassol (*Helianthus annuus* L.), cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5% para as plantas de girassol e de feijão-de-porco e linear para plantas de mamona, estimadas pelo programa SANEST.

4.2.3 Número de folhas

Verificou-se que as plantas de girassol produziram maior número de folhas em relação às outras espécies estudadas, na concentração de $100\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb, mas que a partir de $200\mu\text{mol.L}^{-1}$ houve queda na produção das folhas em relação ao controle. Nas plantas de mamona, não houve alteração no número de folhas com o aumento das concentrações de Pb utilizadas. As plantas de feijão-de-porco foram as que tiveram o menor número de folhas e, a partir de $100\mu\text{mol.L}^{-1}$ houve queda de produção, sendo que as plantas crescidas em $400\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb só apresentaram as folhas primárias (Figura 4).

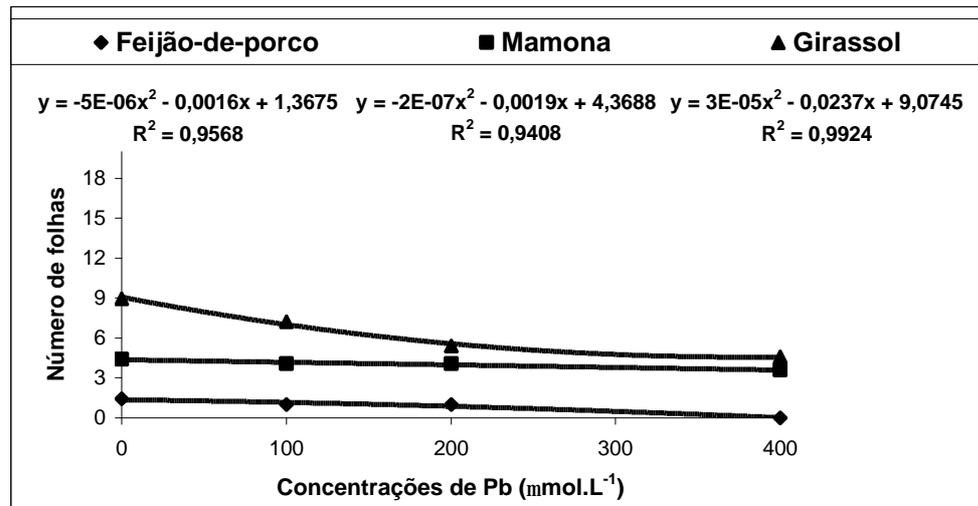


Figura 4 – Médias do número de folhas (intervalo de 6 dias entre elas), de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e de girassol (*Helianthus annus* L.), cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST.

4.2.4 Área foliar

Em relação á área foliar das plantas estudadas, verifica-se que o feijão-de-porco teve uma grande redução com as concentrações de 100 e 200 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb, e entre as concentrações de 200 e 400 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb, a quantidade de área foliar não foi tão afetada. O mesmo ocorreu para as plantas de mamona que teve sua área foliar afetada nas doses maiores. Para as plantas de girassol verificamos que houve uma diminuição na área foliar com o aumento da concentração de 0 a 100 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb, mas depois com o aumento das concentrações essas plantas diminuíram sua área foliar, mas não foram drasticamente afetadas.

As plantas de mamona e feijão-de-porco foram mais tolerantes às doses de Pb que as de girassol, quando analisadas as áreas foliares. Observa-se que houve uma drástica redução na área foliar das plantas de girassol, nas concentrações de Pb utilizadas. A regressão

polinomial demonstra um coeficiente de determinação alto, demonstrando que com o aumento das doses aplicadas de Pb, houve diminuição das áreas foliares das três espécies (Figura 5). No entanto, nas espécies estudadas, o maior efeito nas áreas foliares foi nas doses de $200\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb, sendo que as concentrações mais altas não foram efetivas neste parâmetro.

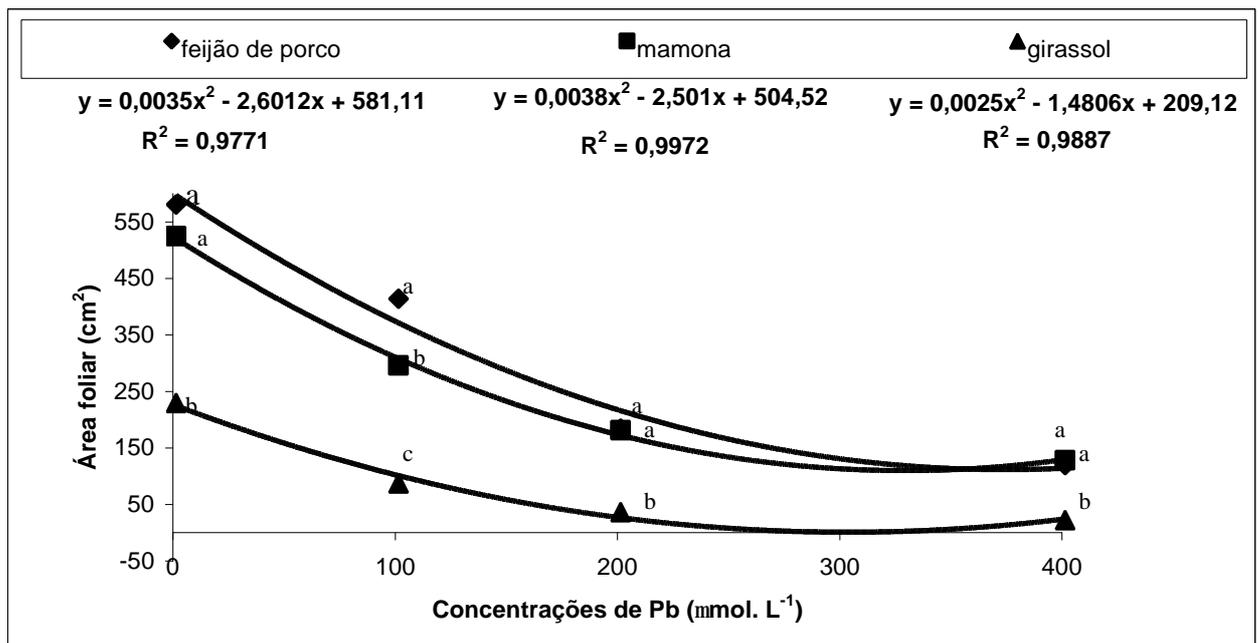


Figura 5 – Médias das áreas foliares de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annus* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, comparando entre espécies para cada concentração de Pb.

4.3 Produção de Massas

Com o aumento das concentrações de Pb aplicada houve uma tendência de diminuição na produção de massa seca da parte aérea, sendo um efeito quadrático decrescente. Comparando-se as espécies entre as concentrações de Pb, estudadas, verifica-se que as plantas de feijão-de-porco e as de mamona, tiveram a mesma quantidade de massa fresca da parte

aérea, reduzindo-a com o aumento das concentrações de Pb. As plantas de girassol tiveram a massa fresca da parte aérea menor, mas também reduzida com o aumento das concentrações de Pb.

Para as massas seca da parte aérea, observa-se a mesma resposta em relação a diminuição de massa com o aumento da concentração de Pb, mas diferentemente da massa fresca a massa seca da mamona foi menor que a de feijão-de-porco e maior que a do girassol.

Mas de maneira geral, observou-se que nas espécies estudadas, houve diferença estatisticamente significativa nas produções de massas frescas e secas da parte aérea quando da aplicação de 0 a $400\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb na solução nutritiva. A regressão polinomial demonstra uma alta determinação entre as doses aplicadas de Pb e a diminuição das massas frescas da parte aérea das três espécies. Nas plantas de girassol as massas da parte aérea foram as menores observadas. (Figuras 6 e 7).

4.3.1 Massa fresca da parte aérea

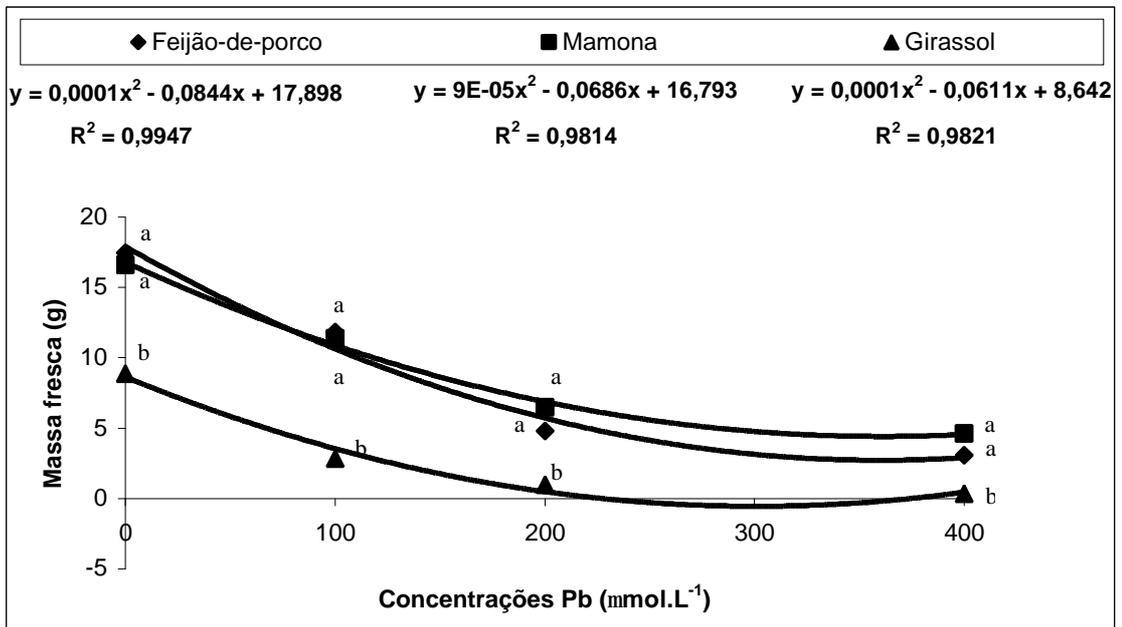


Figura 6 – Médias das massas frescas da parte aérea de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annus* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimada pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, comparando entre espécies para cada concentração de Pb.

4.3.2 Massa seca da parte aérea

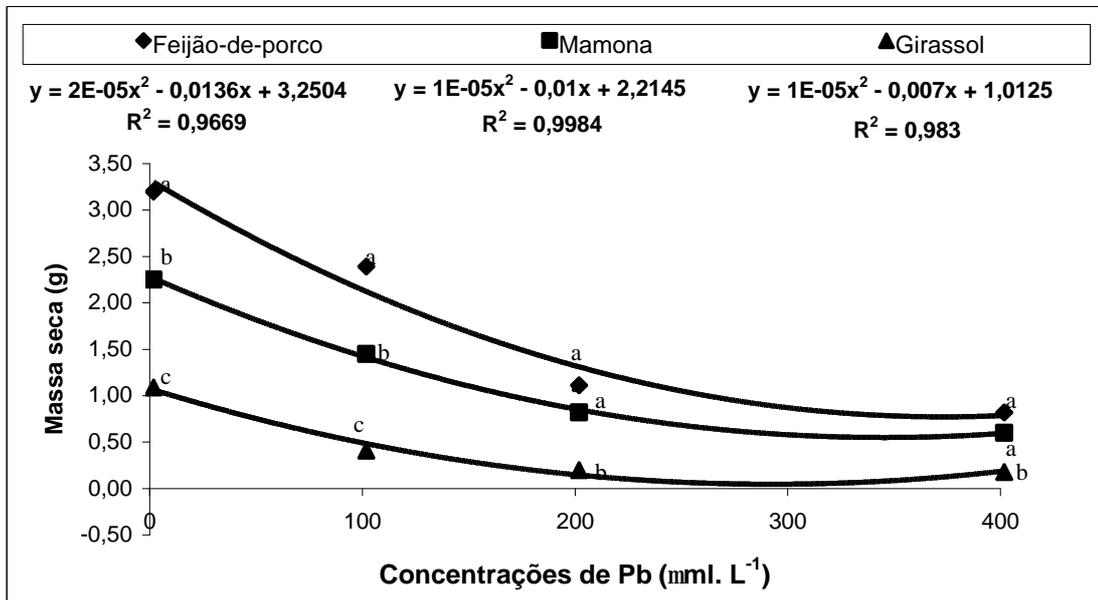


Figura 7 – Médias das massas secas da parte aérea de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annuus* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, comparando entre espécies para cada concentração de Pb.

4.3.3 Massa fresca da raiz

Em relação às massas frescas e secas das raízes observa-se que houve diferenças estatisticamente significativas quando da aplicação de 0 a 400 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb na solução nutritiva nas plantas de mamona em relação às outras espécies estudadas. As plantas de feijão-de-porco e de girassol obtiveram a menor tolerância em relação às doses aplicadas. A regressão polinomial demonstra uma alta correlação entre as doses aplicadas de Pb e a diminuição das massas das raízes das três espécies (Figuras 8 e 9).

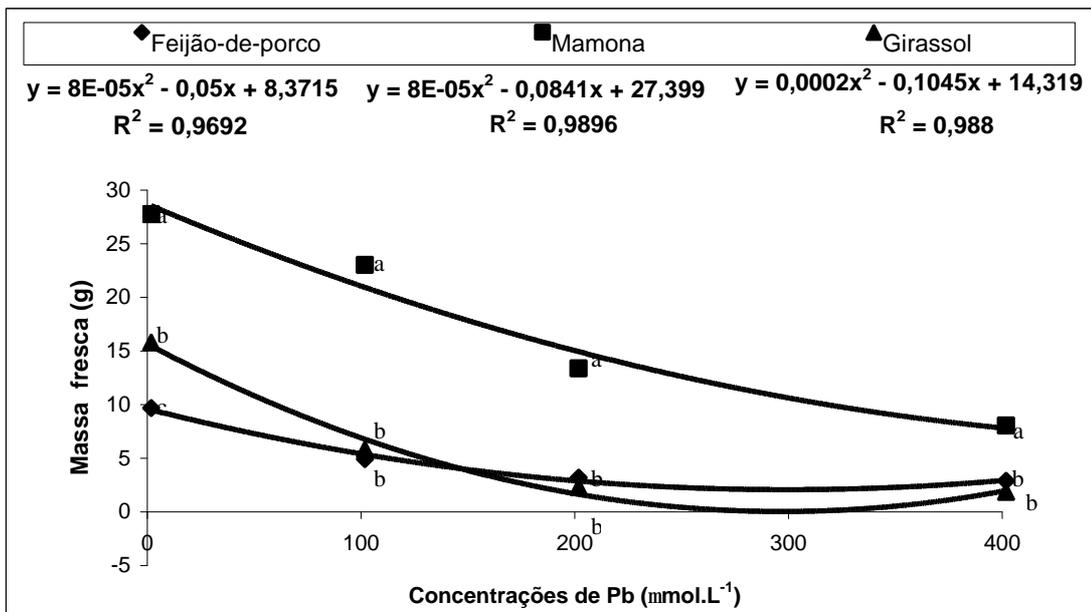


Figura 8 – Médias das massas frescas das raízes de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annus* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, comparando entre espécies para cada concentração de Pb.

4.3.4 Massa seca da raiz

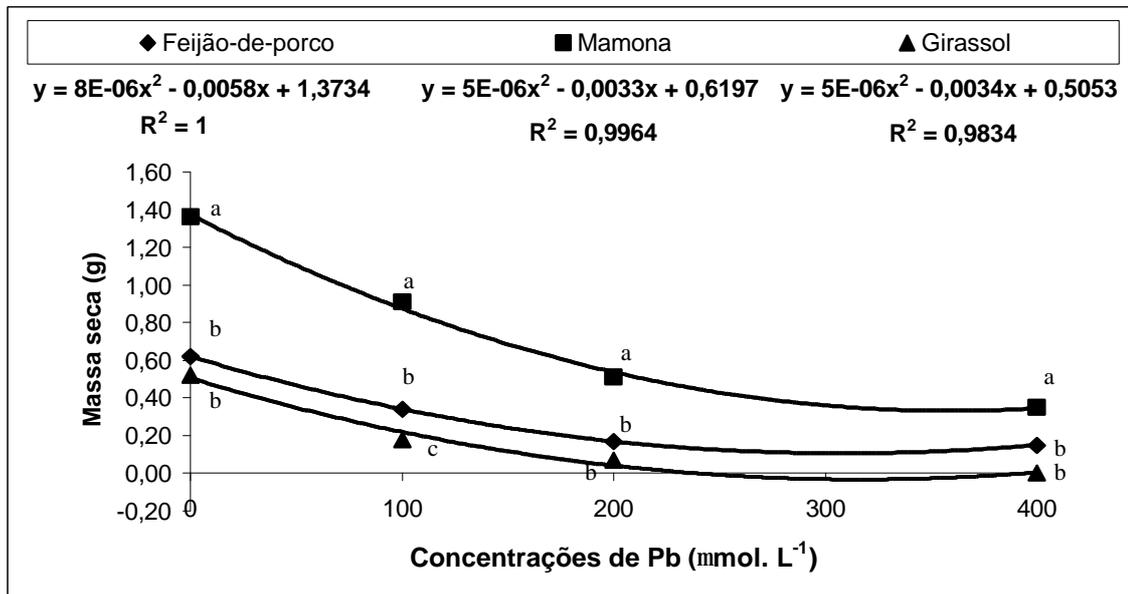


Figura 9 – Médias das massas secas das raízes de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annuus* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, na comparação entre espécies dentro de cada concentração de Pb.

4.4 Taxa de Absorção de CO₂

A taxa de absorção CO₂ foi medida apenas nas plantas de mamona, pois as plantas de feijão-de-porco e de girassol não tiveram um bom desenvolvimento das folhas com a aplicação da concentração de 200 e 400 μmol.L⁻¹ de Pb, impossibilitando-se as medidas. Observou-se que houve uma diminuição na taxa de fotossíntese até o tratamento de 200 μmol.L⁻¹ de Pb (Figura 10), sendo que este foi o efeito máximo neste parâmetro.

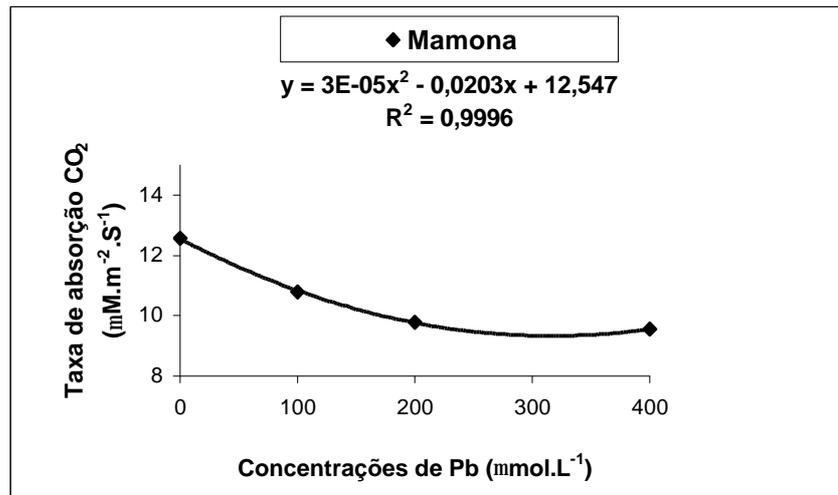


Figura 10 – Médias das taxas de absorção de CO₂ em plantas de mamona (*Ricinus communis* L.), crescidas em sistema hidropônico, em diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST.

4.5 Chumbo na Solução Nutritiva

Nas análises das concentrações de chumbo das soluções nutritivas onde foram desenvolvidas as espécies em hidroponia, verificou-se que em todas as concentrações Pb aplicadas, as plantas de mamona e girassol retiraram quantidades iguais e maiores de Pb da solução, sendo que o feijão-de-porco retirou quantidades menores (Figura 11).

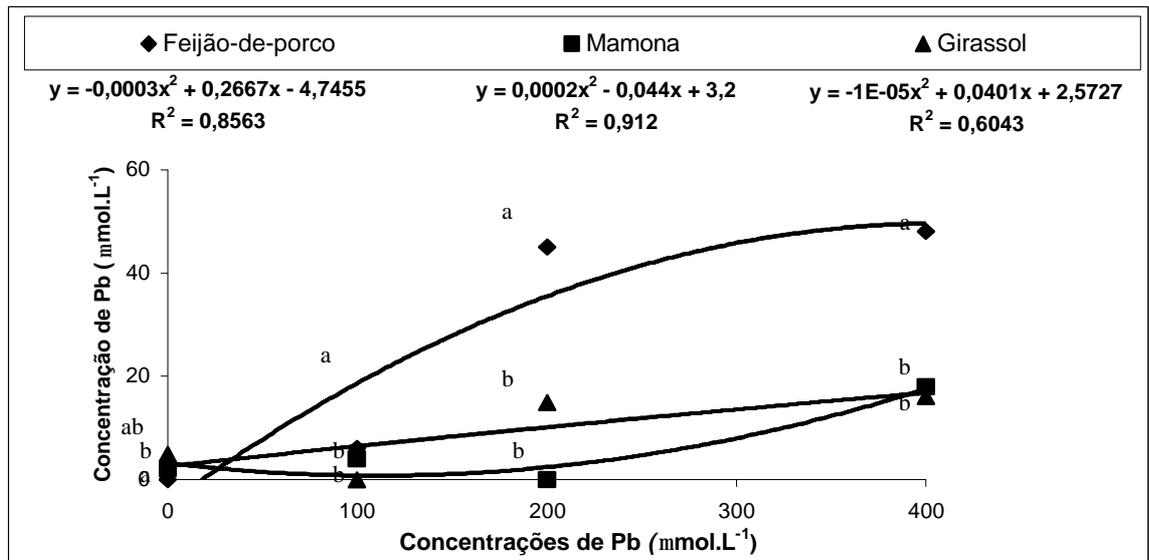


Figura 11 – Médias das concentrações de chumbo na solução nutritiva onde foram desenvolvidas plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.) e de mamona (*Ricinus communis* L.) em sistema hidropônico, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, na comparação entre espécies para cada concentração de Pb.

4.6 Chumbo na Parte aérea

Em relação ao Pb da parte aérea, o efeito foi linear crescente para as plantas de feijão-de-porco e o efeito quadrático nas plantas de mamona. Nas plantas de feijão de porco e de mamona, quanto maior a concentração de Pb na solução nutritiva, maior o conteúdo deste metal foi quantificado na parte aérea das plantas até as concentrações de $200\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb. No entanto, as plantas de mamona apresentaram concentrações internas de Pb iguais e maiores que as observadas de feijão-de-porco. Nas concentrações de $400\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb, a quantidade de Pb na parte aérea de mamona não aumentou na mesma proporção que nas outras concentrações aplicadas. Em feijão-de-porco houve uma correlação positiva entre as concentrações aplicadas e o conteúdo de Pb observado na parte aérea, mas o coeficiente de correlação foi baixo ($R^2 = 0,54$). Nas plantas de girassol, não foi possível quantificar o Pb, pois as plantas não obtiveram massa suficiente para a análise (Figura 12).

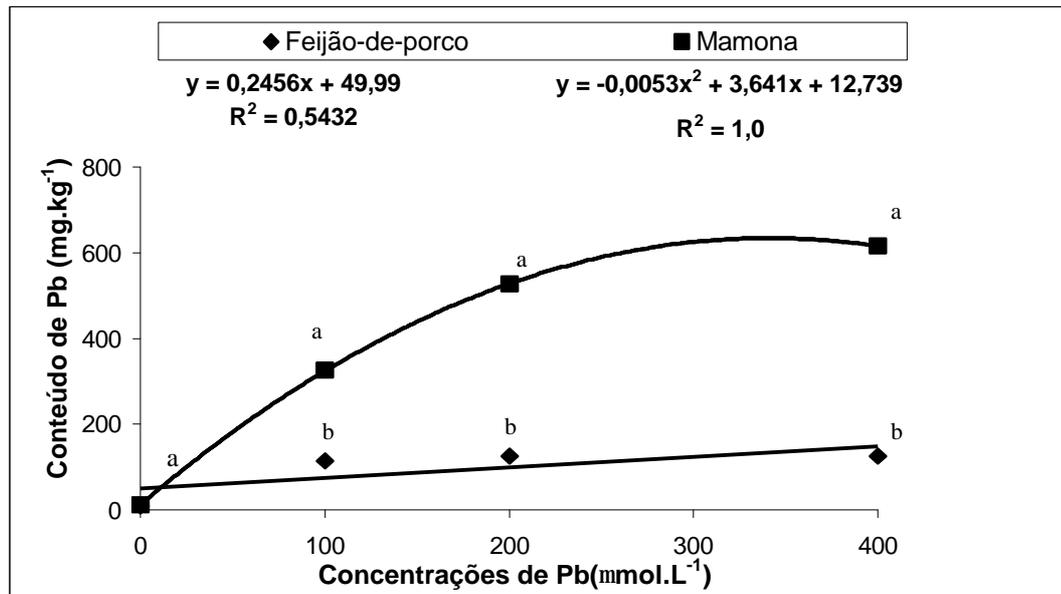


Figura 12 – Médias das conteúdo de chumbo na parte aérea de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.) e de mamona (*Ricinus communis* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial linear e quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, na comparação entre espécies para cada concentração de Pb.

4.7 Chumbo na Raíz

O conteúdo de Pb nas raízes das plantas de feijão-de-porco foi crescente com o aumento da concentração de Pb aplicadas. Nas raízes de mamona, o efeito foi quadrático decrescente e a partir da concentração de $200\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb não se observou aumento do conteúdo de Pb. As plantas de feijão-de-porco apresentaram o maior conteúdo de Pb nas raízes nas concentrações de 200 e $400\mu\text{mol.L}^{-1}$, em relação à mamona. Nas raízes do girassol, não foi possível analisar o conteúdo de Pb, pois em altas concentrações as plantas não desenvolveram o suficiente (Figura 13).

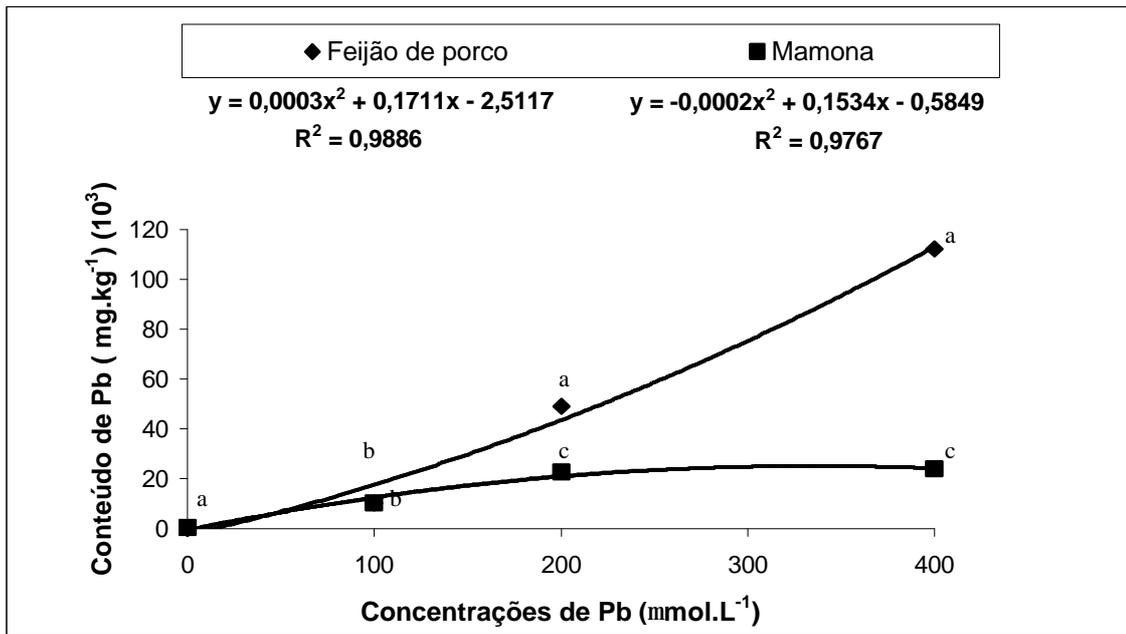


Figura 13 – Médias dos conteúdos de chumbo nas raízes de plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.) e de mamona (*Ricinus communis* L.) cultivadas em sistema hidropônico, submetidas a diferentes concentrações de chumbo, por 40 dias. Equações de regressão polinomial quadrática, estatisticamente significativas a 5%, estimadas pelo programa SANEST. Para uma mesma concentração de Pb, letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, na comparação entre espécies para cada concentração de Pb.

4.8 Fator de Transferência de Pb (t)

Analisando-se os valores dos fatores de transferência (t) de Pb calculados, observou-se que, nas concentrações de 100 e de 200 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, as plantas que tiveram os maiores valores de t foram as de mamona, sendo que as plantas feijão-de-porco e de girassol apresentaram valores bem menores. Nas concentrações de 400 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, as plantas de feijão-de-porco foram as que apresentaram os maiores valores de t. Na média geral das concentrações, as plantas de mamona seguidas das de feijão-de-porco foram as que tiveram maiores valores de t (Figura 14).

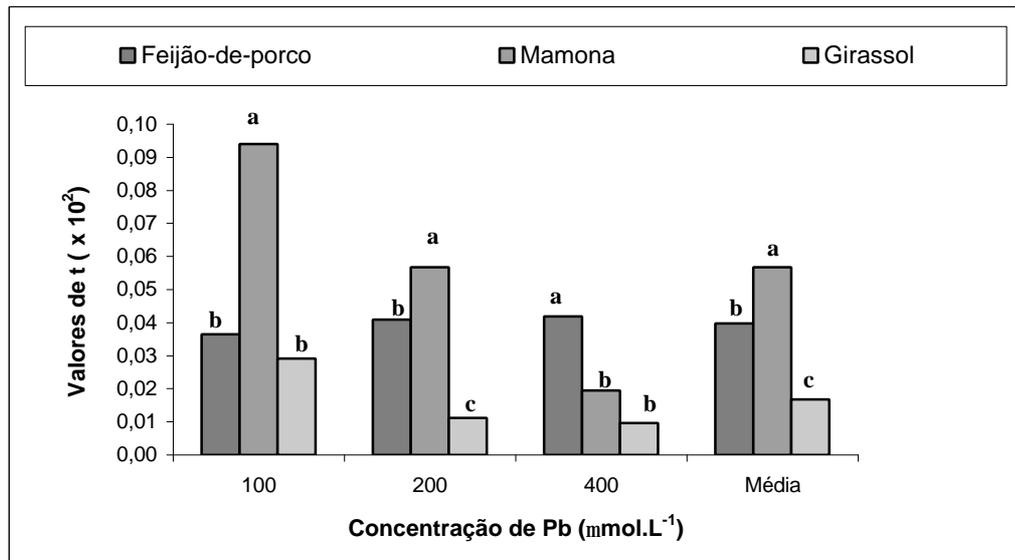


Figura 14 – Médias dos fatores de transferência de Pb (t) calculadas em plantas de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes* L.), de mamona (*Ricinus communis* L.) e de girassol (*Helianthus annuus* L.) crescidas em sistema hidropônico na presença de chumbo, por 40 dias. Letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas pelo teste Tukey a 5%, na comparação entre espécies para cada concentração de Pb.

5 DISCUSSÃO

Na fitorremediação, as plantas agem removendo, armazenando, transferindo, estabilizando e tornando inofensivos os metais pesados presentes no solo. Dentre as várias formas de fitorremediação, a fitoextração é uma das mais utilizadas. Empregam-se plantas altamente especializadas em acumular ou tolerar altíssimas concentrações de metais como: > 10.000 mg.kg⁻¹ de Zn e Mn; > 1.000 mg.kg⁻¹ de Pb Ni e Cu; > 100 mg.kg⁻¹ de Cd na matéria seca, quando crescem em solos ricos nestes metais (RASKIN et al., 1997; MARQUES et al., 2000; ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

A planta ideal para fitoextração de metais pesados deve ser tolerante aos seus altos níveis, acumular grandes quantidades do metal pesado na parte aérea, ter alta taxa de crescimento, produzir muita biomassa e ter sistema radicular abundante. Devem remover os metais do solo pela absorção e acumulá-lo nas raízes e na parte aérea. Estas plantas poderão ser, posteriormente, dispostas em aterros sanitários ou recicladas para a recuperação do metal (GARBUSU e ALKORTA, 2001 e KHAN et al., 2000). Salido et al. (2003) relatam que fatores importantes para o sucesso da remediação incluem tempo de crescimento, clima, profundidade da raiz e química do solo.

Certas plantas têm sido identificadas como potenciais para a extração de chumbo do solo, sendo que algumas dessas plantas são das famílias Brassicaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Lamiaceae e Scrophulariaceae (USEPA, 2003). A mostarda, pertencente as Brassicaceae, pode absorver mais de 2,2 t ha⁻¹.plantio⁻¹ de chumbo sendo bastante tolerante (CARNEIRO, et al., 2001; DUTTON, 1996). A concentração de 500 mg.L⁻¹ de Pb não é considerada fitotóxica para esta espécie de Brassicaceae que pode chegar a acumular quantidades superiores a 1,8% (massa seca) de Pb na parte aérea (USEPA, 2003). Outro

exemplo é o da espécie *Thlaspi rotundifolium* que é capaz de acumular em sua parte aérea, em média, cerca de 1.100 mg.kg^{-1} de chumbo (HUANG et al., 1997). Outras espécies também foram descritas como tolerantes ao chumbo como: couve, repolho, milho, gramíneas, mostarda, etc. (ALLOWAY, 1995; SOARES et al., 2001 e TAN, 2000).

O chumbo, apesar de não ser essencial à vida, pode ser benéfico em pequenas quantidades, porém pode tornar-se altamente tóxico em quantidades mais elevadas. Por isso, tem-se conduzido uma série de estudos visando conhecer as respostas de diferentes espécies de plantas quando submetidas a ambientes contaminados com metais pesados (AMARAL, 1993).

No presente trabalho, foram observados os sintomas típicos de toxicidade de Pb nas espécies estudadas (feijão-de-porco, mamona e girassol), tanto na parte aérea como nas raízes das plantas que foram crescidas em soluções nutritivas contendo altas concentrações de Pb (200 e $400 \mu\text{mol.L}^{-1}$). Na parte aérea, o Pb promoveu, nas folhas mais velhas, clorose e posterior necrose e, em alguns casos, a queda do órgão. As raízes ficaram escuras, curtas e grossas, o que, segundo KASTORI et al. (1998), pode ocorrer pelo fato de alguns metais inibirem a divisão e a diferenciação celular nas raízes. De acordo com Breckle e Kahle (1992), a ocorrência destes sintomas pode estar relacionada com deficiências múltiplas de elementos que participam da formação, multiplicação e funcionamento dos cloroplastos ou na síntese da clorofila.

Algumas plantas também apresentaram murchamento quando submetidas a altas concentrações de Pb, o que pode ser atribuído à limitação de absorção de água em decorrência da suberização e das alterações nas raízes (PUNZ e SIEGHARDT, 1993). Outros autores também observaram os mesmos sintomas. De acordo com Paiva et. al. (2000), com aplicação

das doses de Pb de 96, 192 e 288 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ em plantas de cedro, não foram observados sintomas acentuados na parte aérea das plantas enquanto que no sistema radicular ocorreram escurecimento, aparecimento de exsudados, encurtamento e engrossamento das radículas. Em ipê-roxo, os mesmos sintomas em raízes apareceram na maior dose de Pb aplicada (288 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) sendo que na parte aérea houve murchamento e posterior morte.

A toxidez por metais pesados, segundo Barceló e Poschenrieder (1992), pode se manifestar em três níveis: absorção, transporte e acumulação por mecanismos primários, ao nível molecular, celular e subcelular e por mecanismos secundários, ou seja, por interferência nos processos funcionais da planta. Os efeitos tóxicos do Pb ocorrem nos processos da fotossíntese, da mitose e da absorção de água (KABATA - PENDIAS e PENDIAS, 1985 e 1992).

As concentrações consideradas tóxicas de Pb em plantas são superiores a 10 mg.kg^{-1} , conforme Sauerbeck (1983), e 30 mg.kg^{-1} , segundo Kabata - Pendias e Pendias (1992).

Segundo Blaylock et al. (1997), valores extremos de pH no solo, acima de 7,5 ou abaixo de 5,5, podem diminuir ou elevar a solubilidade do Pb, recomendando-se valores ao redor de 5,00 para obter maior disponibilidade do metal. Moore (1974) também comenta que a solubilidade aumenta em solução com pH abaixo de 4,7. Estudos realizados por Barlow (2000) em condições hidropônicas, testando a capacidade fitorremediativa da *Sesbania Drummondii* em uma solução contaminada por 1.000 mg.L^{-1} de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, demonstraram que o pH ótimo da solução foi de 5,8. Os valores do pH das soluções nutritivas usadas no presente trabalho foram mantidos nesta faixa. Desta forma pode-se afirmar que o pH não interferiu no murchamento e na clorose internerval observada nas folhas das plantas.

O emprego do sistema hidropônico para analisar o potencial fitoextrator de plantas é extremamente adequado, pois possibilita avaliações de raízes e das interações do metal com os nutrientes da solução nutritiva conforme mostram as pesquisas realizadas por Dushenkov et al. (1995) e Qu et al. (2003).

Em relação às medidas de crescimento realizadas no ensaio, verificou-se que, nas menores doses de Pb aplicadas, *Canavalia ensiformes* L. (feijão-de-porco) foi a espécie que apresentou maior crescimento em altura, em área foliar e na massa seca da parte aérea, em relação às outras espécies estudadas. No entanto, a produção de folhas na presença de Pb foi a menor observada, quando se comparou com as outras espécies. As folhas produzidas nos tratamentos com maiores concentrações de Pb, apesar de apresentarem uma área grande, eram as folhas primárias e, por metodologia, não foram analisadas quanto à fotossíntese. As raízes desta espécie apresentaram crescimento menor em todas as concentrações de Pb aplicadas. A concentração mais alta de Pb, de uma maneira geral, inibiu bastante o desenvolvimento de feijão-de-porco, indicando que esta espécie poderia ser usada como fitoextratora em baixas contaminações de Pb.

Paiva et al. (2002), estudando os efeitos de Cd, Ni, Pb e Zn em doses crescentes de 0, 49, 96, 192 e 288 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ de $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ pH 5,5, verificaram que a menor dose aplicada (49 $\mu\text{mol.L}^{-1}$), reduziu de 27, 28, 32, 32 e 28% a massa seca das raízes, a massa seca dos caules, a massa seca das folhas, a massa seca da parte-aérea e a massa seca total, para mudas de cedro, respectivamente, e de 9, 10, 25, 24 e 11% para as mudas de ipê-roxo, respectivamente. Ao analisar os efeitos da dose maior de Pb (288 $\mu\text{mol.L}^{-1}$), os autores verificaram reduções de 80, 78, 78, 77 e 79% nos respectivos parâmetros para as mudas de cedro e de 55, 60, 73, 59 e 69%, para as mudas de ipê-roxo. Kabata - Pendias e Pendias (1985

e 1992) em estudos com plantas de alface, observaram que as maiores bioacumulações de Pb podem atingir até 0,15% de Pb na massa seca.

O grande conteúdo de Pb nas raízes das plantas de feijão-de-porco, de acordo com as concentrações utilizadas, demonstra um alto nível de absorção e de acúmulo deste metal nesse órgão. Em *Brassica albograba* crescida em presença de Pb, encontrou-se a maior parte deste metal pesado nas raízes. Neste caso, o conteúdo relativo de água nas folhas caiu à medida que aumentou a concentração de Pb nas raízes (HORNG et al., 2002). *Sesbania aculeata* não teve o seu desenvolvimento modificado pela presença de Pb e a maior parte do chumbo existente no meio ficou concentrada nas raízes e muito pouco na parte aérea (RAMANI et al. 2002). Plantas de *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium* e *Phragmites australis* crescidas em condições hidropônicas, não apresentaram modificações no crescimento quando na presença de Pb e, como em outros casos já descritos, o Pb absorvido concentrou-se nas raízes (STOLTZ e GREGER, 2002). Em *Pinus radiata*, verificou-se que o Pb concentrado nas raízes foi encontrado exclusivamente nas paredes celulares destes órgãos e em *Chamaecytisus palmensis* na lamela média e espaços intercelulares (JARVIS e LEUNG, 2001 e JARVIS, 2002).

Apesar das altas concentrações de Pb nas raízes, pouco foi translocado para a parte aérea de feijão-de-porco. Relacionando estes resultados com os dados de crescimento, pode-se inferir que, apesar das baixas concentrações de Pb encontradas na parte aérea, estas foram suficientes para provocar uma inibição do desenvolvimento desta espécie, nas concentrações maiores. Wenzel e Jockwer (1999) e Jarvis e Leung (2001) relatam haver forte habilidade das raízes em reter quantidades significativas de Pb, restringindo simultaneamente a translocação para a parte aérea.

Estudos de tolerância ao Pb realizados com algumas variedades de *Vigna* e *Oryza*, demonstraram que as variedades mais tolerantes tinham maior atividade de peroxidase, catalase e glucose-6-phosphate dehydrogenase do que nas não tolerantes (ROUTH et al, 2001). Em *Ipomoea* aquática crescida em hidroponia na presença de Pb, verificou-se que o Pb concentrado nas raízes prejudicou o transporte de água e nutrientes, diminuindo a disponibilidade destes para a parte aérea (HORNG et al, 2001).

A concentração e o acúmulo de metais nos tecidos da planta depende de sua disponibilidade na solução do solo. As espécies tolerantes geralmente acumulam maiores concentrações de metais pesados na raiz em relação à parte aérea. Isso indica que as plantas que crescem nestas condições não conseguem evitar a absorção dos metais, mas limitam sua translocação para a parte aérea (BAKER, 1987; VERKLEIJ e PRAST, 1989).

Na quantificação de Pb das raízes das plantas estudadas, observa-se que houve uma alta retenção de Pb nas concentrações de $200\mu\text{mol.L}^{-1}$ e $400\mu\text{mol.L}^{-1}$. Resultados semelhantes foram encontrados por Tsen et al. (2002) em plantas de espinafre de água, crescidas em sistema hidropônico por 15 dias, onde o acúmulo dos metais pesados incluindo o Pb, foi mais efetivo nas raízes do que nos talos e folhas. Também Dahmani-Muller et al. (1999) concluíram que a espécie *Armeria marítima* ssp Halleri foi capaz de acumular em suas raízes 1.760 mg.kg^{-1} de Pb e nas folhas quantidade insignificantes. Estes resultados foram semelhantes aos obtidos no presente trabalho.

Também outros autores tiveram resultados semelhantes. Michalska (2001) trabalhando com três cultivares de alface, demonstrou que $0.5\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb adicionado à solução nutritiva provocou maiores acúmulos de Pb nas raízes. Tang et al. (2001), com as espécies *Elsholtzia haichowensis* e *Commelina communis*, crescidas em soluções

hidropônicas em concentrações de 66-224 mg.L⁻¹, acumularam Pb em maior concentração nas raízes que na parte aérea das plantas.

Canavalia ensiformes L. (feijão de porco) não apresentou concentrações de Pb na parte aérea superiores ao valor máximo considerado normal de 20,0 mg.kg⁻¹ (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992). Simão e Siqueira (2001) afirmam que o Pb é pouco translocado, localizando-se sobretudo na parte celular da superfície das raízes. Resultados semelhantes, ou seja, baixa translocação de Pb para a parte aérea, foram observados por Marques et al. (2000), em experimento com espécies arbóreas em solos contaminados com metais pesados. Outros trabalhos também confirmam a baixa translocação de Pb para as partes aéreas como o de Kahle (1993) e McBride (1994).

Em *Ricinus communis* L.(mamona), as alturas das plantas foram pouco afetadas com o aumento das doses aplicadas, apesar destas alturas serem as mais baixas observadas em relação às espécies estudadas. No entanto, as áreas foliares foram semelhantes às de feijão-de-porco e o número de folhas foi maior. Esta foi a única espécie onde se mediu a fotossíntese por se terem condições experimentais para tal. As plantas de mamona sofreram e uma leve tendência de diminuição na taxa de fotossíntese com o aumento da concentração de Pb aplicada (400µmol.L⁻¹). Esse parâmetro é importante, pois a integridade do aparelho fotossintético demonstra o potencial de desenvolvimento das plantas. Bazzaz et al. (1974) também observou redução da taxa da fotossíntese nas folhas de girassol de plantas crescidas em solo contendo concentração de 193 mg.kg⁻¹ de Pb.

As massas frescas e secas da parte aérea de mamona diminuíram na dose mais baixa de Pb e se mantiveram nos mesmos valores nas mais altas, demonstrando que o efeito de inibição do Pb na parte aérea desta espécie foi maior a partir da dose de 200µmol.L⁻¹. Corroborando com

esta análise, o conteúdo de Pb detectado na parte aérea destas plantas foi máximo na doses de $200\mu\text{mol.L}^{-1}$, demonstrando que esta espécie, nas condições experimentais deste trabalho, não teria potencial para armazenar mais Pb na parte aérea do que a observada nesta dose.

O mesmo padrão de inibição da parte aérea foi observado no desenvolvimento das raízes com as doses de Pb, mas esta espécie apresentou a maior massa de raízes em relação às espécies estudadas. Existem vários trabalhos que analisam o crescimento de diferentes espécies na presença de Pb. Em plantas de beterraba (*Beta vulgaris* [B. vulgaris var. saccharifera] hybrid Monohil) crescidas em condições hidropônicas na presença de Pb, verificou-se um aumento na massa fresca e seca das raízes e nenhuma mudança na parte aérea, porém houve um aumento na razão raiz: parte aérea (LARBI et al., 2002). No entanto, no presente trabalho, as plantas de mamona apresentaram esta razão inversa.

A concentração de Pb contido nas raízes foi o mais baixo, quando comparado com as outras espécies (feijão de porco e girassol) e, comparando-se com o observado na parte aérea, pode-se inferir que a mamona translocou mais Pb da raiz para a parte aérea do que as outras espécies analisadas. Esta é uma das características de uma boa fitoextratora que varia entre espécies e cultivares. *Helianthus annuus* L. (girassol) teve o seu desenvolvimento geral fortemente afetado pelas concentrações de Pb aplicadas nas condições experimentais deste trabalho e, apesar do número maior de folhas, teve a menor área foliar em relação às outras espécies, sendo estas características não favoráveis para uma boa fitoextratora. Estes resultados diferem dos obtidos por Tan (2000) onde o girassol foi uma das plantas capazes de absorver seletivamente metais pesados. Quanto às outras características, pode-se inferir que, pelos resultados obtidos, apesar de terem absorvido e acumulado altas concentrações de Pb nas raízes, o que foi translocado a partir da dose de $200\mu\text{mol.L}^{-1}$ de Pb provocou o definhamento das plantas, demonstrando uma baixa tolerância para este metal.

No cálculo da concentração de Pb na planta toda de girassol ($0,88 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), ocorreram concentrações bem menores que as obtidas por Schimidt (2003). Este autor relata que, apesar do girassol apresentar baixa produção de biomassa, pode chegar a acumular mais de $5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de Pb na matéria seca, demonstrando boas perspectivas para fitoextração. Os dados obtidos no presente trabalho não corroboram com esta afirmação, talvez pelas condições diferentes de cultivo.

O potencial de uma espécie vegetal em fitorremediar solos contaminados pode ser avaliado de diferentes maneiras. Conforme Raskin et al. (1994), plantas hiperacumuladoras de Pb são aquelas capazes de extrair e acumular em seus tecidos valores superiores a $1.000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de massa seca. Nas espécies estudadas, as concentrações de Pb encontradas nas plantas sempre excederam estes valores, sendo que em feijão-de-porco variou de 10.502 a $112.455 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ nas concentrações de 100 e $400 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, em mamona de 10.536 a $24.609 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ e em girassol de 16.146 a $100.438 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Desta forma, seguindo a definição do autor citado, pode-se inferir que as três espécies estudadas apresentam características de boas hiperacumuladoras.

No entanto, discordando a definição de Raskin et al. (1994), extrair e acumular não podem ser características definidas separadamente do desenvolvimento da planta, como se demonstrou no presente trabalho.

As concentrações de Pb em plantas que são consideradas fitotóxicas, são superiores a $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, conforme Sauerbeck (1983) e $30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, segundo Kabata - Pendias e Pendias (1992). Em todas as espécies analisadas neste trabalho e em todas as doses de Pb aplicadas, a concentração de Pb foi maior que $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ e nas doses mais altas, maiores que $30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Desta forma, pelos efeitos observados no desenvolvimento destas espécies, pode-se inferir

que tanto as plantas de mamona quanto às de feijão-de-porco são tolerantes ao Pb. As plantas de girassol, nestas mesmas análises, se apresentaram como não tolerantes ao Pb.

Uma outra forma de se avaliar o potencial fitoextrator da espécie vegetal é por meio do coeficiente de fitoextração ou fator de transferência (t) que é a relação entre a concentração de metal encontrada na biomassa da planta e a concentração de metal encontrada no solo. Quanto maior este fator, maior a absorção do contaminante (HENRY, 2000). Este fator é dependente do grau de fitotoxicidade do metal, da tolerância e das condições de crescimento da planta (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

Neste trabalho, analisaram-se os valores de (t) entre as espécies por compreender-se que as condições de cultivo das espécies estudadas eram iguais entre si e portanto, as comparações entre os estes valores poderiam ser feitas. Por este parâmetro, as plantas de girassol foram às menos eficientes em extrair o Pb e as de mamona foram as mais eficientes neste processo, com o aumento das concentrações de Pb aplicadas. O feijão-de-porco teve uma resposta intermediária.

De acordo com Watanabe (1997) e Accioly e Siqueira (2000), uma boa planta hiperacumuladora deve ter como características: alta taxa de acumulação mesmo em baixas concentrações do contaminante; capacidade concomitante de acúmulo de diversos contaminantes; alta taxa de crescimento e de produção de biomassa; resistência a pragas e doenças; capacidade de absorção e concentração e tolerância ao contaminante.

Seguindo as definições acima, considerando-se as condições experimentais do presente trabalho, nas doses mais baixas de Pb, de maneira geral, as plantas de mamona e de

feijão-de-porco se mostraram como potenciais hiperacumuladoras de Pb e as de girassol as menos eficientes neste processo, em relação às espécies estudadas.

Tais resultados em relação às plantas de mamona são contrários ao obtidos por Zeitouni et al. (2003) que, em estudos realizados em casa de vegetação em São Paulo, testaram mamona, girassol, pimenta e tabaco na fitoextração e concluíram que nenhuma destas espécies foi eficaz como fitoextratora de Pb. Estas diferenças podem ter ocorrido pelas diferentes condições de cultivo.

No entanto, esta pesquisa deve ter continuidade utilizando-se condições de cultivo em solo contaminado e com agente quelatizante com capacidade de retenção dos metais pesados, para se poder recomendar o uso destas espécies para fitoextração de Pb no campo.

6 CONCLUSÕES

Pela hipótese inicial deste trabalho, onde se supõem que as espécies estudadas são hiperacumuladoras de Pb, tendo portanto potencial de fitoextração, absorvendo o Pb sem afetar o desenvolvimento fisiológico destas plantas, conclui-se que:

- *Canavalia ensiformes* L.(feijão de porco) e *Ricinus communis* L (mamona) são espécies com potenciais hiperacumuladoras de Pb e têm características de fitoextradoras deste metal.
- *Helianthus annuus* L (girassol), tem baixa tolerância ao Pb, e não apresenta características de planta fitoextratora deste metal.

REFERÊNCIAS

- ABREU, C. A., ABREU, M. F., ANDRADE, J. C. Distribuição do chumbo no solo avaliada pelos extratores DTPA e Mehlich-1. **Bragantia**. Campinas, v.57, n.1, p.185 - 192, 1998.
- ABREU, M.F; ABREU, C. A.; BATAGLIA, O.C.; MARQUES, J.C. Protocolo analítico para caracterização química de substrato para plantas. Instituto Agronômico, Centro de pesquisa e desenvolvimento em solos e recursos ambientais, 2000 (não publicado).
- ABREU, C.A. & ANDRADE, J.C. Determinação de cobre, ferro, manganês, zinco, cádmio, cromo, níquel e chumbo em solos usando a solução de DTPA em pH 7,3. In: RAIJ, B.VAN; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise Química para a Avaliação da fertilidade de Solos Tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001.p.240-250.
- ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v.1, p.299-351, 2000.
- ADRIANO, D.C. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York: Springer-Verlag, 1986. 533p.
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. London, Blachie Academic & Profissional, 1995, 2ed., 368p.
- ALLOWAY, B.J.; AYRES, D.C. **Chemical principles of environmental pollution**. 2.ed. London: Chapman & Hall, 1997.
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metal dynamics in sedimentis and estuarine water**. In: R.M. Haison (Ed.). *Understandinf Our Environment*. 2nd. Edition. Royal Society of Chemistry, Cambridge, 1992.
- ALVES, F. Poluição industrial. São Paulo tem mais de 2000 áreas potencialmente contaminadas. **Ver. San. Amb.**, 37: 12-13, 1996.
- AMARAL, A.S. **Liberção de Zn, Fe, Mn, Cd e Pb de quatro corretivos de acidez do solo e absorção por plantas de alface, em dois solos de diferentes texturas**. Viçosa - MG: UFV, 1993.87p.Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, 1993.

AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; OLIVEIRA, C. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. **R. Bras. Ci. Solo**, 21:19-16, 1997.

ATSDR. **Agency for Toxic Substances and Disease Control**. CERCL priority list of hazardous substances, 2003. Disponível na internet: <http://www.atsdr.cdc.gov/cxcx3.html>

BAIRD, C. **Environmental Chemistry**. 2.ed. New York: W.H. Freedman & Company, 2001.

BAKER, A. I. M. Metal tolerance. **New Phytologist**. 106, 98-111, 1987.

BARCELÓ, J. & POSCHENRIEDER, C.H. Respuestas de las plantas a la contamination por metales pesados. **Suelo Planta**, 2:345-361, 1992.

BARLOW, R.; BRYANT N.; ANDE RSLAND J. & SAHI S. Lead hyperaccumulation by *sesbania drummondii*. Proceedings of the 2000 conference on hazardous waste research. p. 112-114, 2000.

BATAGLIA, O.C.; FURLANI, A.M.C.; TEIXEIRA, J.P.F.; FURLANI, P.R.; GALLO, J.R.; Método de análise química de plantas. Campinas: Instituto Agrônômico, 1983. Boletim técnico n.78.

BAZZAZ F.A.; CARSON R.W.; ROLFE G.L. The effect of heavy metals on plants: Part I. Inhibition of gas exchange in sunflower by Rb, Cd, Ni and Ti. **Environ Pollut**, 7:241-246, 1974 .

BERTON, R.S. Fertilizantes e poluição. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, nº20, Piracicaba, 1992. **Anais...** Campinas: Fundação Cargil, 1992.p.299-313.

BETTIOL.W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000.312p.

BLAYLOCK, M.J.; SALT,D.E.; DUSHENKOV, S.; ZAKHAROVA, O.; GUSSMAN, C.; KAPULNIK, Y., ENSLEY, B. D.; RASKIN, I. Enhanced accumulation of Pb in Indian Mustard by soil-applied chelationg agents. **Environmental Science Technology**, v.31, p.860-865, 1997.

BRASIL. Ministério da Agricultura. **Regras para análise de sementes**. Brasília: SNDA/DND.V/ CLAV, 1992. 365p.

BRENNAN, M.A., SHELLEY, M.L. A model of the uptake, translocation and accumulation of lead (Lead) by maize for the purpose of phytoextraction. **Ecological Engineering** 12, 271-297. 1999.

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

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; RAIJ, B.; ABREU, C.A. Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura.. Jaboticabal: Legis **Summa**, 2001.p. 89-124.

CANCELA, R., C. **Contenido de macro-micronutrientes, metales pesados y otros elementos en suelos naturales de São Paulo (Brasil) y Galicia (España)**. 574 p.2002. Tese (Facultad de Ciencias) - Universidade da Coruña.

CARNEIRO, M.A.C.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.C. Estabelecimento de plantas herbáceas em solo com contaminação de metais pesados e inoculação de fungos micorrízios arbusculares. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, n.12, p. 1443-1452, 2001.

CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Contaminação ambiental por chumbo em torno da indústria FAE S/A - Indústria e Comércio de Metais**, Caçapava - SP. São Paulo, 1993. 20p. (Relatório técnico).

CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em 02 de outubro de 2001.

CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relação de áreas contaminadas no Estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>> Acesso em 10 de dezembro de 2003.

CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relação de áreas contaminadas no Estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>> Acesso em 28 de março de 2005.

CHANEY, R.F. Sludge utilization, land application and food chain impact. In: **The biocycle to the art and science of composting**. Pennsylvania, J.G. Press, 1991. p.240-253.

CHANEY, R.L.; MALINK, M.; LI, Y.M.; BROWN, S.L.; BREWER E.P.; ANGLE, J.S. & BAKER, A.JM. **Phytoremediation of soil metals**. *Current Opinion in Biotechnology.*, 8:279-284, 1997.

CHANEY, R. L.; BROWN, S. L.; LI, Y. M.; ANGLE, S.; STUCZYNSKI, T. I.; DANIELS, W. L.; HENRY, C.; SIEBIELEC, G.; MALIK, M.; RYAN, J. A.; COMPTON, H. Progress in risk assessment for soil metals, and *in-situ* remediation and phytoextraction of metals from hazardous contaminated soils. US-EPA's **Conference** "Phytoremediation: State of Science Conference", Boston, MA, 1-33, 2000.

CHUMBO2. **Produto: chumbo. Um dos metais pesados de utilização industrial mais variado, presente sobretudo em baterias.** Disponível em : <http://www.busca.estadão.com.br/ext/ciencia/zonasderisco/dano.htm?prod=chumbo>. Acesso em 13 Jan. 2003.

CLEMENS, S.; PALMGREN, M. G.; KRAMER, U. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. **Trend in Plant Science**. V.7. n7 July 2002. p.309-315.

COOK, C.M.; SGARDELIS, S.P.; PANTIS, J.D. & LANARAS, T. Concentrations of lead, zinc, and cooper in *Taraxacum* spp. In relation to urban pollution. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, 53:204-210, 1994.

CONNELL, D.W. **Basic concepts of environmental chemistry**. Boca Raton: CRC Press, 1997.

CUNNINGHAM, S.D.; ANDERSON, T.A.; SCHWAB, A.P.& HSU, F.C. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Adv. Agron.**, 56:55-114, 1996.

CUNNINGHAM, S.D. & OW, D.W. Promises and prospects of phytoremediation. **Plant Physiol.**, 110:715-719, 1996.

DAVIES, B. E. Lead. In: ALLOWAY, B. J. **Heavy Metals in Soils**. New York, NY: Black Academic and Professional Publ. 1995. p.206-223.

DAHMANI-MULLER, H.; OORT, F.V.; GÉLIE, B. & BALABANE, M. Strategies of heavy uptake by three plant species growing near a metal smelter. **Environmental Pollution.**, 109:231-238, 1999.

DUTTON, G. **Stemming the toxic tide**. *Comp. Air Feat.*, 101:38-42, 1996.

DUSHENKOV, V.; KUMA, PBAN.; MOTTO, H.; RASKIN, I. **Environmental Science & Technology**. 29 (5): may 1995. p.1239-1245.

EFEITO RETARDADO. **Agência de Notícias da Fapesp**. São Paulo. Disponível em :[http://www.agencia.fapesp.br/boletim_dentro.php?data\[id_materia_boletim\]=3166](http://www.agencia.fapesp.br/boletim_dentro.php?data[id_materia_boletim]=3166). Acesso em 19 de janeiro 2005.

EGREJA FILHO, F.B. **Avaliação da ocorrência e distribuição química de metais pesados na compostagem de lixo domiciliar urbano**. Viçosa, UFV, 1993. 176. (Dissertação de Mestrado em Agroquímica).

ERNEST, W.H.O.; Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. **Applied Geochemistry**, v.11, p.163-167, 1996.

EKLUND, M. Cadmium and lead deposition around a swedish battery plant as recorded in Oak tree rings. **Journal of Environmental Quality**, Madison, 24:126-131, 1995.

EPESTEIN, A. L.; GUSSMAN, C.D.; BLAYLOCK, M.J.; YERMIYAHU, U.; HUANG, J.W.; KAPULNIK, Y.; OSER, C.S. EDTA and Pb-EDTA accumulation in *Brassica juncea* grown in Pb-amended soil. **Plant and Soil**, 208: 87-94, 1999.

EXPOSIÇÃO AMBIENTAL AO CHUMBO: Um problema global, Bulletin of The World Health Organization, 2000, 78 (9), Disponível na internet:<<http://boasaude.uol.com.br/lib/ShowDoc.cfm?LibDocID=3859&ReturnCatID=1773>> Acesso em 12 de outubro de 2004.

FURLANI, A. M. C.; FURLANI, P. R. Composição e pH de soluções nutritivas para estudos fisiológicos e seleção de plantas em condições nutricionais adversas, Instituto Agrônomo, 1988. 34p. (boletim técnico, 121).

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

HAAN, S. D. Results of municipal wast compost research over more than fifty years at the Institute for Soil Fertility at Hares/Groningen, the Netherlands. **Nethland Journal Agriculture Science**. Melboun, v.29, p.49-61, 1981.

HENRY, J.R. An overview of the phytoremediation of lead and mercury. **National Network of Environmental Management Studies (NNEMS)**, prepared for U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D. C. 51 p., 2000.

HINCHMAN, R. R.; NEGRI, M. C. & GATLIFF, E.G. Phytoremediation: using green plants to clean up contaminated soil, groundwater, and wastewater. Lilinois, Report of Argonne National Laboratory and Applied Natural Sciences, 1998. 13p.

HORNG, TSEN-JENG.; SU-CHIACHUN.; KING-VAE.; TSEN-JH.; SU-CC. Absorption of various heavy metals by hydroponic water spinach. **Journal of Agriculture and Forestry**. 50: 4, 2001. p.1-11.

HORNG, TSEN-JENG, SU-CHIACHUN; KING-VAE.; TSEN-JH; SU-CC. Heavy metals absorption of hydroponic Chinese kale. **Journal of Agriculture and Forestry**. 2002, 51: 1, p. 73-83.

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

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

JARVIS, M.D.; LEUNG, D.W.M. Chelated lead transport in *Chamaecytisus proliferus* (L.f.) link ssp. *proliferus* var. *palmensis* (H. Christ): an ultrastructural study. **Plant Science**. 161: 3, 2001. p. 433-441.

JARVIS, M.D.; LEUNG, D.W.M. Chelated lead transport in *Pinus radiata*: an ultrastructural study. **Environmental and Experimental Botany**. 48: 1, 2002. p. 21-32.

KABATA – PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 2.ed. Boca Raton: CRC Press, 1992. 365 p.

KABATA – PENDIAS, A. Agricultural problems related to excessive trace contents of soils. In: SALOMONS. W; FORSTNER, U.; MADER, P. **Heavy metals: problems and solutions**. Berlin: Springer – Verlag, 1995. 360p.

KAHLE, H. Response of roots of trees to heavy metals. *Environ. Exp. Bot.* ; 33:99 – 119.1993.

KASTORI, R., PLESNICAR, M., SAKAC, Z., PANKOVIC, D., ARSENIJEVIC-MAKSUMOVIC, I. Effect of excess lead on sunflower growth and photosynthesis. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.21, n.1, p.75-85, 1998.

KHAN, A.G.; KUEK, C.; CHAUDHRY, T.M.; KHOO, C.S.; HAYES, N.J. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. **Chemosphere**, v.41, p.197 – 207, 2000.

LAGERWEFF, J.V & SPECHT, A.W. Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead and zinc. **Environmental Science & Technology**, Washington, 4:583-585, 1970.

LARBI, A.; MORALES, F.; ABADIA, A.; GOGORCENA, Y.; LUCENA, J.J.; ABADIA, J. Effects of Cd and Pb in sugar beet plants grown in nutrient solution: induced Fe deficiency and growth inhibition. **Functional Plant Biology**. 29: 12, 2002. p. 1453-1464.

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

LASAT, M. M. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. **Journal of Environmental Quality**, 31:109-120, 2002.

LEVY, D.B.; BARBARICK, K.A.; SIEMER, E.G. & SOMMERS, L.E. Distributuion and partitioning of trace metals in contaminated soils near lead-Ville, Colorado. **Journal of Environmental Quality**, Madison, 21:185-195, 1992.

MCBRIDE, M.B.. **Environmental chemistry of soils**. New York. Oxford Univ. Press,. 199.

MAGNUS, F. B. **Toxic substances in the envirobment**. New York: John Wiley & Sons Inc., 1994.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados – mitos, mistificação e fatos**. São Paulo: Petroquímica, 1994. 153p.

MARQUES, T.C.L.L.S.M.; MOREIRA, A.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metias pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, n.1, p.121 –132, 2000.

MICHALSKA. G. Crossing effects of Belgian Landrace boars with Polish Large White, Hampshire and Duroc sows. **Pol. J. Food Nutr. Sci.**, Vol. 10/51, No 3 (S): 139-141, 2001.

MILLER, W.P.; McFEE, W.W. Distribution of cadmium, zinc, cooper, and lead in soils of industrial Northwestern Indiana. **Journal of Environmental Quality**, Madison, 12: 29-33, 1983.

MITCHELL, G.A.; BINGHAM, F.T.; PAGE, A.L. Yeld and metal composition of lettuce and wheat grown on soils amended with sewage sludge enriched with cadmium, copper, nickel, and zinc. **Journal of Environmental Quality**, v.7, n.2, p.165-171, 1978.

MOORE, D.P. Physiological effects of pH on roots. In: CARSON, E.W. ed. *The Plant root and its environment*. Charlottesville, University Press Virginia, University Station, V.A., 1974. p. 135 – 141.

NEDELKOSKA, T.V.; DORAN, P.M. Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phytomining. **Minerals Engineering**, v.13, n.5, p.549-561, 2000.

NYER, E.K. & GATLIFF, E.G. Phytoremediation. *Ground. Mon. Remed.*, 16:58-62, 1996.

NRIAGU, J.O. Saturnine gout among Roman aristocrats. Did lead poisoning contribute to the fall of the Empire? **N. Engl. J. Med.** 308:660-663, 1983.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G. & SIQUEIRA, J. O. **Efeito de Cd, Ni, Pb e Zn sobre mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell) e ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standley) em solução nutritiva.** *R.Árvore*, Viçosa - MG, v.24, n.4, p.369-378, 2000.

PARKER, D.R., CHANEY, R.L. & NORVELL, W.A. Chemical equilibrium models: Applications to plant nutrition research. P. 163-200. In R.H.LOEPPERT et al. (ed). **Soil chemical equilibrium and reaction models**. Madison. 1995.

PARKER, G. R.; McFEE, W.W. & KELLY, J.M. Metal distribution in forested ecosystems in urban and rural Northwestern Indiana. **Journal of Environmental Quality**, Madison, 7:337-342, 1978.

PUNZ, W.F., SIEGHARDT, H. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. **Environmental and Experimental Botany**, v.44, n.1, p.85-98, 1993.

QU, RL.; LI, D.; DU, R.; QU, R. Lead uptake by roots of four turfgrass species in hydroponic cultures. **Hortscience**. 38 (4): July 2003. p. 623-626.

RAMANI, S.; SHAIKH, M.S.; SUSEELAN, K.N.; KUMAR, S.C.; JOSHUA, D.C.; RAMANI, S. Tolerance of Sesbania species to heavy metals. **Indian Journal of Plant Physiology**. 2002, 7: 2, p.174-178.

RASKIN, I.; KUMAR, PBA. N.; DUSHENKOV, J.R. & SALT, D.E. Bioconcentration of heavy metals by plants. **Current Opinions Biotechnology**, v.5: p.285-290, 1994.

RASKIN, I.; SMITH, R. D. & SALT, D.E. Phytoremediation of metals using plants to remove pollutants from the environment. **Curr. Opin. Biotech.**, 8:221-226, 1997.

RIBEIRO FILHO, M.R.; SIQUEIRA J.O.; CURI, N.; SIMÃO, J.B.P. Fracionamento e biodisponibilidade de metais pesados em solo contaminado, incubado com materiais orgânicos e inorgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.495-507, 2001.

ROBINSON, B.; FERNANDEZ, J. E.; MADEJÓN, P.; MARAÑÓN, T.; MURILLO, J. M.; GREEN, S.; BRENT, C. Phytoextraction: an assessment of biochemical and economic viability. **Plant and Soil**, 249: 117-125, 2003.

ROUTH, G. R.; SAMANTARAY,S.; DAS,P.; ROSTLINNA,VYROBA. Differential lead tolerance of rice and black gram genotypes in hydroponic culture. **Rostlinna Vyroba.**, 47: 12, 2001. p. 541-548.

SALIDO, A. L.; HASTY K. L.; LIM, J. M.; BUTCHER, D. J.; Phytoremediation of arsenic and lead in contaminated soil using Chinese brake ferns (*Pteris vittata*) and Indian mustard (*Brassica juncea*). **International Journal of Phytoremediation**. 5 (0): 1- 15, 2003.

SANEAMENTO AMBIENTAL. **Áreas contaminadas: Revitalização pode ser um grande negócio ambiental**. Nº 100. Novembro/Dezembro, 2003. p.20-30.

SAUERBECK, D.R., RIETZ, E. Soil-chemical evaluation of different extractants for heavy metals in soils. In: DAVIES, R.D., HUCKER, G., L'HERMITE, P., **Environmental Effects of Organic and Inorganic Contaminants in Sewage Sludge**. Reidel Publishing Company, Dordrecht, The Netherlands,1983.

SCHMIDT, U. Enhancing phytoextraction: the effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation, and leaching of heavy metals. **Journal of Environmental Quality**. 32:1939-1954, 2003.

SHEN, Z. G.; LI, X. D.; WANG, C. C.; CHEN, H. M.; CHUA, H. Lead phytoextraction from contaminated soil with high-biomass plant species. **Journal Environmental Quality**, 31:1893-1900, 2002.

SILVA, B. C. E.; **Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM)**. 2003. Disponível na internet: <http://www.dnpm.gov.br>.

SIMÃO, J.B.P.; SIQUEIRA, J.O. Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação. **Informe Agropecuário**, v.22, n.210, p.18 – 26, 2001.

SMITH, L.A.; MEANS, J.L.; CHEN, A.; ALLEMAN, B.; CHAPMAM, C.C.; TIXIER, J.S.; BRAUNING, S.E.; GAVASKAR, A.R.; ROYER, M.D. **Remedial options for metals-contaminated sites**. Boca Raton: CRC Press, 1995.

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

SOUSA NETO, J. A.; COSENZA, R.M. A "gota de chumbo" no vinho. **Revista Médica de Minas Gerais**, v. 3, n. 2, p.115-117, 1993.

STOLTZ, E.; GREGER, M. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. **Environmental and Experimental Botany**. 2002, 47: 3, p.271-280.

TAN, K.H. **Environmental soil science**. 2.ed. New York: Marcel Dekker Inc., 2000 , 452p.

TANDY, S.; BOSSART, K.; MUELLER, R.; RITSCHER, J.; HAUSER, L.; SCHULIN, R.; NOWACK, B. Extraction of heavy metals from soils using biodegradable chelating agents. **Environmental Science Technology**, 38: 937-944, 2004.

TANG, S.; WILKE, B.; BROOKS, R.; TANG, S. Heavy metal uptake by metal tolerant *Elsholtzia haichowensis* and *Commelina communis* from China. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. 32: 5-6, 895-905; 16 ref. 2001.

TONG, S.; SCHIRNDING, Y. E.; PRAPAMONTOL, T.; Environmental lead exposure: a public health problem of global dimensions. **Bulletin of the World Health Organization**, 2000, v.79, 1068-1077.

TSEN, JENGHORNG.; SU, CHIACHUN.; KING, VAE.; TSEN, JH.; SU, CC. Absorption of various heavy metals by hydroponic water spinach. **Journal of Agriculture and Forestry**. 50: 4, 2001. p.1-11.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Introduction to Phytoremediation**. EPA/600/R-99/107. Disponível em: <http://clu-in.org/techpubs.htm> > Acesso em 13 Fev. 2003.

VERKLEIJ, J.A.C., KOEVOETS, P.L.M., BLAKE-KAL€ M.M.A., Chardon-nens. Evidence for an important role of the tonoplast in the mechanism of naturally selected zinc tolerance in *Silene vulgaris*. A.N., **Journal of Plant Physiology** 153. 188±191, 1998.

WALLACE, G.A.; WALLACE, A. Lead and other potentially toxic heavy metals metals in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.25, p.137-141, 1994.

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

WENZEL, W.W. JOCKWER, F. Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralised soils of the Austrian Alps. **Environmental Pollution**. 104: 145-155, 1998.

ZEITOUNI, C. F. **Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico**. 2003, 91p. Dissertação (Mestrado), Instituto Agronômico, Campinas.

ZONTA, E.P.; MACHADO, A.A.; SILVEIRA, P. **Sistema de análise estatística para microcomputadores (SANEST)**. Pelotas: Universidade Federal de Pelotas, 1984.

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](#)