

SANDRO MARCELO DE CAIRES

**COMPORTAMENTO DE MUDAS DE ESPÉCIES FLORESTAIS
NATIVAS NA FITORREMEDIAÇÃO DE SOLO
CONTAMINADO COM ZINCO E COBRE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de "*Magister Scientiae*".

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2005

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

C136c
2005

Caires, Sandro Marcelo de, 1971-

Comportamento de mudas de espécies florestais nativas na fitorremediação de solo contaminado com zinco e cobre. / Sandro Marcelo de Caires. – Viçosa: UFV, 2005. xi, 74f. : il. ; 29cm.

Orientador: Maurício Paulo Ferreira Fontes.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 67-74.

1. Fertilidade do solo. 2. Solos - Remediação. 3. Solos - Poluição. 4. Solos - Teor de metal pesado. 4. Plantas florestais. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

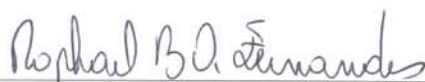
CDD 22.ed. 631.41

SANDRO MARCELO DE CAIRES

COMPORTAMENTO DE MUDAS DE ESPÉCIES FLORESTAIS
NATIVAS NA FITORREMEDIAÇÃO DE SOLO
CONTAMINADO COM ZINCO E COBRE

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de "Magister Scientiae".

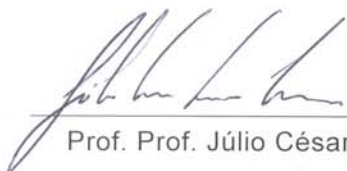
APROVADA: 25 de fevereiro de 2005



Prof. Raphael Bragança A. Fernandes
(Conselheiro)



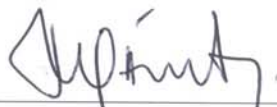
Prof. Renildes L. Ferreira Fontes
(Conselheiro)



Prof. Prof. Júlio César Lima Neves



Prof. Derly José Henriques da Silva



Prof. Maurício Paulo Ferreira Fontes
(Orientador)

À minha esposa e filha, *Renata e Carolina*;
Aos meus pais, *José e Maria*;
À minha irmã, *Renata*;
Com carinho;

Dedico

AGRADECIMENTOS

À Deus, Pai e Criador, pela sua benção divina na conclusão de mais esta vitória.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV) em conjunto com o Departamento de Solos pela oportunidade desta pós-graduação.

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Professor Maurício Paulo Ferreira Fontes pela orientação, apoio e amizade.

Ao Professor Raphael B.A. Fernandes pela amizade e valiosíssima ajuda.

Ao Professor Renildes Lúcio Ferreira Fontes pela atenção sempre disposta.

Ao Professor Júlio César Lima Neves pela majestosa colaboração.

Ao Professor Luis Eduardo Dias pelo apoio na divulgação desta pesquisa.

Ao Professor Derly J.H. Silva pela especial colaboração.

A secretária do DPS Luciana Freitas pela atenção, simpatia, carinho e amizade.

Ao estagiário Luís Fernando de Oliveira pela amizade e dedicação.

Ao amigo Walcrislei V. Luz pela colaboração com as marchas de laboratório.

Aos laboratoristas, Cláudio (Física do Solo), Carlos Fonseca (Fertilidade do Solo), Geraldo (Geoquímica Ambiental), Carlinhos e Janilson (Laboratório de Espectrofotometria de Absorção Atômica), Cardoso (Laboratório de Solos de Ecossistemas Florestais) e José Francisco (Laboratório de Mineralogia do Solo) pelo acompanhamento no desenvolvimento dos meus trabalhos.

Aos funcionários do almoxarifado Pedro e Lula pela prontidão.

Ao supervisor de estufas, Ciro, pela amizade, ajuda e atenção.

Ao responsável pelo viveiro florestal da UFV, Geraldo Magela, pela ajuda com as mudas florestais utilizadas no experimento.

Ao companheiro de curso Mauro Lúcio Torres Corrêa, que cedeu o solo utilizado no experimento.

Ao amigo José Júlio de Toledo que num verdadeiro ato de amizade possibilitou a minha inscrição no programa de pós-graduação.

A todos os verdadeiros amigos de Viçosa.

A todas as críticas e elogios que nos acompanharam, nesta perpétua lapidação da honra, caráter e da moral no avanço da ciência.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a concretização desta tese.

Muito Obrigado!

BIOGRAFIA

SANDRO MARCELO DE CAIRES, filho de Maria Helena M. de Caires e José Popim de Caires, nasceu em 07 de julho de 1971, no município de Maringá-PR.

Graduou-se em Ciências Biológicas pela Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, Campus Universitário de Alta Floresta, em 2002.

Em março de 2003 iniciou o curso de Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas na Universidade Federal de Viçosa - MG, desenvolvendo pesquisas na área de *Impactos Ambientais pelo uso da terra*, submetendo-se a defesa de tese em 25 de fevereiro de 2005 para a obtenção do título de *Magister Scientiae*.

CONTEÚDO

LISTA DE QUADROS	viii
LISTA DE FIGURAS	x
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xv
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1. Metais pesados e o meio ambiente	4
2.2. Zinco no solo e nas plantas	8
2.3. Cobre no solo e nas plantas	10
2.4. Fitorremediação de solos contaminados com metais pesados	13
2.5. Diferentes aplicações da fitorremediação	15
2.5.1. Fitoextração	15
2.5.2. Fitoextração induzida (FI)	15
2.5.3. Fitoextração contínua (FC)	16
2.5.4. Fitoestabilização	16
2.6. O potencial de espécies florestais nativas na fitorremediação	17
3. MATERIAL E MÉTODOS	21
3.1. Escolha das espécies	21

3.2. Adubação e tratamento do solo com zinco e cobre	21
3.3. Preparo das mudas e replantio em solo contaminado	23
3.4. Realização do experimento	24
3.5. Análise química do tecido vegetal	24
3.6. Análise dos teores de zinco e cobre disponível	25
3.7. Delineamento experimental e análise estatística	25
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
4.1. Comportamento das mudas de espécies florestais nativas ao tratamento de zinco	26
4.1.1. O Impacto da troca de substrato	26
4.1.2. Produção de matéria seca de raiz (MSR), parte aérea (MSPA) e total (MST)	26
4.1.3. Partição de massa seca entre raiz (PR) e parte aérea (PPA) ...	28
4.1.4. Teores de zinco na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA).....	29
4.1.5. Conteúdo de zinco na raiz (CRAIZ), parte aérea (CPA) e total (CPT).....	34
4.1.6. Partição do conteúdo de zinco entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA)	36
4.1.7. Disponibilidade de zinco no solo (DTPA).....	38
4.2. Comportamento das mudas de espécies florestais nativas ao tratamento de cobre.....	40
4.2.1. Impacto da troca de substrato.....	40
4.2.2. Produção de matéria seca da raiz (MSR), parte aérea (MSPA) e total (MST).....	40
4.2.3. Partição de matéria seca da raiz (PR) e parte aérea (PPA)	42
4.2.4. Teores de cobre na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA)	45
4.2.5. Conteúdo de cobre na raiz (CRAIZ), parte aérea (CPA) e total (CPT).....	48
4.2.6. Partição do conteúdo de cobre entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA)	50
4.2.7. Disponibilidade de cobre no solo.....	51
5. CONCLUSÕES.....	54
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	56

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Resultados da análise química do solo	23
Quadro 2 - Resultados da análise física do solo	24
Quadro 3 - Produção e partição de matéria seca (MS) do cedro-rosa (CR) e ipê-roxo (IR) em função do tratamento com doses crescentes de zinco	30
Quadro 4 - Teores de zinco na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) de cedro-rosa e ipê-roxo após 105 dias de cultivo em solo arenoso com doses crescentes de zinco	32
Quadro 5 - Fator de Bioconcentração (FBC) da raiz (RA) e parte aérea (PA) do cedro-rosa e ipê-roxo, em função dos teores da raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA), em relação ao tratamento com doses de zinco	35
Quadro 6 - Conteúdo de zinco da raiz (CRAIZ), parte aérea (CPA), total (CPT) e partição dos conteúdos entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA) do cedro-rosa (CR) e ipê-roxo (IR), em função do tratamento com doses crescentes de zinco	38

Quadro 7 - Zinco extraído com solução DTPA a pH 7,3, de amostras de Latossolo Amarelo textura média, das parcelas do cedro-rosa e do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de zinco	39
Quadro 8 - Produção e partição de matéria seca (MS) do cedro-rosa (CR) e ipê-roxo (IR), em função do tratamento com doses crescentes de cobre	44
Quadro 9 - Teores de cobre na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) do cedro-rosa e ipê-roxo após 105 dias de cultivo em solo arenoso com doses crescentes de cobre	46
Quadro 10 - Fator de Bioconcentração (FBC) da raiz (RA) e parte aérea (PA) do cedro-rosa e ipê-roxo, em função dos teores da raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) em relação ao tratamento com doses crescentes de cobre	47
Quadro 11 - Conteúdo de cobre da raiz (CRAIZ), parte aérea (CPA), total (CPT) e partição de conteúdo de cobre entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA) do cedro-rosa (CR) e ipê-roxo (IR), em função do tratamento com doses crescentes de cobre.....	50
Quadro 12 - Cobre extraído com solução DTPA a pH 7,3, de amostras de Latossolo Amarelo textura média, das parcelas do cedro-rosa e do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de cobre	53

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Produção de matéria seca na raiz (MSR), parte aérea (MSPA) e total (MST) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de zinco.	27
Figura 2 - Produção de matéria seca na raiz (MSR), parte aérea (MSPA) e total (MST) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de zinco.	27
Figura 3 - Partição de matéria seca (MS) entre a raiz (PR) e parte aérea (PPA) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de zinco.	28
Figura 4 - Partição de matéria seca (MS) entre a raiz (PR) e parte aérea (PPA) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de zinco.	29
Figura 5 - Teores de zinco na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de zinco.	31
Figura 6 - Teores de zinco na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de zinco.	31

Figura 7 - Conteúdo de zinco na raiz (CRAIZ), parte aérea (CTPA) e total (CTP) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de zinco.	35
Figura 8 - Conteúdo de zinco na raiz (CRAIZ), parte aérea (CTPA) e total (CTP) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de zinco.	36
Figura 9 - Partição de conteúdo de zinco entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de zinco.	37
Figura 10 - Partição do conteúdo de zinco entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA) do ipê-roxo, em função da contaminação crescente de zinco.	37
Figura 11 - Correlação da disponibilidade de zinco para o cedro-rosa extraída pela solução DTPA a pH 7,3, em função do tratamento com doses crescentes de zinco.....	38
Figura 12 - Correlação da disponibilidade de zinco para o ipê-roxo extraída pela solução DTPA a pH 7,3, em função do tratamento com doses crescentes de zinco.	39
Figura 13 - Produção de matéria seca da raiz (MSR), parte aérea (MSPA) e total (MST) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.	41
Figura 14 - Produção de matéria seca da raiz (MSR), parte aérea (MSPA) e total (MST) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.	42
Figura 15 - Partição de matéria seca entre a raiz (PR) e parte aérea (PPA) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.	43
Figura 16 - Partição de matéria seca entre a raiz (PR) e parte aérea (PPA) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.	44
Figura 17 - Teores de cobre na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.	45

Figura 18 - Teores de cobre na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) do ipê-roxo, em função do solo contaminado com doses crescentes de cobre.	46
Figura 19 - Conteúdo de cobre na raiz (CRAIZ), parte aérea (CTPA) e total (CPT) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.	49
Figura 20 - Conteúdo de cobre na raiz (CRAIZ), parte aérea (CTPA) e total (CPT) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.	49
Figura 21 - Partição do conteúdo de cobre entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.	51
Figura 22 - Partição do conteúdo de cobre entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.	51
Figura 23 - Correlação da disponibilidade de cobre para o cedro-rosa extraída pela solução DTPA a pH 7,3, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.	52
Figura 24 - Correlação da disponibilidade de cobre para o ipê-roxo extraída pela solução DTPA a pH 7,3, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.	52

RESUMO

CAIRES, Sandro Marcelo, M. S., Universidade Federal de Viçosa. Fevereiro de 2005. **Comportamento de mudas de espécies florestais nativas na fitorremediação de solo contaminado com zinco e cobre.** Orientador: Maurício Paulo Ferreira Fontes. Conselheiros: Raphael Bragança Alves Fernandes e Renildes Lúcio Ferreira Fontes.

Fitorremediação é uma tecnologia de recuperação de ambientes contaminados com resíduos de origem antropogênica. Esta tecnologia utiliza os vegetais e seus simbiontes rizosféricos para estabilizar, extrair, degradar ou volatilizar vários contaminantes orgânicos e inorgânicos. Espécies florestais nativas agregam uma característica visual aceitável ao projeto de recuperação, são perenes requerendo menos tratamentos culturais, produzem matéria prima de interesse para vários setores, sendo um dreno do CO₂ atmosférico. Para avaliar o comportamento de mudas de cedro-rosa (*Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae) e ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl. (Bignoniaceae)) na fitorremediação de solo contaminado com zinco e cobre, realizou-se um experimento em casa de vegetação. As mudas foram replantadas em vasos contendo Latossolo Vermelho-Amarelo, textura franco-arenosa ao qual foram adicionadas doses crescentes de zinco (0, 300, 400, 500, 2.500 mg kg⁻¹) e cobre (0, 60, 80, 100, 500 mg kg⁻¹). O solo foi homogeneizado e peneirado em malha de 0,5 mm, seco à sombra e,

posteriormente, separado em unidades amostrais de 4,2 kg. Cada unidade recebeu uma adubação com macronutrientes: N, P, K, Ca e S nas doses de 200, 300, 200, 129 e 61,5 mg kg⁻¹ respectivamente. A adição dessas doses foi realizada em uma única parcela, mediante soluções, quando da preparação do solo. Foram utilizados os sais nitrato de amônio (NH₄NO₃), fosfato de cálcio monobásico (Ca(H₂PO₄)₂.H₂O) e sulfato de potássio (K₂SO₄). Para adicionar zinco e cobre ao solo foram utilizadas soluções preparadas a partir dos sais nitrato de zinco (Zn(NO₃)₂.6H₂O), cloreto de zinco (ZnCl₂) e nitrato de cobre (Cu(NO₃)₂.3H₂O). A umidade do solo foi mantida próxima a capacidade de campo, sendo corrigida com base gravimétrica da unidade amostral. Após 105 dias as mudas foram coletadas, separadas em raízes e parte aérea, secas em estufa de ventilação forçada a 70 °C até peso constante. Após, foram moídas e levadas ao laboratório onde se realizou a mineralização de amostras do tecido vegetal por digestão nítrico-perclórica (4:1 v/v). Os teores de Zn e Cu foram determinados por absorção atômica. Os resultados de produção de biomassa sugeriram que o cedro-rosa foi mais tolerante ao zinco que o ipê-roxo. Ambas as espécies alocaram mais carbono na raiz em detrimento da parte aérea. O cedro-rosa absorveu maiores teores de zinco demonstrando comportamento acumulador enquanto o ipê-roxo mostrou um comportamento indicador. No ipê-roxo foram determinados os maiores conteúdos de zinco. A raiz foi o órgão de armazenamento de zinco para ambas as espécies. No tratamento de cobre o ipê-roxo foi mais tolerante que o cedro-rosa. A raiz também foi o órgão de armazenamento de cobre para ambas as espécies. O cedro-rosa absorveu maiores teores de cobre com comportamento acumulador enquanto o ipê-roxo teve um comportamento indicador. Conclui-se que ambas as espécies possuem potencial de uso na fitoestabilização e fitoextração induzida de zinco e cobre em solos contaminados.

ABSTRACT

CAIRES, Sandro Marcelo, M.S., Universidade Federal de Viçosa. February of 2005. **Behavior of seedlings of native forest species in the phytoremediation of polluted soil with zinc and copper.** Adviser: Maurício Paulo Ferreira Fontes. Committee members: Raphael Bragança Alves Fernandes and Renildes Lúcio Ferreira Fontes.

Phytoremediation is a technology of environmental cleanup with residues of anthropogenic origin. This technology uses the vegetables and their microbial rhizosphere to stabilize, extract, degrade, or volatilization for various organic and inorganic pollutants. Native forest species join an acceptable visual characteristic to the recovery project, they are perennial and they request less cultural treatments, they produce matter excels of interest for several sections, being a drain of atmospheric CO₂. In the present work, we evaluated the behavior of cedro-rosa (*Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae) and ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl. (Bignoniaceae)) seedlings of these species were used in the phytoremediation of a polluted soil with zinc and copper. The seedlings were transplanted to pots containing 4,2 kg of a Yellow Latosol, sandy texture, which was contaminated whittle increasing doses of Zinc (0, 300, 400, 500, 2.500 mg kg⁻¹) and Cooper (0, 60, 80, 100, 500 mg kg⁻¹). Before adding the treatments the soil homogenized and sieved in a 0.5 mm sieve. Each pot was fertilized whittle the macronutrients N, P, K,

Ca and S in the doses of 200, 300, 200, 129 e 61,5 mg kg⁻¹, respectively, in the form of nitrate of ammonium (NH₄NO₃), phosphate of calcium (Ca(H₂PO₄)₂·H₂O) and sulfate of potassium (K₂SO₄). To contaminate the soil, Zn and Cu were added as copper nitrate (Cu(NO₃)₂·3H₂O), zinc nitrate (Zn(NO₃)₂·6H₂O) and zinc chloride (ZnCl₂). The soil moisture was maintained near the field capacity, being daily corrected based on the weight of the total mass of the unit amostral. After 105 days the seedlings were collected, separated in roots and aerial part. They were drought in forced ventilation greenhouse 70 °C until constant weight. Was achieved after that the material was ground and taken to the laboratory where they were mineralized of by a nitric-perchloric digestion (4:1 v/v). The contents of zinc and copper were measured by atomic absorption. The results of biomass production suggested that the cedro-rosa was more tolerant to the zinc than the ipê-roxo. Both species allocated more carbon in the root to the detriment of the aerial part. The cedro-rosa absorbed larger contents of zinc demonstrating accumulative behavior while the ipê-roxo showing an indicative behavior. In the ipê-roxo were the largest contents of zinc. In the copper treatment the ipê-roxo was more tolerant than the cedro-rosa. The root was the organ of copper storage for both species. The cedro-rosa absorbed larger copper contents with accumulative behavior while the ipê-roxo had an indicative behavior. It could be seen that both species possess use potential in the phytostabilization and induced phytoextraction of zinc and copper in polluted soils.

1. INTRODUÇÃO

Em decorrência dos impactos causados ao meio ambiente e aos seres humanos pela contaminação de alguns ecossistemas com metais pesados, muitos países, inclusive a do Brasil, fiscaliza a operação de vários setores geradores de resíduos contaminados quanto aos procedimentos descarte e acomodação destes resíduos.

A disposição de resíduos contaminados no solo tem sido uma alternativa de descarte dada a sua capacidade de reter elementos químicos em seu complexo adsortivo. Entretanto, com a saturação de suas cargas, o solo pode perder essa capacidade de reter os contaminantes, liberando-os para o meio ambiente, em especial para os lençóis freáticos e neste caso aumentando sua dispersão.

A remoção mecânica da camada de solo contaminada para a descontaminação é um processo oneroso e de baixa eficiência. Embora se promova à retirada do contaminante, ficam prejudicadas certas propriedades edáficas de importância (estrutura, matéria orgânica, microbiota...) que afetam diretamente toda a qualidade produtiva do solo.

O uso de plantas para a recuperação de solos contaminados é uma alternativa de grande potencial. Esta tecnologia conhecida como fitorremediação, utiliza plantas e sua microbiota para a revegetação e descontaminação do solo, desta forma, contribuindo para proteção do solo,

a retenção e absorção do contaminante, impedindo sua distribuição no meio ambiente.

A capacidade de descontaminação do solo da planta está intimamente relacionada com a sua capacidade de absorção do íon metálico do solo e sua imobilização nos locais de acúmulo da planta, sendo preferível que não haja acúmulo nas folhas para minimizar a ciclagem e potencializar a imobilização do metal pesado no lenho da planta. Enquanto a capacidade de retenção se aplica aos processos de crescimento radicular e a minimização do potencial de erosão do solo como também a formação de matéria orgânica.

As plantas hiperacumuladoras são endêmicas de solos jovens com altas concentrações de metais pesados. Estas plantas imobilizam altos teores do contaminante na sua biomassa (0,1 a 1 % do peso seco), porém são plantas de baixa produção de biomassa requerendo tempo excessivamente longo para a descontaminação do solo.

Uma espécie nativa tolerante ao contaminante do solo pode possuir teores relativamente baixos do elemento contaminante em si quando comparados com os teores de uma planta hiperacumuladora, porém uma espécie com maior produção de biomassa pode potencializar esta diferença a favor da planta tolerante. Outra questão importante é o tempo de cultivo necessário para a efetiva descontaminação do solo, visto que as plantas hiperacumuladoras são essencialmente de ciclo curto necessitando vários cultivos para atingir seu objetivo. As plantas tolerantes e perenes minimizariam a necessidade da intervenção antrópica no local em curtos espaços de tempo com efeitos positivos principalmente sobre o manejo e custos do programa de fitorremediação.

Práticas de nutrição mineral, calagem e/ou o uso do gesso podem melhorar as condições para estabelecimento e desenvolvimento de plantas tolerantes em substratos contaminados. O desenvolvimento de um sistema radicular bem estruturado para impedir a perda dos contaminantes por lixiviação e/ou erosão e parte aérea com grande superfície de transpiração, potencializando a capacidade de absorção e retenção do contaminante, principalmente nas regiões de grande pluviosidade, favorecem a descontaminação do solo.

Espécies florestais possuem estas características. No entanto, são mínimas as informações que evidenciam quais as espécies nativas que de fato possam ser utilizadas em programas de fitorremediação. Outro fato importante é que estes seres vivos estão relacionados às condições climáticas do seu local natural, evidenciando a necessidade encontrar ecótipos específicos para regiões climatológicas específicas.

As espécies florestais nativas possuem potencial para o uso na fitorremediação. Estes vegetais tem grande formação de biomassa na parte aérea, resistência, perenidade, desenvolvimento radicular e uma grande diversidade de espécies que pode ser um fator importante quanto à variedade de metais pesados e a especificidade que cada um possui.

Algumas espécies florestais nativas podem alcançar a idade de corte num espaço de tempo economicamente aceitável. A matéria prima produzida em forma de madeira pode ser comercializada em vários setores do mercado madeireiro sem perigo para os ecossistemas. No entanto, são poucos os estudos sobre a tolerância de espécies florestais tropicais em solos contaminados com metais pesados.

Diante disto, formulou-se a hipótese de que as espécies nativas cedro-rosa e ipê-roxo podem ser usadas com sucesso em programas de fitorremediação de solos contaminados com metais pesados. Para testar a hipótese formulada o objetivo deste trabalho foi de avaliar o comportamento destas espécies florestais nativas na fitorremediação de um solo contaminado com os metais pesados zinco e cobre

Para atingir este objetivo avaliou-se:

- a) A produção de matéria seca das espécies em solo contaminado;
- b) A partição de biomassa entre raiz e parte aérea em função dos tratamentos;
- c) Os teores de metais pesados nas raízes;
- d) conteúdo dos metais pesados nas raízes e parte aérea das espécies;
- e) A distribuição dos metais pesados entre raízes e parte aérea das espécies;
- f) A disponibilidade dos metais no solo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Metais pesados e o meio ambiente

O termo metal pesado não é facilmente definido, mas hoje em dia ele é usado como um termo genérico que define um grupo de metais e metalóides associados à poluição e toxicidade. Por definição, os metais pesados são um conjunto heterogêneo de elementos químicos que possuem densidade igual ou maior que 6 g cm^{-3} . Alguns são elementos essenciais para a biota como micronutrientes e outros não possuem nenhuma função biológica conhecida. Todos os metais pesados, essenciais e não-essenciais, se presentes em altas concentrações podem causar efeitos tóxicos na biota. Em geral, eles são elementos persistentes, não-degradáveis, teratogênicos, mutagênicos e carcinogênicos (ALLOWAY, 1993; EYSINK & MORAES, 1998; CARNEIRO et al., 2001; MULLIGAN et al., 2001; MURZAEVA, 2004; WEBER, 2004), com tendência de acúmulo em solos e sedimentos aquáticos (DENNY & WILKINS, 1987a; TURNER & DICKINSON, 1993).

Normalmente os metais pesados são encontrados em concentrações muito pequenas (como elementos traços) associados aos minerais primários e secundários que compõe os solos e seu material de origem (CARNEIRO et al., 2001; GUILHERME et al., 2002, KABATA-PENDIAS, 2004). Porém existe caso de altas concentrações natural de metais no solo. Elevadas

concentrações de níquel e cromo em solos serpentínicos são o melhor exemplo do enriquecimento natural do solo relacionado com a rocha de origem (WEBER, 2004). Os metais pesados estão presentes nos solos, águas superficiais, subsuperficiais e sedimentos tanto em razão dos processos naturais que conduzem às propriedades destes ecossistemas quanto devido às atividades antropogênicas (GUILHERME et al., 2002). No entanto, vários ecossistemas estão contaminados com metais pesados devido a atividades humanas (LOMBI et al., 2001).

Muitas atividades humanas, incluindo mineração, fundição, e disposição de lodos de esgoto estão aumentando a liberação de metais pesados na biosfera. NRIAGU & PACYNA (1988) avaliaram as taxas de entrada destes elementos nos três compartimentos ambientais e demonstraram que as atividades humanas possuem o maior impacto sobre os ciclos globais e regionais de muitos metais pesados sendo significativa a contaminação dos recursos aquáticos e a aceleração da acumulação destes elementos na cadeia alimentar humana. Em seu inventário, os autores alertam para os solos que estão recebendo grandes quantidades de metais pesados de uma ampla variedade de resíduos industriais. Áreas de disposição de lixo urbano representam uma importante fonte de Cu, Hg, Pb, e Zn com contribuições notáveis de Cd, Pb, e V também depositados via atmosférica.

A entrada dos metais pesados na cadeia alimentar pela relação solo-planta é parte do ciclo biogeoquímico dos elementos químicos, sendo o primeiro passo para o fluxo do elemento químico do compartimento inorgânico para o compartimento orgânico nos ecossistemas terrestres (KABATA-PENDIAS, 2004). A exposição das populações a metais pesados e sua ingestão ou absorção via consumo de água ou alimentos contaminados, promovem a acumulação dos mesmos nos tecidos das plantas, animais e seres humanos. Os metais pesados acumulam nos tecidos humanos pelo processo de biomagnificação (MULLIGAN et al., 2001).

A definição do comportamento dos metais pesados no solo é informação básica para a compreensão de como eles se tornam disponíveis para as plantas, contribuem na nutrição, resultam em toxicidade ou ingressem na cadeia alimentar dos animais, do homem ou como se distribuem no meio

ambiente. A cinética, ou seja, a velocidade com que as reações ocorrem, é outra informação fundamental para a compreensão desses processos. É imprescindível que se leve em consideração às propriedades de superfície dos solos, a composição química, a mineralogia, a reação do solo e a cinética dos processos (van RAIJ, 2001).

Dentre as propriedades do solo que afetam a retenção, mobilidade e disponibilidade de metais pesados, estão o pH, CTC, CTA, quantidade de matéria orgânica, quantidade e o tipo da fração argila (argilas silicatadas e óxidos) (FONTES et al., 2000; GOMES et al., 2001; CETESB, 2001; FONTES & GOMES, 2003).

Algumas formas consideradas muito tóxicas de metais pesados não possuem alta mobilidade nos solos. Isto é especialmente importante no caso dos solos de textura fina com altos teores de óxidos, os quais tendem a interagir fortemente metais catiônicos como Pb^{2+} e Cu^{2+} , reduzindo assim, o potencial de impacto ambiental negativo desses elementos (GUILHERME et al., 2002).

Algumas estimativas do tempo de permanência de metais pesados no solo mostram que a contaminação com estes elementos pode se constituir em um problema de longa duração. Estima-se que o cádmio permanece entre 75 a 380 anos no solo, o mercúrio entre 500 a 1.000 anos, enquanto que para arsênio, cobre, níquel, chumbo, selênio e zinco esse tempo está entre 1.000 e 3.000 anos (ALLOWAY, 1993).

Os fertilizantes e corretivos do solo não são suficientemente purificados durante o processo de fabricação em função das razões econômicas para tal. Eles geralmente contêm como impurezas os metais pesados que também fazem parte dos componentes ativos de alguns agrotóxicos (FRANK et al., 1976; RAMALHO et al., 1998). A utilização repetitiva e excessiva destes insumos nos solos agrícolas e nas culturas promove a adição de metais pesados nestes solos (ALLOWAY, 1993).

A alteração do teor natural de metais pesados nos solos pela aplicação de fertilizantes tende a levar décadas. Porém, maiores adições de metais pesados no solo ocorrem pela aplicação de lodo de esgoto quando comparado à adição de fertilizantes e de esterco de bovinos (GUILHERME et al., 2002).

Os problemas ambientais causados por metais pesados estão diretamente relacionados com a quantidade que estes são produzidos, refletindo o estágio de desenvolvimento industrial e tecnológico existente. Esta produção teve um aumento considerável nos últimos 55 anos. Considerando as estimativas para a emissão global de metais pesados para solo, relativas à sua produção primária, verifica-se o cádmio com o maior crescimento, o que se deve à sua maior utilização na indústria nos últimos 20 a 30 anos (ALLOWAY, 1993).

Em áreas com solo contaminado por metais pesados geralmente ocorrem danos ao meio ambiente, devido o impacto sobre a vegetação (RIBEIRO FILHO et al., 1999; GRAZZIOTTI et al., 2003) e sobre os organismos e processos do solo (DIAS JÚNIOR et al., 1998; KLAUBERG-FILHO et al., 2002; GRAZZIOTTI et al., 2003). A destruição da cobertura vegetal facilita a dispersão das partículas de solo contaminado pela erosão, altera o balanço hídrico e pode aumentar o volume de água que percola no solo, permitindo que a contaminação atinja o lençol freático e os corpos d'água (VANGRONSVELD et al., 1995; GRAZZIOTTI et al., 2003).

A revegetação dessas áreas, juntamente com outras ações, é essencial para promover a estrutura e estabilização do solo e, assim, reduzir a erosão e os riscos de contaminação de outros ambientes (GRAZZIOTTI et al., 2003). Para tanto se faz necessário conhecer quais os metais envolvidos na contaminação local, seu comportamento no solo, seu efeito sobre a flora e quais espécies vegetais podem tolerar e colonizar tais solos.

As plantas são mais resistentes a quantidades altas de metais pesados que os animais e, de um modo geral, retêm a maior parte dos metais pesados em suas raízes. Os elementos móveis, geralmente, concentra-se no tecido vegetativo sendo que pouco é translocado para os órgãos de reserva. Monocotiledôneas são normalmente mais tolerantes aos metais pesados do que dicotiledôneas. O acúmulo de metais pesados nas partes comestíveis das plantas pode afetar os seres humanos diretamente quando da ingestão de vegetais e indiretamente com consumo de carnes de animais previamente contaminados. A preocupação com o consumo de alimentos contaminados está relacionada ao efeito acumulativo dos metais pesados nos organismos que pode levar a intoxicações crônicas (MARSCHNER, 1986).

Limitações na seletividade e regulação da absorção de metais pesados pelas plantas resultam em sintomas de toxicidade quando ocorre elevado suprimento destes elementos. O tipo e a localização dos sintomas depende da disfunção e do acúmulo excessivo. Um tipo de sintoma de toxicidade é uma necrose não específica nas folhas mais velhas, consequência do acúmulo devido ao transporte no xilema tracionado pela transpiração. Este sintoma está relacionado com a contaminação de cádmio e níquel. Outro sintoma é a clorose em folhas mais novas devido à interferência na função ou substituição do ferro nos cloroplastos e na síntese de clorofila (ex: zinco e níquel) (RÖMHELD, 2001).

2.2. Zinco no solo e nas plantas

O zinco é um dos elementos mais comuns da crosta terrestre. É difundido no ar, solo e água e está presente em todos os alimentos. Embora não seja tão tóxico quanto cádmio, está associado freqüentemente com este metal (OHNESORGE & WILHELM, 1991).

O zinco ocorre nas rochas principalmente como sulfeto, sendo a esfarelita (ZnS), o mais importante. Os minerais smithsonita (ZnCO₃) e a hemimorfita [(ZnSi₂)₇(OH)₂.H₂O] também são oriundos do intemperismo dos sulfetos. Pela semelhança de raio iônico do Zn²⁺ com o Mg²⁺, ocorre substituição isomórfica de Mg por Zn em todos os silicatos que contém o Mg. Isto assegura uma distribuição bastante ampla de zinco em rochas (van RAIJ, 1991).

Os minerais de zinco mencionados não resistem a condições de intemperismo mais intensas. Nessas condições, os minerais são destruídos, liberando Zn²⁺ para a solução do solo. Sua remoção do solo não é maior pela sua adsorção em minerais de argila, óxidos hidratados e na matéria orgânica do solo (van RAIJ, 1991).

Na agricultura, o Zn está sendo cada vez mais empregado nos fertilizantes, porém acredita-se que o lodo de esgoto ainda seja a principal fonte desse metal ao solo. Zn entra no solo, principalmente, através de fertilizantes, pesticidas, esterco, rejeitos e produtos galvanizados (FONTES

et al., 1996). Alguns criadores de porcos e aves têm adicionado Zn e Cu à ração a fim de aumentar a eficiência de aproveitamento desta, fazendo com que esterco destes animais sejam 10 a 40 vezes mais ricos em Cu e de 4 a 10 vezes mais rico em Zn que esterco normal (BERTON, 1992).

O potencial de fitotoxicidade pelo zinco existe porque muito pouco deste nutriente é lixiviado e porque a reversão do zinco aplicado para as formas não disponíveis é relativamente lenta em solos. Sintomas de toxicidade de zinco incluem restrição de crescimento das raízes, brotos e expansão foliar acompanhada de clorose das folhas, pigmentos marron-avermelhados, provavelmente de substâncias fenólicas, distribuído por toda a planta (GUPTA, 2001; MENGEL & KIRKBY, 1982; MARSCHNER, 1995). Altas doses de Zn diminuem a absorção de P e Fe (MENGEL & KIRKBY, 1982).

Em solos os teores totais de zinco variam conforme o material de origem. A preocupação com a contaminação de Zn e outros elementos justificam o trabalho realizado pela CETESB (2001) que definiu para o estado de São Paulo valores orientadores de referência (60 mg kg^{-1}), alerta (300 mg kg^{-1}) e intervenção para solo agrícola (300 mg kg^{-1}), residencial (500 mg kg^{-1}) e industrial (1.500 mg kg^{-1}). Estes valores são utilizados no monitoramento na qualidade de solos e águas subterrâneas e no controle de áreas contaminadas. O controle e a fiscalização da qualidade dos solos e das águas subterrâneas tem sido importante nos últimos anos em função do aumento da demanda do recurso hídrico subterrâneo para o abastecimento público. Neste caso os valores orientadores servem de subsídio implementação de ações específicas.

O conteúdo normal de Zn nas plantas varia de 15 a 100 mg kg^{-1} de matéria seca. Valores acima de 400 mg kg^{-1} são considerados tóxicos. O conteúdo de Zn em espécies específicas de plantas depende da idade, do estágio vegetativo bem como a disponibilidade de Zn influenciada pela origem geológica e o material básico de formação do solo. Usualmente altas concentrações de Zn são encontradas em plantas jovens. Durante o envelhecimento e crescimento das plantas diminui a concentração resultando a diluição. (OHNESORGE & WILHELM, 1991).

Existe uma discordância em literatura se o Zn é absorvido de forma passiva ou ativa (MENGEL & KIRKBY, 1982). Entretanto, existe uma

coincidência de que a forma predominantemente absorvida é a Zn^{2+} , podendo também o ser na forma de Zn-quelado (DECHEN et al., 1999).

Algumas espécies de plantas são tolerantes a Zn e são capazes de crescerem em solos com altos teores deste elemento. Foram encontrados níveis entre 600 a 7.800 $mg\ kg^{-1}$ na matéria seca de espécies de plantas tolerantes crescendo em solos calominos. Variedades tolerantes de *Agrostis tenuis* reteram mais Zn nas raízes do que as variedades não tolerantes. Parte do mecanismo de tolerância das plantas aos impactos negativos do Zn consiste na habilidade de tolerar a ligação deste elemento na parede celular (MENGEL & KIRKBY, 1982).

2.3. Cobre no solo e nas plantas

Cobre é um elemento essencial para plantas e animais (MARSCHNER, 1995). De ampla distribuição em toda parte, é facilmente complexado e envolvido com muitos processos metabólicos de organismos vivos alguns do qual envolvem o potencial redox de Cu^I / Cu^{II} . A formação de complexos regula a homeostase no solo e nos organismos e a biossíntese das proteínas e enzimas essenciais que contém cobre (SCHEINBERG, 1991).

A concentração aproximada de cobre na crosta terrestre varia entre 50–90 $mg\ kg^{-1}$ em rochas ígneas e no solo de 20–30 $mg\ kg^{-1}$, variando entre 2 a 100 $mg\ kg^{-1}$ em solos agrícolas (MULLIGAN et al., 2001).

Cobre é um elemento calcófilo e siderófilo, encontrado em rochas ígneas principalmente como sulfetos que se deve ao forte caráter covalente das ligações do metal com outros elementos. O cobre também é naturalmente encontrado em arenito e em minerais como a calcocita (Cu_2S), condita (CuS), calcopirita ($CuFeS_2$), bornita (Cu_5FeS_4), cuprita (Cu_2O), tenorita (CuO), malaquita [$Cu_2(OH)_2CO_3$], azurita [$Cu_3(OH)_2(CO)_2$], crisocola ($CuSiO_3 \cdot 2H_2O$) e brochantita [$Cu_4(OH)_6SO_4$] (van RAIJ, 1991).

É um metal marron-avermelhado que se liga fortemente à matéria orgânica e nos minerais de argila, o que diminui sua mobilidade. A matéria orgânica, entretanto, pode ser degradada por meios aeróbios e anaeróbios disponibilizando o cobre em formas mono e divalente (MULLIGAN et al.,

2001). O elemento cobre é um elemento bastante móvel em meio ácido, nos quais o Cu^{2+} forma compostos solúveis com a maioria dos ânions presentes em soluções naturais (van RAIJ, 1992). Este assunto torna-se importante em especial nos solos situados próximos a complexos industriais onde o conteúdo e a mobilidade de cobre no solo possam estar relacionados às chuvas ácidas que é reflexo da poluição atmosférica (SCHEINBERG, 1991).

O cobre ocorre nos solos quase que exclusivamente na forma divalente. A maior fração de cobre está usualmente nas grades de cristais primários e secundários em adição. Cobre ocorre em compostos orgânicos estando presente no complexo de troca catiônica dos colóides do solo sendo constituinte da solução do solo (MENGEL & KIRKBY, 1982).

A concentração de cobre no solo normalmente é muito baixa e mais de 98 % do Cu na solução do solo está complexado com compostos orgânicos. O cobre de fato é fortemente retido na matéria orgânica do solo mais do que outro cátion e complexos orgânicos de cobre possuem um papel importante na regulação da mobilidade e disponibilidade deste elemento no solo (MENGEL & KIRKBY, 1982).

Em comparação com outros cátions, cobre é firmemente ligado em sítios de trocas inorgânicas e sua permutação não é rapidamente disponível para as plantas. Entretanto, a troca catiônica de Cu^{2+} e CuOH^+ por H^+ parece ser mais efetiva neste respeito. As concentrações de cobre na solução do solo são particularmente baixas. O nível de Cu na solução do solo aumenta com o aumento do pH devido a sua forte adsorção (MENGEL & KIRKBY, 1982).

Espera-se alguma relação entre os teores de cobre em rochas e em solos. Em funções das questões ambientais a CETESB (2001) definiu os valores orientadores de cobre para o estado de São Paulo. Estes valores são utilizados no monitoramento na qualidade de solos e águas subterrâneas e no controle de áreas contaminadas. Os valores orientadores são de referência (35 mg kg^{-1}), alerta (60 mg kg^{-1}), de intervenção para solo agrícola (100 mg kg^{-1}), residencial (500 mg kg^{-1}) e industrial (700 mg kg^{-1}). O valor de intervenção indica o limite de contaminação do solo e das águas subterrâneas, acima do qual, existe risco potencial à saúde humana, e será utilizado em caráter corretivo no gerenciamento de áreas contaminadas e

quando excedido requer alguma forma de intervenção na área avaliada, de forma a interceptar as vias de exposição, devendo ser efetuada uma avaliação de risco caso a caso. Portanto, estes valores podem servir de referência para seleção de plantas tolerantes possam ser utilizadas na fitorremediação de solos contaminados com cobre.

O cobre é considerado um micronutriente essencial para as plantas, sendo absorvido como Cu^{2+} e/ou Cu-quelato. A concentração comum deste elemento nas plantas é pequena, geralmente na faixa de 2 a 20 mg kg^{-1} na matéria seca. A sua absorção parece ocorrer por processo ativo e existem evidências de que este elemento inibiu fortemente a absorção de zinco (DECHEN et al., 1999).

O cobre possui vários papéis no processo metabólico das plantas. Nos cloroplastos ele é necessário como co-fator da plastocianina. Micromolares concentrações de Cu durante o crescimento médio, que corresponde algo próximo entre 20 a 30 mg kg^{-1} de Cu por peso seco de tecido foliar, são tóxicas para a maioria das plantas. A toxicidade de Cu está relacionada com o seu impacto sobre a cadeia de transporte de elétrons que ocorre nos tilacóides dos cloroplastos durante o processo da fotossíntese. O mecanismo de toxicidade de Cu para o transporte de elétron fotossintético é bem estudado in vitro e a inibição do sítio doador e receptor do fotossistema II (PSII) são bem sugeridos. (PÄTSIKKÄ et al., 2002).

Este elemento acumula - se nas raízes ou na parede celular, sendo transportado para dentro das plantas por várias vias ou podendo ser excretado. Alguns pinheiros contem várias centenas de mg kg^{-1} de Cu, enquanto que a faixa de 5 a 20 mg kg^{-1} é encontrada para folhas de árvores decíduas (SCHEINBERG, 1991). Plantas acumulam em média de 5 a 30 mg kg^{-1} de cobre e evidenciam toxicidade com teores variando de 20 a 100 mg kg^{-1} (MULLIGAN et al., 2001).

O excesso de cobre induz a susceptibilidade de fotoinibição particularmente folhas intactas. Quando este metal está em excesso concomitante, ocorre redução da concentração clorofila nos cloroplastos, redução das membranas dos tilacóides e interferência na biossíntese da maquinaria fotossintética podendo modificar a pigmentação e os componentes protéicos da membrana fotossintética. Cobre também induz a

peroxidação de lipídeos sugerindo ser a razão da degeneração da membrana plasmática (PÄTSIKKÄ et al., 2002).

Para muitas espécies de plantas, altas concentrações de Cu são tóxicas para o crescimento. A toxicidade parece estar relacionada em parte com a habilidade do Cu em substituir outros íons metais, em particular o Fe, de importantes centros fisiológicos. O sintoma comumente observado em toxicidade de Cu é a clorose em folhas semelhante a deficiência de Fe. A inibição do crescimento radicular é uma das respostas mais rápidas de toxicidade de Cu (MENGEL & KIRKBY, 1982).

2.4. Fitorremediação de solos contaminados com metais pesados

A poluição da biosfera pelos metais pesados acelerou rapidamente desde a revolução industrial. Infelizmente, metais pesados e radionuclídeos não podem ser quimicamente degradados. Todas as plantas possuem a habilidade de acumular alguns metais pesados que são essenciais para o seu crescimento e desenvolvimento. Estes metais incluem Fe, Mn, Zn, Cu, Mg, Mo e Ni. Certas plantas também possuem a habilidade de acumular metais pesados que não possuem função biológica conhecida, sendo tóxicos aos seres vivos em geral. Entre estes incluem Cd, Cr, Pb, Ag, Se e Hg. Algumas espécies possuem a habilidade de tolerar e acumular altas concentrações de metais pesados, porém os excessivos acúmulos destes elementos podem ser tóxicos para muitas plantas (SALT et al., 1995).

A vegetação pode atuar como um agente de descontaminação ambiental. Conhecem-se muitas espécies de plantas com elevada tolerância aos metais pesados em respostas de adaptação aos solos metalíferos (DENNY & WILKINS, 1987a). A adaptação evolucionária de plantas a toxicidade de solos metalíferos é um fenômeno muito bem documentado por vários pesquisadores. Porém, desde a primeira informação sobre tolerância de algumas gramíneas e sua capacidade de colonizar antigas áreas de mineração, bem como seus rejeitos, ainda não se esclareceram as supostas bases genéticas para a respectiva tolerância (BAKER, 1981).

A hipótese mais forte até o momento é a adaptação evolucionária procedente da seleção natural de mutantes tolerantes, resultado da diferenciação ecotípica de populações em resposta aos fatores tóxicos dos diferentes substratos. As evidências que suportam a teoria são fortes, principalmente quando grandes quantidades de sementes de populações normais com potencial de colonização são distribuídas em substrato contaminado para rastrear indivíduos tolerantes aos metais pesados. Conforme a tolerância da espécie, será maior o número de indivíduos sobreviventes do lote de sementes germinadas (BAKER, 1981). Em zonas temperadas, muitas espécies que colonizam antigas áreas de mineração são herbáceas (DENNY & WILKINS, 1987a).

Fitorremediação é uma tecnologia que utiliza plantas superiores, associadas ou não com microrganismos para promover a recuperação de ambientes poluídos com contaminantes orgânicos (derivados de petróleo) e/ou inorgânicos (metais pesados) sendo uma alternativa promissora em relação às técnicas convencionais de recuperação de solos moderadamente contaminados (BAKER et al., 1981; RASKIN et al., 1997; SALT et al., 1998; ARAÚJO, 2000; LOMBI et al., 2001; GUILHERME et al., 2002).

Plantas para uso em fitorremediação precisam de tolerância específica ao contaminante e adaptação para as características edafoclimáticas. O sistema radicular deve possuir boa capacidade de absorção de nutrientes e colonização em solos inférteis e em condições estressantes. A habilidade de absorver o contaminante, colonizar, realizar um ajuste espacial do sistema radicular em função da distribuição do poluente no solo são algumas premissas para a translocação e o acúmulo de metais pesados na parte aérea das plantas a serem utilizadas na fitorremediação (KELLER et al., 2003).

Espécies indicadas para fitorremediação de solos contaminados com metais pesados são aquelas capazes de acumular altas concentrações de metais em seus tecidos. Normalmente tais plantas são denominadas hiperacumuladores (SORIANO & FERERES, 2003). Estas plantas têm a capacidade de acumular metais pesados em seus tecidos numa ordem de até 100 vezes mais, quando comparadas com plantas normais (McGRATH et al., 1994). Até agora, quase 400 espécies de plantas hiperacumuladoras já foram

descritas. Entre elas destacam - se as plantas da família das Brassicaceae (NANDA KUMAR et al., 1995), Cruciferae (ANGLE et al., 2003) e Poaceae (CARNEIRO et al., 2001). No entanto, plantas hiperacumuladoras possuem crescimento vagaroso, baixa produção de biomassa e são endêmicas de solos metalíferos (SALT et al., 1998). Muitos são os esforços para encontrar plantas com características acumuladoras e de alta produção de biomassa para uso em fitorremediação.

2.5. Diferentes aplicações da fitorremediação

A recuperação de solos contaminados com metais pesados está baseada nos mecanismos de fitoextração e fitoestabilização.

2.5.1. Fitoextração

A fitoextração envolve absorção de metais por árvores, ervas, gramas e lavouras (MULLIGAN et al., 2001) os quais são nelas armazenados ou transportados e acumulados nas partes aéreas. É aplicada principalmente aos metais: Sr, Cu, Zn, Pb, ¹³⁷Cs, Cd, Ni e ao não metal Se (SALT et al., 1998; ARAÚJO, 2000; GUILHERME et al., 2002; BENNETT et al., 2003).

Duas técnicas são propostas para a fitoextração de metais pesados, quais sejam, fitoextração induzida (FI) quimicamente e a fitoextração contínua (FC) ou natural (SALT et al., 1998; LOMBI et al., 2001).

2.5.2. Fitoextração induzida (FI)

A fitoextração induzida utiliza espécies vegetais com alta produção de biomassa, sem especificidade aos metais pesados e que geralmente possuem baixas ou médias concentrações destes elementos (MURZAEVA, 2004). A compensação de uso da FI está na alta produção de biomassa da espécie, que depois de seu estabelecimento no solo contaminado, realiza-se a aplicação de aditivos no solo para promover a quelação dos metais e facilitar sua absorção pela planta (KELLER et al., 2003).

O laboratório DuPont desenvolveu com sucesso a técnica de correção do solo com adição de quelatos como o EDTA (ácido etilenodiaminotetracético) e o ácido hidroxietileno diaminotriacético que aumenta os níveis de metais na solução do solo na forma quelatada, possibilitando sua absorção e translocação pela planta (CUNNINGHAM & OW, 1996). O EDTA é um agente quelador de muita eficiência e aumenta a extração dos metais pesados do solo pelas plantas. Quando aplicado causa decréscimo do pH e aumento da extração de P e Ca. No entanto, este método possui problemas ocasionados pela alta persistência do EDTA no ambiente e a lixiviação no perfil do solo por metais pesados quelados e não absorvidos.(TANDY et al., 2004).

2.5.3. Fitoextração contínua (FC)

A fitoextração contínua é uma técnica de fitorremediação que utiliza plantas hiperacumuladoras de metais pesados. Estas plantas geralmente possuem baixa produção de biomassa e a capacidade de promover altas concentrações de metais pesados na parte aérea. Os níveis de concentração de metais pesados em plantas podem ser caracterizados como altos (> 100 mg), médios (1–100 mg) e baixos (< 1 mg) (MURZAEVA, 2004).

2.5.4. Fitoestabilização

Algumas plantas estabilizam metais pesados na rizosfera (SALT et al., 1998; ARAÚJO, 2000; GUILHERME et al., 2002), reduzindo o potencial de lixiviação pela adsorção do contaminante nas raízes, pela CTC radicular, ou com a absorção e acumulação nas raízes via apoplasto ou precipitação dentro da rizosfera (GUILHERME et al., 2002). Também num segundo momento, pela estabilização da erosão do solo com a cobertura vegetal e na transformação dos metais em formas menos tóxicas (BENNETT et al., 2003). Estes metais podem ser impregnados à lignina da parede vegetal (lignificação) ou ao húmus do solo (humificação) ou são precipitados sob formas insolúveis, sendo posteriormente aprisionados na matriz do solo

(SALT et al., 1998; ARAÚJO, 2000; MULLIGAN et al., 2001; ROSSELLI et al., 2003).

O objetivo desta técnica é evitar a mobilização das substâncias contaminantes e limitar sua difusão no solo e nas águas subterrâneas. O uso de espécies tolerantes a metais pesados é ideal para o restabelecimento de vegetação em áreas contaminadas (GUILHERME et al., 2002). O pH do solo diminui com a excreção de ácidos orgânicos através do sistema radicular de algumas plantas no solo complexando os metais. Devem ser consideradas as condições climáticas e disponibilidade dos metais para o uso deste método (MULLIGAN et al., 2001).

Para a fitorremediação de metais pesados do solo (e fitoextração em particular), a biodisponibilidade dos metais em solo contaminado é um fator crucial que regula a absorção dos elementos pelas raízes das plantas (KAMNEV & van der LELIE, 2000).

A aplicação da fitorremediação em solos contaminados com metais pesados possui uma forma interessante de recuperar uma área contaminada. Além de se promover a revegetação do local contaminado pode ser um componente importante na redução do impacto visual de áreas degradadas.

2.6. O potencial de espécies florestais nativas na fitorremediação

Arbóreas individuais provavelmente possuem uma série de adaptações facultativas dentro do limite definido pelos seus genótipos, fornecendo suficiente variabilidade de sobrevivência e crescimento em um ambiente de contínuas mudanças de poluição ao longo de sua evolução (DICKINSON et al., 1992). Os possíveis mecanismos de tolerância aos metais pesados foram bem revisados por TURNER (1969), WOOLHOUSE (1983), BAKER (1987), LARCHER (2000). Diferentes espécies, expressões bioquímicas e fisiológicas de tolerância são bem sugeridas (BAKER, 1978).

Os processos responsáveis pela resistência aos metais geralmente envolvem estratégias de absorção ou impedimento de absorção (BAKER, 1987), compartimentalização em locais menos sensíveis como os vacúolos ou exclusão da planta (BAKER, 1981, DENNY & WILKINS, 1987b) enquanto que

para o cobre, a resistência pode envolver a seletividade na parede celular das raízes. Estas adaptações fisiológicas podem ser selecionadas expondo a espécie em solo contaminado e dependendo da colonização prévia, selecionando variedades genéticas tolerantes na população (TURNER & DICKINSON, 1993; PUNSHON & DICKINSON, 1997).

Em plantas herbáceas, a colonização de solos metalíferos ocorre por meio de seleção de indivíduos ou populações particulares que possuem características genéticas apropriadas para tolerância. Esta seleção pode ser mais rápida em função do curto ciclo de vida destas plantas (BAKER, 1987). Espécies florestais e outras plantas de ciclos de vida mais longos obviamente respondem vagarosamente, mas pode ser possível sua sobrevivência em função das características generalistas do seu genoma e sua maior resiliência. Plasticidade fenotípica pode permitir a sobrevivência em ambientes extremos sendo um significativo nível de aclimatação para a toxicidade de metais pesados em plantas não-tolerantes (DICKINSON et al., 1992; WILKINSON & DICKINSON, 1995; PUNSHON & DICKINSON, 1997).

O nível de tolerância é governado principalmente pela concentração específica da área contaminada e a tolerância para um metal não confere tolerância para outro. Múltipla tolerância está geralmente associada com a presença de mais de um metal no solo, entretanto poucas exceções são descritas (COX & HUTCHINSON, 1980; VERKLEIJ & PRAST, 1989).

As árvores são extensamente utilizadas, devido ao menor custo, para a limpeza ambiental e a remediação de locais contaminados. Em particular, eles são muito úteis como engenheiras ecológicas para controlar a hidrologia, a degradação de contaminantes orgânicos em plumas de lençol freático, controle de processos erosivos, remoção de metais pesados dos solos contaminados e como filtros biológicos na disposição de lodos de esgoto (MALDEJÓN et al., 2003).

Recentemente, numerosos trabalhos foram realizados para examinar as diferentes capacidades de absorção de metais pesados do solo de variedades e clones de alguns vegetais, focando variedades agrícolas como cereais e algumas espécies de árvores como as *Salix*, *Quercus* e *Populos* (WEBER, 2004).

Espécies florestais podem sobreviver em solos com altas concentrações de metais, apesar do menor crescimento, embora são poucas as evidências de tolerância de arbóreas baseadas em hereditariedade genética (TURNER & DICKINSON, 1993; WILKINSON & DICKINSON, 1995).

Vários trabalhos relatam a indução de resistência de espécies herbáceas a metais pesados utilizando pré-tratamentos com baixas doses destes contaminantes antes do plantio definitivo (BAKER et al., 1986) ou através da gradual aclimatação de espécies florestais expostas por longo tempo em locais contaminados pela deposição atmosférica (KOZLOV et al., 1995).

Freqüentemente é relatado o uso de plantas resistentes a metais para estabilização e recuperação de solos contaminados. Vários seriam os benefícios em utilizar espécies florestais, porém, muitas informações disponíveis a resistência de metais estão sustentadas em espécies herbáceas, sendo poucos os estudos investigativos de resistência a metais de espécies lenhosas com propósitos de recuperação da área (BAKER, 1987; PUNSHON & DICKINSON, 1997). São muitos os exemplos de arbóreas sobrevivendo em solos contaminados com metais (TURNER & DICKINSON, 1993), mas não se conhece nenhuma tentativa de selecionar materiais resistentes para o transplante em locais contaminados com objetivos de biorremediação (PUNSHON & DICKINSON, 1997).

De acordo com FISHER (1995), as espécies florestais podem melhorar a qualidade do solo pelo incremento de quatro fatores: (i) Pela capacidade de juntamente com alguns microrganismos do solo, fixar N_2 atmosférico durante o seu crescimento, aumentando o total de N do solo. (ii) Espécies florestais podem alterar a qualidade e a quantidade da matéria orgânica do solo e transformar importantes propriedades como a densidade de partículas, capacidade de troca catiônica (CTC), aeração e condutividade hidráulica. (iii) O sistema radicular de arbóreas explora grandes volumes de solo e, através da serrapilheira, distribui os nutrientes minerais em menores volumes de solo, melhorando a fertilidade dos horizontes superiores pelo enriquecimento mineral. (iv) Arbóreas podem alterar as condições microclimáticas do solo pela redução dos extremos de temperatura, aumento da umidade, da aeração e do potencial redox do solo. PULFORD e WATSON

(2003) salientam que a maior produção de litter, rapidamente promove uma cobertura orgânica do solo contaminado. Os metais absorvidos por espécies florestais permanecem por mais tempo imobilizados nos tecidos vegetais, principalmente no caule, retardando o retorno desses elementos ao solo (SOARES et al., 2000).

Apesar do grande interesse pelos problemas ecológicos e ambientais causados pelo excesso de metais pesados no sistema solo-planta, pouca ênfase tem sido dada ao impacto desses elementos sobre a flora arbórea tropical (SOARES et al., 2000; 2001; MARQUES et al., 2000; PAIVA et al., 2002; 2003). Como são escassos os trabalhos com espécies tropicais, há a necessidade de pesquisas envolvendo o maior número possível de espécies, incluindo aquelas de crescimento rápido, grande distribuição geográfica, plasticidade fenotípica e de valor comercial para serem empregadas no reflorestamento de áreas contaminadas (GRAZZIOTTI et al., 2003).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Escolha das espécies

Para estudar o potencial de fitorremediação de espécies florestais em solos contaminados com metais pesados, foram selecionadas duas espécies florestais tropicais nativas da região de Viçosa, em idade de transplântio para o campo. Elas possuíam indícios de resistência em solos contaminados. As espécies escolhidas foram o cedro-rosa (*Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae)), com e o ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl. (Bignoniaceae)).

3.2. Adubação e tratamento do solo com zinco e cobre

Um Latossolo Amarelo de textura franco arenosa foi utilizado como substrato de plantio das mudas de arbóreas. A escolha do solo arenoso se deu pelo seu menor poder adsorptivo em função da menor quantidade de argilominerais na composição mineral deste solo, resultando em maior disponibilidade dos contaminantes para as plantas. Não se realizou a calagem prévia, uma vez que o calcáreo ao elevar o pH do solo pode complexar os contaminantes em formas indisponíveis para as plantas.

O solo (Quadro 1) foi homogeneizado e peneirado em malha de 0,5 mm, seco a sombra e, posteriormente, separado em unidades amostrais de 4,2 kg. Cada unidade recebeu uma adubação com macronutrientes: N, P, K, Ca e S (200, 300, 200, 129 e 61,5 mg kg⁻¹, respectivamente). A adição dessas doses foi realizada em uma única parcela, mediante soluções, quando da preparação do solo. Foram utilizados os reagentes p. a. nitrato de amônio (NH₄NO₃), fosfato de cálcio monobásico (Ca(H₂PO₄)₂.H₂O) e sulfato de potássio (K₂SO₄).

Para adicionar os metais pesados zinco e cobre ao solo foram utilizadas soluções preparadas a partir dos sais p.a., nitrato de zinco (Zn(NO₃)₂.6H₂O), cloreto de zinco (ZnCl₂) e nitrato de cobre (Cu(NO₃)₂.3H₂O). As doses foram definidas com base nos valores orientadores de alerta e intervenção de solos agrícolas para o estado de São Paulo de acordo com a CETESB (2001). Valores intermediários entre os valores orientadores também foram avaliados. Nesse sentido, foram definidas quatro doses de cada metal, equivalentes ao valor de alerta, média do somatório do valor de alerta e valor de intervenção, valor de intervenção e cinco vezes o valor de intervenção. Também uma testemunha sem adição dos metais, foi conduzida para fins de referência. Desta forma as doses utilizadas para o zinco foram: (0, 300, 400, 500 e 2.500 mg kg⁻¹) e para o cobre (0, 60, 80, 100 e 500 mg kg⁻¹). Em função da adição de nitrato como acompanhante das fontes dos metais, este foi calculado e inserido como parte da adubação nitrogenada para uma dose de 200 mg kg⁻¹. Norteados pela adubação nitrogenada utilizou-se uma segunda fonte de zinco (cloreto de zinco) para não extrapolar a dose de nitrogênio da parcela.

Quadro 1 - Resultados da análise química do solo

pH	H ₂ O	5,10
P		4,20
K	mg dm ⁻³	81,00
Ca ²⁺		0,49
Mg ²⁺		0,21
Al ³⁺		0,40
H + Al	cmol _c dm ⁻³	4,50
SB		0,91
(t)		1,31
(T)		5,41
V		16,80
M	(%)	30,50
MO	dag kg ⁻¹	2,03
Zn		0,85
Fe		61,30
Mn	mg dm ⁻³	6,20
Cu		0,17

pH em água, KCl e CaCl₂ – relação 1:2,5; P – K – Fe – Zn – Mn – Cu – Extrator Mehlich-1; Ca – Mg – Al – Extrator KCl – 1 mol L⁻¹; H + Al – Extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol L⁻¹ – pH 7,0; SB – Soma de Bases Trocáveis; CTC (t) – Capacidade de Troca Catiônica; CTC (T) – Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0; V = Índice de Saturação de Bases; m = Índice de saturação de alumínio; Mat. Org. (MO) = C. Org x 1,724 – Walkley – Black.

3.3. Preparo das mudas e replantio em solo contaminado

Para o replantio das mudas nos vasos, promoveu-se ao desnudamento das raízes para se evitar contaminação pelo substrato original conforme descrito por MARQUES et al. (2000) e SOARES et al. (2001). Cada unidade experimental consistiu de um vaso preenchido com 4,2 kg de solo com uma planta de cedro-rosa ou ipê-roxo. Os vasos foram revestidos com sacos plásticos para evitar o contato do solo com a parede do vaso compondo um sistema fechado evitando perdas de nutrientes por lixiviação. As mudas foram introduzidas no interior dos vasos com as raízes nuas e o conteúdo do vaso foi preenchido com o solo tratado. Logo após adicionou-se uma quantidade de água deionizada correspondente a 70 % da capacidade de campo (0,129 kg kg⁻¹) em base gravimétrica (Quadro 2).

Quadro 2 - Resultados da análise física do solo

Areia grossa		66,00
Areia fina		11,00
Silte	dag kg ⁻¹	3,00
Argila		20,00
<hr/>		
Equivalente Umidade		0,118
Umidade Residual	kg kg ⁻¹	0,005
Capacidade de campo ⁽¹⁾		0,185
<hr/>		
Densidade Do Solo		1,48
Densidade de partículas	g cm ⁻³	2,70
<hr/>		
Porosidade total		0,449
Macroporosidade	mg dm ⁻³	0,316
Microporosidade		0,135

⁽¹⁾ De acordo com Ruiz et al. (2003) estimado pela determinação do equivalente de umidade (EU). $CC = 0,081 + 0,888EU - R^2 = 0,910$.

3.4. Realização do experimento

O experimento foi realizado em casa de vegetação num período de 105 dias durante os meses de junho a setembro. As plantas foram colhidas e separadas em parte aérea e raízes. As raízes foram lavadas com jatos de água destilada. Cada parte foi embalada, catalogada e seca em estufa de ventilação forçada a 70 °C até peso constante, sendo então determinado o peso seco. Imediatamente após a determinação do peso seco, as amostras vegetais foram trituradas em moinho tipo Willey e passadas em peneira de 16 mesh, obtendo-se as amostras utilizadas nas análises químicas.

3.5. Análise química do tecido vegetal

Porções de 0,5 g de amostras do tecido vegetal (raiz e parte aérea) foram mineralizadas em tubos de vidros nos quais foram colocados o material vegetal e adicionados 10 mL de solução nítrico-perclórica (4:1) (v/v). Após o repouso por 12 horas, realizou-se a mineralização em bloco digestor. Os

extratos obtidos foram adicionados em balões volumétricos de 50 mL aferidos e completados com água deionizada. Os extratos foram lidos diretamente no espectrofotômetro de absorção atômica.

3.6. Análise dos teores de zinco e cobre disponível

Para extração de cobre e zinco utilizou-se a solução de DTPA - ácido dietilenotriaminopentaacético - em pH 7,3 conforme descrito por ABREU et al. (2001). Para tanto, amostras de 10 cm³ de solo de cada unidade experimental, que foram dispostos em erlenmeyers de 125 mL, adicionando-se com o auxílio de um dispensador, 20 mL da solução DTPA, seguindo de agitação a 220 rpm por duas horas em mesa agitadora. Após a agitação, o sobrenadante foi filtrado através de filtro quantitativo de filtração lenta, diretamente dentro de recipientes plásticos. Os extratos obtidos foram lidos no espectrofotômetro de absorção atômica.

3.7. Delineamento experimental e análise estatística

O delineamento estatístico adotado foi o de blocos casualizados, com cinco tratamentos e quatro repetições, sendo cada repetição representada por um vaso com uma planta, totalizando vinte plantas. Para cada espécie e cada elemento estudo os dados foram submetidos à análise de variância e equações de regressão foram ajustadas por meio do programa estatístico SAEG (Sistema de Análises Estatísticas e Genéticas), da Universidade Federal de Viçosa.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Comportamento das mudas de espécies florestais nativas ao tratamento de zinco

4.1.1. O Impacto da troca de substrato

Em todo o tratamento de zinco, as plantas de cedro-rosa (CR) tiveram um processo gradativo de clorose foliar seguido de desfolhamento da planta nos primeiros 10 dias após o plantio. Contudo, com 20 dias, todas as plantas estavam novamente em desenvolvimento.

O ipê-roxo (IR) teve desfolhamento total durante a primeira semana após o plantio permanecendo sem desenvolvimento até ao 78º dia quando iniciou a brotação apical e lateral.

4.1.2. Produção de matéria seca de raiz (MSR), parte aérea (MSPA) e total (MST)

Não houve diferença significativa na produção de biomassa do cedro rosa e de modo geral as mudas tiveram maior matéria seca na parte aérea (Figura 1).

A produção de MSR, MSPA e MST do IR em função do tratamento de zinco pode ser descrito por equações de regressão raiz quadrada negativa sugerindo influencia negativa da concentração de zinco no solo sobre a produção de matéria seca desta espécie. Porém, a produção de MSPA foi a variável que teve o melhor coeficiente de rendimento (R^2) (Figura 2).

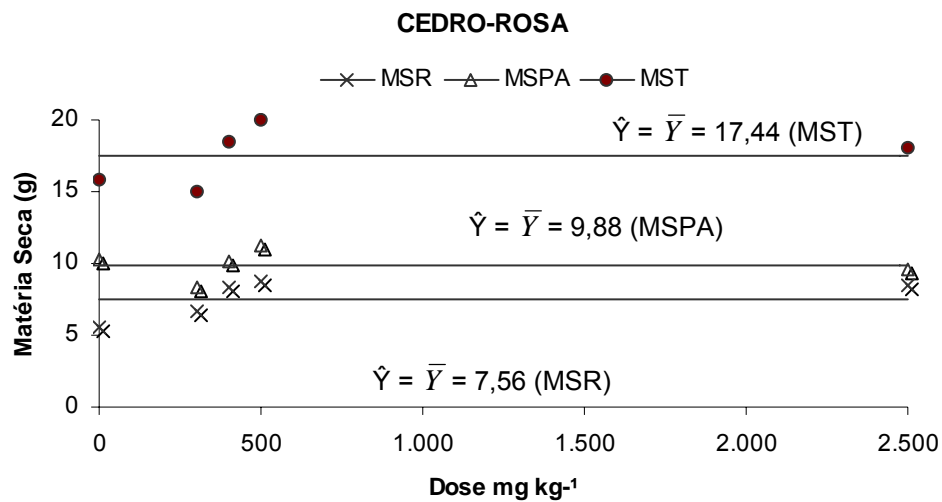


Figura 1 - Produção de matéria seca na raiz (MSR), parte aérea (MSPA) e total (MST) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de zinco.

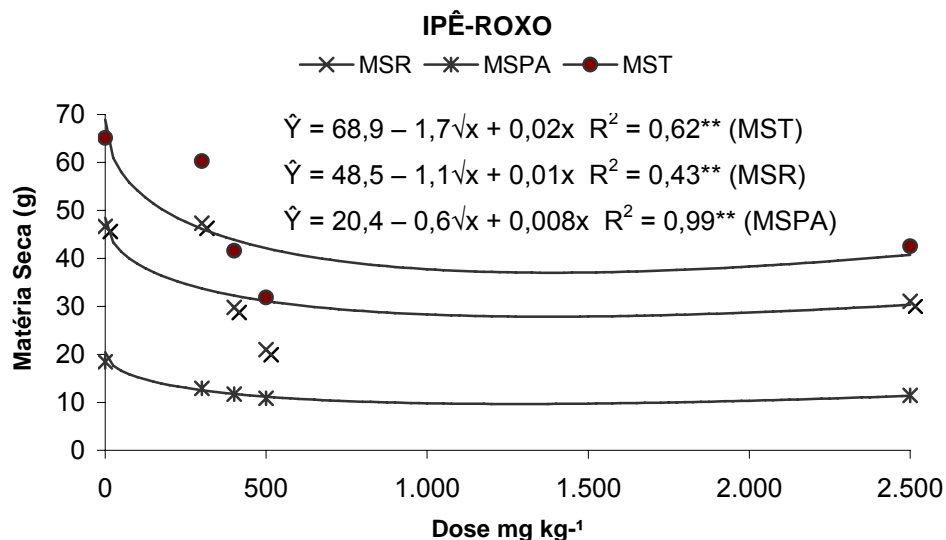


Figura 2 - Produção de matéria seca na raiz (MSR), parte aérea (MSPA) e total (MST) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de zinco. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

4.1.3. Partição de massa seca entre raiz (PR) e parte aérea (PPA)

Não houve diferença significativa na partição de biomassa do CR em função do tratamento de zinco. Percebe-se entretanto maior alocação de biomassa na parte aérea (Figura 3).

O IR teve resposta raiz quadrada positiva à PR e raiz quadrada negativa a PPA. A partição de matéria seca do IR sugeriu que houve um direcionamento da alocação de carbono para a raiz em detrimento da parte aérea (Figura 4).

DENNY & WILKINS (1987) avaliando genótipos tolerantes e não tolerantes de clones de *Betula pendula* Roth. e *B. pubescens* Ehrh. observaram que o crescimento radicular e a redução da parte aérea com base na matéria seca relacionavam-se com o aumento da concentração de zinco tanto nos genótipos de *Betula ssp.* tolerantes quanto aos não tolerantes a toxidez de Zn, no entanto o comprimento radicular e a produção de matéria seca foram superiores nos genótipos tolerantes de *Betula ssp.* do que nos genótipos não tolerantes. A extensão de crescimento declinou de forma retilínea com o aumento externo da concentração de zinco. Porém, a relação entre absorção e a concentração externa no solo não foram retilíneas.

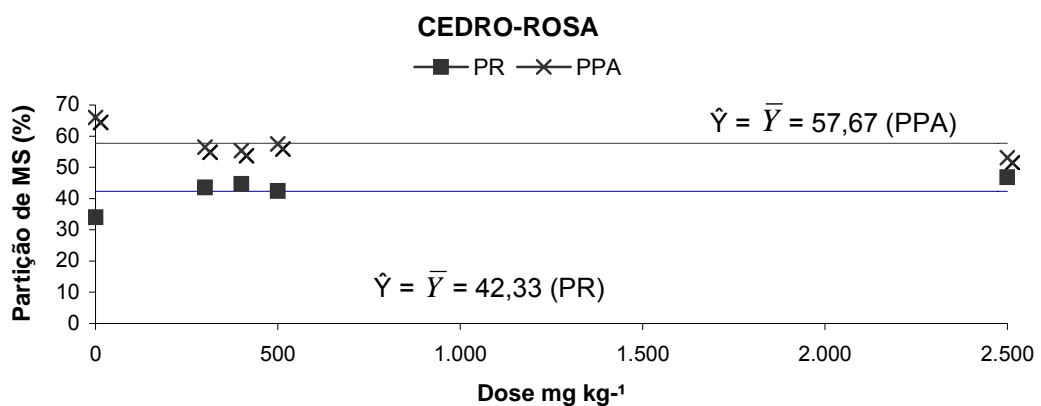


Figura 3 - Partição de matéria seca (MS) entre a raiz (PR) e parte aérea (PPA) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de zinco.

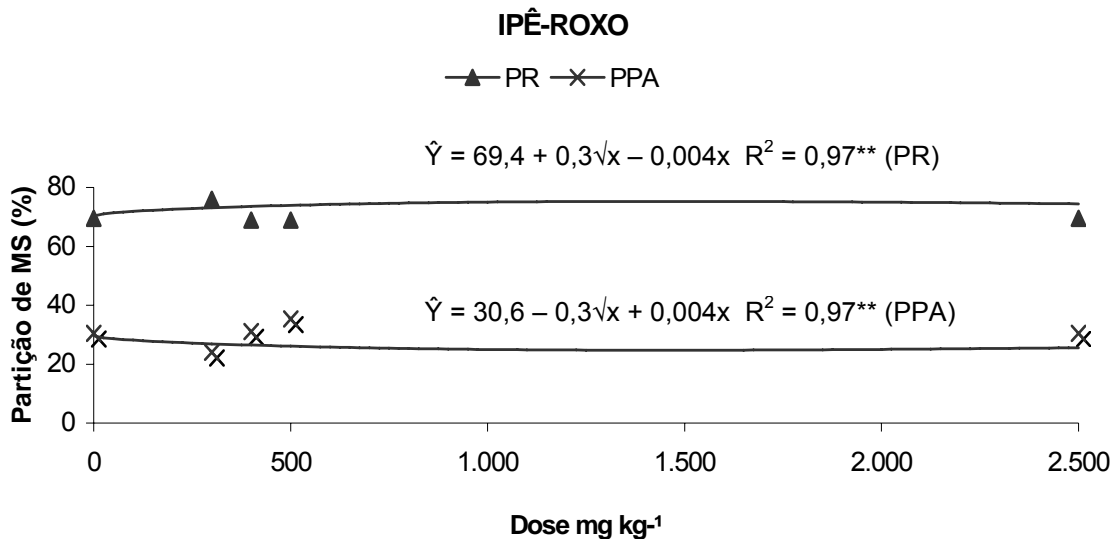


Figura 4 - Partição de matéria seca (MS) entre a raiz (PR) e parte aérea (PPA) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de zinco. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

MARQUES (1986), avaliando espécies de arbóreas tropicais plantadas em substrato contaminado oriundo da mistura de um Latossolo Vermelho-Escuro com rejeito de mineração contaminado com metais pesados (40:60 v/v) concluiu que o cedro-rosa e o ipê-roxo foram as espécies mais tolerantes a contaminação em função da produção de matéria seca das espécies, que foi superior a 75 % em relação à testemunha no maior nível de contaminação.

Os dados obtidos neste estudo são diferentes àqueles mostrados por MARQUES et al. (1986) e SOARES et al. (2001). Neste caso específico onde se utilizou um solo arenoso com doses crescentes de Zn as espécies responderam de forma ímpar ao tratamento. O CR não produziu significativamente para as variáveis MSR, MSPA, MST, PR e PPA enquanto que as respostas de produção de matéria seca do IR sugeriram toxicidade ao Zn para esta espécie (Quadro 3).

Quadro 3 - Produção e partição de matéria seca (MS) do cedro-rosa (CR) e ipê-roxo (IR) em função do tratamento com doses crescentes de zinco

	DOSE	MSR	MSPA	MST	PR	PPA
	mg kg ⁻¹	g			%	
CR	0	5,5	10,3	15,8	34,0	66,0
	300	6,7	8,3	15,0	43,5	56,5
	400	8,4	10,1	18,4	44,7	55,3
	500	8,7	11,3	20,0	42,5	57,5
	2.500	8,5	9,5	18,0	46,9	53,1
IR	0	46,6	18,4	65,1	69,4	30,5
	300	47,3	13,0	60,2	76,0	24,0
	400	29,8	11,8	41,6	68,9	31,1
	500	21,0	10,9	31,9	64,7	35,3
	2.500	31,0	11,5	42,5	69,5	30,5

4.1.4. Teores de zinco na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA)

Ao se analisar os teores de Zn na raiz e na parte aérea observou-se que ocorreu variação crescente dos teores de zinco na raiz e parte aérea do CR. Este impacto pode ser explicado por uma equação de regressão quadrática positiva para os teores das raízes. Os teores da parte aérea puderam ser explicados por uma equação de regressão exponencial sugerindo algum tipo de restrição ao transporte de zinco para a parte aérea (Figura 5).

O IR também teve uma variação crescente dos teores de zinco em função do tratamento com as doses crescentes deste elemento. A resposta do IR quanto os teores de zinco da raiz pode ser explicada por uma equação cúbica. Os teores da parte aérea puderam ser explicados por uma equação de regressão exponencial sugerindo algum tipo de restrição do transporte de zinco para a parte aérea (Figura 6).

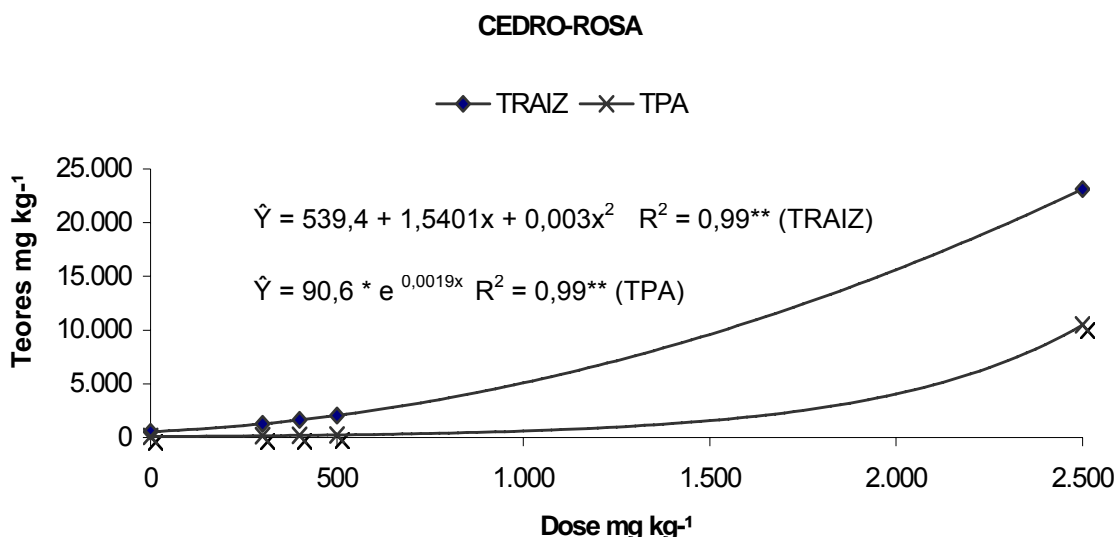


Figura 5 - Teores de zinco na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de zinco. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

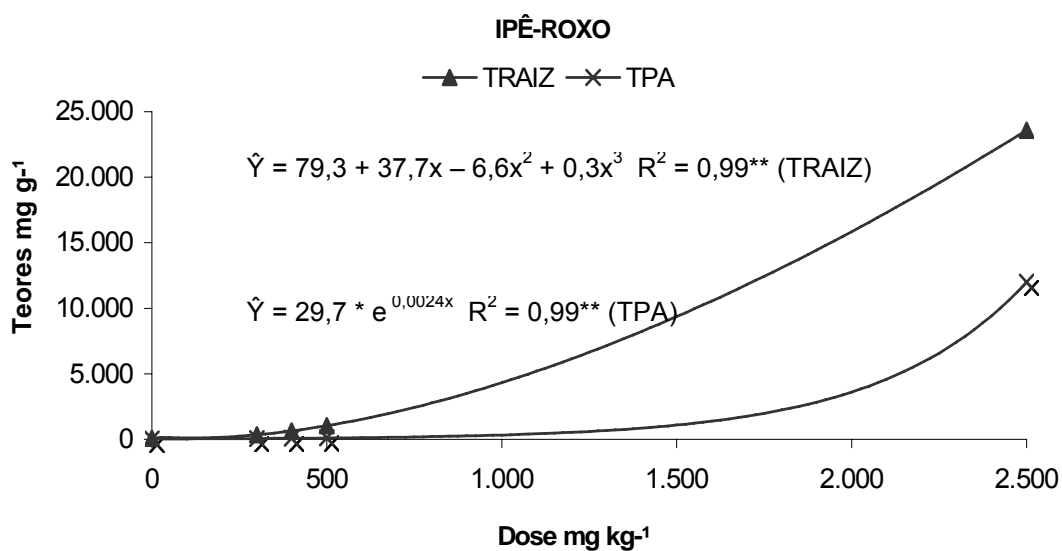


Figura 6 - Teores de zinco na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de zinco. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

Uma avaliação conjunta dos dados mostra que ambas as espécies obtiveram os maiores teores nas raízes (Quadro 4) corroborando os resultados obtidos por MARQUES et al., 2000 e SOARES et al., 2001. Esta é uma característica de espécies tolerantes a Zn como relatado para a variedade tolerante de *Deschampsia caespitosa* descrito por GODBOLD et al. (1989).

Quadro 4 - Teores de zinco na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) de cedro-rosa e ipê-roxo após 105 dias de cultivo em solo arenoso com doses crescentes de zinco

Zinco Tratamento	Cedro-Rosa		Ipê-Roxo	
	TRAIZ	TPA	TRAIZ	TPA
	mg kg ⁻¹			
0	539,4	90,7	79,3	29,7
300	1.271,4	160,3	338,6	61,0
400	1.635,4	193,9	635,0	77,7
500	2.059,4	234,4	1.034,2	98,7
2.500	23.139,6	10.474,9	23.594,6	11.990,2

Quando comparamos as duas espécies entre si, percebe-se que o CR possui uma tendência de maiores teores na raiz e parte aérea que o IR até o tratamento de 500 mg kg⁻¹. No entanto, o TRAIZ são semelhantes para o tratamento de 2.500 mg kg⁻¹. Os valores de TPA do CR e IR atingiram níveis mais elevados daqueles considerados como adequados (20 mg kg⁻¹) por TAIZ e ZEIGER (2004). O TPA do CR ficou dentro da faixa de toxicidade para a parte aérea que é de 100 a 400 mg kg⁻¹ como citado por MARSCHNER (1995), enquanto que o IR teve um TPA abaixo destes valores. No tratamento de 2.500 mg kg⁻¹ ambas as espécies tiveram TPA semelhantes (> 10.000 mg kg⁻¹), corroborando com os teores observados por ACCIOLY (2001) em mudas do *Eucalyptus camaldulensis* em solo multicontaminado com metais pesados sem calagem contendo zinco na concentração de 1.948 mg kg⁻¹. Porém, segundo MENGEL & KIRKBY (1982) e MARSCHNER (1995), as plantas possuem naturalmente teores mais elevados nos estágios iniciais de crescimento ou de maior concentração com tendência a diluição do teor inicial em função do crescimento.

Segundo BAKER (1981), as plantas que mantêm elevadas concentrações de metais em seus tecidos, mesmo com baixas concentrações no solo, são consideradas acumuladoras. Quando as concentrações internas das plantas refletem as concentrações no solo, estas são chamadas de indicadoras e exclusoras são aquelas plantas que conforme se aumenta a concentração no solo, permanecem com as mesmas concentrações nos tecidos. As espécies tolerantes aos metais, definidas como exclusoras, apresentam um limite de tolerância, ou seja, estas espécies são capazes de excluir o metal da parte aérea até uma certa quantidade de metal absorvido, depois em maiores concentrações a planta desequilibra-se metabolicamente, e o metal absorvido é translocado para parte aérea de forma não mais controlada pela planta. Portanto, quanto maior a tolerância da espécie, maior será a quantidade do metal que ficará acumulado na raiz, quando a espécie encontrar-se em solos contaminados.

SALT et al. (1998) definem o conceito de hiperacumulação para zinco (1 % do metal na massa seca) enquanto VERVAEKE et al. (2003) e ROSSELLI et al. (2003), o fator de bioconcentração (FBC) é uma razão entre a concentração do elemento na planta (ou em um tecido particular) em função da concentração do elemento no solo podendo ser expresso pela equação:

$$FBC = \frac{\text{mg kg}^{-1} (\text{tecido})}{\text{mg kg}^{-1} (\text{solo})}$$

ROSSELLI et al. (2003) trabalhando com as arbóreas *Betula pendula* e *Salix viminalis* em solo contaminado com zinco encontrou FBC para galhos e folhas destas espécies de 0,32 e 0,37 para a primeira espécie e de 0,28 e 0,37 para a segunda espécie. Desta forma conclui que estas espécies possuem potencial para serem utilizadas na fitoextração com capacidade de transferir concentrações razoáveis de metais para seus tecidos, enquanto que as espécies florestais *Alnus incana*, *Fraxinus Excelsior* e *Sorbus mougeotii*, que tiveram FBC de zinco em folhas e galhos entre 0,02 e 0,07 respectivamente, foram consideradas plantas exclusoras, não sendo interessante o uso destas espécies na fitoextração mas sim, na fitoestabilização.

YANQUN et al. (2005), trabalhando com espécies herbáceas hiperacumuladoras encontrou valores FBC para *Incarvillea sp.* (FBC 0,8),

Corydalis pterygopetala Franch (FBC 0,6), *Arabis alpinal* Var. *parviflora* Franch (FBC 0,4), *Arabis alpinal* Var. *parviflora* Franch (FBC 0,4) e *Sonchus asper* (L.) Hill (FBC 0,3) ressaltando a possibilidade do uso destas espécies em programas de fitoremediação porém, ressaltando a necessidade de maiores pesquisas por se tratar de espécies nativas.

MARCHIOL et al. (2004), avaliando o potencial de fitoextração de canola e rabanete em substrato multicontaminado com metais pesados, dentre eles zinco (6.685 mg kg^{-1}), observaram teores elevados deste elemento nos brotos de canola (1.305 mg kg^{-1}) e rabanete (3.371 mg kg^{-1}) e nas raízes (5.598 e 4.029 mg kg^{-1} respectivamente) concluíram que ambas as espécies são parcialmente tolerantes a zinco, sendo o rabanete mais tolerante que a canola, porém ponderaram necessitar de um estudo envolvendo a fertilidade do solo e nutrição das plantas para aumentar o potencial da fitoextração induzida.

No tratamento de 2.500 mg kg^{-1} o TRAIZ do CR e IR representou algo próximo a 2,3 % da MSR, enquanto que o TPA representou algo próximo a 1 % MSPA do CR e IR sugerindo um comportamento hiperacumulador de zinco. O CR quase não teve variação de FBC-RA e FBC-PA, sendo que na raiz este valor ficou próximo de 4,0 e o valor FBC-PA próximo de 0,4 até o tratamento de 500 mg kg^{-1} . No tratamento de 2.500 mg kg^{-1} o FBC-R do CR foi duas vezes maior que os outros níveis de contaminação, com um valor de 9,2. A maior diferença foi para o FBC-PA com um valor de 4,1, ou seja, dez vezes maior daqueles encontrados nos outros tratamentos. Os valores de FBC-RA do IR tiveram relação com as doses do tratamento. Conforme se aumentou o nível de contaminação, aumentou também o FBC-RA. Porém, o FBC-PA do IR teve valores iguais (0,2) até o quarto nível, sendo 24 vezes maior no quinto nível de contaminação com zinco (Quadro 5).

4.1.5. Conteúdo de zinco na raiz (CRAIZ), parte aérea (CPA) e total (CPT)

A resposta de acúmulo de zinco do CR pode ser descrita por uma equação de regressão quadrática para a variável CPT e CRAIZ e exponencial para o CPA (Figura 7)

Quadro 5 - Fator de Bioconcentração (FBC) da raiz (RA) e parte aérea (PA) do cedro-rosa e ipê-roxo, em função dos teores da raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA), em relação ao tratamento com doses de zinco

	Zn	TRAIZ	TPA	FBC	FBC
	mg kg ⁻¹			RA	PA
CR	0	539,4	90,7	-	-
	300	1.271,4	160,3	4,2	0,5
	400	1.635,4	193,9	4,0	0,4
	500	2.059,4	234,4	4,1	0,4
	2.500	23.139,6	10.474,9	9,2	4,1
IR	0	79,3	29,7	-	-
	300	338,6	61,0	1,1	0,2
	400	635,0	77,7	1,6	0,2
	500	1.034,2	98,7	2,0	0,2
	2.500	23.594,6	11.990,2	9,4	4,8

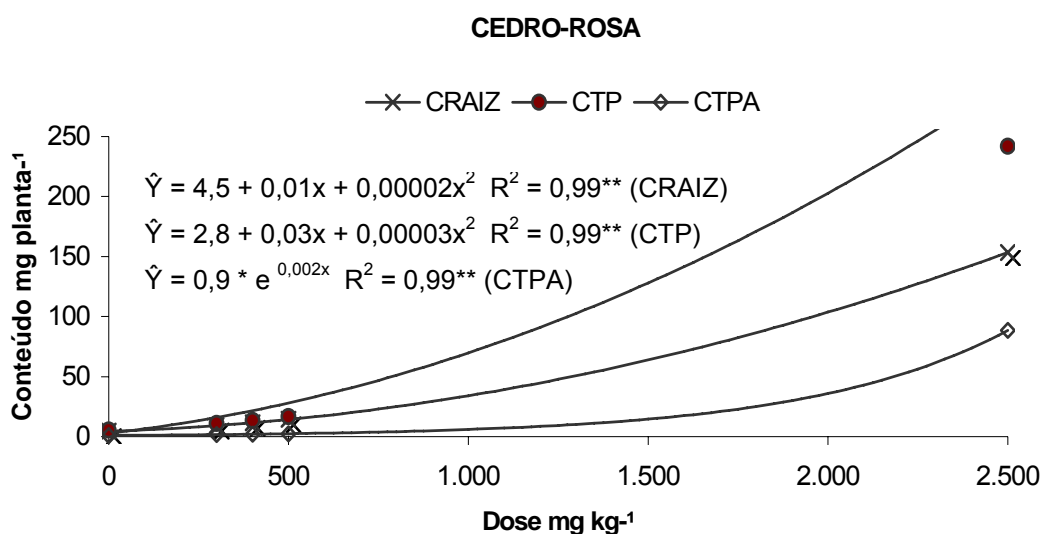


Figura 7 - Conteúdo de zinco na raiz (CRAIZ), parte aérea (CTPA) e total (CTP) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de zinco. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

A resposta de acúmulo de zinco do IR pode ser descrita por uma equação de regressão quadrática para a variável CPT e CRAIZ e exponencial para o CPA (Figura 8)

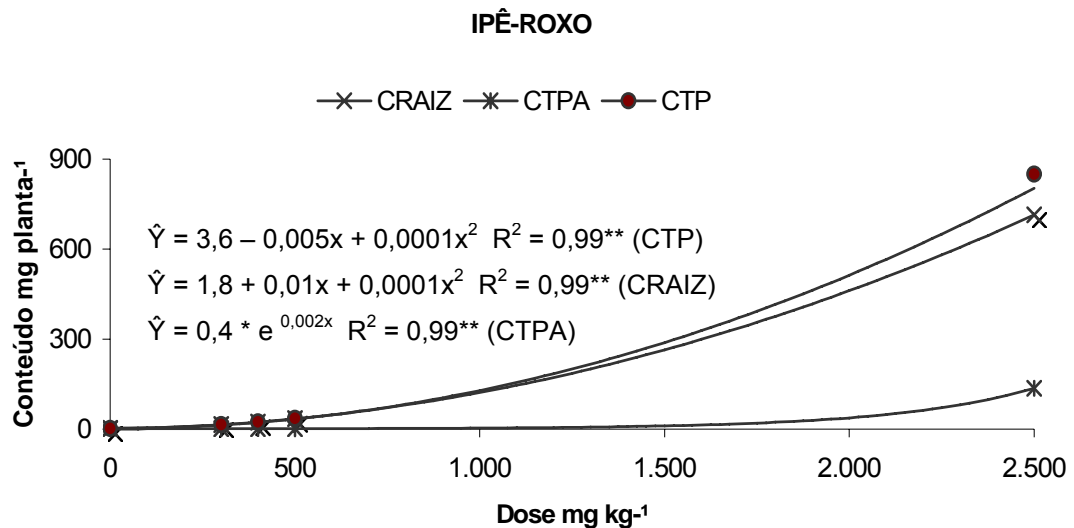


Figura 8 - Conteúdo de zinco na raiz (CRAIZ), parte aérea (CTPA) e total (CTP) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de zinco. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

De modo geral o IR recuperou maiores quantidades de zinco do solo numa ordem duas a três vezes mais que o CR. Este fato é perfeitamente explicável pela maior quantidade de biomassa das raízes das mudas de ipê-roxo. No entanto os valores de CPA são próximos entre si, sendo que o CR teve maiores conteúdos de zinco na parte aérea que o IR até a dose de 500 mg kg⁻¹, porém na dose de 2.500 mg kg⁻¹ o IR teve o maior conteúdo de zinco.

Segundo BAKER (1978), comparando populações de *Silene marítima* With. tolerantes e não tolerantes a Zn em solução hidropônica, todas as populações acumularam zinco em altos níveis nas raízes quando comparado com a parte aérea sugerindo uma redução de transporte de zinco para a parte aérea. Neste caso o autor concluiu que a tolerância de zinco em *S. marítima* manifesta-se como a redução de absorção e restrição de transporte de zinco para a parte aérea ou acúmulo de zinco na raiz podendo ou não estar ligado com o mecanismo de exclusão da parte aérea.

4.1.6. Partição do conteúdo de zinco entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA)

A resposta de partição de conteúdo de zinco do CR pode ser descrita por uma equação de regressão raiz quadrada positiva para PCR e negativa para PCPA (Figura 9).

A resposta de partição de conteúdo de zinco do IR pode ser descrita por uma equação de regressão raiz quadrada positiva para PCR e negativa para PCPA (Figura 10).

Os dados sugerem um aumento do conteúdo de zinco nas raízes em detrimento da parte aérea sendo o IR mais exclusor de zinco da parte aérea que o CR (Quadro 6).

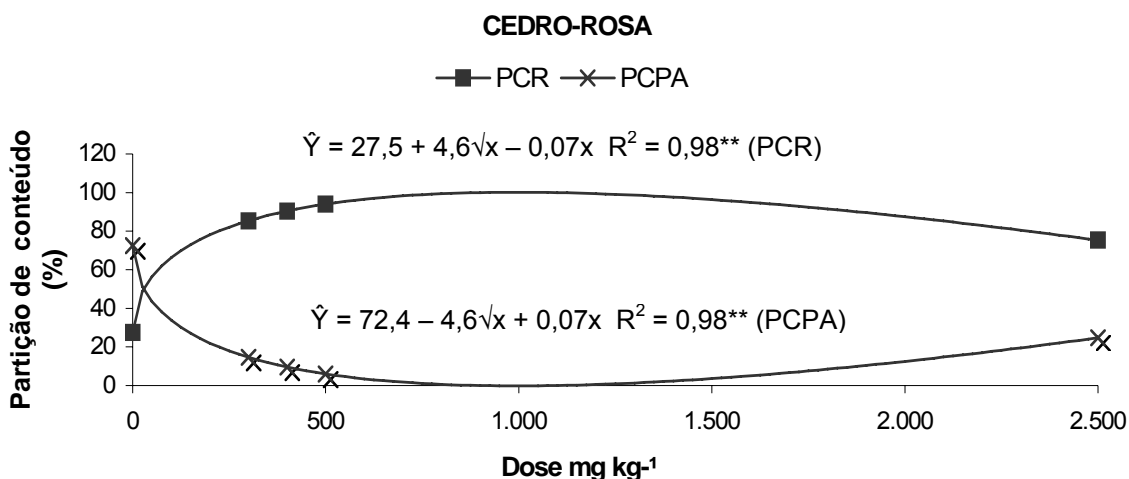


Figura 9 - Partição de conteúdo de zinco entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de zinco. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

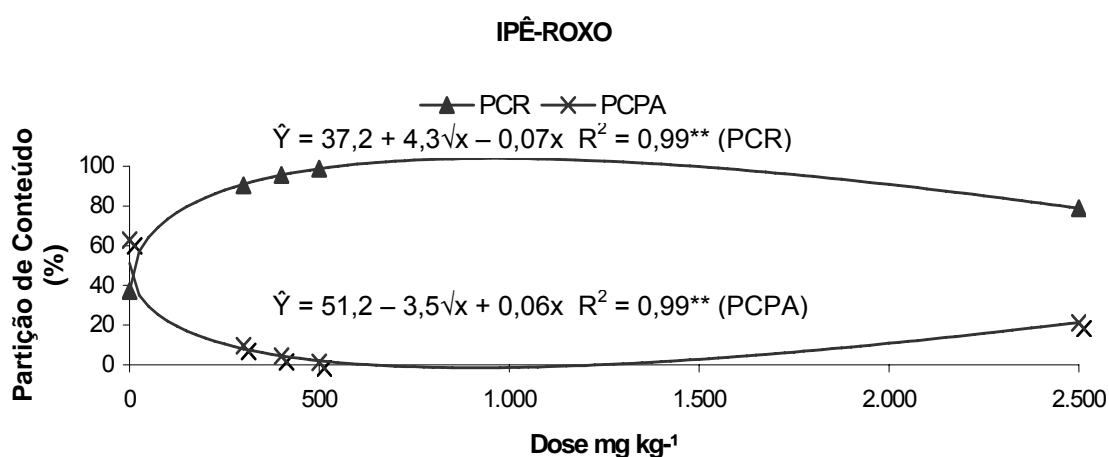


Figura 10 - Partição do conteúdo de zinco entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA) do ipê-roxo, em função da contaminação crescente de zinco. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

Quadro 6 - Conteúdo de zinco da raiz (CRAIZ), parte aérea (CPA), total (CPT) e partição dos conteúdos entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA) do cedro-rosa (CR) e ipê-roxo (IR), em função do tratamento com doses crescentes de zinco

	Zn	CRAIZ	CPA	CPT	PCR	PCPA
	mg kg ⁻¹	mg planta ⁻¹			%	
CR	0	4,5	1,0	5,5	27,5	72,5
	300	9,2	1,7	10,8	85,4	14,6
	400	11,5	2,0	13,5	90,4	9,6
	500	14,3	2,4	16,7	94,0	6,0
	2.500	153,5	88,4	241,9	75,3	24,7
IR	0	1,8	0,6	2,4	37,2	62,8
	300	14,7	0,8	15,4	90,2	9,7
	400	23,3	0,9	24,2	95,5	4,4
	500	34,2	1,1	35,3	98,7	1,3
	2.500	714,0	136,4	850,5	78,8	21,2

4.1.7. Disponibilidade de zinco no solo (DTPA)

A disponibilidade de zinco no solo utilizado pelo CR teve uma resposta linear positiva em função do tratamento (Figura 11).

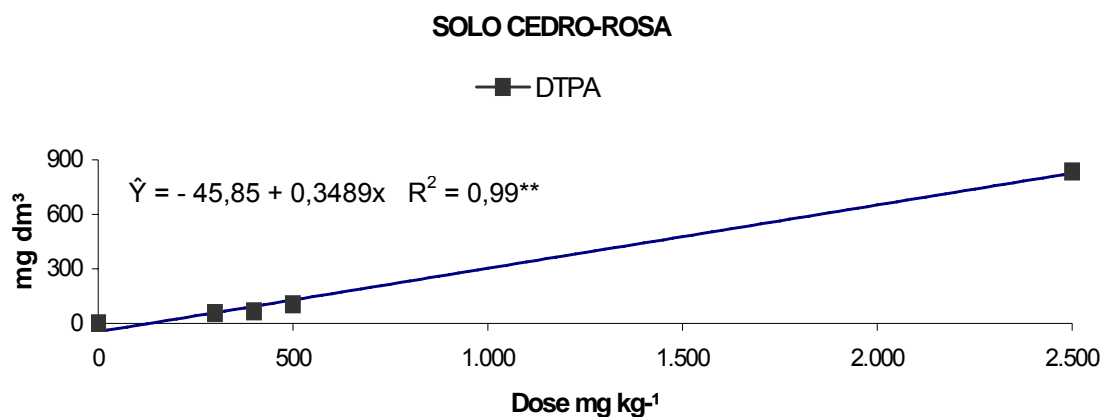


Figura 11 - Correlação da disponibilidade de zinco para o cedro-rosa extraída pela solução DTPA a pH 7,3, em função do tratamento com doses crescentes de zinco. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

A disponibilidade de zinco no solo utilizado pelo IR teve uma resposta linear positiva em função do tratamento (Figura 12).

Os resultados tiveram correlação entre as doses aplicadas ao solo e os teores encontrados nas plantas. O zinco esteve altamente disponível no solo quando comparados com o tratamento testemunha (Quadro 7).

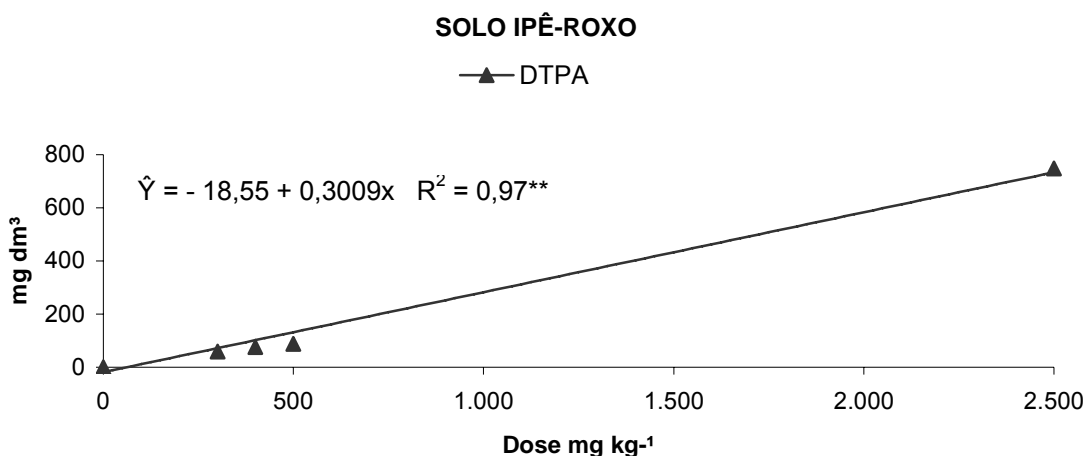


Figura 12 - Correlação da disponibilidade de zinco para o ipê-roxo extraída pela solução DTPA a pH 7,3, em função do tratamento com doses crescentes de zinco. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

Quadro 7 - Zinco extraído com solução DTPA a pH 7,3, de amostras de Latossolo Amarelo textura média, das parcelas do cedro-rosa e do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de zinco

Dose Zn	DTPA	
	Cedro-Rosa	Ipê-Roxo
mg kg ⁻¹	mg dm ⁻³	
0	-	-
300	55,5	59,5
400	66,2	76,8
500	103,8	88,1
2.500	836,1	747,9

Obs: Densidade do solo = 1,48 kg dm⁻³ (Quadro 2).

A disponibilidade de zinco para o CR para os tratamentos de 300 a 500 mg kg⁻¹ esteve numa faixa de 12 a 14 %, aumentando para mais de 20 % no tratamento de 2.500 mg kg⁻¹ quando comparadas com as doses aplicadas ao solo. Estes valores foram semelhantes daqueles encontrados para o IR. Os valores encontrados no tratamento de 2.500 mg kg⁻¹ estiveram dentro da faixa considerada tóxica para plantas (70 a 400 mg kg⁻¹) (MALDEJÓN et al., 2003).

4.2. Comportamento das mudas de espécies florestais nativas ao tratamento de cobre

4.2.1. Impacto da troca de substrato

O impacto da troca de substrato e adaptação ao tratamento de cobre sobre a muda de cedro-rosa (CR) aconteceu nos primeiros 10 dias após o plantio. Houve um processo gradativo de clorose seguido da queda foliar. Com 20 dias, todas as plantas do tratamento continham gemas de brotação em desenvolvimento.

O impacto sobre o ipê-roxo (IR) teve como causa a queda total das folhas no decorrer da primeira semana após o tratamento, permanecendo sem desenvolvimento até o 78º dia, quando iniciou a brotação apical e lateral.

4.2.2. Produção de matéria seca da raiz (MSR), parte aérea (MSPA) e total (MST)

Todas as variáveis de produção de matéria seca do CR em resposta ao tratamento de cobre foram explicadas por equações de regressão quadrática positiva (Figura 13).

Este comportamento sugeriu haver maior produtividade de matéria seca do CR até o tratamento de 80 mg kg⁻¹. Porém, nas maiores doses ocorreu redução da produção de matéria seca, principalmente da parte aérea. No tratamento de 500 mg kg⁻¹ a produção de MST do CR foi 50 % menor daquela observada no tratamento de 80 mg kg⁻¹. Utilizando as equações de regressão para encontrar os pontos de máxima produção em função das

doses de cobre no solo se verificou como sendo a dose de 50 mg kg⁻¹ para a variável MSPA, 110 mg kg⁻¹ para MST e 120 mg kg⁻¹ para MSR. Os resultados sugeriram que o CR possuiu tolerância as doses iniciais do tratamento de cobre e como causa do estresse pela contaminação de cobre o CR respondeu com maior produção de raiz.

ARDUINI et al. (1996) trabalhando as arbóreas *Pinus pinea* (L.), *Pinus pinaster* (Ait.) e *Fraxinus angustifolia* (Vahl.) em solução nutritiva com diferentes concentrações de CuSO₄ (0,012–5 μM) e CdSO₄ (0,0–5 μM) observaram que todas as espécies acumularam mais cobre do que cádmio e que as duas espécies de pinus tiveram um desenvolvimento melhor da raiz para a proteção contra a absorção dos metais, porém as microanálises de seções da raiz de *F. angustifolia* mostraram que o Cu ficou imobilizado em maior quantidade na parede celular do que no córtex.

MARQUES et al. (2000) e SOARES et al. (2001), trabalhando com 20 espécies de arbóreas tropicais crescendo em um substrato multicontaminado com metais pesados, dentre eles o Cu (1.490 e 1.000 mg kg⁻¹) misturado com um Latossolo Vermelho na proporção 60/40, concluíram que o cedro-rosa foi à espécie que teve a melhor tolerância ao excesso de metais pesados no solo.

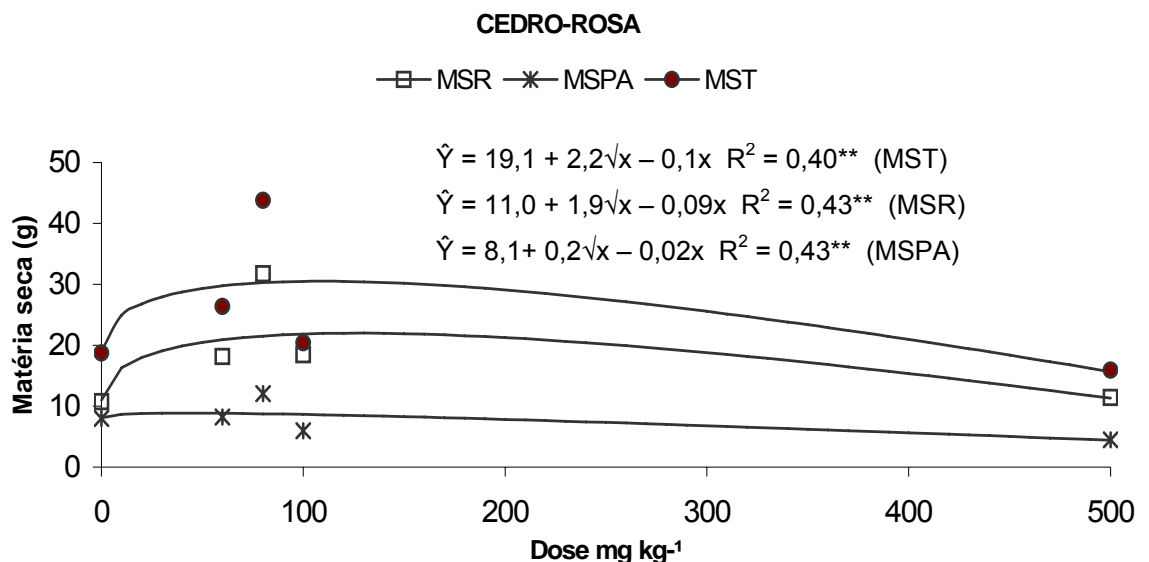


Figura 13 - Produção de matéria seca da raiz (MSR), parte aérea (MSPA) e total (MST) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de cobre. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

As variáveis MSR, MSPA e MST do IR não foram significativas a nenhum dos modelos polinomiais testados (Figura 14).

Segundo MARQUES et al. (2000) esta espécie teve ganho relativo de altura em todos os tratamentos contendo solo contaminado. Para SOARES et al. (2001) o ipê roxo não teve redução na matéria seca de raízes, caule e folhas destacando a espécie na resistência a multi-contaminação de metais pesados. Neste ensaio ocorreu um atraso da espécie na produção de matéria seca o que refletiu numa resposta não significativa para estas variáveis.

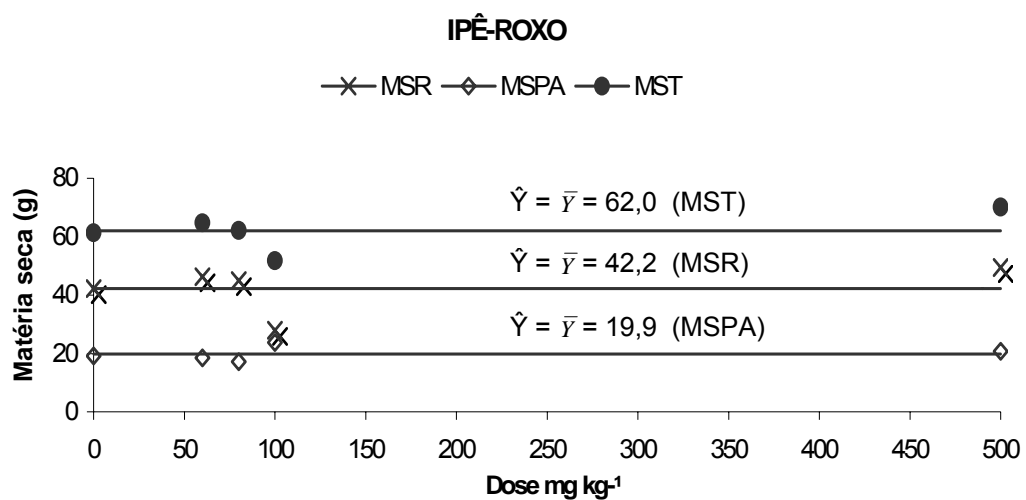


Figura 14 - Produção de matéria seca da raiz (MSR), parte aérea (MSPA) e total (MST) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.

4.2.3. Partição de matéria seca da raiz (PR) e parte aérea (PPA)

O ganho de carbono da planta é dependente da taxa de fotossíntese e respiração por unidade de tecido foliar como também do total de tecido fotossintetizante. O ganho de matéria seca é geralmente uma quantia de carbono que é alocado pelo tecido fotossintetizante. O carbono excedente do metabolismo é translocado e alocado em diferentes partes da planta. Por volta de 30–80 % de energia capturada pela fotossíntese pode ser consumida pelo processo de alocação de carbono (KELLER, 1991). Porém, sendo a outra parte destinada aos processos bioquímicos e energéticos de crescimento da planta.

A partição de matéria seca do CR entre raiz (PR) e parte aérea (PPA) pode ser descrita por equações de regressão quadráticas, sendo PR positiva e PPA negativa (Figura 15), sugerindo maior alocação de carbono na raiz em detrimento a parte aérea. ARDUINI et al. (1996) constata este mesmo comportamento em seu ensaio com espécies arbóreas.

O processo de partição de carbono (formação de biomassa) determina os padrões de crescimento e tal crescimento deve ser equilibrado entre parte aérea (produtividade fotossintética) e a raiz (absorção de água e minerais). A parte aérea continuará crescendo até que a absorção de água pelas raízes torne-se limitante; inversamente, as raízes crescerão até que sua demanda por fotossintatos da parte aérea iguale-se ao suprimento. Em condições de estresse, a expansão foliar é afetada precocemente. No entanto, a atividade fotossintética é menos atingida. A inibição da expansão foliar reduz o consumo de carbono e energia, e uma proporção maior de assimilados vegetais pode ser distribuída ao sistema subterrâneo para sustentar o crescimento posterior das raízes. O crescimento acentuado de raízes em direção as zonas úmidas do solo durante o estresse exige alocação de assimilados para as extremidades das raízes em crescimento (TAIZ & ZEIGER, 2004) requeridos para o crescimento e o metabolismo da raiz (MARSCHNER, 1995).

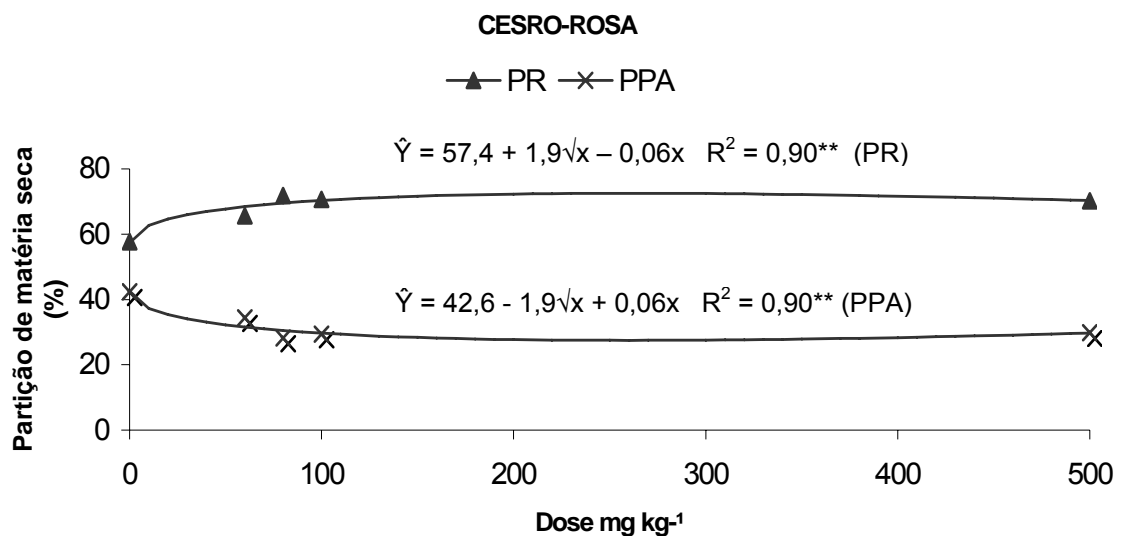


Figura 15 - Partição de matéria seca entre a raiz (PR) e parte aérea (PPA) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de cobre. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

Não houve significância para a partição de matéria seca do IR no tratamento de cobre (Figura 16).

Os valores das variáveis correspondentes a produção de biomassa do CR e o IR ao tratamento de cobre são apresentadas no Quadro 8.

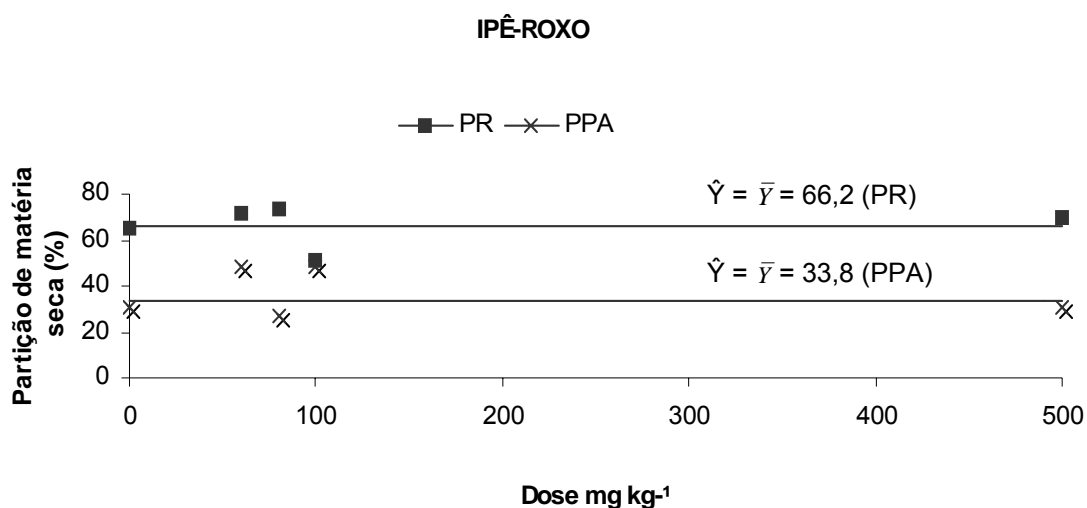


Figura 16 - Partição de matéria seca entre a raiz (PR) e parte aérea (PPA) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.

Quadro 8 - Produção e partição de matéria seca (MS) do cedro-rosa (CR) e ipê-roxo (IR) em função do tratamento com doses crescentes de cobre

	Dose	MSR	MSPA	MST	PR	PPA
	Mg kg ⁻¹	g			%	
CR	0	10,8	8,0	18,7	57,6	42,4
	60	18,1	8,2	26,4	65,6	34,5
	80	31,7	12,0	43,8	71,8	28,2
	100	14,4	6,0	20,4	70,6	29,4
	500	11,4	4,5	15,9	70,1	29,8
IR	0	42,2	19,1	61,3	65,0	35,0
	60	46,3	18,5	64,8	71,7	28,3
	80	45,0	17,2	62,2	73,2	26,8
	100	28,0	23,8	51,7	51,5	48,5
	500	49,4	20,7	70,1	69,6	30,4

4.2.4. Teores de cobre na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA)

Os TRAIZ e TPA do CR tiveram uma correlação linear com as doses de cobre aplicadas ao solo. Porém, destaca-se as maiores concentrações de cobre para raiz (Figura 17).

O comportamento do IR pode ser descrito por uma regressão quadrática positiva para TRAIZ enquanto ao TPA de forma exponencial (Figura 18).

Verificou-se um aumento nos teores de Cu tanto na matéria seca da raiz (TRAIZ) quanto da parte aérea (TPA) das plantas em função das crescentes doses de cobre no solo (Quadro 9).

Quando comparamos as espécies entre si, percebe-se que o CR teve TRAIZ mais elevados até tratamento de 100 mg kg^{-1} quando comparado ao IR. Porém, IR teve os maiores valores de TPA. No tratamento de 500 mg kg^{-1} o IR foi superior em TRAIZ e TPA daquele observado para o CR.

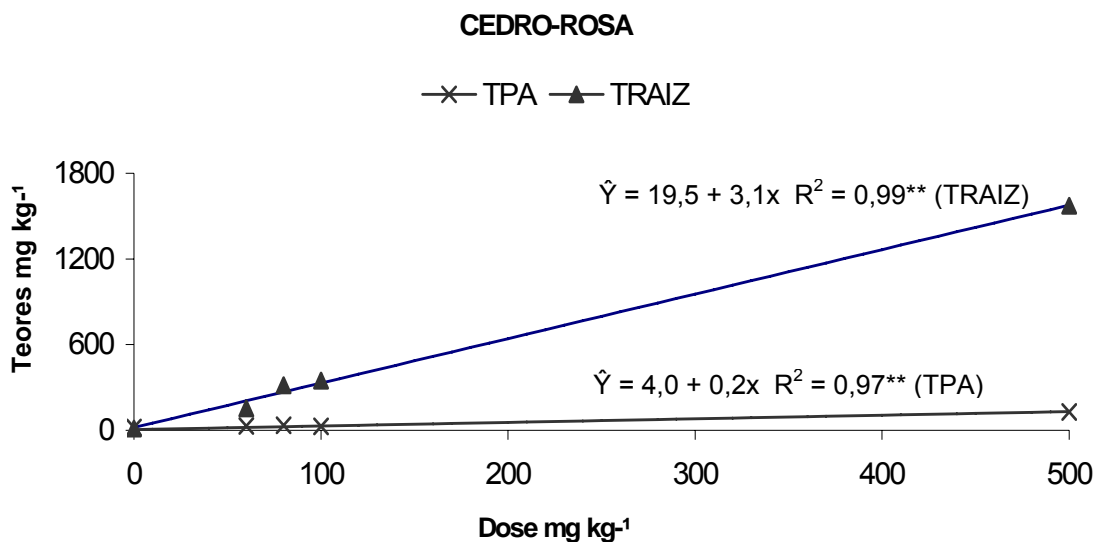


Figura 17 - Teores de cobre na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de cobre.
** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

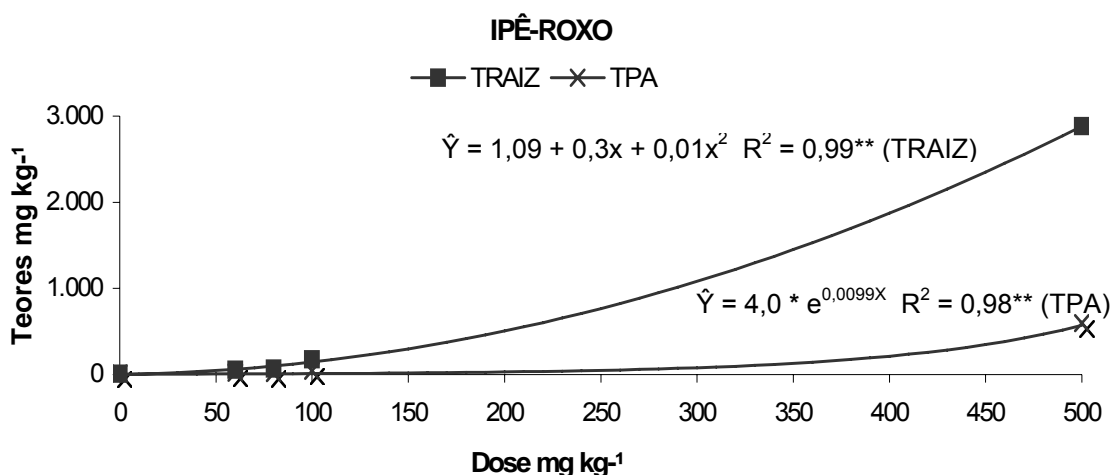


Figura 18 - Teores de cobre na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) do ipê-roxo, em função do solo contaminado com doses crescentes de cobre.
 ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade pelo teste F.

Quadro 9 - Teores de cobre na raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) do cedro-rosa e ipê-roxo após 105 dias de cultivo em solo arenoso com doses crescentes de cobre

Cobre Tratamento	Cedro-Rosa		Ipê-Roxo	
	TRAIZ	TPA	TRAIZ	TPA
	mg kg ⁻¹			
0	12,0	8,4	8,1	14,8
60	155,1	11,1	57,2	20,6
80	314,7	12,5	67,0	17,2
100	348,7	10,1	175,4	43,4
500	1.572,1	126,8	2.884,3	599,4

KOZLOV et al. (1995) também encontra variação na concentração de cobre em folhas de arbóreas em atribuição da poluição ambiental. Avaliando as concentrações de cobre nas folhas de *Betula pubescens tortuosa* (Ledeb.) concluiu haver diminuição das concentrações (12; 10; 8; 6 mg kg⁻¹) de cobre com o aumento da distância (16; 18; 28; 32 km) da mineradora utilizada como ponto de contaminação atestando a plasticidade de comportamento de uma mesma espécie ao contaminante em questão.

SOARES et al. (2001) avaliando o acúmulo e distribuição de metais pesados em 20 espécies de arbóreas tropicais plantadas num Latossolo Vermelho-Amarelo (40 %) misturado com substrato multi-contaminado (60 %) com metais pesados, dentre eles o Cu (1.000 mg kg^{-1}), encontraram os teores mais elevados de cobre na parte aérea do CR (95 mg kg^{-1}) e IR (81 mg kg^{-1}) quando comparados as demais espécies. Os teores da raiz foram 74 (CR) e 77 (IR) mg kg^{-1} respectivamente. Observa-se que o teor de Cu na parte aérea do CR maior que o teor do IR enquanto que no teor de raiz, ambos são semelhantes. Utilizando um solo arenoso onde se acredita ter disponibilizado mais cobre as plantas os teores da parte aérea foram bem menores àqueles encontrados por SOARES et al. (2001). Porém, os TRAIZ foram superiores aos descritos por aquele autor, no entanto, os dados são sugestivos que nesta situação o CR teve maiores TRAIZ que o IR.

Os dados do Quadro 10 consideram os valores de cobre no solo, as doses adicionadas, e sua relação com os teores dos respectivos órgãos das espécies, para compreender o fator de bioconcentração das espécies avaliadas.

Quadro 10 - Fator de Bioconcentração (FBC) da raiz (RA) e parte aérea (PA) do cedro-rosa e ipê-roxo, em função dos teores da raiz (TRAIZ) e parte aérea (TPA) em relação ao tratamento com doses crescentes de cobre

	Cobre	TRAIZ	TPA	FBC	
				RA	PA
	mg kg ⁻¹				
CR	0	12,0	21,1	-	-
	60	155,1	30,0	2,6	0,5
	80	314,7	34,7	3,9	0,4
	100	348,7	28,6	3,4	0,2
	500	1.572,1	129,0	3,1	0,2
IR	0	8,1	14,8	-	-
	60	57,2	20,6	0,9	0,3
	80	67,0	17,2	0,8	0,2
	100	175,4	43,4	1,7	0,4
	500	2.884,3	599,4	5,7	1,1

Como resultado foi possível observar que o CR teve um comportamento acumulador de cobre na raiz até o tratamento de 500 mg kg^{-1} pois todos valores de TRAIZ encontrados para esta espécie ficaram acima das doses adicionadas ao solo, enquanto que o IR teve um comportamento indicador, com teores bem próximos aqueles adicionados ao solo, porém, no tratamento de 2.500 mg kg^{-1} , ambas as espécies tiveram um comportamento hiperacumulador, sendo o IR superior ao CR. Esta resposta pode ter alguma relação com a diferença de biomassa entre as duas espécies, sendo maior para o IR.

No que se refere aos teores da parte aérea, tanto o CR quanto o IR foram exclusoras de cobre, porém o IR teve um comportamento indicador no tratamento de 500 mg kg^{-1} . PUNSHON & DICKINSON (1997) avaliaram a aclimação de arbóreas e arbustos do gênero *Salix* ao estresse de metais e também observaram as maiores concentrações de Cu nas raízes de todas as espécies.

4.2.5. Conteúdo de cobre na raiz (CRAIZ), parte aérea (CPA) e total (CPT)

A resposta de acúmulo de Cu do CR pode ser descrita por uma equação de regressão quadrática positiva CTP e CRAIZ e tipo linear para CTPA (Figura 19).

As respostas de acúmulo de Cu do IR pode ser descrita por uma equação de regressão quadrática positiva para CTP e CRAIZ e exponencial para CTPA (Figura 20).

Os resultados são sugestivos quanto a importância da raiz como órgão de reserva de cobre. ARDUINI et al. (1996) verificou este mesmo comportamento trabalhando com espécies arbóreas. As espécies *Pinus pinea* (L.), *Pinus pinaster* (Ait.) e *Fraxinus angustifolia* (Vahl.) tiveram forte relação entre o conteúdo de cobre na raiz destas espécies e a inibição do crescimento da parte aérea, fato que não ocorreu para o contaminante cádmio.

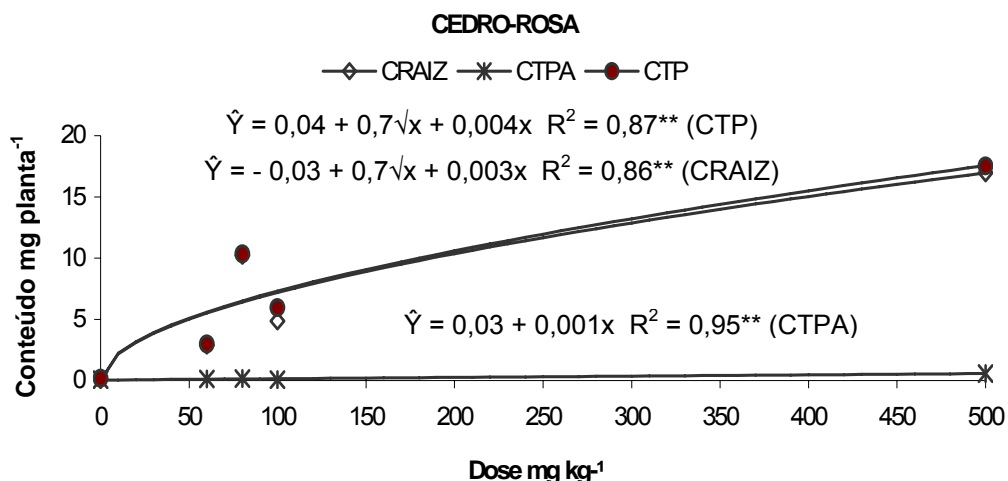


Figura 19 - Conteúdo de cobre na biomassa do cedro-rosa em função do tratamento com doses crescentes de cobre. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade pelo teste F.

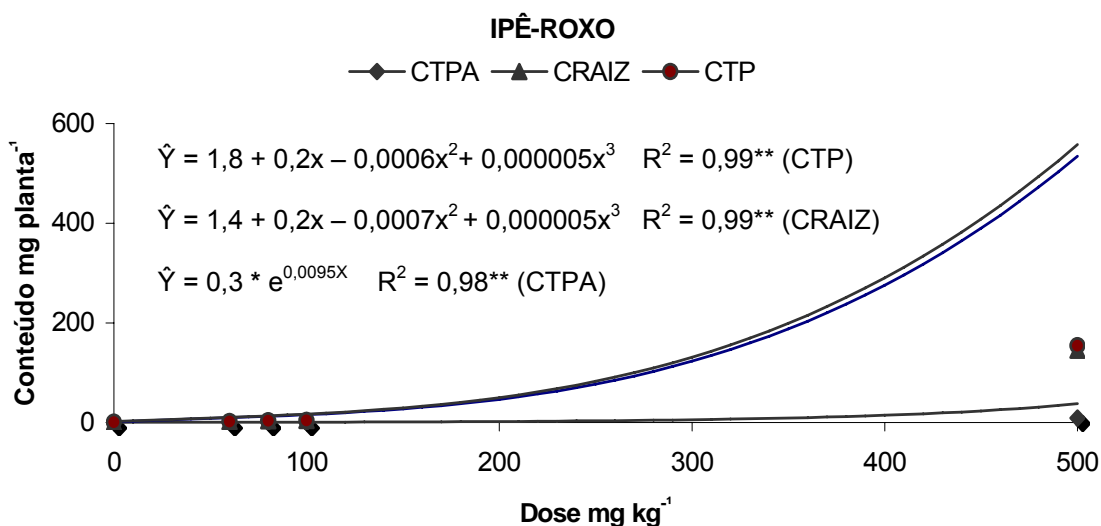


Figura 20 - Conteúdo de cobre na raiz (CRAIZ), parte aérea (CTPA) e total (CPT) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de cobre. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade pelo teste F.

O CRAIZ do CR foi 100 vezes maior no tratamento de 80 mg kg⁻¹ onde se observou a maior produção de MST, quando comparado com a testemunha. Porém, foi no tratamento de 500 mg kg⁻¹ que se obteve o maior conteúdo de cobre, sendo 170 vezes maior que o conteúdo da testemunha. Não houve diferenças de CPA do CR até o tratamento de 100 mg kg⁻¹ sugerindo pouca translocação de cobre para a parte aérea. No tratamento de 500 mg kg⁻¹ esta variável teve um aumento de 8,5 vezes.

O CRAIZ do IR no tratamento de 2.500 mg kg⁻¹ foi 383 vezes maior daquele encontrado para a testemunha. Para o CPA do IR até o tratamento de 100 mg kg⁻¹ de não ocorreu variação de conteúdo de cobre sugerindo uma menor translocação deste elemento para a parte aérea. Porém, no tratamento de 500 mg kg⁻¹ o CPA do IR foi 47,5 vezes maior daquele encontrado na testemunha (Quadro 11).

4.2.6. Partição do conteúdo de cobre entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA)

A resposta de partição de conteúdo de Cu do CR pode ser descrita por uma equação de regressão quadrática positiva para PCR e quadrática negativa para PCPA (Figura 21).

A resposta de partição de conteúdo de Cu do IR pode ser descrita por um a equação de regressão quadrática positiva para PCR e quadrática negativa para PCPA (Figura 22).

Quadro 11 - Conteúdo de cobre da raiz (CRAIZ), parte aérea (CPA), total (CPT) e partição de conteúdo de cobre entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA) do cedro-rosa (CR) e ipê-roxo (IR), em função do tratamento com doses crescentes de cobre

	Cobre	CRAIZ	CPA	CPT	PCR	PCPA
	mg kg ⁻¹	mg planta ⁻¹			%	
CR	0	0,1	0,07	0,2	61,7	38,3
	60	2,9	0,1	3,0	94,7	3,7
	80	10,2	0,1	10,3	97,7	4,7
	100	5,9	0,06	5,96	98,4	1,6
	500	17,0	0,6	17,6	96,1	3,7
IR	0	0,3	0,2	0,5	72,7	27,3
	60	2,1	0,1	2,2	93,3	6,7
	80	3,2	0,1	3,3	95,1	4,9
	100	4,2	0,2	4,4	96,5	3,5
	500	144,9	9,5	154,4	91,6	8,4

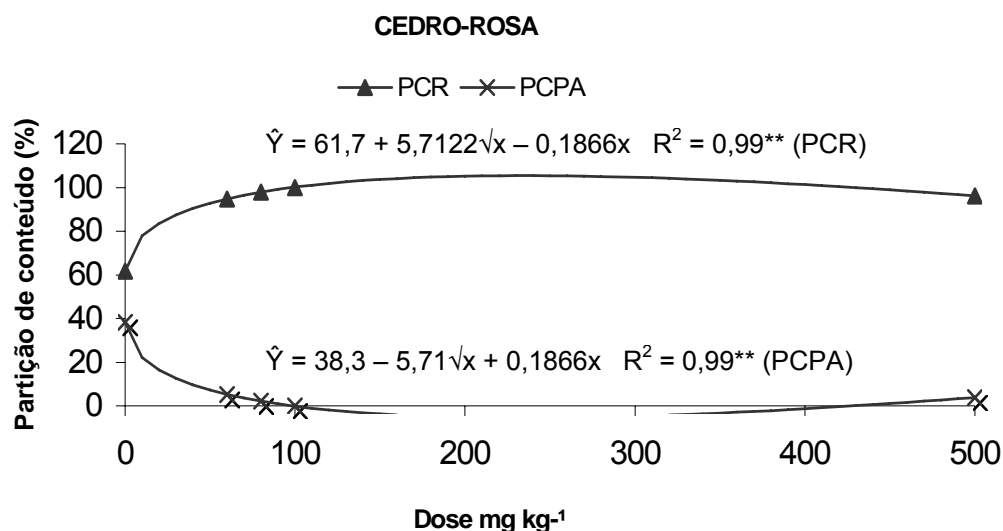


Figura 21 - Partição do conteúdo de cobre entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA) do cedro-rosa, em função do tratamento com doses crescentes de cobre. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

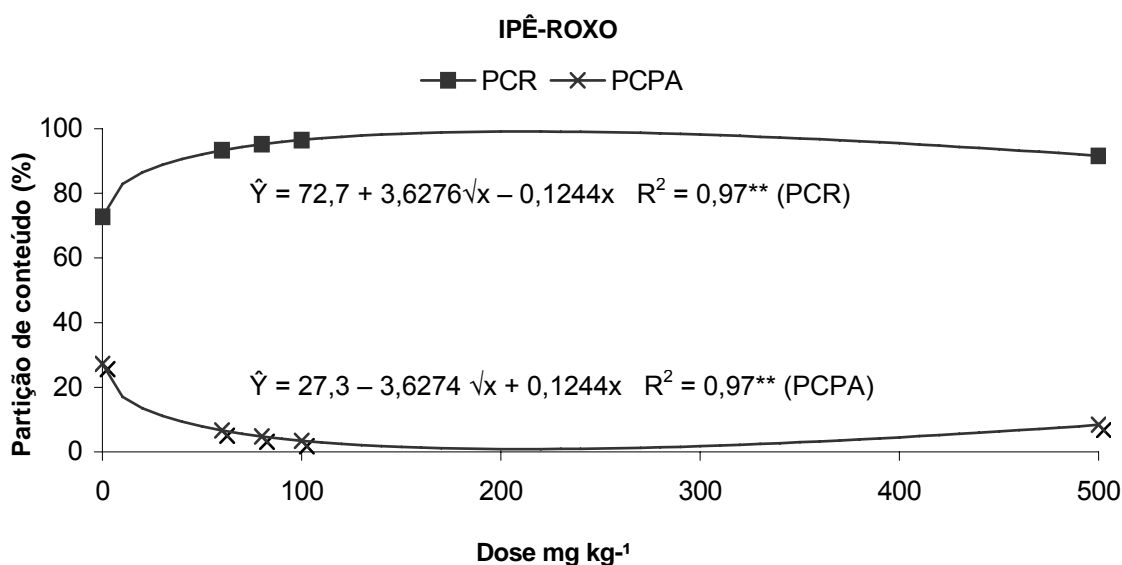


Figura 22 - Partição do conteúdo de cobre entre raiz (PCR) e parte aérea (PCPA) do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de cobre. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade pelo teste F.

4.2.7. Disponibilidade de cobre no solo

A variação disponibilidade de Cu do solo para o CR, avaliada pela solução DTPA a pH 7,3, teve correlação linear positiva com as doses adicionadas ao solo (Figura 23).

A variação da disponibilidade de Cu do solo para o IR, avaliada pela solução DTPA a pH 7,3, teve uma correlação linear positiva com as doses adicionadas ao solo (Figura 24).

Os resultados obtidos pela análise com a solução DTPA a pH 7,3 são fornecidos no quadro 12.

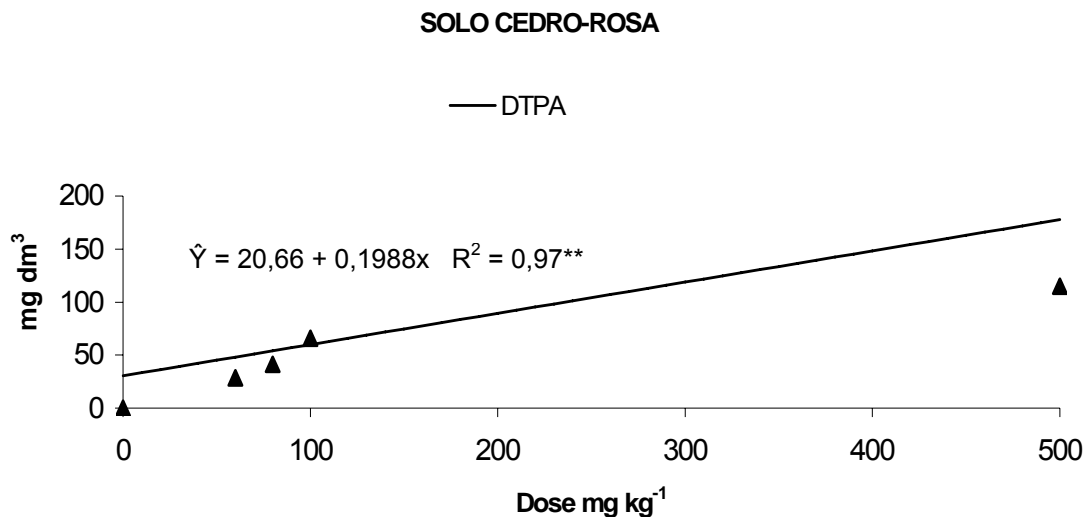


Figura 23 - Correlação da disponibilidade de cobre para o cedro-rosa extraída pela solução DTPA a pH 7,3, em função do tratamento com doses crescentes de cobre. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade, pelo teste F.

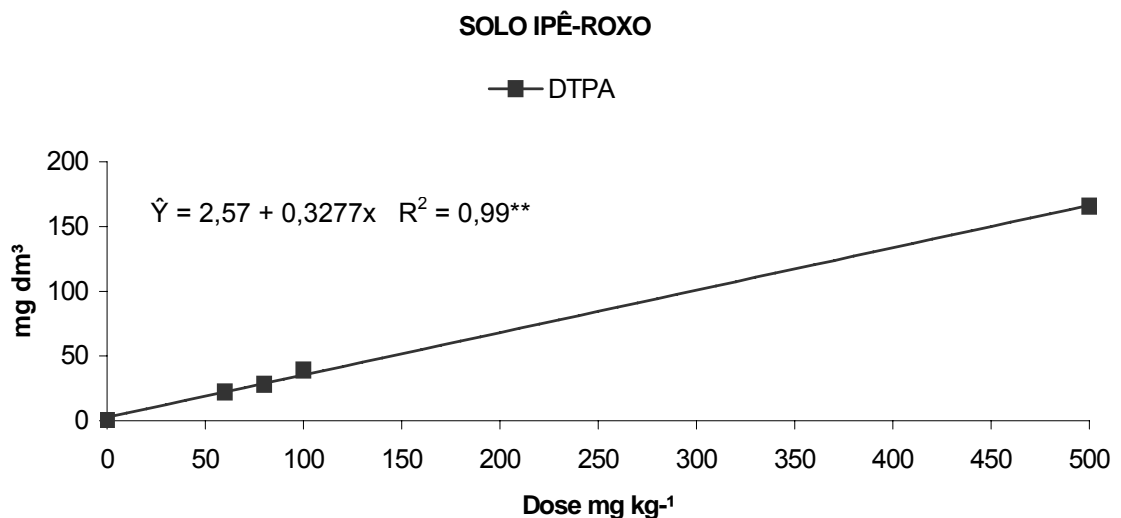


Figura 24 - Correlação da disponibilidade de cobre para o ipê-roxo extraída pela solução DTPA a pH 7,3, em função do tratamento com doses crescentes de cobre. ** Significativo ao nível de 1 % de probabilidade pelo teste F.

Quadro 12 - Cobre extraído com solução DTPA a pH 7,3, de amostras de Latossolo Amarelo textura média, das parcelas do cedro-rosa e do ipê-roxo, em função do tratamento com doses crescentes de cobre

Cobre Dose	DTPA	
	Cedro-Rosa	Ipê-Roxo
mg kg ⁻¹	mg dm ⁻³	
0	-	-
60	28,4	22,3
80	41,5	28,9
100	65,8	39,1
500	114,8	165,7

Obs: Densidade do solo = 1,48 kg dm⁻³ (Quadro 2).

O cobre esteve altamente disponível no solo quando comparados com a referência. Os dados encontrados para o cedro-rosa (CR) em relação àqueles observados para o ipê-roxo (IR), foram maiores numa ordem de 1,2 a 1,6 até o tratamento de 100 mg kg⁻¹ se invertendo no tratamento de 500 mg kg⁻¹ onde a disponibilidade de cobre foi 1,4 maior para o IR do que para o CR. Ambos os valores encontrados no maior tratamento estiveram dentro da faixa considerada tóxica para as plantas (60 a 125 mg kg⁻¹) como citados por MALDEJÓN et al., 2003.

5. CONCLUSÕES

Com base nos dados encontrados conclui-se que:

- ◆ cedro-rosa foi mais tolerante ao zinco que o ipê-roxo;
- ◆ ipê-roxo teve diminuição de produção de biomassa em função do tratamento de zinco;
- ◆ Houve maior alocação de carbono na raiz em detrimento da parte aérea para ambas espécies;
- ◆ órgão de maior armazenamento de zinco para ambas as espécies foi a raiz;
- ◆ cedro-rosa teve um comportamento hiperacumulador na raiz e excludor na parte aérea, porém obtendo os maiores teores de zinco na parte aérea em relação ao ipê-roxo;
- ◆ ipê-roxo teve um comportamento indicador de zinco na raiz e excludor na parte aérea;
- ◆ ipê-roxo obteve os maiores conteúdos de zinco do que o cedro-rosa;
- ◆ ipê-roxo foi mais tolerante ao cobre que o cedro-rosa;

- ◆ órgão de maior armazenamento de cobre em ambas as espécies foi a raiz;
- ◆ cedro-rosa comportou-se como um hiperacumulador de cobre na raiz e excludor para a parte aérea;
- ◆ ipê-roxo teve um comportamento indicador de cobre na raiz e excludor na parte aérea;
- ◆ Ambas as espécies possuem potencial de uso na fitoestabilização e fitoextração induzida de zinco e cobre em solos contaminados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, C.A.; ABREU, M.F & 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: **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Ed: van Raij *et al.* Instituto Agronômico, Campinas – SP, 2001. p.240-250.

ACCIOLY, A.M.A. **Amenizantes e estratégias para estabelecimento de vegetação em solos de áreas contaminadas com metais pesados**. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2001. 186p. (Tese de Doutorado)

ALLOWAY, B.J. **Heavy metal in soils**. New York: John Wiley & Sons, 1990. Reprinted, 1993.

ARAÚJO, B.S. **Tolerância e metabolismo de compostos xenobióticos por raízes de *Daucus carota* transformados pela *Agrobacterium rhizogenes***. Maceió, Universidade Federal do Alagoas, 2000, 84p. (Tese de Mestrado)

ARDUINI, I.; GODBOLD, D.L. & ONNIS, A. Cadmium and copper uptake and distribution in Mediterranean tree seedlings. **Physiol. Plant.**, V.93, p.111-117, 1996.

BAKER, A.J.M. Accumulators and excluders – Strategies in the response of plants to heavy metals. **J. Plant Nut.**, V.3-4, p.643-654, 1981.

BAKER, A.J.M. Ecophysiological aspects of zinc tolerance in *Silene maritima* With. **New Phytol.**, V.80, p.635-642, 1978.

BAKER, A.J.M. Metal tolerance. **New Phytol.**, V.106, p.93-111, 1987.

BAKER, C.J.; GRANT, C.J.; MARTIN, M.H.; SHAW, S.C. & WHITEBROOK, J. Induction and loss of cadmium tolerance in *Holcus lanatus* L. and other grasses. **New Phytol.**, V.102, p.575-587, 1986.

BENNETT, L.E.; BURKHEAD, J.L.; HALE, K.L.; TERRY, N.; PILON, M. & PILON-SMITS, A.H. Analysis of transgenic Indian mustard plants for phytoremediation of metal-contaminated Mine Tailings. **J. Environ. Qual.** V.32, p.432-440, 2003.

BERTON, R.S. **Fertilizantes e poluição**. In: XX Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. Resumos Adubação, produtividade e ecologia; simpósios / coordenado por Antonio Roque Dechen, Antonio Enedi Boaretto da Costa Verdade. Campinas, Fundação Cargil, 1992. p.299.

CARNEIRO, M.A.C.; SIQUEIRA, J.O. & MOREIRA, F.M.S. Estabelecimento de plantas herbáceas em solo com contaminação de metais pesados e inoculação de fungos micorrízicos arbusculares. **Pesq. Agropec. Bras.** V.36, n.12, p.1443-1452, 2001.

CETESB. **Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. DOROTHY C.P. CASARINI et al., São Paulo: CETESB, 2001. 73p. (Série Relatórios Ambientais)

COX, R.M. & HUTCHINSON, T.C. Multiple metal tolerances in the grass *Dechempsia caespitosa* (L.) Beauv. From the Sudbury emelting area. **New Phytol.** V.84, p.631-647, 1980.

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

DECHEN, A.R.; FURLANI, A.M.C.; FURLANI, P.R. Tolerância de plantas aos estresses nutricionais. In: SIQUEIRA, J.O. et al., eds. **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Soil fertility, soil biology and plant nutrition interrelationships. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999.

DENNY, H.J. & WILKINS, D.A. Zinc tolerance in *Betula ssp.*: I Effect of external concentration of zinc on growth and uptake. **New Phytol.**, V.106, p.517-524, 1987a.

DENNY, H.J. & WILKINS, D.A. Zinc tolerance in *Betula ssp.*: II Microanalytical studies of zinc uptake into root tissues. **New Phytol.**, V.106, p.525-534, 1987b.

DIAS JÚNIOR, H.E.; MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. & SILVA, R. Metais pesados, densidade e atividade microbiana do solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **R. Bras. Ci. Solo**, V.22, p.631-640, 1998.

DICKINSON, N.M.; TURNER, A.P.; SHAUN, A.W. & LEPP, N.W. Acclimation of trees to pollution stress: Cellular metal tolerance traits. **Ann. Bot.**, V.70, p.569-572, 1992.

EYSINK, G.G.J. & MORAES, R.P. Subsídios para manejo e recuperação de ecossistemas aquáticos contaminados por metais pesados. In: DIAS, L.E & MELLO, J.W.V., eds. **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. 251p.

FISHER, R.F. Amelioration of degraded rain Forest soils by plantations of native tree. **Soil. Sci. Soc. Am. J.**, V.59, p.544-549, 1995.

FONTES, M.P.F. & GOMES, P.C. Simultaneous competitive adsorption of heavy metal by the mineral matrix of tropical soils. **Appl. Geochem.**, V.18, n.6, p.795-804, 2003.

FONTES, M.P.F.; MATOS, A.T. & NEVES, J.C.L. Competitive adsorption of Zn, Cd, Cu and Pb in three highly weathered Brazilian soil. **Comm. Soil Sci. Plant Anal.**, Athens, Ga, V.31, n.17-18, p.2939-2958, 2000.

FONTES, R.L.F.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E.S.; SANTOS, R.H.S. & DIAS, L.E. **Impactos ambientais do uso agrícola do solos**. Curso de fertilidade e manejo do solo. Módulo 13, Brasília – DF, 1996.

FRANK, R.; ISHIDA, K. & SUDA, P. Metals in agricultural soils of Ontario. **Canadian J. Soil Sci.**, V.56, p.181-196, 1976.

GODBOLD, D.L.; HORST, W.J.; COLLINS, J.C.; THURMAN, D.A. & MARSCHNER, H. Accumulation of zinc and organic acids in roots of zinc tolerant and non-tolerant ecotypes de *Deschampsia caespitosa*. **J. Plant Physiol.**, V.116, p.59-69, 1989.

GOMES, P.C.; FONTES, M.P.F.; MENDONÇA, E.S.; & NETO R., A. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils. **Sci. Soc. Am. J.**, Madison, Wi, V.65, n.4, p.1115-1121, 2001.

GRAZZIOTTI, P.H.; SIQUEIRA, J.O. & MOREIRA, F.M.S. **Espécies arbóreas e ectomicorrizas em relação ao excesso de metais pesados**. Tópicos Ci. Solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.3, p.55-105, 2003.

GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.; PIERANGELI, M.A.P.; ZULIANI, D.Q. & CAMPOS, M.L. **Elementos traços em solos, sedimentos e águas**. In: V SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS – Água e Biodiversidade. Resumos. Belo Horizonte, 18 a 22 de novembro de 2002.

GUPTA, U.C. Micronutrientes e elementos tóxicos em plantas e animais. In: FERREIRA, M.E. et al., eds. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPQ/FAPESP/POTOFOS, 2001. 600p.

KABATA-PENDIAS, A. Soil-Plant transfer of trace elements – an environmental issue. **Geoderma**, V.122, p.143-149, 2004.

KAMNEV, A.A.; van der LELIE, D. chemical and biological parameters as tools to evaluate and improve heavy metal phytoremediation. **Biosci. Reports**, V.20, n.4, p.239-258, 2000.

KELLER, C.; HAMER, D.; KAYSER, A.; RICHNER, W.; BRODBECK, M. & SENNHAUSER, M. Root development and heavy metal phytoextraction efficiency: comparison of different plant species in the field. **Plant Soil.**, V.249, p.67-61, 2003.

KELLER, T. Air pollutants. In: RAGHAVENDRA, A.S., ed. **Physiology of trees**. USA, John Wiley & Sons, 1991. p.342-343.

KLAUBERG-FILHO, O.; SIQUEIRA, J.O. & MOREIRA, F.M.S. Fungos micorrízicosarbusculares em solos de área poluída com metais pesados. **R. Bras. Ci. Solo**, V.26, p.125-134, 2002.

KOZLOV, M.V.; HOUKIOJA, E.; BAKHTIAROV, A.V. & STROGANOV, D.N. Heavy metals in birch leaves around a nickel-copper smelter at Monchegorsk, northwestern Russia. **Environ. Poll.**, V.90, n.3, p.291-299, 1995.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos, Rima, 2004. 531p.

LOMBI, E.; ZHAO, F.J.; DUNHAM, S.J. & McGRATH, S.P. Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. **J. Environ. Qual.**, V.30, p.1919-1926, 2001.

MALDEJÓN, P.; MARAÑÓN, T.; MURILLO, J.M. & ROBINSON, B. White poplar (*Populus alba*) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests. **Environ. Poll.**, V.132, p.145-155, 2004.

MALDEJÓN, P.; MURILLO, J.M.; MARAÑÓN, T.; CABRERA, F. & SORIANO, M.A. Trace element and nutrient accumulation in sunflower plants two years after the Aznalcóllar mine spill. **Sci. Tot. Environ.**, V.307, p.239-257, 2003.

MARCHIOL, L.; ASSOLARI, S.; SACCO, P. & ZERBI, G. Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil. **Environ. Poll.**, V.132, p.21-27, 2004.

MARQUES, T.C.L.L.S.M. **Crescimento e absorção mineral de mudas de espécies arbóreas em material de solo contaminado com metais pesados**. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 1996. 116p. (Tese de Mestrado)

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

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed., San Diego, Academic Press, 1995. 889p.

McGRATH, S.P.; SHEN, Z.G. & ZHAO, F.J. Heavy metal uptake and chemical changes in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi ochroleucum* grown in contaminated soils. **Plant Soil.**, V.188, p.153-159, 1994.

MENGEL, K. & KIRKBY, E.A. **Principles of plant nutrition**. 3.ed., International Potash Institute, Worblaufen – Bern/ Switzerland, 1982. 655p.

MULLIGAN, C.N.; YONG, R.N. & GIBBS, B.F. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. **Eng. Geol.**, V.60, p.193-207, 2001.

MURZAEVA, S.V. Effect of heavy metals on wheat seedlings: activation of antioxidant enzymes. **App. Bioch. Microbiol.**, V.40, N.1, p.98-103, 2004.

NANDA KUMAR, P.B.A.; DUSHENKOV, V.; MOTTO, H. & RASKIN, I. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soil. **Environ. Sci. Technol.**, V.29, p.1232-1238, 1995.

NRIAGU, J.O. & PACYNA, J.M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. **Nature**, v.133, p.134-139, 1988.

OHNESORGE, F.K. & WILHELM, M. **Zinc**. Metals and Their Compounds in the Environment: occurrence, analysis, and biological relevance / ed. bay

Ernest Merian in cooperation with Thomas W. Clarkson. – Weinheim; New York; Basel; Cambridge: VCH, 1991. p.1309-1342.

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

PAIVA, H.N.; CARVALHO, J.G.; SIQUEIRA, J.O.; FERNANDES, A.R. & MIRANDA, J.R.P. Influência de doses crescentes de chumbo sobre o teor e o conteúdo de nutrientes e Pb em mudas de Ipê-Roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.). **R. Árvore**, Viçosa, MG, v.27, n.2, p.151-158, 2003.

PÄTSIKKÄ, E.; KAIRAVUO, M.; SERSEN, F.; ARO, E.M. & TYYSTJÄRVI. Excess copper predisposes photosystem ii to photoinhibition in vivo by outcompeting iron and causing decrease in leaf chlorophyll. **Plant Physiol.**, V.129, p.1359-1367, 2002.

PULFORD, I.D. & WATSON, C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land bay trees – a review. **Environ. Intern.**, V.29, p.529-540, 2003.

PUNSHON, T. & DICKINSON, N.M. Acclimation of *Salix* to metal stress. **New Phytol.**, V.137, 303-314, 1997.

RAMALHO, J.F.G.P.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X. & SILVA, F.C. **Acumulação de metais pesados pelo uso de insumos agrícolas na microbacia de Caetés, Paty do Alferes, RJ.** Embrapa-CNPS. Rio de Janeiro, 1998. (Boletim de Pesquisa, 5)

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

RIBEIRO FILHO, M.R.; CURI, N.; SIQUEIRA, J.O. & MOTA, P.E.F. Metais pesados em solos de área de rejeitos de industria de processamento de zinco. **R. Bras. Ci. Solo**, V.23, p.453-464, 1999.

RÖMHELD, V. Aspectos fisiológicos dos sintomas de deficiência e toxicidade de micronutrientes e elementos tóxicos em plantas superiores. In: FERREIRA, M.E. et al., eds. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura.** Jaboticabal, CNPQ/FAPESP/POTOFOS, 2001. 600p.

ROSSELLI, W.; KELLER, C. & BOSCHI, K. Phytoextraction capacity of trees growing on a metal contaminated soil. **Plant Soil.**, V.256, p.265-272, 2003.

RUIZ, H.A.; FERREIRA, G.B. & PEREIRA, J.B. Estimativa da capacidade de campo de Latossolos e Neossolos Quartzarênicos pela determinação do equivalente de umidade. **R. Bras. Ci. Solo**, V.27, p.389-393, 2003.

SALT, D.E.; BLAYLOCK, M.; KUMAS, N.P.B.A.; DUSHENKOV, V.; ENSLEY, B.D.; CHET, I. & RASKIN, I. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. **Biotechnol.**, V.13, p.468-474, 1995.

SALT, D.E.; SMITH, R.D. & RASKIN, I. Phytoremediation. **Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Biol.**, V.49, p.643-668, 1998.

SCHEINBERG, I.H. Copper. In: MERIAN, E. & CLARKSON, T.W., eds. **Metals and their compounds in the environment: occurrence, analysis, and biological relevance**. New York; Basel; Cambridge: VCH, 1991. p.893 a 908.

SOARES, C.R.F.S.; ACCIOLY, A.M.A.; MARQUES, T.C.L.L.S.M.M.; 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. Veg.**, V.13, n.3, p.302-315, 2001.

SOARES, C.R.F.S.; SIQUEIRA, J.O.; CARVALHO, J.G.; MOREIRA, F.M.S. & GRAZZIOTTI, P.H. Crescimento e nutrição mineral de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva com concentração crescente de cobre. **R. Bras. Fisiol. Veg.**, V.12, n.3, p.213-225, 2000.

SORIANO, M.A. & FERERES, E. Use of crops for *in situ* phytoremediation of polluted soils following a toxic flood from a mine spill. **Plant Soil**, V.253, p.253-264, 2003.

TAIZ, L. & ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Trad. SANTARÉM, E.R. [et al.]. 3.ed. Porto Alegre, Artmed, 2004. 719p.

TANDY, S.; BOSSART, K.; MUELLER, R.; RITSCHER, J.; HAUSER, L.; SCHULIN, R. & NOWACK, B. Extraction of heavy metals from soils using biodegradable chelating agents. **Environ. Sci. Technol.**, V.38, p.937-944, 2004.

TURNER A.P. & DICKINSON, N.M. Survival of *Acer pseudoplatanus* L. (sycamore) seedlings on metalliferous soils. **New Phytol.**, V.123, p.509-521, 1993.

TURNER, R.G. Heavy metal tolerance in plants. In: RORISON, I.H., ed. **Ecological aspects of the mineral nutrition of plants**. Blackwell Scientific Publications, Oxford e Edinburgh, 1969. p.399-410.

van RAIJ, B. Geoquímica de micronutrientes. In: FERREIRA, M.E. & CRUZ, M.C.P., orgs. **Micronutrientes na agricultura**. Piracicaba, 1991. p.99-111.

van RAIJ, B. Pesquisa e desenvolvimento em micronutrientes e metais pesados. In: FERREIRA, M.E. et al., eds. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPQ/FAPESP/POTOFOS, 2001. 600p.

VANGRONSVELD, J.; STERCKX, J.; VAN ASSCHE, F. & CLIJSTERS, H. Rehabilitation studies on an old non-ferrous waste dumping by beringite. **J. Geochem. Expl.**, V.52, p.221-229, 1995.

VERKLEIJ, J.A.C. & PRAST, J.E. Cadmium tolerance and co-tolerance in *Silene vulgaris* (Moench.) Garcke [= *S. cucubalus* (L.) Wib.]. **New Phytol.**, V.111, p.637-645, 1989.

VERVAEKE, P.; LUYSSAERT, S.; MERTENS, J.; MEERS, E.; TACK, F.M.G. & LUST, N. Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. **Environ. Poll.**, V.126, p.275-282, 2003.

WEBER, J. Biogeochemical processes and role of heavy metals in the soil environment. **Geoderma**, V.122, p.105-107, 2004.

WILKINSON, D.M. & DICKINSON, N.M. Metal resistance in tree: the role of mycorrhizae. **Oikos**, V.72, n.2, p.298-300, 1995.

WOOLHOUSE, H.W. Toxicity and tolerance in the responses of plants to metals. In: LANGE, O.L.; NOBEL, P.S.; OSMOND, C.B. & ZIEGLER, H., eds. **Physiological plant ecology III**. Berlin, Encyclopedia of Plant Physiology, V.12, Springer, 1983. p.245-289.

YANQUN, Z.; YUAN, L.; JIANJUN, C.; HAIYAN, C.; LI, Q. & SCHVARTZ, C. Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zinc mining area in Yunnan, China. **Environ. Inter.**, V.31, p.755-762, 2005.