Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 224
ISSN 1678-0892
Dezembro, 2012

Fitorremediação de Metais Pesados em Solo Induzido por Agente Quelante Utilizando o Capim Vetiver

Embrapa
Solos

ISSN 1678-0892
Dezembro, 2012

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Solos
Ministério da Agricultura, Pecuária e Desenvolvimento

Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 224

Fitorremediação de Metais Pesados em Solo Induzido por Agente Quelante Utilizando o Capim Vetiver

Sílvio Roberto de Lucena Tavares
Shirlei Aparecida de Oliveira

Embrapa Solos
Rio de Janeiro, RJ
2012

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Solos
Rua Jardim Botânico, nº 1.024, Jardim Botânico, Rio de Janeiro, RJ
CEP: 22460-000
Fone: (21) 2179-4500
Fax: (21) 2179-5291
www.embrapa.br/solos

Comitê de Publicações da Embrapa Solos
Presidente: *Daniel Vidal Pérez*
Secretário-Executivo: *Jacqueline Silva Rezende Mattos*
Membros: *Ademar Barros da Silva, Cláudia Regina Delaia, Maurício Rizzato Coelho, Elaine Cristina Cardoso Fidalgo, Joyce Maria Guimarães Monteiro, Ana Paula Dias Turetta, Fabiano de Carvalho Balieiro, Quitéria Sônia Cordeiro dos Santos.*

Supervisão editorial: *Jacqueline Silva Rezende Mattos*
Revisão de texto: *André Luiz da Silva Lopes*
Normalização bibliográfica: *Enyomara Lourenço Silva*
Editoração eletrônica: *Jacqueline Silva Rezende Mattos*

1ª edição
1ª impressão (2012): online

Todos os direitos reservados
A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Embrapa Solos

Fitorremediação de metais pesados em solo induzido por agente quelante utilizando capim vetiver / Sílvio Roberto de Lucena Tavares, Shirlei Aparecida de Oliveira. – Dados eletrônicos. – Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2012.
101 p. : il. color. – (Boletim de pesquisa e desenvolvimento / Embrapa Solos, ISSN 1678-0892 ; 224).

Sistema requerido: Adobe Acrobat Reader.
Modo de acesso: <https://www.embrapa.br/solos/publicacoes>.
Título da página da Web (acesso em 20 dez. 2012).

1. Conservação ambiental. 2. Metais pesados. 3. Solo-Água. I. Tavares, Sílvio Roberto de Lucena. II. Oliveira, Shirlei Aparecida de. III. Embrapa Solos. IV. Série.

CDD 333.72

Enyomara Lourenço Silva (CRB – 4/1569) © Embrapa 2012

Sumário

Resumo 5
Abstract 7
Introdução 9
Material e Métodos 11
Resultados e Discussão 24
Conclusões 91
Referências 93

Fitorremediação de Metais Pesados em Solo Induzido por Agente Quelante Utilizando o Capim Vetiver

Sílvio Roberto de Lucena Tavares[1]
Shirlei Aparecida de Oliveira[2]

Resumo

O tratamento de áreas contaminadas é conhecido por remediação e pode envolver medidas para eliminar, imobilizar ou reduzir o contaminante para níveis aceitáveis e previamente definidos. Uma das tecnologias de remediação de solos e águas contaminadas utiliza plantas e seus microorganismos associados e é, por isso, denominada de fitorremediação. Este boletim teve por objetivo principal verificar o potencial da utilização da técnica de fitorremediação de metais pesados para a descontaminação de solo e água em níveis compatíveis com as legislações brasileiras, avaliando o desempenho do capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* (L.) Nash) em solo contaminado com diferentes doses de metais pesados, na presença e na ausência do agente quelante (EDTA). O experimento foi conduzido em delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com três repetições, em esquema fatorial 5 x 5 x 2 x 1 x 3, em parcelas subdivididas, sendo o fatorial composto de: 5 contaminantes; 5 níveis de contaminação; 2 tratamentos (com e sem quelante EDTA); 1 espécie vegetal e 3 repetições, perfazendo um total de 150 unidades experimentais. A evidência do grande potencial do capim vetiver

[1] Engenheiro-agrônomo, doutor em Engenharia Civil, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ
[2] Aluna de doutorado da Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ.

como planta fitoextratora de metais pesados foi confirmada neste estudo, exceto para o elemento zinco que mostrou, desde as doses intermediárias, altíssima fitotoxidez para o capim. A utilização do quelante EDTA mostrou-se promissora só em alguns tratamentos.

Termos para indexação: poluição do solo; remediação ambiental; fitoextração.

Phytoremediation of heavy metals in soil induced by agent vetiver grass

Abstract

The treatment of contaminated areas is known for remediation and may involve measures to eliminate, reduce or immobilize contaminants to acceptable and previously defined levels. One of the technologies for remediation of soils and waters utilizes plants and their associated microorganisms and is therefore called phytoremediation. This paper was aimed at verifying the potential utilization of the phytoremediation of heavy metals technique for the soil and water decontamination, at levels consistent with the Brazil's laws, evaluating the performance of vetiver grass (Vetiveria zizanioides *(L.) Nash) in soil contaminated with different doses of heavy metals in the presence and absence of the chelating agent (EDTA). The experiment was conducted in a completely randomized design (CRD) with three replications in a factorial 5 x 5 x 2 x 1 x 3 split plot, being composed of the factorial: 5 contaminants; 5 levels of contamination; 2 treatments (with and without EDTA), 1 plant species and 3 repetitions, for a total of 150 experimental units. The evidence of the great potential of vetiver grass as a phytoextractor plant of heavy metals was confirmed in this study, except for the element zinc wich showed, since the intermediate doses, the highest phytotoxicity to the grass. The use of EDTA alone has shown promise in some treatments.*

Index terms: soil pollution, environmental remediation, phytoextraction.

Introdução

Uma indústria sediada no Estado do Rio de Janeiro estocou indevidamente em duas áreas adjacentes a seu parque fabril, durante alguns anos, resíduos sólidos, semi-sólidos e líquidos em tambores metálicos de 200 (duzentos) litros peletizados, contendo resíduos denominados químicos. Com o passar do tempo, estes recipientes foram se deteriorando pela ação das intempéries, causando o derramamento de seu conteúdo no solo. Estes resíduos derramados no solo também sofreram ações de intempéries, aumentando o potencial de lixiviação dos mesmos e, consequentemente, formando a pluma de contaminação do subsolo por estes resíduos.

Diante deste fato, esta empresa foi autuada pelo órgão ambiental do estado e foi obrigada a incorporar alguns instrumentos de gestão de Gerenciamento de Áreas Contaminadas no sentido de estabelecer políticas corretivas para os solos e águas contaminados em sua unidade fabril. Visando atingir estes objetivos, uma empresa de consultoria foi contratada para realizar serviços de avaliação de áreas, incluindo levantamento de informações, estudos preliminares, serviços de engenharia para construção de poços de monitoramento, realização de análises de solo, subsolo e águas subterrâneas.

Após os estudos de avaliação nos quatro níveis indicados pelo órgão ambiental (preliminar e confirmatórias em três níveis), e confrontando os resultados com os valores de intervenção estabelecidos pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) para alguns metais pesados no solo e no aquífero subterrâneo, conclui-se que as áreas investigadas da indústria estavam classificadas como Áreas Contaminadas (AC) e três opções de intervenções visando à remediação das áreas foram propostas para a empresa cliente: 1) Manutenção do solo contaminado no local, adotando para isto a técnica de aterro industrial; 2) Retirada do solo contaminado do local e a adoção do mesmo sistema atualmente utilizado para a destinação dos resíduos, ou seja, em aterro industrial (devidamente licenciado), e a sua inerti-

zação, eliminando desta forma a fonte de poluição, que também deve ser antecedida de um projeto técnico, pois deverão ser tomados cuidados com o contato solo contaminado/aquífero subterrâneo; e 3) A adoção de uma variável das opções anteriores é efetuar a retirada do solo contaminado e adotar a execução da barreira física através de paredes diafragmas de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) ou através de uma rede de poços, efetuando o bombeamento e retirada da água do lençol freático para o seu tratamento. Todas essas três opções apresentadas foram avaliadas como inviáveis financeiramente, devido ao elevadíssimo custo de implantação e operação das mesmas.

Diante desta realidade apresentada pela empresa de consultoria à indústria em questão, tornaram-se imperativos estudos de soluções satisfatórias para remediação destas áreas contaminadas através de tecnologias que alinhassem viabilidade técnica com a viabilidade econômica. Logo, o Laboratório de Contaminantes e Resíduos da Embrapa Solos elaborou uma proposta de projeto para recuperação desta área contaminada. A equipe buscou técnicas que aceleram o processo de descontaminação das áreas de modo a viabilizar o uso futuro dessas áreas no menor intervalo de tempo possível. Foi especificado um projeto com a implantação de multi-técnicas associadas compostas de barreira hidráulica, barreira reativa e fitorremediação, a serem desenvolvidas em conjunto, bem como a retirada e o tratamento da parte superficial do solo contaminado.

Esta pesquisa teve por objetivo principal verificar o potencial da utilização da técnica de fitorremediação de metais pesados para a descontaminação de solo e água em níveis compatíveis com as legislações brasileiras, de um sítio contaminado com esses poluentes em uma indústria fluminense de galvanoplastia avaliando o desempenho do capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* (L.) Nash) em solo contaminado com diferentes doses de metais pesados, na presença e na ausência do agente quelante (EDTA).

Material e Métodos

Esse experimento foi realizado com o intuito de desenvolver técnicas combinadas para a remediação de áreas contaminadas por metais pesados. Nessa experimentação, optou-se pela associação do uso do agente quelante EDTA com a espécie de capim vetiver [*Vetiveria zizanioides* (L.)], de forma que o quelante pudesse propiciar uma maior disponibilidade dos metais na solução e matriz do solo e, consequentemente, a fitoextração destes pela espécie proposta.

Para a realização desse experimento, utilizou-se um LATOSSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO ARGISSÓLICO, coletado no município fluminense de Barra do Piraí, RJ (22º 36′ e 43º 57′), que foi submetido à contaminação artificial por quatro metais pesados distintos (Cd^{2+}, Pb^{2+}, Ni^{2+} e Zn^{2+}), em diferentes níveis de concentração. Após a contaminação, aplicou-se dois tratamentos no solo, sendo um com e outro sem a adição do quelante EDTA e, em seguida, foram cultivadas mudas da espécie de capim vetiver [*Vetiveria zizanioides* (L.)]. Assim, o objetivo desse estudo foi avaliar a capacidade do capim vetiver [*Vetiveria zizanioides* (L.)] em fitoextrair metais pesados em um latossolo contaminado artificialmente na presença ou não de agente quelante e verificar o seu potencial na remediação de áreas contaminadas por metais tóxicos.

Montagem do experimento

O experimento foi conduzido em casa-de-vegetação, entre o período de março de 2008 a janeiro de 2009, nas dependências da sede da Embrapa Solos, usando amostra de LATOSSOLO VERMELHO AMARELO DISTRÓFICO ARGISSÓLICO (Santos, 1986; Santos et al., 2006), coletado na camada de 130 a 170 cm de profundidade, com as características físicas e químicas apresentadas nas Tabelas 1 e 2. Esse solo foi escolhido em virtude de se tratar de um grande grupo de solos bastante representativo em zonas de clima tropical. Junto com o grande grupo classificado como ARGISSOLO, representam praticamente 70% dos solos brasileiros (Santos et al., 2006).

Esse solo foi seco em estufa de circulação forçada a 40°C e a separação se deu por tamisação para a determinação das frações terra fina, cascalho e calhaus e posteriormente seu encaminhamento para fins de análises físicas, químicas e mineralógicas, determinadas segundo os métodos recomendados por Claessen (1997).

De forma a aferir os teores biodisponíveis e pseudo-totais (Tabela 2) dos metais pesados presentes nesse solo, alíquotas do mesmo foram submetidas à extração química por 6 métodos distintos (DTPA, Mehlich-1, Mehlich-3, Água Régia , EPA-3051 e EPA-3051-Modificado).

Depois de determinadas as características químicas do solo, pesaram-se 1,5 kg do mesmo para cada vaso (unidade experimental), perfazendo um total de 150 vasos, que foram mantidos em ambiente controlado na casa-de-vegetação da Embrapa Solos (RJ).

Após este procedimento, o volume de solo destinado ao preenchimento dos vasos foi passado em peneira 2,0 mm e recebeu um corretivo de acidez composto de 600 mg de $CaCO_3$ (Reagen P.A.) e 100 mg de $MgCO_3$ (Isofar P.A.) para cada 1,5 kg de solo em cada vaso, totalizando 700 mg de corretivo por unidade experimental (vaso com capacidade de 1,5 kg de solo). Os reagentes foram dissolvidos em 400 ml de água ultrapura e adicionados no solo contido em cada vaso, sendo o método de homogeneização realizado separadamente por meio de sacos plásticos. Esses produtos têm por objetivo neutralizar (diminuir ou eliminar) a acidez do solo e melhorar a absorção de nutrientes essenciais aos vegetais e ainda fornecer também alguns nutrientes como cálcio e o magnésio. Esse solo permaneceu incubado por um período de 3 meses dentro da casa-de-vegetação com o objetivo de atingir um período mínimo de reação dos corretivos com a matriz do solo. As características físicas e químicas após a calagem são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 1. Análises dos atributos químicos e físicos do Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico Argissólico original antes da aplicação do corretivo de acidez de solo.

Atributos	Resultados	Interpretação
pH em H_2O (1:2,5)	4,90	Acidez Alta
pH em KCl (1M)	4,60	Acidez Alta
P (mg. dm^{-3})	1,40	Muito Baixo
K ($cmol_c$. dm^{-3})	0,20	Médio
Ca ($cmol_c$. dm^{-3})	0,00	Baixo
Mg ($cmol_c$. dm^{-3})	0,40	Baixo
H + Al ($cmol_c$. dm^{-3})	2,10	-
S ($cmol_c$. dm^{-3})	0,50	-
T ($cmol_c$. dm^{-3})	2,70	-
V (%)	20,00	Muito Baixo
$C_{orgânico}$ (%)	0,14	Muito Baixo
N (%)	0,04	Baixo
C/N	3,50	Baixo
Calhaus (>20mm) (%)	0,00	-
Cascalho (2 – 20mm)	0,00	-
Terra fina (< 2mm) (%)	100,00	-
Argila (%)	66,00	-
Silte (%)	7,00	-
Areia (%)	27,00	-
Densidade aparente (g.cm^{-3})	1,46	-
Densidade real (g.cm^{-3})	2,67	-
Porosidade (%)	45,00	-
Grau de floculação (%)	100,00	-
Argila dispersa em água (%)	0,00	-

Tabela 2. Análise dos metais pesados de interesse por diferentes extratores químicos no Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico Argissólico original antes da aplicação do corretivo de acidez de solo.

	Ni^{2+}	Cd^{2+}	Pb^{2+}	Zn^{2+}
		mg.kg^{-1}		
		Teores Biodisponíveis		
DTPA	< L.D.	< L.D.	0,09	0,20
Mehlich-1	< L.D.	< L.D.	2,37	0,29
Mehlich-3	< L.D.	< L.D.	2,06	1,29
		Teores Pseudo - Totais		
Água Régia	14,90	4,98	< L.D.	33,43
EPA 3051	10,83	3,78	9,76	17,07
EPA 3051-M	7,95	4,08	11,13	14,74

Tabela 3. Análises dos atributos químicos e físicos do Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico Argissólico após a aplicação do corretivo de acidez de solo.

Atributos	Resultados	Interpretação
pH em H_2O (1:2,5)	6,40	Acidez Baixa
pH em KCl (1M)	6,10	Acidez Baixa
P (mg. dm^{-3})	1,50	Muito Baixo
K ($cmol_c$. dm^{-3})	0,20	Médio
Ca ($cmol_c$. dm^{-3})	3,10	Médio
Mg ($cmol_c$. dm^{-3})	0,50	Médio
H + Al ($cmol_c$. dm^{-3})	1,00	-
S ($cmol_c$. dm^{-3})	1,40	-
T ($cmol_c$. dm^{-3})	2,40	-
V (%)	58,00	Médio
$C_{orgânico}$ ($g.kg^{-1}$)	0,15	Muito Baixo
N ($g.kg^{-1}$)	0,04	Baixo
C/N	3,75	Baixo
Calhaus (>20mm) (%)	0,00	-
Cascalho (2 – 20mm) (%)	0,00	-
Terra fina (< 2mm) (%)	100,00	-
Argila (%)	66,00	-
Silte (%)	7,00	-
Areia (%)	27,00	-
Densidade aparente ($g.cm^{-3}$)	1,46	-
Densidade real ($g.cm^{-3}$)	2,67	-
Porosidade (%)	45,00	-
Grau de floculação (%)	100,00	-
Argila dispersa em água (%)	0,00	-

Decorrido este período de incubação, o solo foi contaminado com os metais pesados de interesse, seguindo os níveis propostos de acordo com a tabela de Valores Orientadores para Solo e Água Subterrânea da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2001), de modo que os níveis fossem equidistantes (visando a uma melhor análise estatística dos resultados) e estivessem próximos aos valores de intervenção agrícola, residencial e industrial, além de 2X os valores de intervenção industrial (Tabela 4). Desta forma, se obtém um espectro bem realista de uma possível contaminação em uma matriz de solo por metais pesados.

Tabela 4. Quantidade de Metais Pesados aplicados em cada tratamento.

Metal	Dose 0	Dose 1	Dose 2	Dose 3	Dose 4	Fórmula do Sal
Pb (CETESB)	0,00	200,00	400,00	800,00	1.600,00	(mg.kg^{-1} solo)
Sal (mg/vaso)	0,00	480,00	960,00	1.920,00	3.840,00	$Pb(NO_3)_2$
Cd (CETESB)	0,00	5,00	10,00	20,00	40,00	(mg.kg^{-1} solo)
Sal (mg/vaso)	0,00	20,66	41,31	82,63	165,26	$CdCl_2.2½H_2O$
Ni (CETESB)	0,00	35,00	70,00	140,00	280,00	(mg.kg^{-1} solo)
Sal (mg/vaso)	0,00	258,77	517,54	1.035,09	2.070,17	$NiSO_4.7H_2O$
Zn (CETESB)	0,00	500,00	1.000,00	2.000,00	4.000,00	(mg.kg^{-1} solo)
Sal (mg/vaso)	0,00	3.406,26	6.812,52	13.625,04	27.250,07	$ZnSO_4.7H_2O$

Após a calagem, as amostras de solo acondicionadas nos vasos foram submetidas a uma contaminação artificial por quatro metais pesados distintos (Cd^{2+}, Pb^{2+}, Ni^{2+} e Zn^{2+}), assim como, pelo MIX destes (Cd^{2+} + Pb^{2+} + Ni^{2+} + Zn^{2+}), em cinco diferentes níveis de concentração. Para isso, foram utilizados os seguintes sais (padrão P.A. – VETEC): $Cd(NO_3)_2.4H_2O$; $Ni(NO_3)_2.6H_2O$; $Pb(NO_3)_2$ e $Zn(NO_3)_2.6H_2O$. Esses sais foram pesados de acordo com a massa necessária a se obter os níveis de contaminação solicitados, vide Tabela 4. Depois de quantificadas as massas dos sais, estas foram diluídas em 300 ml de água ultrapura e adicionadas nos vasos segundo o contaminante a ser empregado. O procedimento de homogeneização foi realizado separadamente por meio de sacos plásticos.

Posteriormente ao período de três meses da contaminação do solo, foram aplicados os tratamentos com o uso de quelantes, sendo um tratamento composto pela adição de uma dose de 0,5 g.kg^{-1} (relação massa do quelante : massa do solo) e outro sem a adição do quelante. O quelante utilizado foi o EDTA (Ácido Etileno-diemino-tetra-acético - $C_{10}H_{14}N_2O_8Na_2.2H_2O$) da marca VETEC.

Passado o intervalo de um mês da aplicação do quelante no solo, mudas da espécie [*Vetiveria zizanioides* (L.)] foram cultivadas nos vasos (Figura 1) por um período de dois meses. Durante o cultivo, os vasos foram irrigados de modo a não ultrapassar o limite mínimo de 70% da

capacidade de campo deste solo. Em intervalos semanais, os vasos foram irrigados com 50 ml de solução de Hoagland, modificada por Arnon (1950). É importante destacar que na composição da solução inicialmente proposta por Hoagland e Arnon, existe o quelante EDTA, mas este não foi utilizado na composição final da solução nutritiva deste experimento, que teve como intuito a não interferência do mesmo nos tratamentos propostos.

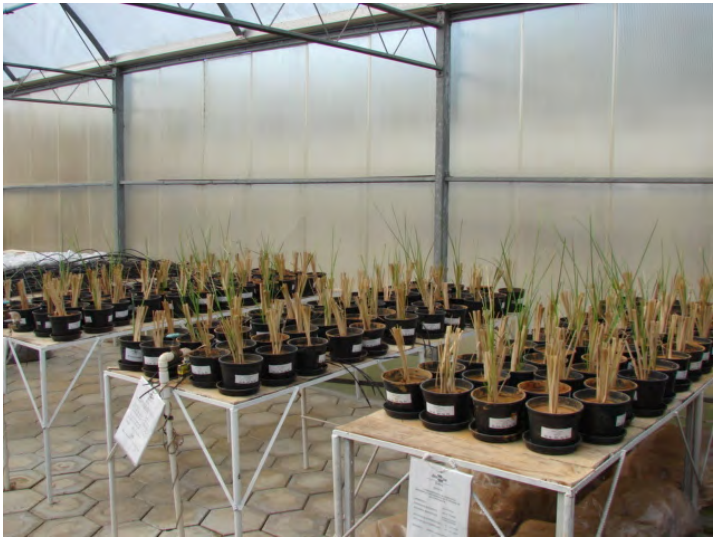

Foto: Silvio Tavares.

Figura 1. Mudas de vetiver [Vetiveria *zizanioides* (L.)] cultivadas nos 150 vasos em casa-de-vegetação da Embrapa Solos (RJ).

Sucedido o período de cultivo do vetiver [*Vetiveria zizanioides* (L.)] (Figura 2), esta foi coletada dos vasos e sua biomassa vegetal segregada em parte aérea e sistema radicular. Essa separação foi feita através de corte das mudas realizadas na altura do colo das mesmas. As plantas cortadas foram lavadas, acondicionadas em sacos de papel e secas em estufas de ar com circulação forçada à temperatura entre 65 e 70°C até atingir o peso constante. Depois de secas, as partes da planta (aérea e raiz) foram pesadas para a determinação da biomassa seca. Em seguida, as partes da planta foram moídas em moinho da marca IKA, modelo A11, do Lasp da Embrapa Solos. Depois de moídas, as partes das plantas foram acondicionadas em recipiente de polietileno e direciona-

das para análises, com o objetivo de se obter o estado nutricional delas, assim como, determinar os teores de metais pesados fitoextraídos.

Transcorrido o procedimento de coleta das plantas, cerca de 300 g de amostras de solo foram retiradas de cada vaso e direcionadas para secagem em estufa de circulação de ar forçada a 40^{0}C até a secagem homogênea e, em seguida, passadas em peneira de náilon (malha de 2 mm). Essas amostras foram encaminhadas para análise das propriedades químicas do solo e dos teores biodisponíveis e pseudo-totais dos metais (Cd^{2+}, Pb^{2+}, Ni^{2+} e Zn^{2+}) sob investigação.

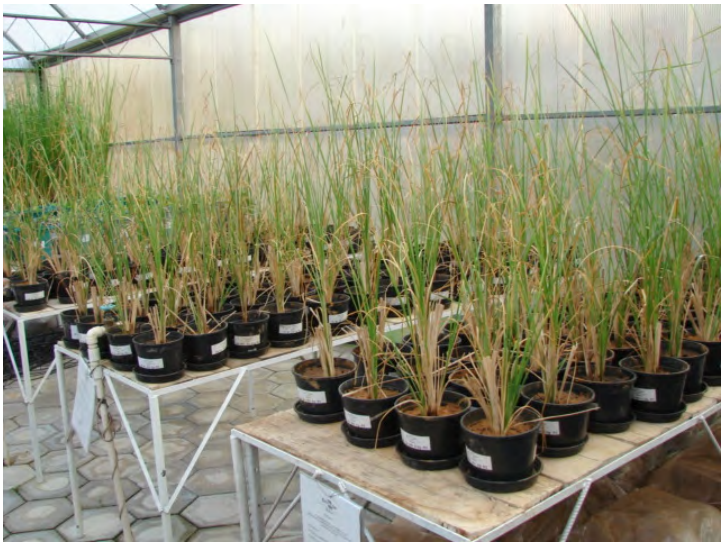

Foto: Silvio Tavares.

Figura 2. Mudas de vetiver [Vetiveria *zizanioides* (L.)] após o período de 2 meses de cultivos em casa-de-vegetação da Embrapa-Solos (RJ).

Delineamento Experimental

O experimento foi conduzido em delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com três repetições, em esquema fatorial 5 x 5 x 2 x 1 x 3, em parcelas subdivididas, sendo o fatorial composto de: 5 contaminantes; 5 níveis de contaminação; 2 tratamentos (com e sem quelante EDTA); 1 espécie vegetal e 3 repetições, perfazendo um total de 150 unidades experimentais (Tabela 5).

Os experimentos inteiramente casualizados apresentam certas vantagens importantes em relação a experimentos de delineamentos mais complexos, tais como:

- Qualquer número de repetições ou de tratamentos pode ser usado e o número de repetições pode variar de um tratamento para outro sem que isso dificulte a análise.
- O número de graus de liberdade para o resíduo é o maior possível.
- A perda de unidades experimentais não ocasionará dificuldades para a análise.

Os experimentos em parcelas subdivididas são muito utilizados na experimentação agronômica, em que a natureza do material experimental ou as operações envolvidas tornam difícil o manuseio de todas as combinações dos fatores, de uma mesma maneira. Como o próprio nome indica, a característica dos experimentos em parcelas subdivididas está na divisão das parcelas em subparcelas que devem ser distribuídas ao acaso, dentro de cada parcela. As parcelas por sua vez, podem ser dispostas em qualquer delineamento, mas geralmente são distribuídas em blocos ao acaso, quadrado latino ou inteiramente ao acaso. No caso desta experimentação, o delineamento foi inteiramente casualizado em esquema fatorial, e as subparcelas correspondem aos 6 extratores utilizados nas análises do solo em todas as etapas da experimentação (solo original; solo após a contaminação; solo após a aplicação do quelante EDTA e solo após o tratamento com a espécie vegetal), no qual foram divididas (as mesmas amostras compostas) em seis agrupamentos de amostragem de solo para serem determinados os teores biodisponíveis e pseudo-totais, utilizando os diferentes extratores (DTPA, Mehlich-1, Mehlich-3, água Régia , EPA 3051 e EPA 3051 – Modificado). Como a segregação das amostras de solos para a determinação analítica das concentrações dos metais pesados de interesse pelos diferentes extratores foram realizadas nas mesmas amostras e ao mesmo tempo, leva-se a definir esse procedimento por tratar-se de parcelas subdivididas.

Nos experimentos em parcelas subdivididas, têm-se dois resíduos distintos: o resíduo "a", referente às parcelas e que depende do delineamento usado, e o resíduo "b", que corresponde às subparcelas dentro das parcelas.

Tabela 5. Delineamento experimental utilizado na experimentação.

Metal (contaminante)	Níveis de contaminação ($mg.kg^{-1}$)	Tratamento (com e sem) quelante	Espécie vegetal	Repetições
Cd^{2+}	0	2	1	3
Cd^{2+}	5	2	1	3
Cd^{2+}	10	2	1	3
Cd^{2+}	20	2	1	3
Cd^{2+}	40	2	1	3
Ni^{2+}	0	2	1	3
Ni^{2+}	35	2	1	3
Ni^{2+}	70	2	1	3
Ni^{2+}	140	2	1	3
Ni^{2+}	280	2	1	3
Zn^{2+}	0	2	1	3
Zn^{2+}	500	2	1	3
Zn^{2+}	1000	2	1	3
Zn^{2+}	2000	2	1	3
Zn^{2+}	4000	2	1	3
Pb^{2+}	0	2	1	3
Pb^{2+}	200	2	1	3
Pb^{2+}	400	2	1	3
Pb^{2+}	800	2	1	3
Pb^{2+}	1600	2	1	3
MIX (Cd^{2+}+ Ni^{2+} + Zn^{2+} + Pb^{2+})	(0+0+0+0)	2	1	3
MIX (Cd^{2+}+ Ni^{2+} + Zn^{2+} + Pb^{2+})	(5+35+500+200)	2	1	3
MIX (Cd^{2+}+ Ni^{2+} + Zn^{2+} + Pb^{2+})	(10+70+1000+400)	2	1	3
MIX (Cd^{2+}+ Ni^{2+} + Zn^{2+} + Pb^{2+})	(20+140+2000+800)	2	1	3
MIX (Cd^{2+}+ Ni^{2+} + Zn^{2+} + Pb^{2+})	(40+280+4000+1600)	2	1	3
Fatorial				
5 X	**5**	**X 2**	**X 1**	**X 3**
Unidades Experimentais = 150 vasos				

Análises realizadas no solo

Foram realizadas análises das propriedades químicas do Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico Argissólico (conforme manual da Embrapa, 2007) em três momentos distintos, sendo estes: após a coleta, após o processo de calagem e após o período de cultivo do capim vetiver [*Vetiveria zizanioides* (L.)].

As determinações dos teores biodisponíveis e pseudo-totais dos metais pesados de interesse no estudo (Cd^{2+}, Pb^{2+}, Ni^{2+} e Zn^{2+}) foram obtidos em diferentes períodos, sendo estes realizados após os seguintes procedimentos: coleta do solo, contaminação do solo, aplicação do quelante EDTA no solo e o cultivo do capim vetiver. Os métodos utilizados foram baseados em 6 diferentes extratores químicos (DTPA, Mehlich-1, Mehlich-3, Água Régia , EPA-3051 e EPA-3051-Modificado).

Análises realizadas no tecido vegetal

O material vegetal seco (raiz e parte aérea) foi submetido à digestão nitro-perclórica por via úmida (sistema aberto). As amostras após serem digeridas foram transferidas para tubos do tipo falcon e avolumadas para 30 ml. As determinações dos teores de Ca, Al, Cu, Fe, Mn, Zn, Cr, Co, Ni, Cd, Pb e P foram obtidas por meio do ICP-AES e os teores de K por meio de Fotômetro de Chama, da marca Digimed, modelo DM-61 do Lasp da Embrapa Solos.

A quantificação do teor de nitrogênio no tecido vegetal foi avaliada pelo método de destilação e titulação Kjeldahl (Silva, 2009). As amostras após serem digeridas em ácido sulfúrico (H_2SO_4) foram destiladas em meio fortemente alcalino, utilizando o destilador marca Velp Scientifica, modelo UDK 142 do Lasp da Embrapa Solos. O NH_4^+ condensado foi coletado na solução de H_3BO_3 e titulado com solução de HCl em bureta automática da marca Metrohm, modelo 776 Dosimat do Lasp da Embrapa Solos.

Como parte dos protocolos analíticos, foram utilizadas amostras certificadas do Programa Interlaboratorial de Análise de Tecido Vegetal (ESALQ/USP) do ano 23 (biênio 2008-2009), de forma a assegurar uma maior precisão nos resultados das análises realizadas.

Tratamento estatístico dos dados obtidos

O delineamento experimental utilizado neste experimento foi inteiramente casualizado. Todos os parâmetros estudados foram submetidos, antes das análises estatísticas paramétricas usuais, ao teste de Lilliefors (que é uma derivação do teste de Kolmogorov-Smirnov), para verificar se os valores de dados de uma determinada variável seguem ou não uma distribuição de médias e desvios-padrão calculados na mesma amostra (se eles têm distribuições normais). Os dados também foram submetidos aos testes de Cochran que é usado para verificação da homogeneidade de variâncias. Esses testes visam viabilizar a aplicação das análises de variância, que só poderá ser aplicada a um conjunto de observações se estiverem satisfeitas as pressuposições de independência, normalidade e variância constante (Vieira; Hoffmann, 1989).

Alguns parâmetros reprovados nos testes tiveram seus valores transformados e em seguida foram novamente submetidos aos mesmos testes, até se chegar a uma transformação de dados aceita e aprovada pelo método matemático. Só a partir deste testes preliminares é que as variáveis em estudo foram submetidas aos testes de significância, testes de médias e análise de regressão.

Desta forma, os dados obtidos das análises realizadas nas amostras de solos foram agrupadas em planilhas eletrônicas e, posteriormente, calculados os resíduos no software SAS e aplicados os testes de homogeneidade de variância, segundo os métodos de Cochran / Bartlet e normalidade pelo teste de Lilliefors, com o uso do software SAEG 9.1. Em sequência, os dados submetidos à análises de variância e comparados pelo teste de confrontamento de médias (Turkey a 5% de probabilidade), utilizando o pacote estatístico SISVAR versão 5.1, com o intuito de construir gráficos para uma melhor visualização da eficiência do extrator químico em recuperar os metais de interesse no estudo.

A eficiência dos extratores químicos na predição da disponibilidade de metais pesados às plantas foi também avaliada através da análise de

correlação linear simples entre os teores determinados nas amostras de planta e os teores removidos do solo pelos extratores utilizados. Na obtenção das correlações lineares simples, seguiu-se o método de Pearson, por meio do software SAEG 9.1.

O potencial das plantas em fitorremediar o solo pode ser medido usando alguns índices. O índice de translocação (IT) sugerido por Bichequer; Bohrlen (citado por Paiva et al., 2002) avalia a capacidade das espécies em translocar os metais da raiz para a parte aérea.

$$IT\ (\%) = \frac{QPA\ (mg.vaso^{-1})}{QAR\ (mg.vaso^{-1})} \times 100 \qquad \text{[Equação 1]}$$

Onde;

QPA = quantidade acumulada dos elementos na parte aérea, em mg. $vaso^{-1}$; e

QAR = quantidade acumulada dos elementos na parte aérea + raiz, em $mg.vaso^{-1}$.

A transferência dos metais pesados do solo para a planta pode ser avaliada pelo fator de transferência (F).

$$F = \frac{CPA\ (mg.kg^{-1}) + CSR\ (mg.kg^{-1})}{CT\ (mg.kg^{-1})} \qquad \text{[Equação 2]}$$

Onde;

CPA = concentração dos elementos na parte aérea, em $mg.kg^{-1}$;

CSR = concentração dos elementos no sistema radicular, em $mg.kg^{-1}$; e

CT = concentração dos elementos total no solo (United States Environmental Protection Agency 3051), em $mg.kg^{-1}$.

A partir desses índices, pode-se determinar a eficiência da remoção dos metais pesados de interesse, bem como o tempo necessário para a remoção destes em níveis permitidos pela legislação vigente.

$$\text{Eficiência (\%)} = \frac{\text{QPA (mg.vaso}^{-1})}{\text{QR (mg.vaso}^{-1})} \times 100 \qquad \text{[Equação 3]}$$

Onde;

QPA = quantidade acumulada dos elementos na parte aérea, em mg. vaso^{-1}; e

QR = quantidade acumulada dos elementos a serem extraídos, em mg.vaso^{-1}.

$$\text{Tempo (anos)} = \frac{R}{\text{Eficiência}} / NC \qquad \text{[Equação 4]}$$

Onde;
R = porcentagem dos elementos a serem removidos do solo, em %;
Eficiência = eficiência na remoção dos elementos, em %; e
NC = número de ciclos da cultura por ano.

Andrade et al. (2007) citam que ainda existem poucas informações sobre a capacidade de extração de metais por diferentes espécies vegetais, e que o assunto apresenta certa complexidade, pois tanto a espécie ou variedade como também o ambiente a ser remediado determinam a real capacidade de descontaminação. Segundo esses autores, a capacidade de extração é avaliada por meio do coeficiente de extração, que indica o percentual de metal retirado do solo, e é dado por:

$$CE = \frac{CMMSV}{CMMSS} / NC \qquad \text{[Equação 5]}$$

Onde;
CE = coeficiente de fitoextração;
CMMSV = concentração do metal na matéria seca vegetal, em g; e
CMMSS = concentração do metal na matéria seca do solo, em g.

Resultados e Discussão

O presente boletim tem por finalidade apresentar os resultados referentes ao experimento em casa-de-vegetação realizado na Embrapa Solos no período de 05/03/2008 a 26/01/2009, visando analisar o potencial fitorremediador do capim vetiver cultivado em um Latossolo Vermelho-Amarelo contaminado com metais pesados (Pb, Ni, Cd e Zn) em 5 níveis de contaminações (tanto em sistema monoelementar como em sistema multielementar), na presença ou ausência de agente quelante EDTA e a disponibilidade desses metais para esta espécie usando diferentes extratores químicos (Mehlich-1; Mehlich-3; EPA 3051, EPA 3051-Modificado e Água Régia).

O uso da fitorremediação em condições brasileiras precisa ser intensificado. Existe muita necessidade de estudos que avaliem a tolerância de espécies aos níveis crescentes de contaminação com metais pesados, adaptados aos nossos solos e às nossas condições ambientais sob a influência do agente quelante EDTA.

Inicialmente são apresentados os resultados e discussões dos parâmetros relacionados ao solo e posteriormente dos parâmetros relacionados à planta. Para a realização deste experimento, a metodologia e planejamento experimental foi dividida em 4 etapas: 1) Caracterização física e química do solo original utilizado no experimento antes e depois da calagem; 2) Determinação dos metais pesados de interesse no solo experimental após a contaminação artificial do solo e após a aplicação de EDTA; 3) Determinação dos metais pesados de interesse no solo com diferentes extratores químicos (tanto em sistema monoelementar, como em sistema multielementar) na presença e ausência do EDTA depois da coleta vegetal; e, 4) Análises química da composição vegetal (tanto no sistema radicular, como na parte aérea).

Caracterização física e química do solo original e após a realização da calagem

De uma maneira geral, o solo utilizado na experimentação (por se tra-

tar de um solo naturalmente pobre em fertilidade), apresentou valores baixos e/ou muito baixos dos principais elementos químicos considerados como essenciais para as plantas. Dentre os mais de 100 elementos químicos existentes na natureza, apenas 16 são considerados essenciais para a nutrição vegetal. De acordo com a quantidade que a planta absorve do meio ambiente, esses elementos são classificados como macronutrientes ou micronutrientes, não havendo diferenças quanto à importância do elemento para o metabolismo vegetal e para a produtividade das culturas. Os macronutrientes essenciais para as plantas são: C, H, O, N, P, K, Ca, Mg e S e os micronutrientes essenciais são: Fe, Cu, Mn, Zn, Cl, B e Mo. O Ni costumava ser classificado como não essencial ou tóxico para as plantas. Entretanto, os clássicos trabalhos que estudaram a desordem fisiológica conhecida como "orelha de rato" em pecã (*Carya illinoinensis*), que afetou os pomares no sudeste da Costa do Golfo e das Planícies Costeiras dos Estados Unidos (Wood et al., 2004a) mostraram que o Ni satisfaz o critério indireto de essencialidade proposto por Arnon e Stout em 1939 (Malavolta; Moraes, 2007), e que também preenche o critério direto, já que a uréase é uma metaloenzima ubíqua contendo Ni. Desta forma, Dixon et al.(1975); Eskew et al.(1984) e Brown et al.(1987) citados por Malavolta e Moraes (2007), colocaram-no na lista de micronutrientes.

Como a maioria dos macros e micros nutrientes apresentam uma faixa de valores de pH no solo em que se encontram em condições mais favoráveis (geralmente entre 5,5 e 6,5) para disponibilidade às plantas, torna-se necessário (em solos com acidez fora desta faixa) elevar o pH do mesmo, visando à melhoria das absorções desses elementos pelas plantas. Além do mais, solos com pH muito ácido (como esse latossolo utilizado na experimentação) propiciam uma deficiência natural do P e alta fixação do P aplicado via fertilizantes, já que os íons fosfato se combinam com o ferro e alumínio, formando compostos de baixa solubilidade e, portanto, indisponíveis às plantas; também apresentam baixos teores de Ca e Mg; toxidez por alumínio; boa disponibilidade dos micronutrientes (Fe, Cu, Mn e Zn) e, dependendo da disponibilidade de Fe e Mn, essa disponibilidade pode aumentar tanto a ponto

de atingir níveis excessivos e produzir fitotoxidez destes elementos, com exceção do Mo, cuja disponibilidade diminui com a redução do pH; apresentam maior disponibilidade dos metais pesados indesejáveis; baixa CTC efetiva (alta lixiviação de cátions); baixa saturação por bases (V%); aumento da saturação por Al; e, finalmente, em condições de extrema acidez (valores de pH muito baixos e altos teores de Al trocável), pode ocorrer limitação na decomposição da matéria orgânica e o solo, e a longo prazo, acumula matéria orgânica. É o que acontece, por exemplo, nos solos chamados latossolos húmicos. Desta maneira, como o Latossolo utilizado nos vasos apresentava uma acidez elevada, foi realizado uma calagem e com esse procedimento, elevaram-se os valores de pH para a faixa considerada mais adequada para a maioria dos nutrientes vegetais, bem como elevou os teores de Ca e Mg e consequentemente, o valor relativo de saturação por bases (V%) mudando a proporção de cátions básicos trocáveis em relação à capacidade de troca catiônica determinada a pH 7,0, deixando-o desta maneira com a saturação por bases maior do que 50% (eutrófico).

No solo original, os teores de metais pesados de interesse neste estudo (Pb, Ni, Cd e Zn) ficaram abaixo dos valores de referência de qualidade da lista dos valores orientadores para solo da Companhia de Tecnologia de saneamento Ambiental (2001).

Caracterização química do solo após a contaminação por metais pesados de interesse e após a aplicação do quelante EDTA

De acordo com a Tabela 6 e as Figuras 3 a 10 que apresentam as análises de regressão, bem como as equações das retas das concentrações dos metais pesados de interesse nesta pesquisa por diferentes extratores químicos no solo utilizado na experimentação após a contaminação artificial desses metais, comparando-os com o tempo posterior à aplicação do quelante EDTA nas unidades experimentais, pode-se observar que, de uma maneira geral para todos os metais pesados estudados, mostrou-se que a aplicação do quelante aumentou a biodisponibilidade dos mesmos em relação às concentrações estabelecidas após a contaminação do solo.

Tabela 6. Efeito da aplicação de doses crescentes de metais pesados ao solo (monoelementar e multielementar) e suas concentrações biodisponíveis e pseudo-totais no solo utilizando diferentes extratores, após a contaminação artificial do mesmo.

	Cd					Ni					Zn					Pb				
	Níveis de Contaminação																			
	0	5	10	20	40	0	35	70	140	280	0	500	1000	2000	4000	0	200	400	800	1600
	mg.Kg^{-1}																			
Teores Pseudo-Totais																				
Água Régia																				
ISO[1]	4,67	10,20	12,80	21,10	37,80	0,00	40,70	60,90	116,00	201,00	37,80	423,00	806,00	1752,00	2704,00	0,00	136,00	263,00	661,00	1108,00
MIX[1]	4,76	8,39	10,00	14,70	26,20	0,00	35,60	53,90	88,20	146,00	53,60	510,00	719,00	1322,00	2315,00	0,00	131,00	284,00	544,00	912,00
ISO[2]	4,14	8,54	12,50	21,50	40,50	0,00	36,00	60,00	113,00	229,00	18,50	467,00	894,00	2061,00	2900,00	0,00	141,00	340,00	715,00	1307,00
MIX[2]	3,72	8,60	9,72	23,40	29,70	0,00	45,00	57,00	113,00	188,00	2,76	436,00	649,00	2028,00	2985,00	0,00	160,00	310,00	729,00	1159,00
EPA 3051																				
ISO[1]	3,52	9,06	11,20	19,20	34,30	0,00	32,60	57,10	118,00	209,00	15,00	376,00	719,00	1637,00	2256,00	0,00	126,00	272,00	556,00	1079,00
MIX[1]	3,37	8,07	8,64	13,60	25,80	0,00	33,20	51,00	95,10	162,00	17,00	396,00	666,00	1285,00	2281,00	0,00	137,00	268,00	568,00	884,00
ISO[2]	4,13	8,99	12,00	20,90	33,30	0,00	48,10	89,40	127,00	214,00	17,50	421,00	796,00	1837,00	2475,00	0,00	151,00	312,00	638,00	1251,00
MIX[2]	4,36	8,56	9,89	20,90	25,00	0,00	71,30	81,30	136,00	176,00	16,10	397,00	585,00	1923,00	2523,00	0,00	157,00	290,00	675,00	1084,00
EPA 3051 - Modificado																				
ISO[1]	4,71	9,02	11,30	19,90	33,90	0,00	30,20	52,30	99,70	182,00	14,80	352,00	682,00	1619,00	2283,00	0,00	132,00	263,00	569,00	1067,00
MIX[1]	4,96	9,49	9,76	14,80	26,70	0,00	33,50	15,90	82,60	138,00	15,60	408,00	633,00	1247,00	2246,00	0,00	142,00	260,00	539,00	860,00
ISO[2]	4,22	9,42	12,10	20,60	35,40	0,00	29,00	56,00	106,00	202,00	16,90	410,00	828,00	1798,00	2579,00	0,00	162,00	322,00	640,00	1285,00
MIX[2]	3,85	8,91	10,60	22,90	28,70	0,00	32,60	46,00	106,00	176,00	10,90	417,00	629,00	1898,00	2745,00	0,00	162,00	311,00	745,00	1099,00
Teores Biodisponíveis																				
Mehlich - 1																				
ISO[1]	0,00	2,71	4,65	9,64	19,70	0,00	6,71	15,20	43,30	102,00	2,06	286,00	377,00	1400,00	1958,00	1,51	32,00	62,40	71,00	77,10
MIX[1]	0,00	4,44	6,03	11,10	25,20	0,00	17,30	32,80	72,80	145,00	1,32	372,00	648,00	1202,00	2119,00	2,29	11,10	66,70	78,50	94,50
ISO[2]	0,00	3,80	6,05	11,40	24,90	0,00	10,50	18,10	45,30	124,00	1,68	205,00	609,00	1261,00	1978,00	1,40	11,30	104,00	157,00	288,40
MIX[2]	0,00	2,72	4,34	14,60	15,60	0,00	9,75	19,20	40,10	93,20	4,95	260,00	432,00	1344,00	1562,00	1,39	82,50	124,00	151,00	159,00
Mehlich - 3																				
ISO[1]	0,00	1,89	3,23	4,38	19,00	0,00	5,80	37,70	38,60	108,00	2,16	171,00	517,00	1058,00	1916,00	1,64	63,90	172,00	365,00	694,00
MIX[1]	0,00	2,17	3,64	5,07	23,40	0,00	9,58	22,90	36,50	143,00	0,76	210,00	458,00	650,00	2233,00	0,00	63,40	148,00	213,00	509,00
ISO[2]	0,00	3,75	6,33	12,40	26,20	0,00	15,50	29,40	56,50	113,00	1,59	322,00	686,00	1684,00	2329,00	2,62	113,00	231,00	492,00	1029,00
MIX[2]	0,00	2,50	4,48	19,40	25,80	0,00	13,40	25,50	94,10	145,00	0,38	292,00	523,00	1887,00	2707,00	2,92	99,60	220,00	381,00	701,00
DTPA																				
ISO[1]	0,00	0,45	0,78	1,63	3,83	0,00	3,81	8,11	16,70	55,30	0,80	129,00	166,00	238,00	515,00	0,00	19,20	37,80	102,00	218,00
MIX[1]	0,00	0,54	0,56	0,68	11,30	0,00	8,17	13,20	16,20	41,80	2,37	129,00	139,00	145,00	832,00	0,31	3,80	13,70	15,00	26,40
ISO[2]	0,00	0,73	1,07	2,21	4,55	0,00	10,20	17,60	29,30	48,50	0,59	122,00	178,00	380,00	1953,00	0,00	18,30	39,70	111,00	233,00
MIX[2]	0,00	0,39	0,55	6,45	13,00	0,00	6,79	14,10	25,40	44,10	0,26	90,90	147,00	658,00	1160,00	0,00	12,10	21,20	29,40	35,30

[1] Após a Contaminação [2] Após a aplicação do quelante EDTA

Para o cádmio, após a contaminação do solo, o mesmo apresentou maiores recuperações biodisponíveis (tanto nos tratamentos isolados como no mix, analisados separadamente), na seguinte sequência: Mehlich-1 > Mehlich-3 > DTPA. Quando se compara globalmente todos os tratamentos conjuntamente (análise conjunta), obteve-se a seguinte sequência: Mehlich-1_{mix} > Mehlich-3_{mix} > Mehlich-1_{iso} > Mehlich-3_{iso} > DTPA $_{mix}$ > DTPA $_{iso}$. Desta maneira, observa-se que para o Cd, os extratores foram mais eficientes quando o metal se apresentava na solução do solo em sistema competitivo com os demais metais pesados de interesse nesta pesquisa. Já na análise de recuperação do metal Cd, após a aplicação do EDTA, há uma virada da eficiência dos extratores Mehlich-1 e Mehlich-3. Na análise do elemento isolado, bem como no mix, têm-se a seguinte sequência: Mehlich-3 > Mehlich-1 > DTPA e, quando se cruzou os elementos isolados e no mix, desta vez se obteve a seguinte sequência: Mehlich-3_{mix} > Mehlich-3_{iso} > Mehlich-1_{iso} > Mehlich-1_{mix} > DTPA $_{mix}$ > DTPA $_{iso}$. De uma maneira geral, na análise da biodisponibilidade do Cd, depois da contaminação do solo e depois da aplicação do EDTA, o mesmo se mostrou mais biodisponível quando se encontrava em sistema competitivo (multielementar). A aplicação do EDTA promoveu aumentos significativos das concentrações biodisponíveis às plantas, principalmente nas doses mais elevadas do metal, tanto no sistema monoelementar como no multielementar.

Em relação à recuperação pseudo-total do Cd depois da contaminação, observa-se que tanto com o elemento isolado como em mix, têm-se a seguinte ordem sequencial: Água Régia > EPA 3051-M = EPA 3051. Quando o Cd é analisado no conjunto (isolado e mix), têm-se a seguinte sequência: Água Régia $_{iso}$ > EPA 3051_{iso} > EPA 3051-M_{iso} > EPA 3051-M_{mix} > Água Régia $_{mix}$ > EPA 3051_{mix}. Após a aplicação do EDTA, no Cd pseudo-total, as sequências se apresentam da seguinte maneira: (Cd monoelementar) Água Régia > EPA 3051-M = EPA 3051; (Cd multielementar) Água Régia = EPA 3051-M > EPA 3051. Quando se compara conjuntamente (monoelementar e multielementar), tem-se esta sequência: Água Régia $_{iso}$ > EPA 3051_{iso} > EPA 3051-M_{iso} > Água Régia $_{mix}$ = EPA 3051-M_{mix} > EPA 3051_{mix}. A aplicação do EDTA pouco influenciou nas concentrações pseudo-totais do Cd, só ocorrendo em

algumas análises uma pouca diminuição na sua concentração, devido ao aumento dos teores biodisponíveis do mesmo.

De uma maneira geral, independente do extrator utilizado, observa-se que os teores pseudo-totais de Cd não aumentaram ou diminuíram com a aplicação do quelante EDTA no sistema monoelementar, nem no sistema multielementar. Já em relação à biodisponibilidade do Cd em solução, houve um grande acréscimo em praticamente todas as doses quando o elemento se encontrava na forma de contaminação isolada. Já quando o Cd estava na forma de contaminação multielementar, não houve praticamente aumento de sua concentração na solução do solo quando da aplicação do EDTA. Cunha et al. (2008) analisaram um argissolo vermelho-amarelo que recebeu doses crescentes de Cd (0, 1, 3, 5, 10, e 20 $mg.kg^{-1}$) com e sem uma dose de calcário necessária para a elevação do pH a 6,0. Também observaram que a recuperação da biodisponibilidade de Cd em sistema monoelementar pelos extratores ácidos (Mehlich-1 e Mehlich-3) foi maior do que pelos agentes quelantes (DTPA e EDTA), independentemente da calagem. Observaram ainda que o efeito da calagem em relação à diferença em magnitude do Cd disponível em tratamento com ou sem calagem não foi tão grande quando comparada ao Zn. Segundo Lindsay (1979), para o Pb, Cu e Zn, decréscimos de uma unidade de pH (na faixa de 4,0 a 8,0) provocam aumento de 100 vezes em suas atividades, ao passo, que a atividade do Cd é pouco influenciada pelo pH, para valores de pH inferiores a 8,0. Ainda neste trabalho, foram encontrados correlações altamente significativas ($p < 0,01$) entre os teores de Cd e Zn nas plantas de milho e os obtidos pelos diferentes extratores, o que indica a eficiência semelhante dos métodos químicos de extração em avaliar a disponibilidade de Cd e de Zn para as plantas em solos contaminados.

Quando analisadas as recuperações biodisponíveis em relação ao Ni, esse íon apresentou, quando o sistema foi contaminado apenas pelo elemento isolado, a seguinte sequência: Mehlich-3 > Mehlich-1 > DTPA. Quando a contaminação foi competitiva com os outros metais, essa sequência dos extratores ácidos se inverteu: Mehlich-1 > Mehlich-3 >

DTPA (o mesmo fenômeno observado para o Cd). Quando se compara globalmente todos os tratamentos no conjunto, se obteve a seguinte sequência: Mehlich-1_{mix} > Mehlich-3_{mix} > Mehlich-3_{iso} > Mehlich-1_{iso} > DTPA $_{iso}$ > DTPA$_{mix}$. Observa-se que em relação ao Cd, o Ni praticamente só inverteu a eficiência dos extratores ácidos. Já na análise de recuperação do metal Ni após a aplicação do EDTA, a mesma eficiência dos extratores é observada: Mehlich-3 e Mehlich-1 > DTPA (tanto no sistema monoelementar, como no sistema multielementar). Quando se comparam os elementos isolados com o mix, se obteve a seguinte sequência, que praticamente mantém a encontrada depois da contaminação: Mehlich-3_{mix} > Mehlich-3_{iso} > Mehlich-1_{iso} > Mehlich-1_{mix} > DTPA $_{iso}$ > DTPA $_{mix}$. Em relação à recuperação pseudo-total do Ni depois da contaminação, observa-se que tanto com o elemento isolado como em mix, têm-se a seguinte ordem sequencial: EPA 3051-M > Água Régia = EPA 3051. Quando o Ni é analisado no conjunto (isolado e mix), têm-se a seguinte sequência: EPA 3051-M_{iso} > EPA 3051-M_{mix} > EPA 3051_{iso} = Água Régia $_{iso}$ > EPA 3051_{mix} = Água Régia $_{mix}$. Após a aplicação do EDTA, no Ni pseudo-total as sequências se apresentam da seguinte maneira: (Ni monoelementar e multielementar) EPA 3051 > Água Régia > EPA 3051-M. Quando se compara conjuntamente (monoelementar e multielementar), tem-se esta sequência: EPA 3051-M_{iso} > Água Régia $_{iso}$ > EPA 3051-M_{iso} > EPA 3051_{mix} > Água Régia $_{mix}$ > EPA 3051-M_{mix}.

De uma maneira geral, o níquel (como era de se esperar), apresenta os teores pseudo-totais maiores quando em sistema monoelementar do que no sistema multielementar, já que o efeito competitivo pelo sítios ativos de adsorção da matriz do solo são minorados quando da ausência de outros cátions metálicos com a mesma valência na disputa dos mesmos. Já em relação aos teores biodisponíveis, a tendência se inverte (também como era de se esperar), pois como no sistema competitivo o íon Ni^{2+} compete com os outros cátions e muitas vezes não consegue estabelecer o fenômeno da adsorção, fica mais disponível em solução. Este fato foi observado tanto depois da contaminação do solo, como também depois da aplicação do EDTA. Em todos os extratores, tanto nos biodisponíveis, como nos pseudo-totais, a aplicação do quelante EDTA aumentou em muito as concentrações do Ni, tanto no sistema monoelementar, como no sistema multielementar.

Observa-se, na Tabela 6, que o níquel é o metal percentualmente menos adsorvido na matriz do solo em relação aos outros metais estudados, principalmente quando em sistema competitivo, sem a aplicação do agente quelante. Gomes et al.(2001) avaliaram a sequência de seletividade e a adsorção competitiva de Cd, Cu, Zn, Ni, Cr e Pb em diversos solos brasileiros altamente intemperizados e concluiram duas sequências mais comuns de seletividade: Cr > Pb > Cu > Cd > Zn > Ni e Pb > Cr > Cu > Cd > Ni > Zn. No geral, Cr, Pb e Cu foram os cátions metálicos retidos com maior força, ao passo que Cd, Ni e Zn foram os menos influenciados pela competição. Fontes e Gomes (2003) avaliaram a adsorção competitiva de Cr, Ni, Cu, Zn, Cd e Pb em solos mais representativos do Brasil (latossolos, argissolos e nitossolos) após a remoção da matéria orgânica (como no caso do solo estudado nesta experimentação), e observaram que os metais com o maior efeito competitivo foram Cr, Cu e Pb. Sem a remoção da matéria orgânica, no entanto, o Ni foi sempre o metal menos retido pelos solos, evidenciando assim sua baixa afinidade por esse atributo do solo.

Com relação ao Zn, as recuperações biodisponíveis depois da contaminação do solo mostram, tanto no sistema monoelementar como no multielementar, a seguinte sequência: Mehlich-1 > Mehlich-3 > DTPA. Após a aplicação do EDTA, os quelantes ácidos se invertem: Mehlich-3 > Mehlich-1 > DTPA. Quando se comparam os elementos isolados com o mix, se obteve a seguinte sequência,: Mehlich-1_{mix} > Mehlich-3_{mix} > Mehlich-1_{iso} > Mehlich-3_{iso} > DTPA $_{mix}$ > DTPA $_{iso}$. Após a aplicação do EDTA, têm-se a seguinte sequência: Mehlich-3_{mix} > Mehlich-1_{mix} > Mehlich-3_{iso} > Mehlich-1_{mix} > DTPA $_{mix}$ > DTPA$_{iso}$. Em relação à recuperação pseudo-total do Zn depois da contaminação, observa-se que tanto como elemento isolado como em mix, têm-se a seguinte ordem sequencial: Água Régia > EPA 3051 = EPA 3051-M. Quando o Zn é analisado no conjunto (isolado e mix), têm-se a seguinte sequência: Água Régia $_{iso}$ > Água Régia $_{mix}$ > EPA 3051_{iso} > EPA 3051-M_{iso} > EPA 3051_{mix} > EPA 3051-M_{mix}. Após a aplicação do EDTA, no Zn pseudo-total as sequências se apresentam da seguinte maneira: (Zn monoelementar e multielementar) Água Régia > EPA 3051 > EPA 3051-M. Quando se compara conjuntamente (monoelementar e multielementar), tem-se

esta sequência: Água Régia $_{iso}$ > Água Régia $_{mix}$ > EPA 3051-M$_{mix}$ = EPA 3051$_{iso}$ > EPA 3051-M$_{iso}$ > EPA 3051$_{mix}$.

Independente do período após a contaminação ou após a aplicação do EDTA, as concentrações biodisponíveis e pseudo-totais do zinco apresentaram concentrações parecidas, tanto no sistema monoelementar, como no sistema multielementar, prevalecendo uma leve concentração maior quando em sistema monoelementar. Nos dois sistemas, a aplicação do EDTA favoreceu o aumento da biodisponibilidade do íon tanto em solução, como nos teores pseudo-totais na matriz do solo.

Muitos estudos sobre a adsorção e retenção de Zn, revisados por Lindsay (1979), revelam que os minerais de argila e a matéria orgânica presente nos solos são capazes de reter esse elemento muito fortemente. Contudo, alguns trabalhos relatam pequena participação do Zn na fração trocável do solo (Oliveira et al., 2003). Reconhece-se amplamente que a matéria orgânica é um constituinte do solo que apresenta íntima relação com metais pesados, estimando-se que aproximadamente 1,5 a 2,3% do Zn nos solos está associado com a matéria orgânica (Kabata-Pendias; Pendias, 2001). Como no solo que compôs essa experimentação foi usado o horizonte diagnóstico Bw com baixíssimas quantidades de matéria orgânica, é muito provável que toda a adsorção do Zn esteja ligada à fração dos minerais de argila.

Com relação ao Pb, as recuperações biodisponíveis tanto após a contaminação do solo como após a aplicação do EDTA, mostram, tanto nos sistemas monoelementares como nos multielementares, a seguinte sequência: Mehlich-3 > Mehlich-1 > DTPA. Quando se comparam os elementos isolados com o mix, se obteve a seguinte sequência: Mehlich-3$_{iso}$ > Mehlich-3$_{mix}$ > Mehlich-1$_{mix}$ > Mehlich-1$_{iso}$ > DTPA $_{iso}$ > DTPA $_{mix}$. Após a aplicação do EDTA, têm-se a seguinte sequência: Mehlich-3$_{iso}$ > Mehlich-3$_{mix}$ > Mehlich-1$_{iso}$ > Mehlich-1$_{mix}$ > DTPA $_{iso}$ > DTPA $_{mix}$. Em relação à recuperação pseudo-total do Pb depois da contaminação, observa-se que para o elemento isolado, têm-se a seguinte ordem sequencial: Água Régia > EPA 3051 = EPA 3051-M, tanto no sistema mono como multielementar. Quando o Pb é anali-

sado no conjunto (isolado e mix), têm-se a seguinte sequência: Água Régia $_{iso}$ > EPA 3051$_{iso}$ > EPA 3051-M$_{iso}$ > Água Régia $_{mix}$ = EPA 3051$_{mix}$ = EPA 3051-M$_{mix}$. Após a aplicação do EDTA, no Pb pseudo-total as sequências se apresentam da seguinte maneira: (Pb monoelementar e multielementar) Água Régia > EPA 3051-M > EPA 3051. Quando se compara conjuntamente (monoelementar e multielementar), tem-se esta sequência: Água Régia $_{iso}$ > Água Régia $_{mix}$ > EPA 3051$_{iso}$ = EPA 3051-M$_{mix}$ > EPA 3051$_{iso}$ = EPA 3051-M$_{mix}$. O chumbo, tanto após a contaminação artificial do solo, como após a aplicação do quelante EDTA, apresentou sempre maiores concentrações nos sistemas monoelementares do que nos sistemas multielementares, independente se as concentrações eram de teores pseudo-totais e/ou biodisponíveis. A aplicação do EDTA promoveu aumentos nas concentrações (tanto pseudo-totais, como biodisponíveis) do metal quando apresentado em forma isolado ou em sistema competitivo, principalmente nas doses maiores de contaminação do mesmo.

Nascimento et al. (2006), comparando a eficiência de quelantes orgânicos e inorgânicos para remediar metais no solo, constataram que o EDTA foi o único que apresentou resultados satisfatórios para o Pb. Para os outros metais (Zn, Cu, Cd e Ni), a eficiência do EDTA foi comparável aos outros quelantes (DTPA e ácidos orgânicos) menos persistentes no ambiente.

A estabilidade dos complexos é dada através do uso da constante de estabilidade (K), que é determinada pela energia de ligação metal-ligante, que considera a relação entre a concentração do íon quelante-metal e as concentrações dos íons metálicos e dos quelantes, separadamente. Quanto maior o valor de K, maior é a estabilidade do complexo do metal e maior é a preferência de ligação (Lavorenti, 2002). O log K do EDTA para alguns dos íons mais comuns no solo, são: Fe 26,5; Cu 19,7; Pb 19,0; Zn 17,5; Al 16,3; Ca 11,6; Na 1,7 e K 0,8 (Sun, 2001).

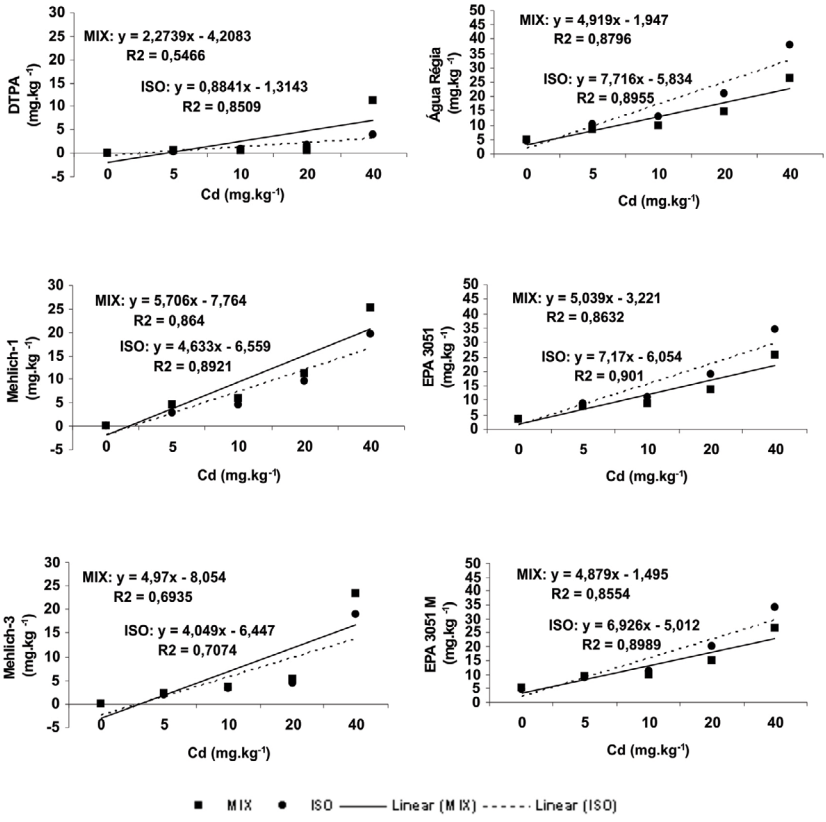

Figura 3. Efeito da aplicação de doses crescentes de Cd^{2+} ao solo (monoelementar e multielementar) e suas concentrações biodisponíveis e pseudo-totais no solo utilizando diferentes extratores, após a contaminação artificial do mesmo.

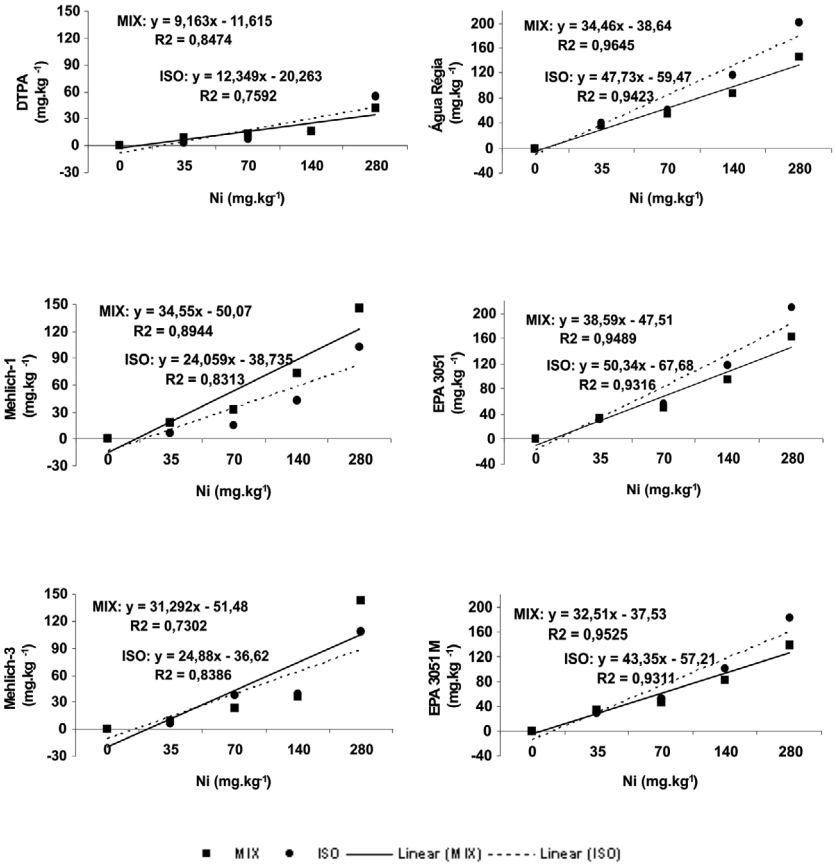

Figura 4. Efeito da aplicação de doses crescentes de Ni^{2+} ao solo (monoelementar e multielementar) e suas concentrações biodisponíveis e pseudo-totais no solo utilizando diferentes extratores, após a contaminação artificial do mesmo.

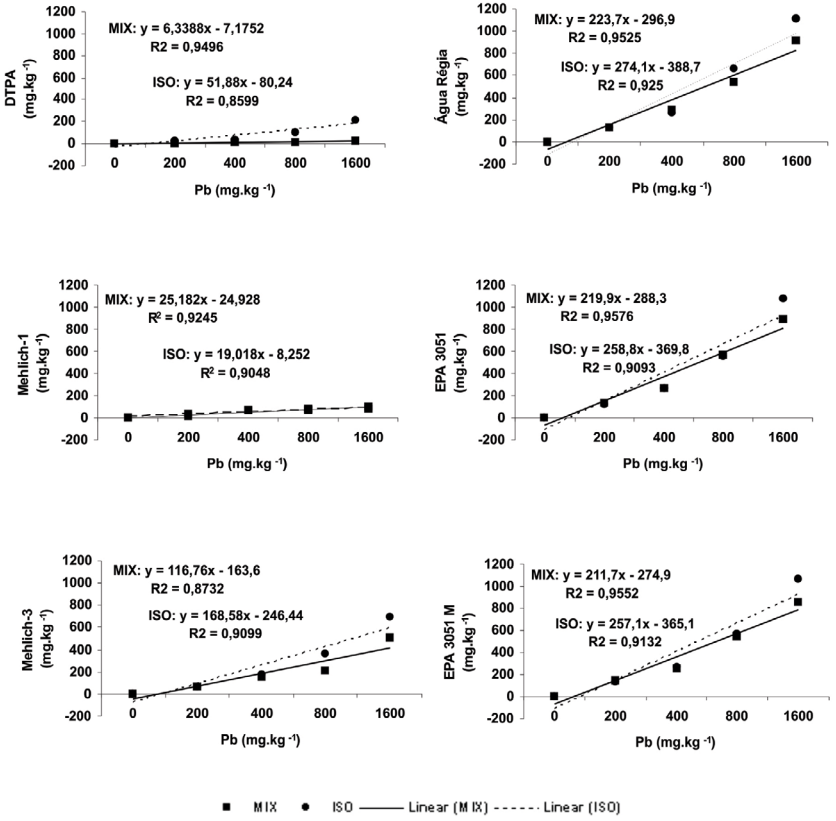

Figura 5. Efeito da aplicação de doses crescentes de Pb^{2+} ao solo (monoelementar e multielementar) e suas concentrações biodisponíveis e pseudo-totais no solo utilizando diferentes extratores, após a contaminação artificial do mesmo.

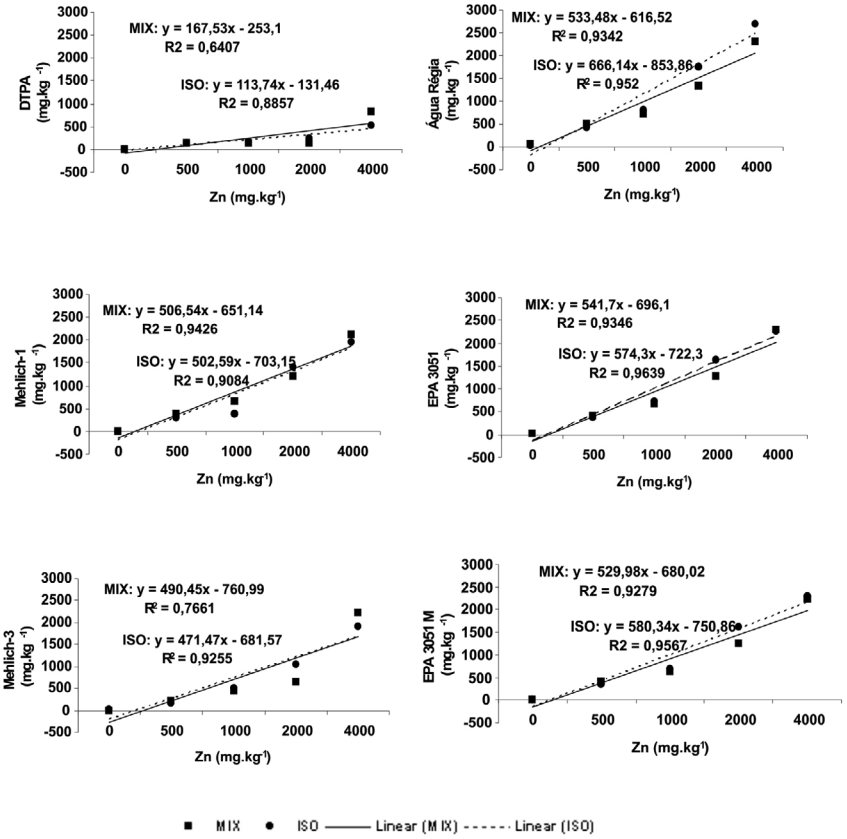

Figura 6. Efeito da aplicação de doses crescentes de Zn^{2+} ao solo (monoelementar e multielementar) e suas concentrações biodisponíveis e pseudo-totais no solo utilizando diferentes extratores, após a contaminação artificial do mesmo.

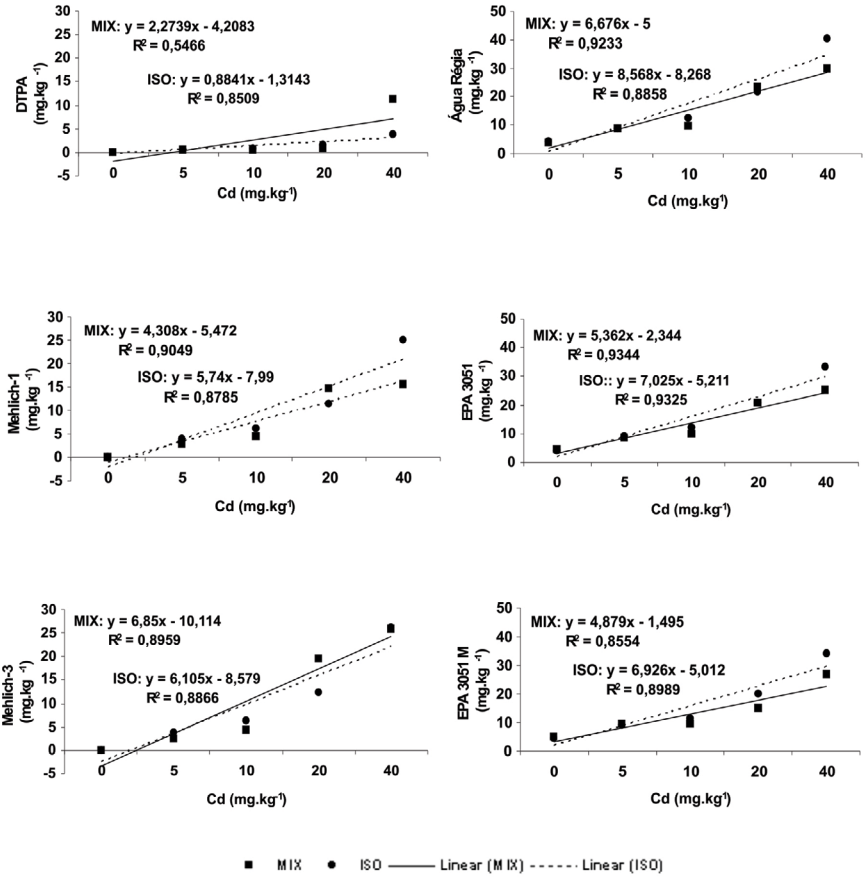

Figura 7. Efeito da aplicação de doses crescentes de Cd^{2+} ao solo (monoelementar e multielementar) e suas concentrações biodisponíveis e pseudo-totais no solo utilizando diferentes extratores, após a aplicação do quelante EDTA.

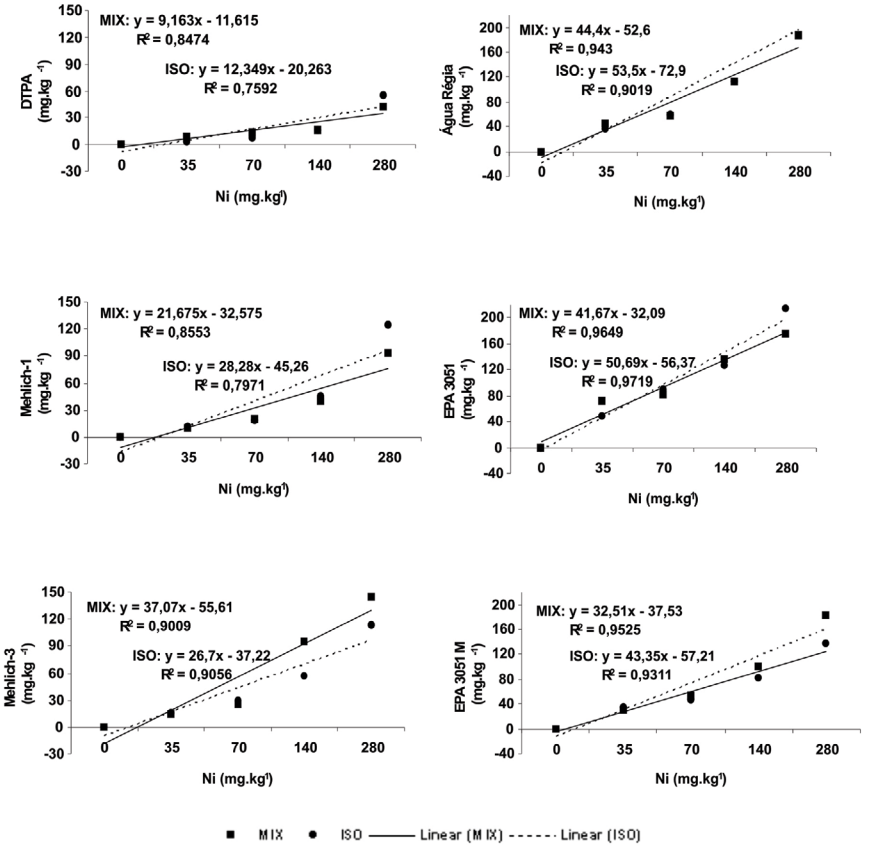

Figura 8. Efeito da aplicação de doses crescentes de Ni^{2+} ao solo (monoelementar e multielementar) e suas concentrações biodisponíveis e pseudo-totais no solo utilizando diferentes extratores, após a aplicação do quelante EDTA.

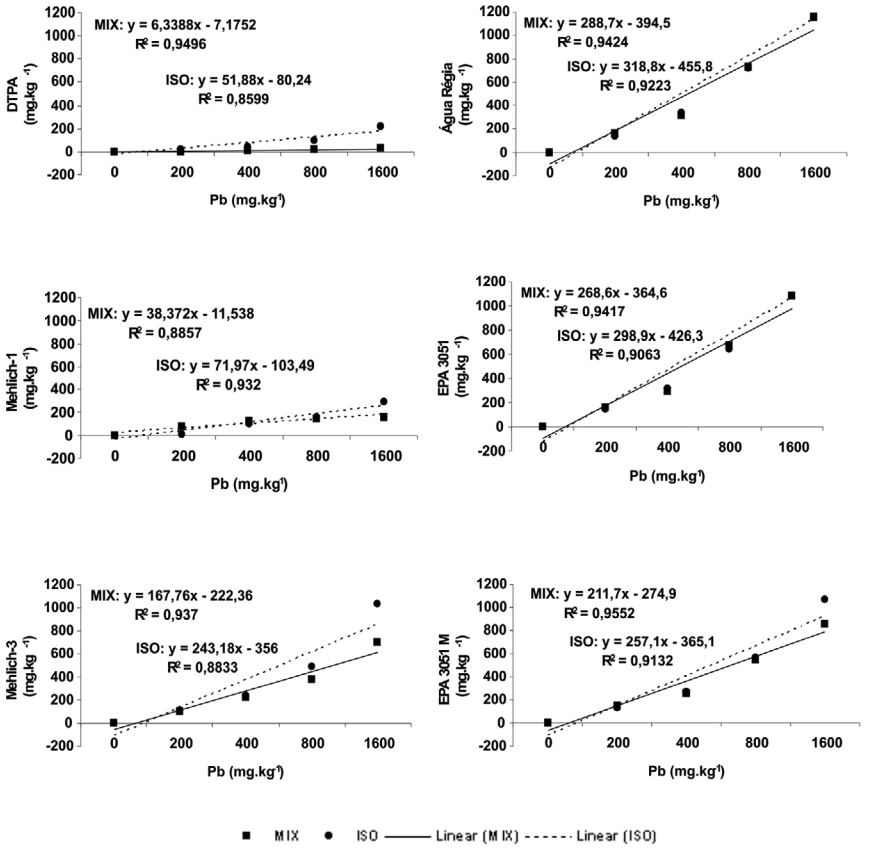

Figura 9. Efeito da aplicação de doses crescentes de Pb^{2+} ao solo (monoelementar e multielementar) e suas concentrações biodisponíveis e pseudo-totais no solo utilizando diferentes extratores, após a aplicação do quelante EDTA.

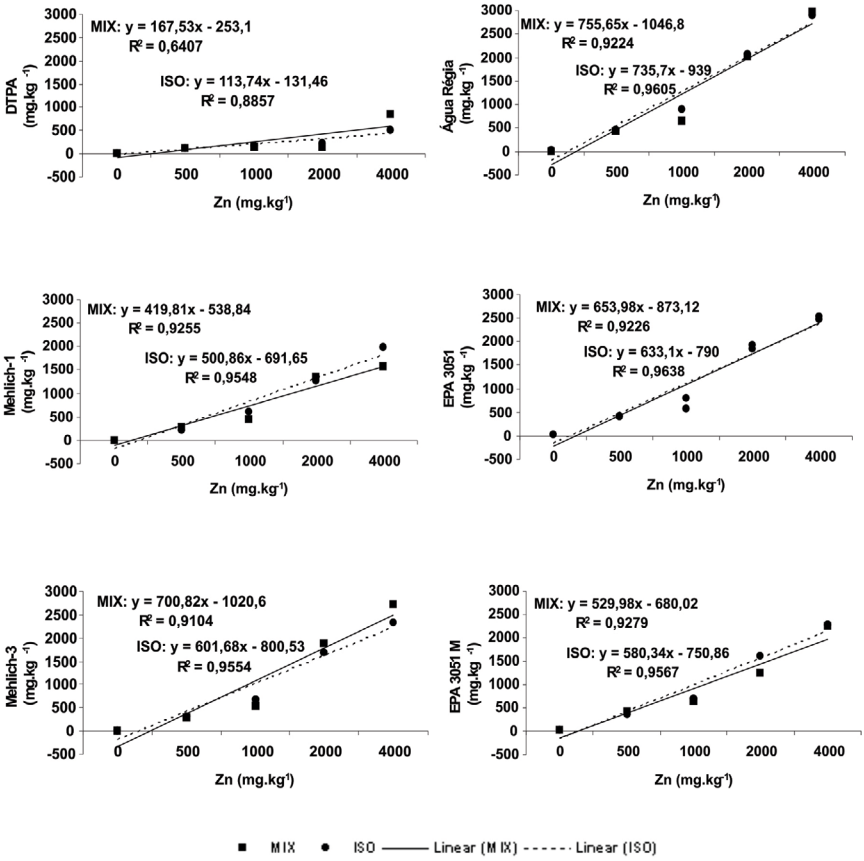

Figura 10. Efeito da aplicação de doses crescentes de Zn^{2+} ao solo (monoelementar e multielementar) e suas concentrações biodisponíveis e pseudo-totais no solo utilizando diferentes extratores, após a aplicação do quelante EDTA.

Caracterização química do solo após o cultivo do capim vetiver dos metais pesados de interesse

As análises das variâncias apresentadas nas Tabelas 7 a 10 mostram que todas as fontes de variações estudadas, bem como as suas interações, foram altamente significativas ($P \leq 0,01$) nas análises dos teores biodisponíveis e pseudo-totais no solo de todos os metais pesados investigados após o cultivo do capim vetiver.

De uma maneira geral, para os teores biodisponíveis, o extrator Mehlich-1 e Mehlich-3 (sem diferenças estatísticas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade), recuperou maiores concentrações de Cd^{2+} e Zn^{2+}, tanto em relação ao sistema monoelementar, como em relação ao sistema multielementar. Já para o Ni^{2+}, o extrator Mehlich-3 foi superior a todos na recuperação deste íon nos dois sistemas, seguido do extrator Mehlich-1, que recuperou maior quantidade do que o extrator DTPA. A extração biodisponível para o Pb^{2+} apresentou o mesmo padrão observado para o Ni^{2+}.

Em relação às recuperações dos teores pseudo-totais, o extrator Água Régia foi superior estatisticamente na recuperação do cádmio tanto no sistema monoelementar como no sistema multielementar. Os extratores propostos pela United States Environmental Protection Agency 3051 e EPA 3051-Modificado), tiveram comportamento similar para este íon nos dois sistemas, tendendo a apresentar o mesmo comportamento da Água Régia quando nas análises do mix com a aplicação de 0,5 g do quelante EDTA ao solo em estudo. Para o Zn^{2+}, o extrator Água Régia também foi superior aos extratores da United States Environmental Protection Agency (principalmente nas doses a partir de 1.000 $mg.kg^{-1}$), nos tratamentos com esses íons em sistema monoelementar e no sistema multielementar (competitivo) sem a aplicação do EDTA. Quando da aplicação do EDTA em sistema competitivo, praticamente todos os extratores em todos os níveis foram iguais. Para o elemento chumbo, em sistema monoelementar, os extratores Água Régia e EPA 3051 tiveram mesmo comportamento, principalmente nas doses a partir de 400 $mg.kg^{-1}$, e foram superiores ao extrator EPA 3051-Modificado. Já em relação ao sistema competitivo, quando não foi usado o quelante EDTA, a Água Régia foi o extrator que mais recuperou o íon Pb^{2+}. Nos tratamentos mix com o uso do quelante EDTA no solo, praticamente todos os extratores tiveram o mesmo comportamento e a Água Régia só apresentou diferenças de superioridade estatística na dose mais alta de contaminação do solo com todas as misturas dos metais pesados de interesse (1.600 $mg.kg^{-1}$ de Pb^{2+}). Não foram realizadas as análises pseudo-totais de Ni^{2+}.

Tabela 7. Análise de variância e teste de médias dos teores biodisponíveis e pseudo-totais de Cd^{2+} após o cultivo do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05. ANAVA: * e ** Significativo a 5 e 1 % de probabilidade, respectivamente.

Análise de Variância – Cádmio (mg.kg^{-1})			
Fonte de Variação	**GL**	**Biodisponíveis**	**Pseudo-Totais**
Tratamento	19	**	**
Erro (Tipo 1)	40	-	-
CV %	-	19,45	11,80
Extrator	2	**	**
Tratamento*Extrator	38	**	**
Erro (Tipo 2)	80	-	-
CV %	-	12,44	8,16
Sub-Parcelas	179	-	-

Tratamento	Extrator	Dose EDTA (g)	Níveis (mg.kg^{-1})				
			0	**5**	**10**	**20**	**40**
			Teores Biodisponíveis (mg.kg^{-1})				
Cd	DTPA	0,0	0,00 a	0,74 b	0,91 b	1,26 c	1,32 c
	Mehlich-1	0,0	0,00 a	2,28 a	4,73 a	6,91 b	22,55 a
	Mehlich-3	0,0	0,00 a	2,70 a	4,09 a	9,79 a	20,00 b
	DTPA	0,5	0,00 a	0,57 b	1,09 b	1,92 b	3,63 b
	Mehlich-1	0,5	0,00 a	2,92 a	5,50 a	10,14 a	21,33 a
	Mehlich-3	0,5	0,00 a	2,68 a	4,84 a	10,16 a	20,23 a
MIX	DTPA	0,0	0,00 a	0,05 b	0,10 c	0,85 c	5,97 c
	Mehlich-1	0,0	0,00 a	2,23 a	4,89 a	11,51 a	14,95 a
	Mehlich-3	0,0	0,00 a	2,69 a	3,25 b	6,04 b	13,74 b
	DTPA	0,5	0,00 a	0,04 b	0,09 b	0,96 b	7,38 c
	Mehlich-1	0,5	0,00 a	2,36 a	4,73 a	8,27 a	13,23 b
	Mehlich-3	0,5	0,00 a	1,94 a	3,62 a	7,22 a	15,77 a
			Teores Pseudo-Totais (mg.kg^{-1})				
Cd	AR	0,0	3,32 a	8,64 a	10,96 a	17,76 a	34,03 a
	EPA 3051	0,0	1,95 a	5,31 b	7,26 b	13,11 b	26,61 b
	EPA 3051 M	0,0	2,33 a	5,38 b	6,86 b	13,40 b	24,00 c
	AR	0,5	3,27 a	7,55 a	10,90 a	18,13 a	32,30 a
	EPA 3051	0,5	1,56 a	5,01 b	8,58 b	13,89 b	24,78 b
	EPA 3051 M	0,5	2,36 a	5,00 b	7,97 b	13,50 b	22,93 b
MIX	AR	0,0	3,72 a	9,24 a	9,74 a	17,40 a	26,56 a
	EPA 3051	0,0	3,64 a	7,73 ab	8,87 b	13,90 b	24,25 b
	EPA 3051 M	0,0	3,35 a	6,67 b	7,55 b	13,35 b	21,90 c
	AR	0,5	3,93 a	7,35 a	10,73 a	15,33 a	24,90 a
	EPA 3051	0,5	3,15 a	4,83 b	9,33 a	14,95 a	22,65 b
	EPA 3051 M	0,5	3,41 a	5,87 ab	10,11 a	16,45 a	24,85 a

Tabela 8. Análise de variância e teste de médias dos teores biodisponíveis e pseudo-totais de Ni^{2+} após o cultivo do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05. ANAVA: * e ** Significativo a 5 e 1 % de probabilidade, respectivamente.

Análise de Variância – Níquel (mg.kg^{-1})			
Fonte de Variação	**GL**	**Biodisponíveis**	**Pseudo-Totais**
Tratamento	19	**	-
Erro (Tipo 1)	40	-	-
CV %	-	15,83	-
Extrator	2	**	-
Tratamento*Extrator	38	**	-
Erro (Tipo 2)	80	-	-
CV %	-	12,39	-
Sub-Parcelas	179	-	-

Tratamento	**Extrator**	**Dose EDTA (g)**	**Níveis (mg.kg^{-1})**				
			0	**5**	**10**	**20**	**40**
			Teores Biodisponíveis (mg.kg^{-1})				
Ni	DTPA	0,0	0,00 a	4,02 b	6,29 b	16,20 c	30,70 c
	Mehlich-1	0,0	0,00 a	7,98 ab	14,13 a	29,16 b	59,93 b
	Mehlich-3	0,0	0,00 a	10,20 a	18,30 a	41,03 a	77,19 a
	DTPA	0,5	0,04 a	11,25 a	23,65 b	37,20 b	60,00 c
	Mehlich-1	0,5	0,14 a	13,66 a	27,60 ab	41,86 b	87,25 b
	Mehlich-3	0,5	0,00 a	15,60 a	30,93 a	53,06 a	96,94 a
MIX	DTPA	0,0	0,03 a	1,65 b	3,30 b	10,14 b	25,06 c
	Mehlich-1	0,0	0,00 a	9,68 a	18,33 a	38,40 a	86,45 b
	Mehlich-3	0,0	0,10 a	11,76 a	21,08 a	42,22 a	79,45 a
	DTPA	0,5	0,03 a	3,50 b	10,01 b	15,33 c	22,60 c
	Mehlich-1	0,5	0,14 a	12,36 a	23,36 a	39,96 b	60,56 b
	Mehlich-3	0,5	0,02 a	14,77 a	26,04 a	47,57 a	87,20 a

Tabela 9. Análise de variância e teste de médias dos teores biodisponíveis e pseudo-totais de Pb^{2+} após o cultivo do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05. ANAVA: * e ** Significativo a 5 e 1 % de probabilidade, respectivamente.

Análise de Variância – Chumbo (mg.kg^{-1})			
Fonte de Variação	**GL**	**Biodisponíveis**	**Pseudo-Totais**
Tratamento	19	**	**
Erro (Tipo 1)	40	-	-
CV %	-	5,52	7,37
Extrator	2	**	**
Tratamento*Extrator	38	**	**
Erro (Tipo 2)	80	-	-
CV %	-	4,70	6,15
Sub-Parcelas	179	-	-

Tratamento	**Extrator**	**Dose EDTA (g)**	**Níveis (mg.kg^{-1})**				
			0	**5**	**10**	**20**	**40**
			Teores Biodisponíveis (mg.kg^{-1})				
Pb	DTPA	0,0	0,12 a	5,00 c	7,33 c	28,70 c	39,66 c
	Mehlich-1	0,0	1,32 a	84,85 b	133,00 b	132,66 b	102,66 b
	Mehlich-3	0,0	0,78 a	118,33 a	222,66 a	473,86 a	885,03 a
	DTPA	0,5	0,41 a	5,85 c	19,30 c	50,50 c	78,85 c
	Mehlich-1	0,5	1,61 a	77,20 b	141,00 b	160,00 b	130,33 b
	Mehlich-3	0,5	2,74 a	108,66 a	236,66 a	481,50 a	915,43 a
MIX	DTPA	0,0	0,00 a	2,00 c	2,64 c	8,42 c	67,10 c
	Mehlich-1	0,0	1,79 a	72,90 b	142,00 b	154,50 b	173,33 b
	Mehlich-3	0,0	3,22 a	102,73 a	184,63 a	285,96 a	515,03 a
	DTPA	0,5	0,16 a	4,71 c	9,58 c	11,73 c	43,60 c
	Mehlich-1	0,5	1,75 a	78,85 b	153,00 b	194,66 b	204,66 b
	Mehlich-3	0,5	2,95 a	102,35 a	179,50 a	302,93 a	476,60 a
			Teores Pseudo-Totais (mg.kg^{-1})				
Pb	AR	0,0	0,00 a	159,66 a	315,33 a	653,66 a	1218,00 a
	EPA 3051	0,0	2,88 a	148,66 a	292,00 a	607,00 a	1189,66 a
	EPA 3051 M	0,0	5,55 a	119,00 a	227,33 b	461,00 b	878,00 b
	AR	0,5	0,00 a	158,66 a	315,00 a	650,00 a	1287,00 a
	EPA 3051	0,5	3,30 a	147,33 a	301,33 a	643,66 a	1212,00 a
	EPA 3051 M	0,5	5,47 a	114,00 a	234,33 b	503,00 b	914,66 b
MIX	AR	0,0	0,00 a	158,66 a	298,66 a	655,33 a	1169,33 a
	EPA 3051	0,0	0,00 a	150,33 ab	297,66 a	558,00 b	986,50 c
	EPA 3051 M	0,0	0,00 a	116,66 b	222,0 b	533,66 b	1030,66 b
	AR	0,5	0,00 a	151,33 ab	312,66 a	567,33 a	1094,33 a
	EPA 3051	0,5	0,00 a	152,33 a	302,33 a	539,33 a	852,33 b
	EPA 3051 M	0,5	0,00 a	117,66 b	284,66 a	558,00 a	854,66 b

Tabela 10. Análise de variância e teste de médias dos teores biodisponíveis e pseudo-totais de Zn^{2+} após o cultivo do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05. ANAVA: * e ** Significativo a 5 e 1 % de probabilidade, respectivamente.

Análise de Variância – Zinco (mg.kg^{-1})			
Fonte de Variação	**GL**	**Biodisponíveis**	**Pseudo-Totais**
Tratamento	19	**	**
Erro (Tipo 1)	40	-	-
CV %	-	20,78	1,94
Extrator	2	**	**
Tratamento*Extrator	38	**	**
Erro (Tipo 2)	80	-	-
CV %	-	9,85	1,29
Sub-Parcelas	179	-	-

Tratamento	Extrator	Dose EDTA (g)	Níveis (mg.kg^{-1})				
			0	**5**	**10**	**20**	**40**
			Teores Biodisponíveis (mg.kg^{-1})				
Zn	DTPA	0,0	0,23 a	98,56 b	198,33 b	264,00 b	623,50 b
	Mehlich-1	0,0	0,78 a	216,96 a	439,66 a	857,00 a	1396,33 a
	Mehlich-3	0,0	2,44 a	225,33 a	436,60 a	900,53 a	1456,00 a
	DTPA	0,5	0,29 a	105,66 b	204,00 b	233,00 b	374,00 b
	Mehlich-1	0,5	0,40 a	218,00 a	439,00 a	836,00 a	1255,00 a
	Mehlich-3	0,5	0,80 a	225,36 a	434,00 a	806,00 a	1285,66 a
MIX	DTPA	0,0	0,29 a	39,33 b	83,10 b	260,50 b	703,00 c
	Mehlich-1	0,0	0,82 a	243,33 a	453,33 a	908,33 a	1218,33 b
	Mehlich-3	0,0	1,86 a	251,53 a	476,56 a	875,83 a	1369,50 a
	DTPA	0,5	0,25 a	36,00 b	121,66 b	305,00 b	828,50 c
	Mehlich-1	0,5	1,11 a	222,33 a	437,66 a	798,33 a	1247,00 b
	Mehlich-3	0,5	1,24 a	232,70 a	443,66 a	828,86 a	1540,00 a
			Teores Pseudo-Totais (mg.kg^{-1})				
Zn	AR	0,0	17,60 a	361,66 a	717,33 a	1268,66 a	2064,33 a
	EPA 3051	0,0	7,38 c	297,00 b	569,70 b	1134,00 ab	1701,00 b
	EPA 3051 M	0,0	11,93 b	250,66 c	483,00 c	904,50 b	1456,66 c
	AR	0,5	17,80 a	335,50 a	716,20 a	1367,00 a	1884,63 a
	EPA 3051	0,5	8,73 c	294,30 a	582,60 b	1075,63 b	1521,00 b
	EPA 3051 M	0,5	11,15 b	243,00 b	463,00 c	677,00 c	1241,66 c
MIX	AR	0,0	30,93 a	408,66 a	653,43 a	1468,00 a	2346,00 a
	EPA 3051	0,0	14,10 b	340,00 b	629,00 a	1260,33 b	1671,50 b
	EPA 3051 M	0,0	12,43 b	283,66 c	521,33 b	1221,00 c	1696,50 b
	AR	0,5	30,50 a	348,66 a	663,66 a	1186,00 a	1708,00 a
	EPA 3051	0,5	11,51 b	333,33 a	645,00 a	1113,33 a	1974,00 a
	EPA 3051 M	0,5	11,73 a	263,33 b	623,67 b	1192,00 a	1779,50 a

De acordo com a Tabela 11, as análises das variâncias dos diferentes extratores para a determinação de teores biodisponíveis de metais pesados após o plantio da capim vetiver mostra, de uma maneira geral, que o extrator DTPA foi o extrator que teve maior número de variáveis significativas (em praticamente todos os metais estudados) e que o extrator Mehlich-3 foi o que teve menor número de variáveis significativas, principalmente nas interações dupla (nível X dose) e na tripla (contaminante X nível X dose). O zinco foi o metal que teve menos significância no nível estabelecido do teste nos extratores ácidos (Mehlich-1 e Mehlich-3).

As Tabelas 11 a 15 mostram o efeito da aplicação do quelante EDTA dentro de cada extrator na presença ou ausência pretérita do EDTA no solo. Para o Cd^{2+}, praticamente o efeito da aplicação de 0,5 g de EDTA só foi significativo nas dosagens mais altas (20 e 40 $mg.kg^{-1}$), principalmente no sistema multielementar (mix) nos extratores ácidos, mostrando assim que o quelante aumentou, em teoria, a biodisponibilidade do metal na solução do solo. Para o Ni^{2+}, a aplicação do EDTA no solo aumentou a biodisponibilidade de elemento no sistema monoelementar em praticamente todas as doses (exceto da dose 0,0) em todos os extratores e, no sistema multielementar para o extrator DTPA. Para o Pb^{2+}, a aplicação do EDTA aumentou a biodisponibilidade do metal no extrator DTPA, nos sistemas mono e multielementares nas doses (400, 800 e 1.600 $mg.kg^{-1}$). No extrator Mehlich-1, esse mesmo padrão foi apresentado no sistema multielementar, já que no sistema monoelementar apenas nas doses mais altas (800 e 1.600 $mg.kg^{-1}$) foi significativa a aplicação do EDTA. Para o extrator Mehlich-3, a presença do EDTA foi significativa no elemento isolado na dose mais alta (1.600 $mg.kg^{-1}$), e no sistema mix nas duas doses mais altas. Já no elemento Zn^{2+}, a presença do quelante EDTA no solo em sistema monoelementar teve um efeito contrário. Na dose de contaminação maior (4.000 $mg.kg^{-1}$), a aplicação do EDTA diminuiu a disponibilidade do metal no sistema de troca catiônica do solo. Já para o sistema mix, foi observado efeito de aumento na biodisponibilidade do metal nos três extratores testados.

Segundo Abreu et al. (2002), o método do DTPA está entre os mais eficientes para avaliar a disponibilidade de micronutrientes para as plantas (Cu, Fe, Mn e Zn) em amostras de solo. Estudos realizados em solos do estado de São Paulo mostraram que os valores de correlação obtidos entre os teores de Zn ou de Cu no solo extraídos pelo DTPA e seus teores na planta foram iguais ou melhores que aqueles obtidos usando métodos comumente empregados no Brasil, tais como Mehlich-1 e HCl (Abreu et al., 1997a). Existe também, uma tendência de o DTPA ser mais eficiente que o Mehlich-1 e HCl naquelas situações em que a disponibilidade de Zn e Cu é alterada pela calagem (como foi neste experimento). Até o momento, não existe um procedimento definido pela pesquisa brasileira para avaliar a disponibilidade de metais pesados em solos. O Instituto Agronômico de Campinas (IAC) optou desde o início deste século pelo DTPA pH 7,3 como o extrator de metais pesados em seus laboratórios de pesquisas e prestações de serviços à comunidade. A opção do IAC pelo DTPA pH 7,3 deve-se ao fato de que, de maneira geral, os extratores que apresentam agentes quelantes em sua composição têm sido mais eficientes em predizer a absorção de Cd, Cr, Ni e Pb pelas plantas em solos ácidos e enriquecidos com esses metais (Abreu et al., 2002).

O princípio do método utilizando a solução de DTPA pH 7,3, desenvolvido por Lindsay e Norvell (1978), é a complexação dos metais. O agente quelante reage com os íons livres de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb em solução, formando complexos solúveis, o que resulta em redução da atividade dos metais livres em solução. Em resposta, íons desses metais dessorvem da superfície do solo ou dissolvem da fase sólida para reabastecer a solução do solo. A quantidade de metais quelatados que acumula na solução durante a extração é função das atividades desses íons livres na solução do solo (fator intensidade), da habilidade do solo em reabastecer a solução (fator capacidade), da estabilidade do quelato e da capacidade do quelante em competir com a matéria orgânica do solo pelo íon.

Lima (2008), estudando a aplicação do EDTA na mesma concentração deste experimento (0,5 $mg.kg^{-1}$ de solo) e de feijão-de-porco em solo contaminado com metais pesados e boro, concluiu que a aplicação de EDTA aumenta a disponibilidade de metais no solo, principalmente na situação em que seus teores já estão elevados (corroborando assim

com os resultados deste experimento). Esse autor observou que no processo de especiação iônica do Zn, o EDTA disponibilizou maior porcentagem de Zn para as frações de matéria orgânica e solúvel+trocável, independentemente do solo contaminado ou não contaminado. No solo controle, antes da aplicação do EDTA, notou-se que o Zn estava, principalmente, na forma de óxido, seguido pelo solúvel+trocável e matéria orgânica. Depois da aplicação do EDTA, parte do Zn que estava na forma residual foi mobilizada para o solúvel+trocável, ou seja, para a forma mais disponível. No solo contaminado do experimento do Lima (2008), o Zn estava presente principalmente na forma de óxido, que é menos disponível, seguido pelo carbonato. Com a adição do EDTA, este Zn, em grande quantidade, passou para a forma de solúvel+trocável. No solo contaminado foi encontrada maior quantidade de Zn nas formas mais disponíveis do que no solo controle.

Tabela 11. Análise de variância dos diferentes extratores para a determinação de teores biodisponíveis de metais pesados após o plantio da capim vetiver. Tabela de ANAVA: * e ** Significativo a 5 e 1 % de probabilidade, respectivamente.

Análise de Variância					
			DTPA		
FV	**GL**	**Ni**	**Cd**	**Pb**	**Zn**
			(mg.kg-1)		
Contaminante	1	**	**	**	**
Nível	4	**	**	**	**
Dose	1	**	**	**	n.s.
Contaminante*Nível	4	**	**	**	**
Contaminante*Dose	1	**	n.s.	**	**
Nível*Dose	4	**	**	**	**
Contaminante*Nível*Dose	4	**	n.s.	**	**
CV %		12,73	34,95	15,07	13,42
			Mehlich^{-1}		
FV	**GL**	**Ni**	**Cd**	**Pb**	**Zn**
			(mg.kg^{-1})		
Contaminante	1	n.s.	**	**	n.s.
Nível	4	**	**	**	**
Dose	1	**	n.s.	**	n.s.

Contaminante*Nível	4	n.s.	**	**	n.s.
Contaminante*Dose	1	**	**	*	n.s.
Nível*Dose	4	*	n.s.	**	n.s.
Contaminante*Nível*Dose	4	**	**	n.s.	n.s.
CV %		13,84	14,3	5,15	11,16
			Mehlich-3 (mg.kg^{-1})		
FV	**GL**	**Ni**	**Cd**	**Pb**	**Zn**
Contaminante	1	n.s.	**	**	n.s.
Nível	4	**	**	**	**
Dose	1	**	*	n.s.	n.s.
Contaminante*Nível	4	n.s.	**	**	n.s.
Contaminante*Dose	1	**	n.s.	**	n.s.
Nível*Dose	4	**	n.s.	n.s.	n.s.
Contaminante*Nível*Dose	4	n.s.	n.s.	**	n.s.
CV %		12,33	10,44	3,54	15,47

Tabela 12. Efeito da aplicação do quelante EDTA no solo contaminado com Cd^{2+} nos diferentes extratores para determinação dos teores biodisponíveis após o cultivo do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05.

Tratamento	**EDTA (g)**	**Níveis (mg.kg^{-1})**				
		0	**5**	**10**	**20**	**40**
				DTPA (mg.kg-1)		
Cd	0,0	0,00	0,74 a	0,91 a	1,26 a	1,32 b
	0,5	0,00	0,57 a	1,09 a	1,92 a	3,63 a
MIX	0,0	0,00	0,05 a	0,10 a	0,85 a	5,97 b
	0,5	0,00	0,04 a	0,09 a	0,96 a	7,38 a
				Mehlich-1 (mg.kg^{-1})		
Cd	0,0	0,00 a	2,28 a	4,73 a	6,91 b	22,55 a
	0,5	0,02 a	2,92 a	5,50 a	10,14 a	21,33 a
MIX	0,0	0,00	2,23 a	4,89 a	11,51 a	14,95 a
	0,5	0,00	2,36 a	4,73 a	8,27 b	13,23 b
				Mehlich-3 (mg.kg^{-1})		
Cd	0,0	0,00 a	2,70 a	4,09 a	10,16 a	20,00 a
	0,5	0,01 a	2,68 a	4,84 a	9,79 a	20,23 a
MIX	0,0	0,00	2,69 a	3,25 a	6,04 b	13,74 b
	0,5	0,00	1,94 a	3,62 a	7,22 a	15,77 a

Tabela 13. Efeito da aplicação do quelante EDTA no solo contaminado com Ni^{2+} nos diferentes extratores para determinação dos teores biodisponíveis após o cultivo do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05.

Tratamento	EDTA (g)	Níveis (mg.kg^{-1})				
		0	**35**	**70**	**140**	**280**
				DTPA (mg.kg-1)		
Ni	0,0	0,00 a	4,02 b	6,29 b	16,20 b	30,70 b
	0,5	0,04 a	11,25 a	23,65 a	37,20 a	60,00 a
MIX	0,0	0,03 a	1,65 b	3,30 b	10,14 b	22,60 b
	0,5	0,03 a	3,50 a	10,01 a	15,33 a	25,06 a
				Mehlich-1 (mg.kg^{-1})		
Ni	0,0	0,00 a	7,98 a	14,13 b	29,16 b	59,93 b
	0,5	0,14 a	13,66 a	27,60 a	41,86 a	87,25 a
MIX	0,0	0,00 a	9,68 a	18,33 a	38,40 a	60,56 b
	0,5	0,14 a	12,36 a	23,36 a	39,96 a	86,45 a
				Mehlich-3 (mg.kg^{-1})		
Ni	0,0	0,00	10,20 a	18,30 b	41,03 b	77,19 b
	0,5	0,00	15,60 a	30,93 a	53,06 a	96,94 a
MIX	0,0	0,10 a	11,76 a	21,08 a	42,22 a	79,45 b
	0,5	0,02 a	14,77 a	26,04 a	47,54 a	87,22 a

Tabela 14. Efeito da aplicação do quelante EDTA no solo contaminado com Pb^{2+} nos diferentes extratores para determinação dos teores biodisponíveis após o cultivo do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05.

Tratamento	EDTA (g)	Níveis (mg.kg^{-1})				
		0	**200**	**400**	**800**	**1.600**
				DTPA (mg.kg-1)		
Pb	0,0	0,12 a	5,00 a	7,33 b	28,70 b	39,66 b
	0,5	0,41 a	5,85 a	19,30 a	50,50 a	78,85 a
MIX	0,0	0,00 a	2,00 a	2,64 b	8,42 b	67,10 a
	0,5	0,16 a	4,71 a	9,85 a	11,73 a	43,60 b
				Mehlich-1 (mg.kg^{-1})		
Pb	0,0	1,32 a	84,85 a	133,00 a	132,66 b	102,66 b
	0,5	1,61 a	77,20 a	141,00 a	160,00 a	130,33 a

MIX	0,0	1,79 a	72,90 a	142,00 b	154,50 b	173,33 b
	0,5	1,75 a	78,85 a	153,00 a	194,66 a	204,66 a
				Mehlich-3 (mg.kg^{-1})		
Pb	0,0	0,78 a	118,33 a	222,66 a	473,86 a	885,03 b
	0,5	2,74 a	108,66 a	236,33 a	481,50 a	915,43 a
MIX	0,0	3,22 a	102,73 a	184,63 a	285,96 b	515,03 a
	0,5	2,95 a	102,35 a	179,50 a	302,93 a	476,60 b

Tabela 15. Efeito da aplicação do quelante EDTA no solo contaminado com Zn^{2+} nos diferentes extratores para determinação dos teores biodisponíveis após o cultivo do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05.

Tratamento	**EDTA (g)**	**Níveis (mg.kg^{-1})**				
		0	**35**	**70**	**140**	**280**
				DTPA (mg.kg-1)		
Zn	0,0	0,23 a	98,56 a	198,33 a	264,50 a	623,50 a
	0,5	0,29 a	105,66 a	204,00 a	233,00 a	374,00 b
MIX	0,0	0,29 a	39,33 a	83,10 b	260,50 b	703,00 b
	0,5	0,25 a	36,00 a	121,66 a	305,00 a	828,50 a
				Mehlich-1 (mg.kg^{-1})		
Zn	0,0	0,78 a	225,33 a	439,66 a	857,00 a	1396,33 a
	0,5	0,40 a	218,00 a	439,00 a	836,00 a	1255,33 b
MIX	0,0	0,82 a	243,33 a	453,33 a	908,33 a	1218,33 a
	0,5	1,11 a	222,33 a	443,66 a	798,33 b	1247,00 a
				Mehlich-3 (mg.kg^{-1})		
Zn	0,0	2,44 a	216,96 a	436,60 a	900,53 a	1456,00 a
	0,5	0,80 a	225,36 a	434,50 a	806,00 a	1285,66 b
MIX	0,0	1,86 a	251,53 a	476,56 a	875,83 a	1369,50 b
	0,5	1,24 a	232,70 a	437,66 a	828,86 a	1540,00 a

De acordo com a Tabela 16, as análises das variâncias dos diferentes extratores para a determinação de teores pseudo-totais dos metais pesados após o plantio da capim vetiver mostram, de uma maneira geral, os efeitos isolados dos fatores de variação: contaminante (íon no sistema monoelementar e multielementar) e nível (N_0, N_1, N_2, N_3 e N_4) foram altamente significativos nos três extratores utilizados. Já o

efeito de dose (sem EDTA e com EDTA) não foi significativo, ou se a, o quelante EDTA teve muita pouca influência nas frações do solo mais residuais (menos disponíveis). De um modo geral, as interações significativas foram maiores nos extratores preconizados pela United States Environmental Protection Agency. O cádmio foi o metal que menos apresentou efeitos significativos (independente da fonte de variação).

As Tabelas 17 a 19 mostram o efeito da aplicação do quelante EDTA dentro de cada extrator na presença ou ausência pretérita do EDTA no solo. De uma maneira geral e em acordo com as análises das variâncias efetuadas, praticamente não apresentaram os tratamentos com EDTA efeitos nas determinações dos diferentes extratores em relação a uma maior ou menor quantidade dos metais recuperados. Quando essa diferença aparece, em geral são nos tratamentos em sistema multielementar, apresentando valores de recuperação iônica maiores nos tratamentos sem a aplicação inicial no solo do quelante EDTA. Mostrando, assim, que em sistema competitivo, e consequentemente pelo próprio efeito de massa, o quelante disponibiliza maiores quantidades de metais para as frações biodisponíveis, abaixando assim as concentrações pseudo-totais nestes tratamentos. Fato este muito pouco observado quando em análises das unidades experimentais que foram contaminadas em sistema isolado.

Tabela 16. Análise de variância dos diferentes extratores para a determinação de teores pseudo-totais de metais pesados após o plantio da capim vetiver. Tabela de ANAVA: * e ** Significativo a 5 e 1 % de probabilidade, respectivamente.

Análise de Variância					
			Água Régia		
FV	GL	Ni	Cd	Pb	Zn
Contaminante	1	-	**	**	**
Nível	4	-	**	**	**
Dose	1	-	n.s.	n.s.	**
Contaminante*Nível	4	-	**	**	**
Contaminante*Dose	1	-	n.s.	**	**
Nível*Dose	4	-	n.s.	n.s.	*
Contaminante*Nível*Dose	4	-	n.s.	*	n.s
CV %			10,52	6,39	1,38
			EPA 3051		
FV	GL	Ni	Cd	Pb	Zn
Contaminante	1	-	n.s.	**	**
Nível	4	-	**	**	**
Dose	1	-	n.s.	n.s.	n.s.
Contaminante*Nível	4	-	**	**	**
Contaminante*Dose	1	-	n.s.	**	n.s.
Nível*Dose	4	-	**	*	n.s.
Contaminante*Nível*Dose	4	-	n.s.	**	**
CV %			9,66	6,56	1,73
			EPA 3051 Modificado		
FV	GL	Ni	Cd	Pb	Zn
Contaminante	1	-	**	**	**
Nível	4	-	**	**	**
Dose	1	-	**	n.s.	*
Contaminante*Nível	4	-	n.s.	**	**
Contaminante*Dose	1	-	**	**	**
Nível*Dose	4	-	**	**	*
Contaminante*Nível*Dose	4	-	**	**	n.s.
CV %			7,2	6,39	1,5

Tabela 17. Efeito da aplicação do quelante EDTA no solo contaminado com Cd^{2+} nos diferentes extratores para determinação dos teores pseudo-totais após o cultivo do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05.

Tratamento	EDTA (g)	Níveis (mg.kg^{-1})				
		0	5	10	20	40
		Água Régia (mg.kg^{-1})				
Cd	0,0	3,32 a	8,64 a	10,97 a	17,77 a	34,03 a
	0,5	3,27 a	7,55 a	10,9 a	18,33 a	32,30 a
MIX	0,0	3,73 a	9,24 a	9,74 a	17,40 a	26,57 a
	0,5	3,94 a	7,35 a	10,73 a	15,33 a	24,60 a
		EPA 3051 (mg.kg^{-1})				
Cd	0,0	1,95 a	5,31 a	7,26 a	13,11 a	26,61 a
	0,5	1,56 a	5,01 a	8,58 a	13,89 a	24,78 b
MIX	0,0	3,64 a	7,73 a	8,87 a	13,9 a	24,25 a
	0,5	3,15 a	4,83 b	9,33 a	14,95 a	22,65 a
		EPA 3051 Modificado (mg.kg^{-1})				
Cd	0,0	2,33 a	5,38 a	6,86 a	13,4 a	24,00 a
	0,5	2,36 a	5,00 a	7,98 a	13,5 a	22,93 a
MIX	0,0	3,36 a	6,67 a	7,55 b	13,35 b	21,9 b
	0,5	3,42 a	5,87 a	10,12 a	16,45 a	24,85 a

Tabela 18. Efeito da aplicação do quelante EDTA no solo contaminado com Pb^{2+} nos diferentes extratores para determinação dos teores pseudo-totais após o cultivo do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05.

Tratamento	EDTA (g)	Níveis (mg.kg^{-1})				
		0	200	400	800	1.600
		Água Régia (mg.kg^{-1})				
Pb	0,0	0,00 a	159,67 a	315,33 a	653,67 a	1218,00 a
	0,5	0,00 a	158,67 a	315,00 a	650,00 a	1287,00 a
MIX	0,0	3,73 a	158,67 a	298,67 a	655,33 a	1169,33 a
	0,5	0,00 a	151,33 a	312,67 a	567,33 b	1094,33 b
		EPA 3051 (mg.kg^{-1})				
Pb	0,0	2,88 a	148,67 a	292,00 a	607,00 a	1189,67 a
	0,5	3,33 a	147,33 a	301,33 a	643,67 a	1212,00 a

MIX	0,0	0,00 a	150,33 a	291,67 a	558,00 a	986,5 a
	0,5	0,00 a	152,33 a	302,33 a	539,33 b	852,33 b
				EPA 3051 Modificado (mg.kg^{-1})		
Pb	0,0	5,55 a	119,00 a	227,33 a	461,00 b	878,00 a
	0,5	5,45 a	114,00 a	234,33 a	503,00 a	914,67 a
MIX	0,0	0,00 a	116,67 a	222,00 b	533,67 a	1030,67 a
	0,5	0,00 a	117,67 a	284,67 a	558,00 a	854,67 b

Tabela 19. Efeito da aplicação do quelante EDTA no solo contaminado com Zn^{2+} nos diferentes extratores para determinação dos teores pseudo-totais após o cultivo do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05.

Tratamento	**EDTA (g)**	**Níveis (mg.kg^{-1})**				
		0	**500**	**1.000**	**2.000**	**4.000**
				Água Régia (mg.kg^{-1})		
Zn	0,0	17,60 a	361,67 a	717,33 a	1268,67 a	2064,33 a
	0,5	17,80 a	335,50 a	716,50 a	1367,00 a	1884,63 a
MIX	0,0	30,93 a	408,67 a	643,43 a	1468,00 a	2346,00 a
	0,5	30,50 a	348,67 b	663,67 a	1186,00 b	1708,00 b
				EPA 3051 (mg.kg^{-1})		
Zn	0,0	7,38 a	297,00 a	569,70 a	1134,00 a	1701,00 a
	0,5	8,73 a	294,30 a	582,60 a	1075,63 a	1521,00 b
MIX	0,0	14,10 a	340,00 a	629,00 a	1260,33 a	1671,50 b
	0,5	11,52 b	333,33 a	645,00 a	1113,33 b	1974,00 a
				EPA 3051 Modificado (mg.kg^{-1})		
Zn	0,0	11,93 a	250,67 a	483,00 a	904,50 a	1456,67 a
	0,5	11,15 a	243,00 a	463,00 a	677,00 b	1241,67 b
MIX	0,0	12,43 a	283,67 a	521,33 a	1221,00 a	1696,50 a
	0,5	11,73 a	263,33 a	623,33 a	1192,00 a	1779,50 a

As Tabelas 20 a 25 mostram o efeito da aplicação do quelante EDTA no solo contaminado com os metais pesados estudados nos teores biodisponíveis e pseudo-totais nos diferentes extratores em contraste com as concentrações dos referidos íons antes do plantio (AP) e depois do plantio (DP) do capim vetiver (*Vetiveria zizanioides* L.).

Em relação ao Cd^{2+} (Tabela 20), nota-se que houve, de maneira geral,

um decréscimo das concentrações biodisponíveis, bem como, nas concentrações pseudo-totais, tanto nos sistemas monoelementares como nos sistemas multielementares, com ou sem a aplicação do quelante EDTA ao solo depois da coleta do capim vetiver. Em alguns tratamentos (na maioria quando o quelante EDTA não estava presente), foram apresentados alguns pequenos aumentos das concentrações após o cultivo. De acordo com as Tabelas 24 e 25, para o Cd^{2+}, os coeficientes de correlação linear simples (CCLS) entre os extratores biodisponíveis foram baixos (0,6 DTPA x Mehlich-1; 0,7 DTPA x Mehlich-3 e 0,9 Mehlich-1 x Mehlich-3 a $p \leq 0,001$), porém entre os extratores pseudo-totais foram altos (0,9 para todas as interações EPA 3051 x EPA 3051-M x Água Régia a $p \leq 0,001$). Estes resultados mostram que os extratores ácidos (Mehlich-1 e Mehlich-3) possuem um comportamento similar ao atacar a matriz do solo, visando a determinação da disponibilização do cádmio. Já para as concentrações pseudo-totais, todos os extratores se mostraram eficientes.

Em relação ao Ni^{2+} (Tabela 21), também houve uma tendência de decréscimo das concentrações biodisponíveis após a colheita do capim vetiver. Em relação a este elemento, houve uma tendência nos níveis de contaminação menores (35 e 70 $mg.kg^{-1}$) de apresentar concentrações um pouco menores do íon após a colheita em relação ao período antes do plantio do capim vetiver. Os CCLS para o Ni biodisponível (Tabela 25) foram melhores do que as apresentadas para o Cd^{2+} (0,8 DTPA x Mehlich-1; 0,8 DTPA x Mehlich-3 e 0,9 Mehlich-1 x Mehlich-3 a $p \leq 0,001$), novamente mostrando o comportamento similar dos extratores ácidos. Por problemas operacionais do ICP da Embrapa Solos, não foi possível determinar as concentrações pseudo-totais do Ni^{2+}.

Em relação ao Pb^{2+} (Tabela 22), nota-se que ocorreu uma grande tendência de aumento de concentrações biodisponíveis nos dois sistemas (monoelementares e multielementares), quando se usou ou não o agente quelante EDTA, principalmente quando não se usou o EDTA. Em relação aos teores pseudo-totais, houve uma tendência nos tratamentos com o EDTA de diminuição das concentrações após a coleta do capim vetiver. De acordo com as Tabelas 24 e 25, para o Pb^{2+}, os coeficientes de correlação linear simples (CCLS) entre os extratores biodisponíveis foram baixos (0,5 DTPA x Mehlich-1; 0,8 DTPA x Mehli-

ch-3 e 0,5 Mehlich-1 x Mehlich-3 a $p \leq 0{,}001$), porém entre os extratores pseudo-totais foram altos (0,9 para todas as interações EPA 3051 x EPA 3051-M x Água Régia a $p \leq 0{,}001$). Os resultados em relação aos outros metais pesados de interesse estudados neste pesquisa, mostram que os extratores ácidos (Mehlich-1 e Mehlich-3) não possuíram desta vez boa correlação entre si visando a determinação da disponibilização do chumbo e que o extrator DTPA foi o menos eficiente para o Pb entre os metais analisados. Já para as concentrações pseudo-totais, todos os extratores se mostraram eficientes.

Por se tratar de um metal de comportamento complexo no sistema solo, algumas considerações sobre estas possíveis incoerências são descritas a seguir.

Poucos trabalhos inferem sobre as formas disponíveis de Pb no solo, bem como sua química na solução do solo (Tills; Alloway, 1983). Segundo esses autores, as baixas concentrações de Pb na solução do solo em relação ao teor pseudo-total no solo (como o observado neste experimento), deve-se à complexação, à baixa solubilidade e à relativa característica de imobilidade deste elemento nos solos. A solubilidade do Pb dependerá da espécie iônica que, conforme Cao et al. (2003), obedece à seguinte ordem: $PbO > PbCO_3 > Pb_3(CO_3)_2(OH)_2 > PbSO_4 > PbHPO_4 > Pb_5(PO_4)_3OH > Pb_5(PO_4)_3Cl$. Logicamente a solubilidade do complexo iônico na solução do solo está diretamente relacionada à disponibilidade e à absorção do metal pela planta. Portanto, em solos contaminados cuja concentração de um determinado elemento está muito alta na solução do solo, torna-se importante determinar espécies iônicas presentes na solução do solo para quantificar sua mobilidade no solo e sua disponibilidade às plantas, o que não foi realizado neste experimento, pois esta seria uma melhor saída para o entendimento deste metal neste solo.

A concentração de Pb na solução do solo é inversamente proporcional ao valor de pH. Em baixo pH (3,9 a 4,7), o chumbo é encontrado principalmente na forma Pb^{2+} (forma iônica livre). Em solos com pH de 6,02 a 8,25, contaminado por Pb e outros metais, Wu et al. (2000) observaram que a forma predominante de Pb na solução do solo foi $Pb_3(OH)_4^{2+}$, seguida por $PbOH^{3+}$, usando o modelador MINEQL.

Uma das principais dificuldades da fitoextração está em manter alta concentração de Pb na solução do solo, já que a maioria dos solos estudados por vários autores citados por Pereira (2005), apresenta, na solução do solo, teores de Pb menores que 0,1% do teor total, limitando a fitoextração. No presente experimento, a aplicação pretérita do quelante EDTA foi capaz de aumentar em muito as concentrações biodisponíveis nos níveis de contaminação mais baixos (200 e 400 $mg.kg^{-1}$). Já para as concentrações mais altas (800 e 1.600 $mg.kg^{-1}$) a eficiência da transferência entre as fases pseudo-total e disponível foi muito mais limitada. Este fato pode ter ocorrido em decorrência da baixa relação quelante:metal, onde se manteve uma única dose de aplicação do EDTA (0,5 $g.kg^{-1}$ de solo) em todos os níveis de contaminação propostos, e esta concentração de quelante teria sido insuficiente para complexar a enorme quantidade de chumbo presente nas contaminações mais altas. Outra hipótese levantada para as baixas concentrações biodisponíveis do Pb mesmo com a aplicação do quelante EDTA, poderia ser atribuída à competição existente entre o elemento em questão e outros, como: Fe^{2+}, Cu^{2+}, Al^{3+}, Cd^{2+} Zn^{2+} e Co^{2+}. A concentração do Pb no solo é bastante inferior à de ferro, o que favoreceria a formação dos complexos $FeEDTA^{-}$ em detrimento aos complexos $PbEDTA^{-2}$ (Geebelen et al., 2002). Pereira (2005) estudando o potencial fitorremediador das culturas feijão-de-porco, girassol e milho cultivadas em um latossolo vermelho contaminado com chumbo, observou que quanto à análise química dos principais íons de interesse presentes na solução do solo em seu experimento, o Pb (contaminado nos níveis: 0; 100; 200; 350; 1.200 e 2.400 $mg.kg^{-1}$) e o Fe, ficaram entre os íons mais influenciados pelo tratamento com a aplicação do quelante EDTA (0,5 $g.kg^{-1}$). Houve em sua experimentação grande aumento desses elementos na solução do solo quando aplicado o EDTA. Na presença do EDTA, os teores de Pb na solução aumentaram até a dose de 1.200 $mg.kg^{-1}$, diminuindo na última dose e o inverso aconteceu com o ferro. Tal fato refletiu claramente na menor absorção do Pb pelas plantas e ainda nas baixas correlações de Pb extraído por Mehlich-3 e DTPA e baixas concentrações do elemento nas plantas. Este fato se deve provavelmente à forte afinidade do Fe e do Pb pelo EDTA e aos seus teores presentes no solo. Conforme Baccan et al. (2001), dentre os metais presentes no solo, o ferro e o chumbo apresentam elevadas constantes de formação para complexação com o íon EDTA.

Em consequência, a eficiência do EDTA em formar complexo com o Pb pode ser reduzida pela presença de outros elementos que possuem afinidade por ele tais como já citado anteriormente: Fe^{2+}, Cu^{2+}, Al^{3+}, Cd^{2+} Zn^{2+} e Co^{2+}, diminuindo substancialmente a quantidade do DTPA livre (Grebelen et al., 2002). Quando o Pb se encontra em menor concentração no solo, a formação do complexo $FeEDTA^{-}$ é favorecida em relação ao complexo $PbEDTA^{-2}$. Em altas concentrações de Pb no solo, o inverso poderá ocorrer. Portanto, dependendo da concentração em que se encontram, o Pb e o Fe podem competir entre si para a formação de complexos com $EDTA^{4-}$. Este é um fato muito importante em latossolos brasileiros que apresentam naturalmente altos teores de ferro, exceto para o latossolo amarelo.

Outro importante íon competidor com o Pb pelo quelante EDTA é o Ca, com favorecimento da formação de complexos de EDTA com o segundo elemento. De acordo com Nowack et al. (2006), na ausência do Ca, o EDTA seria hábil em extrair a maior parte do Pb em pH acima de 8. Quando o Ca trocável está presente, a extração de Pb é grandemente reduzida acima do pH 6 devido à co-extração de Ca e à competição entre Ca e Pb pelo EDTA. O largo excesso de Ca efetivamente co-extraído frusta a mobilização do Pb. Apesar da constante de estabilidade entre o EDTA e Ca (10,81) ser inferior à do quelante com o Pb (18,00), a alta concentração e solubilidade de Ca^{2+} torna o íon um poderoso competidor para metais pesados em pH próximo da neutralidade (Fiori, 2008).

Em relação ao Zn^{2+}, a Tabela 23 mostra, de maneira geral, um decréscimo das concentrações biodisponíveis, bem como, nas concentrações pseudo-totais, tanto nos sistemas monoelementares como nos sistemas multielementares, com ou sem a aplicação do quelante EDTA ao solo depois da coleta do capim vetiver. Em alguns tratamentos sem a aplicação do EDTA, foram apresentados alguns pequenos aumentos das concentrações após o cultivo. De acordo com as Tabelas 24 e 25, para o Zn^{2+}, os coeficientes de correlação linear simples (CCLS) entre os extratores biodisponíveis foram altos (0,9 para todas as interações DTPA x Mehlich-1 x Mehlich-3 a $p \leq 0,001$). Os extratores pseudo-totais também foram altos (0,9 para todas as interações EPA 3051 x EPA 3051-M x Água Régia a $p \leq 0,001$). Estes resultados mostram que

para o zinco, todos os extratores (biodisponíveis ou pseudo-totais) possuem boas correlações entre si.

O processo de extração de zinco em solos vem evoluindo ao longo dos anos, mas os seus resultados ainda são controversos. Vários extratores têm sido propostos e testados para este metal e, atualmente, os mais importantes são as soluções de HCl 0,1 $mol_c.L^{-1}$(Wear; Sommer, 1947), EDTA (Viro, 1955) DTPA (Lindsay; Norvell, 1978), Mehlich-1 (MEHLICH, 1953) e Mehlich-3 (Mehlich, 1984). Raij e Bataglia (1991) realizaram uma revisão de 15 trabalhos com correlacionavam vários extratores entre si (incluindo esses cinco extratores) e com a absorção por plantas e os resultados não permitiram concluir qual extrator seria o melhor. Vários autores no Brasil testaram em condições dos solos brasileiros estes principais extratores indicados atualmente na literatura. Ribeiro e Sarabia (1984) demonstraram a superioridade do EDTA sobre o extrator Mehlich-1, para solos de Minas Gerais. No trabalho de Lantmann e Meurer (1982), trabalhando com solos do Rio Grande do Sul, ficou evidenciada a superioridade da extração com EDTA sobre o HCl 0,1 $mol_c.L^{-1}$ e o extrator Mehlich-1, se excluídas dos cálculos de correlações as amostras que receberam aplicação de zinco. Bataglia e Raij (1989) concluíram que os principais extratores propostos visando avaliar a disponibilidade de micronutrientes prestaram-se bem para avaliar a fitodisponibilidade de Zn. Entretanto, Paula et al. (1991) acharam que o extrator Mehlich-1 foi o melhor, e o DTPA o pior, trabalhando com quatro solos de várzea de Minas Gerais, com diferentes quantidades aplicadas de zinco. Bataglia e Raij (1994) avaliaram as soluções extratoras DTPA, HCL 0,1 $mol_c.L^{-1}$, Mehlich-1 e EDTA na avaliação da fitodisponibilidade de zinco em amostras superficiais de 26 solos, abrangendo grande amplitude de variação em relação à acidez, CTC, matéria orgânica e textura, usando como planta teste o milho, e concluíram que o DTPA apresentou coeficientes de correlação ligeiramente superiores aos demais extratores. E que o DTPA também foi superior aos demais extratores testados na discriminação do efeito de calagem sobre a disponibilidade do zinco no solo.

A disponibilidade do elemento químico pode ser avaliada usando extrator químico, no qual a quantidade extraída é correlacionada com o acúmulo ou com a concentração do elemento nas plantas. Na

verdade, o melhor extrator para determinar a quantidade e concentrações fitodisponíveis dos metais pesados para as plantas é a própria planta de interesse proposta a ser utilizada no projeto de recuperação ambiental da área contaminada. A absorção dos elementos traços pela planta é governada por vários processos. Devido à complexidade, pode-se explicar os vários resultados encontrados por diversos autores em relação à capacidade de alguns extratores químicos de prever a disponibilidade do elemento-traço (Gomes, 1996). Estudos no Brasil testando vários extratores e correlações destes com as plantas de interesse ainda são incipientes e os resultados na literatura são bastante controversos. Para que o extrator seja considerado eficiente em detectar o teor fitodisponível, ele deverá apresentar altas correlações entre o teor do metal no solo e seu teor na planta. Mattiazzo et al. (2001) realizaram uma ampla revisão sobre a eficiência dos extratores utilizados para estimar a fitodisponibilidade e concluíram que, com exceção de Cu e Zn, ainda não existe um extrator que apresente correlação adequada com os teores de elementos absorvidos pelas plantas. Segundo Bertoncini (2002), a principal dificuldade na escolha do extrator é a variação da sua eficiência conforme a quantidade e o tipo de elemento presente na massa contaminada, o processo de obtenção do resíduo, o tipo de solo, a presença de outras espécies químicas e a espécie vegetal em questão.

Tabela 20. Efeito da aplicação do quelante EDTA no solo contaminado com Cd^{2+} nos teores biodisponíveis e pseudo-totais nos diferentes extratores em contraste com as concentrações do referido íon antes do plantio (AP) e depois do plantio (DP) do capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* L.).

Tratamento	Extrator	Dose EDTA (g)	Época	Níveis ($mg.kg^{-1}$) 0	5	10	20	40
				Teores Biodisponíveis ($mg.kg^{-1}$)				
Cd	DTPA	0,0	AP	0,00	0,45	0,78	1,63	3,83
			DP	0,00	0,74	0,91	1,26	1,32
	Mehlich-1	0,0	AP	0,00	2,71	4,65	9,64	19,70
			DP	0,00	2,28	4,73	6,91	22,55
	Mehlich-3	0,0	AP	0,00	1,89	3,23	4,38	19,00
			DP	0,00	2,70	4,09	9,79	20,00
	DTPA	0,5	AP	0,00	0,73	1,07	2,21	4,55
			DP	0,00	0,57	1,09	1,92	3,63
	Mehlich-1	0,5	AP	0,00	3,80	6,05	11,40	24,90
			DP	0,00	2,92	5,50	10,14	21,33
	Mehlich-3	0,5	AP	0,00	3,75	6,33	12,40	26,20
			DP	0,00	2,68	4,84	10,16	20,23
MIX	DTPA	0,0	AP	0,00	0,54	0,56	0,68	11,30
			DP	0,00	0,05	0,10	0,85	5,97
	Mehlich-1	0,0	AP	0,00	4,44	6,03	11,10	25,20
			DP	0,00	2,23	4,89	11,51	14,95
	Mehlich-3	0,0	AP	0,00	2,17	3,64	5,07	23,40
			DP	0,00	2,69	3,25	6,04	13,74
	DTPA	0,5	AP	0,00	0,39	0,55	6,45	13,00
			DP	0,00	0,04	0,09	0,96	7,38
	Mehlich-1	0,5	AP	0,00	2,72	4,34	14,60	15,60
			DP	0,00	2,36	4,73	8,27	13,23
	Mehlich-3	0,5	AP	0,00	2,50	4,48	19,40	25,80
			DP	0,00	1,94	3,62	7,22	15,77
				Teores Pseudo-Totais ($mg.kg^{-1}$)				
Cd	AR	0,0	AP	4,67	10,20	12,80	21,10	37,80
			DP	3,32	8,64	10,96	17,76	34,03
	EPA 3051	0,0	AP	3,52	9,06	11,20	19,20	34,30
			DP	1,95	5,31	7,26	13,11	26,61
	EPA 3052 M	0,0	AP	4,71	9,02	11,30	19,90	33,90
			DP	2,33	5,38	6,86	13,40	24,00
	AR	0,5	AP	4,14	8,54	12,50	21,50	40,50
			DP	3,27	7,55	10,90	18,13	32,30
	EPA 3051	0,5	AP	4,13	8,99	12,00	20,90	33,30
			DP	1,56	5,01	8,58	13,89	24,78
	EPA 3051 M	0,5	AP	4,22	9,42	12,10	20,60	35,40
			DP	2,36	5,00	7,97	13,50	22,93
MIX	AR	0,0	AP	4,76	8,39	10,00	14,70	26,20
			DP	3,72	9,24	9,74	17,40	26,56
	EPA 3051	0,0	AP	3,37	8,07	8,64	13,60	25,80
			DP	3,64	7,73	8,87	13,90	24,25
	EPA 3051 M	0,0	AP	4,96	9,49	9,76	14,80	26,70
			DP	3,35	6,67	7,55	13,35	21,90
	AR	0,5	AP	3,72	8,60	9,72	23,40	29,70
			DP	3,93	7,35	10,73	15,33	24,90
	EPA 3051	0,5	AP	4,36	8,56	9,89	20,90	25,00
			DP	3,15	4,83	9,33	14,95	22,65
	EPA 3051 M	0,5	AP	3,85	8,91	10,60	22,90	28,70
			DP	3,41	5,87	10,11	16,45	24,85

Tabela 21. Efeito da aplicação do quelante EDTA no solo contaminado com Ni^{2+} nos teores biodisponíveis e pseudo-totais nos diferentes extratores em contraste com as concentrações do referido íon antes do plantio (AP) e depois do plantio (DP) do capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* L.).

Tratamento	Extrator	Dose EDTA (g)	Época	Níveis (mg.kg^{-1})				
				0	5	10	20	40
				Teores Biodisponíveis (mg.kg^{-1})				
Ni	DTPA	0,0	AP	0,00	3,81	8,11	16,70	55,30
			DP	0,00	4,02	6,29	16,20	30,70
	Mehlich-1	0,0	AP	0,00	6,71	15,20	43,30	102,00
			DP	0,00	7,98	14,13	29,16	59,93
	Mehlich-3	0,0	AP	0,00	5,80	37,70	38,60	108,00
			DP	0,00	10,20	18,30	41,03	77,19
	DTPA	0,5	AP	0,00	10,20	17,60	29,30	48,50
			DP	0,04	11,25	23,65	37,20	60,00
	Mehlich-1	0,5	AP	0,00	10,50	18,10	45,30	124,00
			DP	0,14	13,66	27,60	41,86	87,25
	Mehlich-3	0,5	AP	0,00	15,50	29,40	56,50	113,00
			DP	0,00	15,60	90,93	53,06	96,94
MIX	DTPA	0,0	AP	0,00	8,17	13,20	16,20	41,80
			DP	0,03	1,65	3,30	10,14	25,06
	Mehlich-1	0,0	AP	0,00	17,30	32,80	72,80	145,00
			DP	0,00	9,68	18,33	38,40	86,45
	Mehlich-3	0,0	AP	0,00	9,58	22,90	36,50	143,00
			DP	0,10	11,76	21,08	42,22	79,45
	DTPA	0,5	AP	0,00	6,79	14,10	25,40	44,10
			DP	0,03	3,50	10,01	15,33	22,60
	Mehlich-1	0,5	AP	0,00	9,75	19,20	40,10	93,20
			DP	0,14	12,36	23,36	39,96	60,56
	Mehlich-3	0,5	AP	0,00	13,40	25,50	94,10	145,00
			DP	0,02	14,77	26,04	47,57	87,20

Tabela 22. Efeito da aplicação do quelante EDTA no solo contaminado com Pb^{2+} nos teores biodisponíveis e pseudo-totais nos diferentes extratores em contraste com as concentrações do referido íon antes do plantio (AP) e depois do plantio (DP) do capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* L.).

Tratamento	Extrator	Dose EDTA (g)	Época	Níveis (mg.kg^{-1}) 0	5	10	20	40
				Teores Biodisponíveis (mg.kg^{-1})				
Pb	DTPA	0,0	AP	0,00	19,20	37,80	102,00	218,00
			DP	0,12	5,00	7,33	28,70	39,66
	Mehlich-1	0,0	AP	1,51	32,00	62,40	71,00	77,10
			DP	1,32	84,85	133,00	132,66	102,66
	Mehlich-3	0,0	AP	1,64	63,90	172,00	365,00	694,00
			DP	0,78	118,33	222,66	473,86	885,03
	DTPA	0,5	AP	0,00	18,30	39,70	111,00	233,00
			DP	0,41	5,85	19,30	50,50	78,85
	Mehlich-1	0,5	AP	1,40	11,30	104,00	157,00	288,40
			DP	1,61	77,20	141,00	160,00	130,33
	Mehlich-3	0,5	AP	2,62	113,00	231,00	492,00	1029,00
			DP	2,74	108,66	236,66	481,50	915,43
MIX	DTPA	0,0	AP	0,31	3,80	13,70	15,00	26,40
			DP	0,00	2,00	2,64	8,42	67,10
	Mehlich-1	0,0	AP	2,29	11,10	66,70	78,50	94,50
			DP	1,79	72,90	142,00	154,50	173,33
	Mehlich-3	0,0	AP	0,00	63,40	148,00	213,00	509,00
			DP	3,22	102,73	184,63	285,96	515,03
	DTPA	0,5	AP	0,00	12,10	21,20	29,40	35,30
			DP	0,16	4,71	9,58	11,73	43,60
	Mehlich-1	0,5	AP	1,39	82,50	124,00	151,00	159,00
			DP	1,75	78,85	153,00	194,66	204,66
	Mehlich-3	0,5	AP	2,92	99,60	220,00	381,00	701,00
			DP	2,95	102,35	179,50	302,93	476,60
				Teores Pseudo-Totais (mg.kg^{-1})				
Pb	AR	0,0	AP	0,00	136,00	263,00	661,00	1108,00
			DP	0,00	159,66	315,33	653,66	1218,00
	EPA 3051	0,0	AP	0,00	126,00	272,00	556,00	1079,00
			DP	2,88	148,66	292,00	607,00	1189,66
	EPA 3052 M	0,0	AP	0,00	132,00	263,00	569,00	1067,00
			DP	5,55	119,00	227,33	461,00	878,00
	AR	0,5	AP	0,00	141,00	340,00	715,00	1307,00
			DP	0,00	158,66	315,00	650,00	1287,00
	EPA 3051	0,5	AP	0,00	151,00	312,00	638,00	1251,00
			DP	3,30	147,33	301,33	643,66	1212,00
	EPA 3051 M	0,5	AP	0,00	162,00	322,00	640,00	1285,00
			DP	5,47	114,00	234,33	503,00	914,66
MIX	AR	0,0	AP	0,00	131,00	284,00	544,00	912,00
			DP	0,00	158,66	298,66	655,33	1169,33
	EPA 3051	0,0	AP	0,00	137,00	268,00	568,00	884,00
			DP	0,00	150,33	297,66	558,00	986,50
	EPA 3051 M	0,0	AP	0,00	142,00	260,00	539,00	860,00
			DP	0,00	116,66	222,00	533,66	1030,66
	AR	0,5	AP	0,00	160,00	310,00	729,00	1159,00
			DP	0,00	151,33	312,66	567,33	1094,33
	EPA 3051	0,5	AP	0,00	157,00	290,00	675,00	1084,00
			DP	0,00	152,33	302,33	539,33	852,33
	EPA 3051 M	0,5	AP	0,00	162,00	311,00	745,00	1099,00
			DP	0,00	117,66	284,66	558,00	854,66

Tabela 23. Efeito da aplicação do quelante EDTA no solo contaminado com Zn^{2+} nos teores biodisponíveis e pseudo-totais nos diferentes extratores em contraste com as concentrações do referido íon antes do plantio (AP) e depois do plantio (DP) do capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* L.).

Tratamento	Extrator	Dose EDTA (g)	Época	Níveis (mg.kg^{-1}) 0	5	10	20	40
				Teores Biodisponíveis (mg.kg^{-1})				
Zn	DTPA	0,0	AP	0,80	129,00	166,00	238,00	515,00
			DP	0,23	98,56	198,33	264,00	623,50
	Mehlich-1	0,0	AP	2,06	286,00	377,00	1400,00	1958,00
			DP	0,78	216,96	439,66	857,00	1396,33
	Mehlich-3	0,0	AP	2,16	171,00	517,00	1058,00	1916,00
			DP	2,44	225,33	436,60	900,53	1456,00
	DTPA	0,5	AP	0,59	122,00	178,00	380,00	1953,00
			DP	0,29	105,66	204,00	233,00	374,00
	Mehlich-1	0,5	AP	1,68	205,00	609,00	1261,00	1978,00
			DP	0,40	218,00	439,00	836,00	1255,00
	Mehlich-3	0,5	AP	1,59	322,00	686,00	1684,00	2329,00
			DP	0,80	225,36	434,00	806,00	1285,66
MIX	DTPA	0,0	AP	2,37	129,00	139,00	145,00	832,00
			DP	0,29	39,33	83,10	260,50	703,00
	Mehlich-1	0,0	AP	1,32	372,00	648,00	1202,00	2119,00
			DP	0,82	243,33	453,33	908,33	1218,33
	Mehlich-3	0,0	AP	0,76	210,00	458,00	650,00	2233,00
			DP	1,86	251,53	476,56	875,83	1369,50
	DTPA	0,5	AP	0,26	90,90	147,00	658,00	1160,00
			DP	0,25	36,00	121,66	305,00	828,50
	Mehlich-1	0,5	AP	4,95	260,00	432,00	1344,00	1562,00
			DP	1,11	222,33	437,66	798,33	1247,00
	Mehlich-3	0,5	AP	0,38	292,00	523,00	1887,00	2707,00
			DP	1,24	232,70	443,66	828,86	1540,00
				Teores Pseudo-Totais (mg.kg^{-1})				
Zn	AR	0,0	AP	37,80	423,00	806,00	1752,00	2704,00
			DP	17,60	361,66	717,33	1268,66	2064,33
	EPA 3051	0,0	AP	15,00	376,00	719,00	1637,00	2256,00
			DP	7,38	297,00	569,70	1134,00	1701,00
	EPA 3051 M	0,0	AP	14,80	352,00	682,00	1619,00	2283,00
			DP	11,93	250,66	483,00	904,50	1456,66
	AR	0,5	AP	18,50	467,00	894,00	2061,00	2900,00
			DP	17,80	335,50	716,20	1367,00	1884,63
	EPA 3051	0,5	AP	17,50	421,00	796,00	1837,00	2475,00
			DP	8,73	294,30	582,60	1075,63	1521,00
	EPA 3052 M	0,5	AP	16,90	410,00	828,00	1798,00	2579,00
			DP	11,15	243,00	463,00	677,00	1241,66
MIX	AR	0,0	AP	53,60	510,00	719,00	1322,00	2315,00
			DP	30,93	408,66	653,43	1468,00	2346,00
	EPA 3051	0,0	AP	17,00	396,00	666,00	1285,00	2281,00
			DP	14,10	340,00	629,00	1260,33	1671,50
	EPA 3051 M	0,0	AP	15,60	408,00	633,00	1247,00	2246,00
			DP	12,43	283,66	521,33	1221,00	1696,50
	AR	0,5	AP	2,76	436,00	649,00	2028,00	2985,00
			DP	30,50	348,66	663,66	1186,00	1708,00
	EPA 3051	0,5	AP	16,10	397,00	585,00	1923,00	2523,00
			DP	11,51	333,33	645,00	1113,33	1974,00
	EPA 3051 M	0,5	AP	10,90	417,00	629,00	1898,00	2745,00
			DP					

Tabela 24. Coeficientes de correlações lineares simples para a determinação dos teores de cada metal pesado entre métodos Água Régia AR, EPA 3051 e EPA 3051 Modificado após a colheita do capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* L.).

Método de Extração	Cd		Pb		Zn	
			(mg.kg^{-1})			
	EPA 3051	AR	EPA 3051	AR	EPA 3051	AR
EPA 3051	1,0**	0,9**	1,0**	0,9*	1,0**	0,9**
EPA 3051 M	0,9**	0,9**	0,9*	0,9**	0,9**	0,9**

Tabela 25. Coeficientes de correlações lineares simples para a determinação dos teores de cada metal pesado entre métodos DTPA, Mehlich-1 e Mehlich-3 após a colheita do capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* L.).

	Cd		Ni		Pb		Zn	
			(mg.kg^{-1})					
	M-1	M-3	M-1	M-3	M-1	M-3	M-1	M-3
DTPA	0,6**	0,7 **	0,8 **	0,8 **	0,5 **	0,8 **	0,9 **	0,9 **
M-1	1,0 **	0,9 **	1,0 **	0,9 **	1,0 **	0,5 **	1,0 **	0,9 **

Tabela 26. Coeficientes de correlações lineares simples para a determinação entre os teores de Cd, Ni, Pb e Zn obtidos pelos extratores químicos DTPA, Mehlich-1 e Mehlich-3 e os teores na parte aérea e raiz do capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* L.) cultivado em solo com e sem a aplicação de EDTA e com doses crescentes de contaminação desses metais pesados.

DTPA	M-1	M-3	
		Cd (mg.kg-1)	
Parte Aérea	0,8 **	0,3 n.s	0,4 *
Raiz	0,7 **	0,6 **	0,6 **
		Ni (mg.kg-1)	
Parte Aérea	0,2 n.s	0,5 **	0,5 **
Raiz	0,3 n.s	0,6 **	0,6**
	Pb (mg.kg-1)		
Parte Aérea	0,8 **	0,6 **	0,6 **
Raiz	0,8 **	0,6 **	0,8 **
		Zn (mg.kg-1)	
Parte Aérea	0,8 **	0,8 **	0,8 **
Raiz	0,8 **	0,8 **	0,8 **

Tabela 27. Análise de variância e teste de médias do efeito da aplicação de doses crescentes dos metais e da aplicação de EDTA nas concentrações de metais da Massa Seca da Parte Aérea do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05. ANAVA: * e ** Significativo a 5 e 1 % de probabilidade, respectivamente.

Análise de Variância – Massa Seca da Parte Aérea					
FV	**GL**	**Ni**	**Cd**	**Pb**	**Zn**
Contaminante	1	**	**	**	*
Nível	4	**	**	**	**
Dose	1	n.s.	**	**	**
Contaminante*Nível	4	**	**	**	*
Contaminante*Dose	1	n.s.	**	**	n.s.
Nível*Dose	4	**	**	**	**
Contaminante*Nível*Dose	4	**	**	**	*
CV %		47,67	34,61	21,05	25,77

Tratamento	**EDTA (g)**	**Níveis (mg.kg^{-1})**				
		0	**35**	**70**	**140**	**280**
Ni	0,0	1,47 a	9,36 a	12,25 a	21,42 a	42,00 a
	0,5	0,00 a	7,82 a	9,04 a	20,15 a	34,50 a
MIX	0,0	4,00 a	13,41 a	23,60 a	183,00 a	368,50 a
	0,5	0,00 a	8,19 a	28,75 a	126,50 a	376,00 a
		0	**5**	**10**	**20**	**40**
Cd	0,0	0,00 a	2,98 a	2,87 a	3,47 a	4,32 a
	0,5	0,00 a	2,61 a	2,66 a	3,09 a	4,92 a
MIX	0,0	0,00 a	3,64 a	5,53 a	23,50 a	97,00 b
	0,5	0,00 a	4,87 a	12,60 a	29,60 a	205,00a
		0	**200**	**400**	**800**	**1.600**
Pb	0,0	0,00 a	34,40 a	68,20 a	94,13 b	92,50 b
	0,5	0,00 a	39,75 a	76,76 a	106,00 a	98,33 a
MIX	0,0	0,00 a	8,32 a	14,95 a	29,00 a	138,66 a
	0,5	0,00 a	18,50 a	23,70 a	22,45 a	150,33 a
		0	**500**	**1.000**	**2.000**	**4.000**
Zn	0,0	26,60 a	402,33 a	536,00 a	2.878,33 a	14.420,00 b
	0,5	23,40 a	392,33 a	924,60 a	2.938,00 a	20.775,00 a
MIX	0,0	25,83 a	395,33 b	644,00 a	4.373,00 a	12.255,00 b
	0,5	30,13 a	474,00 a	1.337,00a	3.684,00 a	22.665,00 a

Tabela 28. Análise de variância e teste de médias do efeito da aplicação de doses crescentes dos metais e da aplicação de EDTA nas concentrações de metais da Massa Seca das Raízes do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05. ANAVA: * e ** Significativo a 5 e 1 % de probabilidade, respectivamente.

Análise de Variância – Massa Seca das Raízes					
FV	**GL**	**Ni**	**Cd**	**Pb**	**Zn**
Contaminante	1	**	**	**	*
Nível	4	**	**	**	**
Dose	1	**	*	**	**
Contaminante*Nível	4	**	**	**	*
Contaminante*Dose	1	**	**	n.s.	n.s.
Nível*Dose	4	**	**	**	**
Contaminante*Nível*Dose	4	**	**	n.s.	*
CV %		15,86	18,91	24,31	25,77

Tratamento	**EDTA (g)**	**Níveis (mg.kg^{-1})**				
		0	**35**	**70**	**140**	**280**
Ni	0,0	11,65 a	50,75 a	72,60 a	83,35 a	120,00 a
	0,5	11,08 a	21,45 b	24,60 b	70,00 b	104,40 b
MIX	0,0	10,33 a	48,25 a	56,23 a	175,33 a	359,50 b
	0,5	15,10 a	29,90 a	53,40 a	140,00 a	422,50 a
		0	**5**	**10**	**20**	**40**
Cd	0,0	0,39 a	17,15 a	34,35 a	32,90 a	46,50 a
	0,5	0,00 a	12,25 a	11,95 b	18,45 b	22,90 b
MIX	0,0	0,00 a	21,80 a	39,95 a	36,70 b	72,40 b
	0,5	1,18 a	18,80 a	49,03 a	54,00 a	117,00 a
		0	**200**	**400**	**800**	**1.600**
Pb	0,0	0,00 a	48,56 a	72,20 a	253,50 a	437,50 b
	0,5	0,00 a	27,95 a	111,00 a	213,50 a	523,00 a
MIX	0,0	0,00 a	48,36 a	99,03 a	205,85 a	489,00 b
	0,5	0,00 a	50,45 a	115,00 a	240,50 a	774,50 a
		0	**500**	**1.000**	**2.000**	**4.000**
Zn	0,0	78,30 a	919,50 a	1.698,00 a	3.566,66 a	10.151,00 b
	0,5	76,35 a	982,00 a	1.948,00 a	4.215,00 a	17.765,00 a
MIX	0,0	89,55 a	870,50 b	1.763,00 a	2.932,00 a	11.670,00 b
	0,5	123,00 a	1.133,50 a	2.238,33 a	3.298,00 a	12.425,00 a

Tabela 29. Análise de variância e teste de médias do efeito da aplicação de doses crescentes dos metais e da aplicação de EDTA nas quantidades de metais da Massa Seca da Parte Aérea do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05. ANAVA: * e ** Significativo a 5 e 1 % de probabilidade, respectivamente.

Análise de Variância – Massa Seca da Parte Aérea					
FV	**GL**	**Ni**	**Cd**	**Pb**	**Zn**
Contaminante	1	**	**	**	*
Nível	4	**	**	**	**
Dose	1	n.s.	**	**	**
Contaminante*Nível	4	**	**	**	*
Contaminante*Dose	1	n.s.	**	**	n.s.
Nível*Dose	4	**	**	**	**
Contaminante*Nível*Dose	4	**	**	**	*
CV %		47,67	34,61	21,05	25,77

Tratamento	**EDTA (g)**	**Níveis (mg.kg^{-1})**				
		0	**35**	**70**	**140**	**280**
Ni	0,0	0,01 a	0,13 a	0,15 a	0,30 a	0,59 a
	0,5	0,04 a	0,10 a	0,11 a	0,25 a	0,41 a
MIX	0,0	0,03 a	0,14 a	0,28 a	1,91 a	6,70 b
	0,5	0,00 a	0,10 a	0,32 a	1,30 a	9,22 a
		0	**5**	**10**	**20**	**40**
Cd	0,0	0,00	0,05 a	0,03 a	0,05 a	0,05 a
	0,5	0,00	0,03 a	0,03 a	0,04 a	0,06 a
MIX	0,0	0,00	0,03 a	0,06 a	0,24 a	0,81 b
	0,5	0,00	0,05 a	0,14 a	0,30 a	1,66 a
		0	**200**	**400**	**800**	**1.600**
Pb	0,0	0,00	0,51 a	0,87 a	1,18 b	0,60 b
	0,5	0,00	0,53 a	1,03 a	1,44 a	1,29 a
MIX	0,0	0,00	0,22 a	0,18 a	0,30 a	1,15 a
	0,5	0,00	0,08 b	0,27 a	0,23 a	1,20 a
		0	**500**	**1.000**	**2.000**	**4.000**
Zn	0,0	0,29 a	5,15 a	6,40 a	30,74 a	114,78 b
	0,5	0,29 a	4,76 a	11,08 a	29,25 a	160,65 a
MIX	0,0	0,25 a	3,10 a	7,87 a	45,66 a	102,32 b
	0,5	0,44 a	5,79 a	15,43 a	37,90 a	184,36 a

Tabela 30. Análise de variância e teste de médias do efeito da aplicação de doses crescentes dos metais e da aplicação de EDTA nas quantidades de metais da Massa Seca das Raízes do capim vetiver. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si, pelo teste de Tukey 0,05. ANAVA: * e ** Significativo a 5 e 1 % de probabilidade, respectivamente.

Análise de Variância – Massa Seca das Raízes					
FV	**GL**	**Ni**	**Cd**	**Pb**	**Zn**
Contaminante	1	**	**	**	*
Nível	4	**	**	**	**
Dose	1	**	*	**	**
Contaminante*Nível	4	**	**	**	*
Contaminante*Dose	1	**	**	n.s.	n.s.
Nível*Dose	4	**	**	**	**
Contaminante*Nível*Dose	4	**	**	n.s.	*
CV %		15,86	18,91	24,31	25,77

Tratamento	**EDTA (g)**	**Níveis (mg.kg^{-1})**				
		0	**35**	**70**	**140**	**280**
Ni	0,0	0,047 a	0,235 a	0,350 a	0,227 b	0,594 a
	0,5	0,052 a	0,092 b	0,102 b	0,327 a	0,370 b
MIX	0,0	0,038 a	0,179 a	0,331 a	0,446 a	0,881 b
	0,5	0,078 a	0,145 a	0,198 b	0,470 a	1,156 a
		0	**5**	**10**	**20**	**40**
Cd	0,0	0,001 a	0,085 a	0,154 a	0,1777 a	0,224 a
	0,5	0,000 a	0,060 a	0,054 b	0,0833 b	0,110 b
MIX	0,0	0,000 a	0,081 a	0,172 a	0,121 b	0,177 b
	0,5	0,006 a	0,091 a	0,169 a	0,184 a	0,321 a
		0	**200**	**400**	**800**	**1.600**
Pb	0,0	0,000	0,238 a	0,362 a	1,056 a	1,952 b
	0,5	0,000	0,137 a	0,469 a	0,829 a	2,923 a
MIX	0,0	0,000	0,178 a	0,430 a	0,183 b	1,199 b
	0,5	0,000	0,245 a	0,396 a	0,476 a	2,105 a
		0	**500**	**1.000**	**2.000**	**4.000**
Zn	0,0	0,347 a	4,243 a	6,760 a	12,178 a	27,815 b
	0,5	0,340 a	4,485 a	8,186 a	15,626 a	46,729 a
MIX	0,0	0,342 a	3,257 b	7,652 a	9,709 a	28,673 b
	0,5	0,638 a	5,489 a	7,725 a	11,377 a	33,997 a

Potencial fitoextrator do capim vetiver (*Vetiveria zizanioides* L.)

De uma maneira geral, as tabelas de análise de variância (Tabelas 27 e 28), que analisaram o efeito da aplicação de doses crescentes dos metais pesados de interesse e da aplicação ou não de EDTA na Massa Seca da Parte Aérea e na Massa Seca das Raízes do capim vetiver, apresentaram significância a nível de 1% de probabilidade em praticamente todas as fontes de variação do teste, tanto para as fontes isoladas, como para as interações duplas ou triplas entre as fontes de variação. Em resumo, todas as variações tiveram influência nos resultados obtidos.

Nas mesmas tabelas anteriormente citadas, ao se analisar isoladamente cada metal pesado de interesse nesta pesquisa pelo teste de médias (Tukey, $p \leq 0,01$), nota-se que o níquel em sistema monoelementar não apresenta diferenças significativas em todos os níveis de contaminação pelo teste adotado, analisando a presença ou ausência do quelante EDTA nas concentrações do metal na Massa Seca da Parte Aérea (MSPA), e no sistema multielementar, essa diferença só é acusada no nível mais alto (40 $mg.kg^{-1}$), apresentando o efeito significativo do quelante na absorção do Ni^{2+} pela parte aérea do capim. Já na Massa Seca das Raízes (MSR), no sistema monoelementar, em todos os níveis de contaminação provocados, a presença de 0,5 g do quelante EDTA diminuiu a absorção e consequentemente a concentração do Ni^{2+} pelo capim vetiver. Quando se resgata os efeitos da aplicação do EDTA nas concentrações do Ni^{2+} no solo (Tabela 13), observa-se que a presença do EDTA aumentou as concentrações biodisponíveis do mesmo em praticamente todos os níveis estudados e em todos os extratores no sistema monoelementar (ISO) e menos no sistema multielementar (MIX). Esse efeito de maior biodisponibilização do Ni^{2+} no sistema monoelementar pode ter ocasionado uma concentração crítica do metal para a adsorção pelas raízes do vetiver. Segundo McNichol e Beckett (1985), a concentração pseudo-total crítica no solo para o Ni^{2+} é de 100 $mg.kg^{-1}$. Esse valor, embora tenham sido determinado as concentrações pseudo-totais do elemento por questões

operacionais do ICP-AES da Embrapa Solos, foi atingido facilmente com as doses medianas e altas dos níveis propostos neste trabalho. Como as concentrações do Ni^{2+} foram muito menores nos tratamentos em que não se utilizou a adição do quelante, os níveis na rizosfera não estavam críticos e os tratamentos sem o quelante proporcionaram uma maior absorção pelas raízes do capim vetiver.

O Ni^{2+}, quando se encontra na fase solúvel, é prontamente absorvido pelas raízes, sendo móvel nas plantas e provavelmente acumulado nas folhas e nas sementes. A fitotoxidez de Ni^{2+} causa clorose, provavelmente induzida pelo Fe. Sob estresse de Ni^{2+}, a absorção de nutrientes, o desenvolvimento das raízes e o metabolismo são retardados, e elevadas concentrações do elemento no tecido das plantas inibem a fotossíntese e a transpiração, Kabata-Pendias e Pendias (1992).

Segundo Bowen (1979), o teor normal de níquel nas plantas é de 0,02 a 5,00 $mg.kg^{-1}$. As concentrações de Ni^{2+} na parte aérea do vetiver alcançaram concentrações de mais de 180 $mg.kg^{-1}$ no caso do sistema MIX com a aplicação do EDTA. Já no sistema radicular, este tratamento concentrou mais de 420 $mg.kg^{-1}$. Segundo Raskin et al. (1994), para ser considerada uma planta hiperacumuladora de Ni^{2+}, o vegetal tem de ser capaz de extrair e acumular no seu tecido seco mais de 1.000 $mg.kg^{-1}$. Apesar de não ser considerada pelos níveis estabelecidos por este autor uma espécie hiperacumuladora, o capim vetiver (principalmente em suas raízes) mostra-se promissor para a remediação de áreas com esse metal. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1992), a concentração crítica nas plantas para o Ni^{2+} situa-se na faixa de 10 – 100 $mg.kg^{-1}$ e, a partir desses valores, o elemento se torna tóxico às plantas. De acordo com McNichol e Beckett (1985), concentrações acima de 8 $mg.kg^{-1}$ podem ocasionar toxidade em muitas espécies, diminuindo no mínimo a produção em 10%. Logo, de acordo com essa concentração, todos os teores encontrados tanto na parte aérea como nas raízes do vetiver podem ser consideradas tóxicas (Tabelas 27 e 28), fato que não foi observado no capim em nenhum momento da experimentação.

Em relação ao cádmio, o teste de Tukey mostrou que, assim como o níquel, praticamente não houve efeito da aplicação do agente quelante EDTA nas concentrações do elemento na massa seca da parte aérea, só ocorrendo também uma maior quantidade de teor da Cd^{2+} no tratamento MIX no maior nível estudado (40 $mg.kg^{-1}$), tal como ocorreu com o Ni^{2+}. Da mesma maneira do Ni^{2+}, o Cd^{2+} também apresentou aumentos significativos quando na presença do íon nos sistemas ISO e MIX nos maiores níveis estudados (20 e 40 $mg.kg^{-1}$), sendo que os tratamentos sem a aplicação do quelante obtiveram maiores teores do metal do que os tratamentos com a presença do EDTA no ISO e se obteve o contrário com os tratamentos MIX. Provavelmente o mesmo fenômeno de absorção deva estar ocorrendo com o Cd^{2+}.

A faixa de concentração considerada normal em plantas é de 0,05 a 0,70 $mg.kg^{-1}$, Kabata-Pendias e Pendias (1992) e de 0,2 a 3,0 $mg.kg^{-1}$ (Bergmann, 1992). As concentrações de Cd^{2+} na parte aérea do vetiver alcançaram concentrações de 205 $mg.kg^{-1}$ no caso do sistema MIX com a aplicação do EDTA. Já no sistema radicular, este tratamento concentrou 170 $mg.kg^{-1}$. Segundo Raskin et al. (1994), para ser considerada uma planta hiperacumuladora de Cd^{2+} o vegetal tem de ser capaz de extrair e acumular no seu tecido seco mais de 100 $mg.kg^{-1}$, fato este observado no vetiver. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1992), concentrações de $Cd^{2+} > 5,0$ $mg.kg^{-1}$ são consideradas tóxicas para as culturas, e segundo Bergmann (1992) esse nível de toxidade é > 4,0 $mg.kg^{-1}$. Até mesmo uma pequena quantidade que varia de 1 a 10 $mg.kg^{-1}$ de Cd^{2+} afeta o desenvolvimento das plantas. Segundo McNichol e Beckett (1985), teores acima de 4 $mg.kg^{-1}$ de Cd^{2+} podem ocasionar toxidade em muitas plantas, diminuindo a produção em cerca de 10%. Porém, de acordo com essa concentração, muitos dos teores encontrados tanto na parte aérea como nas raízes do vetiver neste experimento podem ser consideradas tóxicas (Tabelas 27 e 28), fato que não foi observado no capim em nenhum momento da experimentação.

Sellami et al. (2003) observaram que um solo contaminado contendo 20 $mg.kg^{-1}$ de Cd^{2+}, a concentração do metal na parte aérea de *Thlaspi*

caerulescens (1.122 $mg.kg^{-1}$) foi maior do que a de *Brassica napus* (206 $mg.kg^{-1}$). Essas duas espécies são citadas na literatura como as melhores espécies hiperacumuladoras de Cádmio em ambientes temperados. Entretanto, como a produção de matéria seca de *B. napus* foi 60 a 120 vezes maior do que *T. caerulescens* , a quantidade acumulada por *B. napus* foi maior do que por *T. caerulescens*, 1,88 e 0,16 mg.unidade $experimental^{-1}$, respectivamente. Logo, apesar das concentrações de Cd^{2+} na massa seca da parte aérea do vetiver utilizadas neste experimento serem muito inferiores às obtidas por Sellami et al. (2003), a quantidade acumulada pelo vetiver com e sem a aplicação do EDTA, no tratamento MIX, no nível de contaminação mais alto, foi superior à obtida pela *Thlaspi caerulescens;* no tratamento MIX, com a aplicação do EDTA no nível mais alto, foi semelhante aos resultados da *Brassica napus*.

O Cd^{2+}, apesar de ser um elemento não essencial, é eficientemente absorvido tanto pelas raízes quanto pela parte aérea. O pH é o fator que mais controla a sua absorção pelas plantas, sendo reduzida pela calagem (Kabata-Pendias; Pendias,1992). Além disso, a absorção de Cd^{2+} é influenciada pelos níveis de Ca, presença de S e de metais pesados. Os sintomas de toxidez ao cádmio iniciam com o surgimento de nervuras e pontuações avermelhadas nas folhas mais basais, com posterior epinastia, clorose nas folhas mais jovens e redução de número de gemas apicais, verificando-se nas plantas de pequeno porte, raízes pouco desenvolvidas, caules finos, tendência ao aparecimento de gemas laterais e queda na produção de matéria seca. Sua fitotoxidez inibe a fotossíntese, perturba a respiração e fixação de CO_2, e altera a permeabilidade das membranas (Kabata-Pendias; Pendias,1992).

Quanto ao chumbo, foi observado que a aplicação do quelante EDTA no solo só afetou as concentrações do elemento nos níveis mais altos de contaminação do solo pelo íon no sistema monoelementar na parte aérea, e em ambos os sistemas tanto na parte aérea quanto no sistema radicular do vetiver (apesar dos valores das médias com a aplicação serem superiores em quase todos os níveis nos dois sistemas, o teste de médias na maioria deles não identificou diferenças estatísticas).

Apesar de ocorrer nas plantas, o Pb não possui nenhum papel específico no seu metabolismo. Sua absorção é passiva, sendo diminuída com a calagem e baixa temperatura. Os efeitos tóxicos do Pb ocorrem nos processos de fotossíntese, mitose e absorção de água ; levando a uma coloração verde escura nas folhas, murchamento das folhas mais velhas, folhagem atrofiada, e raízes amarronzadas e pouco desenvolvidas. As maiores bioacumulações de Pb ocorrem em plantas folhosas, como as de alface, que podem acumular 0,15% de Pb na massa seca (Kabata-Pendias; Pendias, 1992). O milho foi identificado como um bom acumulador de Pb. Para uma espécie ser considerada hiperacumuladora de Pb, ela deve acumular mais de 1.000 $mg.kg^{-1}$, ou seja 0,1% do chumbo na massa seca do vegetal. Neste experimento, o maior valor encontrado para a concentração do Pb^{2+} na massa seca da parte aérea foi de 150,33 $mg.kg^{-1}$ no tratamento da aplicação do quelante na dose mais alta no sistema multielementar e 774,50 $mg.kg^{-1}$ no mesmo tratamento na massa seca das raízes.

Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1992), as concentrações normais de Pb na parte aérea das plantas consideradas normais variam de 0,2 a 20,0 $mg.kg^{-1}$ e, segundo Bergmann (1992), de 2,0 a 7,0 $mg.kg^{-1}$. Logo, já nos níveis intermediários para os níveis maiores, todos os tratamentos apresentaram níveis acima dos considerados normais para a maioria das espécies tanto na parte aérea, como no sistema radicular (Tabelas 27 e 28). O metal é pouco absorvido e pouco se transloca, localizando-se sobretudo na parede celular da superfície das raízes, sendo difícil distinguir o assimilado do aderido.

A aplicação do EDTA foi significativa nos níveis 800 e 1.600 $mg.kg^{-1}$ nos tratamentos com o Pb isolado, sendo que a aplicação do quelante aumentou a absorção do Pb pela parte aérea das plantas. Nas raízes, a aplicação do EDTA também foi superior no maior nível, tanto no tratamento monoelementar, como no multielementar. Zeitouni (2003), trabalhando também com um latossolo vermelho amarelo distrófico, analisou a eficiência de 4 espécies vegetais (mamona, girassol, pimenta e tabaco) como fitoextratoras de Cd, Pb, Cu, Ni e

Zn em níveis crescentes de contaminação, com a aplicação ou não de EDTA, e concluiu que sem a aplicação do EDTA, as concentrações de Pb na parte aérea não diferiu estatisticamente entre as espécies estudadas, independente das doses do metal, demonstrando que em condições normais, o Pb, se absorvido, não é translocado para a parte aérea, devendo assim ficar retido nas raízes e que com a aplicação do EDTA, houve um aumento na concentração de Pb na parte aérea das culturas, fato também observado por Schnoor (1997). Zeitouni (2003) encontrou baixas concentrações de Pb, tanto na parte aérea, como no sistema radicular das quatro culturas estudadas. Marques et al. (2000), em um experimento com espécies arbóreas em solos contaminados com metais pesados, também obtiveram baixas quantidades de Pb extraído do solo pelas plantas. Mesmo em solos altamente contaminados com chumbo (10.000 $mg.kg^{-1}$) e teoricamente usando uma espécie hiperacumuladora (*Brassica juncea*), Felix et al. (1999) obtiveram baixas quantidades extraídas de Pb (em média 0,6 $mg.kg^{-1}$). Almeida (2007) estudou a potencialidade do uso do feijão-de-porco na presença de doses crescentes de Pb (0, 250, 500 e 1000 $mg.kg^{-1}$) em vasos de 2 litros em casa-de-vegetação e verificou que o desenvolvimento das plantas não foi inibido e as plantas não apresentaram sintomas de fitotoxidade, porém na maior concentração de Pb, as plantas não apresentaram produção de nódulos radiculares. Observou, ainda, que essa espécie apresentou baixos índices de transporte de Pb para a parte aérea, atingindo um máximo de 10% e concluiu que as plantas de feijão-de-porco tem potencial para a fitoextração de Pb, atingindo 400 $mg.kg^{-1}$ de Pb nas raízes e que a fixação do nitrogênio atmosférico via FBN nos nódulos pode ser afetada pela presença de Pb.

Pereira (2005), estudando o potencial fitorremediador das culturas de feijão-de-porco, girassol e milho cultivadas em latossolo vermelho contaminados por Pb (0, 100, 200, 350, 1.200 e 2.400 $mg.kg^{-1}$) na presença e ausência do EDTA (0,0 e 0,5 $g.kg^{-1}$), observou que a concentração do Pb na parte aérea do girassol na ausência do EDTA, a máxima foi de 99,6 $mg.kg^{-1}$, em ajuste quadrático e que na presença do quelante, houve uma tendência crescente na concentração de chumbo

na parte aérea até o nível 1.200 $mg.kg^{-1}$, concentrando 1.634 $mg.kg^{-1}$ de Pb, havendo um decréscimo na última dose. Resultados semelhantes foram obtidos por Huang et al. (1997). Eles observaram um aumento de 100 $mg.kg^{-1}$ para 11.000 $mg.kg^{-1}$ de Pb na cultura de ervilha, crescida em solo com 2.500 $mg.kg^{-1}$ de Pb, na presença de 0,5 $g.kg^{-1}$ de EDTA. De acordo com Tandy et al. (2004), o EDTA pode aumentar em 45 a 100% a eficiência de remoção de Pb em solos contaminados. No experimento de Pereira (2005), os aumentos percentuais proporcionados pela aplicação do EDTA no girassol foram de 760, 2.132, 1.121, 1.460, 2.795 e 1.217% e no feijão-de-porco foi de 27, 29, 100, 415 e 692% para as doses 0, 100, 200, 350, 1.200, e 2.400 $mg.kg^{-1}$ de Pb, respectivamente. Tal fato demonstra a importância do complexante no aumento da absorção de Pb pelas plantas. Já para o milho, ao contrário do observado pela literatura, o EDTA não se diferenciou estatisticamente nos tratamentos na presença e na ausência do quelante.

De uma maneira geral, a aplicação pretérita de EDTA (0,5 $g.kg^{-1}$) no capim vetiver, não surtiu o efeito esperado e citado largamente na literatura, pois estatisticamente os aumentos observados na concentração da parte aérea do capim no tratamento isolado nos dois maiores níveis (800 e 1.600 $mg.kg^{-1}$) foram muito pequenos. Embora neste experimento não tenha sido realizada a análise da complexação do EDTA com alguns metais e a especiação dos metais pesados de interesse desta pesquisa, Pereira (2005) concluiu que na presença do EDTA, mais de 90% do total das formas de Pb, de Fe e de Al foram complexados pelo EDTA, e que a eficiência do EDTA em aumentar a absorção de Pb pelas plantas dependerá da concentração de Pb, de Fe e de Al na solução do solo. Este fato possui grande importância na classe dos latossolos brasileiros que apresentam naturalmente altos teores de Fe e de Al. Não se sabe exatamente o que proporcionou na maioria dos níveis dos metais pesados testados a não diferença estatística entre a aplicação ou não do agente quelante EDTA. Uma das hipóteses é que as raízes do capim vetiver liberam ácidos orgânicos que formam complexos com os metais, facilitando a absorção destes pelo sistema radicular do capim. É importante também comentar que

em média o pH do solo rizosférico (principalmente em se tratando de gramíneas), é de uma unidade menor do que o solo não rizosférico, e que esta diferença de acidez perto das raízes, proporciona uma maior biodisponibilidade dos metais pesados e consequentemente sua maior absorção através dos pelos radiculares das plantas.

Com relação ao zinco, somente no nível mais elevado de contaminação (tanto no sistema monoelementar, como no sistema multielementar), é que foi detectada diferença nos tratamentos sem e com a aplicação do EDTA, tendo os tratamentos com o uso do quelante muita superioridade sobre os tratamentos sem o uso do EDTA.

Analisando isoladamente as concentrações (principalmente nos níveis mais altos), e seguindo orientações estabelecidas pela definição de planta hiperacumuladora, o capim vetiver se enquadraria como uma grande espécie para fitoextrair este metal do solo, pois tanto na parte aérea quanto nas raízes, o vetiver concentrou mais de 10.000 $mg.kg^{-1}$ deste metal. Entretanto, as suas produções de biomassa (tanto da parte aérea como das raízes) foram altamente prejudicadas pelo efeito fitotóxico deste metal nesta espécie, mesmo nas doses intermediárias dos níveis de contaminação. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1992), a concentração crítica nas plantas para o Zn^{2+} situa-se na faixa de 1 – 400 $mg.kg^{-1}$, e a partir desses valores, o elemento se torna tóxico às plantas. De acordo com McNichol e Beckett (1985), concentrações acima de 400 $mg.kg^{-1}$ podem ocasionar toxidade em muitas espécies, diminuindo no mínimo a produção em 10%. Logo, de acordo com essas concentrações, todos os teores encontrados tanto na parte aérea como nas raízes do vetiver podem ser consideradas tóxicas (Tabelas 27 e 28), menos no tratamento controle sem a adição artificial do metal contaminante. Este fato realmente foi observado no capim em praticamente todos os níveis do metal adicionado ao solo, desde o estabelecimento da cultura nos vasos. Os sintomas de toxidade de Zn^{2+} são clorose em folhas jovens e redução do crescimento (Kabata-Pendias; Pendias, 1992), exatamente o que foi observado na experimentação nos níveis de contaminação a partir de 1.000 $mg.kg^{-1}$.

O zinco pode ser absorvido pelas raízes na forma de Zn e Zn^{2+} hidratados, íons complexos e ligados a quelatos, sendo que o Zn associado aos óxidos de Fe e Mn é mais disponível às plantas. As raízes contêm muito mais Zn do que a parte aérea, mas com excesso de Zn o mesmo é translocado das raízes e acumulados na parte aérea das plantas, nos cloroplastos, membrana celular e fluído dos vacúolos. Segundo Moraghan e Mascagnl Jr. (1991), a disponibilidade do zinco é muito influenciada pelo pH, que acima de 5,5 ocorre à adsorção do Zn pelos óxidos de Al, Fe e Mn.

No geral, observa-se que em relação ao metais pesados de interesse estudados neste experimento, as concentrações dos mesmos na biomassa do capim vetiver foram maiores nas raízes do que na parte aérea. Verificou-se também que a absorção no latossolo contendo diversos metais pode ser diferente da verificada em elementos isolados, dada as diversas interações entre esses, que podem ser independentes, antagonistas, aditivas ou sinergéticas (Barceló; Poschenrieder, 1992; Kahle, 1993) e as respostas das espécies ao excesso de metais, diferenciadas em função da especiação desses no solo. Segundo McBride (1994), metais absorvidos na forma catiônica como Zn, Cu, Pb e Mn, translocam-se pouco para a parte aérea. A capacidade de translocar os metais adsorvidos da raiz para a parte aérea é demonstrado através do **Índice de Translocação (IT)**, quanto maior o valor deste índice, maior a quantidade translocada para a parte aérea. Esse e outros cálculos podem ser realizados na tentativa de expressar o potencial das plantas em fitorremediar o solo, que pode ser medido usando alguns índices específicos.

Verifica-se na Tabela 31 que o IT variou de acordo com o metal pesado utilizado na experimentação, tanto isolado (monoelementar), como em conjunto (multielementar). Os maiores índices de translocação foram observados para o Zn e os menores para o Cd. É importante ressaltar que os tratamentos ISO e MIX que utilizaram o Zn como metal contaminante, foram os tratamentos mais afetados pela toxidade dos metais e foram aqueles que apresentaram os maiores índices

de translocação da raiz para a parte aérea. O mesmo foi verificado por Marques et al. (2000) em experimento com espécies arbóreas tropicais cultivadas em solos com diferentes graus de contaminação por metais pesados. Os autores observaram uma enorme variação das espécies em relação à capacidade de absorver e translocar Zn, Cd e Pb, contudo as espécies menos afetadas pelo excesso de metais foram aquelas que concentraram a maior parte deles na raiz. Os tratamentos com índice de translocação acima de 70% são considerados bons para uma planta fitoextratora, e índices acima de 90% são considerados ótimos para seleção de plantas fitorremediadoras, uma vez que essa técnica visa a retirada do elemento no solo.

Outro índice também considerado como um meio efetivo para quantificar a habilidade da planta em acumular o elemento em relação à concentração do elemento presente na solução do solo foi proposto por Zhu et al. (1999), que é o **Índice de Bioconcentração (IB)**. Para o cálculo deste índice, optou-se por utilizar o teor dos metais pesados extraídos pelo DTPA pH 7,3, que é o método mais indicado pelos trabalhos científicos brasileiros, uma vez que o conjunto de metais pesados e micronutrientes vegetais nos solos tropicais tem melhores correlações com algumas culturas agrícolas e espécies vegetais propostas para uso em projetos de descontaminação ambiental com alguns metais pesados.

Os resultados do IB (Tabela 32) mostram que, para o Ni e o Cd, os maiores índices estão nos tratamentos multielementares, enquanto que para o Pb, os maiores índices estão nos tratamentos monoelementares. Já o Zn não apresenta um padrão bem definido. Os índices de bioconcentração aqui encontrados são muito maiores do que os encontrados por Santos (2005) trabalhando com quatro espécies nos metais Zn e Pb.

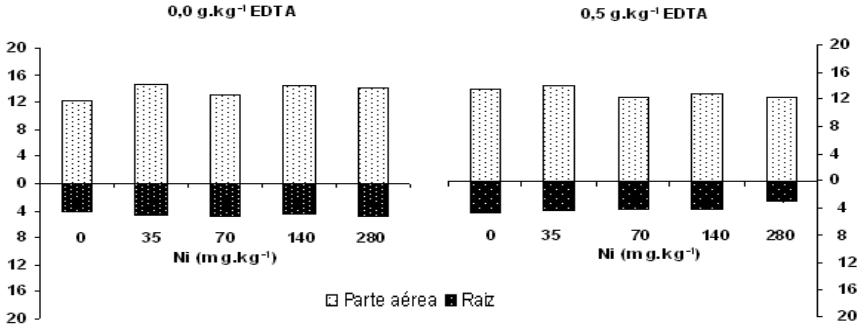

Figura 11. Produção de matéria seca do capim vetiver (parte aérea e sistema radicular) no solo contaminado com Ni2+ com e sem o uso do quelante EDTA.

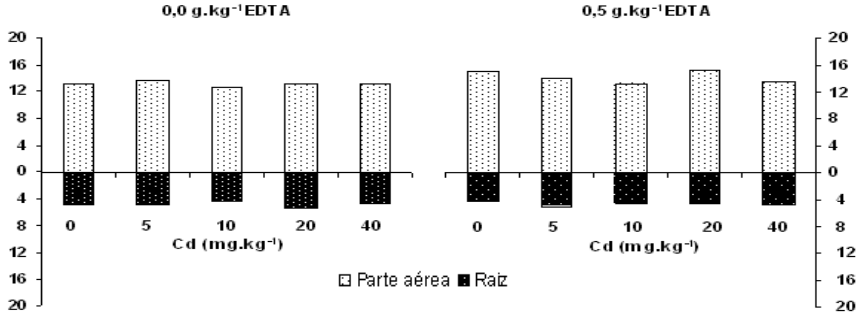

Figura 12. Produção de matéria seca do capim vetiver (parte aérea e sistema radicular) no solo contaminado com Cd^{2+} com e sem o uso do quelante EDTA.

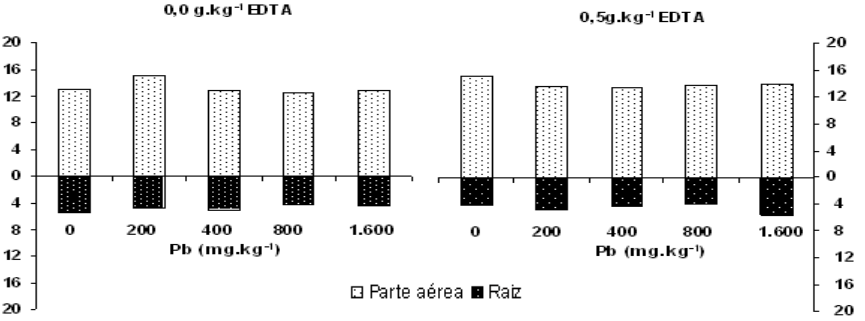

Figura 13. Produção de matéria seca do capim vetiver (parte aérea e sistema radicular) no solo contaminado com Pb^{2+} com e sem o uso do quelante EDTA.

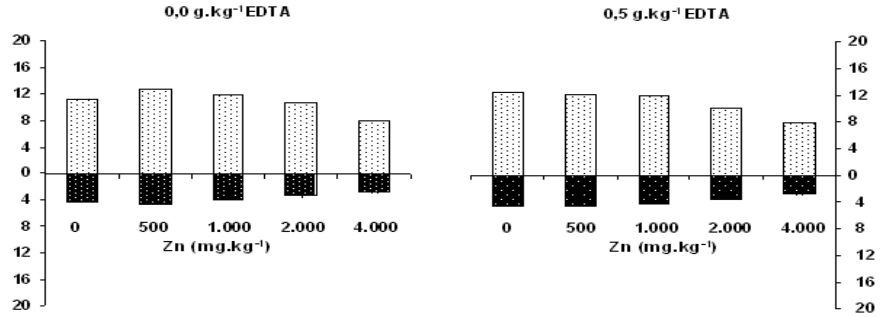

Figura 14. Produção de matéria seca do capim vetiver (parte aérea e sistema radicular) no solo contaminado com Zn^{2+} com e sem o uso do quelante EDTA.

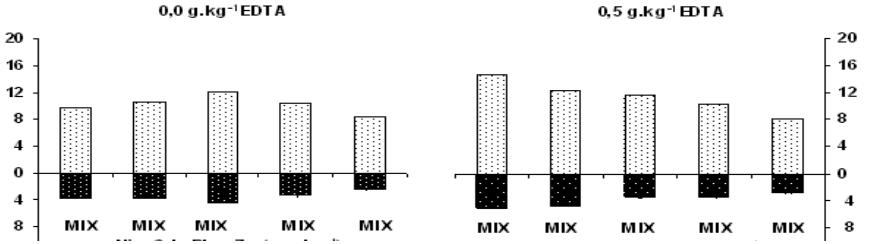

Figura 15. Produção de matéria seca do capim vetiver (parte aérea e sistema radicular) no solo contaminado com o sistema multielementar (MIX) com e sem o uso do quelante EDTA.

Tabela 31. Índice de Translocação (IT) dos metais pesados de interesse no capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* L.).

ÍNDICE DE TRANSLOCAÇÃO (%)						
Metal	**EDTA (g)**	**Níveis (mg.kg^{-1})**				
		0	**35**	**70**	**140**	**280**
Ni	0	27,46	36,83	31,27	44,86	50,52
	0,5	0,00	54,23	51,93	47,19	56,79
MIX	0	49,80	44,13	54,21	76,70	77,66
	0,5	0,00	40,71	64,40	73,11	72,53
		0	**5**	**10**	**20**	**40**
Cd	0	0,00	32,14	19,35	20,70	20,46
	0,5	0,00	37,58	39,16	36,00	37,50
MIX	0	0,00	32,18	28,08	66,89	81,96
	0,5	0,00	39,37	46,33	62,25	83,87
		0	**200**	**400**	**800**	**1.600**
Pb	0	0,00	68,57	70,74	52,85	37,97
	0,5	0,00	79,42	68,55	63,00	31,87
MIX	0	0,00	32,84	29,86	30,77	49,03
	0,5	0,00	47,90	40,91	21,93	36,55
		0	**500**	**1.000**	**2.000**	**4.000**
Zn	0	46,28	54,83	48,30	71,59	80,67
	0,5	45,69	51,46	57,52	65,63	77,51
MIX	0	42,49	56,35	50,74	82,47	78,08
	0,5	40,88	51,18	66,74	77,07	84,41

Tabela 32. Índice de bioconcentração (IB) dos metais pesados de interesse no capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* L.).

ÍNDICE DE BIOACUMULAÇÃO (%)						
Metal	**EDTA (g)**	**Níveis (mg.kg^{-1})**				
		0	**35**	**70**	**140**	**280**
Ni	0,0	0,00	245,67	151,05	128,26	75,95
	0,5	0,00	76,67	51,36	68,77	71,13
MIX	0,0	0,00	164,14	103,03	327,16	254,78
	0,5	0,00	120,62	132,98	227,56	413,61
		0	**5**	**10**	**20**	**40**
Cd	0,0	0,00	662,22	367,95	212,88	112,79
	0,5	0,00	357,53	248,60	139,82	108,13
MIX	0,0	0,00	674,07	987,50	3455,88	858,41
	0,5	0,00	1248,72	2290,91	458,91	1576,92
		0	**200**	**400**	**800**	**1.600**
Pb	0,0	0,00	179,17	180,42	92,28	42,43
	0,5	0,00	217,21	193,35	95,50	42,20
MIX	0,0	0,00	218,95	109,12	193,33	525,23
	0,5	0,00	152,89	11,79	76,36	425,86
		0	**500**	**1.000**	**2.000**	**4.000**
Zn	0,0	3325,00	311,88	322,89	1209,38	2800,00
	0,5	3966,10	321,58	519,44	773,16	1063,75
MIX	0,0	1089,87	306,46	463,31	3015,86	1472,96
	0,5	11588,46	521,45	909,52	559,88	1365,36

Tabela 33. Fator de Transferência (F) dos metais pesados de interesse no capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* L.).

FATOR DE TRANSFERÊNCIA						
Metal	**EDTA (g)**	**Níveis (mg.kg^{-1})**				
		0	**35**	**70**	**140**	**280**
Ni	0	0,00	1,88	1,49	0,89	0,78
	0,5	0,00	0,61	0,38	0,71	0,65
MIX	0	0,00	1,93	1,57	3,77	4,49
	0,5	0,00	0,53	1,01	1,96	4,54
		0	**5**	**10**	**20**	**40**
Cd	0	0,11	2,22	3,32	1,89	1,49
	0,5	0,00	1,65	1,22	1,03	0,84
MIX	0	0,00	3,15	5,26	4,43	6,57
	0,5	0,27	2,77	6,23	4,00	12,88
		0	**200**	**400**	**800**	**1.600**
Pb	0	0,00	0,66	0,52	0,63	0,49
	0,5	0,00	0,45	0,60	0,50	0,50
MIX	0	0,00	0,41	0,43	0,41	0,71
	0,5	0,00	0,44	0,48	0,39	0,85
		0	**500**	**1.000**	**2.000**	**4.000**
Zn	0	6,99	3,52	3,11	3,94	10,89
	0,5	5,70	3,26	3,61	3,89	15,57
MIX	0	6,79	3,20	3,61	5,68	10,49
	0,5	9,51	4,05	6,11	3,63	13,91

Tabela 34. Índice de translocação, fator de transferência, eficiência dos tratamentos em remover os metais pesados de interesse e o tempo necessário para remediar o solo, usando o capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* L.) como espécie fitoextratora. Simulação realizada nos níveis de contaminação máxima em cada metal de interesse na experimentação.

INDICES DE CÁLCULO PARA FITOEXTRAÇÃO					
Metal	**EDTA (g)**	**Translocação (%)**	**Transferência**	**Eficiência (%)**	**Tempo (anos)**
			280 (mg.kg^{-1}) Ni		
Ni	0	50,52	0,78	0,50	18,92
	0,5	56,79	0,65	0,33	29,35
MIX	0	77,66	4,49	6,38	0,77
	0,5	72,53	4,54	4,43	1,47
			40 (mg.kg^{-1}) Cd		
Cd	0	20,46	1,49	0,27	38,42
	0,5	37,50	0,84	0,33	30,15
MIX	0	81,96	6,57	9,27	0,61
	0,5	83,87	12,88	22,22	0,23
			1.600 (mg.kg^{-1}) Pb		
Pb	0	37,97	0,49	0,44	9,32
	0,5	31,87	0,50	0,26	26,96
MIX	0	49,03	0,71	-	-
	0,5	36,55	0,85	0,44	9,58
			4.000 (mg.kg^{-1}) Zn		
Zn	0	80,67	10,89	29,89	0,09
	0,5	77,51	15,57	22,51	0,21
MIX	0	78,08	10,49	24,16	0,13
	0,5	84,41	13,91	23,49	0,22

Tabela 35. Índice de translocação, fator de transferência, eficiência dos tratamentos em remover os metais pesados de interesse e o tempo necessário para remediar o solo, usando o capim vetiver (Vetiveria *zizanioides* L.) como espécie fitoextratora. Simulação realizada nos níveis de contaminação máxima em cada metal de interesse na experimentação, utilizando a massa seca da parte aérea esperada a cada corte realizada em campo a cada 3 meses.

INDICES DE CÁLCULO PARA FITOEXTRAÇÃO					
Metal	**EDTA (g)**	**Translocação (%)**	**Transferência**	**Eficiência (%)**	**Tempo (anos)**
			280 (mg.kg^{-1}) Ni		
Ni	0	21,19	0,78	1,665	5,68
	0,5	20,06	0,65	1,235	7,95
MIX	0	41,81	4,49	31,622	0,16
	0,5	38,20	4,54	22,347	0,29
			40 (mg.kg^{-1}) Cd		
Cd	0	6,56	1,49	0,937	11,08
	0,5	14,00	0,84	1,142	8,74
MIX	0	48,43	6,57	45,924	0,12
	0,5	54,89	12,88	112,094	0,04
			1.600 (mg.kg^{-1}) Pb		
Pb	0	13,74	0,49	1,577	2,63
	0,5	12,45	0,50	0,874	8,02
MIX	0	16,58	0,71	-	-
	0,5	11,88	0,85	2,234	1,90
			4.000 (mg.kg^{-1}) Zn		
Zn	0	49,57	10,89	153,363	0,02
	0,5	44,62	15,57	118,381	0,04
MIX	0	42,40	10,49	119,759	0,03
	0,5	55,89	13,91	118,482	0,04

O balanço de massa foi realizado para verificar a eficiência do capim vetiver em extrair os metais pesados aplicados no solo. O balanço de massa em um experimento de fitorremediação de metais pesados deve considerar as seguintes hipóteses citadas por Kabata-Pendias (1995):

- A absorção dos metais pelas plantas permanece constante.
- A produtividade permanece igual ao longo dos cultivos.
- A colheita da parte aérea não influencia na produtividade de matéria seca da planta nos outros cultivos.
- Não ocorre perda de metais por percolação.

O fator de transferência (F) avalia a transferência dos metais pesados do solo para a planta (Tabela 33). Quando se visa à escolha de plantas fitoextratoras, torna-se desejável que o valor F seja o maior possível, indicando alta transferência do metal do solo para a planta e, consequentemente, a possibilidade de retirada deste do sistema. Para o Ni^{2+}, os tratamentos sem a presença do quelante EDTA apresentaram maiores fatores de transferência do que os tratamentos com a presença do EDTA em todos os níveis de aplicação do contaminante, tanto em sistema monoelementar como em sistema multielementar, mostrando assim que para este elemento, nestas condições experimentais, a aplicação do EDTA não foi efetiva no seu objetivo de aumentar a transferência do metal para a parte aérea da planta. Para o Cd^{2+}, apenas nos tratamentos MIX, nos níveis mais altos de contaminação, é que o EDTA foi significativamente maior do que as parcelas sem a sua presença. Para o íon Pb^{2+}, a aplicação do quelante mostrou-se praticamente efetiva em quase todos os níveis estudados nos dois sistemas (ISO e MIX), o mesmo ocorrendo para o Zn^{2+}. Os valores aqui encontrados nesta experimentação, em geral, foram maiores do que os encontrados em muitos trabalhos (principalmente os realizados com o íon Pb^{2+}) relatados na literatura. Gabos (2008), trabalhando em Pb^{2+} utilizando feijão-de-porco, e Santos et al. (2007), trabalhando também com Pb^{2+} utilizando nabo e kenaf, encontraram fatores de transferências de 0,23 (feijão-de-porco); 0,1 (kenaf) e 0,3 (nabo) em

média. Pereira et al. (2007) obtiveram valores de transferência mais elevados, de 0,6, para as plantas de milho crescidas em latossolos que receberam aplicação de 2.400 $mg.kg^{-1}$ de Pb, na presença ou não de 0,5 $g.kg^{-1}$ de EDTA. Romeiro (2007) não observou diferença estatística no fator de transferência (em média 0,04) para as plantas de feijão-de-porco submetidas a doses crescentes de Pb (100 a 400 $\mu mol.L^{-1}$). A maioria dos fatores aqui encontrados podem ser considerados muito altos se comparado com o valor de 1,7, encontrado para a mostarda indiana (*Brassica juncea*), considerada excelente extratora, mas que apresenta baixa produção de biomassa (Henry, 2000). Neste sentido, além do capim vetiver apresentar fatores de transferências altos, tem ainda a vantagem de produzir alta quantidade de massa seca na parte aérea (aproximadamente 80.000 $kg.ha^{-1}.ano^{-1}$), o que é muito desejável nos programas de fitorremediação.

A partir dos índices de translocação e de transferência, é possível determinar a eficiência de remoção dos metais pesados estudados e o tempo necessário, em anos, para a remoção desses elementos do solo. Foi utilizado, para efeitos de cálculo, o rebaixamento das concentrações dos metais aos níveis de intervenção industrial propostos na lista de valores orientadores para o solo da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2005). Para o Ni^{2+} em sistema isolado com a aplicação do quelante, o tempo necessário para a liberação da área para uso industrial seria de 29,35 anos, e sem o uso do quelante cairia para 18,92 anos. Já em sistema competitivo, em 1,47 anos (c/ EDTA); e menos de 1 ano (s/EDTA), o solo estaria a ponto de retorno para o uso industrial. Para o Cd^{2+}, com o uso do EDTA no ISO, 38,42 anos seriam necessários para o programa de descontaminação e 30,15 anos, quando do uso do EDTA. Com o sistema MIX em menos de 1 ano (0,61 ano s/ EDTA e 0,23 ano c/EDTA) seriam necessários para o retorno da utilização industrial da área. Para o Pb^{2+}, 26,96 anos seriam necessários com a aplicação do EDTA no sistema ISO e 9,32 anos sem a aplicação do EDTA. Já no MIX c/EDTA , 9,58 anos seriam necessários. Para o Zn^{2+}, apenas um cultivo (teoricamente) seria necessário para remediar a área a níveis aceitáveis pela legislação. Na prática, devido à baixíssima produção de biomassa do vetiver na presença deste metal, praticamente o *stand* de plantas não se estabeleceria em campo e, conse-

quentemente, não se obteria sucesso com o uso deste vegetal em um programa de descontaminação com este elemento, devido à altíssima fitotoxidade apresentada até hoje desse metal para com o capim vetiver. É bom ressaltar que um prazo de 30 anos para um programa de descontaminação de metais pesados é plenamente aceito e incentivado pela United States Environmental Protection Agency nos Estados Unidos da América e em vários países desenvolvidos do mundo.

Como o tempo de residência do experimento na casa-de-vegetação da Embrapa Solos foi considerado muito pequeno para a real expressão morfológica e fisiológica das plantas do vetiver nestas condições experimentais, foi realizada uma simulação real da produção de potencial de biomassa desta cultura (advindas de outros experimentos na Embrapa Solos e em condições largamente conhecidas em campo). Como o interesse maior da utilização da mesma é puramente a colheita e recuperação dos metais na massa seca da parte aérea da mesma ao longo dos anos (4 corte/ano), a Tabela 35 mostra os novos tempos necessários, em anos, para o reenquadramento deste solo para o uso industrial. Nessa tabela, nota-se que em praticamente 9 anos em solos poluídos com metais pesados isolados seria remediado e, em sistema competitivo, praticamente dois anos seriam necessários para atingir o objetivo do Programa de Recuperação de Área Contaminada (PRAC).

Conclusões

De acordo com o analisado por este experimento, os extratores, tanto biodisponíveis como pseudo-totais, mostraram bons coeficientes de correlação linear simples entre eles para a determinação das concentrações iônicas no latossolo contaminado pelos metais pesados de interesse (Ni, Cd, Pb e Zn). Em relação às correlações lineares entre os extratores e as plantas, o DTPA foi o extrator que melhor se correlacionou com as extrações realizadas pelo capim vetiver, menos para o Ni, que não apresentou significância estatística em nenhum compartimento da planta. A indicação do extrator DTPA pH 7,3 corrobora com as conclusões de muitos trabalhos citados recentemente na literatura científica nacional para as condições dos solos brasileiros bastante intemperizados.

A evidência do uso do capim vetiver como uma planta fitoextratora dos metais pesados de interesse foi confirmada neste trabalho, menos para o elemento zinco que mostrou desde as doses intermediárias, altíssima fitotoxidez para o capim.

A utilização do quelante EDTA mostrou-se promissora só em alguns tratamentos. Devido à preocupação de lixiviação desse agente quelante no perfil do solo e, com isso, o carreamento de metais pesados para o lençol freático das áreas contaminadas, é importante que, em projetos que não utilizem sistema de drenagem agrícola integrados com barreira hidráulica e reativa, o quelante EDTA não seja utilizado, a não ser que o chumbo seja o metal que apresente grandes quantidades (concentrações) no solo e baixa disponibilidade para as plantas. Em resumo, podemos concluir que:

- A aplicação de EDTA (0,5 $mg.kg^{-1}$) aumentou em alguns tratamentos a concentração de metais pesados, tanto na parte aérea das plantas de capim vetiver, como no sistema radicular das mesmas. Embora nas dosagens mais elevadas (principalmente com relação ao íon Zn), as plantas apresentaram sintomas de extremas fitotoxidade e paralisação do desenvolvimento vegetal. Em programas que não usem outras tecnologias paralelas e complementares à tecnologia da fitorremediação (p.e. drenagem agrícola, irrigação, barreiras reativas, wetland, etc.), cuidados especiais devem ser demandados para a utilização deste ou de outro agente quelante qualquer, por propiciar um maior perigo de lixiviação dos metais pesados para o perfil do solo e, consequentemente, para o lençol freático da área a ser reabilitada.

- A evidência do uso do capim vetiver como uma planta fitoextratora dos metais pesados de interesse foi confirmada neste trabalho, menos para o elemento zinco que mostrou desde das doses intermediárias, altíssima fitotoxidez para o capim. O vetiver se mostrou muito vantajoso para o seu uso em programas de remediação ambiental com baixos a médios teores de metais pesados em sistemas competitivos.

Sugestão de pesquisas futuras

- Realizar ensaios utilizando outros agentes quelantes (com menor potencial poluidor para o ambiente), visando a uma maior disponibilização dos metais pesados nas frações mais trocáveis do solos brasileiros (principalmente nas classes modais).

- Realizar experimentação com o capim vetiver em vaso em casa-de-vegetação durante um período mínimo de 2 anos, analisando somente a massa seca da parte aérea do capim, quantificando sua biomassa e concentração dos metais fitoextraídos ao longo do tempo (curva de decaimento), além de também realizar tratamentos com a aplicação de grande quantidade de matéria orgânica no solo, que propicia uma resposta altamente linear e significativa na biomassa, tanto de raiz, como da parte aérea da cultura.

- Experimentar outras espécies vegetais que apresentem potencialidades para uso nos programas de descontaminação ambiental, utilizando a técnica de fitroextração de metais pesados nos solos.

Referências

ABREU, C. A. de; ABREU, M. F. de; SOARES, L. H.; ANDRADE, J. C. The effects of the DTPA extraction conditions on the determination of micronutrients in Brazilian soils. In: **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 28, p. 1-11, 1997.

ABREU, C. A. de; LOPES, A. S.; RAIJ, B. Van. Análise de micronutrientes em solos brasileiros: Situação atual e perspectivas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro, RJ. **Informação, globalização, uso do solo**: anais. [Viçosa, MG]: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. p. 121. 1 CD-ROM.

ALMEIDA, E. L. **Desenvolvimento de feijão-de-porco [Canavalia ensiformis (L.) D.C.] na presença de chumbo**. 2007. 57 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP.

ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. **Fitorremediação, o uso de plantas na melhoria ambiental**. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2007. 176 p.

ARNON, D. I. Criteria of essentiality of inorganic micronutrients for plants, with special reference to molybdenum. In: CHRONICA BOTANICA. Trace elements in plant physiology, Waltham, p. 31-39.1950.

BACCAN, N.; ANDRADE, J. C.; GODINHO, O. E. S.; BARONE, J. S. Titulações complexométricas. In: QUÍMICA ANALÍTICA QUANTITATIVA ELEMENTAR. Campinas, SP: Edgad Blücher, p. 133-134. 2001.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. Plant water relations as effected by heavy metal stress: A review. **Journal of Plant Nutrition**. v. 13. p. 1-37. 1992.

BATAGLIA, O. C.; RAIJ, B. van. Soluções extratoras na avaliação da fitodisponibilidade do zinco em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, p. 457-461,1994.

BATAGLIA, O. C.; RAIJ, B. van. Eficiência de extratores de micronutrientes na análise de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 12, n. 2, p. 205-212, 1989.

BERGMANN, W. **Nutritional disorders of plants**: development, visual and analytical diagnosis. New York: G. Fisher, 1992. 741 p.

BERTONCINI, E.I., 2002. **Comportamento de Cd, Cr, Cu, Ni e Zn em latossolos sucessivamente tratados com biossólido**: extração sequencial, fitodisponibilidade e caracterização de substâncias húmicas. 2002. 195 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

BOWEN, H. J. M. **Environmental chemestry of the elements**. London: Academic Press, 1979.

CAO, X.; MA, L. Q.; HARDISON, D. W.; HARRIS, W. G. Lead transformation and distribution in the soils of shooting ranges in Florida, USA. **The science of the total environmental**, v. 307, p. 179-189, 2003.

CLAESSEN, M. E. C. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. rev. e atual. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Estabelecimento de valores de referência de qualidade e de intervenção para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo. São Paulo, SP, 2001.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. 1º da Decisão de Diretoria Nº 195-2005-E, de novembro de 2005. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/valores.asp>. Acesso em: 4 jun. 2008.

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

FIORI, A. A. **Uso do agente quelante alternativo EDDS na remediaçãobde área contaminada por resíduo de sucata automobilística**. 2008. 102 f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP.

FONTES, M. P. F.; GOMES, P. C. Simultaneous competitive adsorption of heavy metals by the mineral matrix of tropical soils. **Applied Geochemistry**, v. 18, p. 795-804. 2003.

GABOS, M. B. **Lixiviação e absorção de chumbo pelo feijão-de-porco assistido pela aplicação de EDTA no solo**. 2008. 52 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP.

GEEBELEN, W.; VANGRONSVELD, J. ADRIANO, D. C. POUCKE, L. C. V.; CLIJSTERS, H. Effects of Pb-EDTA and EDTA on oxidative stress reactions and mineral uptake in Phaseolus vulgaris. **Physiologia Plantarum**, v. 115, p. 377-384, 2002.

GOMES, P. C; FONTES, M. P. F.; SILVA, A. G; MENDONÇA, E. S.; NETTO, A. R. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils. **Soil Science Society of American Journal**. v. 65, p. 1115-1121, 2001.

GOMES, P. C. **Fracionamento e biodisponibilidade de metais pesados influenciados por calagem e concentrações de metais em Latossolo Vermelho Amarelo**. 1996. 178 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

GOMES, L. M. B. **Remoção do cádmio de soluções aquosas utilizando fibra de coco da Bahia visando o tratamento de efluentes**. 2000. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ.

HENRY, J. R. An overview of the phytoremediation of lead and mercury. National Network of Environmental Management Studes (NNEMS). Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 2000. 51 p.

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

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRR, 2001. 413 p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRR, 1992. 365 p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRR Press, 1984. 315 p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Soil constituents**. In: TRACE elements in soils and plants. Florida: CRC, 1984. p. 33-50.

LANTMANN, A. F.; MEURER, E. J. Estudo da eficiência de extratores para avaliação do zinco disponível do solo para o milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 6, p. 131-135, 1982.

LAVORENTI, A. **Equilíbrio dos complexos e quelatos**. 2002. Disponível em: <http://www.lce.esalq.usp.br/lavorenti.html>. Acesso em: 20 abr. 2008.

LIMA, A. L. **Uso de EDTA e de feijão-de-porco micorrizado em solo contaminado por metais pesados e boro**. 2008. 80 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP.

LINDSAY, W. L.; NORVELL, W. A. Development of a DTPA soil test for zinc, irion, manganese and copper. **Soil Science Society of American Journal**, v. 42, n. 3, p. 421-428,1978.

LINDSAY, W. L. Inorganic phase equilibria of micronutrients in soil. In: MORTVEDT, J. J.; GIORDANO, P. M.; LINDSAY, W. L. Micronutrientes in agriculture. **Soil Science Society of American Journal**, c. 3, p. 41-57, 1979.

MALAVOLTA, E.; MORAES, M. F. Níquel, de tóxico a essencial. **Informações Agronômicas**, v. 118, p. 1-3, jun. 2007.

MATTIAZZO, M.; BERTON, R. S.; CRUZ, M. C. P. Disponibilidade e avaliação de metais pesados potencialmente tóxicos. In: FERREIRA, M. E. (Ed). Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal, SP: CNPq; FAPESP; POTAFOS, p. 213-234, 2001.

McBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of sols**. New York: Oxford, 1994. 406 p.

MEHLICH, A. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH4. Raleigh: North Carolina Soil Test Division, 1953. (Mimeografado).

MEHLICH, A. Mehlich 3 soil test extractant A modification of Mehlich 2 extractant. **Communications in Soil Science Plant Analysis**, v. 15, n. 12, p. 1409-1416, 1984.

MORAGHAN, J. T.; MASCAGNI JUNIOR, H. J. Environmental and soil factors affecting micronutrient deficiencies and toxicities. In: MORTVEDT, J. J.; COX, F. R.; SHUMAN, L. M.; WELCH, R. M. (Ed.) **Micronutrients in agriculture**. 2. ed. Madison: SSSA, 1991. p. 371-425.

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

NOWACK, B.; SCHULIN, R.; ROBINSON, B. Critical assessment of chelant-enhanced metal phytoextraction. **Environmental Science and Tecnology**, v. 40, n. 17, p. 5225-5232, 2006.

OLIVEIRA, C.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N. Solubilidade de metais em solos tratados com lodo de esgoto enriquecido. **Revista Brasileirade Ciência do Solo**. v. 27, n.1, p.171-181, 2003.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O. Indice de translocação de nutrientes em mudas de cedro (Cedrela fissilis Vell.) e ipê roxo (Tabebuia impetiginosa Mart. Standl.) submetidas a doses crescentes de cádmio, níquel e chumbo. **Revista Árvore**, v. 26, p. 467-473, 2002.

PAULA, M. B. de; CARVALHO, J. C.; NOGUEIRA, F. D.; MESQUITA, H. A. Curva de resposta e avaliação de extratores para zinco disponível em solos hidromórficos e aluviais sob arroz inundado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 15, n. 1, p. 49-55,1991.

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

RAIJ, B. van; BATAGLIA, O. C. Análise química do solo para micronutrientes. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, C. P. da (Ed). **Micronutrientes na Agricultura**. Piracicaba, SP: POTAFOS/CNPq, 1991. p. 333-355.

RASKIN, I.; KUMAR, P. B. A.; DUSHENKOV, S.; SALT, D. E. Bioconcentraction of heavy metal by plants. **Current Opininions in Biotechnology**, v. 5, p. 285-290, 1994.

RIBEIRO, A. C.; TUCUNANGO SARABIA, W. A. Avaliação de extratores para zinco e boro disponíveis em latossolos do Triângulo Mineiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 8, n. 1, p. 85-89, 1984.

ROMEIRO, S. **Potencial fitoextrator de ricinus Communis L., Helianthus Annus L. e Canavalia Ensiformes L. para o chumbo, em solução nutritiva**. 2007. 84 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP.

SANTOS, G. C. G.; COSCIONE, A. R.; ABREU, C. A. Avaliação do EDTA e do EDDS na solubilização de metais pesados em solos contaminados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado, RS.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, J. B. de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. (Ed.). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

SANTOS, dos G. C. G. **Comportamento de B, Zn, Cu, Mn e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adição de fontes matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxicos**. 2005. 150 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

SANTOS, H. G. Solos intermediários entre Latossolo Vermelho-Amarelo e Pdzólico Vermelho-Amarelo argila de atividade baixa. 1986. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

SCHNOOR, J. L. Phytoremediation Iowa. GWRTAC-Grond-Water Remediatiton Analysis Center. **Technology Evaluation Report**, oct. 1997.

SELLAMI, R.; GHARBI, F.; REJEB, S.; REJEB, M. N.; SCHWARTZ, C.; MOREL, J. L. Short-term phytoextraction of soil Cd with Thlapsi caerulesces and rape. In: INTENATIONAL CONFERENCE ON THE BIOGEOCHEMISTRY AND TRACE ELEMENTS, 7., 2003. Uppsala-Sweden: SLU - Service, p. 204-205.

SILVA, F. C. da (Ed.). **Manual de análises de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2009. 627 p.

SUN, B.; ZHAO, F. J.; LOMBI, E.; McGRATH, S. P. Leaching of heavy metal from contaminated soils using EDTA. **Environmental Pollution**, v. 113, p. 111-120, 2001.

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

TILLS, A. R.; ALLOWAY, B. J. The speciation of lead in soil solution from very polluted soils. **Environmental Technology Letters**, v. 4, p. 529-534, 1983.

VIEIRA, S.; HOFFMANN, R. **Estatística experimental**. São Paulo, SP: Atlas, 1989. 179 p.

VIRO, P. J. Use of ethylenediamine tetraacetic acid in soil analysis. **Experimental Soil Science**, v. 79, p. 459-465, 1955.

WEAR, J. I.; SOMMER, A. L. Acid-extractable zinc of soils in relation to the occurrence of zinc deficiency symptoms of corn: e method of analysis. **Soil Science Society of American Proceedings**, v. 12, p. 143-144, 1947.

WOOD, B. W.; REILLY, C. C.; NYCZEPIR, A. P. Mouse-ear of pecan: I. Symptomatology and occurrence. **HortScience**, v. 39, n. 1, p. 87-94, 2004a.

WOOD, B. W.; REILLY, C. C.; NYCZEPIR, A. P. Mouse-ear of pecan: II. Influence of nutrient applications. **HortScience**, v. 39, n. 1, p. 95-100, 2004b.

WU, Q.; HENDERSHOT, W. H.; MARSHALL, W. D.; GE, Y. Speciation of cadmium, copper, lead and zinc in contaminated soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 3, n. 9 and 10, p. 1129-1144, 2000.

ZEITOUNI, C. F. **Eficiência de espécies vegetais como fioextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico**. 2003. 91 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP.

Bibliografia recomendada

ABREU, C. A. de; ABREU, M. F. de; BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados. In: TÓPICOS EM CIÊNCIA DO SOLO. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 2, p. 645-692, 2002.

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

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTETION AGENCY. 1992, Bath-Type Procedures for Estimating soil adsorption of chemicals – Method 530 – SW – 87 006F. 1992. Disponível em: <http:www.epa.gov>. Acesso em: 3 abr. 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTETION AGENCY. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils – Method 3051– SW – 846, 1994. Disponível em: <http:www.epa.gov/epaosver/hazwaste/test/3051.pdf>. Acesso em: 2 abr. 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTETION AGENCY. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils – Method 3050.

– SW – 846, 1994a. Disponível em: <http:www.epa.gov/epaosver/hazwaste/test/3050ª.pdf>. Acesso em: 2 abr. 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTETION AGENCY. Batch-Type procedures for estimating soil adsorption of chemicals. Technical Resource Document, Environmental Protection Agency. 1992.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTETION AGENCY. Batch-Type procedures for estimating soil adsorption of chemicals. Constructed wetlands treatment of municipal wastewater. Washington: EPA – 625/R – 99/010. 1990.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTETION AGENCY. Constructed wetlands treatment of municipal wastewater. Washington: EPA – 625/R-99/010. 1990.