



**AMENIZANTES E ESTRATÉGIAS PARA
ESTABELECIMENTO DE VEGETAÇÃO EM
SOLOS DE ÁREAS CONTAMINADAS POR
METAIS PESADOS**

ADRIANA MARIA DE AGUIAR ACCIOLY

2001

52141

MFN 36659

ADRIANA MARIA DE AGUIAR ACCIOLY

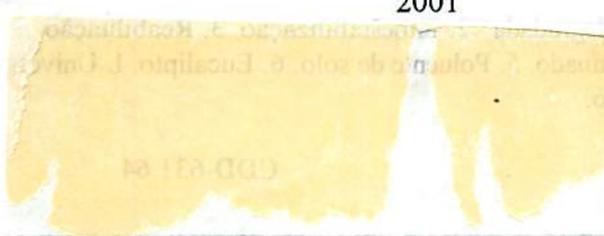
**AMENIZANTES E ESTRATÉGIAS PARA
ESTABELECIMENTO DE VEGETAÇÃO EM
SOLOS DE ÁREAS CONTAMINADAS POR
METAIS PESADOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do curso de doutorado em Agronomia, área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de "Doutor".

Orientador

Prof. José Oswaldo Siqueira

LAVRAS
MINAS GERAIS - BRASIL
2001



**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Accioly, Adriana Maria de Aguiar

Amenizantes e estratégias para estabelecimento de vegetação em solos de áreas contaminadas por metais pesados / Adriana Maria de Aguiar Accioly. -- Lavras : UFLA, 2001.

186 p. : il.

Orientador: José Oswaldo Siqueira.

Tese (Doutorado) – UFLA.

Bibliografia.

I. Recuperação de área degradada. 2. Fitoestabilização. 3. Reabilitação. 4. Remediação de solo contaminado. 5. Poluente de solo. 6. Eucalipto. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-631.64

ADRIANA MARIA DE AGUIAR ACCIOLY

**AMENIZANTES E ESTRATÉGIAS PARA
ESTABELECIMENTO DE VEGETAÇÃO EM SOLOS
DE ÁREAS CONTAMINADAS POR METAIS
PESADOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do curso de doutorado em Agronomia, área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de "Doutor".

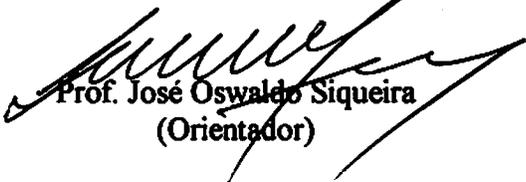
APROVADA em 21 de maio de 2001

Prof. Nilton Curi – UFLA/DCS

Prof. Luiz Roberto Guimarães Guilherme – UFLA/DCS

Profª. Janice Guedes de Carvalho – UFLA/DCS

Prof. Jaime Wilson Vargas de Mello – UFV/VICOSA



**Prof. José Oswaldo Siqueira
(Orientador)**

**LAVRAS
MINAS GERAIS - BRASIL**

À memória

dos meus avós

DEDICO

Aos meus pais e irmãos,

cunhado e sobrinhas

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

- A Deus, por me dar forças para vencer mais essa etapa.
- Aos meus pais pelo amor, orientação, ensinamentos e presença em todas as horas da minha vida.
- Aos meus irmãos, pelo apoio e incentivo.
- Ao Professor José Oswaldo Siqueira, pela orientação dedicada e segura, conselhos, ensinamentos, e acima de tudo pela amizade.
- À Universidade Federal de Lavras, especialmente ao Departamento de Ciência do Solo, pela oportunidade de realização do curso.
- Ao CNPq, pela concessão de bolsa de estudo.
- À Companhia Mineira de Metais (CMM) pelo suporte técnico na realização dos trabalhos de campo e financiamento parcial da pesquisa.
- À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo financiamento parcial deste trabalho.
- Ao técnico em laboratório Manoel Aparecido da Silva pela imprescindível contribuição em todas as etapas das atividades práticas.
- Ao Professor Nilton Curi, pelos ensinamentos, sugestões a este trabalho, e amizade, me aconselhando da maneira correta nos momentos que precisei.
- À Professora Janice Guedes de Carvalho, pelas sugestões a este trabalho, e principalmente pela amizade e carinho a mim dedicados.
- Aos Professores Luiz Roberto G. Guilherme e Jaime W. Vargas de Mello (UFV – Viçosa), pela boa vontade e valiosas sugestões.
- Aos Professores Antônio Eduardo Furtini Neto e Fátima Maria de Souza Moreira pela amizade e colaboração na realização dos trabalhos.
- Aos colegas de curso Cláudio, Marco Aurélio Carneiro e Mateus pelo apoio e espírito de equipe.

- Ao funcionário José Roberto (Pezão), e aos técnicos em laboratório João Gualberto e Roberto pela inestimável ajuda.
- À Cristina Delarete Drummond que me acolheu durante a etapa de conclusão deste trabalho.
- Ao amigo Watson, pelos incentivos, consideração e ajuda nos momentos difíceis.
- Aos amigos Ana Cristina, Carlos e Vivian, que mesmo à distância, estiveram sempre presentes me incentivando.
- Aos meus tios e primos do Rio de Janeiro, que me dedicaram atenção e me acolheram nos momentos de “carência de família”.
- Ao Sérgio e familiares, pelo amor, carinho, amizade, paciência, dedicação e amparo nas horas mais difíceis.
- A todos os companheiros de curso, com quem em algum momento compartilhei preocupações, tensões, dúvidas e alegrias.
- A todo o corpo docente e funcionários do Departamento de Ciência do Solo, que de alguma maneira contribuíram para minha formação acadêmica, e realização deste trabalho.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO GERAL	i
GENERAL ABSTRACT	iii
CAPÍTULO 1	1
1 Introdução Geral.....	1
2 Referencial Teórico.....	3
2.1 Contaminação do solo com metais pesados.....	3
2.2 Comportamento dos metais pesados no solo.....	7
2.3 Toxicidade dos metais pesados sobre as plantas.....	11
2.4 Remediação de solos contaminados.....	16
3 Referências Bibliográficas.....	25
CAPÍTULO 2: Efeito amenizante do calcário na toxicidade de metais pesados para mudas de <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	36
RESUMO	36
ABSTRACT	37
1 Introdução.....	38
2 Material e Métodos.....	40
3 Resultados e Discussão.....	43
3.1 Metais pesados no solo.....	43
3.2 Sintomas de toxicidade e crescimento das plantas.....	46
3.3 Teores de metais pesados na matéria seca.....	52
3.4 Teores de macronutrientes, Fe e Mn na parte aérea.....	58
4 Conclusões.....	62
5 Referências Bibliográficas.....	63

CAPÍTULO 3: Silicato de cálcio como amenizante da fitotoxidez de metais pesados no solo para mudas de <i>Eucalyptus camaldulensis</i>.....	68
RESUMO.....	68
ABSTRACT.....	69
1 Introdução.....	70
2 Material e Métodos	72
3 Resultados e Discussão.....	76
3.1 Teores dos metais pesados no solo.....	76
3.2 Sintomas de toxidez e crescimento das plantas.....	78
3.3 Teores de metais pesados e Si na matéria seca.....	86
3.4 Teores de macronutrientes, Fe e Mn na parte aérea.....	94
4 Conclusões.....	97
5 Referências Bibliográficas	98
CAPÍTULO 4: Comportamento de metais pesados na interface entre solo contaminado e solo tratado ou não com amenizantes...	104
RESUMO.....	104
ABSTRACT.....	106
1 Introdução.....	107
2 Material e Métodos	109
3 Resultados e Discussão	113
3.1 Teores de metais pesados no solo.....	113
3.2 Crescimento das plantas e teores de metais.....	119
4 Conclusões.....	124
5 Referências Bibliográficas	125
CAPÍTULO 5: Escavação e substituição do solo visando a revegetação de área contaminada por metais pesados.....	128

RESUMO.....	128
ABSTRACT.....	129
1 Introdução.....	130
2 Material e Métodos	132
3 Resultados e Discussão.....	139
3.1 Primeira época de avaliação.....	139
3.2 Segunda época de avaliação.....	147
3.3 Terceira época de avaliação.....	158
4 Conclusões.....	170
5 Referências Bibliográficas	171
ANEXOS.....	175

RESUMO GERAL

ACCIOLY, Adriana Maria de Aguiar. Amenizantes e estratégias para estabelecimento de vegetação em solos de áreas contaminadas por metais pesados. Lavras: UFLA, 2001. 186p. (Tese - Doutorado em Solos e Nutrição Mineral de Plantas)¹

Avaliaram-se os efeitos da aplicação de amenizantes da toxidez de metais pesados, e estratégias para o estabelecimento de vegetação em solos de áreas contaminadas por metais pesados, através de quatro estudos independentes, sendo três em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, e um a campo, em área da Companhia Mineira de Metais (CMM) em Três Marias (MG). Dois dos ensaios de casa de vegetação testaram o efeito de doses elevadas de calcário (0, 10, 20, 40 e 80 t ha⁻¹) e de silicato de cálcio (0, 450, 900, 1350 e 1800 mg de Si kg⁻¹ de solo) no crescimento de *Eucalyptus camaldulensis*, em misturas de solo contendo diferentes proporções de um solo contaminado com metais pesados. A adição de elevadas doses de calcário reduziu a disponibilidade de Zn e Cd extraídos por Mehlich-1 e DTPA, e beneficiou o crescimento de mudas de *Eucalyptus camaldulensis* em solo contaminado. A adição de calcário reduziu os teores de Zn na parte aérea a concentrações abaixo da considerada tóxica, não ocorrendo o mesmo para o Cd. As doses requeridas para reduzir a absorção de Zn do solo de modo a obter concentrações não tóxicas na parte aérea foram 10,5, 22 e 48,3 t ha⁻¹, respectivamente para as misturas 25%C e 50%C e o solo contaminado. Esses resultados indicam a potencialidade do calcário como amenizante da toxidez de metais pesados para mudas de *Eucalyptus camaldulensis*. O silicato de cálcio teve efeito amenizante da toxidez de metais pesados ao *Eucalyptus camaldulensis* retardando o aparecimento dos sintomas de toxidez e diminuindo os teores de Zn e Cd na parte aérea das plantas, sem, entretanto, superar totalmente a depressão no crescimento, quando a concentração dos metais era muita elevada. Os efeitos amenizantes do silicato foram crescentes com as doses, e mais evidentes nos solos com maior contaminação. O mecanismo do silicato na amenização da toxidez dos metais pesados sobre o *E. camaldulensis* é desconhecido, mas os resultados deste estudo indicam que parece ocorrer na planta, desde que o Si não interferiu nos teores dos metais no solo extraídos pelo Mehlich-1. Num terceiro estudo em casa de vegetação para verificar o comportamento de metais pesados na interface entre solo contaminado e solo tratado ou não com amenizantes, verificou-se que houve pequena movimentação de Zn, Cd e Cu do solo contaminado para o solo não contaminado adjacente, sendo esta restrita à interface entre os dois solos ou a poucos centímetros desta.

¹ Orientador: José Oswaldo Siqueira - UFLA

Houve efeito benéfico da adição de calcário ao solo não contaminado, reduzindo a biodisponibilidade dos metais, que foi refletida em maior crescimento e menores teores de metais nas plantas que cresceram na interface entre esse solo e o solo contaminado. O estudo sobre o comportamento de várias situações quanto à substituição do solo contaminado, e mudas de espécies arbóreas exóticas com potencial para revegetar áreas contaminadas se baseou na criação de zona para desenvolvimento radicular, com contaminação reduzida por meio do princípio de substituição do solo. Este foi conduzido no campo, em área do pátio da Companhia Mineira de Metais (Três Marias – MG), onde o solo encontrava-se altamente contaminado por metais pesados. No solo contaminado nenhuma espécie cresceu satisfatoriamente, apresentando baixa sobrevivência, e elevados teores de metais nas folhas, mesmo quando houve adição de amenizantes a este. A substituição do solo visando estabelecer uma zona de desenvolvimento radicular com contaminação reduzida permitiu o desenvolvimento adequado e sobrevivência de mudas de várias espécies, sendo *Eucalyptus camaldulensis*, *E. torelliana* e *Acacia mangium* promissoras para o estabelecimento de maciço florestal na área contaminada estudada. Essas plantas atingiram até 10 m de altura com 546 dias, evidenciando o potencial do procedimento.

GENERAL ABSTRACT

ACCIOLY, Adriana Maria de Aguiar. Ameliorating agents and strategies for the establishment of vegetation in degraded land contaminated by heavy metals. Lavras: UFLA, 2001. 186p. (Thesis – Doctorate in Soils and Plant Nutrition)¹

The effects of ameliorating agents to heavy metals toxicity and strategies for the establishment of vegetation in soil from degraded lands were evaluated through four independent studies being three under greenhouse conditions at the Soil Science Department and one under field conditions at the CMM – Três Marias (MG). In two studies in the greenhouse it was tested the effects of elevated rates of lime (0, 10, 20, 40 and 80 t ha⁻¹) and of calcium silicate (0, 450, 900, 1350 and 1800 mg of Si kg⁻¹ of soil) on growth of *Eucalyptus camaldulensis* seedlings in soil mixtures containing different proportions of a heavy metal contaminated soil. Lime addition reduced Mehlich-1 and DTPA extractable Zn, Cu and Cd, and favored growth of *Eucalyptus camaldulensis* in contaminated soil. This amendment reduced Zn concentrations in plant shoots below that considered toxic to plants, but had not the same effect on Cd concentrations. Lime rates required to decrease shoot Zn concentration below toxicity level were 10.5, 22.0 and 48.3 t ha⁻¹, respectively for soil mixtures with 25%, 50% and 100% of contaminated soil. These results indicate the potential of lime to ameliorate heavy metal toxicity in soil to *Eucalyptus camaldulensis* seedlings. Application of calcium silicate had considerable ameliorating effects on heavy metal toxicity to *Eucalyptus camaldulensis* delaying toxicity symptoms by reducing Zn and Cd in plant shoots, but it was unable to completely eliminate growth depression under high contamination level of metals. Mechanism by which calcium silicate ameliorate toxicity to *Eucalyptus camaldulensis* is largely unknown, but these results indicate they occur *in planta* rather than by affecting availability of heavy metals in the soil as indicated by the data of Mehlich-1 extraction. In a third study in the greenhouse to verify heavy metal movements from contaminated to non-contaminated soil it was found only a slight movement of Zn, Cu and Cd from the contaminated soil to the uncontaminated adjacent soil. In this case such a movement was restricted to the interface of the two soils or to an area of a few centimeters of this. Lime application in the uncontaminated soil was beneficial for plants growing at the interface of contaminated and uncontaminated soils, and for metal uptake. In the study to evaluate revegetation strategies in the field using soil excavation and replacement in a area highly degraded it was found that none of species tested survived when contaminated soil was not replaced by non-contaminated one, even if amendments were applied before transplanting.

¹ Adviser: José Oswaldo Siqueira - UFLA

These plants showed high concentrations of heavy metals in their leaves, therefore indicating soil phytotoxicity. Soil replacement in order to create a reduced-contamination rooting zone allowed good plant survival and development of some plant species tested. The results indicate that *Eucalyptus camaldulensis*, *E. torelliana* and *Acacia mangium* were the most promising species to reforestate this contaminated land. Outplants in treatments with replaced soil reached up to 10 m high in 546 days of growth, therefore evidencing the potential of this procedure to rehabilitate this type of degraded land.

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO GERAL

A mineração e transformação industrial de materiais que contêm elementos químicos poluidores, como metais pesados (Alloway, 1990), estão dentre as principais causas da contaminação do solo e degradação de extensas áreas de terra no mundo. Os rejeitos do beneficiamento de minérios ou de processamento destes, quando depositados sobre o solo, podem causar a total degradação da área, criando situação adversa para os processos funcionais do solo e para o crescimento vegetal, exercendo enorme impacto ao meio ambiente. Por exigências da legislação em vigor, tais áreas precisam ser reabilitadas (Castro, 1998; Loes, 1998), o que se torna difícil devido a inexistência de tecnologias apropriadas à reabilitação destas áreas, ficando as empresas que operam neste setor impossibilitadas de cumprir a legislação, podendo ser interditas pelas agências reguladoras do Estado.

Os processos empregados para auxiliar a recuperação de ecossistemas degradados, em função dos seus objetivos e metodologias utilizadas, podem receber denominações distintas, como, por exemplo, restauração, reabilitação e remediação. Considera-se degradado o ecossistema que, após distúrbios, teve eliminado os seus meios de regeneração naturais (Carpanezzi et al., 1990). Restauração refere-se ao conjunto de tratamentos que visam recuperar a forma original do ecossistema, ou seja, a sua estrutura original, considerando a dinâmica das interações biológicas. A restauração normalmente é muito difícil de ser alcançada, tendo em vista a complexidade dos ecossistemas. Denomina-se reabilitação o conjunto de técnicas que buscam a recuperação de uma ou mais funções do ecossistema, que podem ser basicamente econômica, ambiental ou

ambas (IBAMA, 1990). E a remediação de solos é considerada como o conjunto de práticas ou processos que visam a atenuação ou correção do impacto de agentes contaminantes, para garantir a funcionalidade do ecossistema, bem como evitar a expansão da contaminação.

Os procedimentos para diagnóstico da contaminação e tecnologias para remediação de áreas degradadas têm evoluído muito nos últimos anos, mas envolvem operações complexas e que exigem grande interferência antrópica, sendo a maioria destas baseadas em técnicas de engenharia civil, que frequentemente envolvem movimentação de terra e custos elevados. A reabilitação pode ser conseguida por processos de remediação como a vitrificação, eletrorremediação, solidificação, extrações químicas, dentre outros, todos de custo muito elevado e difíceis de serem praticados (Accioly e Siqueira, 2000). Grandes esforços têm sido feitos no sentido de desenvolver procedimentos com custos mais baixos e fundamentados em processos naturais, como aqueles que empregam como estratégia de remediação o uso de plantas capazes de destoxificar ou descontaminar o solo. A remediação empregando-se plantas oferece inúmeras vantagens em relação às outras alternativas, podendo ser implantada de várias maneiras. Estas incluem a escavação ou substituição do solo, que é um procedimento empregado na remediação de solos contaminados por metais pesados (Vangronsveld, Van Assche e Clijsters, 1995). Também é comum o emprego de materiais adsorventes e imobilizadores dos metais no solo, chamados amenizantes, facilitando a revegetação da área, através da fitoestabilização. Portanto, é necessário encontrar combinações apropriadas de técnicas de remediação e espécies de plantas tolerantes, e empregar agentes amenizantes para garantir o estabelecimento da vegetação. Plantas arbóreas lenhosas são capazes de armazenar metais em seus tecidos por mais tempo, evitando que o elemento retorne mais rápido ao solo, sendo, portanto, estrategicamente mais interessantes para a revegetação de solos contaminados,

além de poderem proporcionar algum retorno econômico e melhorias visuais da área (Shaw, 1989).

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da aplicação de amenizantes da toxidez de metais pesados, e estratégias para o estabelecimento de vegetação em solos de áreas contaminadas por metais pesados.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Contaminação do solo com metais pesados

Solo contaminado é aquele que apresenta concentrações de determinada espécie química acima do esperado para este em condições naturais (Alloway, 1990), não existindo até o presente, definição clara para concentrações que determinam se um solo é considerado contaminado ou não. A contaminação é oriunda de atividade antrópica ou da acumulação devido a processos biogeoquímicos que ocorrem na natureza (McBride, 1994). Solo poluído é aquele que contém concentrações de determinado contaminante que chegam a afetar os componentes bióticos do ecossistema, comprometendo a funcionalidade e sustentabilidade do mesmo (Alloway, 1990). Portanto, um solo contaminado não é necessariamente poluído.

O nível de comprometimento dos componentes do ecossistema é uma dificuldade encontrada para estabelecer um consenso do que é poluente e qual a concentração permissível do contaminante no solo. As quantidades máximas de metais acumuladas no solo variam muito entre os países, o mesmo ocorrendo para os critérios empregados na definição destas ou concentrações críticas. A determinação das concentrações limites de metais pesados ainda exige definição

clara com relação ao procedimento de extração do metal do solo (King, 1996), e outros aspectos como tipo de solo e uso final da área a ser descontaminada (Vangronsveld e Ruttens, 1999).

A contaminação do solo com metais pesados acarreta sérias conseqüências sobre os componentes funcionais dos ecossistemas. Através da absorção destes pelas plantas, os metais podem entrar na cadeia trófica contaminando o homem e animais. Estes podem ainda ser contaminados diretamente pela ingestão de partículas de solo, e no caso específico do homem, por contato com o solo contaminado (Pierzynski, Sims e Vance, 1994). Além disso, solos contaminados oferecem riscos para os mananciais hídricos e a atmosfera que podem contaminar as plantas, o homem e os animais.

Metais pesados são os elementos metálicos que apresentam densidade atômica superior a 5 g cm^{-3} (Alloway, 1990), e os geralmente associados com toxidez ou poluição são o Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Hg, Mo, Ni e Zn (Nellessen e Fletcher, 1993), além do arsênio (As), que é um semi-metal, e selênio (Se), que apesar de não ser metal, e apresentar densidade inferior a 5 g cm^{-3} , muitas vezes é referido como metal pesado. Eles são componentes naturais dos solos e rochas, onde normalmente ocorrem em baixas concentrações, não representando, desta forma, riscos às plantas, animais, homem e ao meio ambiente. No entanto, as crescentes atividades de mineração, refino de minério e outras atividades industriais têm contribuído para o aumento dos teores desses metais em áreas próximas às indústrias, minas e áreas de depósito de rejeitos.

Os metais pesados atingem o solo através de rotas diversas como: deposição de rejeitos industriais sobre o solo, extração e processamento de minérios (galvanoplastia, baterias, pigmentos, ligas metálicas, caldeiras, radiadores); fertilizantes e pesticidas; lodos de estação de tratamento de esgoto urbano e industrial; e deposição atmosférica (King, 1996).

Uma vez no solo, os metais são liberados para a solução e podem ser lixiviados para o subsolo, atingindo o lençol freático, causando sérias conseqüências. Podem ainda causar toxicidade às plantas e aos organismos do solo, ou ser adsorvidos nas argilas e adsorvidos e, ou, complexados pela matéria orgânica, representando uma fonte poluidora potencial (Mattigod, Sposito e Page, 1981). Isto gera contaminação, podendo ser localizada, ou se espalhar com rapidez pelo carreamento e ação erosiva da chuva, movimentação de terra, vento e até mesmo através da cadeia trófica. Desta forma a poluição pode se estender por vários quilômetros da fonte, contaminando extensas áreas de solo (Vangronsveld e Cunningham, 1999).

O impacto do excesso de metais pesados no solo depende principalmente da quantidade e das formas químicas em que se encontram esses metais: solúvel, trocável, ocluso ou fixado aos minerais, precipitados com outros compostos, na biomassa, e complexado na matéria orgânica (McBride, 1994). Conhecer as quantidades totais e formas biodisponíveis do metal no solo é essencial no diagnóstico da contaminação e para definição de estratégias de remediação. Ribeiro-Filho et al. (1999) verificaram que, em um solo de área de deposição de rejeitos de industrialização do Zn, havia concentrações totais excessivas de Zn, Cd, Cu e Pb, e que as formas em que esses metais ocorrem variam conforme o metal, o local e a profundidade de amostragem. O Zn ocorreu predominantemente na fração ligada a carbonato e sua biodisponibilidade relacionou-se com o pH do solo, enquanto que o Cd predominou na forma trocável, e Cu e Pb em forma residual.

Diferentes países usam critérios diferenciados para estabelecer níveis de metais pesados no solo, sendo o grau de fitotoxicidez ou uso do solo os mais empregados. A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) considera como tóxico, o nível de metal que causa redução de 50% no crescimento de plantas (King, 1996), enquanto na Suíça considera-se queda de apenas 25% no

crescimento (SAEFL, 1998) (Tabela 1). Baseando-se em vários fatores, incluindo fitotoxicidade e potencial de bioacumulação, definem-se níveis de contaminação moderada e severa, bem como concentrações gatilho em função do uso do solo (Tabela 1). No caso da contaminação moderada os níveis apresentados indicam que deve ser realizada uma investigação mais detalhada da área, visando detectar o potencial de impacto no solo e no ecossistema. A contaminação severa exige ação de remediação para minimizar o impacto da contaminação (Cesarini, 1996). As concentrações “gatilho” são aquelas, acima das quais deve-se proceder a uma técnica de remediação da área, ou então deve-se mudar o plano de uso do solo para uma situação menos nobre, por exemplo, de área residencial para parque (Sannings e Stietzel, 1993).

TABELA 1. Quantidades acumulativas máximas, níveis de contaminação, concentrações máximas permissíveis em três situações, e exemplos de concentrações “gatilho” em função do uso do solo.

Metal	QuantAcum.Máx		Contaminação		Situações			Gatilho	
	USEPA	Suíça	Moderada	severa	R/A ⁽¹⁾	C/P ⁽²⁾	Industrial	JdL ⁽³⁾	Parque
	---kg ha ⁻¹ ---		-----mg kg ⁻¹ -----						
Ag	-	-	20	40	-	25	50	-	-
As	-	-	30	50	14	25	50	10	40
Cd	39	15	5	20	1-6	4	8	3	15
Co	-	-	50	300	-	-	-	-	-
Cr	3000	-	250	800	120	1000	1000	600	1000
Cu	1500	500	100	500	100	300	300	130	130
Hg	17	-	2	10	0,5	1	20	1	20
Mo	-	-	10	40	-	-	-	-	-
Ni	420	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb	300	500	200	600	60	500	1000	500	2000
Zn	2800	1000	500	1500	220	800	800	300	300

⁽¹⁾- R/A – Residencial e agrícola; ⁽²⁾- C/P – comercial e parques; ⁽³⁾- jardim doméstico, loteamento. Fonte: Adaptado de Sannings e Stietzel (1993) e King (1996).

O Brasil ainda não dispõe de regulamentação específica quanto a estes níveis, havendo tendências de adoção dos níveis definidos pela USEPA. A Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo (CETESB) apresenta limites para aplicação de biossólidos no solo, cuja acumulação máxima permitida coincide com as determinadas pela USEPA (CETESB, 1999). Adotar os limites estabelecidos para os países de clima temperado, em solos com elevada acidez, baixo e, ou, médio teor de matéria orgânica, elevada atividade biológica e argila de baixa atividade, conforme predominante no Brasil, pode representar grande risco. Cientistas de solo deverão obter as informações básicas necessárias à definição de critérios e concentrações críticas destes contaminantes para subsidiar a legislação específica sobre o tema.

2.2 Comportamento dos metais pesados no solo

Os metais pesados no solo se associam a diversos componentes e o seu comportamento é governado por uma série de processos físico-químicos, que regulam a sua disponibilidade e mobilidade no sistema (McBride, 1994). O sistema solo é constituído de componentes orgânicos e inorgânicos, os quais interagem de modo dinâmico e complexo. A qualquer instante, a concentração de um metal traço na solução de um sistema desse tipo é governada por várias reações como o equilíbrio ácido-base, complexação com ligantes orgânicos e inorgânicos, precipitação e dissolução de sólidos, oxidação-redução, e troca de íons por adsorção. O ritmo com que essas reações ocorrem e a taxa de absorção biológica controlam juntos a concentração de elementos traço na solução do solo (Mattigod, Sposito e Page, 1981). A concentração dos metais pesados na solução do solo, e o conseqüente movimento dos mesmos através de difusão e, ou, movimento de massa dependem, conseqüentemente, da interrelação de todos esses equilíbrios, que por sua vez são afetados por vários parâmetros físico-

químicos como pH, Eh, força iônica, concentração de ligantes, pares iônicos, natureza e quantidade de adsorventes, etc (Lindsay, 1979).

As trocas de íons e reações de adsorção de metais constituem os principais processos químicos que afetam a mobilidade e a biodisponibilidade destes elementos no solo (Mattigod, Sposito e Page, 1981; Singh e Steinnes, 1994). Dentro de certas condições o solo pode funcionar como meio adsorvente, em razão da elevada capacidade de reter íons e moléculas. Óxidos de Fe, Mn e de Al (Kuo, Jellum e Baker, 1985; Kuo, 1986; Elliott, Liberati e Huang, 1986; Slavek e Pickering, 1988) e compostos orgânicos (Stevenson e Fitch, 1986) desempenham papel importante na imobilização de metais pesados no solo. Segundo Singh e Steinnes (1994) o processo de adsorção/dessorção é controlado pelo pH, potencial redox, força iônica, íons competidores, e pelos constituintes do solo (orgânicos e inorgânicos), sendo a importância relativa desses fatores diferente para os diversos metais.

Os mecanismos de interação dos metais com a fase sólida do solo variam com o tipo de constituinte considerado. A complexação dos metais com as substâncias húmicas ou com os compostos produzidos por microorganismos e pelas plantas (Stevenson e Fitch, 1986) ocorre principalmente por reação com os grupos carboxílicos e, ou, OH-fenólicos. Dentre as substâncias húmicas, os ácidos fúlvicos se destacam, em razão de sua maior acidez e solubilidade (Schnitzer, 1969).

As ligações dos metais às argilas do tipo 1:1 ocorrem nos grupos O e OH na superfície externa ou nas faces quebradas dessas argilas, que pode ou não ser intermediada por solvente. No caso da não-participação da água, ocorre a formação de ligações iônicas ou covalentes, caracterizando a adsorção específica (Swift e McLaren, 1991). A adsorção dos metais aos óxidos dos solos pode ocorrer por forças eletrostáticas ou por meio da formação de ligações covalentes com a OH e o O na superfície desses colóides (Schwertmann e Taylor, 1989).

Da mesma forma que ocorre para as argilas 1:1, essas ligações são afetadas pelo pH do solo. Entretanto, a maior área superficial desses óxidos possibilita a adsorção específica numa larga faixa de pH (HSU, 1989). É conveniente lembrar que, nos sistemas naturais, os colóides do solo encontram-se associados, formando complexos (Greenland, 1971).

McBride (1989) cita que a adsorção de cátions e a adsorção de ânions não podem ser considerados processos completamente separados, considerando que a solução do solo contém vários metais catiônicos e aniônicos simultaneamente. Pelo fato de grupos OH de mesmo tipo serem responsáveis tanto por adsorção de cátions como de ânions, pode existir uma competição por estes sítios de adsorção dentro e entre grupos de cátions e ânions (McBride, 1994). Este autor cita que algumas vezes a adsorção de um metal pode ser aumentada pela presença de certos ânions, e vice-versa, compondo um processo sinérgico, em que a adsorção de ânions e de cátions não é competitiva, e algumas vezes é maior quando estes estão juntos. A explicação desse sinérgico é baseada no conceito de formação de complexos ternários na superfície de minerais de carga variável. Os metais Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} e Zn^{2+} podem formar complexos ternários com PO_4^{3-} sobre superfícies de hidróxidos de Fe e Al, no qual a presença de fosfato na solução promove a adsorção do metal, diminuindo a disponibilidade deste (McBride, 1994).

Diversos trabalhos têm relatado o efeito do pH na solubilidade e mobilidade de metais pesados no solo (Dowdy e Larson, 1975; Jarvis e Jones, 1980; Sanders e Adams, 1987; King, 1988; Amaral Sobrinho et al., 1992; Reddy, Wang e Gloss, 1995) assim como sua influência nos processos de adsorção (Harter, 1983; Basta e Tabatabai, 1992), e o efeito de complexos organo-metálicos na solubilidade e nos processos de adsorção (Harter e Naidu, 1995). Elliott, Liberati e Huang (1986) propuseram que, em condições ácidas, o fenômeno da adsorção é mais importante no controle da biodisponibilidade de

metais, enquanto reações de precipitação e complexação têm maior influência em condições neutras e alcalinas. McBride e Blasiak (1979) verificaram, para Zn e Cu em solo ácido, reações de troca catiônica para valores de pH menor que 5,5 e adsorção específica na faixa de 5,5 a 7,5. O aumento do pH, portanto, favorece a adsorção por meio do incremento das espécies hidrolisadas, pela menor competição com íons Al^{3+} e H^+ pelos sítios de troca e pelo aumento da CTC do solo. Pombo (1995), trabalhando com diversos tipos de solo do Rio Grande do Sul, concluiu que o valor de pH, os teores de matéria orgânica e argila e a capacidade de troca de cátions foram as propriedades dos solos que revelaram maior influência na máxima capacidade de sorção de cádmio. Geralmente, a disponibilidade de metais é maior em solos de textura mais grosseira devido à menor fixação pelos minerais de argila (Tisdale, Nelson e Beaton, 1985).

A disponibilidade de metais como zinco, cobre, cromo, cádmio, chumbo e manganês no solo reduz com aumento do pH pela geração de cargas dependentes de pH e redução da competição com íons H^+ , entre outros aspectos (Tisdale, Nelson e Beaton, 1985; Malavolta, 1994), o que explica a variação nas porcentagens das formas solúveis em relação às concentrações totais. Estudos sobre mobilidade e biodisponibilidade têm demonstrado que os metais Pb, Cr e Cu são relativamente menos solúveis, enquanto Zn, Ni, Mn e principalmente Cd são relativamente mais móveis, apresentando maior risco de contaminação do meio (Tyler, Pahlsson e Baath, 1989; Amaral Sobrinho et al., 1992; Matos, Fontes e Jordão, 1994). Sob condições de menores valores de pH e Eh, os metais se associam, preferencialmente, a formas mais solúveis (Sims e Patrick Jr., 1978). Estes autores observaram, também, que os metais associados a formas mais estáveis podem ser solubilizados pelo abaixamento dos valores de pH e Eh.

Como regra geral, a formação de complexos é favorecida em valores de pH próximo da neutralidade, pois os ligantes estão protonados, sob condições

ácidas, enquanto os metais podem precipitar na forma de hidróxidos, sob condições alcalinas (McCarthy e Perdue, 1991).

Os metais têm comportamentos diferentes no solo. De acordo com HSU (1989), cátions com menor afinidade pelo O, como por exemplo o Cd, podem liberar o H⁺ da molécula da água ou da OH⁻, da superfície dos óxidos apenas em maiores valores de pH, originando complexos do tipo Al-OH-M. Para aqueles com alta afinidade, Cr, Cu e Pb, o H⁺ pode ser liberado mesmo em baixos valores de pH, formando complexos do tipo Al-O-M. Sob condições de maior acidez, o H⁺ não pode ser liberado, o que limita a adsorção específica.

O tema central da poluição do solo por metais pesados está ligado a processos de acúmulo e transporte desses contaminantes que dependem, em grande parte, de suas interações com a fase sólida do mesmo. Tais interações são complexas, envolvendo reações de adsorção, dessorção, precipitação, dissolução, complexação e oxirredução com as fases inorgânica e orgânica do sistema. Portanto, entender estas reações e as formas com que os metais se ligam à fase sólida, são fundamentais para considerações sobre a sua disponibilidade, e conseqüentemente para a previsão do impacto da deposição de resíduos sobre o solo, toxicidade para as plantas, possível contaminação de aquíferos, rios, lagos e mares, e recuperação de áreas já degradadas.

2.3 Toxidez dos metais pesados sobre as plantas

A toxidez é considerada uma manifestação de anormalidade, que pode causar influências diretas e indiretas em praticamente todos os processos da planta. Os sintomas mais comuns da toxidez de metais pesados incluem, caracteristicamente, redução do crescimento, sobretudo do sistema radicular (Breckle e Kahle, 1992a; Punz e Sieghardt, 1993). Na parte aérea das plantas, os principais sintomas são as cloroses, similares àquelas indicativas da deficiência

de Fe, e o aparecimento de manchas foliares de diversas formas, que evoluem ou não para a necrose e morte das folhas (Kabata-Pendias e Pendias, 1985). Em níveis muito elevados desses elementos, há considerável diminuição no crescimento, evoluindo para o colapso dos processos bioquímicos e morte da planta (Barceló e Poschenrieder, 1992). Às vezes, diversos sintomas ocorrem simultaneamente, sobretudo nos casos de toxidez causada por diversos metais, dificultando a interpretação da toxicidade. Além de ser proporcional à concentração do metal pesado no meio, a toxidez também varia em função do tempo de exposição da planta ao mesmo (Breckle e Kahle, 1992b).

As concentrações totais de Zn, Cu e Cd no solo consideradas excessivas do ponto de vista da fitotoxidez, apontadas por Kabata-Pendias e Pendias (1985) são (em mg kg⁻¹): 70-400 de Zn, 60-125 de Cu e 3-8 de Cd. Na planta, esses autores apresentam uma faixa de concentração de metais pesados no tecido foliar, considerada potencialmente fitotóxica, sem a especificação de espécies, qual seja (mg kg⁻¹): 100-400 de Zn, 20-100 de Cu e 5-30 de Cd. O nível crítico de toxidez na planta é a concentração do metal no tecido foliar acima da qual a produção da parte aérea é reduzida (Mengel e Kikby, 1987). Soares (1999), avaliando a toxidez de Zn, Cu e Cd em *Eucalyptus maculata* e *E. urophylla*, definiu níveis críticos de toxidez na planta para esses metais que foram, em mg kg⁻¹ da matéria seca da parte aérea: Zn = 853; Cu = 12,2 e Cd = 14 para *E. maculata*, e Zn = 698; Cu = 13 e Cd = 11 para *E. urophylla*. Assim, a concentração foliar de metais pesados representa um parâmetro adequado para avaliação da toxicidade desses elementos (Breckle e Kahle, 1992b), desde que relacionada com a produção de matéria seca ou crescimento. Ressalta-se ainda que a fitotoxicidade dos metais pode variar largamente de um elemento para outro e também entre as espécies e cultivares (Marschner, 1995; Arduini, Godbold e Onnis, 1996).

Em relação à absorção de metais, as plantas são categorizadas como excludoras, indicadoras e acumuladoras (Baker, 1981; O'Leary, 1994), quando expostas a um gradiente de concentração destes no solo. Nas excludoras, a concentração do metal nos tecidos da planta é mantida a um nível constante até que a concentração crítica no solo seja alcançada. Nas indicadoras, há regulação ou absorção passiva de forma que a concentração interna reflita a concentração externa. Nas acumuladoras, a concentração nos tecidos é maior que a concentração no solo, implicando em uma fisiologia altamente especializada, como já mencionado. Em função deste comportamento, define-se a adequabilidade destas para a fitorremediação. Por exemplo, acumuladoras são próprias para fitoextração e excludoras para fitoestabilização.

Os metais pesados afetam a vegetação, especialmente por causar disfunção nas plantas, reduzindo a habilidade competitiva e a taxa natural de regeneração das espécies, e aumentarem a mortalidade das mudas (Bell e Teramura, 1991; Breckle e Kahle, 1992a).

Estudos de plantas crescendo em solos contaminados com metais pesados têm levado a intrigantes questões sobre a natureza, a escala e os mecanismos de adaptação envolvidos (Baker, 1987). De acordo com o mesmo autor, sensibilidade refere-se ao efeito de um estresse, que resulta em injúria ou morte da planta; e resistência refere-se à reação da planta ao estresse por metais pesados, de modo que ela pode sobreviver e reproduzir. A resistência a metais pesados pode ser obtida por meio de dois mecanismos: escape, no qual a planta é protegida externamente da influência do estresse; e tolerância, na qual a planta sobrevive aos efeitos de um estresse interno (Baker, 1987).

A tolerância é definida como a capacidade da planta em conviver com excesso de contaminantes acumulados em seus tecidos (Shaw, 1989). Esta é de importância fundamental na fitorremediação, e envolve inúmeros mecanismos que resultam do impedimento na absorção (escape), ou de mecanismos

bioquímicos de tolerância ao contaminante (Barceló e Poschenrieder, 1992). O impedimento refere-se à habilidade da planta em prevenir a excessiva absorção do contaminante, como acontece com espécies exclusoras, que segundo Shaw (1989) resulta de: (a) alteração da permeabilidade da membrana; (b) mudanças na capacidade de adsorção nas paredes celulares; e (c) aumento na exsudação de substâncias quelantes. Plantas que apresentam impedimento à absorção são promissoras para a fitoestabilização, visto que na fitoextração, é imprescindível que haja a absorção do contaminante. Já a tolerância resulta de mecanismos bioquímicos que de acordo com Schat e Kalff (1992), são: (a) produção intercelular de compostos ligantes, tais como aminoácidos e aminoácidos derivativos (ex. Se), ácidos orgânicos e fitoquelatinas (ex. metais pesados); (b) alterações nas formas de compartimentalização; (c) alterações no metabolismo celular; e (d) alterações na estrutura da membrana. A tolerância pode ser simples quando manifestada para um único metal, múltipla quando tolera vários metais em concentrações potencialmente tóxicas, e ainda cruzada ou co-tolerância, quando a tolerância a um metal confere algum grau de tolerância a outro metal (Baker, 1987; Antosiewicz, 1992).

Espécies herbáceas são, geralmente, mais adaptadas e tolerantes a solos contaminados por metais pesados que as arbóreas (Eltrop et al., 1991), mas o uso destas últimas é muito interessante, considerando que os metais pesados absorvidos por elas ficarão mais tempo imobilizados em seus tecidos, permanecendo menos tempo no solo, onde poderiam ser arrastados ou absorvidos por outras plantas. As espécies arbóreas podem amenizar os danos ambientais que o excesso de metais pesados oferece, além de poder proporcionar algum retorno econômico e melhorias visuais da área (Shaw, 1989). Segundo um levantamento feito por Nellesen e Fletcher em 1993, a maioria dos trabalhos feitos para avaliar a adaptação e tolerância de plantas à contaminação do solo com metais pesados concentrava-se em estudos com espécies herbáceas (48,1%

dos estudos), vindo em seguida as gramíneas (30,6% dos estudos), deixando as espécies florestais em plano secundário (apenas 12,7% dos estudos). Quando se tratava de espécies arbóreas, os estudos recaíam sobre essências florestais de clima temperado. Entretanto, o interesse no estudo de espécies florestais tropicais e espécies exóticas submetidas a ambientes contaminados por metais pesados é crescente. Vários estudos foram desenvolvidos pelo Departamento de Ciência do Solo da UFLA com espécies arbóreas nativas (Simão, 1999; Marques, Moreira e Siqueira, 2000; Paiva, 2000) e espécies exóticas, como o *Eucalyptus* e o *Pinus* (Cury et al., 1998; Graziotti, 1999; Soares, 1999). Estes estudos visaram verificar o comportamento destas espécies em solos contaminados por metais pesados, bem como selecionar espécies promissoras para a revegetação de áreas degradadas pelo excesso de metais no solo. Marques, Moreira e Siqueira (2000) e Paiva (2000) verificaram que espécies arbóreas nativas apresentaram comportamento diferenciado ao excesso de metais pesados no substrato de plantio, e mecanismos distintos de proteção. As quantidades totais acumuladas de metais aumentaram com o incremento da contaminação, sendo estes efeitos variáveis dentre as espécies, e mais acentuados e consistentes para Zn, Cd e Pb. Dentre as espécies arbóreas nativas estudadas, o crescimento de *Cedrella fissilis* (Cedro), *Tabebuia impetiginosa* (Ipê roxo), *Copaifera langsdorfii* (Óleo copaíba), *Acacia mangium* (Acácia), *Hymenaea courbaril* (Jatobá), *Myrsine umbellata* (Pororoca) e *Platypodium gonoacantha* (Jacarandá branco) é pouco afetado pela contaminação, apesar de apresentar sintomas moderados de fitotoxidez. Estas espécies são, portanto, promissoras para estudos visando a revegetação de áreas com solo contaminado por metais pesados.

Em testes com espécies arbóreas exóticas, consideradas para a formação de maciços florestais, Cury et al. (1998), Graziotti (1999) e Soares (1999) verificaram que as espécies de eucalipto diferiram muito quanto a sua tolerância

aos metais no solo. No geral, a sobrevivência das plantas relacionou-se com os sintomas de toxidez dos metais. Dentre as espécies de eucalipto estudadas, *Eucalyptus torelliana* e *E. camaldulensis* destacaram-se, apresentando tolerância a altos níveis de contaminação.

Na revegetação de áreas contaminadas por metais pesados é importante considerar a capacidade das espécies de plantas sobreviverem, mesmo afetadas pela contaminação. Esta pode ser uma característica desejável para a reabilitação de tais áreas, considerando que a sobrevivência pode proporcionar a oportunidade das plantas encontrarem condições temporalmente ou espacialmente mais favoráveis no campo. Nesta situação pode ocorrer a formação de uma vegetação com crescimento reduzido. Entretanto, onde a reabilitação não tem finalidade de produção com retorno econômico, a produtividade é de importância secundária no desenvolvimento da vegetação (Johnson, McNeilly e Putwain, 1977).

2.4 Remediação de solos contaminados

A definição da técnica de remediação mais apropriada para determinada área é um processo complexo e específico para cada situação, havendo a necessidade de levar em consideração vários aspectos conforme discutidos em Vangronsveld e Ruttens (1999) e Vangronsveld e Cunningham (1999) e conceitualizados na figura 1. Apesar do elevado número de técnicas existentes, estas são geralmente muito específicas, dependendo do nível da contaminação e natureza do contaminante.

As técnicas de remediação são divididas em dois grupos, quanto ao local de operação: são feitas no próprio local (*in situ*), ou pela remoção do material contaminado para tratamento em outro local (*ex situ*). A natureza do contaminante e da matriz do solo determinam o tipo de remediação mais

apropriada. Em geral, as tecnologias de remediação tanto *in situ* quanto *ex situ* buscam a descontaminação, imobilização ou estabilização, removendo os contaminantes do substrato, ou reduzindo o risco que eles apresentam através de menor exposição (Cunningham et al., 1996; Vangronsveld e Ruttens, 1999). Embora as técnicas de descontaminação e estabilização atinjam objetivos específicos, o termo remediação é aplicado a ambas.



FIGURA 1. Aspectos a serem considerados na seleção de técnicas de remediação. Fonte: Accioly e Siqueira (2000).

O diagnóstico detalhado da área é o primeiro passo da remediação de uma área contaminada (Okx, 1998). O diagnóstico da área é um processo no qual informações essenciais sobre o histórico da área, as características químicas e físicas desta e a natureza e extensão da contaminação são coletadas e usadas para determinar opções para o manejo da área. O diagnóstico de uma área contaminada inclui caracterização: (a) geral da área; (b) da matriz (no caso solo), (c) do contaminante; (d) do risco; e (e) das opções de manejo da área, que precisam ser identificadas.

A maioria das técnicas de remediação é baseada em processos de engenharia e estas são direcionadas para aumentar a capacidade de extração dos contaminantes através da aplicação de calor, surfactantes ou ácidos, ou pela manipulação física do solo contaminado (Cunningham e Ow, 1996; Vangronsveld e Ruttens, 1999). Estes processos têm custos elevados e são realizados com dificuldade, tendo, muitas vezes, eficácia questionável. Na recuperação ou descontaminação, o método de revegetação apresenta vantagens, dada a natureza permanente, combinada aos baixos custos de manutenção, à proteção contra a erosão hídrica e eólica, à maior estruturação do solo, ao aumento da fertilidade do solo e à melhoria da estética da área.

Existem várias técnicas disponíveis para remediação de solos contaminados por metais pesados como: vitrificação, lixiviação, isolamento/contenção da camada contaminada, incorporação da camada de solo contaminado em asfalto, solidificação, eletrorremediação, recobrimento, escavação e fitorremediação, como revisado em Accioly e Siqueira, 2000. As técnicas mais promissoras de serem empregadas no Brasil, por aspectos logísticos e econômicos, são escavação, recobrimento do solo contaminado e fitorremediação, que serão abordadas nesta revisão.

A escavação consiste na remoção de parte do solo contaminado (Vangronsveld e Cunningham, 1999), que é depositada em local apropriado para esse fim, sendo a área escavada então preenchida com solo não contaminado, criando uma zona descontaminada ou com níveis de contaminantes suportáveis por plantas selecionadas que podem se estabelecer nestes locais (Raskin, Smith e Salt, 1997). Esse método pode ser empregado em áreas pequenas e com contaminação elevada. A escavação apresenta baixo risco de falhas, tempo previsível de operação, e permite a formação de uma zona favorável ao crescimento radicular, que sustenta o crescimento vegetal com níveis de contaminantes aceitáveis (Vangronsveld, Colpaert e Tichelen, 1996). Entretanto,

esta técnica é bastante agressiva à área, e a quantidade de solo não contaminado necessária para substituição pode limitar o processo quando se pratica a substituição total do solo contaminado. Uma alternativa é a utilização de “escavação parcial”, onde se pode optar por um sistema de abertura de valas, que serão preenchidas com solo não contaminado, evitando a retirada de todo o solo contaminado.

Uma alternativa que está se tornando comum para remediação de solos contaminados por metais pesados é colocar uma barreira física (capa ou cobertura) sobre a superfície do solo para prevenir a infiltração de água e a erosão, denominada por Vangronsveld e Cunningham (1999) como “recobrimento do solo contaminado”. Esta técnica é aplicável somente para áreas pequenas ou médias, com concentração baixa a moderada de contaminantes. A capa ou cobertura pode consistir de uma camada de no mínimo 60 cm de material não contaminado, como solo, argila, ou asfalto, ou uma combinação desses materiais. A eficiência dessa técnica baseia-se exclusivamente na integridade de construção da barreira.

A fitorremediação é uma tecnologia emergente para a reabilitação de solos contaminados, que pode ser definida como o uso de plantas *in situ* (Salt et al., 1995). Isto inclui o uso de gramíneas, arbustos, e até mesmo espécies arbóreas, para estabilizar, remediar, reduzir ou até restaurar áreas contaminadas. A fitorremediação inclui todos os processos biológicos, químicos e físicos que interferem no substrato contaminado e na planta, contribuindo para a absorção, seqüestro, degradação e metabolismo de contaminantes, tanto pelas plantas como pelos organismos de vida livre que compõem a rizosfera (Wenger et al., 1998). A fitorremediação de solos envolve diferentes estratégias, como a fitoestabilização, fitoextração e fitovolatilização (Cunningham et al., 1996). A fitoestabilização é o uso de plantas e agentes amenizantes no solo para reduzir o perigo intrínseco do solo contaminado. A fitoextração é o uso de plantas para

remover contaminantes do solo, através da absorção destes pelas raízes das plantas, que são translocados e concentrados na parte aérea. A fitovolatilização é o processo que utiliza plantas para remover contaminantes do solo pela conversão destes em formas voláteis. Este processo não pode ser aplicado para elementos que não sejam facilmente convertidos em formas voláteis, ou aqueles que têm formas voláteis potencialmente tóxicas.

O conceito de fitoextração envolve o uso de plantas hiperacumuladoras para remover poluentes do solo ou água. Estas plantas são capazes de se desenvolver em ambientes contaminados, acumulando altas concentrações destes agentes, sem mostrar redução no crescimento, por apresentarem mecanismos bioquímicos e fisiológicos de adaptação (Baker, 1981). A fitoextração remove os contaminantes metálicos do solo através do plantio e colheita de plantas que acumulam metais. As plantas colhidas podem ser compostadas, depositadas em aterros, incineradas, ou ser usadas para extração e recuperação de metais que tenham interesse econômico, sendo esta técnica atrativa por causa do baixo custo envolvido e facilidade de implantação. A fitoextração está a pleno desenvolvimento, mas ainda não tem resultados conclusivos de remediação de nenhuma área, apesar de vários estudos estarem sendo conduzidos em áreas contaminadas. A fitoextração pode não ser aplicável a todas as áreas contaminadas por metais pesados, particularmente aquelas em que os contaminantes não estão localizados na zona radicular, ou aquelas que possuem contaminantes tais como Cd que é extremamente tóxico e não é hiperacumulado eficientemente. No Brasil, a fitoextração ainda é pouco explorada pelo fato da maioria das espécies de plantas hiperacumuladoras conhecidas serem de clima temperado.

A técnica de fitorremediação, incluindo o uso de aditivos de solo imobilizadores de metais, os quais ajudam na redução da biodisponibilidade destes (fitoestabilização), pode ser classificada como uma técnica "suave" para

remediação de solos, e tem se mostrado bastante promissora (Cunningham e Ow, 1996). As técnicas de fitoestabilização operam como práticas comuns da agricultura, usando equipamentos similares, técnicas de plantio e cultivo, e métodos de aplicação (Vangronsveld e Ruttens, 1999). Os amenizantes usados podem ser similares aos usados na agricultura (ex. calcário, fosfatos, materiais orgânicos), entretanto, as taxas de aplicação necessárias para a inativação dos contaminantes metálicos são muito maiores do que as doses utilizadas para fertilizar ou fazer calagem do solo. De acordo com Griffith, Dias e Jucksch (1994), o êxito nos processos de revegetação de áreas impactadas está condicionada à correção da acidez ou alcalinidade, da fertilidade do solo e à adição de matéria orgânica, que darão condições para haver maior atividade microbiana e desenvolvimento vegetal.

Os amenizantes, quando adicionados ao solo, convertem as frações solúveis e trocáveis dos metais em formas mais estáveis (menos lábeis), diminuindo a biodisponibilidade e a toxicidade destes às plantas (Mench et al., 1999). A forma dos contaminantes geralmente é alterada através de processos de precipitação, complexação e transformações redox. A redução da disponibilidade desses elementos se dá por reação direta de superfície, por efeito do pH ou por ambos (Vangronsveld e Cunningham, 1999). Os amenizantes mais comuns incluem fosfatos (H_3PO_4 , fosfatos de cálcio), calcário, óxidos de Fe e Mn, e materiais orgânicos como lodos e compostos orgânicos. Mais recentemente, outros materiais naturais ou sintéticos têm sido avaliados para diminuir a mobilidade e biodisponibilidade do metal pesado, como aluminossilicatos (zeólitas, beringita, argilas) e escórias, dentre outros (Whitbread-Abrutat, 1997; Vangronsveld e Ruttens, 1999).

A aplicação de calcário em ambientes ácidos tende a promover a imobilização (precipitação) de eventuais poluentes presentes em solução, tais como metais (Pompéia, 1994). Os efeitos positivos da aplicação de calcário em

solo contaminado por metais pesados incluem a adsorção e precipitação dos mesmos, o incremento de sua complexação pela matéria orgânica do solo, o aumento na biodisponibilidade de nutrientes e o aumento da atividade biológica (Logan, 1992; Madrid e Diaz-Barrientos, 1992). Simão (1999) avaliando o efeito de cinco materiais na mitigação da fitotoxidez causada pelo excesso de metais pesados no solo, empregando plantas de *Mimosa caesalpiniiifolia* observou que o calcário foi capaz de reduzir os teores de Zn e Cd na parte aérea, e isso correlacionou-se com o maior crescimento e menores sintomas de fitotoxidez das plantas. Em áreas em que o impacto da contaminação do solo com metais pesados não é muito severo, a calagem melhora o balanço de nutrientes e aumenta o vigor da vegetação (Derome, 2000). Dessa forma, a aplicação de calcário reduz a disponibilidade, e conseqüentemente a toxidez de metais pesados às plantas, e proporciona maior fornecimento de nutrientes, permitindo o estabelecimento de vegetação e a sobrevivência das plantas, até que sejam restabelecidas as funções vitais do solo no ecossistema.

Além da calagem, outros aditivos podem exercer influência nas formas e atividades dos contaminantes metálicos, reduzindo a disponibilidade desses elementos e interferindo positivamente na nutrição das plantas presentes nesses ambientes. Nesse contexto, a aplicação de silicatos pode contribuir para um melhor desenvolvimento vegetal. Os silicatos além de poderem ser utilizados como corretivos do solo devido à sua basicidade, são fontes de Si (Lima Filho, Lima e Tsai, 1999), cuja função na amenização da toxidez de metais tem sido considerada (Williams e Vlamis, 1957; Bowen, 1972; Horst e Marschner, 1978). O silício encontra-se presente como silicatos ou como óxido, na fase sólida do solo, e na solução do solo na forma solúvel (Tisdale, Nelson e Beaton, 1985). O silício está presente na solução do solo sob forma pouco dissociada Si(OH)_4 , porém sujeita a interagir ativamente com o complexo sortivo (McKeague e Cline, 1963a, b). Assim, a sílica dissolvida nos solos é um soluto ativo, não um

componente passivo que será obrigatoriamente perdido por lixiviação logo após a intemperização das rochas (McKeague e Cline, 1963a).

Embora o silício (Si) não seja reconhecido como um elemento essencial, este tem demonstrado efeito benéfico para muitas espécies vegetais e, em determinadas circunstâncias, para a maioria das plantas superiores (Marschner, 1995). Dentre os efeitos positivos do Si tem-se o aumento de tolerância das plantas à toxidez de Mn, Al e Fe (Williams e Vlamis, 1957; Peaslee e Frink, 1969; Bowen, 1972; Horst e Marschner, 1978; Ma e Takahashi, 1990; Barceló, Guevara e Poschenrieder, 1993; Sistani, Savant e Reddy, 1997), e diminuição do efeito de estresses e condições adversas do meio ambiente sobre algumas espécies de plantas (Maschner, 1995; Epstein, 1999). O mecanismo pelo qual o Si aumenta a tolerância das plantas a esses metais é matéria ainda de disputa devido a resultados contraditórios. Em plantas, o efeito do Si na diminuição dos efeitos tóxicos de Mn e Al pode ocorrer devido à sua menor absorção por elas (Peaslee e Frink, 1969; Bowen, 1972). Alguns autores afirmam que a atenuação da toxidez de Al, induzida pelo Si, pode ser devido ao aumento do pH, e não a um efeito direto do Si em solução (Galvez et al., 1987; Li et al., 1996). Lima Filho, Lima e Tsai (1999) citam, entretanto, que vários trabalhos demonstram que o Si solúvel pode formar compostos inertes com o Al na solução do solo. Baylis, Gragoponlon e Davidson (1994) observaram que os efeitos benéficos do Si foram independentes dos efeitos do metassilicato de sódio sobre o pH. Outros trabalhos dão suporte à hipótese de que a interação Si-metal no tecido vegetal tem um papel significativo na diminuição da toxicidade dos metais (Williams e Vlamis, 1957; Horst e Maschner, 1978; Hodson e Wilkins, 1991; Hodson e Sangster, 1993).

A incorporação de matéria orgânica pode auxiliar o processo de revegetação de áreas degradadas, por promover a melhoria estrutural e maior retenção de umidade no solo, o fornecimento de macro e micronutrientes, além

de interferir positivamente no ciclo de vários nutrientes e atuar na complexação e quelação de cátions metálicos (Cundell, 1977; Stevenson, 1986; Logan, 1992). A natureza desses materiais varia desde a matéria orgânica não degradada, como resíduos de plantas (serragem, folhas, cascas de madeira, palhas), até a matéria orgânica rica em substâncias húmicas, como o composto e a turfa, dentre outros (Logan, 1992).

A utilização de composto orgânico tem apresentado excelentes resultados na revegetação de áreas degradadas com espécies arbóreas, especialmente quando estas são inoculadas com rizóbio eficiente, no caso das leguminosas nodulíferas e, com fungos micorrízicos (Almeida et al., 1994; Franco et al., 1994). A adição de composto pode diminuir a disponibilidade de metais por aumentar as frações complexadas ou quelatadas à matéria orgânica e reduzir as formas trocáveis (Shuman, 1998). Entretanto, a adição de aditivos orgânicos ao solo pode provocar o aumento de frações disponíveis de metais para as plantas devido à formação de complexos orgânicos solúveis (Alloway, 1990; McBride, 1994), sendo esse comportamento mais acentuado em solos ácidos e com baixos teores de argila (Schnitzer, 1978; Shuman, 1998).

As vantagens da fitoestabilização são muito atrativas, pois a imobilização efetiva e durável dos metais reduz a lixiviação e a biodisponibilidade destes no solo, e conseqüentemente, a vegetação se desenvolve e estabiliza fisicamente o solo.

Quando se pretende estabelecer procedimentos para a remediação, e posterior reabilitação de solos contaminados por metais pesados, deve-se concentrar esforços nos vários aspectos de solo, planta e organismos, os quais são essenciais para a recuperação funcional do solo e estabilização dos ecossistemas. Nesse contexto, é imprescindível que sejam encontradas combinações apropriadas de técnicas de remediação, espécies de plantas tolerantes, e emprego de agentes amenizantes da fitotoxidez de metais pesados,

visando o estabelecimento de vegetação em áreas degradadas pelo excesso de metais pesados no solo.

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E. (eds) **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.299-352.
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. New York: John Wiley, 1990. 339p.
- ALMEIDA, A.C.; NASSUR, C.A.; FONSECA, S.; PACCAGNELLA, S.G. Aplicação de técnicas alternativas de recuperação de área degradada: estudo de caso na Aracruz Celulose. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1., 1994, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1994. p.473-486.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; COSTA, L.M.; OLIVEIRA, C.; VELLOSO, A.C.X. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.16, n.2, p.271-276, maio/ago. 1992.
- ANTOSIEWICZ, D.M. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals. **Acta Societatis Botanicorum Poloniae**, Warszawa, v.61, p.281-299, 1992.
- ARDUINI, I.; GODBOLD, D.L.; ONNIS, A. Cadmium and copper uptake and distribution in Mediterranean tree seedlings. **Physiologia Plantarum**, Copenhagen, v.97, n.1, p.111-117, May 1996.
- BAKER, A.J.M. Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.3, p.643-654, 1981.
- BAKER, A.J.M. Metal tolerance. **New Phytologist**, London, v.106, n.1, p.93-111, May 1987.

- BARCELÓ, J.; GUEVARA, P.; POSCHENRIEDER, C.H. Silicon amelioration of aluminum toxicity in teosinte (*Zea mays* L. ssp. mexicana). **Plant and Soil**, The Hague, v. 154, n.2, p. 249-255, July 1993.
- BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C.H. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, Madrid, v.2, p.345-361, 1992.
- BASTA, N.T.; TABATABAI, M.A. Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: II. Effect of pH. **Soil Science**, Baltimore, v.153, n.3, p. , Mar. 1992.
- BAYLIS, A.D.; GRAGOPONLON, C.; DAVIDSON, K.J. Effects of silicon on the toxicity of aluminum to soybean. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.25, n.5/6, p.537-546, 1994.
- BELL, R.; TERAMURA, A.H. Soli metal effects on the germination and survival of *Quercus alba* L. and *Q. prinus* L. **Environmental and Experimental Botany**, Oxford, v.31, n.2, p.145-152, Apr. 1991.
- BOWEN, J.E. Manganese-silicon interaction and its effect on growth of sudan grass. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.37, p.577, 1972.
- BRECKLE, S.W.; KAHLE, H. Effects os Pb and Cd on root growth of young beech trees. In: SYMPOSIUM OF ROOT ECOLOGY AND ITS PRACTICAL APPLICATIO, 3., 1992, Klagenfurt. **Proceedings...** Klagenfurt, 1992a. v.1, p.241-244.
- BRECKLE, S.W.; KAHLE, H. Effects of toxic heavy metals (Cd, Pb) on growth and mineral nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.) **Vegetatio**, The Hague, v.101, n.1, p.45-53, July 1992b.
- CARPANEZZI, A.A.; COSTA, L.G.S.; KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.A. Funções múltiplas das florestas: conservação e recuperação do ambiente. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão, 1990. p.216-217.
- CASTRO, J.P.C. Reabilitação de áreas degradadas – aspectos legais. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (eds). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Departamento de Solo; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.9-13.

- CESARINI, D.C.P. Padrões de qualidade de solos e águas subterrâneas. In: **WORKSHOP SOBRE BIODEGRADAÇÃO**, 1996, Jaguariúna. **Anais...** Jaguariúna, 1996. p.21-38.
- CETESB. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critério para projeto e operação**. São Paulo: CETESB, 1999. p.4.230. (Manual Técnico).
- CUNDELL, A.M. The role of microorganisms in the revegetation of strip-mined land in the Western United States. **Journal of Range Management**, Denver, v.30, n.4, p.299-305, July 1977.
- CUNNINGHAM, S.D.; ANDERSON, T.A.; SCHWAB, A.P.; HSU, F.C. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Advances in Agronomy**, New York, v.56, p.55-114. 1996.
- CUNNINGHAM, S.D.; OW, D.W. Promises and prospects of phytoremediation. **Plant Physiology**, Rockville, v.110, n.3, p.715-719, Mar. 1996.
- CURY, J.C.; SIQUEIRA, J.O.; GRAZZIOTTI, P.H.; MOREIRA, F.M.S. Amenização da toxidez de metais pesados por calcário, solomax e vermicomposto em dez espécies de eucalipto. In: **FERTBIO'98**, 1, Caxambu, 1998. **Anais...** Lavras: DCS/UFLA/SBCS, 1998. p.819.
- DEROME, J. Detoxification and amelioration of heavy-metal contaminated forest soils by means of liming and fertilization. **Environmental Pollution**, Oxford, v.107, n.1, p.79-88, Jan. 2000.
- DOWDY, R.H.; LARSON, W.E. Metal uptake by barley seedlings grown on soils amended with sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.4, p.229-233, 1975.
- ELLIOTT, H.A.; LIBERATI, M.R.; HUANG, C.P. Competitive adsorption of heavy metals by soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.15, p.214-217, 1986.
- ELTROP, L.; BROWN, G.; JOACHIN, O.; BRINKMAN, K. Lead tolerance of *Betula* and *Salix* in the mining area Mechernich/Germany. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.131, n.2, p.275-285, Mar. 1991.
- EPSTEIN, E. Silicon. **Annual Review in Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v.50, p.641-664, 1999.

- FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.; DIAS, L.E.; FARIA, S.M. Revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas-PA com leguminosas arbóreas noduladas e micorrizadas. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1., 1994, Curitiba. *Anais...* Curitiba: FUPEF, 1994. p.145-153.
- GALVEZ, L.; CLARK, R.B.; GOURLEY, L.M.; MARANVILLE, J.W. Silicon interactions with manganese and aluminum toxicity in sorghum. *Journal of Plant Nutrition*, New York, v.10, p.1139-1147, 1987.
- GRAZZIOTTI, P.H. Comportamento de fungos ectomicorrízicos, *Acacia mangium* e espécies de *Pinus* e *Eucalyptus* em solo contaminado por metais pesados. Lavras: UFLA. 1999. 177p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)
- GREENLAND, D.J. Interaction between humic and fulvic acids and clays. *Soil Science*, Baltimore, v.111, n.1, p.34-41, Jan. 1971.
- GRIFFITH, J.J.; DIAS, L.E.; JUCKSCH, I. Novas estratégias ecológicas para a revegetação de áreas mineradas no Brasil. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1., 1994, Curitiba. *Anais...* Curitiba: FUPEF, 1994. p.31-43.
- HARTER, R.D. Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc, and nickel. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v.47, n.1, p.47-51, Jan./Feb. 1983.
- HARTER, R.D.; NAIDU, R. Role of metal-organic complexation in metal sorption by soils. *Advances in Agronomy*, New York, v.55, p.219-263, 1995.
- HODSON, M.J.; SANGSTER, A.G. The interaction between silicon and aluminium in *Sorghum bicolor* (L.) Moench: growth analysis and x-ray microanalysis. *Annals of Botany*, London, v.72, n.5, p.389-400, Nov. 1993.
- HODSON, M.J.; WILKINS, D.A. Localization of aluminium in the roots of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] inoculated with *Paxillus involutus* Fr. *New Phytologist*, London, v.118, n.2, p.273-278, June 1991.

- HORST, W.J.; MARSCHNER, H. Effect of silicon on manganese tolerance of bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.). **Plant and Soil**, The Hague, v.50, n.2, p.287-303, Oct. 1978.
- HSU, P.H. Aluminum oxides and oxyhydroxides. In: DIXON, J.B.; WEED, S.B. **Minerals in soil environments**. 2.ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p.331-378.
- INSTITUTO BRASILEIRA DE AGRICULTURA E MEIO AMBIENTE. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação**. Brasília, 1990. 96p.
- JARVIS, S.C.; JONES, H.P. The contents and sorption of cadmium in some agricultural soils of England and Wales. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.31, n.3, p.469-479, Sept. 1980.
- JOHNSON, M.S.; McNEILLY, T.; PUTWAIN, P.D. Revegetation of metalliferous mine spoil contaminated by lead and zinc. **Environmental Pollution**, Oxford, v.12, n.2, 1977.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press, 1985. 315p.
- KING, L.D. Retention of metals by several soils of the southeastern United States. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.17, p.239-246, 1988.
- KING, L.D. **Soil heavy metals**. In: ALVAREZ V., V.H.; FONTES, L.E.; FONTES, M.P.F. O solo no grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa, 1996. p.823-836.
- KUO, S. Concurrent sorption of phosphate and zinc, cadmium, or calcium by a hydrous ferric oxide. **Soil Science of America Journal**, Madison, v.50, n.6, p.1412-1419, Nov./Dec. 1986.
- KUO, S.; JELLUM, E.J.; BAKER, A.S. Effects of soli type, liming and sludge application on zinc and cadmium availability to swiss chard. **Soil Science**, Baltimore, v.139, n.2, p.122-130, Feb. 1985.
- LI, Y.C.; SUMMER, M.E.; MILLER, W.P.; ALVA, A.K. Mechanism of silicom induced alleviation of aluminum phytotoxicity. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.19, n.7, p.1075-1087, 1996.

- LIMA FILHO, O.F.; LIMA, M.T.G.; TSAI, S.M. O silício na agricultura. **Informações Agrônômicas**, Piracicaba, n.87, p.1-7, set. 1999.
- LINDSAY, W.P. **Chemical equilibria in soils**. New York: Wiley-Interscience, 1979. 449p.
- LOES, R.H.Z. Ações do IBAMA na recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (eds) **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV. Departamento de Solo; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.247-251.
- LOGAN, T.J. Reclamation of chemically degraded soils. **Advances in Soil Science**, New York, v.17, p.13-35, 1992.
- MA, H.; TAKAHASHI, E. The effect of silicic acid on rice in a P-deficient soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.126, n.1, p.121-125, Aug. 1990.
- MADRID, L.; DIAZ-BARRIENTOS, E. Influence of carbonate on the reaction of heavy metals in soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.43, n.4, p.709-721, Dec. 1992.
- MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: metais pesados, mitos, mistificação e fatos**. São Paulo: Produquímica Indústria e Comércio, 1994. 153p.
- MARQUES, T.C.L.L.S.M.; MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Crescimento e absorção de metais em mudas de espécies arbóreas em solo contaminado com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.1, p.121-132, Jan. 2000.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. San Diego: Academic Press, 1995. 889p.
- MATOS, A.T.; FONTES, M.P.F.; JORDÃO, C.P. Mobility and retention of Cd, Zn, Cu and Pb in a brasilian oxisol profile. In: **WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE**, 15., 1994, Acapulco. **Proceedings...** Acapulco, 1994. p.193-194.
- MATTIGOD, S.V.; SPOSITO, G.; PAGE, A.L. Factors affecting the solubilities of trace metals in soils. In: BAKER, D.E. **Chemistry in the soil environment**. Madison: ASA/SSSA, 1981. 259p.

- McBRIDE, M.B.; BLASIAK, J.J. Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. **Soil Science of America Journal**, Madison, v.42, n.6, p.866-870, Nov./Dec. 1979.
- McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1994. 406p.
- McBRIDE, M.B. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. **Advances in Agronomy**, New York, v.10, p.1-56, 1989.
- McCARTHY, P.; PERDUE, E.M. Complexation of metal ions by humic substances: fundamental considerations. In: BOLT, F.H.; DeBOOT, M.F.; HAYES, M.H.B.; McBRIDE, M.B. **Interactions at the soil colloid-soil solution interface**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1991. p.469-489.
- McKEAGUE, J.A.; CLINE, M.G. Silica in soil solutions. I. The form and concentration of dissolved silica in aqueous extracts of some soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.43, n.1, p.71-82, Feb. 1963a.
- McKEAGUE, J.A.; CLINE, M.G. Silica in soil solutions. II. The adsorption of monosilicic acid by soil and by other substances. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.43, n.1, p.83-96, Feb. 1963b.
- MENCH, M.; VANGRONVELD, J.; LEPP, N.W.; EDWARDS, R. Physico-chemical aspects and efficiency of trace element immobilization by soil amendments. In: VENGRONSVELD, J.; CUNNINGHAM, S.D. (eds). **Metal-contaminated soils**. Germany: Spring-Verlag, 1999. p.151-182.
- MENGEL, K.; KIRKBY, E.A. **Principles of plant nutrition**. Bern: International Potash Institute, 1987. 687p.
- NELLESSEN, J.E.; FLETCHER, J.S. Assessment of published literature on the uptake, accumulation, and translocation of heavy metals by vascular plants. **Chemosphere**, Oxford, v.27, p.1669-1680, 1993.
- OKX, J.P. **Soil Remediation: a systems approach**. The Netherlands: Wageningen Agricultural University, 1998. 169p.(Doctoral Thesis)

- O'LEARY, J.W. The agricultural use of native plants on problem soils. In: YEO, A.R.; FLOWERS, T.J. **Monographs on theoretical and applied genetics**, v.21, 1994. p.127-143.
- × PAIVA, H.N. **Toxidez de Cd, Ni, Pb e Zn em mudas de cedro (*Cedrella fissilis* Vell.) e ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.)**. Lavras: UFLA, 2000. 283p. (Tese – Doutorado em Fitotecnia)
- PEASLEE, D.E.; FRINK, C.R. Influence of silicic acid on uptake of Mn, Al, Zn, and Cu by tomatoes (*Lycopersicon esculentum*) grown on an acid soil. **Soil Science of America Proceedings**, Madison, v.33, n.4, p.569-571, July/Aug. 1969.
- PIERZYNSKI, G.M.; SIMS, J.T.; VANCE, G.F. **Soils and environmental quality**. Lewis Publishers, 1994. 313p.
- POMBO, L.C.A. Sorção de cádmio em solos do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.19, n.1, p.19-24, jan./abr. 1995.
- POMPÉIA, S.L. Procedimentos técnicos para recuperação de áreas degradadas por poluição. IN: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1., 1994, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1994. p.63-73.
- PUNZ, W.F.; SIEGHARDT, H. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. **Environmental and Experimental Botany**, Elmsfor, v.44, n.1, p.85-98, Jan./Mar. 1993.
- RASKIN, I.; SMITH, R.D.; SALT, D.E. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. **Current Opinion in Biotechnology**, London, v.8, p.221-226, 1997.
- REDDY, G.B.; WANG, L.; GLOSS, S.P. Solubility and mobility of copper, zinc and lead in acidic environments. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.171, n.1, p.53-58, Apr. 1995.
- RIBEIRO-FILHO, M.R.; CURI, N.; SIQUEIRA, J.O.; MOTTA, P.E.F. Metais pesados em solos de área de rejeitos de indústria de processamento de zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, n.2, p.453-464, abr./jun. 1999.

- SALT, D.E.; BLAYLOCK, M.; N KUMAR, N.P.B.A.; DUSHENKOV, V.; ENSLEY, B.D.; CHET, I. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. **Biotechnology**, Frankfurt, 13, p.468-475, 1995.
- SANDERS, J.R.; ADAMS, T.M. The effects of pH and soil type on concentrations of zinc, copper and nickel extracted by calcium chloride from sewage sludge-treated soils. **Environmental Pollution**, New York, v.43, p.219-228, 1987.
- SANNINGS, D.; STIETZEL, H. **United States/German bilateral agreement on hazardous waste site cleanup project**. In: Contaminated soil'93. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p.11-25.
- SCHAT, H.; KALFF, M.M.A. Are phytochelatins involved in differential metal tolerance or do they merely reflect metal-imposed strain? **Plant Physiology**, Rockville, v.99, n.4, p.1475-1480, Aug. 1992.
- SCHNITZER, M. Humic substances: Chemistry and reactions. IN: SCHNITZER, M; KHAN, S.U. (ed.) **Soil organic matter**. New York: [s.n.], 1978. p.1-64.
- SCHNITZER, M. Reactions between fulvic acid, a soil humic compound and inorganic soil constituents. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v.33, n.1, p.75-81, Jan./Feb. 1969.
- SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R.M. Iron oxides. In: DIXON, J.B.; WEED, S.B. **Minerals in soil environments**. 2.ed. Madison: Soil Science of America, 1989. p.379-438.
- SHAW, A.J. **Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects**. New York: CRC Press, 1989. 355p.
- SHUMAN, L.M. Effect of organic waste amendments on cadmium and lead in soil fractions of two soils. **Communications in Soil science and Plant Analysis**, New York, v.29, n.19/20, p.2939-2952, 1998.
- SIMÃO, J.B.P. **Mitigação da fitotoxidez de metais pesados no solo, através do uso de materiais orgânicos e inorgânicos**. Lavras: UFLA, 1999. 135p. (Tese - Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)

- SIMS, J.L.; PATRICK JR.; W.H. The distribution of micronutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.42, n.2, p.258-262, Mar./Apr. 1978.
- SINGH, B.R.; STEINNES, E. Soil and water contamination by heavy metals. In: LAL, R.; STEWART, B.A. **Soil processes and water quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. 398p.
- SISTANI, K.R.; SAVANT, N.K.; REDDY, K.C. Effect of rice hull ash on rice seedling growth. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.20, n.1, p.195-201, 1997.
- SLAVEK, J.; PICKERING, W.F. Metal ion interaction with the hydrous oxides of aluminum. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v.39, p.201-216, 1988.
- ✕ SOARES, C.R.F.S. **Toxidez de zinco, cobre, cádmio e chumbo para o eucalipto em solução nutritiva**. Lavras: UFLA, 1999. 132p. (Dissertação - Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)
- STEVENSON, F.J. **Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients**. New York: John Wiley, 1986. 380p.
- STEVENSON, F.J.; FITCH, A. Chemistry of complexation of metal ions with soil solution organics. In: HUANG, P.M.; SCHNITZER, M.; ADAMS JR., R.S. **Interactions of soil minerals with natural organics and microbes**. Madison: Soil Science Society of America, 1986. p.29-58.
- SWIFT, R.S.; McLAREN, R.G. Micronutrient adsorption by soil and soil colloids. In: BOLT, F.H.; DeBOOT, M.F.; HAYES, M.H.B.; McBRIDE, M.B. **Interactions at the soil colloid-soil solution interface**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1991. p.257-292.
- SWISS AGENCY FOR THE ENVIRONMENT, FORESTS AND LANDSCAPE - SAEFL. **Derivation of trigger and clean-up values for inorganic pollutants in the soil**. Berne, 1998. 103p. (Environmental Documentation, 83)
- TISDALE, S.L.; NELSON, W.L.; BEATON, J.D. **Soil fertility and fertilizers**. New York: Macmillan Publishing Company, 1985. 754p.

- TYLER, G.; PAHLSSON, M.B.; BAATH, B.E. Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. A review. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v.47, p.189-215, 1989.
- VANGRONSVELD, J.; COLPAERT, J.V.; VAN TICHELEN, K.K. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: physicochemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. **Environmental Pollution**, Oxford, v.94, p.131-140, Nov. 1996.
- VANGRONSVELD, J.; CUNNINGHAM, S.D. **Metal-contaminated soils**. Germany: Springer-Verlag, 1999. 265p.
- VANGRONSVELD, J.; RUTTENS, A. In-situ reclamation techniques for heavy metal contaminated soils. In: SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.; FURTINI NETO, A.E.; FAQUIN, V.; CARVALHO, J.G. **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Lavras: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras, 1999. p.389-404.
- VANGRONSVELD, J.; VAN ASSCHE, F.; CLIJSTERS, H. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: *in situ* metal immobilization and revegetation. **Environmental Pollution**, Oxford, v.87, n.1, p.51-59, Jan. 1995
- WENGER, K.; HARI, T.; GUPTA, S.K.; KREBS, R.; RAMMELT, R.; LEUMANN, C.D. Possible approaches for in situ restoration of soils contaminated by zinc. **Advances in GeoEcology**, Amsterdam, v.31, p.745-753, 1998.
- WHITBREAD-ABRUTAT, P.H. The potential of some soil amendments to improve tree growth on metalliferous mine wastes. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.192, n.2, p.199-217, May 1997.
- WILLIAMS, D.E.; VLAMIS, J. The effect of silicon on yield and manganese-54 uptake and distribution in the leaves of barley plants grown in culture solutions. **Plant Physiology**, Rockville, v.32, n.5, p.404-409, Sept. 1957.

CAPÍTULO 2

EFEITO AMENIZANTE DO CALCÁRIO NA TOXIDEZ DE METAIS PESADOS PARA MUDAS DE *EUCALYPTUS CAMALDULENSIS*

RESUMO

ACCIOLY, A.M.A. Ação amenizante do calcário sobre excesso de metais pesados no solo para mudas de *Eucalyptus camaldulensis*. Lavras: UFLA, 2001. Cap.2, 31p. (Tese.- Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)¹

No presente estudo verificou-se o efeito de doses elevadas de calcário no crescimento de *Eucalyptus camaldulensis*, em misturas de solo contendo proporções crescentes de um solo contaminado com metais pesados em casa de vegetação no Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, no período de dezembro de 1999 a abril de 2000. Os níveis de contaminação foram obtidos pela mistura de 0, 25, 50 e 100% de um solo contaminado, e um solo não contaminado, usado como diluente a essas misturas. As doses de calcário corresponderam a 10, 20, 40 e 80 t ha⁻¹, e o controle, sem a adição de calcário (0 t ha⁻¹). O experimento foi conduzido em vasos de 1,5 kg de solo com uma muda de planta, em delineamento inteiramente casualizado, com cinco repetições, compondo um fatorial 4x5 (4 proporções do solo contaminado x 5 doses de calcário), perfazendo um total de 100 parcelas experimentais. A adição de calcário elevou o pH até a neutralidade, e diminuiu os teores de Zn, Cu e Cd no solo e beneficiou o crescimento das plantas. No solo de maior contaminação, sem a adição de calcário, as plantas morreram cinco dias após o transplante, corroborando a elevada toxidez dos metais nesse solo. A adição de calcário reduziu os teores de Zn na parte aérea a concentrações abaixo da considerada tóxica, não ocorrendo o mesmo para o Cd. As doses requeridas para reduzir a absorção de Zn do solo de modo a obter concentrações não tóxicas na parte aérea foram 10,5, 22 e 48,3 t ha⁻¹, respectivamente para as misturas 25%C e 50%C e o solo contaminado. Os efeitos do calcário na disponibilidade dos metais no solo, teores destes na planta e crescimento das mudas indicam a potencialidade deste como amenizante da toxidez de metais pesados para mudas de *Eucalyptus camaldulensis*.

¹ Orientador: José Oswaldo Siqueira - UFLA

ABSTRACT

ACCIOLY, A.M.A. Ameliorating effect of lime on toxicity of heavy metals to seedlings of *Eucalyptus camaldulensis*. Lavras: UFLA, 2001. Chap.2, 31p. (Thesis – Doctorate in Soils and Plant Nutrition)¹

In the present study the effects of high doses of lime on growth of *Eucalyptus camaldulensis* in soil mixtures with increasing proportions of a heavy metal-contaminated soil were evaluated. Experiments were carried out under greenhouse conditions at the Department of Soil Science of the Universidade Federal de Lavras from December 1999 to April 2000. Contamination levels were obtained by mixing 0, 25, 50 and 100% of a contaminated soil with a non-contaminated one used as diluting soil. Lime rates were 0, 10, 20, 40 and 80 t ha⁻¹ and the experiment was conducted in pots containing 1.5 kg of soil in a completely randomized design with five replications. Treatments were set up as a 4x5 factorial scheme (4 proportions of soil contamination x 5 doses of lime) giving a total of 100 experimental units. Lime addition raised soil pH up to neutrality and reduced concentrations of Zn, Cu and Cd in the soil, and benefited plant growth. Plants in the highest contaminated soil died right after transplanting if lime was not applied, therefore indicating the high metal toxicity in the soil. Lime amendment reduced shoots Zn concentration below those considered toxic for plants, but had not the same effect on Cd concentration. Lime rates required to decrease shoot Zn concentration below toxicity level were 10.5, 22.0 and 48.3 t ha⁻¹, respectively for soil mixtures with 25%, 50%, and 100% of contaminated soil. The effects of lime on heavy metals availability, shoot concentrations and seedlings growth indicate its potential as ameliorating agent against heavy metal toxicity to *Eucalyptus camaldulensis* seedlings.

¹ Adviser: José Oswaldo Siqueira - UFLA

1 INTRODUÇÃO

A presença de elevadas concentrações de metais pesados em solos, em combinação com condições químicas específicas, como baixa fertilidade e elevada acidez, interferem na vegetação natural e funções do solo e dificultam o estabelecimento de vegetação nessas áreas quando se tornam degradadas. Uma solução para situações como essa é a imobilização *in situ* dos contaminantes pelo uso de agentes imobilizadores, também chamados de amenizantes, facilitando a revegetação da área (Vangronsveld, Van Assche e Clijsters, 1995), através da técnica conhecida por fitoestabilização. Esta técnica apresenta vantagens, devido à sua natureza permanente, à facilidade relativa de implantação, ao fato de ser mais econômica que as demais alternativas existentes, e por tratar-se de um processo de revegetação (Accioly e Siqueira, 2000).

Os amenizantes são materiais que, quando adicionados a um solo contaminado, proporcionam uma melhoria deste para o estabelecimento de vegetação, sendo a calagem considerada como a mais antiga e mais utilizada técnica de imobilização de metais do solo (Mench et al., 1999).

A aplicação de calcário em ambientes ácidos tende a promover a imobilização (precipitação) de eventuais poluentes presentes em solução, tais como metais (Pompéia, 1994). Os efeitos positivos da aplicação de calcário em solo contaminado por metais pesados incluem a adsorção e precipitação dos mesmos, o incremento de sua complexação pela matéria orgânica do solo, o aumento na biodisponibilidade de nutrientes e o aumento da atividade biológica (Logan, 1992; Madrid e Diaz-Barrientos, 1992; Krebs et al., 1998). Simão (1999) avaliando o efeito de cinco materiais na mitigação da fitotoxicidade causada pelo excesso de metais pesados no solo, empregando plantas de *Mimosa*

caesalpiniiifolia observou que o calcário foi capaz de reduzir os teores de Zn e Cd na parte aérea, e isso correlacionou-se com o maior crescimento e menores sintomas de fitotoxidez das plantas. Estes efeitos foram verificados com uma dose de calcário correspondente a 4 t ha⁻¹, acima da qual ocorreu decréscimo na produção de matéria seca, mostrando que doses mais elevadas podem ocasionar efeitos indesejáveis. Em áreas em que o impacto da contaminação do solo com metais pesados não é muito severo, a calagem melhora o balanço de nutrientes e aumenta o vigor da vegetação (Derome, 2000). Dessa forma, a aplicação de calcário reduz a disponibilidade, e conseqüentemente a toxidez de metais pesados às plantas, e proporciona maior fornecimento de nutrientes, permitindo o estabelecimento de vegetação e a sobrevivência das plantas, até que sejam restabelecidas as funções vitais do solo no ecossistema.

Apesar dos corretivos de solos utilizados como amenizantes serem similares aos usados na agricultura, as taxas de aplicação necessárias para inativação dos contaminantes metálicos podem ser muito maiores do que as doses utilizadas para corrigir solos agrícolas. A determinação da dosagem a ser aplicada vai depender do grau de contaminação do solo, e da tolerância da vegetação a ser implantada. No caso de plantio de vegetação arbórea, é necessário que sejam aplicadas doses elevadas de corretivo, pois estas apresentam menor grau de tolerância a níveis tóxicos de metais pesados do que espécies herbáceas (Eltrop et al., 1991). Estas doses elevadas podem ocasionar efeitos indesejáveis no solo e interferirem no desenvolvimento das plantas (Simão, 1999), causando deficiência de certos nutrientes (Badora et al., 1998), o que em longo prazo dificulta o estabelecimento das plantas e a sucessão vegetal.

Dessa forma, o objetivo do presente trabalho foi o de verificar o efeito de doses elevadas de calcário no crescimento de *Eucalyptus camaldulensis*, em misturas de solo contendo diferentes proporções de um solo contaminado com metais pesados.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido em casa de vegetação, no Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras – UFLA, no período de dezembro de 1999 a abril de 2000, com mudas de *Eucalyptus camaldulensis*, em vasos com misturas de solo com diferentes proporções de solo contaminado e doses crescentes de calcário.

Os níveis de contaminação foram obtidos pela mistura de 0, 25, 50 e 100% de um solo contaminado, coletado em área de estocagem de rejeitos da Companhia Mineira de Metais, no município de Três Marias - MG, com um solo Aluvial (Neossolo Flúvico) não contaminado, também coletado em área da Empresa, o qual foi empregado como diluente. As análises dos atributos químicos e físicos de ambos os solos encontram-se na tabela 1. Os níveis de contaminação, a partir de agora serão identificados por solo não contaminado (NC); misturas 25%C e 50%C; e solo contaminado (C). Os materiais de solos foram secos ao ar e passados em peneira de malha de 4 mm e, em seguida, prepararam-se as misturas de solo que, após completamente homogeneizadas, foram colocadas em vasos de polietileno com capacidade para 1,5 kg. Amostras foram retiradas de cada mistura de solo para análises de teores totais de Zn, Cu e Cd, extraídos por água régia (Foster, 1995) e determinados por espectrofotometria de absorção atômica.

As doses de calcário foram definidas a partir de ensaios preliminares baseados nos estudos de Simão (1999) e Ribeiro-Filho (1997), visando amenizar a fitotoxicidade dos metais pesados, adotando-se, porém, uma estratégia de aumento das doses para garantir o efeito amenizante, chegando-se a doses bastante elevadas, que corresponderam a 0, 10, 20, 40 e 80 t ha⁻¹. As doses foram aplicadas nos quatro níveis de contaminação do solo, a partir de um

calcário dolomítico, com PRNT 100%, 14% de MgO e 35% de CaO. O calcário, pesado anteriormente, foi misturado ao solo, e os vasos foram homogeneizados e incubados por 60 dias com a umidade em torno de 60% do volume total de poros (VTP), quando foram retiradas amostras de cada vaso para análise dos metais pesados pelos extratores Mehlich-1 e DTPA. Passado este período, foi feita a adubação de plantio, com 100 mg kg⁻¹ de N; 300 mg kg⁻¹ de P; 170 mg kg⁻¹ de K e 0,8 mg kg⁻¹ de B, e o plantio uma semana após com uma muda por vaso.

TABELA 1. Atributos químicos e físicos do solo contaminado (C) e do solo não contaminado (NC).

Atributo	Não contaminado	Contaminado ⁽¹⁾
pH em água (1:2,5)	4,6	4,9
P (mg dm ⁻³) ⁽²⁾	9	5
K (mg dm ⁻³) ⁽²⁾	103	68
Ca (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	2,5	10,3
Mg (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	2,0	4,1
Al (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	1,5	0,1
H + Al (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	9,8	5,7
Enxofre (mg dm ⁻³) ⁽³⁾	57,3	187,8
Carbono (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	11,0	6,0
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	19,0	9,5
B (mg dm ⁻³) ⁽⁴⁾	0,16	0,29
Fe (DTPA) (mg dm ⁻³)	60,2	7,9
Mn (DTPA) (mg dm ⁻³)	38,1	43,9
Areia (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	60	260
Silte (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	540	490
Argila (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	400	250

⁽¹⁾ Teores médios de duas amostras compostas. ⁽²⁾ Extrator Mehlich-1; ⁽³⁾ Determinações realizadas conforme EMBRAPA (1997); ⁽⁴⁾ Extraído em água quente.

As mudas foram formadas em substrato composto de solo LE:areia lavada:composto orgânico:vermiculita, na proporção de 1:1:2:1, adubado com

500 g m⁻³ de sulfato de amônio e 300 g m⁻³ de KCl, e colocados em tubetes de 50 cm³. Sementes foram semeadas diretamente nos tubetes, e as mudas foram conduzidas por 6 meses, quando atingiram altura média de 15 cm. Durante a formação, as mudas receberam adubação com a solução nutritiva de Clark (1975), ¼ da força, a partir do 15º dia após a germinação, uma vez por semana, e a partir do 90º dia após a germinação, duas vezes por semana.

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, com 5 repetições, compondo um fatorial 4 x 5 (4 proporções de solo contaminado x 5 doses de calcário), perfazendo um total de 100 parcelas experimentais, sendo a parcela constituída por um vaso de 1,5 kg com uma muda de eucalipto. O solo nos vasos foi mantido úmido pela adição de água deionizada diariamente, visando manter a umidade próxima a 60% do VTP.

Aos 25 dias e ao final do experimento (50 dias) foram avaliados os sintomas de fitotoxidez pela atribuição de notas, como segue: 1-ausência de sintoma de toxidez foliar; 2-clorose internerval e, ou, generalizada; 3-pontos e, ou, nervuras roxas e, 2; 4-manchas roxas e, 3; 5-encarquilhamento e, 4; 6-necrose e, 5; e 7-morte da planta. Ao final do experimento as plantas foram colhidas, cortando-se a parte aérea rente ao solo, a qual foi lavada com água deionizada. As raízes foram separadas do solo, lavadas em água corrente até a completa remoção do solo, e finalmente lavadas em água deionizada. A parte aérea e as raízes foram secas em estufa com circulação forçada de ar a 60-70°C, até atingirem peso constante e, depois de pesadas, foram moídas em moinho tipo Wiley. Nos tecidos vegetais, tanto na parte aérea quanto na raiz, foram determinados os teores totais de macronutrientes e metais pesados. Para a determinação de N procedeu-se à digestão sulfúrica, e para os demais elementos a digestão nitro-perclórica. Nos extratos, foram determinados os teores de N pelo método de Kjeldahl, P pelo método colorimétrico, K por fotometria de

chama, S por turbidimetria, e Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn e Cd por espectrofotometria de absorção atômica (Malavolta, Vitti e Oliveira, 1989).

Todos os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, utilizando-se o programa estatístico SISVAR (Sistema de Análise de Variância, UFLA), e as equações de regressão foram ajustadas pelo programa Table Curve (Jandel Scientific), tendo o F corrigido pelo quadrado médio do resíduo da Anava, já que neste programa trabalhou-se com médias.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Metais pesados no solo

Os teores totais dos metais pesados nas diferentes situações de contaminação do solo encontram-se na tabela 2. No solo não contaminado, os teores de Zn, Cu e Cd encontram-se na faixa considerada normal, conforme Sannings e Stietzel (1993). De acordo com os critérios considerados por esses autores, a mistura 25%C apresenta contaminação moderada, por conter teores de Zn e Cd superiores a 500 e 5 mg kg⁻¹, respectivamente. Os teores de Cu, mesmo no solo de maior contaminação, encontram-se dentro da normalidade, não sendo considerado um metal contaminante nesse solo, fato já observado em outros estudos (Marques, 1996). A mistura 50%C, também considerada contaminada, encontra-se em situação intermediária entre a mistura 25%C e o solo contaminado. O solo contaminado (C), apresenta contaminação severa, por apresentar teores de Zn superiores a 1500 mg kg⁻¹, e de Cd superiores a 20 mg kg⁻¹.

Os teores dos metais pesados e o pH do solo, após a incorporação do calcário, e antes do transplântio das mudas de eucalipto, encontram-se na tabela

3. A adição de calcário elevou o pH até a neutralidade, e diminuiu os teores dos metais no solo. A extração de Zn do solo, após a aplicação de doses crescentes do calcário, seguiu um padrão definido, pelas duas soluções extratoras utilizadas, diminuindo com o aumento do pH do solo, em consequência do aumento da dose de calcário adicionada. A solução de DTPA apresentou menor capacidade em extrair o Zn do solo, o que deve ter ocorrido devido à elevada acidez (pH 1,2) da solução de Mehlich-1, solubilizando formas de Zn no solo que o DTPA, por apresentar reação alcalina (pH 7,3), não solubilizou.

TABELA 2. Teores de Cd, Cu e Zn extraídos das misturas de solos estudadas pela água régia, e níveis de metais relacionados à contaminação do solo.

Metal	NC	25%C	50%C	C	Contaminação ⁽¹⁾	
					Moderada	Severa
-----mg kg ⁻¹ -----						
Cd	0,57	7,29	15,75	27,90	5	20
Cu	37,63	36,26	46,62	51,25	100	500
Zn	107,39	542,79	1063,10	1948,88	500	1500

⁽¹⁾Conforme Sannings e Stietzel (1993)

Os teores de Cu e Cd extraídos pelo Mehlich-1 não seguiram um padrão definido em função da aplicação do calcário. Entretanto, a solução de DTPA mostrou o efeito do pH sobre os teores extraíveis desses metais no solo, que diminuíram à medida que o pH aumentou. Esses resultados mostram ligeira superioridade da solução de DTPA em avaliar as alterações de Zn, Cu e Cd perante as mudanças de pH, confirmando os resultados para Zn de Bataglia e Raij (1994, 1989) e Abreu e Raij (1996), em solos agrícolas não contaminados.

Vale salientar que, mesmo com a adição das elevadas doses de calcário, os teores de Zn e Cd extraídos pelas duas soluções extratoras, na mistura 50%C e no solo contaminado (C) estiveram dentro da faixa considerada por Sannings e Stietzel (1993) (Tabela 1) como solo contaminado. Na mistura 25%C apenas os teores de Cd extraídos pelo Mehlich-1 foram considerados contaminantes do solo.

TABELA 3. Teores médios de metais pesados extraídos pelos extratores Mehlich-1 e DTPA e pH do solo, antes do transplântio das mudas de eucalipto.

Misturas	Tratamento		Mehlich-1			DTPA		
	Calcário	pH	Zn	Cu	Cd	Zn	Cu	Cd
	t ha ⁻¹		mg dm ⁻³					
Não Contaminado	0	4,5	16	2	0,06	8	2	0,1
	10	6,5	13	2	0,05	3	1	0,1
	20	6,8	10	1	0,07	3	1	0,1
	40	7,2	11	1	0,02	3	1	0,1
	80	7,4	9	1	0,02	2	1	0,1
25% C	0	4,5	547	4	7	1	5	6
	10	6,0	417	5	7	12	3	5
	20	6,8	415	4	7	16	3	4
	40	7,0	394	4	7	17	3	4
	80	7,3	339	3	6	19	3	4
50% C	0	4,3	1201	25	18	997	13	13
	10	6,0	955	12	14	5	6	9
	20	6,5	931	8	15	6	5	9
	40	7,0	832	8	14	8	4	8
	80	7,1	704	7	11	12	5	7
Contaminado	0	4,7	2504	20	31	903	11	23
	10	5,9	2000	23	25	731	9	20
	20	6,7	1730	18	23	618	9	18
	40	6,9	1862	20	26	560	9	17
	80	7,4	1544	15	21	520	8	14

3.2 Sintomas de toxidez e crescimento das plantas

Os sintomas de fitotoxidez observados na parte aérea das plantas apresentaram progressão temporal nas misturas de solo contaminado e forte relação com a adição do calcário (Figura 1). No solo contaminado sem a adição de calcário, as plantas morreram cinco dias após o transplântio, confirmando o excesso dos metais no solo (Tabela 1). Aos 15 dias após o transplântio, nenhum sintoma foi observado nas plantas de todos os tratamentos, além daquele já verificado nas plantas no solo contaminado sem a adição de calcário. Com o tempo de exposição à contaminação, chegando aos 21 dias após o transplântio, as plantas na mistura 50%C, sem a adição de calcário, exibiram sintomas de toxidez bastante acentuados, caracterizados por encarquilhamento e manchas por toda a planta, que evoluíram, chegando a morte das plantas aos 50 dias. No solo contaminado, aos 21 dias, a adição de 10 t ha^{-1} de calcário já não foi suficiente para diminuir a disponibilidade dos metais no solo, e conseqüentemente a absorção e translocação pelas plantas, que já exibiram clorose generalizada nas folhas. Estes sintomas evoluíram com o tempo, e aos 50 dias, além destes estarem mais acentuados, as plantas nas doses mais elevadas de calcário também já apresentavam clorose, assim como aquelas na mistura de 50%C com 10 t ha^{-1} de calcário. Somente a última dose de calcário (80 t ha^{-1}) foi suficiente para evitar que a planta sofresse com a toxidez dos metais no solo contaminado. As plantas na mistura 25%C só apresentaram sintomas de toxidez aos 50 dias, na ausência de calagem, exibindo clorose, que é o início dos sintomas de fitotoxidez, indicando que as injúrias devido a contaminação apresentaram progressão temporal. O agravamento dos sintomas com o tempo de exposição à contaminação pode ocorrer devido ao maior acúmulo dos metais com a absorção contínua, atingindo teores tóxicos nas plantas e causando aumento dos efeitos fitotóxicos dos metais e distúrbios fisiológicos na planta (Barceló e Poschenrieder, 1992). Entretanto, mesmo que a planta apresente sintomas de

toxidez com a adição de calcário, ela pode ser promissora para a revegetação, pois a capacidade das espécies de sobreviverem, mesmo afetadas pela contaminação, pode ser uma característica desejável, considerando que isto pode propiciar a oportunidade destas encontrarem condições temporalmente ou espacialmente mais favoráveis no campo.

Verificou-se efeito significativo para níveis de contaminação e para doses de calcário em todos os parâmetros de crescimento vegetativo avaliados (Tabela 1A do Anexo), e das interações entre os dois fatores. A altura das plantas, avaliada aos 21 e 50 dias após o transplântio, aumentou com a aplicação de calcário, apresentando resposta do tipo raiz quadrada, com exceção das plantas no solo não contaminado, que apresentaram tendência de redução na altura (Figura 2), mas que não foi significativo (Tabela 4). As alturas máximas verificadas para o eucalipto foram 31 e 47 cm, aos 21 e 50 dias, respectivamente, que ocorreram no solo não contaminado sem a adição de calcário. A menor altura observada ocorreu no solo contaminado sem a adição de calcário, tanto aos 21 como aos 51 dias após o transplântio.

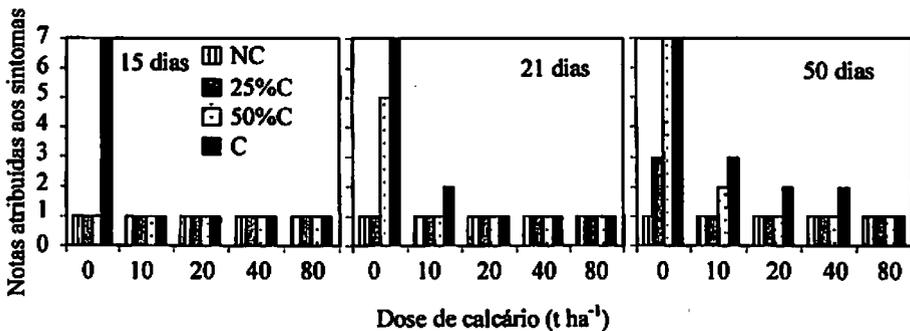


FIGURA 1. Sintomas de toxidez de metais em *Eucalyptus camaldulensis* aos 15, 21 e 50 dias, submetido a níveis crescentes de contaminação com metais pesados e doses de calcário.

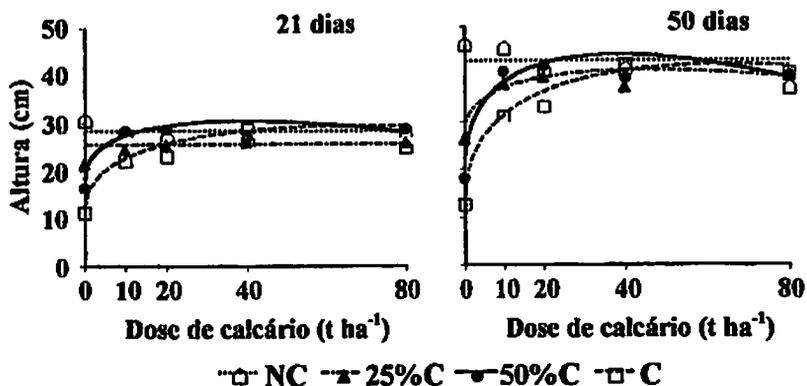


FIGURA 2. Altura de mudas de *Eucalyptus camaldulensis*, 21 e 50 dias após o transplante, em solos contendo níveis crescentes de contaminação e doses de calcário.

TABELA 4. Equações de regressão de altura das plantas avaliadas nas 4 misturas de solos, com 5 doses de calcário⁽¹⁾

Variável	Solo	Equação de regressão	R ²
Altura 21 dias	NC	NS	
	25%C	NS	
	50%C	$y = 18,25619765 - 0,31886157x + 3,94652651x^{0,5}$	0,90**
	C	$y = 12,28956277 - 0,2480784x + 4,12011323x^{0,5}$	0,97**
Altura 50 dias	NC	NS	
	25%C	$y = 27,82365987 - 0,28795704x + 3,86300164x^{0,5}$	0,90**
	50%C	$y = 20,05180129 - 0,63206749x + 7,78715636x^{0,5}$	0,93**
	C	$y = 13,32227583 - 0,44552681x + 7,14823037x^{0,5}$	0,98**

⁽¹⁾ Na equação, x corresponde à dose de calcário e y à variável analisada.

O efeito positivo e significativo da adição de calcário nos solos contaminados foi mais pronunciado aos 50 dias (Figura 3), onde foi observado um maior incremento na altura das plantas na mistura 50%C e no solo contaminado, e um menor incremento na mistura 25%C. O menor incremento, em resposta ao calcário, na mistura 25%C é devido ao menor efeito tóxico causado por esta mistura conforme dados da tabela 1, e da produção de matéria

seca e teores dos metais pesados na planta apresentados mais adiante. Simão (1999) também observou incremento da altura da *Mimosa caesalpiniiifolia* com o aumento das doses de calcário aplicadas em solo contaminado com metais pesados. Apenas no solo contaminado foi observada tendência de aumento da altura das plantas com o incremento das doses de calcário até 40 t ha^{-1} . Para as misturas 25%C e 50%C houve tendência de estabilização do crescimento com menores doses de calcário. Houve uma paralisação do crescimento das plantas na ausência de calagem, na mistura 50%C e no solo contaminado, corroborando os avançados sintomas de fitotoxidez aos 21 dias, e conseqüente morte das plantas verificadas na figura 1.

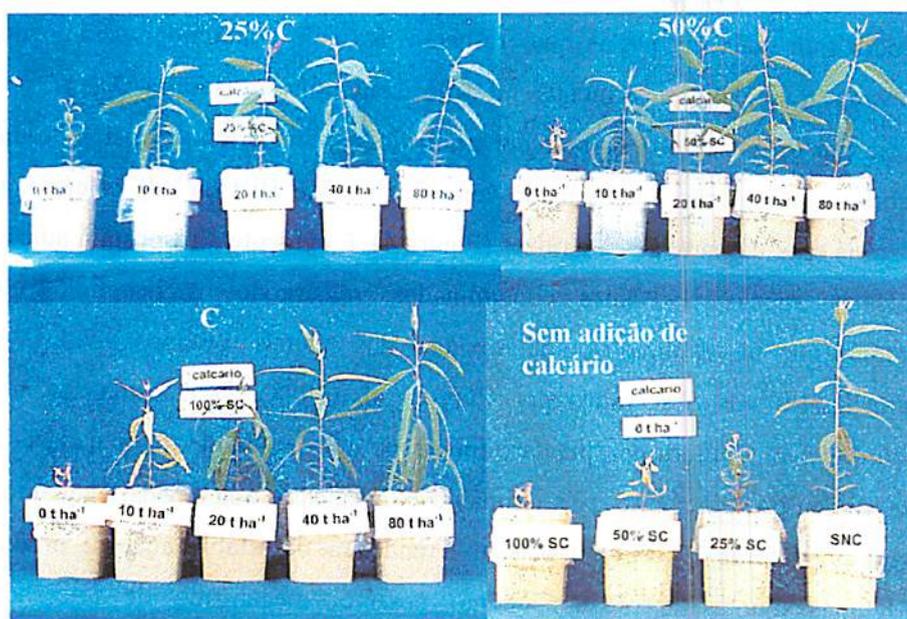


FIGURA 3. Aspectos do crescimento das mudas de *E. camaldulensis* aos 50 dias nas misturas com solo contaminado, e comportamento destas na ausência de calcário.

A produção de matéria seca foi influenciada pelas misturas de solos e pela adição de calcário (Tabela 1A), ocorrendo também interação entre os fatores estudados. A aplicação de calcário proporcionou aumento na produção de matéria seca em todos os solos contaminados. No solo não contaminado houve pequena diminuição da matéria seca da parte aérea, com a adição de doses crescentes de calcário (Figura 4), corroborando os dados de altura das plantas. As doses elevadas de calcário no solo não contaminado podem estar ocasionando deficiência de nutrientes, como o Fe, na planta (Badora et al., 1998), e assim causando redução no crescimento. A matéria seca de raízes aumentou nos solos contaminados com a adição de calcário, entretanto, no solo não contaminado esse efeito não foi verificado (Tabela 5).

As plantas no solo não contaminado, e sem a adição de calcário, produziram mais do que as que cresceram em solo contaminado, indicando a elevada toxicidade dos metais no solo contaminado (Figura 3). A menor produção foi observada no solo contaminado sem calcário, e a maior produção ocorreu no solo não contaminado com a adição de 10 t ha^{-1} de calcário, para matéria seca da parte aérea e raízes (Figura 4). É evidente a resposta à adição de calcário apenas nos solos contaminados, mostrando os benefícios desse amenizante na diminuição da toxidez dos metais pesados, dados estes semelhantes aos observados por Cury et al. (1998). Da mesma forma que ocorreu para a altura das plantas, apenas no solo contaminado a matéria seca respondeu positivamente até a última dose de calcário adicionada, enquanto que para as misturas 25%C e 50%C houve tendência de estabilização da produção. Algumas plantas apresentam, como possível mecanismo de tolerância à contaminação do solo com metais pesados, a diminuição ou paralisação do crescimento, fato que está relacionado a processos metabólicos diversos (Marschner, 1995).

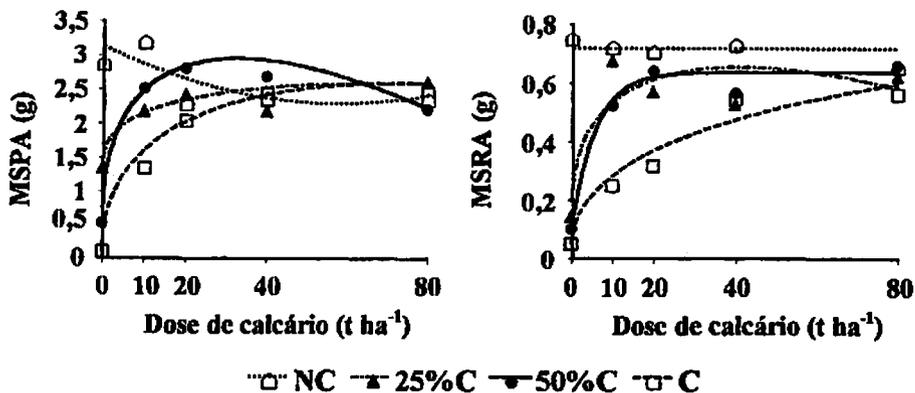


FIGURA 4. Produção de matéria seca da parte aérea (MSPA) e de raízes (MSRA) de *Eucalyptus camaldulensis* em solo contendo níveis crescentes de contaminação com metais pesados e doses de calcário.

A adição da dose correspondente a 80 t ha⁻¹ de calcário proporcionou produção semelhante de matéria seca da parte aérea e de raízes em todas as misturas de solo (Figura 4), chegando a ser maior no solo contaminado (C) do que no solo não contaminado (NC), indicando que as elevadas doses desse material podem causar efeito deletério em solos não contaminados. Simão (1999) também observou o efeito do calcário em plantas de sabiá, elevando a produção de matéria seca da parte aérea e de raízes em solo de maior contaminação, chegando próximo da produção observada no solo de menor contaminação. As máximas produções de matéria seca da parte aérea foram 2,6; 3 e 2,6 g, nas misturas 25%C, 50%C e no solo contaminado (C), respectivamente, que corresponderam à adição de 69, 33 e 73 t ha⁻¹ de calcário ao solo, respectivamente. As doses de calcário estimadas para proporcionar a maior produção de matéria seca da parte aérea, não refletiram os teores de metais no solo, que apresentaram redução com a elevação da dose, independentemente da mistura, conforme abordado no item anterior. Por

O solo e a adição de calcário, assim como a interação desses fatores, exerceram efeitos significativos nos teores de metais pesados na parte aérea e nas raízes (Tabela 2A). Verificaram-se aumentos nos teores de Zn, Cu e Cd na parte aérea das plantas em função da elevação do nível de contaminação no solo

3.3 Teores de metais pesados na matéria seca

Varável	Solo	Equação de regressão	R ²
MSPA	NC	$y = 3,135846154 - 0,02909007x + 0,000251092x^2$	0,58*
	25%C	$y = 1,46187231 - 0,01627482x + 0,270959986x^{0,5}$	0,88**
	50%C	$y = 0,646892035 - 0,07035321x + 0,80610954x^{0,5}$	0,99**
MSRA	NC	NS	0,99**
	25%C	$y = 0,194278029 - 0,01122397x + 0,14374407x^{0,5}$	0,77**
	50%C	$y = 0,636572417 - 0,52738603 \exp(-x/5,751301)$	0,97**
	C	$y = 0,046028646 - 0,00249377x + 0,08391486x^{0,5}$	0,95**

(1) Na equação, x corresponde à dose de calcário e y à variável analisada.

TABELA 5. Equações de regressão para matéria seca da parte aérea (MSPA) e de raízes (MSRA), nas 4 misturas de solos, com 5 doses de calcário⁽¹⁾

exemplo, na mistura 25%C a dose de calcário para a produção de matéria seca foi maior do que a estimada na mistura 50%C, e próxima da encontrada para o solo de maior contaminação. Verifica-se, portanto, que a elevada dose de calcário estimada para a produção máxima de matéria seca na mistura 25%C deve-se ao modelo de resposta encontrado para esta condição. Os resultados de matéria seca não podem ser considerados subsídio único para se inferir sobre as melhores situações de amenização da fitotoxicidez, pois onde a reabilitação não tem finalidade de produção com retorno econômico, a produtividade é de importância secundária no desenvolvimento da vegetação (Johnson, McNeilly e Putwain, 1977).

(Figura 5). Na ausência de calcário, nos solos contaminados, os teores de Zn e Cd atingiram níveis tóxicos, estando mais elevados que a faixa de 100 a 400 mg kg⁻¹ para o Zn, e de 5 a 30 mg kg⁻¹ para o Cd (Kabata-Pendias e Pendias, 1985), enquanto que para Cu, os teores na matéria seca, com e sem a adição de calcário não atingiram a faixa considerada tóxica de 20 a 100 mg kg⁻¹.

A adição de calcário reduziu os teores de Zn na matéria seca da parte aérea das plantas nos solos contaminados, atingindo inclusive, valores menores do que o nível inferior da faixa considerada tóxica por Kabata-Pendias e Pendias (1985) para esse metal. As doses de calcário necessárias para diminuir o teor de Zn na parte aérea das plantas a níveis menores do que 100 mg kg⁻¹ foram 10,5; 22 e 48,3 t ha⁻¹, para as misturas 25%C e 50%C, e o solo contaminado, respectivamente. Essas doses de calcário são inferiores às estimadas para a produção máxima de matéria seca da parte aérea, sendo, portanto, mais coerentes com os efeitos deste amenizante no crescimento do *Eucalyptus camaldulensis*. As doses de calcário necessárias para diminuição dos teores de Zn a níveis não tóxicos corresponderam às proporções das misturas com solo contaminado, duplicando à medida que a proporção de solo contaminado foi duplicada, fato que também relacionou-se aos teores de metais nas misturas com solo contaminado (Tabela 3).

As plantas que cresceram no solo não contaminado apresentaram teores foliares de Zn abaixo da faixa considerada adequada para o eucalipto (40-60 mg kg⁻¹; Dell e Daping, 1995), o que pode ter ocasionado os decréscimos na altura da planta (Figura 2) e matéria seca da parte aérea (Figura 4). Durante a condução do experimento nenhum sintoma de deficiência foi observado.

Os teores de Cu na parte aérea em todos os solos, com ou sem a aplicação de calcário, estiveram fora da faixa crítica de fitotoxicidade, e variaram de 3 a 8 mg kg⁻¹, estando inclusive fora da faixa considerada adequada (8-10 mg kg⁻¹) para o eucalipto (Dell e Robinson, 1993).

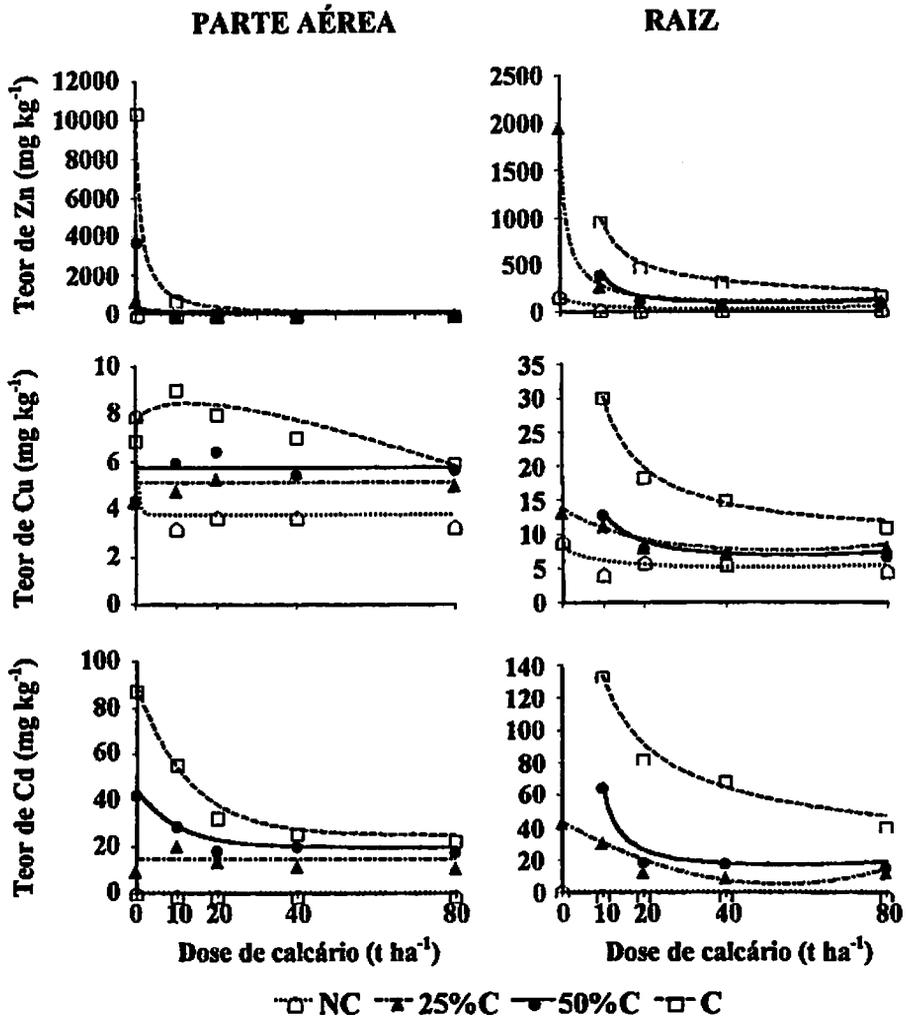


FIGURA 5. Teores de Zn, Cu e Cd na matéria seca da parte aérea e de raízes, de *Eucalyptus camaldulensis* em solos contendo níveis crescentes de contaminação com metais pesados e doses de calcário.

esse metal, que é de 5 a 30 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias e Pendias, 1985). Este é um indício de que o Zn não é o metal mais limitante ao crescimento das plantas nesses solos, já que os teores na parte aérea diminuíram a níveis não tóxicos, sendo o Cd considerado o principal entrave ao desenvolvimento das plantas. Os teores de Cd no solo, com a adição de calcário não diminuíram a níveis não tóxicos (Tabela 2), fato que corrobora tal comportamento na planta e confirma também que o Cd é o metal mais limitante ao crescimento das plantas nesse solo. Soares (1999) determinou, em solução nutritiva, níveis críticos de toxidez de 14,5 mg kg⁻¹ para *Eucalyptus maculata* e de 10,8 mg kg⁻¹ para *E. urophylla*, que são próximos dos que foram atingidos na mistura 25%C. Talvez o *E. camaldulensis* tolere níveis até superiores aos encontrados por Soares (1999), o que pode ajudar a explicar o aumento de produção de matéria seca das plantas nos solos contaminados, mesmo com os elevados teores de Cd na parte aérea. Simão (1999) também observou reduções nos teores de Cd na parte aérea de *Mimosa caesalpinifolia* com a aplicação de calcário em solo contaminado, entretanto, no trabalho deste autor, os teores de Cd diminuíram a valores abaixo da faixa crítica de toxidez para esse metal, mesmo utilizando doses inferiores de calcário, e apresentando teores mais elevados de Cd no solo do que os do presente trabalho. Talvez a espécie estudada por Simão (1999) tenha algum mecanismo que reduza a absorção do Cd, atuando como uma planta exclusora, ou restringindo a translocação desse metal para a parte aérea.

Nas raízes, os teores de metais pesados foram superiores aos verificados na parte aérea, corroborando a baixa produção de matéria seca de raízes em detrimento da observada na parte aérea, o que pode ser ocasionado pelo fato das raízes serem as primeiras a entrarem em contato com a contaminação do solo e acumular maiores teores de metais, sendo então mais sensíveis do que a parte aérea (Arduini, 1995). Na ausência de calcário, a pouca massa de raízes produzida na mistura 50%C e no solo contaminado, impossibilitou a análise dos

metais pesados, o que dificultou a interpretação dos dados de teores nas raízes em relação ao aumento da contaminação. Entretanto, na ausência de calcário, na mistura 25%C observou-se teores de metais superiores àqueles observados no solo não contaminado, levando-se a supor que nos solos de maior contaminação os teores seriam ainda mais elevados.

Os teores de Zn nas raízes diminuíram sensivelmente com a adição de calcário aos solos contaminados, comportamento semelhante ao verificado na parte aérea. No solo de maior contaminação verificou-se redução do teor deste metal nas raízes até a última dose de calcário adicionada, corroborando os dados de matéria seca de raízes, cuja maior produção foi nessa dose, apresentando relação inversa entre teor e produção de matéria seca. Pode-se observar na figura 5, que mesmo com a adição de calcário, os teores de Zn nas raízes no solo contaminado são superiores aos encontrados nas demais misturas estudadas. Um dos mecanismos da tolerância de algumas espécies de plantas aos metais pesados é a capacidade da planta de imobilizar o metal em suas raízes (Baker, 1981; 1987; Bergman, 1992). Os teores de Cu nas raízes diminuíram com a adição de doses crescentes de calcário, principalmente no solo de maior contaminação (Figura 5), diferindo dos teores desse metal na parte aérea, que só diminuíram no solo não contaminado.

Para o Cd também foram observados decréscimos nos teores nas raízes das plantas, com a adição de calcário. Foi observada grande diferença nos teores desse metal nas raízes entre o solo contaminado e as misturas 50%C e 25%C em todas as doses de calcário adicionadas, onde maiores teores de Cd foram observados no solo contaminado. Tanto para o Cd, como para o Zn, os maiores teores de metais nas raízes indicam que o *Eucalyptus camaldulensis* está acumulando mais neste órgão em detrimento da parte aérea.

3.4 Teores de macronutrientes, Fe e Mn na parte aérea

Os teores de macronutrientes, Fe e Mn na parte aérea das plantas sofreram efeitos do solo, da adição de calcário (exceto Fe), e da interação entre estes dois fatores (Tabela 3A). Na ausência de calcário, os teores de P, K, Ca, Mg, S e Mn aumentaram com o incremento da contaminação, enquanto que os teores de Fe foram inversamente proporcionais (Figura 6). O fato do aumento de teores com o aumento da contaminação pode ser explicado por um efeito de concentração (Jarrell e Beverly, 1981), pois a matéria seca da parte aérea diminuiu neste mesmo sentido na ausência de calagem. Para o Fe, os teores na matéria seca, no solo não contaminado, foram superiores aos encontrados nas plantas que cresceram nas misturas com solo contaminado (Figura 6), pelo fato de que nesse solo os teores de Fe no solo eram superiores (Tabela 1). Com a adição das doses mais elevadas de calcário no solo não contaminado, os teores de Fe na parte aérea diminuíram, o que pode ser a causa da diminuição da produção de matéria seca da parte aérea observada nesse solo. Com a adição de calcário nos solos contaminados, os teores de Fe permaneceram praticamente inalterados.

Os teores de N, P e K, em todos os solos, praticamente não foram alterados em função da aplicação das doses de calcário. Os teores de S e Mn diminuíram com a adição de calcário, o que pode ter sido ocasionado por um efeito de diluição (Jarrell e Beverly, 1981), já que as plantas apresentaram maior crescimento nas maiores doses de calcário, ou uma diminuição da disponibilidade do Mn no solo, com o aumento das doses de calcário, refletindo em menores teores nas plantas. Para o Ca, os teores variaram significativamente com a adição de calcário em todos os solos (Tabela 7), aumentando no solo não contaminado e nas misturas 25%C e 50%C, e diminuindo no solo contaminado. A calagem não teve efeito significativo sobre os teores de Mg no solo não contaminado e na mistura 25%C; no entanto, estes teores diminuíram na mistura

50%C e no solo contaminado, contrariando uma expectativa de aumento, em função do seu conteúdo no corretivo. Tanto para o Ca como para o Mg existe uma alta competitividade com os metais, o Ca competindo com o Cd, e o Mg com o Zn (Marschner, 1995), o que pode ser uma explicação da redução nos teores desses nutrientes na parte aérea das plantas no solo de contaminação mais elevada. Uma outra possibilidade é que o calcário adicionado ainda esteja em grande parte como CaCO_3 , não havendo possibilidade de absorção pela planta.

Os teores de N, P, K e S estiveram dentro da faixa considerada adequada nas folhas de *Eucalyptus* (Malavolta, Vitti e Oliveira, 1989), em todos os solos e doses de calcário. Os teores de Mn no solo não contaminado com a aplicação de calcário estiveram abaixo da faixa considerada adequada nas folhas, podendo a longo prazo, aparecer algum sintoma de deficiência. Os teores de Ca, Mg e Fe, de modo geral, apresentaram-se em níveis de deficiência, em todos os solos e doses de calcário aplicadas.

Como pôde-se observar, as alterações nos teores dos macronutrientes, Fe e Mn na parte aérea do eucalipto não contribuíram para explicar as reduções de crescimento observadas com a elevação da contaminação, e incrementos com a adição de calcário. Graziotti (1999) também verificou comportamento semelhante dos teores de macronutrientes, Fe e Mn em 13 espécies de eucalipto em níveis crescentes de contaminação com metais pesados no solo.

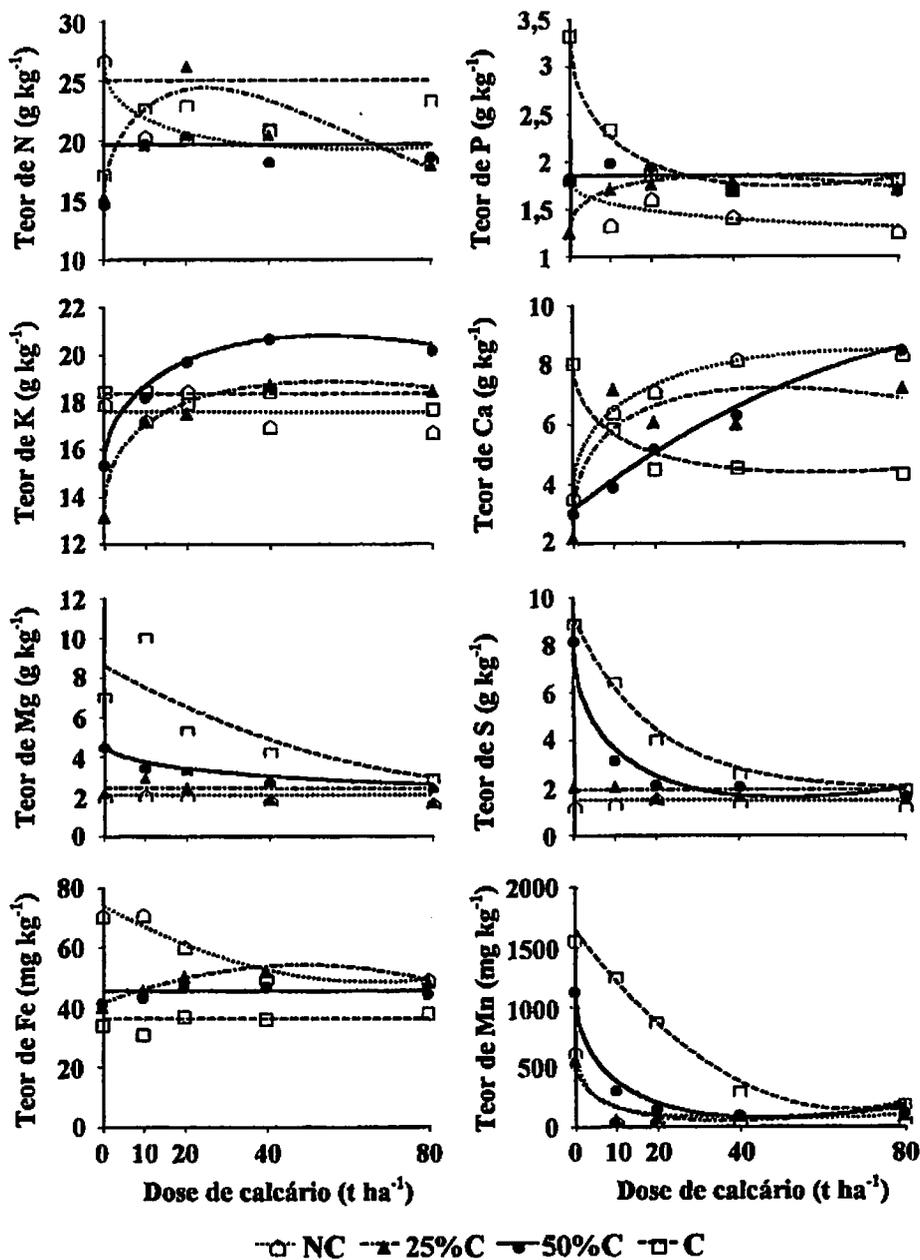


FIGURA 6. Teores de N, P, K, Ca, Mg, S, Fe e Mn na parte aérea de *Eucalyptus camaldulensis* em solo contendo níveis crescentes de contaminação com metais pesados e doses de calcário.

TABELA 7. Equações de regressão para teores de macro e micronutrientes na matéria seca da parte aérea, nas 4 misturas de solos, com 5 doses de calcário⁽¹⁾

Variável	Solo	Equação de regressão	R ²
Teor N	NC	$y = 26,5637654 + 0,1159534x - 1,84305107x^{0,5}$	0,88**
	25%C	$y^{-1} = 0,065268 + 0,0009888x - 0,00980028x^{0,5}$	0,70**
	50%C	NS	
	C	NS	
Teor P	NC	$y = 1,8062625 + 0,0038537x - 0,08947914x^{0,5}$	0,68*
	25%C	$y = 1,288288 - 0,01451048x + 0,179238036x^{0,5}$	0,99**
	50%C	NS	
	C	$y = 3,383829 + 0,0314191x - 0,4546085x^{0,5}$	0,99**
Teor K	NC	NS	
	25%C	$y = 13,337782 - 0,101062x + 1,492819126x^{0,5}$	0,99**
	50%C	$y^{-1} = 0,0650298 + 0,0003179x - 0,00463899x^{0,5}$	0,99**
	C	NS	
Teor Ca	NC	$y = 3,611332 - 0,0641423x + 1,119696833x^{0,5}$	0,99**
	25%C	$y = 2,681828 - 0,09267502x + 1,298161877x^{0,5}$	0,78**
	50%C	$y = 3,151538 + 0,10382x - 0,00044479x^2$	0,99**
	C	$y = 8,234525 + 0,06592x - 1,00820708x^{0,5}$	0,97**
Teor Mg	NC	NS	
	25%C	NS	
	50%C	$y = 4,6960949 + 0,0116582x - 0,33921876x^{0,5}$	0,99*
	C	$y = 8,6063077 - 0,116242x + 0,000572333x^2$	0,65**
Teor S	NC	NS	
	25%C	NS	
	50%C	$y = 8,233286 + 0,13073069x - 1,86419192x^{0,5}$	0,98**
	C	$y = 1,9110046 + 7,26579\exp(-x/19,09966308)$	0,99**
Teor Fe	NC	$y = 74,11631 - 0,770275x + 0,005778784x^2$	0,93**
	25%C	$y = 41,38061 + 0,523725x - 0,00534727x^2$	0,97**
	50%C	NS	
	C	NS	
Teor Mn	NC	$y^{-1} = 0,001533 + 0,0005078x - 0,0000050643x^2$	0,96**
	25%C	$y = 569,44415 + 13,981464x - 170,585042x^{0,5}$	0,93**
	50%C	$y = 1155,2943 + 23,41553x - 318,003961x^{0,5}$	0,99**
	C	$y = 1642,9181 - 45,38599x + 0,343995037x^2$	0,99**

⁽¹⁾ Na equação, x corresponde à dose de calcário e y à variável analisada.

A aplicação de calcário aos solos contaminados mostrou-se benéfica, favorecendo o crescimento das plantas, e diminuindo os teores dos metais na planta e no solo. As doses de calcário a serem aplicadas depende do nível de

contaminação, e as que proporcionaram as máximas produções de matéria seca da parte aérea nas misturas 25%C e 50%C e no solo contaminado foram 69,3; 32,8 e 73,5 t ha⁻¹, respectivamente. Entretanto, as doses de calcário estimadas para proporcionar a maior produção de matéria seca da parte aérea, não refletiram os teores de metais no solo, que apresentaram redução com a elevação da dose, independentemente da mistura. Portanto, os resultados de matéria seca não podem ser considerados subsídio único para se inferir sobre as melhores situações de amenização da fitotoxidez, devendo-se levar em conta também, as doses de calcário que diminuem os teores dos metais na parte aérea a níveis não tóxicos. No presente estudo, os teores de Zn diminuíram a níveis abaixo das faixas de toxidez, enquanto que os teores de Cd, apesar das reduções observadas com a adição do calcário, não diminuíram a níveis não tóxicos. As doses de calcário estimadas para reduzir os teores de Zn a níveis considerados não tóxicos foram 10,5, 22 e 48,3 t ha⁻¹, nas misturas 25%C e 50%C e no solo contaminado, respectivamente. Estas doses são mais coerentes com os efeitos deste amenizante no crescimento do *Eucalyptus camaldulensis* do que as doses de calcário estimadas para a produção máxima de matéria seca da parte aérea.

4 CONCLUSÕES

- A adição de elevadas doses de calcário reduz a disponibilidade de Zn e Cd extraídos por Mehlich-1 e DTPA, e beneficia o crescimento de mudas de *Eucalyptus camaldulensis* em misturas contendo diferentes proporções de solo contaminado com metais pesados.

- A adição de calcário pode reduzir os teores de Zn na parte aérea a concentrações abaixo da considerada tóxica, não ocorrendo o mesmo para o Cd.
- As doses requeridas para reduzir a absorção de Zn do solo de modo a obter concentrações não tóxicas na parte aérea foram 10,5, 22 e 48,3 t ha⁻¹, respectivamente para as misturas 25%C e 50%C e o solo contaminado.
- Os efeitos do calcário na disponibilidade dos metais no solo, teores destes na planta e crescimento das mudas indicam a potencialidade deste como amenizante da toxidez de metais pesados para mudas de *Eucalyptus camaldulensis*.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, C.A.; RAIJ, B. van. Efeito da reação do solo no zinco extraído pelas soluções de DTPA e Mehlich-1. *Bragantia*, Campinas, v.55, n.2, p.357-363, 1996.
- ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E. (eds). *Tópicos em ciência do solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.299-352.
- ARDUINI, I. Inquinamento da metalli pesanti e rinnovamento spontaneo deleções bosco, *Linea Ecologia*, Milano, n.5, Set./Ott. 1995.
- BADORA, A.; FURRER, G.; GRÜNWALD, A.; SCHULIN, R. Immobilization of zinc and cadmium in polluted soils by polynuclear Al₁₃ and Al-Montmorillonite. *Journal of Soil Contamination*, Massachusetts, v.7, n.5, p.573-588, Sept. 1998.

- BAKER, A.J.M. Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.3, n.1/4, p.643-654, 1981.
- BAKER, A.J.M. Metal tolerance. **The New Phytologist**, Oxford, v.106, n.1, p.93-111, May 1987.
- BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C.H. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, Madrid, v.2, n.2, p.345-361, 1992.
- BATAGLIA, O.C.; RAIJ, B. van. Eficiência de extratores de micronutrientes na análise de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.13, n.2, p.205-212, maio/ago. 1989.
- BATAGLIA, O.C.; RAIJ, B. Van. Soluções extratoras na avaliação da fitodisponibilidade do zinco em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.18, n.3, p.457-461, set./dez. 1994.
- BERGMANN, W. **Nutritional disorders of plants – development, visual and analytical diagnosis**. New York: G. Fischer, 1992. 741p.
- CLARK, R.B. Characterization of phosphatases of intact maize roots. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Washington, v.36, n.3, p.458-460, May/June 1975.
- CURY, J.C.; SIQUEIRA, J.O.; GRAZZIOTTI, P.H.; MOREIRA, F.M.S. Amenização da toxidez de metais pesados por calcário, solomax e vermicomposto em dez espécies de eucalipto. In: FERTBIO'98, 1., 1998, Caxambu. **Anais...** Lavras: Universidade Federal de Lavras, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1998. p.819.
- DELL, B.; DAPING, X. Diagnosis of zinc deficiency in seedlings of a tropical eucalypti (*Eucalyptus urophylla* S. T. Blake). **Plant and Soil**, Dordrecht, v.176, n.2, p.329-332, Oct. 1995.
- DELL, B.; ROBINSON, J.M. Symptoms of mineral nutrient deficiencies and the nutrient concentration ranges in seedlings of *Eucalyptus maculata* Hook. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.155-156, p.255-261, 1993.

- DEROME, J. Detoxification and amelioration of heavy-metal contaminated forest soils by means of liming and fertilization. **Environmental Pollution**, v.107, n.1, p.79-88, Jan. 2000.
- ELTROP, L.; BROWN, G.; JOACHIN, O.; BRINKMAN, K. Lead tolerance of *Betula* and *Salix* in the mining area Mechernich/Germany. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.131, n.2, p.275-285, Mar. 1991.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e Abastecimento, 1997. 212p.
- FORSTER, J.C. Heavy metals. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. p.101-1043.
- GRAZZIOTTI, P.H. **Comportamento de fungos ectomicorrízicos, *Acacia mangium* e espécies de *Pinus* e *Eucalyptus* em solo contaminado por metais pesados**. Lavras: UFLA, 1999. 177p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)
- JARREL, W.M.; BEVERLY, R.B. The dilution effect in plant nutrition studies. **Advances in Agronomy**, New York, v.34, p.197-224, 1981.
- JOHNSON, M.S.; McNEILLY, T.; PUTWAIN, P.D. Revegetation of metalliferous mine spoil contaminated by lead and zinc. **Environmental Pollution**, Oxford, v.12, n.2, 1977.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Pres, 1985. 315p.
- KREBS, R.; GUPTA, S.K.; FURRER, G.; SCHULIN, R. Solubility and plant uptake of metals with and without liming of sludge-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n.1, p.18-23, Jan./Feb. 1998.
- LOGAN, T.J. Reclamation of chemically degraded soils. **Advances in Soil Science**, New York, v.17, p.13-35, 1992.
- MADRID, L.; DIAZ-BARRIENTOS, E. Influence of carbonate on the reaction of heavy metals in soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.43, n.4, p.709-721, Dec. 1992.

- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFÓS, 1989. 201p.
- 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: UFLA, 1996. 116p. (Dissertação – Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. San Diego: Academic Press, 1995. 902p.
- McBRIDE, M.; SAUVÉ, S.; HENDERSHOT, W. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.48, n.2, p.337-346, June 1997.
- McGRATH, S.P.; CHAUDRI, A.M.; GILLER, K.E. Long-term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms and plants. **Journal of Industrial Microbiology**, Amsterdam, v.14, p.94-104, 1995.
- MENCH, M.; VANGRONSVELD, J.; LEPP, N.W.; EDWARDS, R. Physico-chemical aspects and efficiency of trace element immobilization by soil amendments. In: VANGRONSVELD, J.; CUNNINGHAM, S.D. (eds). **Metal-contaminated soils**. Germany: Spring-Verlag, 1999. p.151-182.
- POMPÉIA, S.L. Procedimentos técnicos para recuperação de áreas degradadas por poluição. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1., 1994, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1994. p.63-73.
- RIBEIRO-FILHO, M.R. **Metais pesados em solos de área de rejeitos da industrialização do zinco**. Lavras: UFLA, 1997. 45p. (Dissertação – Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)
- SANNINGS, D.; STIETZL, H. United States/German bilateral agreement on hazardous waste site cleanup project. In: **Contaminated Soil'93**. Dordrecht: Kluwer Academic Publication, 1993. p.11-25.
- SIMÃO, J.B.P. **Mitigação da fitotoxicidade de metais pesados no solo, através do uso de materiais orgânicos e inorgânicos**. Lavras: UFLA, 1999. 135p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)

SOARES, C.R.F.S. **Toxidez de zinco, cobre, cádmio e chumbo para o eucalipto em solução nutritiva.** Lavras: UFLA, 1999. 132p. (Dissertação – Mestrado Solos e Nutrição de Plantas)

VANGRONSVELD, J.; VAN ASSCHE, F.; CLIJSTERS, H. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: in situ metal immobilization and revegetation. **Environmental Pollution**, Oxford, v.87, n.1, p.51-59, Jan. 1995.

CAPÍTULO 3

SILICATO DE CÁLCIO COMO AMENIZANTE DA FITOTOXIDEX DE METAIS PESADOS NO SOLO PARA MUDAS DE *EUCALYPTUS CAMALDULENSIS*

RESUMO

ACCIOLY, A.M.A. Silicato de cálcio como amenizante da fitotoxidez de metais pesados no solo para mudas de *Eucalyptus camaldulensis*. Lavras: UFLA, 2001. Cap.3, 35p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)¹

O presente estudo foi desenvolvido em casa de vegetação no Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, no período de dezembro de 1999 a abril de 2000. Considerando que o Si possui efeito amenizante de níveis tóxicos de Mn e Al para algumas espécies de plantas, o objetivo do presente trabalho foi verificar o efeito da aplicação de Si no crescimento de *Eucalyptus camaldulensis*, em misturas de solo contendo proporções crescentes de um solo contaminado por metais pesados. Os níveis de contaminação foram obtidos pela mistura de 0, 25, 50 e 100% de um solo contaminado, e um solo não contaminado, usado como diluente a essas misturas. As doses de silício foram 450, 900, 1350 e 1800 mg kg⁻¹, e o controle, sem a adição de silício (0 mg kg⁻¹), aplicadas a partir de um silicato de cálcio puro para análise. O experimento foi conduzido em vasos com 1,5 kg de solo com uma muda de planta, em delineamento inteiramente casualizado, com cinco repetições, compondo um fatorial 4x5 (4 proporções do solo contaminado x 5 doses de silício), perfazendo um total de 100 parcelas experimentais. O silicato de cálcio teve efeito amenizante da toxidez de metais pesados ao *Eucalyptus camaldulensis* retardando o aparecimento dos sintomas de toxidez e diminuindo os teores de Zn e Cd na parte aérea das plantas, sem, entretanto, superar totalmente a depressão no crescimento quando a concentração dos metais era muito elevada. Os efeitos amenizantes do silicato foram crescentes com as doses e mais evidentes nos solos com maior contaminação. O mecanismo do Si na amenização da toxidez dos metais pesados sobre o *E. camaldulensis* é desconhecido, mas os resultados

¹ Orientador: José Oswaldo Siqueira - UFLA

deste estudo indicam que parece ocorrer na planta, desde que o Si não interferiu nos teores dos metais no solo extraídos pelo Mehlich-1.

ABSTRACT

ACCIOLY, A.M.A. **Calcium silicate as ameliorant to soil heavy metal fitotoxicity to *eucalyptus camaldulensis* seedlings.** Lavras: UFLA, 2001. Chap.3, 35p. (Thesis – Doctorate in Soils and Plant Nutrition)¹

The present study was developed in greenhouse at the Department of Soil Science from December 1999 to April 2000. Considering that Si has alleviating effects on Mn and Al toxicity in some plant species, the objective of this study was to verify the effect of Si application on growth of *Eucalyptus camaldulensis* in soil mixtures containing increasing proportions of a heavy-metal contaminated soil. Levels of contamination tested were obtained by adding 25% and 50% to an uncontaminated soil, in addition to a non-contaminated control and a 100% contaminated soil. To these mixtures the following Si doses were added: 450, 900, 1350 and 1800 mg kg⁻¹ of soil as pure calcium silicate, in addition to a control without this amendment. The experiment was carried out in plastic pot with 1.5 kg of soil with one seedling, as a completely random block design with five replications in a 4x5 factorial scheme (4 proportions of soil contamination x 5 Si doses) composing a total of 100 experimental units. Calcium silicate exhibited an ameliorating effect against the heavy metal toxicities to *Eucalyptus camaldulensis*, retarding the toxicity symptoms and reducing Zn and Cd in plants shoots. However growth depression caused by high concentrations of heavy metals in the soil was not completely eliminated by this amendment. Ameliorating effects of calcium silicate increased with doses being more evident in soil mixtures with high contamination. Mechanism by which Si ameliorated heavy metal toxicity to *Eucalyptus camaldulensis* is unknown, but the results from this study indicate they occur in plants, since Si did not affect the concentration of Mehlich-1 extracted metal from soil mixtures.

¹ Adviser: José Oswaldo Siqueira - UFLA

1 INTRODUÇÃO

A incorporação de metais, tais como Cd, Cr, Cu, Hg, Pb e Zn, no solo, decorrente de ações antrópicas, causa a poluição e a contaminação dos ecossistemas, exercendo efeitos deletérios em diversas formas de vida (Alloway, 1990), representando, atualmente, sérios problemas ambientais e de saúde pública em várias regiões do mundo (McBride, 1989). A fitotoxicidade dos metais limita o desenvolvimento de vegetação, pois as plantas absorvem e acumulam Zn, Cu, Cd, Ni e outros metais (Raskin et al., 1994), inibindo processos fisiológicos gerais como: transpiração, respiração e fotossíntese, causando grande impacto na diversidade e função da vegetação no ecossistema. Em geral, os sintomas mais visíveis da fitotoxicidade por metais pesados incluem, caracteristicamente, redução do crescimento, sobretudo do sistema radicular, clorose e necrose nas folhas e, posteriormente, sintoma típico de senescência e abscisão (Barceló e Poschenrieder, 1992; Breckle e Kahle, 1992; Punz e Sieghardt, 1993). Dessa forma, se faz necessária a investigação do comportamento dos metais no solo, e de seus potenciais fitotóxicos, visando a seleção de tecnologias para a remediação do solo, de maneira a limitar a transferência dos metais no sistema solo-planta.

Apesar de existirem várias tecnologias para a remediação de solos contaminados, a plena recuperação de áreas degradadas pelo excesso de metais pesados é difícil (Accioly e Siqueira, 2000). Dentre as inúmeras alternativas, tem-se o emprego de materiais adsorventes e imobilizadores, que é bastante promissor, pois reduz a mobilidade e a solubilidade dos metais no solo, facilitando o estabelecimento de vegetação. Os aditivos capazes de imobilizar metais no solo convertem as frações solúveis e trocáveis dos metais em formas mais estáveis (menos lábeis), diminuindo a biodisponibilidade e a toxicidade

destes às plantas (Mench et al., 1999). A forma dos contaminantes geralmente é alterada através de processos de precipitação, humificação e transformações redox. A redução da disponibilidade desses elementos se dá por reação direta de superfície, por efeito do pH ou por ambos (Vangronsveld e Cunningham, 1999).

Materiais naturais ou sintéticos têm sido avaliados quanto à capacidade destes em diminuir a mobilidade e biodisponibilidade do metal pesado, como por exemplo o calcário, fosfatos e apatitas, óxidos de ferro e manganês, aluminossilicatos (zeólitas, beringita), escórias, dentre outros (Whitbread-Abrutat, 1997; Vangronsveld e Ruttens, 1999). Escórias diversas têm sido estudadas quanto ao efeito na diminuição da mobilidade dos metais através da mudança do pH do solo (Mench et al., 1994; Chlopecka e Adriano, 1996). Mench et al. (1994) observaram efeito positivo da aplicação de uma escória básica em solo contaminado por Pb, diminuindo a concentração deste metal em plantas de tabaco. As escórias básicas são silicatos de Ca e Mg, e além de poderem ser comercializadas como corretivos do solo devido à sua basicidade, estas são fontes de Si (Lima Filho, Lima e Tsai, 1999), cuja função na amenização da toxidez de metais tem sido considerada (Williams e Vlamis, 1957; Bowen, 1972; Horst e Marschner, 1978).

Embora o silício (Si) não seja reconhecido como um elemento essencial, este tem demonstrado efeito benéfico para muitas espécies vegetais e, em determinadas circunstâncias, para a maioria das plantas superiores (Marschner, 1995). Dentre os efeitos positivos do Si tem-se o aumento de tolerância das plantas à toxidez de Mn, Al e Fe (Williams e Vlamis, 1957; Peaslee e Frink, 1969; Bowen, 1972; Horst e Marschner, 1978; Ma e Takahashi, 1990; Barceló, Guevara e Poschenrieder, 1993; Sistani, Savant e Reddy, 1997), e diminuição do efeito de estresses e condições adversas do meio ambiente sobre algumas espécies de plantas (Maschner, 1995; Epstein, 1999). O mecanismo pelo qual o Si aumenta a tolerância das plantas a esses metais é matéria ainda de disputa

devido a resultados contraditórios. Em plantas, o efeito do Si na diminuição dos efeitos tóxicos de Mn e Al pode ocorrer devido à sua menor absorção por elas (Peaslee e Frink, 1969; Bowen, 1972). Alguns autores afirmam que a atenuação da toxidez de Al, induzida pelo Si, pode ser devida ao aumento do pH, e não a um efeito direto do Si em solução (Galvez et al., 1987; Li et al., 1996). Lima Filho, Lima e Tsai (1999) citam, entretanto, que vários trabalhos demonstram que o Si solúvel pode formar compostos inertes com o Al na solução do solo. Baylis, Gragoponlon e Davidson (1994) observaram que os efeitos benéficos do Si foram independentes dos efeitos do metassilicato de sódio sobre o pH. Outros trabalhos dão suporte à hipótese de que a interação Si-metal no tecido vegetal tem um papel significativo na diminuição da toxicidade dos metais (Williams e Vlamis, 1957; Horst e Maschner, 1978; Hodson e Wilkins, 1991; Hodson e Sangster, 1993). No entanto, nada foi encontrado na literatura para o efeito deste elemento na amenização da toxidez de Zn, Cd e Cu em solos contaminados. Considerando que o Si possui uma comprovada capacidade de amenização de níveis tóxicos de Mn e Al para algumas espécies de plantas, o objetivo do presente trabalho foi verificar o efeito da aplicação de Si no crescimento de *Eucalyptus camaldulensis* em misturas de solo contendo diferentes proporções de um solo contaminado por metais pesados.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido com mudas de *Eucalyptus camaldulensis* em casa de vegetação no Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras – UFLA, no período de dezembro de 1999 a abril de 2000, em vasos

com misturas de solo com diferentes proporções de solo contaminado, as quais receberam doses crescentes de silício.

Os níveis de contaminação foram obtidos pela mistura de 0, 25, 50 e 100% de um solo contaminado coletado em área de estocagem de rejeitos da Companhia Mineira de Metais, no município de Três Marias - MG, com um solo Aluvial (Neossolo Flúvico) não contaminado, também coletado em área da Empresa, o qual foi empregado como diluente. As análises dos atributos químicos e físicos de ambos os solos encontram-se na tabela 1. Os níveis de contaminação, a partir de agora serão identificados por solo não contaminado (NC), misturas 25%C e 50%C, e solo contaminado (C). Os solos foram secos ao ar e passados em peneira de malha de 4 mm e, em seguida, prepararam-se as misturas de solo que, após completamente homogêneas, foram colocadas em vasos de polietileno com capacidade para 1,5 kg. Amostras foram retiradas de cada mistura de solo para análises de teores totais de Zn, Cu e Cd, determinados em água régia (Foster, 1995), e teores de Si, determinados segundo Raij e Camargo (1973). Foi feita uma calagem, com calcário comercial, para elevar o pH do solo para próximo de 6,0, ficando os vasos incubados por 15 dias com a umidade do solo em torno de 60% do volume total de poros (VTP). A dose de calcário necessária foi determinada a partir de curva de incubação.

As doses de silício foram definidas a partir do trabalho de Carvalho et al. (2000), onde houve resposta linear à aplicação de Si para eucalipto, aumentando-se, neste estudo, as doses encontradas para garantir o efeito amenizante, para 450, 900, 1350 e 1800 mg kg⁻¹ solo, e o controle, sem a adição de silício (0 mg kg⁻¹). As doses foram aplicadas nos quatro níveis de contaminação do solo, a partir de um silicato de cálcio puro para análise (p.a.), com 28,97% de Si e 13,21% de Ca, misturando-se o silicato, pesado anteriormente, ao solo. Os solos nos vasos foram homogêneos e incubados por 60 dias com a umidade em torno de 60% do VTP, quando foram retiradas

amostras de cada vaso para análise dos metais pesados pelo extrator Mehlich-1, e teores de Si. Passado este período, foi feita a fertilização de plantio, com 100 mg N kg⁻¹ solo; 300 mg P kg⁻¹ solo; 170 mg K kg⁻¹ solo e 0,8 mg B kg⁻¹ solo, e o plantio uma semana após com uma planta por vaso.

TABELA 1. Atributos químicos e físicos do solo contaminado e do solo não contaminado.

Atributo	Não contaminado	Contaminado ⁽¹⁾
pH em água (1:2,5)	4,6	4,9
P (mg dm ⁻³) ⁽²⁾	9	5
K (mg dm ⁻³) ⁽²⁾	103	68
Ca (cmolc dm ⁻³) ⁽³⁾	2,5	10,3
Mg (cmolc dm ⁻³) ⁽³⁾	2,0	4,1
Al (cmolc dm ⁻³) ⁽³⁾	1,5	0,1
H + Al (cmolc dm ⁻³) ⁽³⁾	9,8	5,7
Enxofre (mg dm ⁻³) ⁽³⁾	57,3	187,8
Carbono (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	11,0	6,0
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	19,0	9,5
B (mg dm ⁻³) ⁽⁴⁾	0,16	0,29
Fe (DTPA) (mg dm ⁻³)	60,2	7,9
Mn (DTPA) (mg dm ⁻³)	38,1	43,9
Areia (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	60	260
Silte (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	540	490
Argila (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	400	250

⁽¹⁾ Teores médios de duas amostras compostas. ⁽²⁾ Extrator Mehlich-1; ⁽³⁾ Determinações realizadas conforme EMBRAPA (1997); ⁽⁴⁾ Extraído em água quente.

As mudas foram formadas em substrato composto de solo LE:areia lavada:composto orgânico:vermiculita, na proporção de 1:1:2:1, adubado com 500 g m⁻³ de sulfato de amônio e 300 g m⁻³ de KCl, e colocados em tubetes de 50 cm³. Sementes foram semeadas diretamente nos tubetes, e as mudas foram conduzidas por 6 meses, quando atingiram altura média de 12 cm. Durante a

formação receberam adubação com a solução nutritiva de Clark (1975), $\frac{1}{4}$ da força, a partir do 15º dia após a germinação, uma vez por semana, e a partir do 90º dia após a germinação, duas vezes por semana.

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, com 5 repetições, compondo um fatorial 4 x 5 (4 proporções de solo contaminado x 5 doses de silício), perfazendo um total de 100 parcelas experimentais. O solo nos vasos foi mantido úmido pela adição diária de água deionizada.

Aos 25 dias e ao final do experimento (50 dias) foram avaliados os sintomas de fitotoxidez pela atribuição de notas, como segue: 1-ausência de sintoma de toxidez foliar; 2-clorose internerval e, ou, generalizada; 3-pontos e, ou, nervuras roxas e, 2; 4-manchas roxas e, 3; 5-encarquilhamento e, 4; 6-necrose e, 5; e 7-morte da planta. Ao final do experimento as plantas foram colhidas cortando-se a parte aérea rente ao solo, a qual foi lavada com água deionizada. As raízes foram separadas do solo, lavadas em água corrente até a completa remoção do solo, e finalmente lavadas em água deionizada. A parte aérea e as raízes foram secas em estufa com circulação forçada de ar a 60-70°C, até atingirem peso constante, e após pesadas foram moídas em moinho tipo Wiley.

Nos tecidos vegetais, tanto na parte aérea quanto na raiz, foram determinados os teores totais de macronutrientes e metais pesados, e o Si foi determinado apenas na parte aérea. Para a determinação de N procedeu-se à digestão sulfúrica, e para os demais elementos a digestão nitro-perclórica, com exceção do Si, que foi determinado pelo método do Azul de Molibdênio (Furlani e Gallo, 1978). Nos extratos, foram determinados os teores de N pelo método de Kjeldahl, P pelo método colorimétrico, K por fotometria de chama, S por turbidimetria, e Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn e Cd por espectrofotometria de absorção atômica (Malavolta, Vitti e Oliveira, 1989).

Com base nos teores de Zn, Cu e Cd na parte aérea e raízes, e também na matéria seca das plantas, foram determinados os conteúdos desses metais na parte aérea, nas raízes e o conteúdo total. A partir dos conteúdos foram determinados o índice de translocação (Abichequer e Bohnen, 1998), e a partir da alturas aos 15, 28 e 50 dias após o transplântio (DAT), a taxa de crescimento diário, de acordo com as seguintes equações:

$$\text{Índice de translocação} = \frac{\text{Conteúdo na parte aérea}}{\text{Conteúdo total}} \times 100$$

$$\text{Taxa de crescimento diário} = \frac{\text{altura aos 28 DAT} - \text{altura aos 15 DAT}}{13}$$

(período de 15 a 28 dias)

$$\text{Taxa de crescimento diário} = \frac{\text{altura aos 50 DAT} - \text{altura aos 28 DAT}}{22}$$

(período de 28 a 50 dias)

Todos os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, utilizando-se o programa estatístico SISVAR (Sistema de Análise de Variância, UFLA), e as equações de regressão foram ajustadas pelo programa Table Curve (Jandel Scientific), tendo o F corrigido pelo quadrado médio do resíduo da Anava, já que neste programa trabalhou-se com médias.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Teores dos metais pesados no solo

Os teores dos metais pesados extraídos pela água régia nas diferentes situações de contaminação do solo seguem descrição feita de acordo com a tabela 2 do Capítulo 2 dessa tese, por se tratar dos mesmos solos e misturas, sendo a mistura 25%C considerada com contaminação moderada, a mistura

50%C com contaminação intermediária e o solo contaminado com contaminação severa.

Os teores médios de Zn, Cu, Cd e Si, e o pH do solo após a incorporação do silicato, e antes do transplântio das mudas encontram-se na tabela 2. O pH do solo apresentou leve tendência de aumento com as doses de Si, devido ao efeito corretivo do silicato, efeito que foi mais marcante no solo não contaminado. Com o aumento da contaminação percebe-se uma maior resistência à mudança do pH do solo, indicando o maior poder tampão do solo de maior contaminação, fato que pode estar relacionado à hidrólise dos metais gerando mais acidez.

TABELA 2. Teores de metais pesados extraídos pelo extrator Mehlich-1, teores de Si em CaCl_2 0,0025M e pH do solo, após a aplicação do Si, e antes do transplântio das mudas de eucalipto.

Solo	Dose Si mg kg^{-1}	Zn	Cu	Cd	Si	pH
		mg dm^{-3}				
NC	0	10	4	0,7	0,2	5,8
	450	14	1	0,2	11	6,2
	900	12	2	0,1	23	6,2
	1350	28	2	0,3	29	6,4
	1800	17	1	0,2	35	6,2
25%C	0	371	5	6	0,2	5,8
	450	391	5	7	11	5,7
	900	374	4	7	18	6,0
	1350	372	5	6	28	6,0
	1800	379	5	7	36	6,2
50%C	0	763	9	13	0,6	5,5
	450	825	9	15	6	5,7
	900	874	10	15	17	5,7
	1350	801	8	13	25	6,1
	1800	789	9	14	36	6,1
C	0	1599	17	24	1	5,7
	450	1672	17	25	3	5,7
	900	1681	20	23	13	5,8
	1350	1606	19	22	22	5,9
	1800	1565	16	22	29	6,1

Os teores de Si no solo em todos os tratamentos aumentaram com as crescentes doses de silicato. No solo não contaminado e na mistura 25%C os teores de Si verificados com as crescentes doses foram semelhantes. Entretanto, na mistura 50%C e no solo contaminado os teores de Si extraídos pelo CaCl_2 foram um pouco inferiores aos observados na mistura 25%C e no solo não contaminado, efeito que foi ainda mais marcante no solo contaminado. É possível que o Si esteja se ligando aos metais no solo, efeito que pode ser melhor visualizado no solo contaminado, que possui os teores de metais pesados mais elevados e apresentou os menores teores de Si.

Apesar do efeito verificado nos teores de Si com a adição do silicato, os teores de Zn, Cu e Cd extraídos pela solução de Mehlich-1 não demonstraram nenhum efeito devido à adição das doses deste material. Apenas no solo não contaminado houve uma tendência de diminuição dos teores de Cu e Cd quando da aplicação do Si, entretanto esta não foi consistente. Dessa forma, observa-se que a aplicação de silicato não interferiu nos teores de metais pesados extraídos pelo Mehlich-1.

3.2 Sintomas de toxidez e crescimento das plantas

Os sintomas de fitotoxidez observados na parte aérea das plantas foram redução do crescimento; clorose internerval e generalizada; pontos, nervuras e manchas roxas; encarquilhamento; necrose e até morte das plantas nos solos contaminados. Graziotti (1999) e Soares (1999) relataram sintomas de fitotoxidez semelhantes para *Eucalyptus* em condições de excesso de metais pesados.

Os sintomas de fitotoxidez diferiram quanto à intensidade nas misturas com maior proporção de solo contaminado, que agravaram-se com o tempo (Figura 1). Aos 15 dias após o transplântio, nenhuma das plantas apresentou

sintoma algum de fitotoxidez. Uma semana após, aos 21 dias, as plantas no solo contaminado, na ausência e com 450 mg kg⁻¹ de Si, apresentaram acentuados sintomas de fitotoxidez, sendo observada a morte da maioria das plantas nesse solo com essas doses de Si. Na mistura 50%C apenas as plantas crescendo na ausência de Si apresentaram sintoma de toxidez (clorose). Ainda aos 21 dias, no solo contaminado e com a adição de 1800 mg kg⁻¹ de Si, as plantas apresentaram sintoma de clorose nas folhas intermediárias, o que não aconteceu neste mesmo solo com a adição de 900 e 1350 mg kg⁻¹ de Si, podendo ser indicativo de deficiência de algum nutriente, sintoma este que não progrediu até o final do experimento.

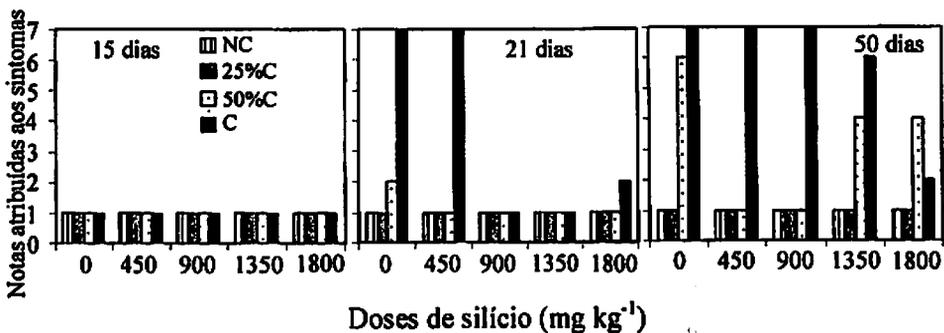


FIGURA 1. Sintomas de toxidez de metais em *Eucalyptus camaldulensis* aos 15, 21 e 50 dias após o transplante, submetido a níveis crescentes de contaminação com metais pesados e doses de silício.

Ao final do experimento (50 dias), os sintomas de toxidez se agravaram na mistura 50%C e no solo contaminado, observando-se morte das plantas no solo contaminado até a dose de 900 mg kg⁻¹, e necrose por toda a planta na dose de 1350 mg kg⁻¹ de Si. Na mistura 50%C, na ausência de Si, os sintomas se

agravaram, observando-se necrose foliar generalizada. O agravamento dos sintomas com o tempo de exposição à contaminação ocorre devido ao maior acúmulo dos metais com a absorção contínua, atingindo teores tóxicos nas plantas e causando aumento dos efeitos fitotóxicos dos metais e distúrbios fisiológicos na planta (Barceló e Poschenrieder, 1992). Da mesma forma que ocorreu no solo contaminado aos 21 dias, as plantas na mistura 50%C, aos 50 dias, exibiram sintomas de deficiência de Fe na dose de 1800 mg kg⁻¹, apresentando folhas intermediárias amareladas, enroladas e com manchas roxas por toda a planta, e folhas novas cloróticas na dose de 1350 mg kg⁻¹ de Si.

Na mistura 25%C, as plantas não apresentaram sintomas de toxidez até o final do experimento, mesmo na ausência de Si, indicando menor efeito contaminante dessa mistura em relação às demais. A ausência de sintomas de toxidez observada nas misturas 25%C e 50%C com a adição de Si, leva a inferir que este elemento possui um efeito amenizante da toxidez de metais pesados. Mesmo no solo contaminado, esse fato pôde ser observado, pelo aparecimento gradativo de sintomas de toxidez em função das doses aplicadas e do tempo, indicando que o Si retarda o aparecimento dos sintomas de toxidez e protege a planta em dose mais elevada.

Verificou-se efeito significativo dos níveis de contaminação e das doses de Si (exceto para a taxa de crescimento diário 2) em todos os parâmetros de crescimento vegetativo avaliados (Tabela 4A), e das interações entre os dois fatores (exceto para matéria seca de raízes). A altura das plantas, avaliada aos 21 e 50 dias após o transplântio, aumentou com a aplicação de Si na mistura 50%C e no solo contaminado (Figura 2), apresentando, aos 21 dias, resposta do tipo raiz quadrada na mistura 50%C e quadrática no solo contaminado, e raiz quadrada para ambos aos 50 dias (Tabela 3). No solo não contaminado e na mistura 25%C a adição de Si não proporcionou efeito significativo para a altura de plantas (Figura 3). As alturas máximas de 30 e 44 cm foram alcançadas aos

21 e 50 dias, respectivamente, no solo não contaminado com adição de Si (1350 mg kg⁻¹ de Si). A menor altura observada (12,8 cm) ocorreu no solo contaminado sem a adição de Si (Figura 3). Mesmo com a adição de Si, no solo contaminado, as plantas apresentaram crescimento reduzido, corroborando a elevada fitotoxicidade dos metais nesse solo.

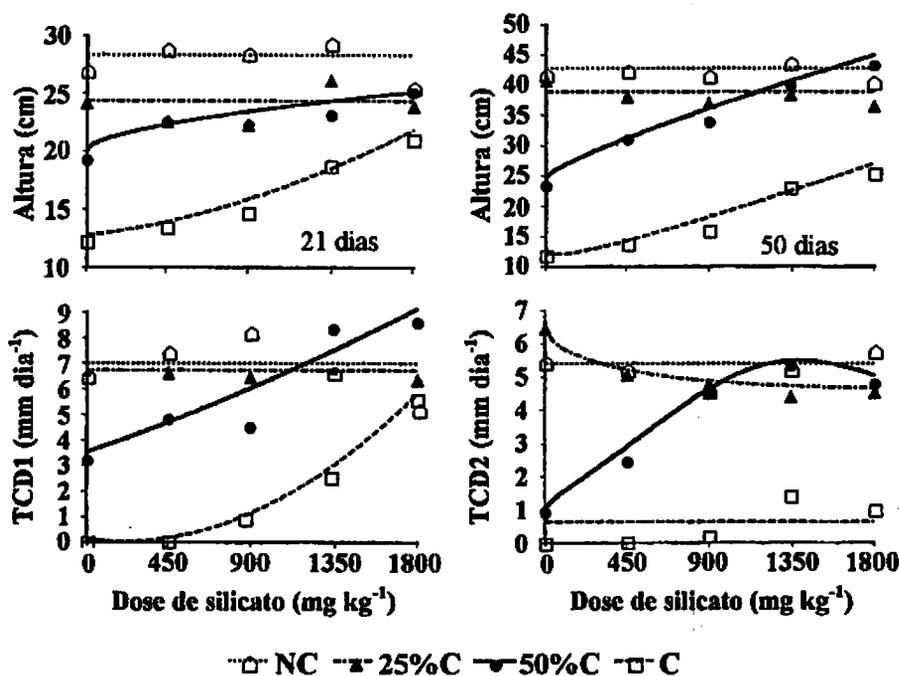


FIGURA 2. Altura média e taxa de crescimento diário, nos períodos de 15 a 28 (TCD1) e de 28 a 50 (TCD2) dias após o transplante, em *Eucalyptus camaldulensis* submetido a níveis crescentes de contaminação e doses de silício.

O efeito da adição de Si foi mais pronunciado aos 50 dias, onde foram observados maiores incrementos na altura das plantas na mistura 50%C e no solo contaminado, em relação aos 21 dias após o transplante. As maiores alturas

As taxas de crescimento diário (TCD) nos quatro solos, nos períodos entre 15 a 28 e de 28 a 50 dias após o transplantio, encontram-se na figura 2. A taxa de crescimento no período de 15 a 28 dias no solo contaminado e na mistura 50%C, aumentou com a adição de Si, apresentando resposta do tipo quadrática (Tabela 3). O solo não contaminado e a mistura 25%C não apresentaram resposta significativa. Na mistura 50%C a taxa de crescimento foi 2,5 vezes maior no período de 15 a 28 dias, com a adição de 1800 mg kg⁻¹ de Si,

TABELA 3. Equações de regressão de altura e taxa de crescimento diário avaliadas nas 4 misturas de solos, com 5 doses de silício⁽¹⁾

Variável	Solo	Equação de regressão	R ²
Altura	NC	NS	
21 dias	25%C	NS	
	50%C	$y = 19,9357519 + 0,00050905x + 0,100708009x^{0,5}$	0,90**
Altura	NC	NS	
50 dias	25%C	NS	
	50%C	$y = 24,400592 + 0,007774088x + 0,156568001x^{0,5}$	0,99**
TCD1	NC	NS	
	50%C	$y = 12,8064377 + 0,01239562x - 0,19107295x^{0,5}$	0,97**
TCD2	NC	NS	
	50%C	$y = 3,5222857 + 0,0024254x + 0,000000380952x^2$	0,86**
	25%C	NS	
	50%C	$y = 6,64547658 + 0,000962532x - 0,0875794x^{0,5}$	0,99**
	50%C	$y^{-1} = 1,0508463 + 0,000621644x - 0,04648035x^{0,5}$	0,99**

⁽¹⁾ Na equação, x corresponde à dose de silício e y à variável analisada.

observadas nestes solos, com a maior dose de Si aplicada, indicam que os sintomas de clorose observados na parte aérea das plantas no solo contaminado e na mistura 50%C (Figura 1) devem ser de deficiência de Fe, como será visto mais adiante.

em relação à ausência deste elemento, enquanto que no solo contaminado esta foi 76 vezes maior. Portanto a aplicação de Si nesta dose favorece a taxa de crescimento diário e a altura final do eucalipto em mistura de solo contaminado. Na segunda época de avaliação (28 a 50 dias) foi observado menor incremento da TCD no solo contaminado do que na primeira época avaliada (15 a 28 dias), evidenciando o efeito fitotóxico dos metais pesados nesse solo com o decorrer do tempo. Neste segundo período a taxa de crescimento diário foi influenciada pelas doses de Si apenas nas misturas 25%C e 50%C (Tabela 3).

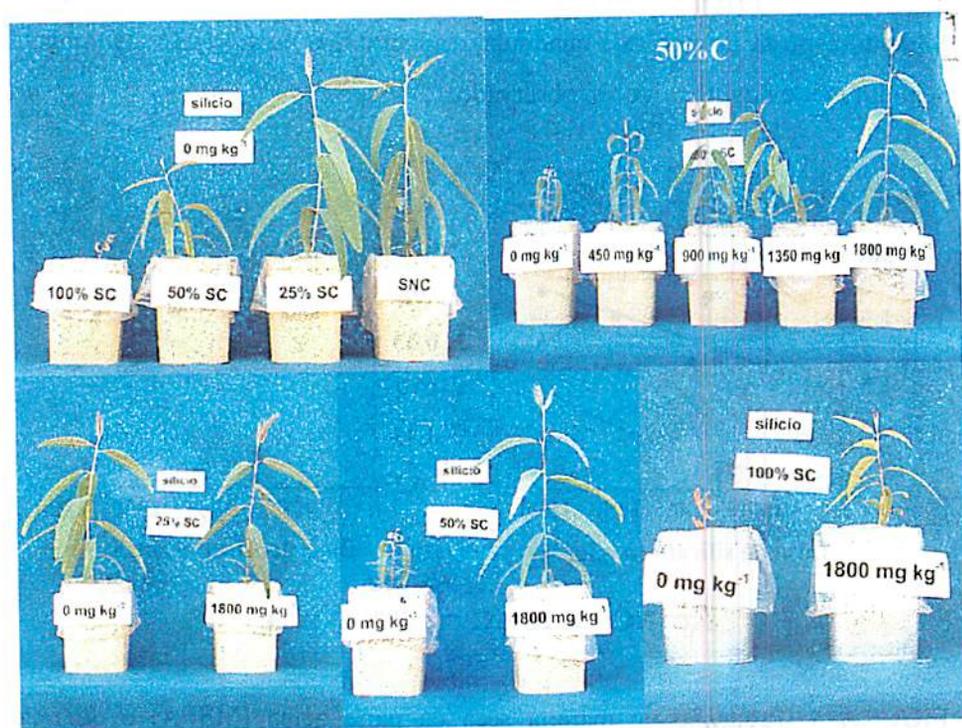


FIGURA 3. Aspectos do crescimento das mudas de *E. camaldulensis* aos 50 dias nas misturas com solo contaminado e doses de Si.

A produção de matéria seca foi influenciada pelos solos e pela adição de silício (Tabela 4A). A interação dos fatores em estudo (solos x silício) só foi significativa para a parte aérea; por isso os efeitos do Si sobre a produção de matéria seca de raízes são representados pela média dos solos na figura 3. A produção de matéria seca diminuiu com o aumento do nível de contaminação no solo, principalmente na ausência de Si (Figura 4). A aplicação de Si proporcionou aumento na produção de matéria seca na mistura 50%C e no solo contaminado (Figura 4), que apresentaram, respectivamente, resposta do tipo raiz quadrada e quadrática para matéria seca da parte aérea (Tabela 4). Na mistura 25%C foi observada pequena redução na matéria seca com a adição de Si, com resposta do tipo raiz quadrada, enquanto que no solo não contaminado nenhum efeito significativo foi observado.

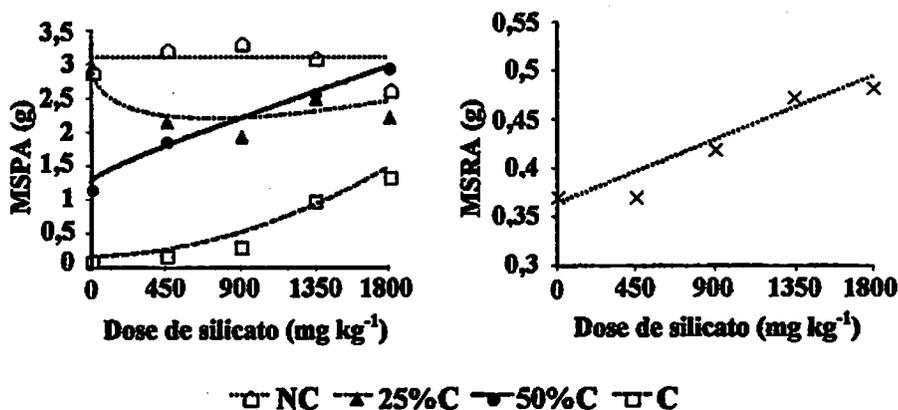


FIGURA 4. Produção de matéria seca da parte aérea (MSPA) e de raízes (MSRA) de *Eucalyptus camaldulensis* em solos com níveis crescentes de contaminação com metais pesados e doses de silício.

As plantas, no solo não contaminado, produziram mais matéria seca do que aquelas crescendo nas misturas com solo contaminado, indicando a elevada toxicidade dos metais no solo (Figura 4). A maior produção foi observada no solo não contaminado e a menor produção ocorreu no solo contaminado na ausência de Si. A redução na produção de matéria seca com a adição de Si, observada na mistura 25%C, corrobora a redução de altura aos 50 dias nessa mistura (Figura 2). Interessante observar, que na ausência de Si, a produção de matéria seca da parte aérea na mistura 25%C foi semelhante àquela do solo não contaminado, sendo reduzida com a adição do Si.

TABELA 4. Equações de regressão para matéria seca, nas 4 misturas de solos, com 5 doses de silício⁽¹⁾

Variável	Solo	Equação de regressão	R ²
MSPA	NC	NS	
	25%C	$y = 3,0342893 + 0,001129x - 0,06138154x^{0,5}$	0,73*
	50%C	$y = 1,2567989 + 0,0006974x + 0,01073352x^{0,5}$	0,95**
	C	$y = 0,1574857 + 0,00006051x + 0,000000376x^2$	0,97**
MSRA ⁽²⁾		$y = 0,364 + 0,0000724444x$	0,92**

⁽¹⁾ Na equação, x corresponde à dose de silício e y à variável analisada;

⁽²⁾ Equação média dos quatro solos.

A resposta em produção de matéria seca foi crescente com as doses de Si, sendo mais intensa com o aumento da contaminação do solo, chegando a incrementos de até 721% no solo de maior contaminação com a maior dose de Si aplicada. Este comportamento evidencia a resposta dos solos de maior contaminação à adição do Si, corroborando os dados de altura das plantas (Figura 2), apesar dos sintomas observados na parte aérea (Figura 1). Esta parece ser uma relação temporal, onde o sintoma pode ter ocorrido depois do crescimento, ou a planta cresceu mesmo apresentando os sintomas. A

capacidade das espécies de sobreviverem mesmo afetadas pela contaminação pode ser uma característica desejável para revegetação de áreas contaminadas, pois tal comportamento pode propiciar a oportunidade destas encontrarem condições temporalmente ou espacialmente mais favoráveis no campo.

A adição de doses crescentes de Si proporcionou aumento linear na produção de matéria seca de raízes (Figura 4 e Tabela 4). Os incrementos em produção de matéria seca de raízes foram muito inferiores àqueles proporcionados pelo Si para matéria seca da parte aérea. Arduini (1995) considera que, pelo motivo das raízes serem as primeiras a entrar em contato com a contaminação do solo e acumular maiores teores de metais, elas são mais sensíveis ao excesso de metais pesados que a parte aérea. Esse fato é ainda comprovado pela diminuição linear na produção de matéria seca de raízes com o incremento da contaminação do solo ($y = 0,68568 - 0,0058624x$, $R^2 = 0,995$).

3.3 Teores de metais pesados e Si na matéria seca

Os fatores estudados influenciaram os teores dos metais pesados e de Si na matéria seca das plantas (Tabela 5A), havendo interação entre esses. Verificaram-se aumentos nos teores de Zn, Cd e Cu na parte aérea em função da elevação da contaminação (Figura 5). Este efeito também foi verificado por Cury et al. (1998) e Graziotti (1999) trabalhando com diferentes espécies de eucalipto em solos com níveis crescentes de contaminação. A adição de Si reduziu os teores de Zn na parte aérea das plantas nas misturas com solo contaminado. Na mistura 25%C a adição das doses de Si tendeu a diminuir o teor de Zn, entretanto tal efeito não foi significativo (Tabela 5). Na mistura 50%C, houve redução no teor de Zn na parte aérea das plantas, com resposta do tipo quadrática. Apesar das elevadas reduções observadas, principalmente com a maior dose de Si adicionada, os teores permaneceram ainda na faixa tóxica para

o Zn de 100 a 400 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias e Pendias, 1985). Entretanto, nessa mistura, as doses de Si diminuíram os teores de Zn a valores inferiores aos níveis críticos de toxidez encontrados por Soares et al. (2001) em solução nutritiva para *Eucalyptus maculata* e *E. urophylla*, 853 e 697,8 mg kg⁻¹, respectivamente. Reduções no teor de Zn na parte aérea também foram observadas no solo contaminado com a adição de Si, apresentando resposta do tipo raiz quadrada (Tabela 5). Como os teores de Zn neste solo foram elevados na ausência de Si, as reduções não foram suficientes para baixar os teores a valores menores que o nível crítico de toxidez para *Eucalyptus* (Soares et al., 2001). No solo não contaminado, a adição de Si não exerceu efeito significativo sobre os teores de Zn, que estão dentro da faixa foliar, de 40-60 mg kg⁻¹, considerada adequada para o eucalipto (Malavolta, Vitti e Oliveira, 1989; Dell e Daping, 1995). Os teores de Cu na parte aérea estiveram abaixo não somente da faixa crítica de fitotoxidez de 20 a 100 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias e Pendias, 1985), mas também da faixa foliar considerada adequada (8-10 mg kg⁻¹) para o eucalipto, estando, pois, em nível de deficiência (Malavolta, Vitti e Oliveira 1989; Dell e Robinson, 1993).

Com a adição de Si, os teores de Cd na parte aérea das plantas no solo não contaminado, e nas misturas 25%C e 50%C não mostraram resposta significativa (Tabela 5), enquanto que no solo de maior contaminação os teores foram reduzidos significativamente, apresentando resposta quadrática. O fato da disponibilidade do Cd extraído pelo Mehlich-1 no solo não ter diminuído com a adição de Si, é um indicio de que este elemento pode estar atuando na diminuição da fitotoxidez dos metais dentro da planta. Além disso, o Zn e Cd são absorvidos preferencialmente na forma divalente (Marschner, 1995), enquanto que o ácido silícico não dissociado (Si(OH)₄) é a forma na qual o Si é absorvido e translocado para a parte aérea (Horst e Marschner, 1978), indicando que interações diretas entre o Si e os metais durante a absorção são improváveis

de ocorrer. Trabalhos que demonstram uma inibição da absorção de metais pela adição de Si devem ser examinados com cuidado, desde que uma diminuição do teor do metal na planta não é um efeito indireto causado por um “efeito de diluição”, pelas maiores taxas de crescimento na presença do Si (Horst e Marschner, 1978). Bowen (1972) observou um efeito inibitório do Si na absorção de Mn, Zn e Cu em capim sudão, entretanto este autor não prova que este efeito foi de natureza indireta.

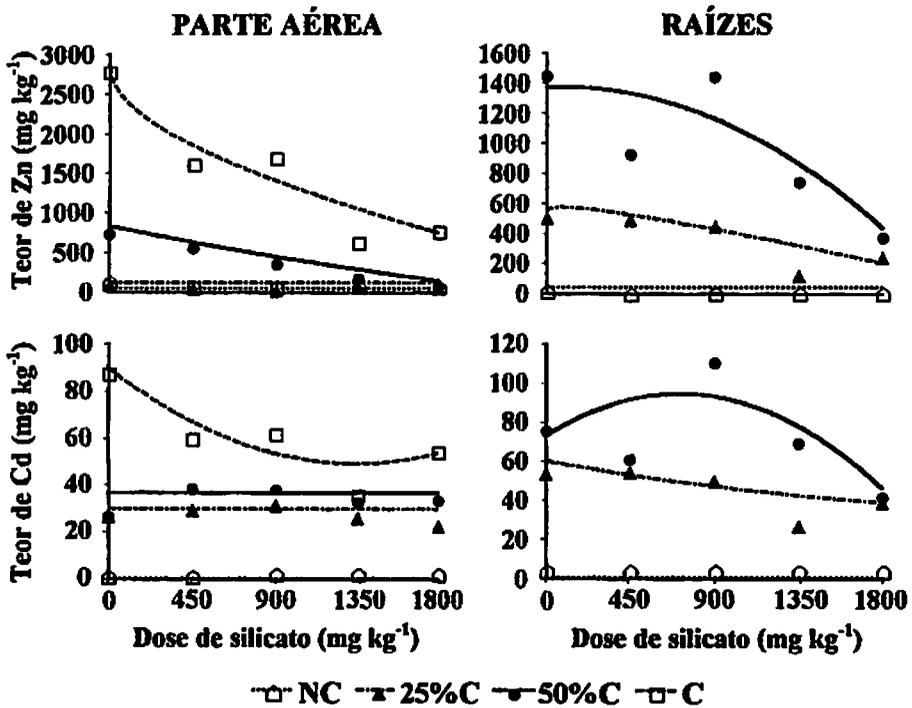


FIGURA 5. Teores de Zn e Cd na matéria seca da parte aérea e de raízes de *Eucalyptus camaldulensis* submetido a níveis crescentes de contaminação com metais pesados e doses de silício.

TABELA 5. Equações de regressão para teores de Zn, Cd e Si na matéria seca da parte aérea e de raízes, nas 4 misturas de solos, com 5 doses de silício⁽¹⁾

Variável	Solo	Equação de regressão	R ²
Parte aérea			
Teor Zn	NC	NS	
	25%C	NS	
	50%C	$y = 828,254 - 0,47573778x + 0,0000528889x^2$	0,99**
	C	$y = 2849,39 - 0,11017514x - 44,9648726x^{0,5}$	0,90**
Teor Cd	NC	NS	
	25%C	NS	
	50%C	NS	
	C	$y = 89,72114 - 0,0607273x + 0,0000225855x^2$	0,81**
Teor Si	NC	$y = 0,2280768 + 0,00007148x - 0,0010128x^{0,5}$	0,66**
	25%C	$y^{-1} = 3,551127 - 0,00107594x + 0,00000076826x^2$	0,89**
	50%C	$y = 0,2631428 + 0,00009492x - 0,00000003175x^2$	0,83**
	C	$y^{-1} = 5,20680958 + 0,00318873x - 0,16747855x^{0,5}$	0,73**
	Raízes		
Teor Zn	NC	NS	
	25%C	$y = 546,3845 - 0,3316555x + 5,98324484x^{0,5}$	0,69**
	50%C	$y = 1368,7917 + 0,0578057x - 0,00032018x^2$	0,70**
Teor Cd	NC	NS	
	25%C	$y = 60,134857 - 0,01685048x + 0,00000284656x^2$	0,53**
	50%C	$y = 73,187428 + 0,0597559x - 0,000041478x^2$	0,55**

⁽¹⁾ Na equação, x corresponde à dose de silício e y à variável analisada.

O menor teor de Cd ocorreu na parte aérea das plantas no solo não contaminado com a adição da maior dose de Si, e o maior ocorreu naquelas do solo contaminado na ausência de Si. Em todos os solos contaminados e doses de Si aplicadas, os teores de Cd estiveram dentro ou acima da faixa crítica de toxidez, que varia de 5 a 30 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias e Pendias, 1985), e também acima dos níveis críticos de toxidez desse metal para *E. maculata* e *E. urophylla*, de 14,5 e 13 mg kg⁻¹ (Soares, 1999), respectivamente, indicando que esse metal é um fator limitante ao crescimento do eucalipto nesses solos, já que houve grande absorção pelas plantas.

Os teores de Si na parte aérea das plantas responderam significativamente à adição de doses crescentes (Tabela 5), e conseqüente aumento desse elemento no solo (Tabela 2), e encontram-se na figura 6. Respostas significativas, aumentando os teores de Si na parte aérea de mudas de eucalipto, com o aumento das doses aplicadas desse elemento, também foram observadas por Carvalho et al. (2000) em solo não contaminado. No solo não contaminado foi observada resposta do tipo raiz quadrada, na mistura 25%C inverso da quadrática, na mistura 50%C resposta do tipo quadrática, e no solo contaminado inverso da raiz quadrada. Na mistura 25%C há uma tendência de diminuição do teor de Si na parte aérea com o aumento da dose aplicada, o que pode ser responsável pela diminuição na produção de matéria seca nessa mistura de solo contaminado. A adição de Si favoreceu o crescimento das plantas na mistura 50%C e no solo contaminado, principalmente neste último, no qual foi observado maior efeito na diminuição dos teores de Zn e Cd nas folhas, apesar destes não terem sido reduzidos a níveis não tóxicos. Horst e Marschner (1978), verificando o efeito do Si sobre a tolerância de feijoeiros a Mn, observaram que, em concentrações baixas ou ótimas desse metal na solução, não houve resposta positiva no crescimento das plantas. Entretanto, quando a concentração de Mn da solução era elevada, houve resposta positiva em crescimento com a adição do Si. Os autores concluíram que o Si apresentava efeito positivo no crescimento do feijoeiro apenas quando o Mn se encontrava em níveis tóxicos. No presente trabalho, o efeito positivo da adição do Si também está sendo verificado apenas nos solos de maior contaminação (50%C e C).

Os teores de Si na parte aérea variaram de 2,2 a 3,4 g kg⁻¹, estando de acordo com os teores relatados na literatura para o eucalipto (Furlani e Gallo, 1978), que é considerado uma planta não acumuladora de Si (< 5 g kg⁻¹ SiO₂), motivo pelo qual apresenta teores na parte aérea considerados baixos quando comparados aos observados em plantas de arroz, que é uma acumuladora

(Takahashi, Ma e Miyake, 1990; Marschner, 1995). As plantas acumuladoras de Si o absorvem em grandes quantidades por necessitarem dele em seu metabolismo, enquanto as não acumuladoras, como o eucalipto, não o absorvem em grandes quantidades, pois para elas é provável que o papel metabólico do Si seja diminuto ou até inexistente.

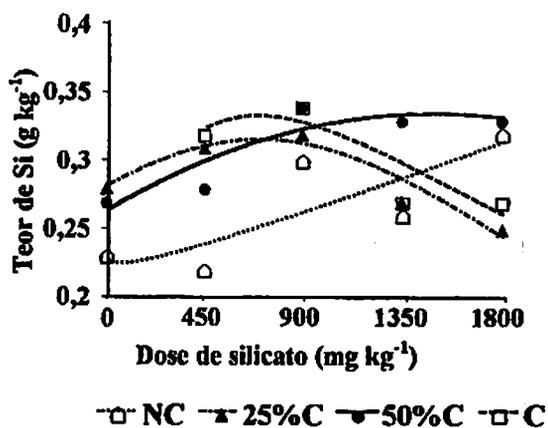


FIGURA 6. Teor de Si na matéria seca da parte aérea de *Eucalyptus camaldulensis* submetido a níveis crescentes de contaminação com metais pesados e doses de silício.

Nas raízes, os teores de metais pesados foram superiores aos verificados na parte aérea (Figura 5). No solo contaminado a massa de raízes produzida não foi suficiente para a análise dos metais pesados. Sendo assim, os dados de teores nas raízes serão apresentados apenas para o solo não contaminado e misturas 25%C e 50%C. Os teores de Zn e Cd nas raízes aumentaram com o aumento da contaminação, em todas as doses de Si aplicadas (Figura 5). Os teores de Zn nas raízes das plantas no solo não contaminado não foram influenciados significativamente pelas doses de Si, e nas misturas 25%C e 50%C houve

tendência de diminuição dos teores deste metal, que foi mais expressiva na mistura 50%C. Entretanto, os teores na parte aérea das plantas na mistura 50%C são muito superiores àqueles observados nas plantas na mistura 25%C. O fato da produção de matéria seca da parte aérea na mistura 50%C ter aumentado com o incremento das doses de Si, chegando a ser maior do que na mistura 25%C na dose de 1800 mg kg⁻¹ de Si, leva a supor que o Si de alguma forma está atenuando os teores tóxicos dos metais na mistura 50%C.

Para o Cd, foram observados aumentos dos teores nas raízes com o incremento da contaminação (Figura 5). A adição de Si causou diminuição dos teores de Cd nas raízes nas misturas com solo contaminado, mostrando resposta do tipo quadrática para ambas (Tabela 5). Da mesma forma que ocorreu para os teores de Zn nas raízes, a diminuição nos teores de Cd também foi mais expressiva na mistura 50%C, onde na maior dose de Si, atingiu valor próximo à mistura 25%C. Tanto para o Cd, como para o Zn, os maiores teores de metais nas raízes indicam que o eucalipto está acumulando mais neste órgão em detrimento da parte aérea. A capacidade da planta de imobilizar o metal em suas raízes é um dos principais mecanismos da tolerância de algumas espécies de plantas (Baker, 1981; 1987; Bergman, 1992). As reduções nos teores de Cd observadas, tanto nas raízes como na parte aérea, são bastante inferiores àquelas observadas para os teores de Zn, indicando que a adição de Si é mais eficiente em reduzir os teores fitotóxicos de Zn.

Os índices de translocação do Zn e Cd não sofreram efeito da adição das doses de Si, e foram superiores a 55% nas misturas com solo contaminado, indicando alta capacidade desses metais em translocar das raízes para a parte aérea do *E. camaldulensis*, e que foram próximos dos observados para estes metais no solo não contaminado (Figura 7). Este fato indica que a planta não está diminuindo a translocação dos metais para a parte aérea, como mecanismo de proteção contra a toxidez, com o aumento da contaminação. Apesar do índice

de translocação dos metais não ter sido alterado, o crescimento foi favorecido pela adição de doses de Si nos solos de maior contaminação, confirmando um efeito deste elemento na prevenção da toxidez dos metais e diminuição do crescimento.

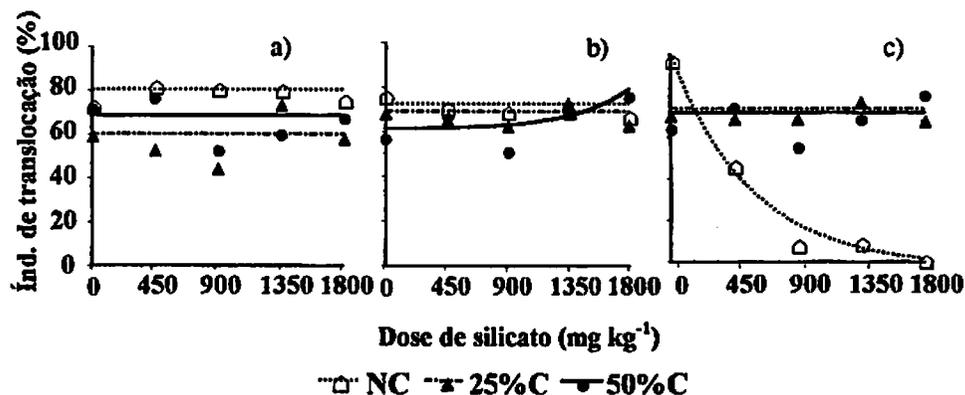


FIGURA 7. Índice de translocação (IT) de (a) Zn, (b) Cu e (c) Cd de *Eucalyptus camaldulensis* submetido a níveis crescentes de contaminação com metais pesados e doses de silício.

TABELA 6. Equações de regressão para Índice de translocação de Zn, Cu e Cd, nas 4 misturas de solos, com 5 doses de silício⁽¹⁾

Variável	Solo	Equação de regressão	R ²
ITZn	NC	NS	
	25%C	Sem ajuste	
	50%C	Sem ajuste	
ITCu	NC	NS	
	25%C	NS	
	50%C	$y = 60,979812 + 0,224512 \exp(-x/-409,199616)$	0,60**
ITCd	NC	$y = -3,011004 + 103,8252 \exp(-x/572,5426724)$	0,98**
	25%C	NS	
	50%C	NS	

⁽¹⁾ Na equação, x corresponde à dose de silício e y à variável analisada.

3.4 Teores de macronutrientes, Fe e Mn na parte aérea

Para interpretações do efeito da toxidez dos metais pesados e efeito amenizante do Si, se faz necessário analisar os teores foliares dos macro e micronutrientes. Os teores de N, K, Ca, Mg, S e Mn na parte aérea das plantas sofreram efeito da contaminação do solo, da adição de silício (exceto K e Ca), e da interação entre os mesmos (Tabela 6A). Os teores de P e Fe foram influenciados apenas pelas misturas de solos, e por isso não foram apresentados.

O aumento da contaminação diminuiu severamente o crescimento das plantas, complicando, então, interpretações com respeito aos teores dos nutrientes. Os teores de Mg, S e Mn aumentaram com o incremento da contaminação, enquanto que para N, P, K, Ca e Fe não foi identificado nenhum comportamento definido (Figura 8). Com o aumento da contaminação e conseqüente diminuição do crescimento, um aumento no teor de nutrientes pode corresponder a um efeito de concentração (Jarrel e Beverly, 1981), como parece ter ocorrido para o Mg, S e Mn.

Como pode ser observado nos níveis de menor contaminação, a adição do Si não afetou diretamente os teores dos nutrientes. Este efeito só é evidente para os teores de Mg e S no solo contaminado, e para Mn na mistura 50%C e no solo de maior contaminação (Tabela 7). O efeito do Si na diminuição de níveis tóxicos de Mn é conhecido (Williams e Vlamis, 1957; Horst e Marschner, 1978). A ausência de efeito da adição do Si nos teores de Mn, no solo não contaminado e na mistura 25%C, e nos teores de Fe em todos os solos (dados não apresentados), pode estar relacionada ao fato de que nesses solos, os teores desses nutrientes não se encontravam em níveis tóxicos (Horst e Marschner, 1978).

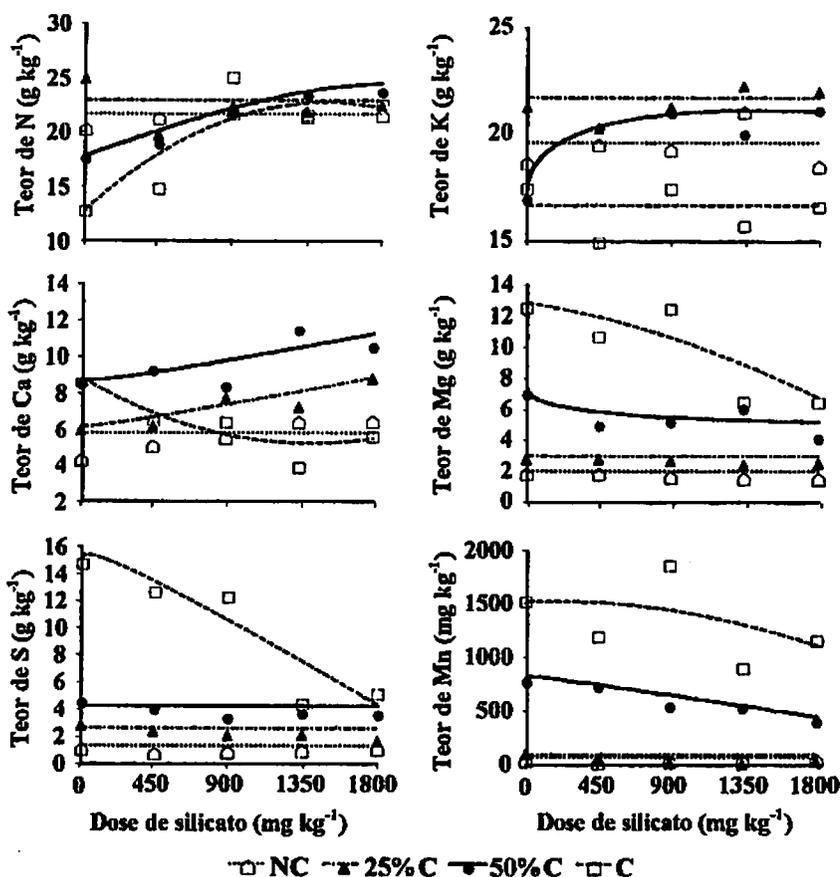


FIGURA 8. Teores de N, K, Ca, Mg, S e Mn na parte aérea de *Eucalyptus camaldulensis* submetido a níveis crescentes de contaminação com metais pesados e doses de silício.

Os teores de N, P, K e S estiveram dentro da faixa foliar considerada adequada para o eucalipto (Malavolta, Vitti e Oliveira, 1989), em todos os solos e doses de Si. Os teores de Ca, Mg e Mn no solo não contaminado e na mistura 25%C, em todas as doses de Si aplicadas, estiveram abaixo da faixa considerada adequada nas folhas, e os teores de Fe apresentaram-se em nível de deficiência

em todos os solos e doses de Si aplicadas. Os teores de Fe considerados deficientes podem ser responsáveis pelos sintomas observados na mistura 50%C e no solo de maior contaminação (Figura 1). O fato destes sintomas ocorrerem primeiro nas últimas doses de Si pode ser explicado pela maior produção de matéria seca pelas plantas desses solos nestas doses, apresentando uma maior exigência de nutrientes do que as plantas que apresentaram menores produções.

TABELA 7. Equações de regressão para teores de macro e micronutrientes na matéria seca da parte aérea, nas 4 misturas de solos, com 5 doses de silício⁽¹⁾

Variável	Solo	Equação de regressão	R ²
Teor N	NC	NS	
	25%C	NS	
	50%C	$y^{-1} = 0,05616 - 0,00001614x + 0,000000004269x^2$	0,98**
	C	$y = 12,84857 + 0,0134197x - 0,0000045714x^2$	0,64**
Teor K	NC	NS	
	25%C	NS	
	50%C	$y = 17,25586 - 0,0026807x + 0,203356102x^{0,5}$	0,91**
	C	NS	
Teor Ca	NC	NS	
	25%C	$y = 6,204444 + 0,0018861x - 0,01740737x^{0,5}$	0,84**
	50%C	$y = 8,80806 + 0,00202038x - 0,02801x^{0,5}$	0,56**
	C	$y = 8,8471429 - 0,00514286x + 0,00000182011x^2$	0,79**
Teor Mg	NC	NS	
	25%C	NS	
	50%C	$y = 7,312602 + 0,000882956x - 0,08710033x^{0,5}$	0,58*
	C	$y = 12,854 - 0,00159111x + 0,00000098765x^2$	0,70**
Teor S	NC	NS	
	25%C	NS	
	50%C	NS	
	C	$y = 15,157829 - 0,00822724x + 0,095361764x^{0,5}$	0,85**
Teor Mn	NC	NS	
	25%C	NS	
	50%C	$y = 818,65667 - 0,24937742x + 1,866554506x^{0,5}$	0,94**
	C	$y = 1517,4326 + 0,0556997x - 0,0001582x^2$	0,22**

⁽¹⁾ Na equação, x corresponde à dose de silício e y à variável analisada.

Para todos os teores de macro e micronutrientes só foi observada resposta, positiva ou negativa, da adição de Si, nos solos contaminados, e não foi encontrada nenhuma resposta destes teores esclarecendo o comportamento do eucalipto nos solos contaminados.

O Si não atuou como um nutriente para mudas de *E. camaldulensis*, já que nenhum efeito positivo da aplicação deste foi observado no solo não contaminado ou em concentrações não tóxicas de metais pesados. Só houve resposta positiva ao Si na mistura 50%C e no solo de maior contaminação, evitando uma diminuição do crescimento, evidenciando o envolvimento deste no processo de amenização da fitotoxicidade causada pelos metais pesados. A diminuição dos teores de Zn e de Cd na parte aérea (apenas no solo contaminado) pode ter sido ocasionada por um efeito direto do Si, melhorando a distribuição daqueles nas folhas, ou pode ter sido indireto, por um efeito de diluição, ou ainda por um mecanismo desconhecido, que deve ter ocorrido dentro da planta, desde que o Si não interferiu nos teores dos metais extraídos pelo Mehlich-1 no solo. Dessa forma, verificou-se que o Si atua como agente amenizante da toxicidade de metais pesados, sem entretanto, superar totalmente a depressão no crescimento, quando a concentração dos metais é muito elevada.

4 CONCLUSÕES

- A aplicação de silicato de cálcio teve efeito amenizante da toxicidade de metais pesados ao *Eucalyptus camaldulensis* diminuindo os teores de Zn e Cd na parte aérea das plantas, sem, entretanto, superar totalmente a depressão no crescimento, quando a concentração dos metais era muito elevada.

- O mecanismo do Si na amenização da toxidez dos metais pesados sobre o *E. camaldulensis* é desconhecido, mas parece ocorrer na planta, desde que o Si não interferiu nos teores dos metais no solo extraídos pelo Mehlich-1.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABICHEQUER, A.D.; BOHNEN, H. Eficiência de absorção, translocação e utilização de fósforo por variedades de trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.22, n.1, p.21-26, jan./mar. 1998.
- ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E. (eds) **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.299-352.
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. New York: John Wiley, 1990. 339p.
- ARDUINI, I. Inquinamento da metalli pesanti e rinnovamento spontaneo delecões bosco, **Linea Ecologia**, Milano, n.5, Set./Ott. 1995.
- BARCELÓ, J.; GUEVARA, P.; POSCHENRIEDER, C.H. Silicon amelioration of aluminum toxicity in teosinte (*Zea mays* L. ssp. mexicana). **Plant and Soil**, The Hague, v. 154, n.2, p. 249-255, July 1993.
- BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C.H. Respuestas de las plantas a la contamination por metales pesados. **Suelo y Planta**, Madrid, v.2, p.345-361, 1992.
- BAKER, A.J.M. Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.3, n.1/4, p.643-654, 1981.
- BAKER, A.J.M. Metal tolerance. **The New Phytologist**, Oxford, v.106, n.1, p.93-111, May 1987.

- BAYLIS, A.D.; GRAGOPONLON, C.; DAVIDSON, K.J. Effects of silicon on the toxicity of aluminum to soybean. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.25, n.5/6, p.537-546, 1994.
- BERGMANN, W. **Nutritional disorders of plants – development, visual and analytical diagnosis**. New York: G. Fischer, 1992. 741p.
- BOWEN, J.E. Manganese-silicon interaction and its effect on growth of sudan grass. **Plant and Soil**, The Hague, v.37, p.577, 1972.
- BRECKLE, S.W.; KAHLE, H. **Effects of Pb and Cd on root growth of young beech trees**. In: SYMPOSIUM OF ROOT ECOLOGY AND ITS PRACTICAL APPLICATION, 3., 1992, Klagenfurt. **Proceedings...** Klagenfurt, 1992a. v.1, p.241-244.
- CARVALHO, R.; FURTINI NETO, A.E.; CURI, N.; FERNANDES, L.A.; OLIVEIRA JR., A.C. Dessorção de fósforo por silício em solos cultivados com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.1, p.69-74, jan./mar. 2000.
- CHLOPECKA, A.; ADRIANO, D.C. Mimicked in situ stabilization of metals in a cropped soil: bioavailability and chemical form of zinc. **Environmental Science and Technology**, Washington, v.30, p.3294-3303, 1996.
- CLARK, R.B. Characterization of phosphatases of intact maize roots. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Washington, v.36, n.3, p.458-460, May/June 1975.
- CURY, J.C.; SIQUEIRA, J.O.; GRAZZIOTTI, P.H.; MOREIRA, F.M.S. Amenização da toxidez de metais pesados por calcário, solomax e vermicomposto em dez espécies de eucalipto. In: FERTBIO'98, 1., 1998. Caxambu, 1998. **Anais...** Lavras: DCS/UFLA/SBCS, 1998. p.819.
- DELL, B.; DAPING, X. Diagnosis of zinc deficiency in seedlings of a tropical eucalypti (*Eucalyptus urophylla* S. T. Blake). **Plant and Soil**, Dordrecht, v.176, n.2, p.329-332, Oct. 1995.
- DELL, B.; ROBINSON, J.M. Symptoms of mineral nutrient deficiencies and the nutrient concentration ranges in seedlings of *Eucalyptus maculata* Hook. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.155/156, p.255-261, 1993.

- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e Abastecimento, 1997. 212p.
- EPSTEIN, E. Silicon. **Annual Review in Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v.50, p.641-664, 1999.
- FORSTER, J.C. Heavy metals. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. p.101-1043.
- FURLANI, P.R.; GALLO, J.R. Determinação de silício em material vegetal, pelo método colorimétrico do "azul-de-molibdênio". **Bragantia**, Campinas, v. 37, p. V-XI, jan. 1978.
- HORST, W.J.; MARSCHNER, H. Effect of silicon on manganese tolerance of bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.). **Plant and Soil**, The Hague, v.50, n.2, p.287-303, Oct. 1978.
- GALVEZ, L.; CLARK, R.B.; GOURLEY, L.M.; MARANVILLE, J.W. Silicon interactions with manganese and aluminum toxicity in sorghum. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.10, p.1139-1147, 1987.
- GRAZZIOTTI, P.H. **Comportamento de fungos ectomicorrízicos, *Acacia mangium* e espécies de *Pinus* e *Eucalyptus* em solo contaminado por metais pesados**. Lavras: UFLA, 1999. 177p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)
- HODSON, M.J.; SANGSTER, A.G. The interaction between silicon and aluminium in *Sorghum bicolor* (L.) Moench: growth analysis and x-ray microanalysis. **Annals of Botany**, London, v.72, n.5, p.389-400, Nov. 1993.
- HODSON, M.J.; WILKINS, D.A. Localization of aluminium in the roots of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] inoculated with *Paxillus involutus* Fr. **New Phytologist**, London, v.118, n.2, p.273-278, June 1991.
- JARREL, W.M.; BEVERLY, R.B. The dilution effect in plant nutrition studies. **Advances in Agronomy**, New York, v.34, p.197-224, 1981.

- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants.** Boca Raton: CRC Pres, 1985. 315p.
- LI, Y.C.; SUMMER, M.E.; MILLER, W.P.; ALVA, A.K. Mechanism of silicom induced alleviation of aluminum phytotoxicity. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.19, n.7, p.1075-1087, 1996.
- LIMA FILHO, O.F.; LIMA, M.T.G.; TSAI, S.M. O silício na agricultura. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n.87, p.1-7, set. 1999.
- MA, H.; TAKAHASHI, E. The effect of silicic acid on rice in a P-deficient soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.126, n.1, p.121-125, Aug. 1990.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações.** Piracicaba: POTAFÓS, 1989. 201p.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants.** 2.ed. San Diego: Academic Press, 1995. 889p.
- McBRIDE, M.B. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. **Advances in Agronomy**, New York, v.10, p.1-56, 1989.
- MENCH, M.; VANGRONSVELD, J.; DIDIER, V.; CLIJSTERS, H. Evaluation of metal mobility, plant availability and immobilization by chemical agents in a limed-silty soil. **Environmental Pollution**, Oxford, v.86, p.279-286, 1994.
- MENCH, M.; VANGRONSVELD, J.; LEPP, N.W.; EDWARDS, R. Physico-chemical aspects and efficiency of trace element immobilization by soil amendments. In: VANGRONSVELD, J.; CUNNINGHAM, S.D. (eds). **Metal-contaminated soils.** Germany: Springer-Verlag, 1999. p.151-182.
- OBIHARA, C.H.; RUSSELL, E.W. Specific adsorption of silicate and phosphate by soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.23, n.1, p.105-117, Feb. 1972.
- PEASLEE, D.E.; FRINK, C.R. Influence of silicic acid on uptake of Mn, Al, Zn, and Cu by tomatoes (*Lycopersicum esculentum*) grown on an acid soil. **Soil Science of America Proceedings**, Madison, v.33, n.4, p.569-571, July/Aug. 1969.

- PUNZ, W.F.; SIEGHARDT, H. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. **Environmental and Experimental Botany**, Elmsford, v.44, n.1, p.85-98, Jan./Mar. 1993.
- RAIJ, B. van; CAMARGO, O.A. Sílica solúvel em solos. **Bragantia**, Campinas, v.32, n.11, p.223-236, jul. 1973.
- RASKIN, I.; KUMAR, P.B.A.; DUSHENKOV, S.; SALT, D.E. Bioconcentration of heavy metals by plants. **Current Opinion in Biotechnology**, London, v.5, p.285-290, 1994.
- SISTANI, K.R.; SAVANT, N.K.; REDDY, K.C. Effect of rice hull ash on rice seedling growth. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.20, n.1, p.195-201, 1997.
- SOARES, C.R.F.S. **Toxidez de zinco, cobre, cádmio e chumbo para o eucalipto em solução nutritiva**. Lavras: UFLA, 1999. 132p. (Dissertação – Mestrado em solos e Nutrição de Plantas)
- SOARES, C.R.F.S.; GRAZZIOTTI, P.H.; SIQUEIRA, J.O.; CARVALHO, J.G.; MOREIRA, F.M.S. Toxidez de zinco no crescimento e nutrição de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.36, n.2, p.339-348, fev. 2001.
- TAKAHASHI, E.; MA, J.F.; MIYAKE, Y. The possibility of silicon as an essential element for higher plants. **Comments in Agriculture and Food Chemistry**, v.2, p.99-122, 1990.
- VANGRONSVELD, J.; CUNNINGHAM, S.D. **Metal-contaminated soils**. Germany: Springer-Verlag, 1999. 265p.
- VANGRONSVELD, J.; RUTTENS, A. In-situ reclamation techniques for heavy metal contaminated soils. In: SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.; FURTINI NETO, A.E.; FAQUIN, V.; CARVALHO, J.G. **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Lavras: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras, 1999. p.389-404.
- WHITBREAD-ABRUTAT, P.H. The potential of some soil amendments to improve tree growth on metalliferous mine wastes. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.192, n.2, p.199-217, May 1997.

WILLIAMS, D.E.; VLAMIS, J. The effect of silicon on yield and manganese-54 uptake and distribution in the leaves of barley plants grown in culture solutions. *Plant Physiology*, Rockville, v.32,n.5, p.404-409, Sept. 1957.

CAPÍTULO 4

COMPORTAMENTO DE METAIS PESADOS NA INTERFACE SOLO CONTAMINADO E SOLO TRATADO OU NÃO COM AGENTES AMENIZANTES

RESUMO

ACCIOLY, A.M.A. Comportamento de metais pesados na interface solo contaminado e solo tratado ou não com agentes amenizantes. Lavras: UFLA, 2001. Cap.4, 23p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)¹

O presente estudo foi desenvolvido em casa de vegetação no Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras de fevereiro a outubro de 1998. Foram avaliados o comportamento de metais pesados na interface solo contaminado e solo tratado com amenizantes, em situação de simulação existente quando se emprega o sistema de substituição vertical (escavação em valas e substituição do solo contaminado), bem como o efeito de amenizantes na movimentação dos metais. Foram construídas caixas de madeira de 60x20x30 cm, onde foram acondicionados o solo contaminado (ocupando 1/3 do volume da caixa) em contato com solo não contaminado (ocupando 2/3 do volume da caixa), com ou sem amenizantes, ou solo contaminado com amenizantes. Os amenizantes empregados foram o calcário e o solomax, que é um condicionador de solos à base de turfa e vermiculita e com pH corrigido, perfazendo quatro tratamentos: solo não contaminado sem amenizante (NC); solo não contaminado com amenizante – calcário (NC+Calc); solo contaminado com calcário (C+Calc); e solo contaminado com calcário e solomax (C+Calc+Sm). As doses de calcário e solomax corresponderam, respectivamente, a 20 t ha⁻¹ e 10% (peso úmido). As mudas de *Eucalyptus camaldulensis* foram plantadas a 5 e 15 cm de distância da interface com o solo contaminado. O volume de solo da caixa, ao final do experimento (155 dias), foi dividido em oito distâncias da interface com o solo contaminado, que foram: 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30 e 35 cm, sendo cada fração analisada quanto ao teor de metais. O delineamento experimental da movimentação de metais no solo foi em faixas, em esquema 4x8 (4 tratamentos de solo e 8 distâncias da interface com solo contaminado), com 3 repetições, perfazendo um total de 96 parcelas experimentais. O ensaio com plantas foi

¹ Orientador: José Oswaldo Siqueira - UFLA

conduzido também em faixas, em esquema 4x2, sendo 4 tratamentos de solo e apenas 2 distâncias da interface com o solo contaminado, com 3 repetições, perfazendo um total de 24 parcelas experimentais. Houve pequena movimentação de Zn, Cd e Cu do solo contaminado para o solo não contaminado adjacente, sendo esta restrita à interface entre os dois solos ou a poucos centímetros desta. A aplicação de amenizantes ao solo contaminado não foi eficiente na diminuição da disponibilidade dos metais na massa de solo, causando séria limitação ao crescimento das plantas, que apresentaram elevados teores de metais na parte aérea. Houve efeito benéfico da adição de calcário ao solo não contaminado, reduzindo a biodisponibilidade dos metais, que foi refletida em maior crescimento e menores teores de metais nas plantas que cresciam na interface desse solo e o solo contaminado.

ABSTRACT

ACCIOLY, A.M.A. Behavior of heavy metals at interface of the contaminated soil and soil treated or untreated with ameliorating agents. Lavras: UFLA, 2001. Chap.4, 23p. (Thesis – Doctorate in Soil and Plant Nutrition)¹

The present study was carried out at the Department of Soil Science – Universidade Federal de Lavras from February to October 1998. It was evaluated the movement of heavy metals at the interface of contaminated soil and soil treated or untreated with ameliorating agents in a simulating situation where vertical replacement system, as well as the effects of ameliorating agents on metals movement. In 60x20x30cm wood-boxes contaminated soil (occupying 1/3 of the box volume) was placed in contact with uncontaminated soil (occupying 2/3 of the box volume), with or without ameliorating agents, or contaminated soil with ameliorating agents, and incubated for six months. The ameliorating agents used were lime and solomax (a peak-based soil conditioner with acidity corrected by liming) combined with soil contamination in four treatments: uncontaminated soil (US) without amendment, US plus lime (US+lime), contaminated soil (CS) plus lime (CS+lime), and CS plus lime and solomax (CS+lime+solomax). These amendments were added at the rates of 20 t ha⁻¹ of lime and 10% (by weight) of solomax. Seedlings of *Eucalyptus camaldulensis* were planted at 5 and 15 cm from the two-soil interface and allowed to grow for 155 days. At the end of the experiment volumes of treated soils were divided in eight distances (0, 5, 10, 15, 20, 25, 30 and 35 cm) from the contaminated source (soil) and each fraction was analyzed for heavy metals concentrations. For heavy metals movements it was considered a 4x8 factorial scheme (4 soil treatments x 8 distances from the two soil interface) with three replications and for plant growth assessment a 4x2 factorial scheme (4 soil treatments x 2 distances from the two soil interface) was considered. It was found only a slight movement of Zn, Cu and Cd from the contaminated soil to the uncontaminated adjacent soil. In this case such a movement was restricted to the interface of the two soils or to an area of a few centimeters away. Application of soil amendments was not efficient in reducing heavy metal availability in the bulk soil, resulting in serious limitations to seedling growth in the contaminated soil. These plants presented elevated metal concentration in their shoots. Lime application in the uncontaminated soil compartment was beneficial for plant growth at the interface of contaminated-uncontaminated soils. These plants also exhibited reduced metal uptake.

¹ Adviser: José Oswaldo Siqueira - UFLA

1 INTRODUÇÃO

Áreas degradadas pela poluição do solo apresentam condição adversa para os processos funcionais do solo e para o crescimento vegetal, representando sérios problemas ambientais, devendo, por força de lei na maioria dos países, serem reabilitadas (Castro, 1998; Loes, 1998).

A reabilitação pode ser conseguida por processos de remediação como a vitrificação, eletrorremediação, solidificação, extrações químicas, dentre outros, todos de custo muito elevado, e difíceis de serem praticados, como discutido em Accioly e Siqueira (2000). A remediação empregando-se plantas oferece inúmeras vantagens em relação às outras alternativas, podendo ser implantada por várias maneiras, incluindo a escavação ou substituição do solo, que é um método comum de remediação de solos contaminados por metais pesados (Vangronsveld, Van Assche e Clijsters, 1995). Este procedimento consiste na remoção de parte do solo contaminado (Vangronsveld e Cunningham, 1999), que é depositada em local apropriado para esse fim, sendo a área escavada então preenchida com solo não contaminado, onde nova vegetação é estabelecida (Raskin, Smith e Salt, 1997). Esse método é relativamente simples, sendo empregado em áreas pequenas e com contaminação elevada. A escavação apresenta baixo risco de falhas, tempo previsível de operação e permite a formação de uma zona favorável ao crescimento radicular (Vangronsveld, Colpaert e Tichelen, 1996). Seu emprego pode proporcionar uma solução definitiva, se os metais contaminantes não se moverem para a zona de crescimento de raízes, ou as raízes não entrarem em contato com o solo contaminado (Noordwijk et al., 1995). Desse modo a vegetação introduzida fica restrita à área de solo que permite o crescimento adequado desta sem ocorrer a absorção excessiva de metais, e assim o estabelecimento da mesma é garantido.

No sistema de escavação/substituição do solo a vegetação pode ser contaminada através de duas maneiras: absorção da zona contaminada, e, ou, absorção dentro da zona de desenvolvimento das raízes, se houver transporte dos metais pesados (Noordwijk et al., 1995). A importância relativa destes dois caminhos depende sobretudo da natureza química do contaminante, das condições do solo contaminado e não contaminado empregados, e das condições físicas e químicas da interface solo-solo, que determinarão a intensidade e sentido do fluxo de metais entre os dois solos.

O movimento de metais pesados com a água nos solos requer que o metal esteja na fase solúvel ou associado com partículas móveis, como frações da matéria orgânica (Li e Shuman, 1996). Deve-se levar em conta as formas químicas dos metais no solo, porque estas têm diferentes potenciais para mobilização pelos ligantes inorgânicos e orgânicos na solução do solo (Li e Shuman, 1996), e o movimento depende da concentração total de metais, dos atributos do solo e de fatores ambientais como precipitação e localização da área contaminada na paisagem (Li e Shuman, 1997a e 1997b). O emprego de materiais amenizantes, que imobilizam metais, é de grande importância em sistemas de escavação/substituição do solo, pois além de diminuir a biodisponibilidade dos mesmos, pode reduzir a mobilidade destes no solo.

O objetivo do presente trabalho foi o de avaliar, em casa de vegetação, o comportamento de metais pesados na interface entre solo contaminado e solo tratado com amenizantes, em situação de simulação existente quando se emprega o sistema de substituição vertical (escavação em valas e substituição do solo contaminado), bem como o efeito de amenizantes na movimentação dos metais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido em casa de vegetação no Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras – UFLA, por um período de oito meses (de fevereiro a outubro de 1998), em caixas de madeira previamente construídas, onde foi colocado o solo contaminado (fonte de contaminação) em contato com solo não contaminado, com ou sem amenizante, ou solo contaminado com amenizantes, onde avaliou-se o comportamento dos metais e o crescimento de mudas de *Eucalyptus camaldulensis*.

Utilizou-se material de um solo contaminado, coletado em área de estocagem de rejeitos (Área de Ustulação) da Companhia Mineira de Metais (CMM), situada em Três Marias – MG, e um solo Aluvial (Neossolo Flúvico) não contaminado, também proveniente de área daquela empresa, cujas análises dos atributos químicos e físicos encontram-se na tabela 1. Os solos foram secos ao ar e passados em peneira de 4 mm. Em seguida o solo contaminado (SC) foi colocado em caixas de madeira de 60x20x30 cm, ocupando 1/3 do volume desta, correspondendo a 20 cm do comprimento da mesma (Figura 1). As caixas foram revestidas com lona plástica, para evitar algum contato da madeira com o solo. O restante da caixa (2/3 ou 40 cm de comprimento) foi ocupado pelo solo não contaminado, com ou sem amenizante, ou pelo mesmo solo contaminado com amenizantes, perfazendo quatro tratamentos no lado direito da caixa: solo não contaminado sem amenizante (NC); solo não contaminado com amenizante – calcário (NC+Calc); solo contaminado com calcário (C+Calc); e solo contaminado com calcário e solomax (C+Calc+Sm). Os amenizantes empregados foram o calcário e o solomax (Eucatex – São Paulo), que é um condicionador de solos, à base de turfa e vermiculita, com pH corrigido. Este, além do efeito complexante sobre os metais, atua melhorando as condições

físicas do solo. As doses de calcário e solomax foram definidas a partir de ensaios preliminares (Ribeiro-Filho et al., 2001; Simão, 1999), e corresponderam a 20 t ha⁻¹ e 10% (peso úmido), respectivamente. Utilizou-se um calcário dolomítico (PRNT de 100%), contendo 14% de MgO e 35% de CaO. Os solos com os amenizantes foram completamente homogeneizados, acondicionados nas caixas, e incubados por 100 dias com a umidade do solo em torno de 60% do volume total de poros. Passado esse período, abriram-se quatro covas até o fundo da caixa, onde realizou-se uma fertilização de plantio, com 100 mg N kg⁻¹ solo; 300 mg P kg⁻¹ solo; 170 mg K kg⁻¹ solo e 0,8 mg B kg⁻¹ solo. Após a fertilização do solo realizou-se o transplantio das mudas de eucalipto, com 90 dias de idade (\pm 11 cm de altura), sendo o substrato aderido às raízes das mudas eliminado por lavagens com água deionizada, visando reduzir a interferência deste na resposta das plantas.

O volume de solo da caixa, ao final do experimento, foi dividido em oito distâncias da interface com o solo contaminado, que foram: 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 e 40 cm . O eucalipto foi plantado a 5, 15, 25 e 35 cm de distância da interface com o solo contaminado (Figura 1). Adotaram-se dois esquemas experimentais, um para avaliar o comportamento dos metais em diferentes distâncias da interface com o solo contaminado em função de solos e tratamentos, e outro para avaliar o efeito de diferentes distâncias da interface com solo contaminado e dos tratamentos de solo em mudas de eucalipto. As parcelas que correspondiam à distância de 40 cm da fonte de contaminação foram descartadas para eliminar o efeito de escoamento pelas paredes da caixa. Assim, o delineamento experimental da movimentação de metais no solo foi em faixas, em esquema 4x8 (4 tratamentos de solo e 8 distâncias da interface com solo contaminado), com 3 repetições, perfazendo um total de 96 parcelas experimentais. O ensaio com plantas foi conduzido também em faixas, em esquema 4x2, sendo 4 tratamentos de solo e apenas 2 distâncias da interface com

o solo contaminado, com 3 repetições, perfazendo um total de 24 parcelas experimentais.

TABELA 1. Atributos químicos e físicos do solo não contaminado e do solo contaminado.

Atributo	C ⁽¹⁾	NC
pH em água (1:2,5)	4,9	4,6
P (mg dm ⁻³) ⁽²⁾	5	9
K (mg dm ⁻³) ⁽²⁾	68	103
Ca (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	10,3	2,5
Mg (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	4,1	2,0
Al (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	0,1	1,5
H + Al (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	5,7	9,8
Enxofre (mg dm ⁻³) ⁽³⁾	187,8	57,3
Carbono (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	6,0	11,0
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	9,5	19,0
B (mg dm ⁻³) ⁽⁴⁾	0,29	0,16
Fe (DTPA) (mg dm ⁻³)	7,9	60,2
Mn (DTPA) (mg dm ⁻³)	43,9	38,1
Areia (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	260	60
Silte (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	490	540
Argila (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	250	400

⁽¹⁾ Teores médios de duas amostras compostas. ⁽²⁾ Extrator Mehlich-1; ⁽³⁾ Determinações realizadas conforme EMBRAPA (1997); ⁽⁴⁾ Extraído em água quente.

O solo nas caixas foi mantido úmido, pela adição diária de água deionizada em toda a área da caixa. Aos 155 dias após o transplante das mudas, estas foram colhidas, cortando-se a parte aérea rente ao solo, a qual foi lavada com água deionizada e levada para secar em estufa com circulação forçada de ar a 60-70 °C, até atingir peso constante. Após pesada, a parte aérea das plantas foi moída em moinho tipo Wiley e submetida à análise química dos teores de macro e micronutrientes, e metais pesados. Para a determinação de N procedeu-se à

digestão sulfúrica, e para os demais elementos a digestão nitro-perclórica. Nos extratos, foram determinados os teores de N pelo método de Kjeldahl, P pelo método colorimétrico, K por fotometria de chama, S por turbidimetria, e Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn e Cd por espectrofotometria de absorção atômica (Malavolta, Vitti e Oliveira, 1989).

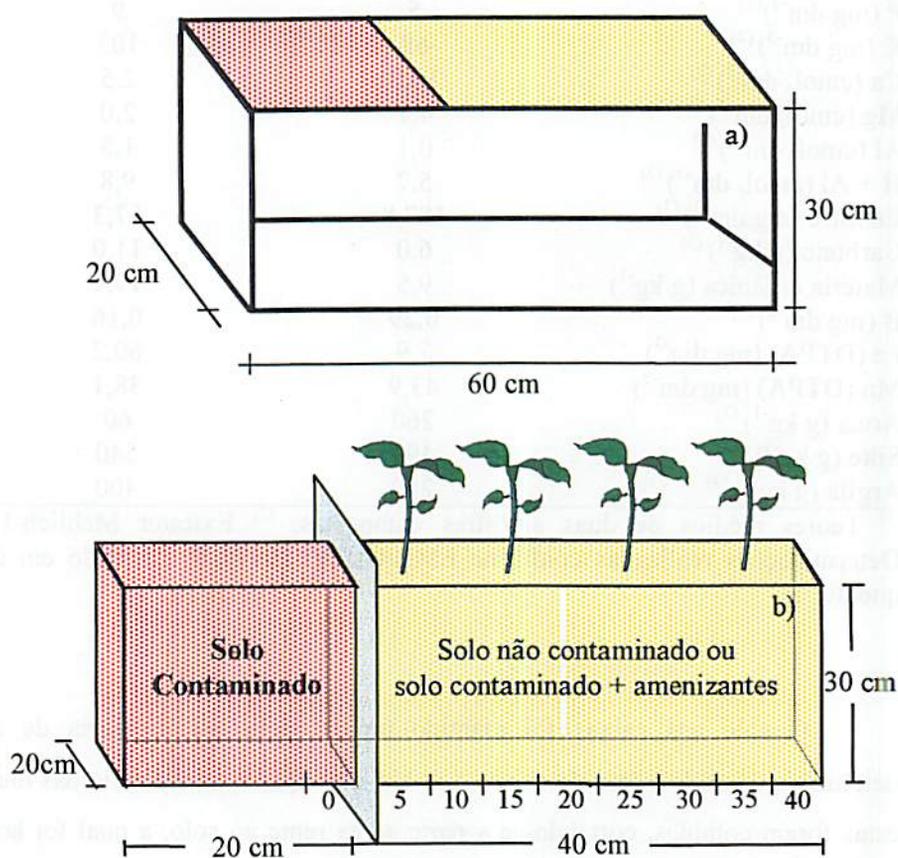


FIGURA 1. Detalhes das caixas, mostrando as dimensões (a) e a localização dos solos e mudas das plantas, e distâncias da interface com o solo contaminado (b).

O solo foi retirado das caixas, foram raspadas as laterais para eliminar o efeito de escorrimento pelas paredes da caixa, e depois, dividido nas distâncias de amostragem conforme figura 1b. Em seguida, procedeu-se à extração de Zn, Cu e Cd em água régia (Foster, 1995), e à determinação por espectrofotometria de absorção atômica.

Todos os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, utilizando-se o programa estatístico SISVAR (Sistema de Análise de Variância, UFLA). As médias dos fatores tratamento e distância, tanto na avaliação dos metais no solo, como seu efeito nas plantas, foram comparadas pelo Teste de Tukey.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Teores de metais pesados no solo

Os teores de Zn, Cu e Cd no solo foram influenciados pelos tratamentos de solo e pela distância da interface com o solo contaminado, havendo interação entre os fatores estudados (Tabela 2).

Os teores de Zn observados nos solos não contaminados foram muito menores do que aqueles observados no solo contaminado (0 cm) (Figura 2), com exceção da interface entre os dois solos (primeiros 5 cm) onde verificaram-se elevados teores de Zn, indicando contaminação do solo não contaminado nessa distância. No tratamento NC, o teor de Zn no solo contaminado (0 cm) foi 3877 mg kg⁻¹, e aos 5 cm de distância da interface foi 720 mg kg⁻¹, enquanto que no tratamento NC+Calc esses teores foram 6289 e 1297 mg kg⁻¹, respectivamente. Interessante observar que no solo contaminado do tratamento NC+Calc foi observado teor mais elevado de Zn em relação àquele observado no tratamento

NC. Este fato deve estar relacionado a problemas na extração dos metais pela água régia, desde que utilizou-se o mesmo solo contaminado em todos os tratamentos.

TABELA 2. Resumo da ANAVA para os teores totais de Zn, Cu e Cd no solo, considerando-se os tratamentos de solo e as distâncias da interface com solo contaminado.

Variáveis	G.L.	C.V. (%)	Valor F	P _≤
Zinco (mg dm⁻³)				
Tratamento (T)	3	7,05	1168,839	0,05
Distância (D)	7	14,16	407,519	0,05
T x D	21		77,082	0,05
Cobre (mg dm⁻³)				
Tratamento (T)	3	29,28	65,423	0,01
Distância (D)	7	9,41	649,982	0,01
T x D	21		36,873	0,01
Cádmio (mg dm⁻³)				
Tratamento (T)	3	24,23	204,286	0,01
Distância (D)	7	6,29	179,972	0,01
T x D	21		139,855	0,01

G.L. – Graus de liberdade; C.V. = Coeficiente de variação

Foi observado nos solos não contaminados que dos 10 cm em diante os teores de Zn se estabilizaram em valores muito baixos, indicando que não ocorreu movimentação lateral além dessa distância. Os teores de Zn observados em todos os pontos amostrados estão dentro ou acima da faixa considerada fitotóxica no solo, que é de 70 a 400 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias e Pendias, 1985).

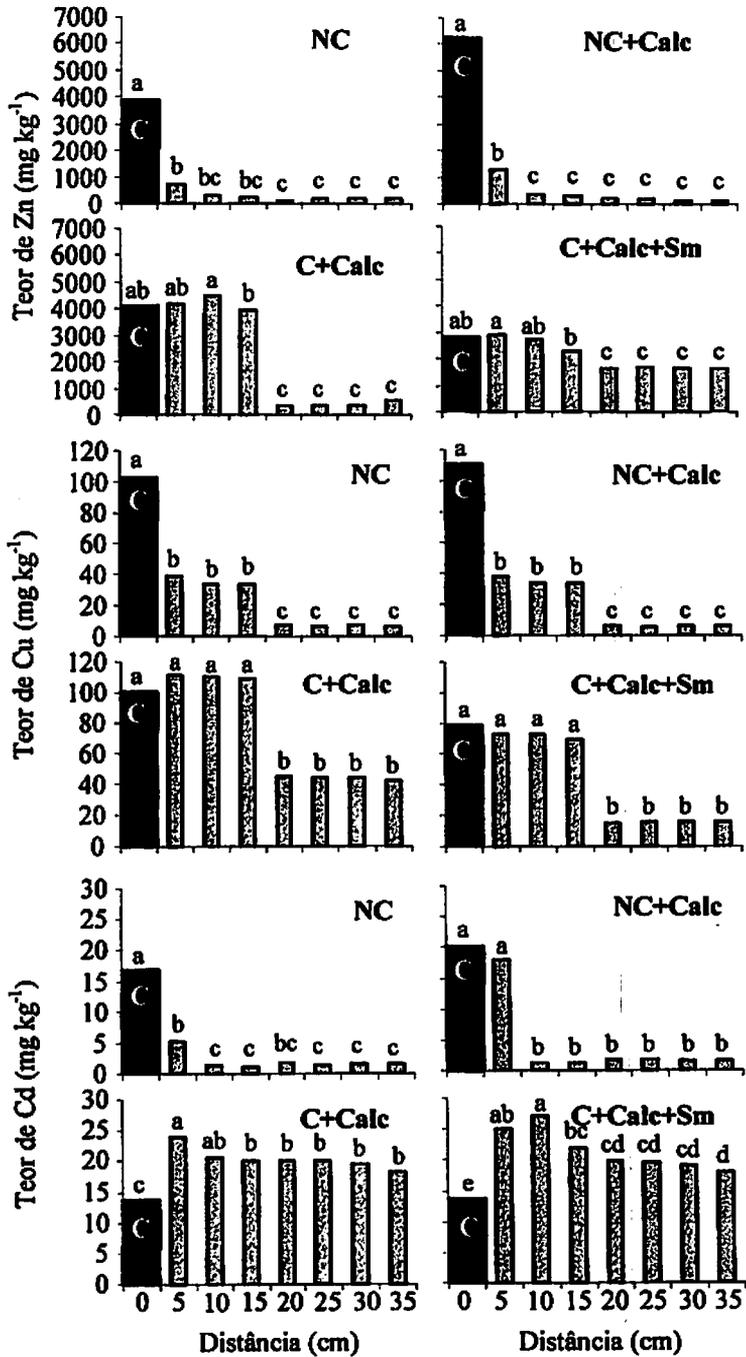


FIGURA 2. Teores de Zn, Cu e Cd no solo em função dos tratamentos de solo e distâncias da interface com solo contaminado.

No solo contaminado que recebeu calcário e solomax, os teores de Zn extraídos pela água régia foram superiores àqueles extraídos no solo que recebeu apenas calcário. O emprego de apenas calcário como amenizante resultou em decréscimo acentuado dos teores de Zn a partir dos 20 cm de distância da interface com solo contaminado, o que não foi observado com a adição de calcário e solomax juntos.

A adição de calcário, com conseqüente elevação do pH, é muito benéfica em solos contaminados desde que o pH é o principal fator controlador da disponibilidade de metais no solo (Madrid e Diaz-Barrientos, 1992; McBride, Sauvé e Hendershot, 1997; Krebs et al., 1998), e o fluxo difusivo de Zn no solo é muito diminuído com a elevação do pH (Oliveira et al., 1999). Nos solos contaminados que receberam amenizantes, mesmo os menores teores observados a partir dos 20 cm de distância da interface com o solo contaminado, estiveram dentro ou acima da faixa fitotóxica para esse metal, considerada por Kabata-Pendias e Pendias (1985). Entretanto, os teores de Zn observados a partir dos 20 cm no solo contaminado que recebeu apenas calcário foram muito inferiores aos observados no solo onde foram adicionados calcário e solomax juntos.

Os teores de Cu no solo foram influenciados pelos tratamentos, pela distância da interface com solo contaminado e pela interação entre esses dois fatores (Tabela 2). Os teores de Cu foram muito menores nos solos não contaminados do que no solo contaminado (0 cm), e diferentemente do Zn, o Cu movimentou-se até a distância de 15 cm da interface com o solo contaminado, a partir da qual, os teores permaneceram estabilizados. Por causa da alta afinidade de Cu^{2+} pelos colóides do solo, este metal é considerado um elemento de baixa mobilidade em solos com pH perto da neutralidade, chegando a concentrar-se na superfície de solos contaminados (McBride, 1994), contrariando os dados observados no presente trabalho. O Cu^{2+} é o íon metálico que possui maior afinidade com a matéria orgânica, com a qual forma complexos bastante

estáveis, limitando a solubilidade deste metal. Os médios teores de matéria orgânica no solo não contaminado podem justificar o movimento à maior distância do Cu em relação ao Zn. No tratamento com solo contaminado que recebeu calcário e solomax, os teores de Cu observados foram inferiores aos observados no tratamento com solo contaminado e apenas calcário como amenizante, indicando o efeito da matéria orgânica conferida pelo solomax, diminuindo a mobilidade deste metal. Apenas no solo contaminado (C) e nos tratamentos com solo contaminado e amenizantes (C+Calc e C+Calc+Sm) foram observados teores de Cu acima da faixa de 60 a 125 mg kg⁻¹ no solo, considerada fitotóxica (Kabata-Pendias e Pendias, 1985). Entretanto, no solo contaminado que recebeu calcário e solomax, a partir de 20 cm da interface com solo contaminado, os teores se encontraram abaixo da faixa fitotóxica.

Os teores de Cd no solo foram influenciados pelos tratamentos, pela distância da interface com o solo contaminado e pela interação entre esses dois fatores (Tabela 2). Nos tratamentos com solos não contaminados a movimentação do Cd não foi evidente, contaminando apenas até a interface com o solo contaminado (5 cm), pelo contato entre os dois solos. No solo não contaminado que não recebeu amenizante, foram observados teores de Cd de 17 e 5 mg kg⁻¹ para as distâncias de 0 e 5 cm da interface com o solo contaminado, respectivamente, e teores menores que 2 mg kg⁻¹ nas faixas mais distantes. No solo não contaminado que recebeu calcário, os teores de Cd para as distâncias de 0 e 5 cm foram 20 e 18 mg kg⁻¹, respectivamente, que não diferiram significativamente, teor que só diminuiu significativamente a partir dos 10 cm de distância, que foi de 1,3 mg kg⁻¹, e que permaneceu inalterado nas distâncias seguintes. Nos solos contaminados que receberam amenizantes (C+Calc e C+Calc+Sm), os teores de Cd extraídos pela água régia foram maiores do que os extraídos no solo contaminado (C), principalmente com a aplicação de solomax. Entretanto, com a aplicação de calcário e solomax juntos observou-se tendência

de diminuição dos teores a partir dos 15 cm de distância da interface com o solo contaminado, o que não foi observado com a aplicação de apenas calcário.

Nos tratamentos com solo não contaminado os teores de Cd foram elevados apenas na distância de 0 cm que corresponde ao solo contaminado (C), e no ponto de interseção deste com o solo não contaminado, estando acima da faixa considerada fitotóxica no solo por Kabata-Pendias e Pendias (1985). Nos tratamentos com solo contaminado os teores de Cd estiveram acima dos limites fitotóxicos, mesmo com a aplicação de calcário e solomax.

Nos solos contaminados que receberam amenizantes (C+Calc e C+Calc+Sm) foi possível observar o efeito do calcário e do solomax nos teores dos três metais estudados, fato que contraria a expectativa, pela alta capacidade de extração da água régia. Esse extrator é capaz de extrair de 70 a 90% do teor de metais no solo, sendo considerada uma extração quase total (Alloway, 1990), e a água régia é bastante eficiente em dissolver metais ligados a formas como o carbonato e a matéria orgânica. Em solos com pH neutro, ou próximo à neutralidade, metais catiônicos como o Cu^{2+} e o Zn^{2+} , mesmo em baixa atividade, podem formar complexos solúveis com hidróxidos, carbonatos e principalmente com matéria orgânica, aumentando a mobilidade e a solubilidade destes (Giusquiani, Gigliotti e Businelli, 1992; McBride, 1994). Esta é uma explicação plausível para a maior extração do Zn a maiores distâncias nos solos contaminados, em relação àquela observada nos solos não contaminados, e para as diferenças observadas nas extrações de Zn e Cu, e provavelmente para o Cd, nos solos contaminados que receberam apenas calcário, ou calcário e solomax juntos.

3.2 Crescimento das plantas e teores de metais

A produção de matéria seca da parte aérea foi influenciada apenas pelos tratamentos de solo (Tabela 3), e foi verificada maior produção de matéria seca no solo não contaminado, em relação ao solo contaminado (Figura 3), corroborando o efeito fitotóxico dos elevados teores dos metais no solo. Apenas no solo não contaminado sem calcário foi verificada diferença significativa na produção de matéria seca entre as distâncias da interface com o solo contaminado, ocorrendo maior crescimento aos 15 cm da interface com o solo contaminado.

Os teores de Zn e Cd no solo, na distância de 5 cm, foram elevados (Figura 2), o que pode ter ocasionado o menor crescimento das plantas nessa distância. No tratamento NC+Calc pôde-se observar que a adição de calcário protegeu a planta, favorecendo seu crescimento, mesmo na interseção com o solo contaminado (5 cm), onde não foi verificada diferença em relação à distância de 15 cm. No solo contaminado, mesmo com a adição dos amenizantes, o crescimento das plantas foi muito limitado, devido aos elevados teores dos metais no solo, não ocorrendo diferença entre as distâncias avaliadas.

A produção de matéria seca pelas plantas refletiu bem o efeito da movimentação lateral dos metais no solo, e os dados sugerem que o calcário tem um efeito benéfico quando adicionado ao solo não contaminado que for colocado em contato com o solo contaminado, protegendo a planta do efeito fitotóxico dos metais pesados.

Os tratamentos de solo exerceram efeitos significativos sobre os teores de Zn, Cu e Cd na parte aérea das plantas (Tabela 3), e a distância da interface com solo contaminado não teve efeito significativo. A interação entre os fatores tratamento e distância foi significativa apenas para os teores de Zn na parte aérea das plantas.

TABELA 3. Resumo da ANOVA para matéria seca da parte aérea e teores de metais pesados nas plantas.

Variáveis	G.L.	C.V. (%)	Valor F	P _≤
Matéria seca da parte aérea (g)				
Tratamento (T)	3	73,34	11,436	0,01
Distância (D)	1	77,98	3,642	NS
T x D	3		1,266	NS
Teor de Zn (mg kg⁻¹)				
Tratamento (T)	3	29,31	17,734	0,01
Distância (D)	1	17,39	4,394	NS
T x D	3		8,292	0,01
Teor de Cu (mg kg⁻¹)				
Tratamento (T)	3	27,38	21,520	0,01
Distância (D)	1	19,57	0,606	NS
T x D	3		1,711	NS
Teor de Cd (mg kg⁻¹)				
Tratamento (T)	3	15,47	252,376	0,01
Distância (D)	1	15,51	0,285	NS
T x D	3		1,98	NS

G.L. – Graus de liberdade; C.V. = Coeficiente de variação.

Os teores dos três metais foram superiores na parte aérea das plantas que cresceram nos solos contaminados em relação aos não contaminados, o que se refletiu no menor crescimento das plantas. No solo não contaminado que não recebeu amenizante (NC) ocorreu diferença entre as distâncias avaliadas para os teores de Zn na parte aérea, que foram maiores nas plantas a 5 cm de distância da interface com o solo contaminado, o que está de acordo com os teores no solo (Figura 2).

A adição de calcário ao solo não contaminado diminuiu significativamente o teor de Zn na parte aérea das plantas, sendo observados teores de 124 e 120 mg kg⁻¹ nas distâncias de 5 e 15 cm, respectivamente, no tratamento NC+Calc., e 636 e 415 mg kg⁻¹, respectivamente, no tratamento NC. O calcário tem sido considerado como o mais efetivo agente na redução da

disponibilidade e da absorção de metais pesados pelas plantas (Cury et al., 1998; Krebs et al., 1998; Simão, 1999), efeito que também foi verificado no capítulo 2 dessa tese. Houve tendência de diminuição do teor de Zn, em relação à distância da interface com o solo contaminado, com a adição apenas de calcário, o que não ocorreu com a adição de calcário e solomax juntos no solo contaminado. Apenas no solo não contaminado com a adição de calcário foram observados teores de Zn abaixo da faixa considerada fitotóxica por Kabata-Pendias e Pendias (1985), de 100-400 mg kg⁻¹. Por outro lado, os teores de Zn na parte aérea das plantas, em todos os tratamentos, estão abaixo dos níveis críticos de toxidez de Zn determinados por Soares et al. (2001) para eucalipto em solução nutritiva.

Os teores de Cu na parte aérea das plantas, da mesma forma que aconteceu com o Zn, diminuíram no solo não contaminado, quando foi adicionado o calcário. A adição de solomax e calcário juntos em relação à adição apenas de calcário, não causou diferenças nos teores de Cu das plantas nos solos contaminados. De maneira semelhante ao comportamento do Cu no solo, os teores na parte aérea, mesmo nos solos contaminados, estão abaixo da faixa fitotóxica de 20 a 100 mg kg⁻¹ considerada por Kabata-Pendias e Pendias (1985), indicando que o Cu não é um metal que restringe o desenvolvimento das plantas nesses solos.

Os teores de Cd foram influenciados apenas pelos solos (Tabela 3) e foram significativamente superiores na parte aérea das plantas que cresceram nos solos contaminados, em relação àqueles observados nas plantas dos solos não contaminados (Figura 3). A adição de calcário ao solo não contaminado não acarretou em diferença significativa nos teores de Cd na parte aérea das plantas. Nos solos contaminados, os teores de Cd observados quando foi aplicado apenas calcário foi significativamente superior àqueles observados quando aplicou-se calcário e solomax juntos.

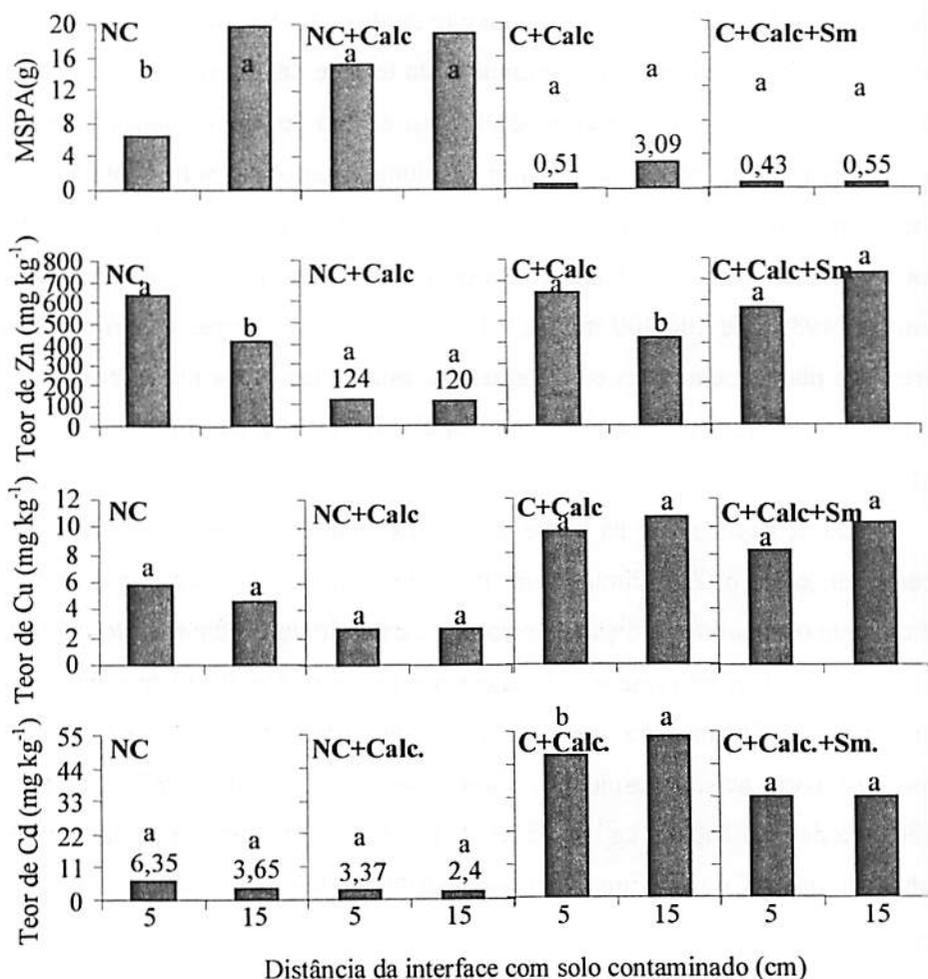


FIGURA 3. Matéria seca da parte aérea (MSPA) e teores de Zn, Cu e Cd nas plantas em função dos tratamentos de solo e da distância da interface com o solo contaminado.

Com relação à distância da interface com solo o contaminado, não foi verificada diferença significativa para os teores de Cd na parte aérea. Os teores de Cd nas plantas dos solos não contaminados corroboram a baixa

movimentação deste metal no solo e encontram-se abaixo da faixa considerada fitotóxica por Kabata-Pendias e Pendias (1985), de 5 a 20 mg kg⁻¹, e Soares (1999), de 14,5 e 10,8 mg kg⁻¹ para *E. maculata* e *E. urophylla*, respectivamente. Nos solos contaminados esses teores foram elevados, e estão acima da faixa fitotóxica, corroborando o menor crescimento das plantas observado nesses solos. O Cd parece ser o metal mais limitante ao crescimento das plantas no solo contaminado, desde que os teores de Zn observados na parte aérea foram inferiores aos níveis críticos estimados para eucalipto, e os de Cd foram muito superiores.

Os tratamentos de solo também influenciaram os teores dos macronutrientes e Mn na parte aérea das plantas; a distância da interface com solo contaminado influenciou significativamente os teores de Ca e Mn; e a interação entre os dois fatores foi significativa para os teores de P, Ca, Mg e Mn. Os teores de Fe na parte aérea das plantas não foram significativos para qualquer dos fatores estudados. No entanto, as alterações nos teores dos macronutrientes e dos micronutrientes que não são contaminantes do solo na parte aérea das plantas não contribuíram para explicar as reduções de crescimento nos solos contaminados e os efeitos da distância do solo contaminado. Por esse motivo, esses dados não foram apresentados.

Foi verificado que houve pequena movimentação de Zn, Cu e Cd do solo contaminado para o solo não contaminado adjacente. A contaminação ficou restrita à interface entre os dois solos, para o Cd, ou a poucos centímetros desta para o Zn e o Cu. A aplicação de amenizantes ao solo contaminado não foi eficiente na diminuição da mobilidade dos metais. Os elevados teores dos metais no solo contaminado, mesmo com a aplicação de calcário e solomax, limitaram o crescimento das plantas, que apresentaram elevados teores de Zn e Cd na parte aérea. Esses resultados sugerem que para o estabelecimento de vegetação em áreas com esse solo, deve-se utilizar estratégias de remediação como a

escavação e substituição do solo, que favorecem a formação de uma zona de crescimento radicular com reduzida contaminação. No solo não contaminado que não recebeu calcário, o crescimento das plantas na distância de 5 cm da interface com o solo contaminado foi inibido. No solo não contaminado que recebeu calcário, apesar deste ter algum metal no solo na distância de 5 cm, o crescimento das plantas foi satisfatório e não diferiu do observado nas plantas na distância de 15 cm, mostrando o efeito benéfico do calcário na redução da biodisponibilidade dos metais. Isto indica que, em caso de escavação e substituição do solo em esquema de valas, é importante que seja adicionado o calcário para proteger as plantas da contaminação dos metais no solo.

4 CONCLUSÕES

- Houve pequena movimentação de metais do solo contaminado para o solo não contaminado adjacente, sendo esta restrita à interface entre os dois solos ou a poucos centímetros desta.
- A aplicação de amenizantes ao solo contaminado não foi eficiente na diminuição da disponibilidade dos metais. Mesmo com a adição de calcário e solomax ao solo contaminado, houve limitação ao crescimento das plantas, que apresentaram elevados teores de metais na parte aérea.
- Houve efeito benéfico da adição de calcário ao solo não contaminado, reduzindo a biodisponibilidade dos metais, que foi refletida em maior crescimento e menores teores de metais nas plantas que cresciam na interface entre esse solo e o solo contaminado.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E. (eds) **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.299-352.
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. New York: John Willey & Sons, 1990. 339p.
- CASTRO, J.P.C. Reabilitação de áreas degradadas – aspectos legais. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (eds) **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV. Departamento de Solo; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.9-13.
- CURY, J.C.; SIQUEIRA, J.O.; GRAZZIOTTI, P.H.; MOREIRA, F.M.S. Amenização da toxidez de metais pesados por calcário, solomax e vermicomposto em dez espécies de eucalipto. In: FERTBIO'98, 1., 1998, Caxambu, 1998. *Anais...* Lavras: DCS/UFLA/SBCS, 1998. p.819.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e Abastecimento, 1997. 212p.
- FORSTER, J.C. Heavy metals. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. p.101-1043.
- GIUSQUIANI, P.L.; GIGLIOTTI, G.; BUSINELLI, D. Mobility of heavy metals in urban waste-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.21, p.330-335, 1992.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press, 1985. 315p.
- KREBS, R.; GUPTA, S.K.; FURRER, G.; SCHULIN, R. Solubility and plant uptake of metals with and without liming of sludge-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n.1, p.18-23, Jan./Feb. 1998.

- LI, Z.; SHUMAN, L.M. Heavy metal movement in metal-contaminated soil profiles. **Soil Science**, Baltimore, v.161, n.10, p.656-666, Oct. 1996.
- LI, Z.; SHUMAN, L.M. Mobility of Zn, Cd and Pb in soils as affected by poultry litter extract – I. Leaching in soil columns. **Environmental Pollution**, Oxford, v.95, n.2, p.219-226, Feb. 1997a.
- LI, Z.; SHUMAN, L.M. Mobility of Zn, Cd and Pb in soils as affected by poultry litter extract – II. Redistribution among soil fractions. **Environmental Pollution**, Oxford, v.95, n.2, p.227-234, Feb. 1997b.
- LOES, R.H.Z. Ações do IBAMA na recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (eds) **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Departamento de Solo; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.247-251.
- MADRID, L.; DIAZ-BARRIENTOS, E. Influence of carbonate on the reaction of heavy metals in soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.43, n.4, p.709-721, Dec. 1992.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFÓS, 1989. 201p.
- McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1994. 406p.
- McBRIDE, M.; SAUVÉ, S.; HENDERSHOT, W. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.48, n.2, p.337-346, June 1997.
- NOORDWIJK, M. VAN; DRIEL, W. VAN; BROUWER, G.; SCHUURMANS, W. Heavy-metal uptake by crops from polluted river sediments covered by non-polluted topsoil. II. Cd-uptake by maize in relation to root development. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.175, n.1, p.105-113, Aug. 1995.
- OLIVEIRA, M.F.G.; NOVAIS, R.F.; NEVES, J.C.L.; ALVES, V.M.C.; VASCONCELLOS, C.A. Fluxo difusivo de zinco em amostras de solo influenciado por textura, íon acompanhante e pH do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, n.3, p.609-615, abr./jun. 1999.

- RASKIN, I.; SMITH, R.D.; SALT, D.E. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. **Current Opinion in Biotechnology**, London, v.8, p.221-226, 1997.
- RIBEIRO-FILHO, M.R.; SIQUEIRA, J.O.; CURI, N.; SIMÃO, J.B.P. Fracionamento e biodisponibilidade de metais pesados em solo contaminado, incubado com materiais orgânicos e inorgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n.2, p.495-507, abr./jun. 2001.
- SIMÃO, J.B.P. Mitigação da fitotoxidez de metais pesados no solo, através do uso de materiais orgânicos e inorgânicos. Lavras: UFLA, 1999. 135p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)
- SOARES, C.R.F.S.; GRAZZIOTTI, P.H.; SIQUEIRA, J.O.; CARVALHO, J.G.; MOREIRA, F.M.S. Toxidez de zinco no crescimento e nutrição de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.36, n.2, p.339-348, fev. 2001.
- VANGRONSVELD, J.; COLPAERT, J.V.; TICHELEN, K.K. van. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: physico-chemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. **Environmental Pollution**, Oxford, v.94, n.2, p.131-140, Nov. 1996.
- VANGRONSVELD, J.; CUNNINGHAM, S.D. **Metal-contaminated soils**. Germany: Springer-Verlag, 1999. 265p.
- VANGRONSVELD, J.; VAN ASSCHE, F.; CLIJSTERS, H. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: in situ metal immobilization and revegetation. **Environmental Pollution**, Oxford, v.87, n.1, p.51-59, Jan. 1995.

CAPÍTULO 5

ESCAVAÇÃO E SUBSTITUIÇÃO DO SOLO VISANDO A REVEGETAÇÃO DE ÁREA CONTAMINADA POR METAIS PESADOS

RESUMO

ACCIOLY, A.M.A. *Escavação e substituição do solo visando a revegetação de área contaminada por metais pesados*. Lavras: UFLA, 2001. Cap.5, 46p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)¹

Visando desenvolver procedimentos para reabilitação de área degradada pelo excesso de metais pesados no solo, avaliou-se, a campo, o comportamento de várias situações quanto à substituição do solo contaminado, e plantio de mudas de espécies arbóreas exóticas com potencial para revegetar áreas contaminadas. O presente estudo baseou-se na criação de zona para desenvolvimento radicular, com contaminação reduzida por meio do princípio de substituição do solo. A área foi sistematizada, abrindo-se valas de 10m³ (10x1x1m), onde foram plantadas 4 mudas, num espaçamento de 2 m entre plantas, totalizando 80 unidades experimentais com 320 plantas. O experimento foi conduzido numa área do pátio da Companhia Mineira de Metais (Três Marias – MG) onde o solo encontrava-se altamente contaminado por metais pesados, em delineamento em blocos casualizados, com esquema de parcelas subdivididas, constando de quatro tratamentos de solo (Solo contaminado da própria área – C; C suplementado com calcário e solomax como amenizantes – C+A; substituição do C por solo não contaminado – NC; e substituição do C por NC com forração da vala com plástico – NC+P), e cinco espécies arbóreas na subparcela (*Eucalyptus camaldulensis*, *E. maculata*, *E. torrelliana*, *Acacia mangium* e *Pinus caribaea* var. *hondurensis*), com 4 repetições. Foram realizadas três avaliações do experimento, que foram aos 146, 384 e 546 dias após o transplântio das mudas. No solo contaminado nenhuma espécie cresceu satisfatoriamente, apresentando baixa sobrevivência e elevados teores de metais nas folhas, mesmo quando houve adição de amenizantes a este. Isto evidencia o elevado grau de contaminação do solo desta área. A substituição do solo visando estabelecer uma zona de desenvolvimento radicular com contaminação reduzida permitiu o desenvolvimento adequado e sobrevivência de mudas de várias espécies, sendo *E. camaldulensis*, *E. torrelliana* e *A. mangium* promissoras para o

¹ Orientador: José Oswaldo Siqueira - UFLA

estabelecimento de maciço florestal na área contaminada estudada. Essas plantas atingiram até 10 m de altura com 546 dias, evidenciando o potencial do procedimento. A forração da vala com plástico para evitar a movimentação de metais não trouxe qualquer benefício para o desenvolvimento das plantas.

ABSTRACT

ACCIOLY, A.M.A. **Soil excavation and replacement aiming revegetation of land degraded by heavy metals.** Lavras: UFLA, 2001. Chap.5, 46p. (Thesis – Doctorate in Soils and Plant Nutrition)¹

In order to develop procedures for rehabilitation of land degraded by the excess of heavy metals it was assessed, under field conditions, the behavior of several situations regarding soil replacement and planting of several exotic tree species with potential to revegetate contaminated land. The present study was based upon the establishment of a reduced contamination rooting developing zone by the principle of soil replacement. Experimental area was systematized before 10 m-long pits (10x1x1 m) were opened to receive soil treatments. The experiment was conducted in wasteland area at Companhia Mineira de Metais (Três Marias – MG) where soil was heavily contaminated by Zn, Cd, and Cu. It was used a randomized block with a split plot design composed of four soil treatments: Contaminated soil (C); C amended with lime and solomax; Soil C replaced by a non-contaminated one; and substitution of C by NC with a plastic protection, and plants of five arboreal species in the sub-plots (*Eucalyptus camaldulensis*, *E. maculata*, *E. torelliana*, *Acacia mangium* and *Pinus caribaea* var. *hondurensis*), with four replications. Plants were measured at 146, 384 and 546 days after transplanting. In the contaminated soil all species exhibited reduced survival-ship, due to the high concentration of heavy metals in their leaves even when lime and solomax were added. This indicates the high degree of contamination of the soil from this area. Soil replacement in order to establish a reduced-contamination rooting zone allowed adequate plant survival and development of several species being *Eucalyptus camaldulensis*, *Eucalyptus torelliana* and *Acacia mangium* the most promising ones for reforestation of the studied land. These plants reached up to 10 m high evidencing the potential of this procedure. Pit covered with plastic to avoid movement of contaminants did not bring any benefit to plant development.

¹ Adviser: José Oswaldo Siqueira - UFLA

1 INTRODUÇÃO

A mineração e transformação industrial de materiais que contêm elementos químicos poluidores, como metais pesados (Alloway, 1990), estão dentre as principais causas da contaminação do solo e degradação de extensas áreas de terra no mundo. Os rejeitos do beneficiamento de minérios ou de processamento destes, quando depositados sobre o solo, podem causar a total degradação da área, criando situação adversa para os processos funcionais do solo e para o crescimento vegetal, exercendo enorme impacto no meio ambiente. Por exigências da legislação em vigor, tais áreas precisam ser reabilitadas (Castro, 1998; Loes, 1998), o que torna-se difícil devido à inexistência de tecnologias apropriadas à reabilitação destas áreas, ficando as empresas que operam neste setor impossibilitadas de cumprir a legislação, podendo ser interditas pelas agências reguladoras do Estado.

A reabilitação pode ser conseguida por processos de remediação como a vitrificação, eletrorremediação, solidificação, extrações químicas, dentre outros, todos de custo muito elevado, e difíceis de serem praticados, como discutido em Accioly e Siqueira (2000). A remediação de solos contaminados por metais pesados empregando-se plantas oferece inúmeras vantagens em relação às outras alternativas, podendo ser implantada por várias maneiras, incluindo a escavação ou substituição do solo (Vangronsveld, Van Assche e Clijsters, 1995). Para isto, faz-se a remoção de parte do solo contaminado (Vangronsveld e Cunningham, 1999), que é depositada em local apropriado, sendo a área escavada então preenchida com solo não contaminado, criando uma zona descontaminada ou com níveis de contaminantes suportáveis por plantas selecionadas e que podem se estabelecer nestes locais (Raskin, Smith e Salt, 1997). Esse método pode ser empregado em áreas pequenas e com contaminação elevada. A escavação

apresenta baixo risco de falhas, tempo previsível de operação e permite a formação de uma zona favorável ao crescimento radicular, que sustenta o crescimento vegetal com níveis de contaminantes aceitáveis (Vangronsveld, Colpaert e Tichelen, 1996). Entretanto, esta técnica é bastante agressiva à área e a quantidade de solo não contaminado necessária para a substituição pode limitar o processo quando se pratica a substituição total do solo contaminado. Uma alternativa é a utilização de “escavação parcial” do solo. Neste caso, apenas parte do solo é trabalhada, por exemplo, através de abertura de valas, que serão preenchidas com solo não contaminado.

Para que a escavação/substituição do solo tenha sucesso, os metais contaminantes não podem mover para a zona de crescimento de raízes, ou estas devem se restringir a esta zona não crescendo no solo contaminado. Em estudo de casa de vegetação no qual foram colocados dois solos em contato em um vaso, sendo um contaminado por metais pesados e outro não contaminado, o crescimento das raízes de plantas de milho se restringiu ao solo não contaminado (dados não publicados). Desse modo a vegetação introduzida fica restrita à área de solo que permite o crescimento adequado da planta sem ocorrer a absorção excessiva de metais. Quando plantadas em valas, a distribuição das raízes das árvores diminui exponencialmente em profundidade (Gerwitz e Page, 1974), sendo esta distribuição uma função da textura do solo e do contaminante (Okx, 1998). A profundidade a ser escavada depende da espécie vegetal a ser implantada e da posição da contaminação. Jonhson, McNeilly e Putwain (1977) observaram em área de solo contaminado por Zn e Pb, que a taxa de declínio de crescimento da vegetação implantada (mistura de gramíneas e leguminosas herbáceas) em valas, foi determinada pela fertilidade do substrato empregado na substituição e pela profundidade em que este foi aplicado. Portanto, é necessário encontrar combinações apropriadas de espécies de plantas tolerantes, fazer fertilização adequada e empregar agentes amenizantes para reduzir a

biodisponibilidade dos metais pesados e assim garantir a revegetação. Plantas arbóreas lenhosas são capazes de armazenar metais em seus tecidos por mais tempo, evitando que o elemento retorne mais rápido ao solo, sendo portanto mais interessantes para a revegetação de solos contaminados, além de possibilitar algum retorno econômico e melhorias visuais da área (Shaw, 1989).

Visando desenvolver procedimentos para reabilitação de área degradada pelo excesso de metais pesados no solo, baseando-se na criação de uma zona para desenvolvimento radicular com contaminação reduzida por meio do princípio de substituição do solo, no presente trabalho avaliou-se o comportamento de várias situações de substituição do solo contaminado e de mudas de espécies arbóreas com potencial para o estabelecimento de maciço florestal em áreas contaminadas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido no período de agosto de 1997 a abril de 1999 em condições de campo, em área denominada ustulação, localizada no pátio da Companhia Mineira de Metais (CMM) em Três Marias (MG). O solo da área da ustulação é classificado como Antropogênico, sendo bastante alterado, sem distinção entre os horizontes originais, onde foram descartados resíduos da ustulação da CMM (Ribeiro-Filho et al., 1999), cujos atributos químicos e físicos encontram-se na tabela 1.

A região de Três Marias possui altitude de 539 m, relevo local plano, vegetação original de cerrado, temperatura média anual de 19 a 22 °C, precipitação média anual de 1100 a 1420 mm, latitude 45,11 °S e longitude

18,24 °W. A precipitação média mensal na região, correspondente a um período de 10 anos, encontra-se na figura 1.

TABELA 1. Atributos químicos e físicos originais do solo contaminado e do solo não contaminado.

Atributo	Não contaminado	Contaminado ⁽¹⁾
pH em água (1:2,5)	4,6	4,1
P (mg dm ⁻³) ⁽²⁾	17	7
K (mg dm ⁻³) ⁽²⁾	120	28
Ca (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	3,0	3,5
Mg (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	1,3	2,9
Al (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	1,9	2,1
H + Al (cmol _c dm ⁻³) ⁽³⁾	16,6	10,2
Enxofre (mg dm ⁻³) ⁽³⁾	44,6	140,0
Carbono (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	11,4	3
Matéria orgânica (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	23	4
B (mg dm ⁻³) ⁽⁴⁾	0,3	0,25
Zn (DTPA) (mg dm ⁻³)	24,4 (157,7) ⁽⁵⁾	512,8 (4291,2) ⁽⁵⁾
Cu (DTPA) (mg dm ⁻³)	3,8 (6,6) ⁽⁵⁾	10,5 (98,7) ⁽⁵⁾
Fe (DTPA) (mg dm ⁻³)	171,9	7,6
Mn (DTPA) (mg dm ⁻³)	21,6	88,7
Cd (DTPA) (mg dm ⁻³)	2,2 (1,54) ⁽⁵⁾	19,3 (27,9) ⁽⁵⁾
Areia (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	120	180
Silte (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	480	580
Argila (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	400	240

⁽¹⁾ Teores médios de cinco amostras compostas. ⁽²⁾ Extrator Mehlich-1; ⁽³⁾ Determinações realizadas conforme EMBRAPA (1997); ⁽⁴⁾ Extraído em água quente; ⁽⁵⁾ Teores totais extraídos por água régia (Foster, 1985) e analisados por espectrofotometria de absorção atômica.

O estudo é fundamentado no processo de escavação com substituição do solo em esquema de valas, e para tal, a área foi sistematizada e foram abertas valas com dimensões de 10x1x1 m, com auxílio de retro-escavadeira (Figura 2). O solo utilizado para substituição, não contaminado (NC), foi retirado em área de empréstimo, na própria Companhia, sendo classificado como Aluvial

(Neossolo Flúvico), cujos atributos químicos e físicos também encontram-se na tabela 1. Este solo foi retirado da área com o auxílio de trator de esteira (Figura 3a), sendo transportado para a área experimental por caminhões caçamba (Figura 3b). Juntamente com o solo contaminado, o solo não contaminado recebeu os tratamentos para preencherem as valas.

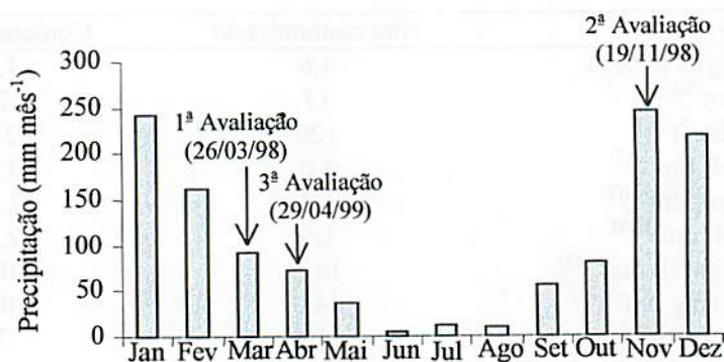


FIGURA 1. Precipitação mensal média correspondente a um período de 10 anos, em Três Marias – MG.

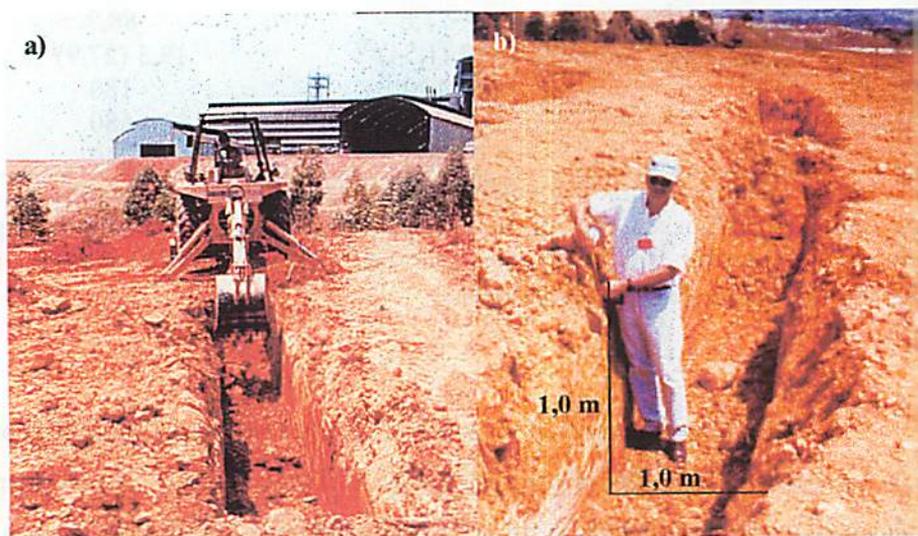


FIGURA 2. Abertura das valas com retro-escavadeira (a), e dimensões da vala (b).

Os tratamentos constaram de combinações entre os solos e a adição de amenizantes, além da utilização de lona plástica, para eliminar a movimentação dos metais pesados para o solo não contaminado, assim designados: solo contaminado da própria área – C; solo contaminado corrigido com calcário e solomax como amenizantes – C + A; substituição do solo contaminado da vala por solo não contaminado – NC; e substituição do solo contaminado por NC mediante forração da vala com plástico – NC + P. No tratamento com solo da própria área, a vala foi aberta, e logo após, este foi retornado para a vala. Nos demais, os solos receberam os tratamentos e foram acondicionados nas valas por meio de pás carregadeiras (Figura 4). No tratamento C+A, a dose de calcário foi correspondente a 20 t ha^{-1} , obtida por curva de incubação para elevar o pH do solo a um valor próximo de 7,5, e a dose de solomax foi determinada por estudos prévios (Simão, 1999), correspondendo a 10% do peso úmido. Os solos dos tratamentos NC e NC+P receberam calcário, também na dosagem correspondente a 20 t ha^{-1} . O calcário utilizado em todos os tratamentos foi um dolomítico, com PRNT de 80%, 25% de CaO e 17% de MgO.

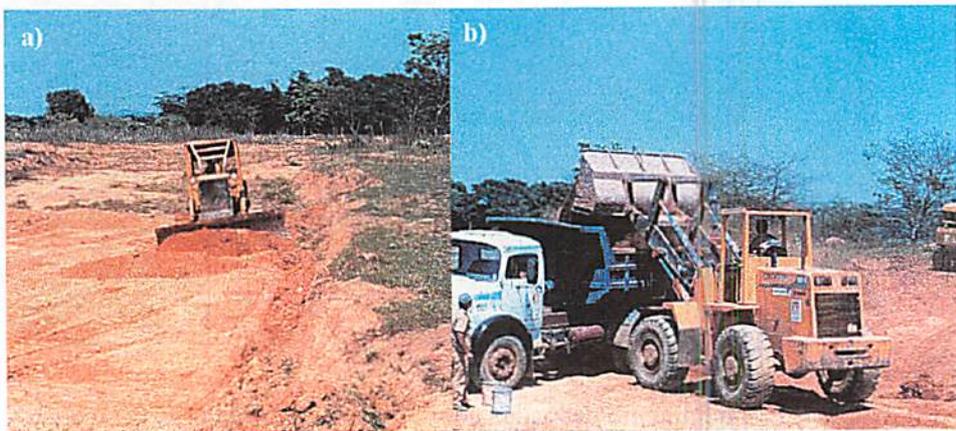


FIGURA 3. Retirada do solo não contaminado na área de empréstimo (a), e trator pá carregadeira enchendo caminhão com o solo não contaminado para transportá-lo à área do experimento (b).

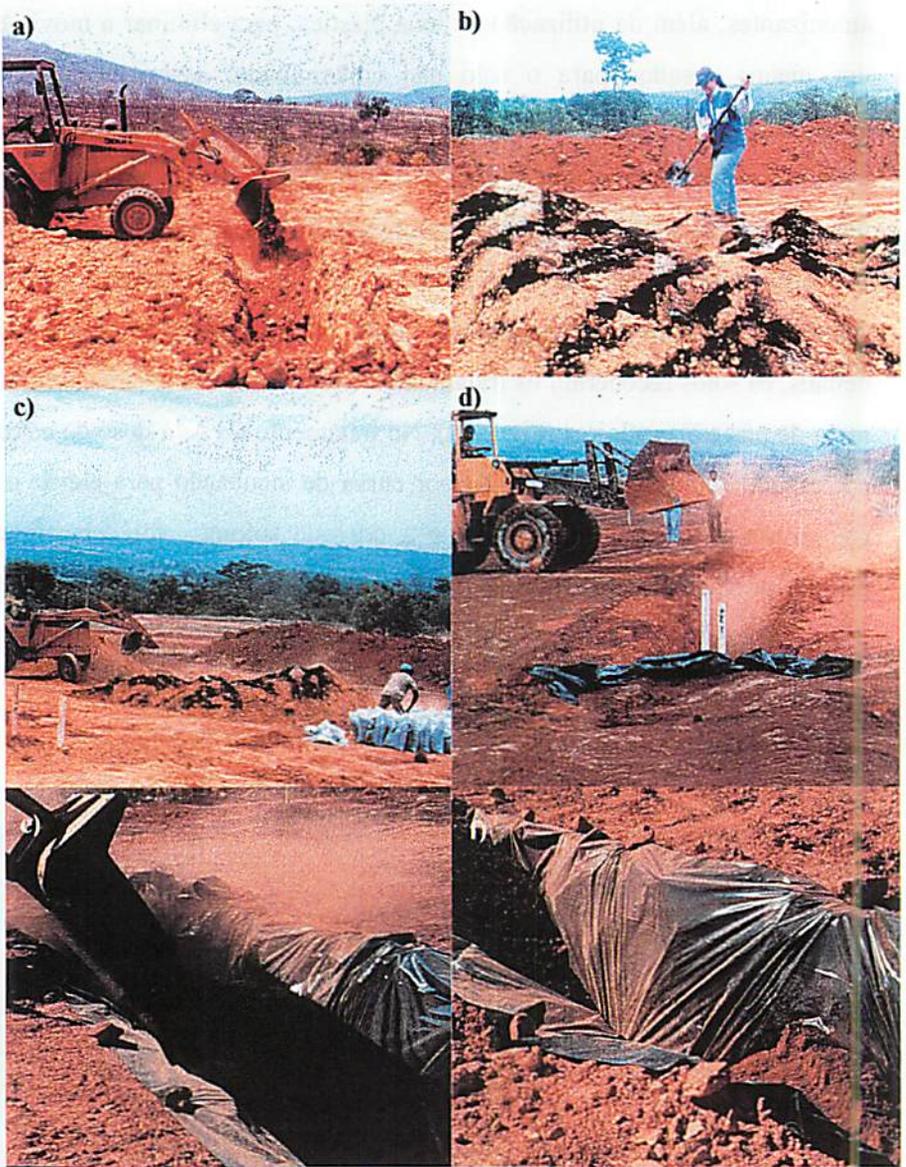


FIGURA 4. Preenchimento das valas com o solo da própria área (a), mistura do calcário e solomax ao solo contaminado (b) e (c), preenchimento das valas (d) e (e), e vala forrada com lona plástica (f).

As espécies arbóreas testadas foram *Acacia mangium*, *Pinus caribaea* var. *hondurensis*, *Eucalyptus camaldulensis*, *E. maculata*, *E. torelliana* e *E. pyrocarpa*, que foram selecionadas em estudos prévios em condições de casa de vegetação (Grazziotti, 1999). A espécie *E. Pyrocarpa* não sobreviveu em nenhum dos tratamentos, sendo desconsiderada no experimento. As mudas foram formadas em casa de vegetação do DCS-UFLA, em substrato composto pela mistura de 15% de areia lavada, 85% de uma amostra de Latossolo Vermelho distrófico e 5% de composto orgânico, conforme Grazziotti (1999). As sementes de *Acacia mangium* foram inoculadas com a estirpe de rizóbio BR 3617 e inoculadas com fungos micorrízicos, que também foram inoculados nas espécies de *Eucalyptus* e *P. caribaea*. Depois de sete meses as mudas foram transplantadas para sacos plásticos, contendo Latossolo Vermelho distrófico, onde permaneceram por 10 meses, quando foram levadas para o campo, com altura de aproximadamente 30, 40 e 20 cm, para a *A. mangium*, *Eucalyptus* e *P. caribaea*, respectivamente. Para o transplântio, que foi realizado em 30/10/97, foram abertas covas de aproximadamente 30x30 cm, onde foram adicionados 400 g de fertilizante 4-14-8 e foi plantada uma muda. Nos tratamentos com solo contaminado, a cova de plantio foi preenchida com solo não contaminado, para que as plantas não sofressem o impacto inicial da contaminação e pudessem sobreviver inicialmente.

O experimento foi conduzido em delineamento em blocos ao acaso, em esquema de parcelas subdivididas, constando de 4 tratamentos de solo na vala (parcela) (C; C+A; NC e NC+P) e cinco espécies arbóreas na subparcela (*Eucalyptus camaldulensis*, *E. maculata*, *E. torelliana*, *Acacia mangium* e *Pinus caribaea* var. *hondurensis*), com 4 repetições. Em cada vala foram plantadas quatro mudas, com espaçamento de 2 m entre plantas, totalizando 80 unidades experimentais com 320 plantas.

No início do experimento foi realizada irrigação diária empregando-se tanque pipa. Aos 90 dias após o transplântio foi realizada fertilização nitrogenada de cobertura, com 50 g de sulfato de amônio por planta, com exceção da *A. mangium*, por ser planta fixadora de N₂. Aos 384 dias após o transplântio foi realizada a segunda adubação de cobertura, que foi com N-P-K, adicionando-se 300g da fórmula 4-14-8 por planta.

Foram realizadas avaliações do desenvolvimento das plantas (altura do fuste, diâmetro do caule na superfície do solo, sobrevivência, sintomas de toxidez na parte aérea) em 26/03/98, 19/11/98 e 29/04/99, correspondendo a 146, 384 e 546 dias após o transplântio, respectivamente, e coletadas amostras de solo e folhas para análises de metais pesados e de macro e micronutrientes. As amostras de folhas e solo foram compostas, sendo as folhas coletadas no terço médio, contornando toda a planta, nas quatro plantas de cada vala, e o solo amostrado entre as plantas. As folhas, nas três avaliações, foram lavadas com água corrente e depois com água deionizada, e em seguida levadas para secar em estufa de aeração forçada a 60-70°C, quando então foram moídas em moinho tipo Wiley. No material vegetal foram determinados os teores de macro e micronutrientes e metais pesados. Para a determinação de N procedeu-se à digestão sulfúrica, e para os demais elementos a digestão nitro-perclórica. Nos extratos, foram determinados os teores de N pelo método de Kjeldahl, P pelo método colorimétrico, K por fotometria de chama, S por turbidimetria, e Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn e Cd por espectrofotometria de absorção atômica (Malavolta, Vitti e Oliveira, 1989). Nas amostras de solo foram realizadas análises de fertilidade e de teores de Zn, Cu e Cd pelos extratores DTPA e Mehlich-1. Todas as análises de solo e planta foram realizadas nos laboratórios do DCS- UFLA.

A partir da soma das medidas de altura das quatro plantas de cada vala, calcularam-se as alturas totais, procedimento também empregado para o cálculo

dos diâmetros totais. O índice de volume total de parcela (IVP) leva em consideração a sobrevivência de plantas, a altura total do fuste e o diâmetro total do caule na altura do solo, sendo sugerido por Marx, Bryan e Cordell (1977) como o melhor parâmetro para a avaliação do restabelecimento de áreas degradadas, sendo calculado através da seguinte fórmula:

$$\text{IVP} = \text{altura total} \times (\text{diâmetro total do caule})^2 \times n^{\circ} \text{ de plantas sobreviventes.}$$

Todos os dados obtidos nas três avaliações foram submetidos à análise de variância, utilizando-se o programa estatístico SISVAR (Sistema de Análise de Variância - UFLA), empregando-se o teste de Tukey para comparar as médias de solos e espécies.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Primeira época de avaliação

A primeira avaliação do experimento ocorreu aos 146 dias após o transplântio das mudas e os parâmetros avaliados encontram-se nas tabelas 2, 3 e 4.

Os tratamentos de solo, as espécies, e a interação entre esses dois fatores influenciaram significativamente o diâmetro total do caule, a altura total do fuste e o índice de volume total de parcela (IVP), enquanto que a sobrevivência de plantas não foi influenciada por qualquer dos fatores (Tabela 7A). Verificou-se acentuado efeito da substituição do solo sobre o diâmetro do caule, altura do fuste e IVP, sendo observado melhor desenvolvimento das plantas nos solos não contaminados (Tabela 2 e Figura 5). Nos solos contaminados as plantas exibiram valores significativamente inferiores dos parâmetros de crescimento, entretanto a sobrevivência de plantas foi semelhante em todos os solos.

TABELA 2. Altura total do fuste, diâmetro total do caule na altura do solo, índice de volume total de parcela (IVP), sobrevivência de plantas e teores foliares de Zn, Cu e Cd, aos 146 dias após o transplântio das mudas, em função das condições de solo e espécies estudadas.

Condição	Espécies	Altura	Diâmetro	IVP	Sobrevivência	Zn	Cu	Cd
		-----cm-----		cm ³	n°	-----mg kg ⁻¹ -----		
C	<i>E.camaldulensis</i>	457Ab	5Ab	34.625Ab	3,25Aa	973Ba	14Aa	22Ba
	<i>E.maculata</i>	259Bb	3Ab	11.232Aa	3,25Aab	1502ABa	14Aa	51Aa
	<i>E.torelliana</i>	304Bb	5Ac	23.983Ab	3,25Aa	1837Aa	14Aa	30ABa
	<i>A.mangium</i>	237Bb	4Ab	18.913Ab	4Aa	1207Ba	12Aa	14Ba
	<i>P.caribaea</i>	149Ba	3Aa	5.104Aa	4Aa	1070Ba	11Aa	15Ba
C+A	<i>E.camaldulensis</i>	509Ab	6ABb	80.675Ab	3,75Aa	971Ba	13Aa	25ABa
	<i>E.maculata</i>	373ABab	5ABab	43.924Aa	3,75Aa	1171ABa	22Aa	29ABb
	<i>E.torelliana</i>	415ABab	7Abc	109.095Ab	4Aa	1696Aa	16Aa	38Aa
	<i>A.mangium</i>	298BCab	6ABb	43.663Aab	4Aa	831Bab	18Aa	15ABa
	<i>P.caribaea</i>	178Ca	3Ba	5.680Aa	3,75Aa	866Ba	25Aa	9Ba
NC	<i>E.camaldulensis</i>	684Aa	10Aa	323.993Aa	4Aa	537Aa	10Aa	6Aa
	<i>E.maculata</i>	453Ba	8Ab	100.230BCa	2,75Bb	502Ab	10Aa	6Ac
	<i>E.torelliana</i>	544ABa	11Aa	315.161Aa	4Aa	543Ab	20Aa	6Ab
	<i>A.mangium</i>	422Ba	11Aa	233.100ABa	3,75ABa	548Ab	25Aa	6Aa
	<i>P.caribaea</i>	172Ca	3Ba	6.187Ca	3,75ABa	515Aa	15Aa	5Aa
NC+P	<i>E.camaldulensis</i>	785Aa	12Aa	462.971Aa	4Aa	411Aa	15Aa	5Aa
	<i>E.maculata</i>	470Ba	7Bb	135.776BCa	3,75Aa	354Ab	32Aa	5Ac
	<i>E.torelliana</i>	470Ba	9ABab	200.232BCab	3,75Aa	353Ab	21Aa	4Ab
	<i>A.mangium</i>	434Ba	11ABa	235.709Ba	4Aa	382Ab	20Aa	5Aa
	<i>P.caribaea</i>	169Ca	3Ca	8.070Ca	3,75Aa	694Aa	12Aa	9Aa

Médias seguidas das mesmas letras, maiúsculas dentro de cada solo comparando espécies, e minúsculas dentro de espécies comparando solos, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

No solo contaminado (C) o *Eucalyptus camaldulensis* foi a espécie que apresentou maior altura do fuste e para diâmetro do colo e IVP não existiram diferenças entre as espécies. No solo contaminado tratado com amenizantes, as espécies de eucalipto apresentaram maior altura em relação às demais e não diferiram entre si.

A adição de amenizantes ao solo contaminado não proporcionou diferenças no diâmetro do caule, altura de plantas e no IVP, em relação ao solo contaminado que não foi tratado, nos quais as plantas apresentaram crescimento reduzido (Figura 5), corroborando o efeito fitotóxico dos elevados teores de metais observados nesses solos (Tabela 3). Nessa época, as espécies *E. camaldulensis*, *E. maculata* e *A. mangium*, que cresciam nos solos contaminados, apresentaram sintomas de fitotoxidez, que variaram entre as espécies, e alguns deles podem ser observados na figura 6. O *E. camaldulensis* apresentou encarquilhamento no caule, manchas e pontuações arroxeadas nas folhas, nervuras escurecidas das folhas, necrose nas folhas novas, necrose generalizada e abscisão de folhas; o *E. maculata* apresentou folhas com pontuações pretas e arroxeadas, folhas cloróticas, clorose generalizada, folhas necrosadas, folhas coriáceas e morte apical; e a *A. mangium* apresentou clorose nas folhas novas, clorose generalizada, folhas necróticas, abscisão de folhas, e caule escurecido e quebradiço. Para o *E. maculata*, a altura e o diâmetro das plantas no solo contaminado tratado com amenizantes foram semelhantes aos observados nos solos não contaminados, indicando que esta espécie, apesar dos sintomas observados, pode ser mais tolerante à toxidez dos metais do que as demais. O *P. caribaea*, por ser uma espécie de crescimento lento, apresentou crescimento muito reduzido e não mostrou diferença nos parâmetros de crescimento nem na sobrevivência de plantas em função das condições de solo estudadas.

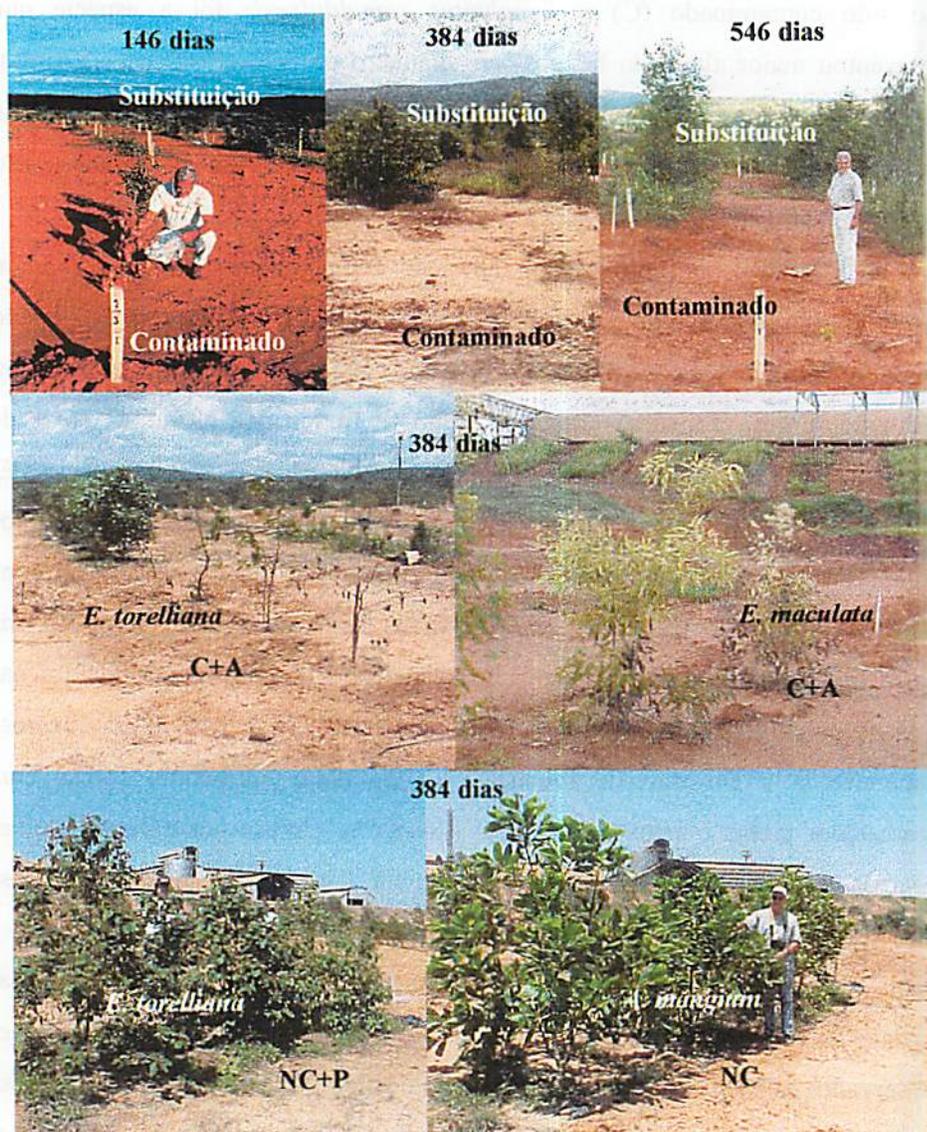
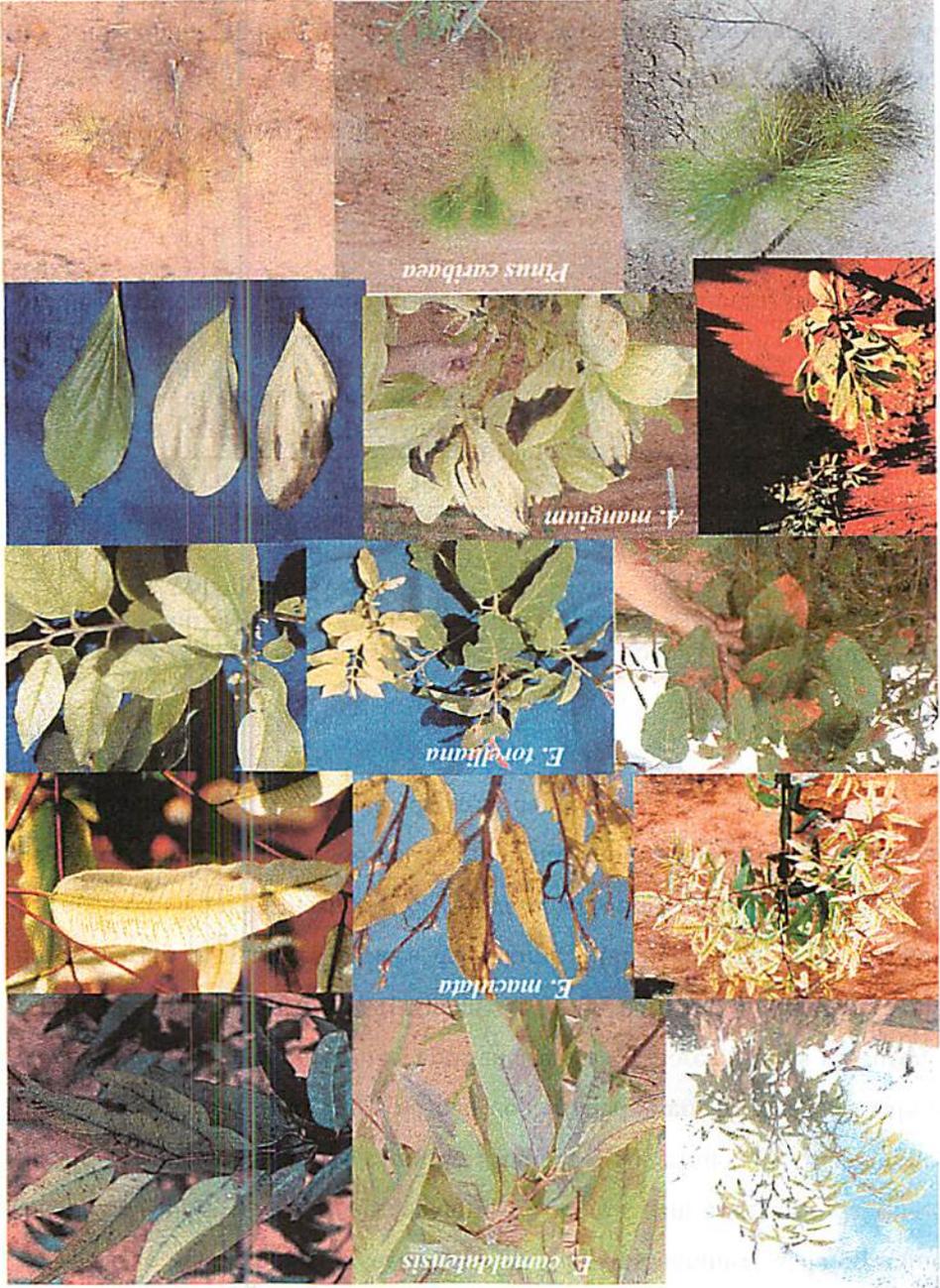


FIGURA 5. Vistas gerais do ensaio no campo, com detalhes das parcelas testemunha em relação à substituição do solo, efeito do solo contaminado com amenizantes e substituição do solo no crescimento das espécies.

FIGURA 6. Aspectos típicos da fitotoxidez dos metais no solo contaminado nas diferentes espécies estudadas.



Não ocorreram diferenças significativas nos parâmetros de crescimento das plantas entre os solos não contaminados com e sem a forração da vala com plástico para nenhuma das espécies estudadas, sugerindo que o emprego do plástico é desnecessário. No solo não contaminado sem forração da vala o *E. camaldulensis* e o *E. torelliana* apresentaram as maiores alturas do fuste, que foram 684 e 544 cm, respectivamente, e junto com a *A. mangium*, também apresentaram os maiores índices de volume total de parcela. No solo com a forração da vala com plástico o *E. camaldulensis* apresentou os maiores valores de altura, diâmetro e IVP, se destacando entre as demais espécies, e mostrando seu potencial para a revegetação de áreas degradadas.

TABELA 3. Teores de metais pesados, extraídos por DTPA e Mehlich-1, e pH no solo, aos 146 dias após o transplântio das mudas, em função dos tratamentos de solo.

Condição	Zn	Cu	Cd	Zn	Cu	Cd	pH
	DTPA			Mehlich-1			
	mg dm ⁻³						
C	774,2A	18,7B	16,9A	1805,17B	39,8B	20,2A	4,9C
C+A	741,8A	30,0A	17,6A	5287,5A	99,4A	25,7A	6,3B
NC	68,5B	3,0C	3,1AB	340,5C	5,43C	2,1B	6,9A
NC+P	60,1B	1,8C	0,9B	172,3C	3,77C	1,9B	6,7A

Médias seguidas das mesmas letras na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

O *P. caribaea*, dentre as espécies estudadas, apresentou os menores valores de altura média e IVP, que foram 37 cm e 5.104 cm³, respectivamente, no solo contaminado que não foi tratado, e o *E. camaldulensis* os maiores valores, que foram 196 cm e 426.971 cm³, respectivamente, no solo não contaminado com forração da vala.

Os teores de Zn e Cd foram influenciados significativamente pelos solos, pelas espécies e pela interação entre esses dois fatores, enquanto que os teores de Cu não foram significativos para nenhum dos fatores estudados (Tabela 8A). Plantas crescendo em solo não contaminado apresentaram menores teores foliares de Zn, com exceção das espécies *E. camaldulensis* e *P. caribaea*, para as quais não ocorreu diferença significativa nestes teores foliares entre os solos estudados (Tabela 2). Dentre as espécies de eucalipto, o *E. camaldulensis* apresentou teor foliar de Zn mais baixo no solo contaminado que não foi tratado e o maior crescimento em altura. Esta espécie pode estar atuando como uma planta exclusora, ou estar acumulando os metais nas raízes, já que dentre os mecanismos de tolerância a metais pesados em plantas são citados a habilidade da planta de absorver e não translocar o metal para a parte aérea, e de possuir reduzida absorção (Baker, 1981). Não foram observadas diferenças significativas para os teores de Zn entre os solos não contaminados, com e sem a forração da vala com plástico. Estes dados, nessa época avaliada, vêm confirmar o capítulo 4 dessa tese, de que se estiver havendo movimentação lateral de metais, esta é pequena e não está comprometendo o desenvolvimento das plantas.

Apenas para as espécies *E. maculata* e *E. torelliana* foram observadas diferenças significativas para os teores foliares de Cd entre os solos, onde naqueles não contaminados foram observados menores teores. Para as espécies *E. camaldulensis*, *A. mangium* e *P. caribaea*, apesar dos teores tenderem a serem maiores nos solos contaminados, não foram verificadas diferenças significativas. Para o *E. maculata* foi observado efeito positivo e significativo da adição de calcário e solomax ao solo, reduzindo os teores foliares de Cd em relação ao solo contaminado que não recebeu amenizantes. Para nenhuma das espécies foram observadas diferenças significativas nos teores foliares de Cd entre os solos não contaminados com e sem a forração da vala.

Os teores foliares de Zn e Cd em todas as espécies nos solos contaminados foram bastante elevados, apresentando-se na faixa considerada tóxica para o crescimento das plantas, que varia de 100 a 400 mg kg⁻¹ para o Zn, e de 5 a 20 mg kg⁻¹ para o Cd (Kabata-Pendias e Pendias, 1985). Nos solos não contaminados, as espécies também apresentaram teores foliares de Zn dentro ou acima da faixa tóxica, entretanto os teores foliares de Cd se encontraram mais baixos, próximos do limite inferior da faixa tóxica. Os teores de Cu, na maioria das espécies, se encontraram abaixo da faixa crítica de toxidez, que é de 20 a 100 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias e Pendias, 1985). Os teores foliares de Zn e Cd variaram de 353 e 4 mg kg⁻¹ no solo não contaminado, a 1837 e 38 mg kg⁻¹ no solo contaminado, respectivamente, todos observados no *E. torelliana*. Os maiores teores foliares de metais nas plantas que cresceram nos solos contaminados refletiram os maiores teores dos metais no solo, conforme pode-se observar na tabela 2.

Os teores foliares dos macronutrientes e de Fe e Mn não apresentaram um comportamento definido que ajudasse a explicar o desenvolvimento das plantas em relação aos solos estudados (Tabela 4). Nessa avaliação, os teores foliares de N, Mg, S e Fe foram influenciados pelos solos e pelas espécies, os de P, Ca e Mn foram influenciados apenas pelas espécies e os teores de K não foram influenciados por nenhum dos fatores (Tabelas 9A e 10A). Os maiores teores de N foram observados na *A. mangium*, que diferiu significativamente das demais espécies, indicando estar ocorrendo fixação do N₂ atmosférico. Os maiores teores foliares de Mg foram observados nas plantas que cresceram no solo contaminado tratado com amenizantes, sendo que o *P. caribaea* foi a espécie que apresentou os menores teores, diferindo das demais. Os maiores teores foliares de S foram observados nas plantas que cresceram nos solos contaminados, por esses solos apresentarem teores mais elevados desse nutriente (Tabela 1), e a espécie *A. mangium* apresentou os maiores teores foliares desse

nutriente. Os teores foliares de Fe foram mais elevados nas plantas que cresceram no solo contaminado não tratado, caracterizando um efeito de concentração, desde que as plantas apresentaram crescimento reduzido e os teores deste nutriente neste solo são muito inferiores àqueles dos solos não contaminados (Tabela 1). O *P. caribaea* apresentou os teores foliares mais elevados de Fe, confirmando o efeito de concentração, desde que essa espécie apresentou crescimento reduzido em relação às demais. A *A. mangium* apresentou os maiores teores foliares de P, e o *E. maculata* e o *E. torelliana* os maiores teores foliares de Mn. Os teores foliares dos macro e micronutrientes, nessa época avaliada, apresentaram-se dentro das faixas consideradas adequadas para o crescimento das plantas (Malavolta, Vitti e Oliveira, 1989), com exceção dos teores foliares de S, que de modo geral encontraram-se acima da faixa adequada.

Nessa avaliação, o menor crescimento das plantas nos solos contaminados indicam a necessidade de substituição do solo por outro não contaminado, pois mesmo com o emprego de amenizantes ao solo o desenvolvimento das plantas foi inferior ao observado nos solos não contaminados.

3.2 Segunda época de avaliação

Essa avaliação ocorreu aos 384 dias após o transplântio das mudas e os dados dos parâmetros avaliados encontram-se nas tabelas 5, 6, 7, 8 e 9.

Foi verificado efeito significativo dos solos, das espécies, e da interação entre esses fatores para altura total do fuste, diâmetro total do colo e para índice de volume total de parcela (Tabela 7A).

TABELA 4. Teores foliares de macronutrientes, Fe e Mn aos 146 dias após o transplântio das mudas, em função dos solos e das espécies estudadas.

Condição/Espécies	N	P	K	Ca	Mg	S	Fe	Mn
Condição	g kg ⁻¹						mg kg ⁻¹	
C	17A	1A	12A	9A	3,3B	4A	284A	430A
C+A	18A	1A	12A	9A	4,1A	4A	190B	524A
NC	19A	1A	12A	10A	3,0C	2B	138B	395A
NC+P	19A	1A	12A	9A	2,8C	2B	174B	422A
<hr/>								
Espécies								
<i>E.camaldulensis</i>	17,5B	1,06B	11A	9A	3A	2,5B	395AB	150B
<i>E.maculata</i>	16,5BC	1,13AB	12A	10A	4A	2,7B	510A	153AB
<i>E.torelliana</i>	17,3B	1,09AB	13A	10A	4A	3,1AB	574A	137B
<i>A.mangium</i>	24,7A	1,26A	13A	10A	3A	3,5A	292B	257AB
<i>Pinus</i>	15,1C	1,1AB	12A	8A	2B	2,8AB	443AB	287A

Médias seguidas das mesmas letras na coluna, dentro de solos ou de espécies, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

O efeito positivo da substituição do solo sobre os parâmetros de crescimento também foi bastante pronunciado nessa avaliação, proporcionando maiores alturas totais, diâmetros do colo e IVP nas plantas que cresciam nos solos não contaminados (Tabela 5). Este efeito foi confirmado pelo número de plantas sobreviventes nos solos contaminados, que é inferior àquele verificado nos solos não contaminados.

Houve uma paralisação do crescimento das plantas, verificada pelos dados de altura e diâmetro do caule, no solo contaminado que não foi tratado, da primeira época avaliada até a segunda, e o número de plantas sobreviventes foi muito reduzido, resultando num IVP muito inferior na segunda avaliação. Nessa época, as plantas das parcelas com solo contaminado que não foi tratado haviam morrido quase que totalmente, corroborando a elevação dos teores de metais no solo (Tabela 6), o que foi ainda mais agravado com o decorrer do tempo, como será visto na terceira época avaliada. O *P. caribaea*, por apresentar crescimento lento e provavelmente não ter ainda suas raízes além da cova de plantio, nessa época apresentou sobrevivência superior às demais espécies no solo contaminado e não diferiu do número de plantas sobreviventes nos demais tratamentos de solo.

No solo contaminado que recebeu amenizantes, os parâmetros de crescimento das plantas foram inferiores àqueles observados nos solos não contaminados e não diferiram dos verificados no solo contaminado que não foi tratado. Entretanto, para o *E. maculata*, na altura do fuste e IVP, não ocorreu diferença significativa entre esse solo e os solos não contaminados.

TABELA 5. Altura total do fuste, diâmetro total do caule na altura do solo, índice de volume total de parcela (IVP), sobrevivência de plantas e teores foliares de Zn, Cu e Cd, aos 384 dias após o transplântio das mudas, em função de solos e espécies estudadas.

Condição	Espécies	Altura	Diâmetro	IVP	Sobrevivência	Zn	Cu	Cd
		cm		cm ³		mg kg ⁻¹		
C	<i>E.camaldulensis</i>	431Ab	5Ab	3.468Ab	0,25Bb	-	-	-
	<i>E.maculata</i>	203Ab	3Ab	7.495Aa	1,0ABa	-	-	-
	<i>E.torelliana</i>	355Ab	4Ac	8.617Ab	0,75ABb	-	-	-
	<i>A.mangium</i>	194Ac	4Ac	4.500Ab	0,5ABb	-	-	-
	<i>P.caribaea</i>	152Aa	3Aa	6.009Aa	2,75Aa	-	-	-
C+A	<i>E.camaldulensis</i>	544Ab	7Ab	72.392Ab	1,75Aab	963	7Bb	19
	<i>E.maculata</i>	419ABab	8Ab	131.342Aa	2,25Aa	1270	15Aa	26
	<i>E.torelliana</i>	389ABb	8Abc	87.155Ab	1,75Aab	1203	12ABa	26
	<i>A.mangium</i>	385ABbc	8Abc	109.399Ab	2,5Aab	1021	8Ba	14
	<i>P.caribaea</i>	182Ba	4Aa	4.382Aa	1,75Aa	1750	11ABa	15
NC	<i>E.camaldulensis</i>	906Aa	15Aa	854.262ABa	4Aa	1305	12Aa	13
	<i>E.maculata</i>	630Aa	13Aa	305.367BCa	2,75Aa	959	8Ab	9
	<i>E.torelliana</i>	772Aa	17Aa	972.705Aa	3,75Aa	1179	10Aa	12
	<i>A.mangium</i>	713Aa	16Aa	797.340ABa	3,75Aa	912	9Aa	9
	<i>P.caribaea</i>	141Ba	4Ba	23.552Ca	2,5Aa	1002	8Aab	10
NC+P	<i>E.camaldulensis</i>	971Aa	15Aa	857.551Aa	4Aa	574	8Aab	5
	<i>E.maculata</i>	502Ba	8ABab	133.783Ba	1,75Aa	790	7Ab	10
	<i>E.torelliana</i>	540Bab	12ABab	336.814ABb	2,75Aab	1007	8Aa	9
	<i>A.mangium</i>	513Bab	13Aab	491.511ABab	2,75Aa	532	6Aa	7
	<i>P.caribaea</i>	129Ca	5Ba	49.441Ba	2Aa	591	6Ab	6

Médias seguidas das mesmas letras, maiúsculas dentro de cada solo comparando espécies, e minúsculas dentro de espécies comparando solos, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Interessante observar que o IVP dessa espécie não diferiu significativamente entre os solos estudados e que no solo contaminado que recebeu amenizantes o *E. maculata* obteve IVP de 131.342 cm³, que apesar de não diferir das outras espécies, foi o maior valor observado nesse solo, indicando que esta espécie pode ser mais tolerante à toxidez dos metais do que as demais, fato que vem ocorrendo desde a primeira avaliação. Destaca-se também no solo contaminado tratado com amenizantes, que as espécies *E. maculata* e *A. mangium* foram as únicas que tiveram o IVP aumentado em relação à primeira avaliação, atingindo incrementos de 200% e 150%, respectivamente, indicando que a *A. mangium* também apresenta certa tolerância aos metais pesados nesse solo.

TABELA 6. Teores de metais pesados, extraídos por DTPA e Mehlich-1, e pH no solo, aos 384 dias após o transplântio das mudas, em função dos tratamentos de solo.

Condição	DTPA			Mehlich-1			pH
	Zn	Cu	Cd	Zn	Cu	Cd	
	-----mg dm ⁻³ -----						
C	1137,6A	25,7B	19,0A	2448,3B	38,8B	29,7A	5,0C
C+A	959,3A	44,6A	17,3A	3808,5A	81,3A	26,5A	6,2B
NC	163,9B	4,1C	2,1B	212,3C	4,5C	2,6B	6,9A
NC+P	118,3B	3,0C	1,4B	102,8C	3,8C	1,6B	6,7A

Médias seguidas das mesmas letras na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

O IVP da *A. mangium* no solo contaminado que recebeu amenizantes não diferiu do solo não contaminado com forração da vala com plástico, indicando a capacidade desta espécie sobreviver, mesmo com crescimento reduzido, em solo contaminado com metais pesados. Avaliando o comportamento de mudas de 13 espécies de *Eucalyptus*, três de *Pinus* e *Acacia mangium* em mistura de solo com excesso de metais pesados em casa de

vegetação, Graziotti (1999) verificou que a *A. mangium* foi a espécie com menor redução no crescimento em solo com elevada contaminação. Onde a reabilitação tem finalidade de melhoria visual ou recreação, a produtividade é de importância secundária no desenvolvimento da vegetação, desde que haja uma solução duradoura para diminuir o risco potencial da contaminação (Johnson, McNeilly e Putwain, 1977). O *P. caribaea*, da mesma maneira que na primeira avaliação, apresentou crescimento reduzido e não mostrou diferença nos parâmetros de crescimento e sobrevivência de plantas entre os solos estudados.

Nessa época, todas as espécies de plantas que cresciam nos solos contaminados exibiram sintomas de toxidez, que além dos já apresentados na primeira avaliação, incluem-se os observados em *E. torelliana*, que foram clorose, necrose e abscisão de folhas; e em *P. caribaea*, que só apresentou clorose generalizada e abscisão de acículas, que podem ser observados na figura 6. Para todas as espécies também foi observada uma redução no crescimento em função da exposição à contaminação do solo, corroborando a elevação dos teores dos metais no solo (Tabela 6). Em geral, os sintomas mais visíveis da fitotoxicidade por metais pesados incluem, caracteristicamente, redução do crescimento, clorose e necrose nas folhas e, posteriormente, sintomas típicos de senescência e abscisão (Punz e Sieghardt, 1993; Barceló e Poschenrieder, 1992; Breckle e Kahle, 1992). Sintomas de fitotoxicidade dos metais, semelhantes aos observados no presente estudo, foram relatados para *Eucalyptus* (Soares, 1999; Graziotti, 1999), e *Acacia mangium* e *Pinus* (Graziotti, 1999).

Nos solos não contaminados, a tendência do *E. camaldulensis*, do *E. torelliana* e da *A. mangium* sobressaíram-se na primeira avaliação em relação ao IVP continuou na segunda avaliação, tendo também essas espécies, tendência de apresentar maior número de plantas sobreviventes, apesar de não diferir significativamente das demais espécies. As espécies apresentaram um aumento em altura, diâmetro do caule e IVP nos solos não contaminados, com exceção do

E. maculata no solo não contaminado com forração da vala com plástico, que teve seu IVP diminuído, e do *P. caribaea* que nos dois solos não contaminados teve a altura total diminuída. Interessante observar que no solo não contaminado com forração da vala com plástico, apenas o *E. camaldulensis* não sofreu redução no número de plantas sobreviventes em relação à primeira avaliação. Não ocorreu diferença significativa entre os solos não contaminados com e sem a forração da vala com plástico, para altura, diâmetro, IVP e sobrevivência, com exceção do *E. torelliana*, que apresentou menor IVP no solo com a forração da vala com plástico, o que está relacionado ao menor número de plantas sobreviventes dessa espécie nesse solo.

Como nessa avaliação a maioria das plantas das parcelas com solo contaminado que não foi tratado havia morrido quase que totalmente, não obteve-se material vegetal suficiente para análise e a partir dessa época de avaliação só serão apresentados dados do solo contaminado que recebeu amenizantes, e dos solos não contaminados, para todos os metais e nutrientes nas plantas.

Os teores foliares de Zn nessa época só apresentaram diferença com relação aos tratamentos de solo (Tabela 8A), sendo um pouco maiores nas plantas que cresceram no solo contaminado tratado com amenizantes (Tabela 7), apesar de não diferirem dos teores de Zn observados nas plantas do solo não contaminado sem forração da vala. Estes teores de Zn nas plantas do solo contaminado tratado refletiram num menor crescimento das plantas em relação àquelas dos solos não contaminados e corroboraram o efeito fitotóxico dos maiores teores dos metais nesse solo contaminado (Tabela 6). Interessante observar, que mesmo nos solos não contaminados, os teores foliares de Zn foram elevados em todas as espécies, estando acima da faixa de 100-400 mg kg⁻¹ considerada tóxica por Kabata-Pendias e Pendias (1985). Este fato pode ser devido a um efeito de concentração dos metais nas folhas, desde que o

incremento em altura e diâmetro das plantas observado entre a primeira e a segunda avaliação não foi muito grande, o que coincide com a amostragem depois da época de menor precipitação e seca na região (Figura 1), o que pode ter sido ainda agravado com o aumento do teor desse metal nos solos nessa avaliação (Tabela 6).

TABELA 7. Teores foliares médios de Zn e Cd aos 384 dias após o transplântio das mudas, em função de solos e espécies estudadas.

Condição/Espécies		Zn	Cd
		-----mg kg ⁻¹ -----	
Condição	C	-	-
	C+A	1241,4A	19,9A
	NC	1071,6AB	10,5B
	NC+P	698,9B	7,2B
Espécies	<i>E. camaldulensis</i>	947,5A	12,3AB
	<i>E. maculata</i>	1006,3A	14,6AB
	<i>E. torelliana</i>	1130,1A	15,4A
	<i>A. mangium</i>	821,6A	9,9B
	<i>P. caribaea</i>	1114,3A	10,3B

Médias seguidas das mesmas letras na coluna, dentro de solos ou de espécies, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Os teores foliares de Cu aos 384 dias foram influenciados pelos solos e pela interação entre solos e espécies (Tabela 8A). Nessa época, apenas o *E. maculata* e o *P. caribaea* mostraram efeito positivo da substituição do solo contaminado, apresentando menores teores foliares de Cu nas plantas dos solos não contaminados. O *E. camaldulensis* apresentou menores teores foliares de Cu no solo contaminado tratado com amenizantes e as demais espécies não sofreram nenhum efeito dos tratamentos de solo. Como visto nos capítulos anteriores dessa tese, o Cu não é um metal contaminante nesses solos e não

representa um entrave ao crescimento das plantas, estando abaixo da faixa crítica de toxidez de 20 a 100 mg kg⁻¹ para esse metal (Kabata-Pendias e Pendias, 1985).

Os teores foliares de Cd foram influenciados pelos solos e pelas espécies e a interação entre esses dois fatores não foi significativa (Tabela 8A). Foi verificado efeito positivo da substituição do solo sobre os teores foliares de Cd, sendo observados menores valores nas plantas dos solos não contaminados (Tabela 7). O *E. torelliana* foi a espécie que apresentou o mais elevado teor foliar de Cd. Foi verificada uma diminuição dos teores foliares de Cd nas plantas do solo contaminado tratado com amenizantes em relação à primeira avaliação, chegando a reduções de 32% para o *E. torelliana* e aumentos de até 100% nas plantas que cresceram nos solos não contaminados. Como verificado para os teores foliares de Zn, para o Cd também parece ter ocorrido uma concentração nas folhas das plantas dos solos não contaminados, desde que os teores de Cd nos solo não aumentaram entre a primeira e a segunda avaliação (Tabelas 3 e 6). Em todas as espécies, nos três solos, foram observados teores foliares de Cd acima da faixa crítica de toxidez, de 5 a 20 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias e Pendias, 1985).

Da mesma forma que aconteceu na primeira avaliação, na segunda, aos 384 dias após o transplântio, os teores de macro e micronutrientes não contribuíram na explicação do comportamento das espécies nos diferentes solos estudados. Os teores foliares de N e Mn só foram influenciados pelas espécies (Tabelas 9A e 10A), sendo que a *A. mangium* apresentou os maiores teores de N, confirmando a fixação do N₂ atmosférico, e o *E. torelliana* apresentou os maiores teores de Mn (Tabela 8). Os teores foliares de P, K e S foram influenciados pelos solos e pelas espécies, entretanto a interação entre esses dois fatores não foi significativa (Tabelas 9A e 10A). As plantas que cresceram no solo contaminado tratado com amenizantes apresentaram maiores teores de P, K

e S (Tabela 8), caracterizando um efeito de concentração (Jarrel e Beverly, 1981), já que as plantas apresentaram menor crescimento nesse solo (Tabela 5), em relação aos solos não contaminados.

TABELA 8. Teores foliares de N, P, K, S e Mn aos 384 dias após o transplântio das mudas, em função dos solos e das espécies estudadas.

Condição/Espécies	N	P	K	S	Mn
Condição	-----g kg ⁻¹ -----				-mg kg ⁻¹ -
C	-	-	-	-	-
C+A	17,9A	1,3A	20,1A	17,5A	431A
NC	19,2A	0,9B	14,1B	12,5B	585A
NC+P	23,2A	1,0AB	16B	10B	586A
Espécies					
<i>E. camaldulensis</i>	25,1AB	1,3A	19,2A	10,8C	703AB
<i>E. maculata</i>	14,5C	0,7B	14B	11,3BC	482BC
<i>E. torelliana</i>	19,5BC	1,3A	15,3AB	14,6AB	740A
<i>A. mangium</i>	27,3A	1,2A	17,5AB	14,8A	251C
<i>P. caribaea</i>	14,1C	0,8B	17,7AB	15,2A	494B

Médias seguidas das mesmas letras na coluna, dentro de solos ou de espécies, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Nessa avaliação, apenas a interação entre os fatores principais foi significativa para os teores foliares de Ca (Tabela 10A), que para o *E. camaldulensis* foram mais elevados nas plantas no solo não contaminado sem forração da vala, e para a *A. mangium* os maiores teores ocorreram no solo contaminado tratado com amenizantes e no solo não contaminado com forração da vala (Tabela 9). Com relação ao Mg, todos os fatores estudados influenciaram significativamente os teores foliares desse nutriente (Tabela 10A). Com exceção do *E. camaldulensis* e do *P. caribaea*, as espécies apresentaram maiores teores foliares de Mg no solo contaminado tratado com amenizantes (Tabela 9). A interação entre os fatores principais foi significativa para os teores de Fe (Tabela

10A) e apenas para a *A. mangium* e para o *P. caribaea* foram observadas diferenças quanto aos tratamentos de solo (Tabela 9). Na *A. mangium* foram observados maiores teores foliares nas plantas do solo não contaminado sem forração da vala e no *P. caribaea*, este solo apresentou os menores teores de Fe.

TABELA 9. Teores foliares de Ca, Mg e Fe aos 384 dias após o transplântio das mudas, em função dos solos e das espécies estudadas.

Condição	Espécies	Ca	Mg	Fe
		-----g kg ⁻¹ -----		---mg kg ⁻¹ ---
C	<i>E.camaldulensis</i>	-	-	-
	<i>E.maculata</i>	-	-	-
	<i>E.torelliana</i>	-	-	-
	<i>A.mangium</i>	-	-	-
	<i>P.caribaea</i>	-	-	-
C+A	<i>E.camaldulensis</i>	7Ab	4,3ABa	178Ba
	<i>E.maculata</i>	10Aa	5,3Aa	233Ba
	<i>E.torelliana</i>	7Aab	5,1ABa	106Ba
	<i>A.mangium</i>	10Aa	5,3Aa	173Bb
	<i>P.caribaea</i>	8Aa	3,6Ba	517Aa
NC	<i>E.camaldulensis</i>	13Aa	3,8Aa	285ABa
	<i>E.maculata</i>	8Ba	3,2ABb	169ABa
	<i>E.torelliana</i>	9Ba	3,3ABb	120Ba
	<i>A.mangium</i>	7Bb	2,1Bb	330Aa
	<i>P.caribaea</i>	8Ba	2,8ABa	225ABb
NC+P	<i>E.camaldulensis</i>	9Ab	2,6Ab	176Ba
	<i>E.maculata</i>	9Aa	2,7Ab	240ABa
	<i>E.torelliana</i>	8Aa	3,0Ab	144Ba
	<i>A.mangium</i>	11Aa	2,6Ab	138Bb
	<i>P.caribaea</i>	7Aa	1,5Ab	401Aa

Médias seguidas das mesmas letras, maiúsculas dentro de cada solo comparando espécies, e minúsculas dentro de espécies comparando solos, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Com exceção dos teores de P e S, os teores dos demais nutrientes avaliados encontraram-se dentro das faixas adequadas para o crescimento das plantas (Malavolta, Vitti e Oliveira, 1989). As espécies *E. maculata* e *A. mangium* apresentaram teores foliares de P abaixo da faixa considerada adequada nos solos não contaminados. Os teores foliares de S, de maneira geral, foram elevados, encontrando-se acima da faixa adequada para o crescimento, inclusive nos solos não contaminados.

Nessa avaliação, a paralisação do crescimento das plantas no solo contaminado e o baixo número de plantas sobreviventes nesse solo confirmaram a necessidade de substituição do solo verificada na primeira avaliação. Além disso, a diminuição do IVP da maioria das espécies no solo contaminado tratado com amenizantes indica que o emprego desses materiais não é uma solução duradoura para a revegetação da área. Nos solos não contaminados observaram-se incrementos em altura do fuste, diâmetro do caule e IVP nas espécies, e o *E. camaldulensis*, o *E. torelliana* e a *A. mangium* se mostraram promissoras para a revegetação da área. Também foi verificada a formação de uma cobertura vegetal sobre esses solos (Figura 5), advinda de sementes remanescentes nestes, e na área em que antes nada crescia, já se podia verificar um maciço florestal em formação.

3.3 Terceira época de avaliação

Essa avaliação foi realizada aos 546 dias após o transplântio das mudas e os dados dos parâmetros avaliados encontram-se nas tabelas 10, 11 e 12.

Houve efeito significativo dos tratamentos de solo, das espécies e da interação entre esses fatores, sobre altura total do fuste, diâmetro total do caule e índice de volume total de parcela. Apenas as condições de solos e a interação entre solos e espécies influenciaram significativamente o número de plantas

sobreviventes (Tabela 7A). A substituição do solo evidenciou ainda mais o efeito positivo, observado nas avaliações anteriores, sobre o desenvolvimento das plantas, proporcionando maiores alturas, diâmetros, IVP e sobrevivência de plantas nos solos não contaminados, e menores teores foliares de Zn e Cd nas plantas nesses solos (Tabela 10). Este efeito ficou ainda mais evidente observando-se o IVP e a sobrevivência no solo contaminado que não foi tratado, onde se verificou que nessa avaliação as plantas haviam morrido quase que totalmente por não tolerarem os elevados teores dos metais do solo (Figura 7), resultando numa grande redução do IVP.

No solo contaminado tratado com amenizantes não foram verificadas diferenças significativas nos parâmetros de crescimento em relação ao solo contaminado não tratado, apesar de que algumas plantas ainda sobreviviam no solo tratado. Foi observada uma paralisação do crescimento das espécies *E. camaldulensis*, *E. torelliana* e *P. caribaea* no solo contaminado que recebeu amenizantes em relação à segunda avaliação. Para o *E. maculata* e *A. mangium* houve um incremento de 26% e 8% em altura do fuste, respectivamente, o que também refletiu em maiores diâmetros do caule e IVP dessas espécies nesse solo, confirmando a maior tolerância destas à toxidez dos metais pesados em relação às demais espécies. Nos solos não contaminados o *E. maculata* apresentou altura e IVP inferiores ao *E. camaldulensis*, *E. torelliana* e *A. mangium*, chegando a igualar-se ao *P. caribaea*. Contudo, o maior crescimento pode não refletir uma maior tolerância, pois essas espécies possuem grandes diferenças intrínsecas na capacidade de crescimento, o que não apresenta relação com tolerância.

Nos solos não contaminados foi observado um grande incremento em altura total do fuste, diâmetro total do caule e IVP, para todas as espécies, com destaque para o *P. caribaea*, que por ser espécie de crescimento lento, dos 146 aos 384 dias não mostrou grande desenvolvimento.

TABELA 10. Altura total do fuste, diâmetro total do caule na altura do solo, índice de volume total de parcela (IVP), sobrevivência de plantas e teores foliares de Zn, Cu e Cd, aos 546 dias após o transplântio das mudas, em função de solos e espécies estudadas.

Condição	Espécies	Altura	Diâmetro	IVP	Sobrevivência	Zn	Cu	Cd
		cm		cm ³		mg kg ⁻¹		
C	<i>E.camaldulensis</i>	467Ab	4Ab	0Ab	0Ac	-	-	-
	<i>E.maculata</i>	243Ac	4Ab	798Aa	0,25Ab	-	-	-
	<i>E.torelliana</i>	256Ab	4Ab	0Ab	0Ab	-	-	-
	<i>A.mangium</i>	214Ac	4Ab	2.837Aa	0,25Ac	-	-	-
	<i>P.caribaea</i>	152Aa	3Aa	2.444Aa	1,75Aa	-	-	-
C+A	<i>E.camaldulensis</i>	476Ab	7Ab	78.990Ab	1,75Ab	511BCa	5Ba	19Aa
	<i>E.maculata</i>	527Abc	9Aab	172.818Aa	1,75Aab	637Ba	13Aa	21Aa
	<i>E.torelliana</i>	360Ab	8Ab	104.384Ab	1,75Aa	919Aa	8Ba	22Aa
	<i>A.mangium</i>	417Abc	9Ab	194.001Aa	1Abc	328Ca	6Bb	5Ca
	<i>P.caribaea</i>	181Aa	3Aa	5.834Aa	1Aa	882Aa	6Ba	9Ba
NC	<i>E.camaldulensis</i>	1130Aa	19ABa	1.941.223ABab	4Aa	487Aa	6Ba	4Ab
	<i>E.maculata</i>	711BCab	14ABa	431.363Ba	2,5Aa	426Ab	5Bb	4Ab
	<i>E.torelliana</i>	1015ABa	24Aa	2.657.772Aa	3,75Aa	389Ab	9Aa	3Ab
	<i>A.mangium</i>	926ABa	21Aa	1.623.333ABa	3,75Aa	346Aa	11Aa	2Ab
	<i>P.caribaea</i>	318Ca	10Ba	89.915Ba	1,75Aa	376Ab	5Ba	4Ab
NC+P	<i>E.camaldulensis</i>	1315Aa	22Aa	2.663.935Aa	4Aa	425Aa	6BCa	3Ab
	<i>E.maculata</i>	936ABa	16ABa	406.388Ba	1,75Aab	357Ab	6BCb	4Ab
	<i>E.torelliana</i>	718Ba	17ABa	1.172.367Abab	2,75Aa	281Ab	8ABa	1Ab
	<i>A.mangium</i>	644BCab	17ABa	1.410.203ABa	2,75Aab	271Aa	9Aa	2Ab
	<i>P.caribaea</i>	278Ca	9Ba	200.281Ba	2Aa	345Ab	4Ca	3Ab

Médias seguidas das mesmas letras, maiúsculas dentro de cada solo comparando espécies, e minúsculas dentro de espécies comparando solos, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Entretanto, mesmo com incrementos de até 300% no IVP, o *P. caribaea* não diferiu entre os solos estudados para os parâmetros de crescimento. A maioria das espécies obteve incrementos superiores a 100% no IVP, refletindo o crescimento e a sobrevivência destas espécies nos solos não contaminados empregados na substituição. Não foram verificadas diferenças nos parâmetros de crescimento entre os solos não contaminados com ou sem a forração da vala para nenhuma das espécies.

As espécies *E. camaldulensis*, *E. torelliana* e *A. mangium* destacaram-se nos solos não contaminados, apresentando maior índice de volume total de parcela, demonstrando o grande potencial destas espécies para uso na revegetação destas áreas, pela grande produtividade de biomassa e devido ao crescimento mais rápido dessas espécies. Na figura 8 pode-se observar o porte e a capacidade de produção de biomassa do *E. camaldulensis*, *E. torelliana* e *A. mangium* quando houve substituição do solo. Interessante observar também na figura 8, a serrapilheira e a cobertura com gramíneas e leguminosas que se estabeleceram no solo substituído, comprovando o sucesso desse processo e promovendo a revegetação de área em que antes nada crescia.

Como já mencionado na discussão da segunda avaliação, só serão apresentados teores foliares de metais pesados, macro e micronutrientes das plantas que cresceram no solo contaminado tratado com amenizantes e nos solos não contaminados. Como no solo contaminado não tratado já não tinha plantas sobreviventes, também não foram coletadas amostras de solo nesse tratamento.

Os teores foliares de Zn e Cd foram influenciados significativamente pelos solos, pelas espécies e pela interação entre esses fatores, enquanto que os teores foliares de Cu só foram influenciados pelas espécies e pela interação entre solos e espécies (Tabela 8A).

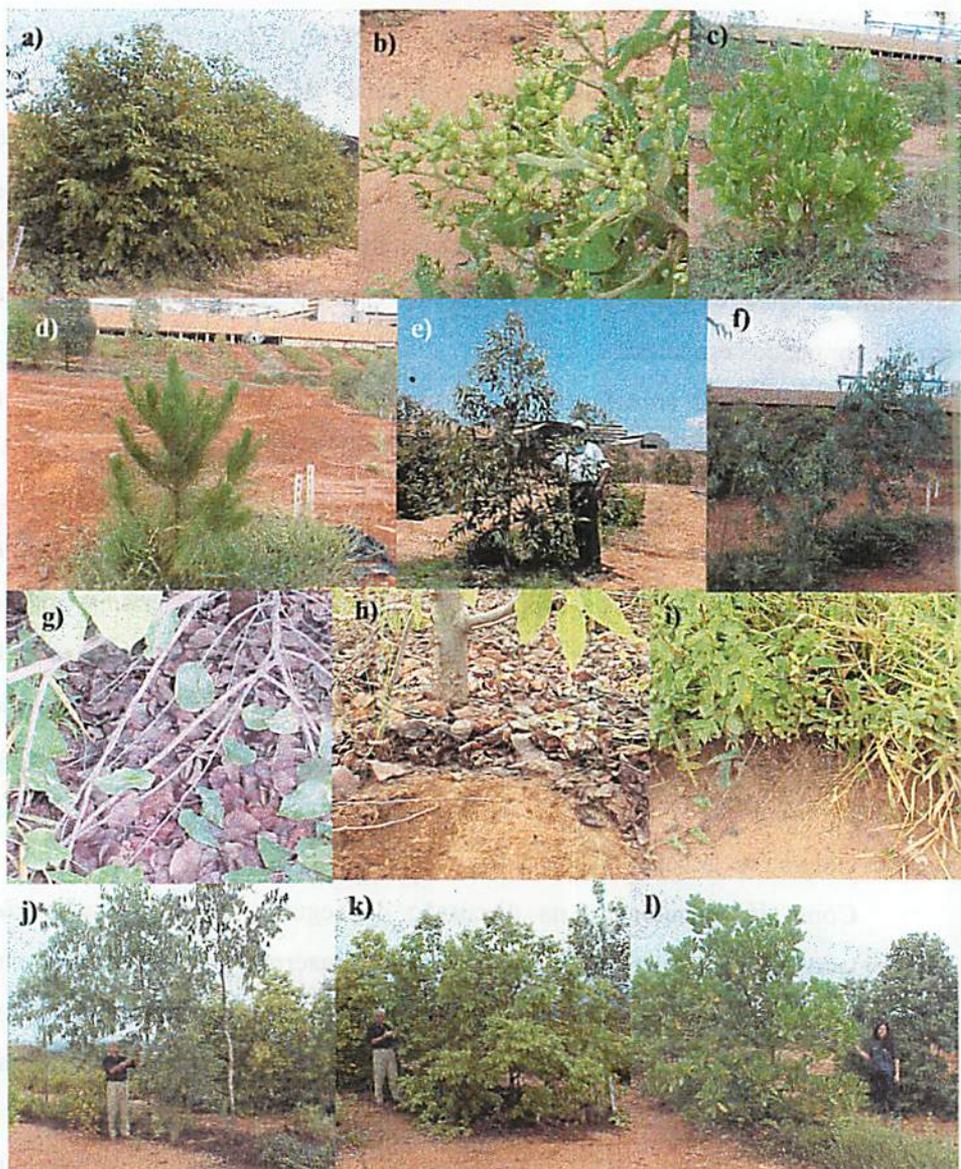


FIGURA 8. Aspectos das plantas aos 546 dias após o transplântio das parcelas com *E. torelliana* (a) e sua frutificação (b), *A. mangium* (c), *P. caribaea* (d), *E. maculata* (e), *E. camaldulensis* (f), serrapilheira (g e h) e cobertura com gramíneas e leguminosas formadas nas parcelas com solos não contaminados. As fotos j, k e l foram tiradas aos 831 dias após o transplântio das mudas, do *E. camaldulensis*, *E. torelliana* e *A. mangium*, respectivamente.

Apenas para *E. maculata*, *E. torelliana* e *P. caribaea* foi verificado efeito positivo da substituição do solo sobre os teores foliares de Zn, sendo observados teores mais elevados nas plantas que cresciam no solo contaminado tratado com amenizantes (Tabela 10). As espécies *E. camaldulensis* e *A. mangium* apresentaram os menores teores foliares de Zn no solo contaminado tratado com amenizantes e que não diferiram daqueles observados nos solos não contaminados. Nessa época, o crescimento do *E. camaldulensis* no solo contaminado tratado foi muito inferior ao das plantas que cresceram nos solos não contaminados, indicando que talvez outro metal, como o Cd, seja o responsável pela redução no crescimento. A *A. mangium* apresentou o menor teor foliar de Zn no solo contaminado que recebeu amenizantes, que foi de 328 mg kg⁻¹, sugerindo que esta espécie possui algum mecanismo para reduzir os teores deste metal nas folhas. Nos trabalhos de Marques, Moreira e Siqueira (2000), que avaliaram o comportamento de 20 espécies arbóreas em misturas com solo contaminado, e de Graziotti (1999) a *A. mangium* foi a espécie que apresentou maiores teores de Zn nas raízes e estes autores sugeriram que essa habilidade pode ser responsável, pelo menos em parte, pela tolerância desta espécie, pois um dos mecanismos de tolerância aos metais é a capacidade da planta de imobilizar o metal em suas raízes (Baker, 1981).

Na figura 9 encontram-se teores de Zn e Cd em folhas de *A. mangium* e *E. torelliana*, sadias e com sintomas de toxidez, que indicam que a *A. mangium* limita a absorção ou translocação dos metais para as folhas, pelos baixos teores observados em relação aos verificados no *E. torelliana*. O *P. caribaea*, que apresentou elevados teores foliares de Zn, demonstrou sensibilidade à toxidez dos metais, apresentando reduzido crescimento no solo contaminado tratado com amenizantes. As espécies de coníferas são consideradas mais tolerantes a metais pesados do que as caducifólias de clima temperado (Arduini, Godbold e Onnis, 1996), e o *Pinus*, um dos mais tolerantes (Patterson e Olson, 1983; Heale e

Ormorod, 1982; Mitchell e Fretz, 1977), resultados discordantes dos verificados no presente trabalho, no qual o *P. caribaea* não se mostrou tolerante aos metais pesados. Nos solos não contaminados não foram verificadas diferenças nos teores foliares de Zn entre as espécies e entre os solos, confirmando que não há benefício da proteção com plástico.

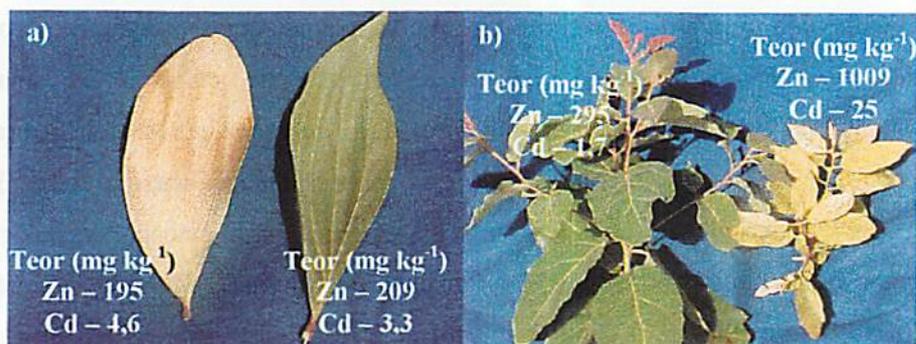


FIGURA 9. Teores de Zn e Cd em folhas saudias e com sintomas de toxidez de *A. mangium* (a) e *E. torelliana* (b).

Pôde-se observar aos 546 dias, que houve uma redução nos teores foliares de Zn em relação à última avaliação realizada (Tabelas 5 e 10), apesar dos teores deste metal no solo terem aumentado (Tabela 11). A terceira avaliação foi realizada após a época de chuvas na região (Figura 1), na qual foi observado grande incremento em altura nas plantas, o que pode ter ocasionado diluição dos teores de metais nas folhas (Jarrel e Beverly, 1981). As concentrações dos metais nos tecidos das plantas podem mudar com a idade da planta e também podem variar consideravelmente de uma avaliação a outra (Safaya, McLean e Halvorson, 1987). Nessa época, apesar das grandes reduções observadas, todas as espécies, em todos os solos, apresentaram teores de Zn

dentro ou acima da faixa de 100 a 400 mg kg⁻¹, considerada tóxica para o crescimento das plantas (Kabata-Pendias e Pendias, 1985).

TABELA 11. Teores de metais pesados, extraídos por DTPA e Mehlich-1, e pH no solo, aos 546 dias após o transplântio das mudas, em função dos tratamentos de solo.

Condição	Zn	Cu	Cd	Zn	Cu	Cd	pH
	DTPA			Mehlich-1			
	-----mg dm ⁻³ -----						
C	-	-	-	-	-	-	-
C+A	1312,2A	32,2A	21,0A	3271,1A	71,4A	31,3A	6,2A
NC	606,7B	9,4B	11,3B	759,3B	11,0B	13,6B	5,9A
NC+P	727,6B	7,6B	11,1B	1017,6B	13,4B	14,0B	5,7A

Médias seguidas das mesmas letras na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Os teores foliares de Cu também foram reduzidos em relação à avaliação anterior e apenas para o *E. maculata* foram observados menores teores foliares nas plantas dos solos não contaminados em relação ao solo contaminado tratado com amenizantes. Os teores de Cu observados nas folhas de todas as espécies, em todos os solos, se encontraram abaixo da faixa de 20 a 100 mg kg⁻¹ considerada tóxica para o crescimento das plantas (Kabata-Pendias e Pendias, 1985), e são considerados adequados para o crescimento destas (Dell e Robinson, 1993; Malavolta, Vitti e Oliveira, 1989).

Foi observado efeito marcante e significativo da substituição do solo sobre os teores foliares de Cd em todas as espécies estudadas, notadamente nas espécies de eucalipto, sendo os menores teores deste metal observados nas folhas das plantas que cresceram nos solos não contaminados (Tabela 10). As espécies de eucalipto apresentaram teores foliares de Cd mais elevados do que a *A. mangium* e o *P. caribaea* no solo contaminado tratado com amenizantes, não

ocorrendo diferença significativa entre as espécies de eucalipto. A *A. mangium* apresentou o menor teor nesse solo, sugerindo que ela pode estar limitando a absorção do metal, atuando como uma exclusora, ou pode estar acumulando os metais nas raízes, como já foi discutido. Nos solos não contaminados não foi observada diferença significativa nos teores foliares de Cd entre as espécies, e entre os solos com e sem a forração da vala com plástico. Foi observada uma redução dos teores foliares de Cd em relação à segunda avaliação, apesar dos teores deste metal terem aumentado em todos os solos (Tabela 11), em todas as espécies e solos, caracterizando um efeito de diluição dos teores de metais nas folhas, pelo crescimento das plantas (Safaya, McLean e Halvorson, 1987). Apenas no solo contaminado tratado com amenizantes foram observados teores foliares de Cd acima da faixa de 5 a 20 mg kg⁻¹, considerada tóxica para o desenvolvimento das plantas (Kabata-Pendias e Pendias, 1985), confirmando o efeito positivo da substituição do solo, principalmente com o decorrer do tempo.

Houve um aumento dos teores de Zn, Cu e Cd em todos os solos em relação às avaliações anteriores (Tabelas 3, 6 e 11). Nas parcelas com solo não contaminado, o aumento ocorreu devido ao arraste de partículas de solo contaminado promovido pelo escoamento superficial na época das chuvas, contaminando estas parcelas, efeito que não ocorreu por movimentação lateral, já que os teores dos metais também aumentaram no solo não contaminado com forração da vala. O pH dos solos não contaminados nessa avaliação diminuiu em relação à segunda época avaliada (Tabela 11), fato que pode ter também contribuído para o aumento da disponibilidade dos metais no solo. Mesmo com o aumento verificado, os teores nos solos não contaminados ainda foram significativamente inferiores do que no solo contaminado tratado, entretanto, os teores de Zn e Cd se encontraram acima das concentrações consideradas excessivas no solo por Kabata-Pendias e Pendias (1985). Nesse sistema de escavação e substituição do solo contaminado, é imprescindível que seja feita

uma sistematização da área e um rigoroso controle da erosão, para evitar problemas de contaminação das parcelas com solo não contaminado, desde que foi verificado que a movimentação lateral dos metais no contato entre os dois solos é pequena e não compromete o desenvolvimento das plantas, pelo menos até o período avaliado.

Os teores foliares dos macro e micronutrientes foram influenciados pela interação entre solos e espécies (com exceção do Mn) (Tabelas 9A e 10A), e de modo geral se encontraram dentro das faixas adequadas para o crescimento das plantas (Malavolta, Vitti e Oliveira, 1989) (Tabela 12). Os teores foliares de N só diferiram entre os solos nas espécies *E. torelliana* e *A. mangium*, os quais para *E. torelliana* foram maiores nos solos não contaminados e para *A. mangium* foram maiores no solo contaminado tratado com amenizantes. Para os teores foliares de P, o *E. maculata* e o *E. torelliana* apresentaram teores mais elevados nas plantas dos solos não contaminados do que naquelas do solo contaminado tratado com amenizantes. Houve efeito dos solos sobre os teores de K para *E. maculata*, *E. torelliana* e *P. caribaea*, onde o *E. maculata* e o *P. caribaea* apresentaram teores foliares de K mais altos no solo contaminado tratado com amenizantes, e o *E. torelliana* teores mais elevados nos solos não contaminados. Os teores de Ca foram influenciados por todos os fatores, e com exceção do *P. caribaea*, os solos exerceram efeitos diferenciados nas espécies estudadas. Em *E. camaldulensis*, *E. torelliana* e *A. mangium*, os maiores teores foram observados nas folhas das plantas que cresceram nos solos não contaminados, e no *E. maculata* estes foram mais elevados no solo contaminado tratado com amenizantes.

TABELA 12. Teores foliares de macronutrientes, Fe e Mn aos 546 dias após o transplântio das mudas, em função dos solos e das espécies estudadas.

Condição	Espécies	g kg ⁻¹					mg kg ⁻¹		
		N	P	K	Ca	Mg	S	Fe	Mn
C	<i>E.camaldulensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>E.maculata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>E.torelliana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>A.mangium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>P.caribaea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
C+A	<i>E.camaldulensis</i>	17Ba	0,7Ba	15Ca	6BCc	4,8Ba	14BCa	145Ba	354ABb
	<i>E.maculata</i>	12Ba	0,6Bb	17ABa	9Aa	5,4ABa	16ABa	131BCa	168ABa
	<i>E.torelliana</i>	13Bb	0,8Bb	15BCb	6BCc	5,7Aa	19Aa	96BCa	584Ab
	<i>A.mangium</i>	31Aa	1,2Aa	16ABCa	7Bb	3,8Ca	12Cb	68Ca	102Ba
	<i>P.caribaea</i>	11Ba	0,7Ba	18Aa	5Ca	3,7Ca	13BCa	433Aa	232ABb
NC	<i>E.camaldulensis</i>	18Aa	0,9Ba	15Ba	8Bb	2,8Ab	6Bb	119Ba	503ABab
	<i>E.maculata</i>	15ABa	0,9Ba	15Bb	5Cb	3,1Ab	8Bb	97Ba	385Ba
	<i>E.torelliana</i>	20Aa	1,3Aa	18Aa	7Bab	3,4Ab	10Bb	79Ba	902Aa
	<i>A.mangium</i>	21Ab	1,1ABa	17Aa	9Aa	3,2Ab	16Aa	98Ba	289Ba
	<i>P.caribaea</i>	10Ba	0,9Ba	14Bb	5Ca	1,8Bb	10Bb	243Ab	379Bab
NC+P	<i>E.camaldulensis</i>	16ABCa	0,8Ba	14Ca	9Aa	2,4Ab	5,2BCb	113ABa	718ABa
	<i>E.maculata</i>	15BCa	0,8Bab	16BCab	6BCb	2,2Ac	4,8Cb	90ABa	470ABa
	<i>E.torelliana</i>	19ABab	1,2Aa	19Aa	7Ba	2,8Ac	9Bb	73Ba	808Aab
	<i>A.mangium</i>	23Ab	1,1Aa	17ABa	10Aa	2,7Ab	14Aab	103ABa	322Ba
	<i>P.caribaea</i>	10Ca	0,7Ba	16BCab	6Ca	1,4Bb	6BCb	149Ac	605ABa

Médias seguidas das mesmas letras, maiúsculas dentro de cada solo comparando espécies, e minúsculas dentro de espécies comparando solos, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Para o Mg, os maiores teores foliares observados ocorreram nas plantas no solo contaminado tratado com amenizantes, o que pode ter sido ocasionado por um efeito de concentração (Jarrel e Beverly, 1981), já que as plantas nesse solo apresentaram crescimento reduzido (Tabela 10), e os teores de Mg no solo estavam próximos nos solos não contaminados e no contaminado (Tabela 11A).

Com exceção da *A. mangium*, que apresentou os maiores teores foliares de S nos solos não contaminados, as espécies apresentaram teores foliares de S mais elevados no solo contaminado tratado com amenizantes, e de maneira geral os teores de S foram elevados inclusive nos solos não contaminados. As plantas do solo contaminado tratado com amenizantes apresentaram teores foliares de Mn e Fe mais elevados do que os observados nas plantas dos solos não contaminados, e para o *P. caribaea* foi verificada diferença dos teores foliares de Fe entre os solos não contaminados, onde sem forração da vala houve maiores teores desse nutriente nas acículas. Para os demais nutrientes estudados não foram verificadas diferenças entre os solos não contaminados com e sem a forração da vala.

Ficou evidente, pela morte das plantas no solo contaminado que não foi tratado, que o solo da área deve ser substituído por outro não contaminado. A baixa sobrevivência, crescimento bastante afetado das plantas e teores elevados de metais pesados nas folhas e no solo, mesmo com a adição de amenizantes ao solo contaminado, confirmam a necessidade de substituição do solo e indicam que a sobrevivência das plantas remanescentes nesse solo não seria duradoura. O comportamento diferenciado das espécies indicou que para a reabilitação da área, é de extrema importância que se encontre uma combinação apropriada de técnicas de remediação, espécies de plantas e fertilizantes. No presente trabalho, verificou-se que o melhor sistema a utilizar é a substituição do solo sem a forração da vala, desde que até a última avaliação realizada, o plástico não mostrou benefício. As espécies que melhor se adaptaram às condições de

substituição do solo da área foram *E. camaldulensis*, *E. torelliana* e *A. mangium*, que dentre as espécies estudadas apresentaram melhor desenvolvimento nos solos não contaminados, e que ainda aos 831 dias após o transplântio das mudas, totalizando 285 dias após o final das avaliações do experimento, encontravam-se sadias e bem estabelecidas na área (Figura 8).

4 CONCLUSÕES

- No solo contaminado nenhuma espécie cresceu satisfatoriamente, apresentando baixa sobrevivência e elevados teores de metais nas folhas, mesmo quando houve adição de amenizantes a este.
- A substituição do solo visando estabelecer uma zona de desenvolvimento radicular com contaminação reduzida, permitiu o desenvolvimento de mudas de várias espécies, sendo *E. camaldulensis*, *E. torelliana* e *A. mangium* promissoras para o estabelecimento de maciço florestal na área contaminada estudada.
- A forração da vala com plástico para evitar a movimentação de metais não trouxe qualquer benefício para a vegetação.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACCIOLY, A.M.A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; SCHAEFER, C.E. (eds.) **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.299-352.
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. New York: John Willey & Sons, 1990. 339p.
- ARDUINI, I.; GODBOLD, D.L.; ONNIS, A. Cadmium and copper uptake and distribution in Mediterranean tree seedlings. **Physiologia Plantarum**, Copenhagen, v.97, n.1, p.111-117, Oct. 1996.
- BAKER, A.J.M. Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v.3, n.1-4, p.643-654, 1981.
- BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C.H. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, Madrid, v.2, n.2, p.345-361, 1992.
- BRECKLE, S.W.; KAHLE, H. Effects of Pb and Cd on root growth of young beech trees. In: SYMPOSIUM OF ROOT ECOLOGY AND ITS PRACTICAL APPLICATION, 3., 1992, Klagenfurt. **Proceedings...** Klagenfurt, 1992. v.1, p.241-244.
- CASTRO, J.P.C. Reabilitação de áreas degradadas – aspectos legais. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (eds) **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, Departamento de Solo; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.9-13.
- DELL, B.; ROBINSON, J.M. Symptoms of mineral nutrient deficiencies and the nutrient concentration ranges in seedlings of *Eucalyptus maculata* Hook. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.155/156, p.255-261, 1993.

- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e Abastecimento, 1997. 212p.
- FOSTER, J.C. Heavy metals. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. p.101-104.
- GERWITZ, A.; PAGE, E.R. An empirical mathematical model to describe plant root systems. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.11, n.3, p.773-781, Dec. 1974.
- GRAZZIOTTI, P.H. **Comportamento de fungos ectomicorrízicos, *Acacia mangium* e espécies de *Pinus* e *Eucalyptus* em solo contaminado por metais pesados**. Lavras: UFLA, 1999. 177p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)
- HEALE, E.L.; ORMOROD, D.P. Effects of nickel and copper on *Acer rubrum*, *Cornus stolonifera*, *Lonicera tatarica* and *Pinus resinosa*. **Canadian Journal of Botany**, Ottawa, v.60, n.12, p.2674-2681, Dec. 1982.
- JARREL, W.M.; BEVERLY, R.B. The dilution effect in plant nutrition studies. **Advances in Agronomy**, New York, v.34, p.197-224, 1981.
- JOHNSON, M.S.; McNEILLY, T.; PUTWAIN, P.D. Revegetation of metalliferous mine spoil contaminated by lead and zinc. **Environmental Pollution**, Oxford, v.12, n.2, 1977.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press, 1985. 315p.
- LOES, R.H.Z. Ações do IBAMA na recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (eds) **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV. Departamento de Solo; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.247-251.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFÓS, 1989. 201p.

- MARQUES, T.C.L.L.S.M.; MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Crescimento e absorção de metais em mudas de espécies arbóreas em solo contaminado com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.1, p.121-132, Jan. 2000.
- MARX, D.H.; BRYAN, W.C.; CORDELL, C.E. Survival and growth of pine seedlings with *Pisolithus ectomycorrhizae* after two years on reforestation sites in North Carolina and Florida. **Forest Science**, Washington, v.23, n.3, p.363-373, Sept. 1977.
- MITCHELL, C.C.; FRETZ, T.A. Cadmium and zinc toxicity in white pine, red maple, and Norway spruce. **Journal of the American Society for Horticultural Science**, Mount Vernon, v.102, n.1, p.81-84, Jan. 1977.
- OKX, J.P. **Soil remediation: a systems approach**. The Netherlands: Wageningen Agricultural University, 1998. 169p. (Doctoral Thesis)
- PATTERSON, W.A.; OLSON, J.J. Effects of heavy metals on radicle growth of selected woody species germinated on filter paper, mineral and organic soil substrates. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v.13, n.2, p.233-238, Feb. 1983.
- PUNZ, W.F.; SIEGHARDT, H. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. **Environmental and Experimental Botany**, Elmsford, v.44, n.1, p.85-98, Jan./Mar. 1993.
- RASKIN, I.; SMITH, R.D.; SALT, D.E. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. **Current Opinion in Biotechnology**, London, v.8, p.221-226, 1997.
- RIBEIRO-FILHO, M.R.; CURI, N.; SIQUEIRA, J.O.; MOTTA, P.E.F. Metais pesados em solos de área de rejeitos de indústria de processamento de zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, n.2, p.453-464, abr./jun. 1999.
- SAFAYA, N.M.; McLEAN, J.E.; HALVORSON, G.A. Cadmium and zinc. In: WILLIAMS, R.D.; SCHUMAN, E. **Reclaiming mine soils and overburden in the western United States**. Iowa: Soil Conservation Society of America, 1987. p.283-311.
- SHAW, A.J. **Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects**. New York, CRC Press, 1989. 355p.

- SIMÃO, J.B.P. Mitigação da fitotoxidez de metais pesados no solo, através do uso de materiais orgânicos e inorgânicos. Lavras: UFLA, 1999. 135p. (Tese – Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)**
- SOARES, C.R.F.S. Toxidez de zinco, cobre, cádmio e chumbo para o eucalipto em solução nutritiva. Lavras: UFLA, 1999. 132p. (Dissertação - Mestrado em Solos e Nutrição de plantas).**
- VANGRONSVELD, J.; COLPAERT, J.V.; TICHELEN, K.K. van. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: physico-chemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. *Environmental Pollution*, Oxford, v.94, n.2, p.131-140, Nov. 1996.**
- VANGRONSVELD, J.; CUNNINGHAM, S.D. Metal-contaminated soils. Germany: Springer-Verlag, 1999. 265p.**
- VANGRONSVELD, J.; VAN ASSCHE, F.; CLIJSTERS, H. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: in situ metal immobilization and revegetation. *Environmental Pollution*, Oxford, v.87, n.1, p.51-59, Jan. 1995.**

ANEXOS

	Página
TABELA 1A. Resumo da ANAVA para os parâmetros vegetativos avaliados, considerando-se as misturas de solo e doses de calcário.....	176
TABELA 2A. Resumo da ANAVA para os teores de metais pesados na matéria seca, considerando-se as misturas de solo e doses de calcário.....	177
TABELA 3A. Resumo da ANAVA para os teores de macro e micronutrientes na parte aérea, considerando-se as misturas de solo e doses de calcário.....	178
TABELA 4A. Resumo da ANAVA para os parâmetros vegetativos avaliados, considerando-se as misturas de solo e doses de Si.....	179
TABELA 5A. Resumo da ANAVA para os teores de metais pesados e Si na matéria seca, considerando-se as misturas de solo e doses de Si.....	180
TABELA 6A. Resumo da ANAVA para os teores de macro e micronutrientes e Si na parte aérea, considerando-se as misturas de solo e doses de Si.....	181
TABELA 7A. Resumo da ANAVA para os parâmetros de crescimento e número de plantas sobreviventes avaliados nas três épocas, considerando-se os solos e as espécies estudadas.....	182
TABELA 8A. Resumo da ANAVA para os teores foliares de metais pesados avaliados nas três épocas, considerando-se os solos e as espécies estudadas.....	183
TABELA 9A. Resumo da ANAVA para os teores foliares de N, P e K, avaliados nas três épocas, considerando-se os solos e as espécies estudadas.....	184
TABELA 10A. Resumo da ANAVA para os teores foliares de Ca, Mg, S, Mn e Fe avaliados nas três épocas, considerando-se os solos e as espécies estudadas.....	185
TABELA 11A. Teores de macronutrientes e pH no solo, em função dos tratamentos de solo.....	186

TABELA 1A. Resumo da ANAVA para os parâmetros vegetativos avaliados, considerando-se as misturas de solo e doses de calcário.

Variáveis	G.L.	Valor F	P _≤
Altura 21 dias após transp.			C.V. = 13,03
Misturas de solo (S)	3	8,20	0,01
Doses de calcário (D)	4	14,58	0,01
S x D	12	7,13	0,01
Altura 50 dias após transp.			C.V. = 14,38
Misturas de solo (S)	3	15,28	0,01
Doses de calcário (D)	4	24,68	0,01
S x D	12	8,01	0,01
Matéria seca da parte aérea			C.V. = 22,92
Misturas de solo (S)	3	11,26	0,01
Doses de calcário (D)	4	24,08	0,01
S x D	12	6,38	0,01
Matéria seca de raízes			C.V. = 29,39
Misturas de solo (S)	3	20,14	0,01
Doses de calcário (D)	4	20,10	0,01
S x D	12	3,49	0,01

TABELA 2A. Resumo da ANAVA para os teores de metais pesados na matéria seca, considerando-se as misturas de solo e doses de calcário.

Variáveis	G.L.	Valor F	P≤
Teor de Zn na parte aérea			C.V. = 17,89
Misturas de solo (S)	3	1140,27	0,01
Doses de calcário (D)	4	2285,72	0,01
S x D	12	902,26	0,01
Teor de Cu na parte aérea			C.V. = 19,52
Misturas de solo (S)	3	34,51	0,01
Doses de calcário (D)	4	2,53	0,05
S x D	12	7,55	0,01
Teor de Cd na parte aérea			C.V. = 30,72
Misturas de solo (S)	3	207,42	0,01
Doses de calcário (D)	4	37,66	0,01
S x D	12	17,30	0,01
Teor de Zn nas raízes			C.V. = 18,88
Misturas de solo (S)	3	377,28	0,01
Doses de calcário (D)	4	211,52	0,01
S x D	12	379,74	0,01
Teor de Cu nas raízes			C.V. = 11,18
Misturas de solo (S)	3	360,45	0,01
Doses de calcário (D)	4	216,61	0,01
S x D	12	147,10	0,01
Teor de Cd nas raízes			C.V. = 16,60
Misturas de solo (S)	3	827,28	0,01
Doses de calcário (D)	4	286,09	0,01
S x D	12	145,55	0,01

TABELA 3A. Resumo da ANAVA para os teores de macro e micronutrientes na parte aérea, considerando-se as misturas de solo e doses de calcário.

Variáveis	G.L.	Valor F	P≤
Teor de N			C.V. = 20,08
Misturas de solo (S)	3	3,03	0,05
Doses de calcário (D)	4	2,54	0,05
S x D	12	2,86	0,01
Teor de P			C.V. = 15,12
Misturas de solo (S)	3	32,68	0,01
Doses de calcário (D)	4	8,01	0,01
S x D	12	9,86	0,01
Teor de K			C.V. = 8,90
Misturas de solo (S)	3	6,44	0,01
Doses de calcário (D)	4	7,45	0,01
S x D	12	4,20	0,01
Teor de Ca			C.V. = 19,98
Misturas de solo (S)	3	6,24	0,01
Doses de calcário (D)	4	13,04	0,01
S x D	12	11,56	0,01
Teor de Mg			C.V. = 27,84
Misturas de solo (S)	3	86,55	0,01
Doses de calcário (D)	4	19,79	0,01
S x D	12	8,12	0,01
Teor de S			C.V. = 17,77
Misturas de solo (S)	3	227,74	0,01
Doses de calcário (D)	4	140,41	0,01
S x D	12	46,49	0,01
Teor de Fe			C.V. = 12,64
Misturas de solo (S)	3	71,94	0,01
Doses de calcário (D)	4	0,95	NS
S x D	12	6,41	0,01
Teor de Mn			C.V. = 27,96
Misturas de solo (S)	3	179,59	0,01
Doses de calcário (D)	4	176,79	0,01
S x D	12	20,92	0,01

TABELA 4A. Resumo da ANAVA para os parâmetros vegetativos avaliados, considerando-se as misturas de solo e doses de Si.

Variáveis	G.L.	Valor F	P _≤
Altura 21 dias após transp.			C.V. = 12,41
Misturas de solo (S)	3	72,19	0,01
Doses de Si (D)	4	5,94	0,01
S x D	12	2,76	0,01
Altura 50 dias após transp.			C.V. = 13,50
Misturas de solo (S)	3	130,59	0,01
Doses de Si (D)	4	8,39	0,01
S x D	12	4,46	0,01
Taxa de cresc. diário 1			C.V. = 39,36
Misturas de solo (S)	3	28,76	0,01
Doses de Si (D)	4	4,03	0,01
S x D	12	3,25	0,01
Taxa de cresc. diário 2			C.V. = 35,05
Misturas de solo (S)	3	72,0	0,01
Doses de Si (D)	4	2,39	NS
S x D	12	3,83	0,01
Matéria seca da parte aérea			C.V. = 26,17
Misturas de solo (S)	3	87,93	0,01
Doses de Si (D)	4	4,38	0,01
S x D	12	4,13	0,01
Matéria seca de raízes			C.V. = 23,99
Misturas de solo (S)	3	148,36	0,01
Doses de Si (D)	4	5,43	0,01
S x D	12	1,79	NS

TABELA 5A. Resumo da ANAVA para os teores de metais pesados e Si na matéria seca, considerando-se as misturas de solo e doses de Si.

Variáveis	G.L.	Valor F	P _≤
Teor de Zn na parte aérea			C.V. = 19,36
Misturas de solo (S)	3	1104,40	0,01
Doses de Si (D)	4	143,36	0,01
S x D	12	72,61	0,01
Teor de Cu na parte aérea			C.V. = 31,42
Misturas de solo (S)	3	26,28	0,01
Doses de Si (D)	4	2,67	0,05
S x D	12	1,79	NS
Teor de Cd na parte aérea			C.V. = 26,25
Misturas de solo (S)	3	229,87	0,01
Doses de Si (D)	4	5,79	0,01
S x D	12	6,81	0,01
Teor de Si			C.V. = 12,06
Misturas de solo (S)	3	21,24	0,01
Doses de Si (D)	4	42,07	0,01
S x D	12	20,43	0,01
Teor de Zn nas raízes			C.V. = 16,74
Misturas de solo (S)	2	920,76	0,01
Doses de Si (D)	4	90,14	0,01
S x D	8	44,65	0,01
Teor de Cu nas raízes			C.V. = 16,27
Misturas de solo (S)	2	341,20	0,01
Doses de Si (D)	4	10,91	0,01
S x D	8	6,38	0,01
Teor de Cd nas raízes			C.V. = 22,41
Misturas de solo (S)	2	418,37	0,01
Doses de Si (D)	4	17,86	0,01
S x D	8	13,29	0,01

TABELA 6A. Resumo da ANAVA para os teores de macro e micronutrientes e Si na parte aérea, considerando-se as misturas de solo e doses de Si.

Variáveis	G.L.	Valor F	P _≤
Teor de N			C.V. = 12,63
Misturas de solo (S)	3	7,24	0,01
Doses de Si (D)	4	9,99	0,01
S x D	12	5,16	0,01
Teor de P			C.V. = 18,38
Misturas de solo (S)	3	4,12	0,01
Doses de Si (D)	4	1,77	NS
S x D	12	0,41	NS
Teor de K			C.V. = 9,32
Misturas de solo (S)	3	33,30	0,01
Doses de Si (D)	4	2,11	NS
S x D	12	2,31	0,05
Teor de Ca			C.V. = 18,0
Misturas de solo (S)	3	46,20	0,01
Doses de Si (D)	4	2,29	NS
S x D	12	5,67	0,01
Teor de Mg			C.V. = 24,62
Misturas de solo (S)	3	202,49	0,01
Doses de Si (D)	4	10,26	0,01
S x D	12	6,20	0,01
Teor de S			C.V. = 17,06
Misturas de solo (S)	3	632,77	0,01
Doses de Si (D)	4	57,07	0,01
S x D	12	42,46	0,01
Teor de Fe			C.V. = 33,98
Misturas de solo (S)	3	6,46	0,01
Doses de Si (D)	4	1,57	NS
S x D	12	1,64	NS
Teor de Mn			C.V. = 32,81
Misturas de solo (S)	3	293,97	0,01
Doses de Si (D)	4	8,05	0,01
S x D	12	5,77	0,01

TABELA 7A. Resumo da ANOVA para os parâmetros de crescimento e número de plantas sobreviventes avaliados nas três épocas, considerando-se os solos e as espécies estudadas.

Variáveis	1ª Avaliação	2ª Avaliação	3ª Avaliação
Dímetro total			
Blocos	0,958 ^{NS} (3)	0,326 ^{NS} (3)	0,235 ^{NS} (3)
Solos (S)	12,612 ^{**} (3)	9,112 ^{**} (3)	12,15 ^{**} (3)
Espécies (E)	27,792 ^{**} (4)	14,143 ^{**} (4)	8,813 ^{**} (4)
S x E	2,947 ^{**} (12)	2,855 ^{**} (12)	2,113 ^{**} (12)
CV ₁ (%)	45,23	71,26	77,27
CV ₂ (%)	26,77	34,19	34,80
Altura total			
Blocos	1,913 ^{NS} (3)	0,217 ^{NS} (3)	0,083 ^{NS} (3)
Solos (S)	13,231 ^{**} (3)	6,556 ^{**} (3)	15,096 ^{**} (3)
Espécies (E)	65,842 ^{**} (4)	35,027 ^{**} (4)	28,904 ^{**} (4)
S x E	2,228 ^{**} (12)	3,097 ^{**} (12)	4,408 ^{**} (12)
CV ₁ (%)	27,73	61,99	56,37
CV ₂ (%)	20,17	30,07	28,93
IVP total			
Blocos	1,224 ^{NS} (3)	0,007 ^{NS} (3)	0,029 ^{NS} (3)
Solos (S)	11,821 ^{**} (3)	8,221 ^{**} (3)	7,843 ^{**} (3)
Espécies (E)	23,243 ^{**} (4)	14,230 ^{**} (4)	9,902 ^{**} (4)
S x E	3,544 ^{**} (12)	5,124 ^{**} (12)	4,081 ^{**} (12)
CV ₁ (%)	75,13	141,05	159,43
CV ₂ (%)	49,87	64,64	81,81
Sobrevivência			
Blocos	1,713 ^{NS} (3)	0,055 ^{NS} (3)	0,323 ^{NS} (3)
Solos (S)	0,842 ^{NS} (3)	6,23 [*] (3)	9,078 ^{**} (3)
Espécies (E)	2,434 ^{NS} (4)	0,305 ^{NS} (4)	1,368 ^{NS} (4)
S x E	1,459 ^{NS} (12)	2,316 [*] (12)	2,411 [*] (12)
CV ₁ (%)	10,13	38,47	45,17
CV ₂ (%)	6,94	24,35	25,21

Os números entre parênteses correspondem aos graus de liberdade.

TABELA 8A. Resumo da ANOVA para os teores foliares de metais pesados avaliados nas três épocas, considerando-se os solos e as espécies estudadas.

Variaáveis	1ª Avaliação	2ª Avaliação	3ª Avaliação
Teor de Zn			
Blocos	1,953 ^{NS} (3)	5,996*(3)	1,648 ^{NS} (3)
Solos (S)	87,671***(3)	8,710*(2)	40,930***(2)
Espécies (E)	3,867***(4)	0,986 ^{NS} (4)	9,318***(4)
S x E	2,239*(12)	1,174 ^{NS} (8)	8,937***(8)
CV ₁ (%)	24,27	41,89	25,24
CV ₂ (%)	37,78	44,13	21,66
Teor de Cu			
Blocos	9,569*(3)	7,150*(3)	0,882 ^{NS} (3)
Solos (S)	1,694 ^{NS} (3)	17,180***(2)	2,752 ^{NS} (2)
Espécies (E)	0,621 ^{NS} (4)	1,728 ^{NS} (4)	18,413***(4)
S x E	0,789 ^{NS} (12)	2,947*(8)	13,022***(8)
CV ₁ (%)	61,23	21,81	19,43
CV ₂ (%)	75,92	30,82	19,06
Teor de Cd			
Blocos	1,102 ^{NS} (3)	2,880 ^{NS} (3)	1,048 ^{NS} (3)
Solos (S)	7,960***(3)	23,546***(2)	184,518***(2)
Espécies (E)	4,085***(4)	3,906***(4)	39,31***(4)
S x E	2,425*(12)	2,149 ^{NS} (8)	30,266***(8)
CV ₁ (%)	115,88	48,54	32,60
CV ₂ (%)	74,51	35,11	21,91

Os números entre parênteses correspondem aos graus de liberdade.

TABELA 9A. Resumo da ANAVA para os teores foliares de N, P e K, avaliados nas três épocas, considerando-se os solos e as espécies estudadas.

Varíaveis	1ª Avaliação	2ª Avaliação	3ª Avaliação
Teor de N			
Blocos	2,371 ^{NS} (3)	0,854 ^{NS} (3)	0,787 ^{NS} (3)
Solos (S)	4,205*(3)	1,230 ^{NS} (2)	0,001 ^{NS} (2)
Espécies (E)	69,248**(4)	10,588**(4)	30,192**(4)
S x E	1,952 ^{NS} (12)	1,388 ^{NS} (8)	3,651**(8)
CV ₁ (%)	9,77	55,49	29,93
CV ₂ (%)	9,87	31,82	20,47
Teor de P			
Blocos	6,823*(3)	5,285*(3)	18,921**(3)
Solos (S)	0,230 ^{NS} (3)	6,107*(2)	477,291**(2)
Espécies (E)	2,653*(4)	9,325**(4)	22,586**(4)
S x E	1,093 ^{NS} (12)	0,939 ^{NS} (8)	3,36**(8)
CV ₁ (%)	17,48	30,48	2,54
CV ₂ (%)	17,0	31,48	14,19
Teor de K			
Blocos	0,761 ^{NS} (3)	3,804 ^{NS} (3)	0,875 ^{NS} (3)
Solos (S)	0,06 ^{NS} (3)	42,947**(2)	3,837 ^{NS} (2)
Espécies (E)	1,802 ^{NS} (4)	3,736*(4)	9,463**(4)
S x E	1,249 ^{NS} (12)	1,210 ^{NS} (8)	5,372**(8)
CV ₁ (%)	30,96	12,49	4,22
CV ₂ (%)	17,0	22,13	7,66

Os números entre parênteses correspondem aos graus de liberdade.

TABELA 10A. Resumo da ANAVA para os teores foliares de Ca, Mg, S, Mn e Fe avaliados nas três épocas, considerando-se os solos e as espécies estudadas.

Variáveis	1ª Avaliação	2ª Avaliação	3ª Avaliação
Teor de Ca			
Blocos	4,608*(3)	1,307 ^{NS} (3)	0,949 ^{NS} (3)
Solos (S)	0,833 ^{NS} (3)	0,066 ^{NS} (2)	11,734**(2)
Espécies (E)	3,284*(4)	2,431 ^{NS} (4)	37,782**(4)
S x E	1,053 ^{NS} (12)	5,071**(8)	16,543**(8)
CV ₁ (%)	20,06	26,78	11,06
CV ₂ (%)	15,13	19,02	10,07
Teor de Mg			
Blocos	1,110 ^{NS} (3)	0,882 ^{NS} (3)	0,909 ^{NS} (3)
Solos (S)	69,345**(3)	20,338**(2)	271,071**(2)
Espécies (E)	15,074**(4)	7,732**(4)	37,394**(4)
S x E	1,908 ^{NS} (12)	3,744**(8)	6,024**(8)
CV ₁ (%)	9,69	33,71	10,37
CV ₂ (%)	18,95	17,34	10,78
Teor de S			
Blocos	0,093 ^{NS} (3)	3,111 ^{NS} (3)	0,269 ^{NS} (3)
Solos (S)	24,887**(3)	14,166**(2)	69,189**(2)
Espécies (E)	4,712**(4)	5,95**(4)	13,368**(4)
S x E	1,157 ^{NS} (12)	1,622 ^{NS} (8)	9,027**(8)
CV ₁ (%)	27,51	33,95	17,36
CV ₂ (%)	23,79	22,42	19,84
Teor de Mn			
Blocos	1,719 ^{NS} (3)	0,264 ^{NS} (3)	0,209 ^{NS} (3)
Solos (S)	0,751 ^{NS} (3)	1,445 ^{NS} (2)	5,599*(2)
Espécies (E)	4,240**(4)	11,718**(4)	16,121**(4)
S x E	1,777 ^{NS} (12)	1,766 ^{NS} (8)	0,614 ^{NS} (8)
CV ₁ (%)	65,74	62,11	62,98
CV ₂ (%)	47,54	37,32	38,35
Teor de Fe			
Blocos	1,085 ^{NS} (3)	4,335 ^{NS} (3)	1,426 ^{NS} (3)
Solos (S)	12,412**(3)	0,293 ^{NS} (2)	42,16**(2)
Espécies (E)	4,224**(4)	12,717**(4)	50,242**(4)
S x E	0,429 ^{NS} (12)	4,515**(8)	10,547**(8)
CV ₁ (%)	40,25	40,03	17,88
CV ₂ (%)	69,23	39,67	28,61

Os números entre parênteses correspondem aos graus de liberdade.

TABELA 11A. Teores de macronutrientes e pH no solo, em função dos tratamentos de solo.

Solo	-----mg dm ⁻³ -----			-----cmol _c dm ⁻³ -----	
	P	K	S	Ca	Mg
	146 dias				
Testemunha	3,30B	55,85B	329,51A	3,85B	2,77A
C+A	6,30AB	64,70B	401,22A	11,15A	4,57A
NC	9,0A	95,65A	77,05B	4,89B	4,21A
NC+P	8,45A	107,55A	80,20B	4,45B	4,17A
	384 dias				
Testemunha	4,45B	74,30B	535,37A	4,69B	5,09A
C+A	5,20B	73,70B	455,12A	8,47A	2,46A
NC	9,65A	106,15A	147,3B	4,52B	3,65A
NC+P	10,55A	102,8AB	195,37B	4,48B	3,59A
	546 dias				
Testemunha	-	-	-	-	-
C+A	6,43A	55,75B	162,75A	6,50A	2,26A
NC	8,75A	96,55A	110,85B	3,25B	2,61A
NC+P	9,02A	97,17A	119,6AB	3,30B	2,77A

Médias seguidas das mesmas letras, na coluna de cada avaliação, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.