



MARCELE GABRIEL CANNATA

**EFEITOS DE CÁDMIO E CHUMBO NO
DESENVOLVIMENTO DE RÚCULA (*Eruca
sativa* L.), RABANETE (*Raphanus sativus* L.) E
FEIJOEIRO (*Phaseolus vulgaris* L.) EM
SOLUÇÃO NUTRITIVA**

LAVRAS – MG

2011

MARCELE GABRIEL CANNATA

**EFEITOS DE CÁDMIO E CHUMBO NO DESENVOLVIMENTO DE
RÚCULA (*Eruca sativa* L.), RABANETE (*Raphanus sativus* L.) E
FEIJOEIRO (*Phaseolus vulgaris* L.) EM SOLUÇÃO NUTRITIVA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agroquímica, área de concentração Agroquímica, para a obtenção do título de Doutor.

Orientador

Dr. Ruy Carvalho

Co-orientadora

Dra. Janice Guedes de Carvalho

LAVRAS - MG

2011

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

Cannata, Marcele Gabriel.

Efeitos de cádmio e chumbo no desenvolvimento de rúcula
(*Eruca sativa* L.), rabanete (*Raphanus sativus* L.) e feijoeiro
(*Phaseolus vulgaris* L.) em solução nutritiva / Marcele Gabriel
Cannata. – Lavras : UFLA, 2011.

211 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2011.

Orientador: Ruy Carvalho.

Bibliografia.

1. Translocação. 2. Acúmulo. 3. Transferência. 4. Teor. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 635.0483

MARCELE GABRIEL CANNATA

**EFEITOS DE CÁDMIO E CHUMBO NO DESENVOLVIMENTO DE
RÚCULA (*Eruca sativa* L.), RABANETE (*Raphanus sativus* L.) E
FEIJOEIRO (*Phaseolus vulgaris* L.) EM SOLUÇÃO NUTRITIVA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agroquímica, área de concentração Agroquímica, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 23 de fevereiro de 2011.

Dr. Osvaldo Antônio Serra	USP
Dr. Walclée Carvalho Melo	UFLA
Dr. Matheus Puggina de Freitas	UFLA
Dra. Ana Rosa Ribeiro Bastos	UFLA

Dr. Ruy Carvalho
Orientador

Dra. Janice Guedes de Carvalho
Co-orientadora

LAVRAS - MG

2011

*Aos meus dois grandes amores que sempre me compreendem dando-me o amor
e a alegria que necessito: Vitor e Valcimar.*

Vivo por vocês!

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, por iluminar meu caminho, auxiliar nas minhas escolhas e dar-me forças para sempre seguir em frente.

A meus pais, Marcos e Sônia; a minha irmã Francine e a minha avó Emmi pela educação, carinho, incentivo e por serem a base da minha vida. Amo vocês!

À minha família de Lavras, Pamela, Cigiani, Débora e Toninho, por toda compreensão, ajuda, companheirismo e sólida amizade, que, com certeza, será para sempre!

À Universidade Federal de Lavras, ao Departamento de Química e ao Departamento de Ciência do Solo, pela oportunidade e infra-estruturas disponibilizadas.

À CAPES pela concessão da Bolsa de Estudos.

A meu Orientador e amigo, Prof. Dr. Ruy Carvalho por sua dedicação, paciência, ensinamentos e por entender meu papel como mãe.

A meus companheiros de estudo e amigos, Alexandre e Amanda, pela contribuição direta.

A Prof^a Dr^a Janice pela co-Orientação e pelo espaço disponibilizado para a condução do experimento.

À Dr. Ana Rosa, pelas orientações que foram indispensáveis para a concretização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Matheus, por estar sempre pronto a ajudar, principalmente nos “assuntos internacionais”.

Ao Prof. Dr. Walclée pelo sorriso constante, por ter sido o primeiro a me dar uma oportunidade na Pós-graduação no Departamento de Química e por continuar, mesmo que indiretamente, me orientando.

Ao Prof. Dr. Osvaldo Serra que aceitou prontamente o convite para participar da banca de defesa e não mediu esforços para deslocar-se de Ribeirão Preto a Lavras.

Às Prof^{as} Dr^{as}. Celeste e Adelir pelo carinho e por terem aceitado o convite de fazerem parte da banca de defesa.

A todos os meus amigos, pelo apoio e momentos de alegria, especialmente a Paulize.

Aos funcionários e docentes do DQI/UFLA que, de alguma forma, contribuíram para o meu crescimento e para a conclusão deste estudo.

E a todos aqueles que fazem parte da minha vida, MUITO OBRIGADA!

“Não percas a tua fé entre as sombras do mundo;
ainda que os teus pés estejam sangrando, segue para a
frente, erguendo-a por luz celeste, acima de ti
mesmo...”

Meimei

RESUMO GERAL

Este trabalho objetivou estudar os efeitos de cinco doses crescente de Cd (0; 0,025; 0,1; 0,5 e 1 mg L⁻¹) e de Pb (0; 0,25; 1; 5 e 10 mg L⁻¹), em plantas de rabanete, rúcula e feijoeiro, cultivados em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo e analisadas nos Laboratórios do Departamento de Química da Universidade Federal de Lavras – MG (UFLA). A pesquisa, uma compilação de cinco artigos científicos, baseou-se nos parâmetros: teores de Cd e de Pb em rabanete, rúcula e feijoeiro e sua relação com o desenvolvimento das plantas; teores, acúmulo e translocação de Cd e de Pb em feijoeiro; efeitos do Cd e do Pb sobre a mesma espécie de feijoeiro, cultivada em solução nutritiva e em dois Latossolos. Cd e Pb translocam pouco em plantas de rúcula, rabanete e feijoeiro; o efeito deletério deve-se a depósitos radiculares de quelatos estáveis, principalmente de Pb; 1 mg L⁻¹ de Cd e 10 mg L⁻¹ de Pb foram as doses máximas toleráveis pela rúcula; plantas de rúcula e rabanete sob dose de 0,025 mg L⁻¹ de Cd desenvolveram-se mais que as plantas-controle devido à melhor absorção de Zn; Pb e Cd reduziram a produção de matéria seca de raízes e parte aérea; incrementos da produção de frutos (vagens e grãos) pelo feijoeiro sob baixas doses de Cd (0,025 e 0,1 mg L⁻¹) e de Pb (0,25 e 5 mg L⁻¹) devem-se à maior absorção de Zn (efeito semelhante ocorreu no cultivo em Latossolos); de um modo geral, Cd e Pb diminuíram os teores, acúmulo e translocação de macro e micronutrientes no feijoeiro; baixa translocação de Cd e de Pb com aumento da produção de frutos em soluções nutritivas ou em solos não permitem apontar para o consumo de grãos.

Palavras-chave: Cádmio. Chumbo. Rúcula. Rabanete. Feijão. Solução nutritiva.

GENERAL ABSTRACT

The goal of this work was to investigate the effect of five increasing contents of Cd (0, 0.025, 0.1, 0.5 and 1 mg L⁻¹) and Pb (0, 0.25, 1, 5 and 10 mg L⁻¹), in radish, arugula and bean plants cultivated in greenhouse at the Department of Soil Science and analyzed in the laboratories of the Department of Chemistry of the Federal University of Lavras – MG. This research, which is a compilation of five scientific papers, was based on the study of the following parameters: contents of Cd and Pb in radish, arugula and bean plants, as well as their relationship with the plant's development; contents, accumulation and translocation of Cd and Pb in bean plants cultivated under nutritive solution and two latosols. Cd and Pb translocate poorly in radish, arugula and bean plants; the deleterious effect is due to deposition of stable chelates in roots, particularly of Pb; 1 mg L⁻¹ Cd and 10 mg L⁻¹ Pb were the maximum tolerable contents for arugula; radish and arugula submitted to 0.025 mg L⁻¹ Cd developed more than in the control treatment because of better absorption of Zn; Pb and Cd reduced the production of dry matter of roots and shoots; increment in the production of fruits (husks and grains) in bean plants under low contents of Cd (0.025 and 0.1 mg L⁻¹) and Pb (0.25 and 5 mg L⁻¹) is due to larger absorption of Zn (similar effect was observed in latosols); in general, Cd and Pb caused decreasing in contents, accumulation and translocation of macro and micronutrients in bean plants; the low translocation of Cd and Pb with increasing production of fruits either in nutritive solution or soils does not suggest the consumption of grains.

Keywords: Cadmium. Lead. Radish. Arugula. Bean plants. Nutritive solution.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	12
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
2.1	Absorção de metais pesados pelas plantas.....	16
2.2	Cádmio.....	19
2.2.1	Absorção de Cd pelas plantas.....	21
2.2.2	Absorção de Cd pelo organismo humano.....	22
2.3	Chumbo.....	24
2.3.1	Absorção de Pb pelas plantas.....	25
2.3.2	Absorção de Pb pelo organismo humano.....	26
2.4	Resistência e tolerância das plantas aos metais pesados.....	27
2.5	Antagonismo e sinergismo entre metais.....	30
2.6	Contaminação das águas por metais.....	32
2.7	Nutrição mineral.....	33
2.8	Importância das raízes na absorção de nutrientes.....	35
	REFERÊNCIAS.....	37
	ARTIGO 1 Influência de diferentes Concentrações de cádmio e chumbo no desenvolvimento e no teor de metal pesado em rúcula (<i>Eruca sativa</i> L.) cultivada em solução nutritiva.....	46
1	INTRODUÇÃO.....	48
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	50
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	54
3.1	Cádmio.....	54
3.1.1	Produtividade.....	54
3.1.2	Teor, acúmulo, translocação e transferência.....	57
3.2	Chumbo.....	61
3.2.1	Produtividade.....	61
3.2.2	Teor, acúmulo, translocação e transferência.....	63
4	CONCLUSÃO.....	68
	REFERÊNCIAS.....	69
	ARTIGO 2 Influência de doses cádmio e de chumbo no desenvolvimento e no teor de metal pesado em rabanete (<i>Raphanus sativus</i> L.) cultivado em solução nutritiva.....	72
1	INTRODUÇÃO.....	74
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	76
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	80
3.1	Cádmio.....	80
3.1.1	Produtividade.....	80
3.1.2	Teor, acúmulo, translocação e transferência.....	83
3.2	Chumbo.....	87

3.2.1	Produtividade.....	88
3.2.2	Teor, acúmulo, translocação e transferência.....	89
4	CONCLUSÃO.....	94
	REFERÊNCIAS.....	95
	ARTIGO 3 Influência de doses crescentes de cádmio e de chumbo no desenvolvimento e no teor de metal pesado em Feijoeiro (<i>Phaseolus vulgaris</i> L.) cultivado em solução nutritiva..	101
1	INTRODUÇÃO.....	103
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	105
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	109
3.1	Cádmio.....	109
3.1.1	Produtividade.....	109
3.1.2	Teor, acúmulo, translocação e transferência.....	113
3.2	Chumbo.....	117
3.2.1	Produtividade.....	117
3.2.2	Teor, acúmulo, translocação e transferência.....	120
4	CONCLUSÃO.....	124
	REFERÊNCIAS.....	125
	ARTIGO 4 Influência de doses de cádmio sobre o teor, acúmulo e translocação de nutrientes em feijoeiro (<i>Phaseolus vulgaris</i> L.) cultivado em solução nutritiva.....	129
1	INTRODUÇÃO.....	131
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	133
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	137
3.1	Teor.....	137
3.2	Acúmulo.....	145
3.3	Índice de translocação.....	149
4	CONCLUSÃO.....	154
	REFERÊNCIAS.....	155
	ARTIGO 5 Influência de doses de chumbo sobre o teor, acúmulo e translocação de nutrientes em feijoeiro (<i>Phaseolus vulgaris</i> L.) cultivado em solução nutritiva.....	160
1	INTRODUÇÃO.....	162
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	164
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	168
3.1	Teor.....	168
3.2	Acúmulo.....	174
3.3	Índice de translocação.....	178
4	CONCLUSÃO.....	183
	REFERÊNCIAS.....	184
	ANEXOS.....	188

1 INTRODUÇÃO GERAL

A degradação ambiental, promovida principalmente pela ação do homem, tem exercido forte pressão sobre a qualidade dos ecossistemas. Neste contexto, a contaminação do solo e da água por metais pesados tóxicos às plantas e aos animais tem sido uma constante. Embora alguns sejam essenciais aos seres vivos (Fe, Mn, Cu, Zn, etc), outros, como Pb e Cd são carcinogênicos, mutagênicos ou deletérios aos processos metabólicos (HADJILIADIS, 1997). São exemplos de fontes de contaminação tanto à aplicação de lodo de esgoto quanto certos fertilizantes industriais fosfatados, corretivos de acidez, fungicidas, resíduos industriais e urbanos, além da própria contaminação proveniente da lavra e do beneficiamento de metais (ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001; PAIM et al., 2006; VALADARES et al., 1983).

Assim como nos países desenvolvidos, os problemas de contaminação do solo e das águas no Brasil começaram a ser mais preocupantes a partir de 1970, mas se intensificaram nos últimos anos com a descoberta de depósitos, usualmente clandestinos, de resíduos químicos perigosos. A existência de uma área contaminada pode gerar, além de danos à saúde humana, comprometimento da qualidade dos recursos hídricos, restrições ao uso do solo e danos ao patrimônio público e privado, como a desvalorização das propriedades.

Em maio de 2002, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental divulgou, pela primeira vez, a lista de áreas contaminadas, registrando a existência de 255 áreas contaminadas no Estado de São Paulo. Esse número aumentou para 727 em 2003, 1.336 em 2004, 1.504 em 2005, 1.822 em 2006, 2.272 em 2007 e em 2008 a lista foi novamente atualizada, totalizando 2.514 áreas contaminadas com produtos orgânicos e inorgânicos (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL –

CETESB, 2008). Para os demais Estados, os dados são pouco confiáveis ou inexistentes.

As plantas, quando submetidas a ambientes contaminados por metais pesados, apresentam uma série de distúrbios fisiológicos e nutricionais (MENGEL; KIRKBY, 1987; PAIVA, 2003; SOARES, 1999). Entre os distúrbios nutricionais destacam-se prejuízos à absorção, translocação e funções dos nutrientes, influenciando no desenvolvimento e crescimento normal das plantas.

Segundo Horn et al. (2006) a absorção de nutrientes pelo sistema radicular, tanto em solos quanto em solução nutritiva, varia conforme sua morfologia e fisiologia e pode acontecer por meio de interceptação radicular, fluxo em massa (evapotranspiração) ou difusão, além de serem absorvidos em taxas diferenciadas de acordo com a necessidade de cada vegetal.

A técnica de cultivo em solução nutritiva, além de representar uma alternativa válida diante da diminuição das áreas de plantio em solos (no Brasil e no mundo), tem permitido avanços no conhecimento da nutrição das plantas, visto controlar mais adequadamente a composição da solução e eliminar a heterogeneidade e a complexidade do solo. Oferece ainda um ambiente propício à disponibilidade de metais, favorecendo o transporte da solução nutritiva para as culturas, permitindo estudos mais criteriosos de translocação, cinética de absorção e redistribuições de minerais em plantas (BELL; JAMES; CHANEY, 1991; QU et al., 2003).

Organizado na forma de artigos, este trabalho, cujos resultados foram obtidos a partir do cultivo de diferentes espécies vegetais em solução nutritiva, objetivou:

- a) Estudar os efeitos de diferentes doses de cádmio e chumbo no desenvolvimento e nos teores destes metais em plantas de rúcula, rabanete e feijão;

- b) Determinar os teores, o acúmulo e a translocação de cádmio em plantas de feijoeiro, em função de diferentes doses do metal;
- c) Determinar os teores, o acúmulo e a translocação de chumbo em plantas de feijoeiro, em função de diferentes doses do metal;
- d) Comparar os efeitos do cádmio e do chumbo em plantas de feijão da mesma espécie (em solução nutritiva) com as cultivadas em dois Latossolos representativos do Brasil.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Metais são elementos que abrangem aproximadamente 80% dos elementos químicos conhecidos, sendo bons condutores de eletricidade, possuem baixa eletronegatividade, brilho característico, alto ponto de fusão e ebulição, maleabilidade e ductibilidade (SHRIVER; ATKINS, 2008).

Acredita-se que os metais talvez sejam os agentes tóxicos mais conhecidos pelo homem. Há aproximadamente 2.000 anos a.C., grandes quantidades de chumbo eram obtidas de minérios, como subprodutos da fusão da prata e isso provavelmente tenha sido o início da utilização desse metal pelo homem (CAZIÑARES, 2000).

Conforme Salgado (1996) os metais pesados diferem de outros agentes tóxicos porque não são sintetizados nem destruídos pelo homem.

A atividade industrial diminui significativamente a permanência desses metais nos minérios, bem como a produção de novos compostos, além de alterar a distribuição desses elementos no planeta.

Constituem um grupo de aproximadamente 40 elementos e são considerados “pesados” quando, em sua forma elementar, apresentarem uma densidade igual ou superior a 5 g cm^{-3} ou quando seu número atômico for maior que 20.

A presença de metais pesados na crosta terrestre é menor que 0,1%, podendo ser encontrados na forma elementar (sem sofrer alterações) ou formando compostos (BRADY; HUMISTON, 1986; CAZIÑARES, 2000; PINO, 2005).

Concentrações elevadas de metais pesados iônicos solúveis nos solos podem, por meio de sua movimentação no perfil, contaminar as águas subterrâneas (YARON; CALVET; PROST, 1996). Podem também acumular-se

em tecidos vegetais a partir de sua absorção pelas raízes das plantas cultivadas em locais poluídos.

2.1 Absorção de metais pesados pelas plantas

As plantas desenvolveram mecanismos especializados para aumentar a concentração de íons metálicos na solução do solo ao modificar o ambiente químico da rizosfera, acidificando o meio pela extrusão de H^+ pelas raízes, estimulando a dessorção de íons dos sólidos do solo para a solução. Além disso, algumas plantas também podem exudar uma variedade de compostos orgânicos, formando complexos com os metais e mantendo-os disponíveis para serem absorvidos (LASAT, 2000). Os exudados, na maioria doadores de elétrons nitrogenados, carboxilados e/ou sulfurados, têm muita facilidade em formar quelatos com os metais pesados, em sua maioria, elementos de transição.

Cádmio, chumbo e mercúrio não são considerados nutrientes vegetais, mas estes metais podem ser absorvidos pelas plantas junto ao Fe, Cu, Mn, Zn e Ni (TAN, 2000). E, por não serem metabolizados, tendem a acumular-se em todos os organismos vivos. A capacidade da biomassa das plantas em acumular altas concentrações de metais sem efeitos prejudiciais ao seu crescimento enfatiza seu potencial de retirar metais de solos e da água (RASKIN; ENSLEY, 2000). Considerando apenas essa característica, muitas plantas não comestíveis são úteis ao exercerem ação mitigadora de solos contaminados. Entretanto, a absorção de metais pesados varia de acordo com a espécie vegetal e, na mesma espécie, entre as diferentes partes da planta, absorvendo pelas raízes íons tóxicos de metais pesados, particularmente cátions divalentes de Cd, Pb, Cu, Hg, Zn e Ni, que se acumulam em suas células (MOHR; SCHOPFER, 1995).

Ao se diminuir o pH, diminui-se também a adsorção dos metais pelas superfícies sólidas, aumentando as suas concentrações na solução do solo e

promovendo o incremento da absorção pelas plantas. Essa situação surge ao se utilizar fertilizantes contendo amônio ou outros acidificantes (GARBUSU; ALKORTA, 2001). A acumulação de metais pelas plantas, além de sua natureza, depende de fatores como o pH, matéria orgânica, concentração do metal e presença de ânions, textura do solo, além de temperatura, luminosidade, umidade, presença de corretivos e fertilizantes, aeração, potencial redutor do solo e presença de micorrizas (BERTON, 1992; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

A maioria dos metais é muito insolúvel para mover-se livremente no sistema vascular das plantas, assim, geralmente, formam precipitados com carbonatos, sulfatos, ou fosfatos, imobilizando-os em compartimentos intra e extracelulares. Alguns metais são acumulados nas raízes (especialmente o Pb), provavelmente devido à barreiras fisiológicas contra o transporte de metais para as partes aéreas, enquanto outros são facilmente transportados nas plantas, como o Cd (GARBUSU; ALKORTA, 2001). Quanto à absorção de metais pesados pelas raízes, Kabata-Pendias e Pendias (2001) citam que a mesma pode ser passiva, com a difusão de íons da solução externa para a endoderme das raízes, ou ativa, requerendo energia metabólica e ocorrendo contra um gradiente químico.

De acordo com o experimento de Mitchell, Bingham e Page (1978) as concentrações de Cd, Ni, Zn e Cu foram maiores nas raízes do milho do que nas folhas. Ao avaliar-se a translocação de Zn, Mn, Cu, Pb, Cr, Cd e Hg para diferentes partes da planta, notou-se que as maiores concentrações ocorrem nas folhas e raízes e as menores nos grãos e sabugos.

Devido à sua carga, os íons metálicos não podem mover-se livremente nas membranas celulares. Seu transporte para dentro das células deve ser mediado por proteínas transportadoras das membranas, nas quais os íons metálicos se ligam. Mas grande parte das frações iônicas fica adsorvida nos

sítios extracelulares carregados negativamente das paredes celulares das raízes. Esta fração não pode ser translocada para a parte aérea. Os metais também podem ser complexados e seqüestrados em estruturas celulares como os vacúolos, tornando-se indisponíveis para translocação para a parte aérea (LASAT, 2000).

Pombo (1995a) comenta que metais pesados na forma de sais, como cromatos, nitratos, cloretos e sulfatos são mais facilmente absorvidos pelas plantas do que quantidades equivalentes dos mesmos na forma de lodos industriais ou domésticos. Isso ocorre porque na forma de íons os metais se complexam com maior facilidade aos aminoácidos livres ou proteínas presentes nas plantas.

É muito ampla a faixa dos teores normais de Cd e Pb em solos e em plantas (Tabela 1). Infere-se que, em solos, os teores são controlados pelo tipo de rocha de origem e pela ação antropogênica. Quanto às plantas, a amplitude parece relacionar-se à espécie vegetal e ao tipo de solo em que é cultivada. Raciocínio semelhante parece ser válido para as concentrações de Cd e de Pb em plantas.

Tabela 1 Concentração de metais pesados em solos e plantas (mg kg^{-1}).

Elemento	Teor normal no solo*	Concentração total crítica no solo**	Teor normal nas plantas*	Concentração crítica nas plantas	
				a	b
Cádmio	0,01 - 2,0	3 - 8	0,1 - 2,4	5 - 30	4 - 200
Chumbo	2 - 300	100 - 400	0,2 - 20	30 - 300	-
Cobre	2 - 250	60 - 125	5 - 20	20 - 100	5 - 64
Níquel	2 - 750	100	0,02 - 5	10 - 100	8 - 220
Zinco	1 - 900	70 - 400	1 - 400	100 - 400	100 - 900

*(BOWEN, 1979);

** a: acima destes valores ocorre a toxidez (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001);

b: Valores capazes de diminuir em 10% o crescimento das plantas (MCNICHOL; BECKETT, 1985).

As espécies folhosas como a alface e o espinafre são consideradas maiores acumuladoras de metais tóxicos que as tuberosas como a cenoura, a beterraba e o rabanete (ZURERA et al. 1987).

Segundo Marschner et al. (1996), os teores de metais tóxicos, incluindo os micronutrientes, apresentam concentrações na matéria seca das plantas na seguinte ordem, de forma decrescente: folha < que raízes de reserva < que tubérculos < que frutos carnosos < que sementes, enquanto que para Adriano (1986) os metais tóxicos absorvidos pelas plantas estão praticamente distribuídos de forma equitativa entre a parte aérea e as raízes. Percebe-se, pela controvérsia dos autores, a necessidade de particularizar as pesquisas de metais pesados em plantas, levando-se em conta não só o tipo de metal em diferentes concentrações, mas também a espécie vegetal.

2.2 Cádmio

O cádmio situa-se em sétimo lugar na lista dos 20 compostos mais tóxicos existentes na natureza (AL-KEDHAIRY; AL-ROKAYAR; AL-MISUED, 2001).

O Cd, na natureza, é encontrado juntamente com os minérios de Zn, geralmente carbonatos, o que explica as várias propriedades físicas e químicas semelhantes ao Zn como estrutura iônica, eletronegatividade e fortemente sulfofílicos (com forte afinidade pelo enxofre) (ALLOWAY, 1990).

Como no caso do Zn, o único íon comum do Cd é a espécie +2, resultante da perda de elétrons 5s da configuração de valência $4d^{10}5s^2$. A concentração de Cd em solos não contaminados por fontes antropogênicas é governada pelo teor na rocha de origem, conforme sugerido pela Tabela 1.

Os solos derivados de rochas ígneas e metamórficas apresentam teores de Cd entre 0,1 - 0,3 mg kg⁻¹ e 0,1 - 1 mg kg⁻¹, respectivamente, e naqueles

provenientes das sedimentares, o teor pode chegar a 10 mg kg^{-1} . A concentração de Cd é muito mais alta onde há mineradoras de Zn (PAIM et al., 2006; SILVA, 2004) que, além deste, contêm outros metais pesados, como Cu, Cd e Pb.

Quanto maior a quantidade de matéria orgânica presente no solo, mais tempo este metal se faz presente, o que pode variar entre 15 e 1.100 anos, fazendo com que o metal permaneça disponível, mesmo que os níveis do elemento no solo não alcancem valores alarmantes (ALLOWAY, 1990).

O cádmio poder ser adicionado ao solo por meio de resíduos de pneus, óleos, pela deposição de lixo urbano, lodo de esgoto, resíduos de mineração, indústrias de plásticos e lubrificantes, pilhas e fertilizantes fosfatados (BERGMANN, 1992).

Deficiente em elétrons de valência, com o orbital 5s vazio, Cd^{+2} tende a combinar-se facilmente em solução com espécies doadoras de elétrons para formar compostos (complexos) estáveis. Assim, a reação direta do Cd^{2+} com uma fase sólida doadora de elétrons, formando um complexo de superfície também estável, parece ter preferência em relação à adsorção de espécies já contendo Cd complexado, presentes na fase líquida do solo (HUHEEY; KEITER; KEITE, 1993; SHRIVER; ATKINS, 2008).

Percebe-se, portanto, que o elemento na fase solúvel do solo, mesmo sob acidez em pH de 6 a 7, comum em ambientes que tiveram a acidez corrigida por calcário, fica disponível às raízes das plantas. O efeito tampão da grande maioria dos solos brasileiros, qual seja a prevalência de pH em torno de 4,5, solubiliza também o Cd^{+2} absorvido, concentrando mais ainda a solução do solo não só em Cd^{+2} mas também em Mn^{+2} , Fe^{+2} , Co^{+3} , etc.

2.2.1 Absorção de Cd pelas plantas

Plantas cultivadas em solos poluídos podem acumular Cd em níveis subfitotóxicos, aumentando os riscos para os consumidores, uma vez que mesmo concentrações não tão elevadas nos alimentos representam um significativo efeito adverso para a saúde humana e animal. Afinal, o Cd é um elemento deletério, não essencial aos seres vivos. Em vista do perigo da acumulação crônica de Cd no corpo humano, os fatores que influenciam sua concentração nos componentes da dieta humana são de grande importância, principalmente o enriquecimento antrópico em solos (destaque para as atividades mineradoras), uma vez que a concentração natural de Cd em solos é muito baixa (PIERANGELI et al., 2007).

A toxidez do Cd em plantas e organismos vivos em geral relaciona-se à facilidade de combinação do elemento com grupos químicos das enzimas envolvidas no metabolismo.

A diminuição da atividade ou inativação enzimática pode ser explicada através da reação $\text{Cd}^{2+} + 2(\text{R} - \text{SH}) \rightarrow \text{R} - \text{S} - \text{Cd} - \text{S} - \text{R} + 2\text{H}^+$ (BAIRD, 2002). O mesmo autor cita o tratamento para desintoxicação de animais envenenados por Cd com a solução de EDTA, pH ~ 6,5: $\text{Cd}(\text{SR})_2 + [\text{H}_2\text{EDTA}]^{2-} \rightarrow [\text{Cd}(\text{EDTA})]^{2-} + 2(\text{R} - \text{SH})$.

A facilidade de combinação do Cd^{2+} com doadores de elétrons de aminoácidos livres, enzimas e proteínas foi observada por SILVA et al. (2007a, b), utilizando cálculos teóricos, em pesquisa de síntese e caracterização de quelatos de Cd, Cu, Zn e Pb com DTPA (ácido dietilenotriaminopentacético), um aminoácido sintético. Os trabalhos parecem confirmar não apenas a forma de intoxicação das plantas estudadas pelo Cd^{2+} , como também a eficácia da desintoxicação de organismos vivos, em geral pelo EDTA (ácido etilenodiaminotetracético), uma estrutura semelhante ao DTPA, citada por Baird (2002).

A redistribuição de cádmio na planta está associada às fitoquelatinas (GUO; MARSCHNER, 2001). O complexo Cd-fitoquelatinas pode representar uma forma móvel para o transporte de cádmio das raízes para as partes aéreas. A fitoquelatina é uma estrutura complexa, formando peptídeos ricos em cisteína, ou seja, ricos em aminoácidos, que são doadores de elétrons, condição necessária à formação de complexos com metais de transição (ácidos de Lewis), como é o caso do Cd (MALAVOLTA, 2006).

Clorose nas folhas, murchamento e redução do crescimento são sintomas de plantas intoxicadas com Cd (ALLOWAY, 1990). Concentrações entre 5 – 30 mg kg⁻¹ na matéria seca da parte aérea das plantas são consideradas tóxicas para quase todas as espécies (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Fatores como pH, potencial de oxirredução, força iônica, textura do solo, presença de cátions competindo pelos mesmos sítios de adsorção e os teores de matéria orgânica e de óxidos de Fe e Al são fundamentais na adsorção-dessorção de Cd nos solos (BOEKHOLD; TEMMINGHOFF; ZEE, 1993; CHRISTENSEN, 1989; NAIDU et al., 1994; POMBO, 1995b). Destes, destaca-se o pH (PIERANGELI, 2005), que atua na própria especiação do metal e em atributos relacionados à sua adsorção, como o balanço de cargas na superfície dos colóides.

2.2.2 Absorção de Cd pelo organismo humano

O cádmio é um elemento de meia vida longa (10 a 30 anos) e de lenta excreção pelo organismo humano. O órgão alvo primário nas exposições ao cádmio, a longo prazo, é o rim. Os efeitos tóxicos provocados por ele compreendem principalmente distúrbios gastrointestinais após a ingestão do agente químico. A inalação de doses elevadas produz intoxicação aguda, caracterizada por pneumonite e edema pulmonar (SALGADO, 1996).

A principal causa da toxicidade pelo cádmio, assim como ocorre nas plantas, parece estar relacionada à sua combinação com grupos tiólicos (-SH) de enzimas e proteínas, o que provoca desarranjos no metabolismo (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE - OMS, 1998). O cádmio é tóxico ao homem quando ingerido ou inalado, pois pode ser depositado e acumulado em vários tecidos do corpo. Não é um elemento essencial na alimentação humana. A fonte mais importante da ingestão deste metal são os alimentos contaminados (SALGADO, 1996).

No corpo humano, 70% do cádmio em circulação são encontrados nas células sanguíneas. Parte do cádmio apresenta-se ligado a metalotioneína (proteína rica em -SH, encontrada freqüentemente no fígado, rins e intestino) e o restante circulando sob forma livre através do plasma. Cerca de 50% da carga corporal de cádmio se depositam nos rins, 15% no fígado e 20% nos músculos. O rim é considerado “órgão crítico”, de maneira que a intoxicação por cádmio leva primordialmente a uma lesão renal (TAVARES, 1992).

Quando o teor de cádmio no córtex renal atinge o limite crítico de 200 mg kg⁻¹, surgem as primeiras disfunções renais, ocasionando, nos casos mais graves, osteomalacia (amolecimento dos ossos em adultos causado por uma falha da calcificação normal). Quando o fígado e os rins são atingidos o indivíduo morre, geralmente, por parada respiratória e colapso cardiovascular (SALGADO, 1996).

Sendo um veneno cumulativo o cádmio deposita-se nos tecidos do corpo, e em casos agudos, são identificáveis como Cadmiose: além dos efeitos renais, pode ser considerado como um elemento etiológico para vários processos patológicos no homem, incluindo tumores nos testículos, hipertensão arterial, arteriosclerose, doenças crônicas de envelhecimento (OMS, 1998).

A OMS (1998) alerta que 7 µg de Cd kg⁻¹ de peso corpóreo devem ser consideradas provisoriamente como ingestão máxima semanal tolerável para o

cádmio. Para um homem de 65 kg, isto corresponde a uma ingestão da dieta de $65 \mu\text{g Cd semana}^{-1}$ e aproximadamente $9 \mu\text{g Cd dia}^{-1}$.

2.3 Chumbo

Entre os vários poluentes existentes, o chumbo (Pb) é o maior contaminante de solo (GRATÃO et al., 2005) e o maior problema ambiental diante do mundo moderno (SHEN et al., 2002), sendo, notoriamente, o metal pesado que oferece maior risco de envenenamento nos seres humanos, especialmente nas crianças (LASAT, 2002).

É um dos elementos não essenciais ou tóxicos causadores de grandes efeitos deletérios sobre vários componentes da biosfera. Também é encontrado em corretivos e fertilizantes e em outros materiais empregados na correção do solo, podendo essa prática elevar a concentração do elemento (ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

A concentração natural de Pb no solo varia de 10 a 20 mg kg^{-1} . As fontes naturais do metal são as emissões vulcânicas e o intemperismo geoquímico (ALLOWAY, 1990).

Na natureza, o metal é encontrado como Pb^{2+} , apesar de apresentar também o estado de oxidação +4 (SHRIVER; ATKINS, 2008). Segundo Paim et al. (2006), as atividades de mineração de Zn como ZnCO_3 e fundição de Pb constituem importantes fontes poluidoras do metal, pois, o impacto dessas atividades pode persistir por longo período de tempo no ambiente. A mineração de Zn, a partir do ZnCO_3 , traz como resíduos o Cd, Pb, Zn e Cu. O despejo desses rejeitos no solo, normalmente em aterros, provoca acúmulo dos quatro metais. A maior ou menor disponibilidade às plantas e seres vivos em geral depende das condições de acidez do solo (PAIM et al., 2006).

Sua camada de valência, $6s^26p^2$, perde os dois elétrons p para a formação do cátion Pb^{2+} , instável e bastante ativo em solução (SHRIVER; ATKINS, 2008). Parte dessa instabilidade é neutralizada pela reação com quelatizantes doadores de elétrons, conforme demonstrado por Silva et al. (2007a, b), resultando em estruturas de elevado impedimento estérico.

A habilidade do Pb em deslocar outros elementos, como K, Ba, S e Ca em minerais e sítios de adsorção do solo, deve-se à sua semelhança com os metais alcalinos terrosos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001), dando-lhe também a característica de ser um dos metais pesados menos móveis e que se acumulam naturalmente nos horizontes superficiais. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), os minerais de argila, oxi-hidróxidos de Fe e Al (goethita), além da matéria orgânica, são os principais pontos de associação do Pb. Pode, algumas vezes, ser encontrado em partículas de $CaCO_3$ ou em fosfatos, o que reduz a sua biodisponibilidade, conforme demonstrado também por Paim et al. (2006), em solo contaminado com Pb oriundo de área de mineração de zinco.

2.3.1 Absorção de Pb pelas plantas

A absorção do Pb presente na solução do solo para as raízes se dá através da membrana plasmática, provavelmente, por canais catiônicos, como os canais de cálcio. As raízes são capazes de acumular quantidades significativas desse metal e, simultaneamente, restringir sua translocação para a parte aérea (SHARMA; DUBEY, 2005). Em baixas concentrações, o Pb move-se na raiz, predominantemente via apoplasto através do córtex e acumula-se perto da endoderme. A endoderme age como uma barreira parcial para a translocação do Pb das raízes para a parte aérea. Essa pode ser uma das razões para o grande acúmulo de Pb nas raízes em relação à parte aérea (VERMA; DUBEY, 2003). De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001), o mecanismo de exclusão do

Pb é realmente a deposição radicular. O fenômeno ocorre por ligação do metal a polímeros orgânicos insolúveis, alguns dos quais contendo fosfatos como doadores de elétrons, formando precipitados amorfos.

Sua translocação das raízes para a parte aérea é limitada, sendo que somente 3% do Pb das raízes é translocado para a parte aérea. Somente 0,003 a 0,005% do Pb total do solo pode ser absorvido pelas plantas. As maiores bioacumulações de Pb ocorrem em plantas folhosas, como a alface, que pode acumular até 0,15% de Pb na massa seca (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

O Pb inibe a fotossíntese, altera a nutrição mineral e o balanço hídrico, modifica o estado hormonal e afeta a estrutura e permeabilidade da membrana (SHARMA; DUBEY, 2005). Os sintomas de toxicidade mais visíveis em plantas são a redução de crescimento, clorose e escurecimento do sistema radicular, bem como sua diminuição (EUN et al., 2000). Concentrações abaixo do nível considerado tóxico podem estimular o crescimento radicular como mecanismo de defesa (BALIGAR; FAGERIA; ELRASHIDI, 1998; BERGMANN, 1992).

2.3.2 Absorção de Pb pelo organismo humano

Compostos de chumbo são absorvidos por via respiratória e cutânea. Os de chumbos tetraetila e tetrametila, já proibidos na gasolina, também são absorvidos através da pele intacta, por serem lipossolúveis. O sistema nervoso, a medula óssea e os rins são considerados órgãos críticos para o chumbo, que interfere nos processos genéticos ou cromossômicos e produz alterações na estabilidade da cromatina em cobaias, inibindo o reparo de DNA e agindo como promotor do câncer. A relação chumbo - síndrome associada ao sistema nervoso central, depende do tempo e da especificidade das manifestações. Destaca-se a síndrome encéfalo-polineurítica (alterações sensoriais, perceptuais, e

psicomotoras), síndrome astênica (fadiga, dor de cabeça, insônia, distúrbios durante o sono e dores musculares), síndrome hematológica (anemia hipocrômica moderada e aumento de pontuações basófilas nos eritrócitos), síndrome renal (nefropatia não específica, proteinúria, aminoacidúria, uricacidúria, diminuição da depuração da uréia e do ácido úrico), síndrome do trato gastrointestinal (cólicas, anorexia, desconforto gástrico, constipação ou diarreia), síndrome cardiovascular (miocardite crônica, alterações no eletrocardiograma, hipotonia ou hipertonia, palidez facial ou retinal, arteriosclerose precoce com alterações cerebrovasculares e hipertensão) e síndrome hepática (interferência de biotransformação) (SALGADO, 1996).

A concentração máxima diária admitida para crianças de 0 a 5 anos é de $10 \mu\text{g kg}^{-1}$ de peso corpóreo. A ação de doses fracas (de acordo com o limite de ingestão diário: crianças 9 a $278 \mu\text{g Pb dia}^{-1}$, adultos 20 a $282 \mu\text{g Pb dia}^{-1}$) (OMS 1998), ingeridas regularmente durante um certo tempo, e totalmente absorvidas, constitui o principal perigo do chumbo.

A OMS recomenda que a ingestão semanal de chumbo para adultos encontra-se entre $20 - 514 \mu\text{g dia}^{-1}$ e que em crianças e bebês não deve exceder $25 \mu\text{g kg}^{-1}$ de peso corpóreo (OMS, 1998).

Uma ingestão diária de chumbo de 1 mg é tóxica; 10 mg é letal para uma massa corpórea de 70 kg. A administração cotidiana de 1 mg de chumbo é suficiente para determinar o saturnismo (nome dado à intoxicação pelo chumbo) no homem (OMS, 1998).

2.4 Resistência e tolerância das plantas aos metais pesados

A resistência das plantas aos íons de metais pesados pode ser obtida por um mecanismo em que as mesmas os evitam, o que inclui a imobilização do metal nas raízes e na parede celular. Os mecanismos estão relacionados às

diferenças na estrutura e no funcionamento das membranas celulares, na remoção de íons do metabolismo por armazenamento em formas insolúveis em vários órgãos e organelas, alteração em padrões metabólicos, dentre outros (MOHR; SCHOPFER, 1995). O aumento da concentração de metais pesados no citoplasma das plantas leva a ativação da síntese de fitoquelatinas (grupamentos SH), que sequestra os íons metálicos, evitando concentrações críticas destes nas células. Também pode estar baseada no sequestro dos íons dos metais nos vacúolos, sua ligação com ligantes apropriados como os ácidos orgânicos, proteínas e peptídeos, e na presença de enzimas que podem funcionar em altos níveis de íons metálicos (GARBISU; ALKORTA, 2001).

Estudos de tolerância ao Pb, realizados com algumas variedades das espécies de *Vigna* (leguminosas) e *Oryza* (arroz), demonstraram que as variedades mais tolerantes tinham maior atividade de peroxidase, catalase e glucose-6-fosfato dehidrogenase em relação àquelas não tolerantes (ROUTH et al., 2001).

De acordo com seu mecanismo de tolerância, as plantas podem ser: *excluidoras*, quando a concentração do metal absorvido é mantida constante até que seja atingido o nível crítico no substrato; *indicadoras*, quando ocorre absorção passiva e as concentrações internas refletem os teores externos; e *acumuladoras*, que são capazes de manter níveis internos mais elevados que do substrato de cultivo (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000; MARQUES; MOREIRA; SIQUEIRA, 2000; SIMÃO; SIQUEIRA, 2001). As plantas acumuladoras são próprias para a fitoextração ou fitorremediação e as excluidoras, para a fitoestabilização (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000).

Existem espécies vegetais tolerantes, capazes de acumular altas concentrações de Zn, Pb, Cu ou outro metal tóxico (acima de 1% da massa seca) pela formação de fitoquelatinas, evitando concentrações críticas de metais nas células (MOHR; SCHOPFER, 1995).

As espécies de plantas superiores que apresentam tolerância a metais pesados pertencem geralmente às seguintes famílias: Caryophyllaceae (conhecida como família dos cravos), Cruciferae (envolve várias espécies e dentre elas está o rabanete), Cyperaceae (plantas herbáceas encontradas em lugares úmidos), Gramineae (também conhecidas como capins, gramas ou relvas), Leguminosae (uma característica dessa família é apresentar o fruto do tipo legume, também conhecido como vagem, caso do feijoeiro) e Chenopodiaceae (essa família possui uma grande diversidade entre seus membros, mas um exemplo é a erva de Santa Maria) (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Pesquisas realizadas em regiões temperadas com plantas tolerantes membros da família Poaceae (*Agrostis tenuis* - grama de clima temperado, *Agrostis stolonifera* – grama de clima quente e *Festuca rubra* - gramínea conhecida como Capim do Campo; e Brassicaceae (*Brassica napus* - nabo, *Brassica juncea* - mostarda e *Thlaspi* spp. - agrião) evidenciam as oportunidades para a revegetação de solos contaminados com estas espécies (SALT; SMITH; RASKIN, 1998).

Observa-se na Tabela 2 a capacidade de absorção de metais pesados por plantas acumuladoras e não acumuladoras.

Tabela 2 Remoção de metais pesados no solo com culturas vegetais (GARBISU; ALLKORTA, 2001).

Metal	Conteúdo do solo	Retirada pelas plantas			
		Referência		Acumuladora	
	kg ha ⁻¹	g ha ⁻¹	%	g ha ⁻¹	%
Cádmio	1,5	1,0	0,06	100	10,0
Chumbo	75	100	0,1	500	0,6
Cobre	45	100	0,2	500	1,0
Níquel	39	50	0,1	100	0,3
Zinco	135	400	0,3	1500	1,0

O sucesso da fitoextração (fitorremediação) é dependente de alguns fatores como grau de contaminação do metal no solo, biodisponibilidade do metal e capacidade das plantas em acumularem o metal na parte aérea, quantidade total ou do grau da contaminação do elemento tóxico (fator quantidade), a atividade do elemento na solução do solo (fator intensidade) e o percentual de transferência do elemento da fase sólida para a líquida e para as raízes das plantas (cinética da reação). Outras condições desejáveis para fitoextração são as elevadas produções de biomassa e a alta taxa de translocação de metal das raízes para o caule. Fatores tais como o estágio de desenvolvimento da planta, o tempo de exposição ao metal e as diferentes espécies químicas dos elementos podem interferir nesses aspectos, o que se reflete nos teores de metais em diferentes partes da planta (ALLOWAY, 1990).

2.5 Antagonismo e sinergismo entre metais

O antagonismo ocorre quando o efeito fisiológico combinado de dois ou mais elementos é menor que a soma de seus efeitos independentes, e o sinergismo ocorre quando o efeito combinado destes elementos é maior. Efeitos antagônicos ocorrem geralmente de duas formas, com a inibição da absorção de metais pesados por macronutrientes, e, em troca, o elemento traço (em baixa concentração) pode inibir a absorção de um macronutriente. (KABATA PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Ocorre antagonismo quando o Zn compete pelos sítios do Cd, resultando em um aumento da solubilidade do Cd, e sua translocação das raízes para a parte aérea. As interações antagônicas entre Zn e Cu foram observadas quando a absorção de um elemento foi competitivamente inibida pelo outro. Accioly e Siqueira (2000) observaram que o excesso de Zn leva a uma redução da

concentração de Fe nas plantas e que o Zn reduz a absorção de Cd nas raízes e sistemas foliares.

Altos níveis de Cu na planta diminuem o conteúdo de Fe no cloroplasto, causando clorose e também diminuem a disponibilidade de P. O Cu interfere no papel do Mo na redução de NO_3^- . A interação entre Cu e Cd e entre Cu e Mn é tanto antagonista quanto sinérgica e somente sinérgica para Cu-Ni. O Pb estimula a absorção de Cd nas raízes das plantas, mas ocorre antagonismo entre Zn e Pb afetando a translocação de cada elemento das raízes para a parte aérea (KABATA PENDIAS; PENDIAS, 2001). Além disso, a adição de fertilizantes fosfatados inibe a absorção de Pb pelas plantas devido à precipitação do metal como fosfato (LASAT, 2000).

Quanto ao Ni, a absorção e a translocação de Ni^{2+} das raízes para a parte aérea é inibida por Cu^{2+} , Zn^{2+} e Fe^{2+} para soja. Ocorre interação entre Cd e Ni pois este é substituído pelo Cd durante a absorção. E o excesso de Ni inibe o deslocamento de Fe das raízes para a parte aérea (KABATA PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Percebe-se que o antagonismo e o sinergismo entre os metais, influenciando em sua absorção, translocação ou acúmulo nas plantas, parecem estar relacionados às certas características dos próprios elementos. Mn, Fe, Co, Ni, Cu e Zn têm, todos, raios iônicos dos cátions divalentes com valores aproximadamente iguais a $0,80 \text{ \AA}$. As mesmas relações de tamanho para Zn^{2+} e Cd^{2+} , $0,74 \text{ \AA}$ e $0,94 \text{ \AA}$ respectivamente (MAHAN, 2003), por serem discrepantes, provavelmente relacionem-se à maior facilidade de combinação do Zn^{2+} com ligantes presentes nas raízes das plantas, inibindo assim, a absorção do Cd^{2+} .

2.6 Contaminação das águas por metais

Amorim (2000), afirma que despejos de resíduos industriais são as principais fontes de contaminação das águas, uma vez que, dependendo do processo produtivo, várias substâncias, dentre as quais os metais pesados, estão presentes e acabam lançados, em parte, nos cursos d'água.

Segundo o mesmo autor, os metais pesados também são oriundos dos despejos domésticos, uma vez que estes provêm de áreas residenciais e de setores de serviços dentre os quais se encontram as oficinas mecânicas, restaurantes, entre outros.

Produtos de uso cotidiano tais como cosméticos, ceras, pilhas, desinfetantes, podem apresentar metais pesados como alumínio, zinco, cádmio, níquel e chumbo em sua composição, sendo estes metais os mais significativos nestes despejos.

No Brasil, os níveis de metais pesados nas águas devem obedecer aos itens da Resolução do CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA N°. 357/05, que, além deste parâmetro, regulamenta os demais e classifica todos os corpos d'água.

Na Tabela 3 são apresentados os limites máximos aceitáveis para alguns metais em águas, segundo a norte-americana ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY- EPA e o CONAMA.

Tabela 3 Limites máximos aceitáveis de alguns metais em águas segundo EPA e CONAMA (CONAMA, 2005; SHENG et al., 2004).

Elemento	Limite EPA (mg L ⁻¹)	Limite CONAMA (mg L ⁻¹)
Arsênio	0,0000	0,010
Cádmio	0,0005	0,001
Chumbo	0,0000	0,010
Níquel	0,0700	0,025
Zinco	0,5000	0,180

Percebe-se que há uma evidente e perigosa discrepância entre os limites de tolerância propostos pela EPA e pelo CONAMA, notadamente quanto a Cd e Pb, objetos deste trabalho. Pela EPA é nula a tolerância a Pb e 50% inferior à brasileira a tolerância ao Cd. Tratando-se de metais comprovadamente deletérios aos seres vivos em geral, é razoável questionar a maléfica flexibilidade dos limites estabelecidos pelo CONAMA.

2.7 Nutrição mineral

O cultivo em solução nutritiva é uma técnica que está se desenvolvendo rapidamente como meio de produção vegetal, na qual o solo é substituído por uma solução aquosa contendo apenas os elementos minerais indispensáveis aos vegetais (FURLANI et al. 1999).

Bastante difundida no mundo e em menor escala no Brasil, sua importância não existe somente pelo fato de ser uma técnica para investigação hortícola e produção de vegetais. Também está sendo empregada como uma ferramenta para resolver um amplo leque de problemas, que incluem tratamentos para a redução da contaminação do solo e da água subterrânea e manipulação dos níveis de nutrientes no produto final de consumo (CASTELLANE; ARAÚJO, 1995).

O cultivo sem solo proporciona um bom desenvolvimento das plantas, bom estado fitossanitário, além das altas produtividades quando comparado ao sistema tradicional de cultivo no solo. Quando utiliza apenas meio líquido, associado ou não a substratos não orgânicos naturais, pode-se utilizar o termo cultivo ou sistema hidropônico (CASTELLANE; ARAÚJO, 1995).

Os elementos minerais são absorvidos pelas plantas na forma de íons inorgânicos, presentes no meio em que vivem, sendo removidos através da grande área superficial de suas raízes.

Somente certos elementos são essenciais ao crescimento da planta para completar seu ciclo de vida. Esses elementos são classificados, de acordo com a quantidade necessária para o vegetal, em macronutrientes (N, K, Ca, Mg, P, S e Si) (Tabela 4) e micronutrientes (Cl, Fe, B, Mn, Na, Zn, Cu, Ni e Mo) (Tabela 5).

A maioria dos micronutrientes, listados na Tabela 5, são constituintes de regiões muito específicas de enzimas (como o centro de reação), tornando-se essenciais a baixas concentrações. Já os macronutrientes (Tabela 4) são constituintes naturais de proteínas – e, assim, de todas as enzimas, de ácidos nucléicos, e de outras macromoléculas – ou atuam como agentes osmóticos, sendo necessários em maiores quantidades. Os elementos minerais tais como N, K, Ca, Mg, P e S aparecem em maiores concentrações e podem atingir até 5% do peso seco, enquanto os micronutrientes são encontrados em quantidades reduzidas dentro do corpo do vegetal (menos de 0,01%) (EPSTEIN, 1975).

Tabela 4 Principais macronutrientes em plantas (EPSTEIN, 1975).

Macronutrientes	Função
Nitrogênio (N)	É essencial na estrutura de todos os aminoácidos e em todas as proteínas, sejam elas estruturadas ou catalíticas (enzimas).
Potássio (K)	É ativador enzimático, na síntese de ATP, de carboidratos, na migração de fotoassimilados, na respiração e síntese de proteínas.
Cálcio (Ca)	Tem a função estabilizadora da parede celular, no sistema de membrana das células e na lamela média, fazendo a ligação entre os radicais das pectinas.
Magnésio (Mg)	Tem função estrutural na molécula de clorofila.
Fósforo (P)	Sua principal função é a transferência de energia. É estrutural nos ácidos nucléicos.
Enxofre (S)	É componente estrutural dos aminoácidos sulfurados, como a cisteína e metionina.

Tabela 5 Principais micronutrientes em plantas (EPSTEIN, 1975).

Micronutrientes	Função
Cloro (Cl)	É um co-fator na fotossíntese. Possui um papel fundamental no mecanismo de regulação do funcionamento dos estômatos.
Ferro (Fe)	É um dos componentes estruturais dos citocromos e das ferredoxinas, na transpiração e na fotossíntese.
Boro (B)	Auxilia na formação de complexos orgânicos estáveis com fenóis e boratos, entre outros.
Manganês (Mn)	É um dos ativadores enzimáticos da síntese protéica, do Ciclo de Krebs, da fotossíntese e da formação de clorofila.
Zinco (Zn)	É um ativador de várias enzimas. Está relacionado ao crescimento.
Cobre (Cu)	É um ativador de várias enzimas de oxi-redução.
Níquel (Ni)	É essencial à atividade enzimática da uréase, no metabolismo do nitrogênio e de enzimas ligantes de enxofre.
Molibdênio (Mo)	Atua especificamente no metabolismo do nitrogênio.

2.8 Importância das raízes na absorção de nutrientes

As espécies vegetais, de modo geral, apresentam grande variação quanto à absorção de metais pesados, incluindo o Cd e Pb (HART et al., 1998). As raízes, geralmente, constituem o principal órgão da planta envolvido na absorção e, portanto, quase sempre, as maiores concentrações de metais pesados são, também, encontradas nesta parte da planta (GRANT et al., 1998).

Vários autores ressaltam que, dentre as variáveis morfológicas do sistema radicular, a área e o comprimento das raízes têm sido as mais importantes na caracterização de espécies e cultivares quanto à eficiência de absorção de nutrientes (ANGHINONI et al., 1989; BAPTISTA; FERNANDES; SOUZA, 2000; TACHIBANA; OHTA, 1983; VILELA; ANGHINONI, 1984). Raízes mais longas e mais finas, para uma mesma massa (mesmo consumo

metabólico), resultam em maior área superficial e, conseqüentemente, maior capacidade de absorver nutrientes, especialmente em relação à eficiência de absorção de metais, uma vez que são pouco móveis no solo (ANGHINONI et al., 1989)

Ernani et al. (1994) destacam que a absorção de nutrientes é proporcional ao volume de solo ocupado pelas raízes; assim, a exploração de um grande volume de solo pelas raízes é importante, principalmente, para a absorção dos nutrientes que se deslocam pelo mecanismo de difusão (VILELA; ANGHINONI, 1984). As raízes com menor diâmetro médio exploram por meio do investimento de fotoassimilados pois raízes mais finas podem explorar maior volume de solo por unidade de massa radicular (ARAÚJO; MACHADO, 2006).

Segundo Mengel e Barber (1974), a capacidade diferenciada entre genótipos em desenvolver o sistema radicular pode ser interpretada como uma habilidade adaptativa para absorver os nutrientes mais eficientemente.

Percebe-se, finalmente, que a literatura especializada faz perigosas generalizações sobre absorção, translocação e acúmulo de metais pesados, dentre os quais o Cd e o Pb. Perigosas porquanto tentam enquadrar o comportamento químico dos metais como regra geral, imutável, para todas as espécies vegetais. As contradições entre autores podem ser atribuídas a essas generalizações. Assim, parece ser fundamental particularizar esse tipo de pesquisa para o maior número possível de espécies, comparando, quando possível, os efeitos em solução nutritiva e em solos.

REFERÊNCIAS

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p. 299-351.

ADRIANO, D. C. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York: S. Veriag, 1986. 533 p.

AL-KEDHAIRY, A. A.; AL-ROKAYAR, S. A.; AL-MISUED, F. A. Cadmium toxicity on cells stress response. **Pakistan Journal Biology Sciences**, Pakistan, v. 4, n. 1, p. 1046-1049, Jan. 2001.

ALLOWAY, B. J. Cadmium. In: _____. **Heavy metals in soils**. New York: J. Willey, 1990. p. 100-121.

AMORIM, W. B. **Estudo do processo de dessorção de cromo hexavalente presente em algas marinhas provenientes do processo de adsorção**. 2000. 102 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

ANGHINONI, I. et al. Morfologia de raízes e cinética da absorção de nutrientes em diversas espécies e genótipos de plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 13, n. 3, p. 355-361, abr. 1989.

ARAÚJO, A. P.; MACHADO, C. T. T. Fósforo. In: FERNANDES, M. S. **Nutrição mineral de plantas**, Viçosa, MG: SBCS, 2006. cap. 10, p. 253-280.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.

BALIGAR, V. C.; FAGERIA, N. K.; ELRASHIDI, M. A. Toxicology and nutrient constraints on root growth. **Hortscience**, Alexandria, v. 33, n. 6, p. 960-965, Oct. 1998.

BAPTISTA, J. A.; FERNANDES, M. S.; SOUZA, S. R. Cinética de absorção de amônio e crescimento radicular das cultivares de arroz agulha e bico ganga. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 7, p. 1325-1330, jul. 2000.

BELL, P. F.; JAMES, B. R.; CHANEY, R. L. Heavy-metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 20, n. 2, p. 481-486, Apr./May 1991.

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

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

BOEKHOLD, A. E.; TEMMINGHOFF, E. J. M., ZEE, S. E. A.T. M. Influence of electrolyte composition and pH on cadmium sorption by an acid sandy soil. **Journal Soil Science**, New Jersey, v. 44, n. 6, p. 85-96, Oct. 1993.

BOWEN, H. J. M. **Environmental chemistry of the elements**. London: Academic, 1979. 273 p.

BRADY J. E.; HUMISTON G. E. **Química geral**. 2. ed. Rio de Janeiro: LTC, 1986. 410 p.

CASTELLANE, P. D.; ARAUJO, J. A. C. **Cultivo sem solo**: hidroponia. 2. ed. Jaboticabal: FUNESP, 1995. 43 p.

CAZIÑARES, R. O. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomassa microbiana. **Revista Latinoamericana de Microbiología**, Cidade do México, v. 42, n. 3, p. 131-143, abr. 2000.

CHRISTENSEN, T. H. Cadmium soil sorption at low concentrations. **Water Air, Soil Pollution**, Dordrecht, v. 26, n. 3, p. 71-82, June 1989.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Gerenciamento de áreas contaminadas no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2008. 74 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**: Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/praias/res_conama_357_05.pdf>. Acesso em: 07 fev. 2010.

EPSTEIN, E. **Nutrição mineral de plantas**: princípios e perspectivas. Rio de Janeiro: LTC, 1975. 341 p.

ERNANI, P. R. et al. Prediction of phosphorus uptake by a mechanistic model in a low phosphorus highly weathered soil as affected by mycorrhizae inoculation. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 17, n. 6, p. 1067-1078, May 1994.

EUN, S. O.; YOUN, H. S.; LEE, Y. Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of *Zea mays*. **Physiology Plantarum**, Copenhagen, v. 110, n. 5, p. 357-365, May 2000.

FURLANI, P. R. et al. **Cultivo hidropônico de plantas**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1999. 52 p.

GRANT, C. A.; BUCKLEY, W. T.; BAILEY, L. D.; SELLES, F. Cadmium accumulation in crops. **Canadian Journal of Plant Science**, Swift Current, v. 78, n. 1, p. 1-17, Aug. 1998.

GRATÃO, P. L. et al. Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, Campinas, v. 17, n. 1, p. 53-64, Jan. 2005.

GUO, Y.; MARSCHNER, H. Uptake, distribution, and binding of cadmium and nickel in different plant species. In: FERREIRA, M. E. et al. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. p. 58-70.

HADJILIADIS, N. D. **Cytotoxicity, mutagenic and carcinogenic potential of heavy metals related to human environment**. Dordrecht: Kluwer, 1997. 629 p.

HART, J. J. et al. Characterization of cadmium binding, uptake, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars. **Plant Physiology**, Rockville, v. 116, n. 4, p. 1413-1420, Jan. 1998.

HORN, D. et al. Parâmetros cinéticos e morfológicos da absorção de nutrientes em cultivares de milho com variabilidade genética contrastante. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, n. 1, p. 77-85, jan./fev. 2006.

HUHEEY, J. E.; KEITER, E. A.; KEITE, R. L. **Inorganic chemistry, principles of structure and reactivity**. 4th ed. New York: M. Dekker, 1993. 964 p.

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

LASAT, M. M. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. **Journal of Hazardous Substance Research**, Louisiana, v. 2, n. 1, p. 5-25, Mar. 2000.

LASAT, M. M. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, n. 1, p. 109-120, Jan. 2002.

MAHAN, B. M. **Química**: um curso universitário. 6. ed. São Paulo: E. Blucher, 2003. 582 p.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ceres, 2006. 638 p.

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

MARSCHNER, P.; GODBOLD, D. L.; JENTSCHKE, G. Dynamics of lead accumulation in mycorrhizal and nonmycorrhizal Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). **Plant and Soil**, The Hague, v. 178, n. 2, p. 239-245, Mar. 1996.

McNICHOL, R. D.; BECKKETT, P. H. T. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. **Plant and Soil**, London, v. 85, n. 1, p. 107-129, Feb. 1985.

MENGEL, D. B.; BARBER, S. A. Rate of nutrient uptake per unit of root under field conditions. **Agronomy Journal**, Madison, v. 66, n. 3, p. 399-402, May/June 1974.

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. **Principles of plant nutrition**. 4th ed. New York: M. Dekker, 1987. 687p.

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

MOHR, H.; SCHOPFER, R. **Plant Physiology**. Berlin: Springer-Verlog, 1995. 629 p.

NAIDU, R. et al. Ionic strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford. v. 45, n. 4, p. 419-429, Dec. 1994

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Elementos traço na nutrição e saúde humana**. Genebra, 1998. 452 p.

PAIM, L. A.; CARVALHO, R.; ABREU, C. M. P.; GUERREIRO, M. C. Estudo dos efeitos do silício e do fósforo na redução da disponibilidade de metais pesados em área de contaminação. **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 28-33, jan./fev. 2006.

PAIVA, H. N. Influência de doses crescentes de chumbo sobre o teor e o conteúdo de nutrientes e Pb em mudas de Ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standley). **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 151-158, mar./abr. 2003.

PIERANGELI, M. A. P. et al. Comportamento sortivo, individual e competitivo de metais pesados em latossolos com mineralogia contrastante. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, n. 4, p. 819-826, jul./ago. 2007.

PIERANGELI, M. A. P. et al. Efeito do pH na adsorção e dessorção de cádmio em latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, n. 4, p. 523-532, jul./ago. 2005.

PINO, G. A. H. **Biossorção de metais pesados utilizando pó da casca de coco verde (*Cocos nucifera*)**. 2005. 113 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

POMBO, L. C. A. Absorção de metais pesados pelo azevém (*Lolium multiflorum*) em dois solos do Estado do Rio Grande do Sul. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 30, n. 10, p. 1217-1224, out. 1995a.

POMBO, L. C. A. Sorção de cádmio em solos do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 19, n. 1, p. 19-24, jan./mar. 1995b.

QU, R. L. et al. Lead uptake by roots of four turfgrass species in hydroponic cultures. **Hortscience**, Alexandria, v. 38, n. 4, p. 623-626, July 2003.

RASKIN, I.; ENSLEY, B. D. **Phytoremediation of toxic metals**: using plants to clean up the environment. New York: J. Wiley, 2000. 304 p.

ROUTH, G. R. et al. Differential lead tolerance of rice and black gram in hydroponic culture. **Rostlinna Vyroba**, Praha, v. 47, n. 12, p. 541-548, Nov./Dec. 2001.

SALGADO, P. E. T. Toxicologia dos metais. In: OGA, S. **Fundamentos de toxicologia**. São Paulo: Atheneu, 1996. cap. 3, p. 154-172.

SALT, D. E.; SMITH, R. D.; RASKIN, I. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Physiology**, Palo Alto, v. 49, n. 1, p. 643-668, Dec. 1998.

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

SHEN, Z. et al. Lead phytoextraction from contaminated soil with highbiomass plant species. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 31, n. 6, p. 1893-1900, Nov./Dec. 2002.

SHENG, P.X. et al. Sorption of lead, copper, cadmium, zinc, and nickel by marine algal biomass: characterization of biosorptive capacity and investigation of mechanisms, **Journal of Colloid and Interface Science**, New Jersey, v, 275, n. 1, p. 131-141, July 2004.

SHRIVER, D.F.; ATKINS, P.W. **Química inorgânica**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2008. 816 p.

SILVA, J. G. **Complexos-DTPA-metals pesados**: uso de espectrofotometria no infravermelho. 2004. 49 p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica e Agrobioquímica) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

SILVA, V. L. et al. Spectrometric and theoretical investigation of the structures of Cu and Pb/DTPA complexes. **Structural Chemistry**, Deerfield Beach, v. 18 n. 5, p. 605-609, Oct. 2007a.

SILVA, V. L. et al. Structural determination of Zn and Cd-DTPA complexes: MS, infrared, ¹³C NMR and theoretical investigation. **Spectrochimica Acta**, London, v. 68, n. 5, p. 1197-1200, Jan. 2007b.

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

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

TACHIABANA, J.; OHTA, Y. Root surface area as a parameter in relation to water and nutrient uptake by cucumber plant. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 29, n. 3, p. 387-392, May 1983.

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

TAVARES, T. M.; CARVALHO, F. M. Avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente. Exemplos do Recôncavo Baiano. **Química Nova**, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 147-154, abr. 1992.

VALADARES, J. M. A. S. et al. Some heavy metals in soils treated with sewage sludge, their effects on yield, and their uptake by plants. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 12, n. 1, p. 49-57, Jan./Feb. 1983.

VERMA, S.; DUBEY, R.S. Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. **Plants Science**, Amsterdam, v. 164, n. 4, p. 645-655, Apr. 2003.

VILELA, L.; ANGHINONI, I. Morfologia do sistema radicular e cinética de absorção de fósforo em cultivares de soja afetados pela interação alumínio/fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 8, n. 1, p. 91-96, jan./abr. 1984.

YARON, B.; CALVET, R.; PROST, R. **Soil pollution process and dynamics**. Berlin: Springer Verlag, 1996. 313 p.

ZURERA, G. et al. Lead and cadmium contamination levels in edible vegetables. **Environmental Contamination and Toxicology**. New York, v. 38, n. 5, p. 805-812, Sept. 1987.

ARTIGO 1
**Influência de diferentes concentrações de cádmio e chumbo no
desenvolvimento e no teor de metal pesado em rúcula (*Eruca sativa L.*)
cultivada em solução nutritiva**

RESUMO

Visando avaliar os efeitos de doses crescentes de cádmio e chumbo em solução nutritiva sobre: a) produção; b) translocação de Pb e de Cd nas plantas; c) possíveis interações de Pb e de Cd com outros elementos minerais, metais de transição, essenciais às plantas; d) indicação dos limites de tolerância a Cd e a Pb, capazes de influenciarem a produção e; e) confirmação da interação por quelatização do Cd e do Pb com substâncias radiculares, por plantas de rúcula (*Eruca sativa L.*), foi montado um ensaio em casa de vegetação com sistema hidropônico, pois permite estudos mais criteriosos de translocação, cinética de absorção e redistribuições de minerais em plantas. As doses de Cd utilizadas foram: 0; 0,025; 0,1; 0,5 e 1 mg L⁻¹ e de Pb: 0; 0,25; 1; 5 e 10 mg L⁻¹, aplicadas em vasos de 2 L contendo solução nutritiva de Clark com 75% da força iônica original. Verificou-se aumento na absorção de Cd e Pb com o aumento das doses dos elementos em solução. As raízes acumularam maiores quantidades do metal que a parte aérea. Sob dose de 0,025 mg L⁻¹ de Cd as plantas de rúcula tiveram melhor desenvolvimento. A dose prejudicial de Cd em solução nutritiva para cultivo de rúcula é 1 mg L⁻¹. Pode-se cultivar rúcula em solução nutritiva contendo concentrações de até 10 mg L⁻¹ de Pb, sendo esta a dose crítica de toxidez, a partir da qual as plantas não conseguem desenvolver-se. Cd e Pb são metais de baixa translocação em plantas sendo o seu efeito deletério atribuído a depósitos radiculares de quelatos muito estáveis.

Palavras-chave: Rúcula. *Eruca sativa L.* Solução nutritiva. Metais pesados.

ARTICLE 1

Effect of cadmium and lead on the plant growing and content of heavy metals in arugula (*Eruca sativa L.*) cultivated in nutritive solution

ABSTRACT

A greenhouse assay using arugula (*Eruca sativa L.*) Nutritive solution system was carried out to evaluate the following effects of increasing amounts of cadmium and lead in nutritive solution: a) production; b) translocation of Cd and Pb throughout the plants; c) possible interactions of Cd and Pb with other mineral elements, transition metals, essential to plants; d) tolerance limits to Cd and Pb with regard to production; e) chelating interaction of Cd and Pb with root substances. This system allows more robust studies about translocation, absorption kinetics and mineral redistribution in plants. Different dosages of Cd (0, 0.025, 0.1, 0.5 and 1 mg L⁻¹) and Pb (0, 0.25, 1, 5 and 10 mg L⁻¹) were applied in 2 L containers containing Clark's nutritive solution at 75% of the original ionic force; the absorption of Cd and Pb increased with increasing their dosages in solution. Roots accumulated larger amounts of metals than shoots. The plants exhibited a better development under 0.025 mg L⁻¹ of Cd, while the damaging concentration of Cd was found to be 1 mg L⁻¹. Arugula may be cultivated in nutritive solution with up to 10 mg L⁻¹ of Pb; this is the critical toxicity dosage, which disables plant development. Cd and Pb translocate poorly in plants and their deleterious effect is due to the deposit of very stable chelates in the root.

Keywords: Arugula. *Eruca sativa L.* Nutritive solution. Heavy metals.

1 INTRODUÇÃO

As plantas absorvem pelas raízes, através dos solos ou de soluções nutritivas, elementos minerais, dentre os quais metais essenciais a qualquer ser vivo como é o caso dos metais da primeira série de transição, tais como Zn, Cu, Fe, Mn e Co. São conhecidos como micronutrientes porque, embora necessários em baixos teores, os organismos vivos não sobrevivem sem eles. Paim et al. (2006) demonstraram que os resíduos da mineração de zinco, a partir do minério carbonato de zinco (ZnCO_3) incorporam ao solo concentrações tão elevadas de Zn, Cu, Pb e Cd que nesses ambientes o cultivo de quaisquer espécies vegetais, inclusive as arbóreas, tornam-se inviáveis. Destaca-se da referida pesquisa que o Zn e o Cu tornaram-se deletérios, embora essenciais, e o pior, acompanhados de Pb e Cd, que são tóxicos em quaisquer concentrações.

De um modo geral, os metais pesados acumulam-se nas raízes e pouco translocam nas plantas, sendo as raízes o principal compartimento no qual ocorre a intoxicação (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

A toxidez parece ocorrer pelo colapso de processos bioquímicos, notadamente a inibição ou a desativação enzimática (BAIRD, 2002). Carvalho et al. (2008, 2009), atribuíram os prejuízos de Cd, Pb, Cu e Zn à formação de quelatos com doadores de elétrons produzidos pelas raízes de plantas de feijoeiro cultivadas em dois tipos de solos representativos do Brasil (Latosolos). Tais quelatos impedem ou minimizam a translocação dos metais para a parte aérea das plantas. Silva et al. (2007a, b) confirmaram a facilidade de quelatização dos referidos metais com aminoácidos a partir da síntese e caracterização de quelatos com DTPA (ácido dietilenotriaminopentacético), um aminoácido sintético possuidor dos mesmos agrupamentos doadores de elétrons dos aminoácidos essenciais presentes nas plantas, livres, ou na forma de proteínas e enzimas. Silva et al. (2007a, b) atribuíram a baixa translocação dos

metais pesados à formação de estruturas de elevado impedimento estérico nas raízes das plantas.

O cultivo em solução nutritiva, ainda pouco utilizado em escala comercial, significa utilizar soluções aquosas contendo elementos essenciais para a produção vegetal sem o uso direto do solo. Trata-se de uma técnica potencialmente útil para a produção de alimentos em alta escala devido à diminuição da área de plantio em solos do Brasil e no mundo. No caso brasileiro, devido à expansão da área destinada à pecuária, ao plantio de cana-de-açúcar e ao desmatamento. No mundo, como consequência do efeito estufa e da poluição em geral. São consequências do crescimento e da migração populacional para as cidades, notadamente nos anos 2000 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 2006).

Há, portanto, necessidade de ampliar os estudos visando a produção de alimentos sob condições hidropônicas. Por tratar-se de um sistema homogêneo (ao contrário do solo, que é composto de três fases: sólida, líquida e gasosa), a solução nutritiva permite, por exemplo, estudos mais criteriosos de translocação, cinética de absorção e da redistribuição de elementos em plantas (BELL; JAMES; CHANEY, 1991; QU et al., 2003). Além de facilitar, muito mais que em solos, a contaminação por metais pesados da solução nutritiva para estudos dos mesmos.

Este trabalho objetiva: a) estudar os efeitos de diferentes doses de Pb e de Cd na produção de rúcula, uma folhosa de largo consumo mundial; b) avaliar a translocação de Pb e de Cd nas plantas; c) verificar possíveis interações de Pb e de Cd com outros elementos minerais, metais de transição, essenciais às plantas; d) indicar os limites de tolerância a Cd e a Pb capazes de influenciarem a produção; e) confirmar a interação por quelatização do Cd e do Pb com substâncias radiculares.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram conduzidos em Laboratórios dos Departamentos de Ciência do Solo e de Química e em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras – MG, em solução nutritiva para realização do experimento no período de 13/04/2009 a 27/05/2009, correspondente ao ciclo vegetativo das plantas de rúcula.

A Tabela 1 apresenta os constituintes e suas quantidades para a solução nutritiva de Clark (1975), sendo as concentrações minerais consideradas padrões para soluções nutritivas afins. As fontes minerais constituíram-se de reagentes p.a.

Tabela 1 Solução nutritiva de Clark.

Sais p.a.	Concentração das soluções estoque		Solução trabalho mL L ⁻¹
	mol L ⁻¹	mmol L ⁻¹	
Ca(NO ₃) ₂ .4H ₂ O	1	-	2,53
KNO ₃	1	-	1,30
KCl	1	-	0,50
NH ₄ NO ₃	1	-	0,90
MgSO ₄ .7H ₂ O	1	-	0,60
MnCl ₂ .4H ₂ O	-	7	1,0
H ₃ BO ₃	-	19	1,0
ZnSO ₄ .7H ₂ O	-	2	1,0
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	-	0,086	1,0
CuSO ₄ .5H ₂ O	-	0,5	1,0
KH ₂ PO ₄	-	69,04	1,0
Fe-EDTA			
FeCl ₃ .6H ₂ O		38	1,0
Na ₂ EDTA		38	1,0

Os tratamentos constituíram-se de concentrações de chumbo (Pb) (0; 0,25; 1; 5; 10 mg L⁻¹) e de cádmio (Cd) (0; 0,025; 0,1; 0,5; 1 mg L⁻¹)

adicionados à solução nutritiva de Clark (1975), utilizando os sais p.a. nitrato de cádmio $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ e nitrato de chumbo $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ como fontes dos elementos contaminadores. As doses foram escolhidas levando-se em conta valores capazes de “intoxicar sem eliminar” as plantas durante o cultivo (MALAVOLTA, 1994). Esta decisão foi motivada pela necessidade de obtenção de material vegetal suficiente para as análises laboratoriais.

Foram utilizados frascos plásticos, opacos, com capacidade de aproximadamente 2L, onde as plantas escolhidas de rúcula (*Eruca sativa L.*) se desenvolveram. A solução foi arejada constantemente por tubulações de plástico ligadas a um moto-compressor.

As sementes utilizadas adquiridas em loja especializada foram colocadas em bandeja de isopor com um substrato comercial (Plantmax), sendo irrigadas com água desmineralizada de forma a mantê-las úmidas durante 14 dias. Quando atingiram uma altura aproximada de 8 cm, as mudas foram transplantadas para uma solução de Clark com 20% da concentração máxima onde permaneceram por 3 dias. Em seguida a solução foi substituída por uma com 50% da concentração. Após 4 dias uma nova solução com 75% da concentração foi oferecida às plantas, onde permaneceram por 2 dias. Uma vez por semana era feita a troca de solução nutritiva a 75% de concentração máxima e a adição dos metais em estudo, por três semanas. O aumento gradual da concentração da solução nutritiva objetivou adaptar as plantas a diferentes ambientes químicos. Os 75% da concentração máxima foram suficientes para um bom cultivo da rúcula.

Ao final do ciclo vegetativo as plantas foram colhidas e separadas em parte aérea e sistema radicular, lavadas com água deionizada e secas em estufa ventilada em temperatura entre 65 e 70°C até a massa constante. Em seguida, o material foi pesado e posteriormente triturado em moinho tipo Willey, equipado com peneira de 20 cm^2 . Fez-se a digestão nitroperclórica (MALAVOLTA;

VITTI; OLIVEIRA, 1997) na proporção de 2:1 (v/v) de HNO_3 e HClO_4 , respectivamente, sendo os teores de Pb e Cd da matéria seca da parte aérea (MSPA) e do sistema radicular (MSR) dosados utilizando-se um espectrofotômetro de absorção atômica Varian com chama de gás acetileno e lâmpadas de cátodo ôco: Cd (228,8 nm, fenda de 0,5) e Pb (217 nm, fenda de 1,0).

O acúmulo de Cd e Pb nas duas partes das plantas de rúcula foram calculados multiplicando-se seus teores pela produção de matéria seca de cada compartimento da planta.

O potencial das plantas em extrair os metais Pb e Cd da solução nutritiva foi avaliado pelo **coeficiente de fitoextração ou fator de transferência, t** por meio da equação:

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

O cálculo de *metal total na planta* foi feito considerando-se o conteúdo de Cd e Pb na parte aérea somado ao das raízes (MSR + MSPA), em todas as concentrações aplicadas e o *metal total na solução* foi calculado levando-se em conta as trocas de soluções. Quanto maior o fator *t*, maior a absorção do contaminante (HENRY, 2000).

O índice de produção relativa, que traduz a influência do metal na variação de produção de matéria seca da planta (MSR + MSPA), foi calculado pela equação (PAIVA; CARVALHO; SIQUEIRA, 2002):

$$\text{PR}\% = \frac{\text{matéria seca produzida sob a dose do metal}}{\text{matéria seca produzida na ausência do metal}} \times 100$$

Através do **índice de translocação (IT)** é possível avaliar a capacidade das espécies em translocar o Pb e Cd da raiz para a parte aérea, conforme (PAIVA; CARVALHO; SIQUEIRA, 2002), onde o **IT** é calculado pela expressão:

$$IT \% = \frac{MSPA}{(MSR + MSPA)} \times 100$$

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC), arranjado em um esquema fatorial (2 x 5) x 4, sendo dois metais (cádmio e chumbo) e cinco doses para cada metal: Cd: 0; 0,025; 0,10; 0,5 e 1 mg L⁻¹ e Pb: 0; 0,25; 1; 5 e 10 mg L⁻¹, com quatro repetições para cada tratamento, totalizando 40 unidades experimentais (frascos). Os resultados de valores médios das quatro repetições foram submetidos a teste de Tukey a 5% de probabilidade, utilizando-se o programa SISVAR (FERREIRA, 2000).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As doses de Cd e Pb aplicadas em solução nutritiva influenciaram significativamente, umas positivamente e outras negativamente, a produção de matéria seca, o índice de produção relativa, a absorção, o índice de translocação e o fator de transferência de rúcula (*Eruca sativa L.*). As estatísticas e as discussões dos resultados estão apresentadas a seguir.

3.1 Cádmio

Influência de doses de cádmio sobre:

3.1.1 Produtividade

No Gráfico 1 encontram-se os dados médios relativos aos resultados do crescimento das plantas de rúcula sob diferentes doses de cádmio.

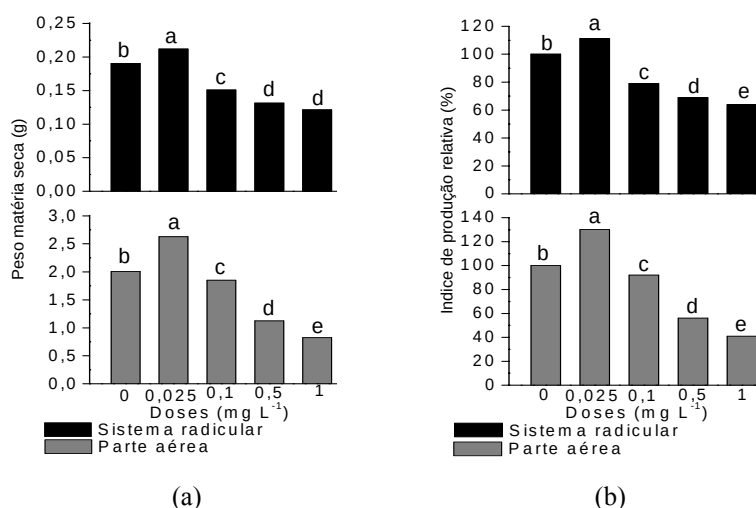


Gráfico 1 (a) Produção de matéria seca da raiz (MSR) e da parte aérea (MSPA); (b) índice de produção relativa da raiz e da parte aérea de rúcula submetidas a diferentes doses de Cd (médias seguidas pela mesma letra não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey).

Para a raiz observa-se que as concentrações mais altas do metal, 0,5 e 1 mg L⁻¹, foram estatisticamente iguais quanto a influência no crescimento aéreo das plantas. As duas referidas doses reduziram em cerca de 50% a produção de MSR em relação ao tratamento controle (Gráfico 1a).

A planta que estava sob a dose de 0,025 mg L⁻¹ (Gráfico 1a) foi a que apresentou um crescimento maior tanto de raízes como da parte aérea, ou seja, o exemplar que estava servindo de controle não foi o que teve o maior crescimento, como era esperado. Provavelmente um efeito sinérgico com um elemento essencial, como o Zn. Este é muito próximo do Cd em termos de propriedades químicas podendo, por isso, tomar o seu lugar como ativador ou grupo prostético de enzimas. Aliás, se for mesmo um efeito antagônico do Cd com o Zn ou com qualquer outro elemento de transição essencial à planta, o

fenômeno parece ocorrer em baixos teores de Cd, como é o caso da dose de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$.

O efeito do Cd na atividade enzimática está associado ao fato de que grande número de enzimas contém metais e a substituição destes por outro metal de mesma carga e tamanho similar, pode resultar na inibição da atividade da enzima. O Zinco é um constituinte de muitas metaloenzimas, além de vários fatores transcricionais importantes na regulação da expressão gênica. O Cd por sua semelhança com o Zn, pode substituí-lo nestas enzimas, resultando em alteração da atividade enzimática (SHAW; SAHU; MISHRA, 2004).

Na MSPA pode-se notar que as plantas tiveram um comportamento estatisticamente diferente entre as doses. Como aconteceu com a raiz, as folhas que mais cresceram foram aquelas relativas à dose de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$. A planta controle teve um crescimento abaixo da concentração de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$, mas acima daqueles verificados com outras concentrações de cádmio. O fenômeno assemelhou-se àquele que ocorreu com as raízes inclusive quanto à produção de matéria seca.

Como nas raízes, as demais plantas cresceram inversamente proporcionais às doses aplicadas, ou seja, quanto maior a dose, menor o crescimento. Merece destaque o efeito deletério mais acentuado nas doses de $0,5$ e 1 mg L^{-1} (Gráfico 1a), sugerindo um maior acúmulo do metal nas plantas.

Uma aparente confirmação da sinergia Cd x, elementos essenciais às plantas, parece confirmar-se, pela análise dos dados do Gráfico 1b. Tomando por base um crescimento de 100% das raízes e da parte aérea das plantas cultivadas com a ausência de cádmio, percebe-se um aumento de 11,29 para 30,25 pontos percentuais do sistema radicular e da parte aérea, respectivamente, quando as plantas foram submetidas à dose de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$. Sob as duas maiores doses ficou nítido o prejuízo às plantas, com destaque para a redução de quase 60% da MSPA das plantas cultivadas em solução contendo 1 mg L^{-1} .

3.1.2 Teor, acúmulo, translocação e transferência

No Gráfico 2 encontram-se os gráficos dos resultados dos teores, acúmulo, translocação e transferência de diferentes doses de cádmio absorvido pelas plantas de rúcula.

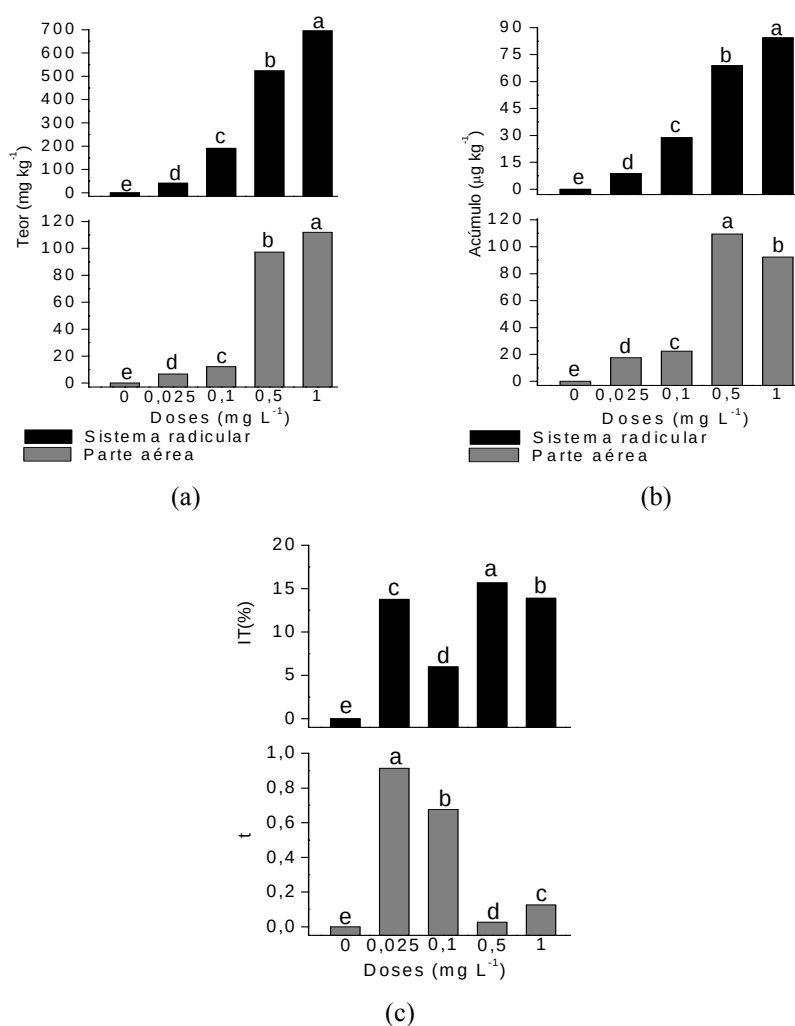


Gráfico 2 (a) Teor de cádmio na parte aérea e no sistema radicular das plantas de rúcula; (b) Acúmulo; (c) Índice de translocação (IT) e fator de transferência (t) (médias seguidas pela mesma letra não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey).

Pode-se observar que tanto na parte aérea como na raiz os teores encontrados foram diretamente proporcionais à quantidade de metal oferecido a planta, ou seja, quanto maior a concentração de metal maior a absorção.

Por outro lado, comparando-se a raiz com a parte aérea, observou-se que há uma grande diferença nas concentrações absorvidas por cada uma (Gráfico 2a). Através destes dados pode-se deduzir que o metal se transloca muito pouco na planta, dada a diferença expressiva de contaminante encontrada nos dois compartimentos da planta. Entretanto, mesmo valores baixos de IT comprovam o efeito deletério do Cd^{2+} na produção de MSPA, conforme dados do Gráfico 2c. Observa-se que a maior translocação foi de cerca de 15% na dose de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$, ou seja, essa foi a máxima translocação de Cd das raízes para a parte aérea.

Sabendo-se que o acúmulo (Gráfico 2b) é calculado levando-se em conta o peso de matéria seca, os resultados diferem-se do teor. Assim, o maior acúmulo de cádmio ocorreu nas folhas na dose de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$. Para a referida dose, o acúmulo de Cd na MSPA foi de aproximadamente $110 \mu\text{g kg}^{-1}$, enquanto nas raízes foi de cerca de $70 \mu\text{g kg}^{-1}$. Estes dados estão coerentes com a produção de matéria seca pelos dois compartimentos da planta (Gráfico 1a). Percebe-se que as produções máximas de matéria seca foram de 0,22g e 2,75g, respectivamente. Justifica-se, portanto, a baixa translocação do Cd das raízes para a parte aérea das plantas de rúcula.

De acordo com Arduini, Godbold e Onnis (1996), a regulação de absorção pela rizosfera, o acúmulo nas raízes, de forma a preservar a integridade e as funções primárias, e o baixo transporte para a parte aérea são considerados os possíveis mecanismos pelos quais o sistema radicular pode contribuir para uma tolerância a metais pesados.

A transferência dos metais do solo ou de solução nutritiva, para as plantas, pode ser avaliada pelo fator de transferência (t) (Gráfico 2c). Quanto maior o valor de t maior será a transferência do metal do solo ou da solução nutritiva para a planta e, conseqüentemente, maior será também a capacidade do vegetal em retirar contaminante do sistema, no caso, a solução nutritiva.

A planta que mais cresceu, sob a dose de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$, tanto em MSR quanto em MSPA (Gráfico 1a), foi a que apresentou um dos maiores ITs, ou seja, 13,76% e também o maior t 0,913 (Gráfico 2c). Comparando os Gráficos 1 e 2 percebe-se que o IT foi muito influenciado pela concentração de Cd da solução e que a rúcula em baixas concentrações de Cd aumenta a transferência do metal, ou seja, a rúcula tem baixa capacidade de retirar Cd e acumulá-lo em sua matéria seca.

Mesmo com teores balanceados na solução nutritiva parece que, para a rúcula, a concentração de Zn utilizada foi baixa o suficiente para facilitar a absorção de Cd pelas raízes. Segundo Faquin (2005), ocorre uma competição entre o zinco e o cádmio na absorção pelas plantas, quando a concentração de Zn é mais baixa em relação à de Cd.

O efeito benéfico de baixas concentrações de Cd parece estar ligado à facilidade que o metal tem de combinar-se com grupos sulfidríla (-SH) de enzimas responsáveis pelo metabolismo dos seres vivos, animais ou vegetais, o que mantém o metal inativo, diminuindo sua fitotoxidez (BAIRD, 2002).

A reação $\text{Cd}^{2+} + 2\text{R} - \text{SH} \rightarrow \text{R} - \text{S} - \text{Cd} - \text{S} - \text{R} + 2\text{H}^+$, segundo Baird (2002), é a responsável pela diminuição de atividade ou inativação enzimática. O mesmo autor cita o tratamento para desintoxicação de animais envenenados por Cd: solução de EDTA, pH $\sim 6,5$: $\text{CdS}_2\text{R}_2 + [\text{H}_2\text{EDTA}]^{2-} \rightarrow [\text{Cd}(\text{EDTA})]^{2-} + 2\text{R} - \text{SH}$.

A facilidade de combinação do Cd^{2+} com doadores de elétrons de aminoácidos livres, enzimas e proteínas foi observada por Silva et al. (2007a, b), utilizando cálculos teóricos, em pesquisa de síntese e caracterização de quelatos de Cd, Cu, Zn e Pb com DTPA (ácido dietilenotriaminopentacético), um aminoácido sintético. Os trabalhos parecem confirmar não apenas a forma de intoxicação das plantas estudadas pelo Cd^{2+} , como também a eficácia da desintoxicação de organismos vivos, em geral pelo EDTA (ácido

etilenodiaminotetracético), uma estrutura semelhante ao DTPA, citada por Baird (2002).

A redistribuição de cádmio na planta está associada com fitoquelatinas (PCs) (GUO; MARSCHNER, 2001). O complexo Cd-fitoquelatinas pode representar uma forma móvel para o transporte de cádmio das raízes para as partes aéreas. A fitoquelatina é uma estrutura complexa, formando peptídeos ricos em cisteína, ou seja, ricos em aminoácidos, que são doadores de elétrons. O Grupo –SH delas é capaz de formar compostos de coordenação com metais pesados, Cd e outros, com o que a toxidez dos mesmos é diminuída. O próprio Cd, curiosamente, induz à síntese das quelatinas que diminuem a sua toxidez (MALAVOLTA, 2006).

Os mecanismos químicos propostos por Baird (2002), Silva et al. (2007a, b), Guo e Marschner (2001) e Malavolta (2006) confirmam não só os efeitos deletérios do Cd mas principalmente os dados do Gráfico 1 e 2 relativos ao comportamento das plantas de rúcula na presença de Cd.

3.2 Chumbo

Influência de doses de chumbo sobre:

3.2.1 Produtividade

No Gráfico 3 encontram-se os resultados do crescimento das plantas de rúcula sob diferentes doses de chumbo.

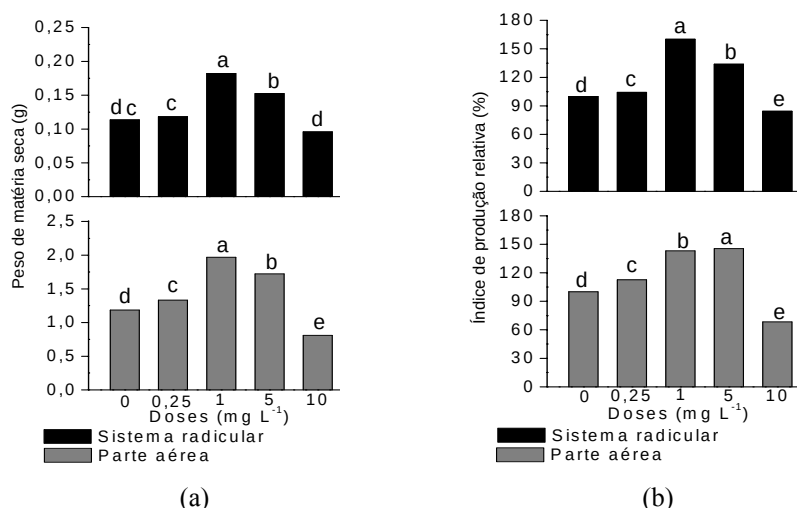


Gráfico 3 (a) Produção de matéria seca da raiz (MSR) e da parte aérea (MSPA); (b) índice de produção relativa da raiz e da parte aérea de rúcula submetidos a diferentes doses de Pb (médias seguidas pela mesma letra não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey).

A máxima dose de Pb, 10 mg L⁻¹ (Gráfico 3a), como esperado, foi a mais prejudicial tanto para matéria seca quanto às raízes. Observa-se um incremento tanto da MSR quanto da MSPA até a dose de 1 mg L⁻¹ de Pb, a partir do qual prejuízos começaram a se fazer sentir nos parâmetros de crescimento vegetal. Entretanto, Malavolta (2006) comenta que em qualquer dose o metal é deletério às plantas.

Comparando-se a produção de matéria seca total (MSR + MSPA) das plantas cultivadas na presença e na ausência de Pb (PR) (Gráfico 3b), repete-se o efeito “benéfico” da dose de 1 mg L⁻¹ de Pb verificado quando se comparou diretamente doses x produção de MSPA (Gráfico 3a). Houve um incremento de 60% na produção de raízes e de 43% no crescimento da parte aérea em relação ao controle. A dose de 10 mg L⁻¹ Gráfico 3a), provocou redução de 31% e 15%,

respectivamente, para raízes e parte aérea, quando se utilizou o PR como parâmetro comparativo (Gráfico 3b).

Vários estudos descrevem o efeito tóxico do chumbo sobre processos tais como fotossíntese, mitose e absorção de água e sintomas físicos como folhas verdes e escuras, murchamento das folhas mais velhas e, parte aérea e raízes pouco desenvolvidas e pardas. Entretanto, os sintomas tóxicos nas plantas não são específicos (MALAVOLTA, 1994). De fato, os efeitos macroscópicos citados anteriormente não foram totalmente constatados neste trabalho.

Efeitos subcelulares podem ser descritos como: inibição da respiração e fotossíntese devido a distúrbios nas reações de transferência de elétrons (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

O Pb absorvido se acumula nas paredes celulares, notadamente nas raízes, o que deve contribuir para diminuir seu efeito tóxico para a planta e seu transporte para os frutos (FAQUIN, 2005). Esse fato parece explicar o “efeito benéfico” de algumas doses de Pb para as plantas, de acordo com os dados desta pesquisa.

A clorose, em folhas jovens de plantas tratadas com Pb, observada nas plantas de rúcula, sugere que este elemento interfere na síntese de clorofila e que com o reduzido transporte de Fe e formação dos grupos heme, para as folhas aparece o sintoma de deficiência provocando danos em plantas estressadas (FODOR et al., 1998; KUPPER; KUPPER; SPILLER, 1996).

3.2.2 Teor, acúmulo, translocação e transferência

No Gráfico 4 encontram-se os gráficos dos resultados dos teores, acúmulo, translocação e transferência das diferentes doses de chumbo absorvido pelas plantas de rúcula.

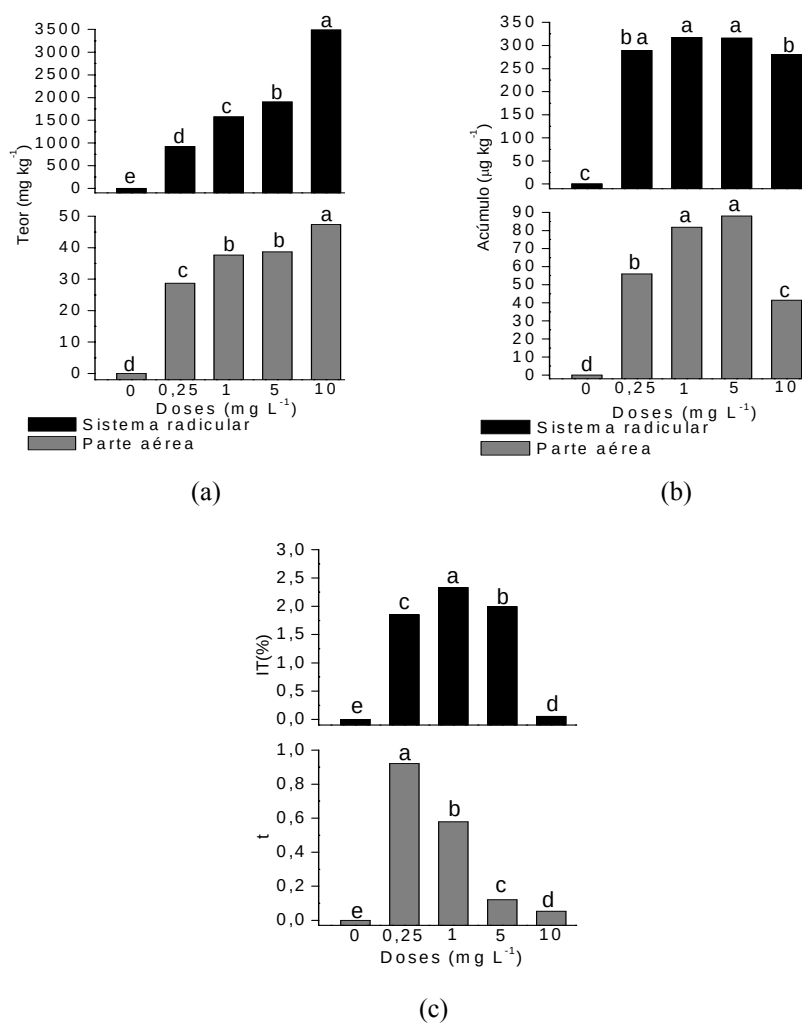


Gráfico 4 (a) Teor de chumbo na parte aérea e no sistema radicular das plantas de rúcula; (b) Acúmulo; (c) Índice de translocação (IT) e fator de transferência (t) (médias seguidas pela mesma letra não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey).

Semelhante ao observado nas plantas que foram “envenenadas” por cádmio, os exemplares que receberam chumbo também tiveram uma absorção radicular diretamente proporcional à quantidade de metal oferecido à planta

(Gráfico 4a e b). Quando comparados a raiz à parte aérea (Gráfico 4a), mais uma vez pode-se observar uma grande diferença nas concentrações absorvidas por cada compartimento. Percebe-se, também com o Pb, que o mesmo se transloca muito pouco das raízes para a parte aérea. Essas informações convergem os trabalhos de Silva et al. (2007a, b) da síntese e caracterização de quelatos de Pb, Cd, Zn e Cu com DTPA. Ambos, segundo os autores, são estruturas de elevado impedimento estérico, notadamente o quelato de Pb. Isso parece justificar a dificuldade de ascensão do metal na planta, já que permanece, em grande parte, quelatizado a aminoácidos livres, proteínas ou secreções diversas das raízes, ambos ricos em grupamentos doadores de elétrons como o DTPA.

A semelhança de comportamento químico de Pb e Cd em plantas, aliás, a mesma entre Cu e Zn, foi constatada também por Paim et al. (2006) em solo contaminado com resíduos de mineração de Zn. Após a extração de Zn do minério carbonato de zinco, seus dejetos, ricos em Pb, Cd e Zn provocam sérios problemas ambientais no solo.

Em solos cultivados com feijão, Carvalho et al. (2008, 2009) confirmaram a baixa translocação de Pb e Cd, notadamente do Pb, mostrando que, dependendo da dose presente no solo, desde que insuficiente para eliminar as plantas, e se elas forem capazes de produzir sementes, podem ser consumidas na alimentação sem riscos à saúde devido aos teores insignificantes do metal nos grãos. Os mesmos autores atribuíram também ao impedimento estérico dos quelatos de Pb com aminoácidos ou substâncias afins da raiz, o motivo da baixa translocação.

Em plantas consideradas “excludoras de Pb”, como é o caso da rúcula, há uma alteração dos teores na parte aérea, mesmo que as plantas cresçam sob uma ampla faixa de concentração no metal disponível na solução nutritiva. Observa-se no Gráfico 4a que plantas cultivadas sob concentração de Pb

variando entre $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ e 10 mg L^{-1} , apresentaram um teor na parte aérea, respectivamente, de $28,7 \text{ mg kg}^{-1}$ e $47,35 \text{ mg kg}^{-1}$ de Pb.

O acúmulo (Gráfico 4b) forneceu resultados diferentes do teor. Assim, o maior acúmulo de chumbo ocorreu nas raízes nas doses estatisticamente semelhantes de $0,25$; 1 e 5 mg L^{-1} . Estes dados estão coerentes com a produção de matéria seca na dose de 1 mg L^{-1} pelos dois compartimentos da planta (Gráfico 3a). Percebe-se que as produções máximas de matéria seca na raiz e na parte aérea foram de $0,18\text{g}$ e 2g , respectivamente. Justifica-se, portanto, uma maior translocação do Pb das raízes para a parte aérea das plantas de rúcula na dose de 1 mg L^{-1} .

Kabata-Pendias e Pendias (2001) postularam que o mecanismo de exclusão do Pb é realmente a deposição radicular. O fenômeno, segundo os autores, ocorre por ligação do metal a polímeros orgânicos insolúveis, alguns dos quais contendo fosfatos como doadores de elétrons, formando precipitados amorfos.

Novamente os dados referentes à IT e t mostram que o IT foi muito influenciado pela concentração de Pb da solução e que a rúcula, em baixas concentrações de Pb, aumenta a transferência do metal, ou seja, a rúcula tem baixa capacidade de retirar Pb, assim como o Cd, e acumulá-lo em sua matéria seca (Gráfico 4c).

A maior mobilidade do Cd^{2+} na planta, comparado ao Pb^{2+} , pode ser explicada pela facilidade de combinação com grupos sulfidrilas das fitoquelatinas. A afinidade do Cd^{2+} com o S é resultante do fato do Cd^{2+} ser um ácido de Lewis mole e o S uma base de Lewis também mole. Ácidos e bases moles, por serem polarizáveis, combinam-se facilmente originando estruturas muito estáveis (SHRIVER; ATKINS, 2008).

Outro argumento válido para explicar a diferença de translocação entre Cd e Pb, demonstrada no Gráfico 4c pelo IT, refere-se à propriedades periódicas

dos dois metais, principalmente o raio iônico ($0,97 \text{ \AA}$ e $1,32 \text{ \AA}$ para Cd^{2+} e Pb^{2+} , respectivamente, e a densidade ($8,6 \text{ g cm}^{-3}$ para Cd e $11,3 \text{ g cm}^{-3}$ para Pb). São fatores que dificultam a mobilidade e, portanto, a atividade do Pb, muito mais que a do Cd.

Antoniadis et al. (2007) e Oliveira et al. (2009) atribuem também a baixa mobilidade do Pb à eletronegatividade e, assim, o Cd ($1,7\text{eV}$) seria mais móvel que o Pb ($2,3 \text{ eV}$).

Devido à inexistência de padrões confiáveis de tolerância dos organismos vivos, animais e vegetais, o Cd e o Pb, não parece sensato afirmar, com base nos dados deste trabalho, que doses aparentemente inofensivas às plantas também o sejam para os consumidores de rúcula.

4 CONCLUSÃO

O cádmio (Cd) e o chumbo (Pb) são metais de baixa translocação em plantas, sendo o seu efeito deletério atribuído a depósito radiculares de quelatos muito estáveis, sendo que depósitos radiculares de Pb são mais facilmente formados que os de Cd.

Sob dose de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ de Cd, as plantas de rúcula tiveram melhor desenvolvimento. Nesta concentração a ligação com os grupos (SH) das fitoquelatinas foi essencial para o ganho da parte vegetativa.

Em solução nutritiva, tanto o Cd quanto o Pb comportam-se de forma semelhante ao cultivo em solos contaminados pelos dois metais;

A solução nutritiva contendo concentrações de 10 mg L^{-1} de Pb e 1 mg L^{-1} de Cd foram consideradas como dose crítica de toxidez, a partir da qual as plantas rúcula não conseguem desenvolver-se adequadamente.

REFERÊNCIAS

ANTONIADIS, V.; MCKINLEY, J. D.; ZUHAIRI, Y. W. Single-element and competitive mobility measured with column infiltration and batch tests. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 36, n. 1, p. 53-60, Jan. 2007.

ARDUINI, I.; GODBOLD, D. L.; ONNIS, A. Cadmium and copper uptake and distribution in Mediterranean tree seedlings. **Physiologia Plantarum**, Scandinavian, v. 97, n. 1, p. 111-117, Jan. 1996.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.

BELL, P. F.; JAMES, B. R.; CHANEY, R. L. Heavy-metal extractability in long-term sewagesludge and metal salt-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 20, n. 2, p. 481-486, Apr./May 1991.

CARVALHO, A. V. S. et al. Bean plant production of dry matter and grain related to soil citric acid-extractable copper, zinc, cadmium and lead. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Georgia, v. 40, n. 19, p. 2959-2974, Mar./Apr. 2009.

CARVALHO, A. V. S. et al. Produção de matéria seca e de grãos por plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivadas em solos tratados com metais pesados. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 5, p. 949-955, set./out. 2008.

CLARK, R. B. Characterization of phosphatase of intact maize roots. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, Easton, v. 23, n. 3, p. 458-460, May 1975.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. 182 p.

FERREIRA, D. F. Análise estatística por meio do SISVAR - Sistema para Análise de Variância para Windows versão 4.0. In: REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45., 2000, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 2000. p. 255-258.

FODOR, F. et al. Lead uptake, distribution, and remobilization in cucumber. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 21, n. 7, p. 1363-1373, July 1998.

GUO, Y.; MARSCHNER, H. Uptake, distribution, and binding of cadmium and nickel in different plant species. In: FERREIRA, M. E. et al. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. p. 58-70.

HENRY, J. R. **An overview of the phytoremediation of lead and mercury**. Washington: EPA, 2000. 51 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo agropecuário**. Rio de Janeiro, 2006. 146 p.

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

KUPPER, H.; KUPPER, F.; SPILLER, M. Environmental relevance of heavy metal-substituted chlorophylls using the example water plants. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 47, n. 295, p. 259-266, Feb. 1996.

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

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ceres, 2006. 638 p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, C. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. 2. ed. Piracicaba: ESALQ-USP, 1997. 319 p.

OLIVEIRA, R. C. et al. Movimento de zinco em colunas de solo tratados com resíduo de calcário oriundo de mineração. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 56, n. 5, p. 679-684, set. 2009.

PAIM, L. A.; CARVALHO, R.; ABREU, C. M. P.; GUERREIRO, M. C. Estudo dos efeitos do silício e do fósforo na redução da disponibilidade de metais pesados em área de contaminação. **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 28-33, jan./fev. 2006.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O. Índice de translocação de nutrientes em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* Mart. Standl.) submetidas a doses crescentes de cádmio, níquel e chumbo. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 467-473, jul./ago. 2002.

QU, R. L. et al. Lead uptake by roots of four turfgrass species in hydroponic cultures. **Hortscience**, Alexandria, v. 38, n. 4, p. 623-626, July 2003.

SHAW, B. P.; SAHU, S. K.; MISHRA, R. K. **Heavy metal induced oxidative damage in terrestrial plants**. 2nd ed. New York: G. Fischer, 2004. 189 p.

SHRIVER, D.F.; ATKINS, P.W. **Química inorgânica**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2008. 816 p.

SILVA, V. L. et al. Spectrometric and theoretical investigation of the structures of Cu and Pb/DTPA complexes. **Structural Chemistry**, Deerfield Beach, v. 18 n. 5, p. 605-609, Oct. 2007a.

SILVA, V. L. et al. Structural determination of Zn and Cd-DTPA complexes: MS, infrared, ¹³C NMR and theoretical investigation. **Spectrochimica Acta**, London, v. 68, n. 5, p. 1197-1200, Jan. 2007b.

ARTIGO 2

Influência de doses cádmio e de chumbo no desenvolvimento e no teor de metal pesado em rabanete (*Raphanus sativus* L.) cultivado em solução nutritiva

RESUMO

Visando avaliar os efeitos de doses crescentes de cádmio e chumbo em solução nutritiva sobre: a) produção; b) translocação de Pb e de Cd nas plantas; c) possíveis interações de Pb e de Cd com outros elementos minerais, metais de transição, essenciais às plantas; d) indicação dos limites de tolerância a Cd e a Pb, capazes de influenciarem a produção e; e) confirmação da interação por quelatização do Cd e do Pb com substâncias radiculares, por plantas de rabanete rúcula (*Raphanus sativus* L.), foi montado um ensaio em casa de vegetação com solução nutritiva, pois permite estudos mais criteriosos de translocação, cinética de absorção e redistribuições de minerais em plantas. As doses de Cd utilizadas foram: 0; 0,025; 0,1; 0,5 e 1 mg L⁻¹ e de Pb: 0; 0,25; 1; 5 e 10 mg L⁻¹, aplicadas em vasos de 2 L contendo solução nutritiva de Clark com 75% da força iônica original. Verificou-se aumento na absorção de Cd e Pb com o aumento das doses dos elementos em solução. As raízes acumularam maiores quantidades do metal que as folhas, seguidas pelos tubérculos. Sob dose de 0,25 mg L⁻¹ de Pb, as plantas de rabanete tiveram melhor desenvolvimento. A dose prejudicial de Cd na produção de raiz foi de 0,1 mg L⁻¹, que foi a melhor dose na produção de tubérculo. Doses maiores que as utilizadas neste estudo, Pb 10 mg L⁻¹ e Cd 1 mg L⁻¹, seriam doses críticas de toxidez, a partir das quais as plantas seriam eliminadas totalmente. Cd e Pb são metais de baixa translocação em plantas sendo o seu efeito deletério atribuído a depósitos radiculares de quelatos muito estáveis.

Palavras-chave: Rabanete. *Raphanus sativus* L.. Solução nutritiva. Metais pesados.

ARTICLE 2

Influence of contents of cadmium and lead on the development and content of heavy metals in radish (*Raphanus sativus* L.) cultivated in nutritive solution

ABSTRACT

An assay in greenhouse was carried out to evaluate the effects of increasing contents of cadmium and lead in nutritive solution on: a) production; b) translocation of Pb and Cd throughout plants; c) possible interactions of Pb and Cd with other minerals, transition metals, essential to plants; d) indicate the tolerance limits to Cd and Pb, capable of interfering production and; e) confirming the chelating interaction of Cd and Pb with root substances, by radish (*Raphanus sativus* L.); the use of nutritive solution allows more rigorous studies on translocation, absorption kinetics and redistribution of minerals in plants. The contents of Cd used were 0, 0.025, 0.1, 0.5 and 1 mg L⁻¹, and for Pb were 0, 0.25, 1, 5 and 10 mg L⁻¹, both applied in 2L containers containing Clark's nutritive solution with 75% of the original ionic force. Increasing in the absorption of Cd and Pb was obtained with increasing contents of these elements in solution. Roots accumulated larger amounts of metals than leaves, followed by tubercles. Radish developed better under 0.25 mg L⁻¹ Pb. The deleterious content of Cd for production of roots was 0.1 mg L⁻¹, which was the better content for the tubercles production. Contents larger than those used in this study (10 mg L⁻¹ Pb and 1 mg L⁻¹ Cd) would be critical contents for toxicity, and plants would be completely eliminated from them. Cd and Pb are metals of low translocation in plants and their deleterious effect is due to deposition of very stable chelates in roots.

Keywords: Radish. *Raphanus sativus* L.. Nutritive solution. Heavy metals.

1 INTRODUÇÃO

O interesse por estudos sobre acumulação e toxicidade de metais tem crescido nos últimos anos como consequência das exposições ocupacionais e ambientais, ou dos distúrbios causados por estes elementos, induzidos por situações especiais de doença como, por exemplo, a insuficiência renal em fase terminal (D'HAESE et al., 1995). Nos organismos superiores, a entrada de microelementos ocorre principalmente através do sistema respiratório ou através da cadeia alimentar (ALBERS et al., 2000; ALBERTI-FIDANZA et al., 2003). Particularmente, muitos elementos ou compostos perigosos, como dioxinas, pesticidas, metais e metalóides acumulam-se ao longo da cadeia alimentar, (RAJARATNAM; WINDER, 2002). Desta forma, a cadeia alimentar torna-se a principal porta de entrada para substâncias tóxicas persistentes. Além disso, estes compostos têm geralmente uma origem antropogênica, e, assim, suas concentrações no meio ambiente crescem com o aumento das populações urbanas, emissões agrícolas e industriais (BURGER et al., 2002). Neste quadro, o controle dos níveis destes elementos nos alimentos não é apenas um aspecto importante da qualidade dos alimentos, mas também um sistema de controle indireto das atividades antropogênicas e seus impactos no solo, água e ar (BRATAKOS; LAZOS; BRATAKOS, 2002; PRANKEL; NIXON; PHILLIPS, 2004).

O aumento da população mundial e a tentativa de diminuir o sofrimento das populações miseráveis que habitam os diferentes continentes do planeta conduzem às mais diferentes práticas e técnicas de produção de alimentos que asseguram o atendimento às necessidades nutricionais destas populações e nem sempre seguem um padrão rigoroso quanto ao problema da contaminação.

Neste trabalho os elementos cádmio e chumbo foram escolhidos por não apresentarem nenhuma função fisiológica, baixíssimas tolerâncias para ingestão

diária e constituírem-se, talvez, a mais importante fonte de contaminantes ambientais inorgânicos e serem deletérios ao organismo.

A técnica em solução nutritiva (ou solução nutritiva) é bastante difundida em todo o mundo e seu uso está crescendo em muitos países. Sua importância não aparece somente pelo fato de ser uma técnica para investigação hortícola e de produção de vegetais; também está sendo empregada como uma ferramenta para solucionar um amplo leque de problemas, que incluem tratamentos que reduzem a contaminação do solo e da água subterrânea, e manipulação dos níveis de nutrientes no produto (CASTELLANE; ARAÚJO, 1995).

Por se tratar de um sistema homogêneo (ao contrário do solo que é composto de três fases: sólida, líquida e gasosa), a solução nutritiva permite, por exemplo, estudos mais criteriosos de translocação, cinética de absorção e redistribuições de minerais em plantas (BELL; JAMES; CHANEY, 1991; QU et al., 2003). Além de facilitar, muito mais que em solos, a contaminação por metais pesados.

Este trabalho objetiva: a) estudar os efeitos de doses de Cd e de Pb na produção de rabanete; b) avaliar a translocação de Pb e de Cd nas plantas; c) verificar possíveis interações de Pb e de Cd com outros elementos minerais, metais de transição, essenciais às plantas; d) indicar os limites de tolerância a Cd e a Pb, capazes de influenciarem a produção; e) confirmar a interação por quelatização do Cd e do Pb com substâncias radiculares.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram conduzidos em Laboratórios dos Departamentos de Ciência do Solo e de Química e em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras – MG, em solução nutritiva para realização do experimento no período de 18/05/2009 a 06/07/2009, correspondente ao ciclo vegetativo do rabanete (*Raphanus sativus* L.).

A Tabela 1 apresenta os constituintes e suas concentrações na solução nutritiva de Clark (1975). As fontes minerais constituíram-se de reagentes p.a.

Tabela 1 Solução nutritiva de Clark.

Sais p.a.	Concentração das soluções estoque		Solução trabalho mL L ⁻¹
	mol L ⁻¹	mmol L ⁻¹	
Ca(NO ₃) ₂ .4H ₂ O	1	-	2,53
KNO ₃	1	-	1,30
KCl	1	-	0,50
NH ₄ NO ₃	1	-	0,90
MgSO ₄ .7H ₂ O	1	-	0,60
MnCl ₂ .4H ₂ O	-	7	1,0
H ₃ BO ₃	-	19	1,0
ZnSO ₄ .7H ₂ O	-	2	1,0
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	-	0,086	1,0
CuSO ₄ .5H ₂ O	-	0,5	1,0
KH ₂ PO ₄	-	69,04	1,0
Fe-EDTA			
FeCl ₃ .6H ₂ O		38	1,0
Na ₂ EDTA		38	1,0

Os tratamentos constituíram-se de concentrações crescentes de chumbo (Pb) (0; 0,25; 1; 5; 10 mg L⁻¹) e de cádmio (Cd) (0; 0,025; 0,1; 0,5; 1 mg L⁻¹) adicionados à solução nutritiva de Clark (1975), utilizando os sais p.a. nitrato de

cádmio $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ e nitrato de chumbo $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ como fontes dos elementos contaminadores. As doses foram escolhidas levando-se em conta valores capazes de “intoxicar sem eliminar” as plantas durante o cultivo (Malavolta, 1994). Esta decisão foi motivada pela necessidade de obtenção de material vegetal suficiente para as análises laboratoriais.

Foram utilizados frascos plásticos, opacos, com capacidade de aproximadamente 2L, onde as plantas escolhidas de rabanete (*Raphanus sativus* L.) se desenvolveram. A solução foi arejada constantemente por tubulações de plástico ligadas a um moto-compressor.

As sementes utilizadas adquiridas em loja especializada foram colocadas em bandeja de isopor com um substrato comercial (Plantmax), sendo irrigadas com água desmineralizada de forma a mantê-las úmidas durante 18 dias. Quando atingiram uma altura aproximada de 8 cm, as mudas foram transplantadas para uma solução de Clark com 25% da concentração máxima onde permaneceram por 5 dias. Em seguida a solução foi substituída por uma com 50% da concentração. Após 5 dias uma nova solução com 75% da concentração foi oferecida às plantas, onde permaneceram por 4 dias. Uma vez por semana foi feita a troca de solução nutritiva a 75% de concentração máxima e a adição dos metais em estudo, por três semanas. O aumento gradual da concentração da solução nutritiva objetivou adaptar as plantas a diferentes ambientes químicos. Os 75% da concentração máxima foram suficientes para um bom cultivo do rabanete (*Raphanus sativus* L.).

Ao final do ciclo vegetativo as plantas foram colhidas e separadas em parte aérea, sistema radicular e tubérculo, lavadas com água deionizada e secas em estufa ventilada em temperatura entre 65 e 70°C até a massa constante. Em seguida, o material foi pesado e posteriormente triturado em moinho tipo Willey, equipado com peneira de 20 cm^2 . Fez-se a digestão nitroperclórica (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997) na proporção de 2:1 (v/v) de HNO_3

e HClO_4 , respectivamente, sendo os teores de Pb e Cd da matéria seca da parte aérea (MSPA), do sistema radicular (MSR) e do tubérculo (MST) dosados utilizando-se um espectrofotômetro de absorção atômica Varian com chama de gás acetileno e lâmpadas de cátodo ôco: Cd (228,8 nm, fenda de 0,5) e Pb (217 nm, fenda de 1,0).

O acúmulo de Cd e Pb nas três partes das plantas de rabanete foram calculados multiplicando-se seus teores pela produção de matéria seca de cada compartimento da planta.

O potencial das plantas em extrair os metais Pb e Cd da solução nutritiva foi avaliado pelo **coeficiente de fitoextração ou fator de transferência, t** por meio da equação:

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

O cálculo de *metal total na planta* foi feito considerando-se o conteúdo de Cd e Pb na parte aérea somado as raízes e ao tubérculo (MSR + MSPA + MST). Em todas as concentrações aplicadas e o *metal total na solução* foi calculado levando-se em conta as trocas de soluções. Quanto maior o fator *t*, maior a absorção do contaminante (HENRY, 2000).

O índice de produção relativa, que traduz a influência do metal na variação de produção de matéria seca da planta (MSR + MSPA + MSF), foi calculado pela equação (PAIVA; CARVALHO; SIQUEIRA, 2002):

$$\text{PR}\% = \frac{\text{matéria seca produzida sob a dose do metal}}{\text{matéria seca produzida na ausência do metal}} \times 100$$

Através do **índice de translocação (IT)** é possível avaliar a capacidade das espécies em translocar o Pb e Cd da raiz para a parte aérea e para o

tubérculo, conforme Paiva, Carvalho e Siqueira (2002), onde o **IT** é calculado pela expressão:

$$IT\% = \frac{MSPA}{(MSR + MSPA + MST)} \times 100$$

$$IT\% = \frac{MST}{(MSR + MSPA + MST)} \times 100$$

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC), arranjado em um esquema fatorial (2 x 5) x 4, sendo dois metais (cádmio e chumbo) e cinco doses para cada metal: Cd: 0; 0,025; 0,10; 0,5 e 1 mg L⁻¹ e Pb: 0; 0,25; 1; 5 e 10 mg L⁻¹, com quatro repetições para cada tratamento, totalizando 40 unidades experimentais (frascos).

Os dados foram submetidos à análise de variância, sendo ajustadas equações de regressão entre as doses de chumbo e de cádmio aplicadas e o peso de matéria seca, teor, acúmulo, índice de translocação e fator de transferência, utilizando-se o programa SISVAR (FERREIRA, 2000). Os Gráficos de respostas, com base nas regressões, foram produzidas no aplicativo Origin.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As doses de Cd e Pb aplicadas em solução nutritiva influenciaram de forma diversificada a produção de matéria seca, o índice de produção relativa, a absorção, o acúmulo e o índice de translocação e o fator de transferência do rabanete (*Raphanus sativus*).

3.1 Cádmio

Influência de doses de cádmio sobre:

3.1.1 Produtividade

No Gráfico 1 encontram-se os dados médios relativos aos resultados do crescimento das plantas de rabanete sob diferentes doses de cádmio.

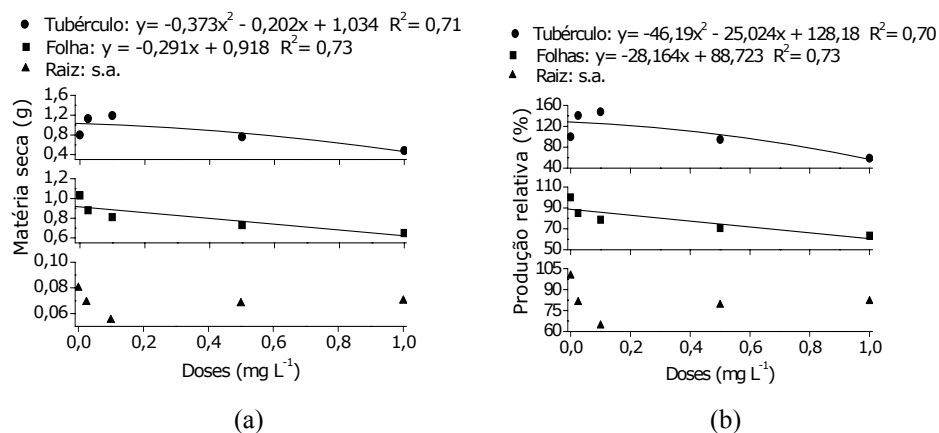


Gráfico 1 (a) Produção de matéria seca da raiz, das folhas e do tubérculo; (b) índice de produção relativa da raiz, das folhas e do tubérculo de rabanete submetidos a diferentes doses de Cd (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

A produção de matéria seca de tubérculo e de folhas do rabanete ficou visivelmente comprometida (Gráfico 1a) com o aumento das doses de cádmio na solução nutritiva, onde a menor produção de frutos foi observada na dose estimada de $0,27 \text{ mg L}^{-1}$. Nas folhas houve uma diminuição linear de matéria seca e no tubérculo houve uma maior produção na dose de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$.

As raízes não apresentaram efeito significativo frente às doses de Cd, observando-se uma menor produção de matéria seca na dose de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$. A maior dose de metal utilizada promoveu uma produção de raízes próxima a controle.

No Gráfico 1b, na qual é expressa a produção relativa em porcentagem, observa-se um aumento na produção de tubérculo de 47% e 40% nas doses de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ de Cd, respectivamente, comparadas a controle.

Nas folhas foi observada uma diminuição de 37% entre a controle (tratamento controle) e a maior dose de Cd (1 mg L^{-1}) e nas raízes a maior diminuição de produção ocorreu entre a controle e a dose de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ quando a queda foi de aproximadamente 36%.

Para tubérculos e folhas, os ajustes polinomiais de produção de matéria seca (Gráfico 1a) e de produção relativa (Gráfico 1b) foram praticamente idênticos, mostrando que os prejuízos causados pelo Cd às plantas não se diferenciam em função da variável utilizada. O aparente “efeito benéfico” de baixas doses de Cd ($0,025$ e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$) também observado nos Gráficos 1a e 1b para tubérculos e folhas podem ser atribuídos à competição entre Zn (raio iônico $0,74\text{\AA}$) e Cd (raio iônico $0,97\text{\AA}$) (MAHAN, 2003). Por ser menor que o Cd^{2+} e sob baixas concentrações deste, é razoável atribuir a uma baixa absorção de Zn^{2+} e de outros cátions divalentes essenciais, de tamanho semelhante, uma produção de tubérculos e folhas maior que do tratamento controle (0 mg L^{-1} de Cd). Cátions menores como o Zn^{2+} tem menor probabilidade de combinarem-se como

doadores de elétrons constituídos por moléculas volumosas, tais como os aminoácidos livres e as proteínas.

Efeitos degenerativos no núcleo celular de tecido foliar de plantas de rabanete submetidas ao Cd foram observados por Vitória et al. (2006). Houve claramente uma intensa degradação e posterior ruptura do envoltório nuclear dessas plantas comparadas com as não tratadas com este metal. Esta ruptura pode ter sido devida ao aumento da produção de espécies reativas ao oxigênio (ROS). Nas plantas, as ROS são produzidas em reações nas mitocôndrias, nos cloroplastos e nos peroxissomos, envolvendo enzimas antioxidantes como, por exemplo, a catalase e a superóxido dismutase, que são muito importantes no metabolismo dessas ROS. Já foi demonstrado que o Cd induz à formação de ROS (FORNAZIER et al., 2002).

As superóxido dismutases (SOD) são enzimas catalisadoras da dismutação do O_2^- e HO_2^+ a H_2O_2 , e podem estar ligadas a um metal (Cu/Zn, Mn e Fe). As plantas, normalmente, têm Cu/Zn-SOD no citosol, Cu/Zn e/ou Fe-SOD no cloroplasto e Mn-SOD na mitocôndria. As SOD's são consideradas importantes agentes antioxidantes, porém, em elevadas concentrações nas células animais e bacterianas, podem induzir a disfunções e morte celular (BAKER; ORLANDI, 1995).

O H_2O_2 , se produzido em pequenas quantidades, pode ser um sinalizador para a ativação do sistema antioxidante das plantas (GRATÃO et al., 2005).

Prasad (1995), de modo geral, sugeriu que o Cd é facilmente absorvido pelo sistema radicular das plantas e translocado, via xilema, para a parte aérea, pela transpiração. Chen et al. (2003) verificaram, em plantas de cenoura e rabanete, que a maioria do Cd foi absorvido pela raiz e não translocado para a parte aérea em maiores concentrações.

3.1.2 Teor, acúmulo, translocação e transferência

No Gráfico 2 encontram-se os gráficos dos resultados dos teores, acúmulo, translocação e transferência de doses de cádmio absorvido pelas plantas de rabanete.

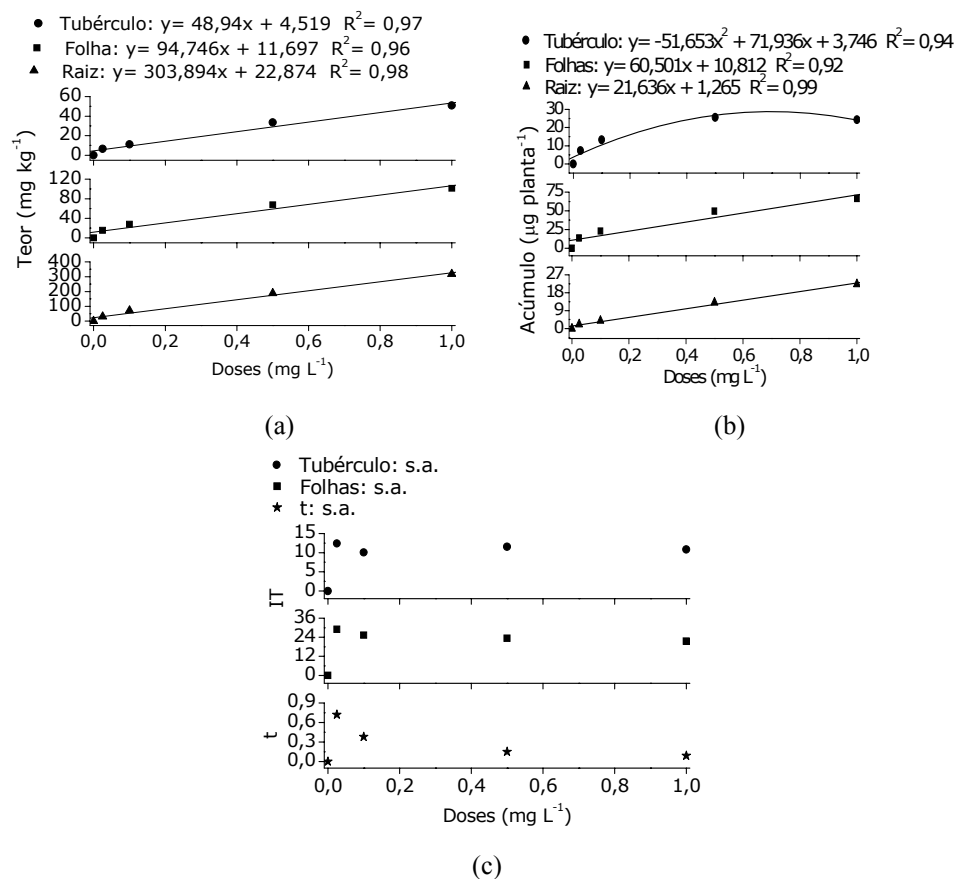


Gráfico 2 (a) Teor de cádmio nas diferentes partes das plantas de rabanete; (b) Acúmulo de cádmio nas diferentes partes das plantas de rabanete; (c) Índice de translocação (IT) e fator de transferência (t) (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

No Gráfico 2a, observa-se que nos três compartimentos da planta de rabanete (tubérculo, folhas e raiz), quanto maior a concentração de metal oferecido à planta, maiores foram os teores absorvidos e o acúmulo de Cd.

Comparando-se o teor de Cd nas diferentes partes, observa-se que nas raízes a absorção foi 318 vezes maior comparando-se a dose de 1 mg L^{-1} a controle. Fazendo a mesma comparação nas folhas e no tubérculo, observou-se um aumento de 100 e de 50 vezes, respectivamente (Gráfico 2a). Através destes dados pode-se concluir que o metal se transloca muito pouco na planta, dada a diferença expressiva de contaminante encontrada nos três compartimentos da mesma.

Esses teores de Cd na raiz, no caule e nas folhas das mudas, alcançaram valores superiores à faixa, de 5 a 30 mg kg^{-1} , considerada potencialmente tóxica para plantas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

O cálculo de acúmulo (Gráfico 2b) forneceu resultados diferentes dos teores e, assim, o maior acúmulo ocorreu nas folhas, onde o aumento foi de 66 vezes, no tubérculo de 24 vezes e na raiz de 22 vezes, comparando-se a maior dose a controle. Esta aparente discrepância de dados dos Gráficos 2a e 2b pode ser explicada pela grande diferença existente entre as produções de matéria seca de tubérculos e folhas, bem semelhantes, (Gráfico 1a), e de raízes. Ou seja, havendo poucas raízes, com grande capacidade absorviva, todo Cd não poderia realmente concentrar-se nas raízes. Ou translocava para tubérculos e folhas (o que ocorreu), ou eliminava as plantas por toxidez radicular, ou retornava à solução nutritiva, descartado pelas plantas.

De acordo com Arduini et al. (1996), a regulação de absorção pela rizosfera, o acúmulo nas raízes, de forma a preservar a integridade e as funções primárias e o baixo transporte para a parte aérea são considerados os possíveis mecanismos pelos quais o sistema radicular pode contribuir para uma tolerância a metais pesados

O índice de translocação (IT), apresentado no Gráfico 2b não apresentou efeito significativo em função das doses aplicadas em nenhuma das partes da planta em estudo. Observou-se um valor ligeiramente mais acentuado na dose de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ e as outras doses apresentaram o IT bastante próximo. Comparando-se a translocação para o tubérculo e para as folhas observou-se um índice de 12% e 29%, respectivamente.

A translocação do cádmio não influenciou o crescimento das plantas de rabanete (Gráfico 2c).

A adaptação a vários tipos de estresse é uma característica notável das plantas que, segundo Droge (2002), tem a capacidade de ativar um sistema antioxidante quando estão expostas a um estresse oxidativo, mantendo assim seu desenvolvimento normal. Elas possuem substâncias como taninos, fenóis, alcalóides, ligninas, cafeínas e aminas que atuam como antioxidantes (OKADA; KANEKO; OKAJIMA, 1996). Desta forma, a propriedade antioxidante de eliminar radicais livres e/ou espécies reativas e quelar metais reativos é atribuída a alguns compostos fenólicos de plantas (DROGE, 2002)

Esses efeitos são descritos quando utilizadas substâncias poluentes e tóxicas sobre a atividade de enzimas antioxidantes em organismos vivos. Dentre os poluentes são citados os metais pesados (LARSON, 1988).

O tubérculo do rabanete contém vários compostos antioxidantes, dentre eles estão os dois principais grupos de compostos sulfurados biotivos: os glicosinolatos e S-metil-cisteína-sulfóxidos (MANACH et al., 2004). É, portanto, razoável admitir que o menor acúmulo de Cd nos tubérculos (Gráfico 2b) em relação às folhas foi devido a uma possível eliminação do Cd^{2+} quelatizado por compostos antioxidantes, considerando-se que o tubérculo se desenvolve após a formação da parte aérea.

A transferência dos metais do solo ou de solução nutritiva para as plantas pode ser avaliada pelo fator de transferência t (Gráfico 2c). Quanto

maior o valor de t maior será a transferência do metal do solo ou da solução nutritiva para a planta e, conseqüentemente, maior será também a capacidade do vegetal em retirar contaminante do sistema, no caso, a solução nutritiva.

Não foi encontrado efeito significativo quanto ao fator de transferência (Gráfico 2c). Isto mostra que, indiferente da dose de Cd, não houve alteração do t , inferindo a baixa capacidade da planta em retirar Cd do sistema, fato que pode ser reconhecido como mecanismo de sobrevivência.

Mesmo com teores balanceados na solução nutritiva parece que, para o rabanete, a concentração de Zn, nutriente que influencia diretamente o crescimento, utilizada foi baixa o suficiente para facilitar a absorção de Cd pelas raízes. Segundo Faquin (2005), ocorre uma competição entre o zinco e o cádmio na absorção pelas plantas, quando a concentração de Zn é mais baixa em relação à de Cd.

O efeito do Cd na atividade enzimática está associado ao fato de que grande número de enzimas contém metais e a substituição destes por outro metal de mesma carga e tamanho similar pode resultar na inibição da atividade da enzima. O Zinco é um constituinte de muitas metaloenzimas, além de vários fatores transcricionais importantes na regulação da expressão gênica. O Cd, por sua semelhança com o Zn, pode substituí-lo nestas enzimas, resultando em alteração da atividade enzimática (SHAW; SAHU; MISHRA, 2004).

Segundo Kurdziel, Prasad e Strzalka (2004), em algumas espécies de plantas foi observado que o Cd modifica a estrutura da Rubisco, resultando na dissociação desta enzima em subunidades, o que pode acontecer devido à substituição do magnésio estrutural pelo Cd.

A diminuição da atividade ou inativação enzimática pode ser explicada através da reação $\text{Cd}^{2+} + 2(\text{R} - \text{SH}) \rightarrow \text{R} - \text{S} - \text{Cd} - \text{S} - \text{R} + 2\text{H}^+$ (BAIRD, 2002). O mesmo autor cita o tratamento para desintoxicação de animais

envenenados por Cd com a solução de EDTA, pH ~ 6,5: $\text{Cd}(\text{SR})_2 + [\text{H}_2\text{EDTA}]^{2-} \rightarrow [\text{Cd}(\text{EDTA})]^{2-} + 2(\text{R} - \text{SH})$.

Deficiente de elétrons de valência ($4d^{10}$ e $5s^2$) o Cd^{2+} ($4d^{10}$) tende a combinar-se facilmente em solução com espécies doadoras de elétrons para formar compostos (complexos) estáveis. Esta facilidade pode ocorrer com elétrons de aminoácidos livres, enzimas e proteínas, como foi observado por Silva et al. (2007a, b), utilizando cálculos teóricos, em pesquisa de síntese e caracterização de quelatos de Cd, Cu, Zn e Pb com DTPA (ácido dietilenotriaminopentacético), um aminoácido sintético. Os trabalhos parecem confirmar não apenas a forma de intoxicação das plantas estudadas pelo Cd^{2+} , como também a eficácia da desintoxicação de organismos vivos em geral pelo EDTA (ácido etilenodiaminotetracético), uma estrutura semelhante ao DTPA, citada por Baird (2002).

A distribuição de cádmio na planta está associada com fitoquelatinas (GUO; MARSCHNER, 2001). O complexo Cd-fitoquelatinas pode representar uma forma móvel para o transporte de cádmio das raízes para as partes aéreas. A fitoquelatina é uma estrutura complexa, formando peptídeos ricos em cisteína, ou seja, ricos em aminoácidos que são doadores de elétrons, condição necessária à formação de complexos com metais de transição (ácidos de Lewis) como é o caso do Cd (MALAVOLTA, 2006).

Clorose nas folhas, murchamento e redução do crescimento são sintomas de plantas intoxicadas com Cd (ALLOWAY, 1990).

3.2 Chumbo

Influência de doses de chumbo sobre:

3.2.1 Produtividade

No Gráfico 3 encontram-se os dados médios relativos aos resultados do crescimento das plantas de rabanete sob diferentes doses de chumbo.

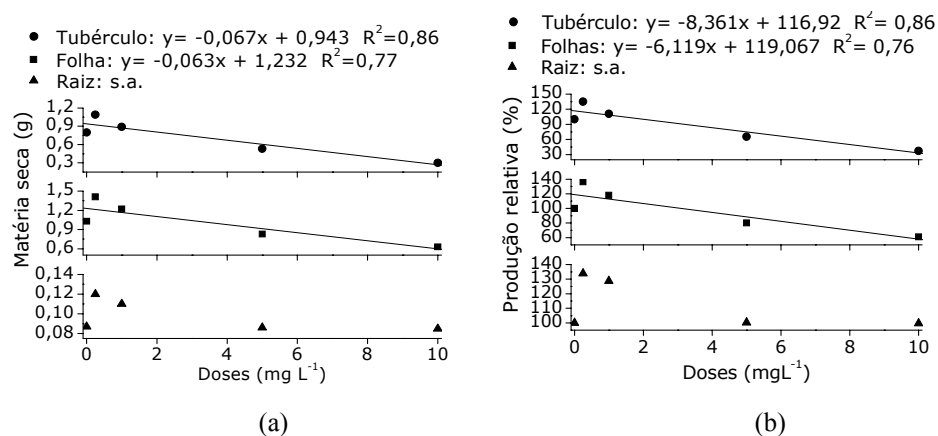


Gráfico 3 (a) Produção de matéria seca da raiz, das folhas e do tubérculo; (b) índice de produção relativa da raiz, das folhas e do tubérculo de rabanete submetidos a diferentes doses de Pb (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

Nos Gráficos 3a e 3b observa-se um decréscimo linear na produção de tubérculo e folhas nas plantas de rabanete, mas nota-se que nas duas menores doses houve um crescimento maior que a controle. Para a dose de 0,25 mg L⁻¹ houve um aumento de 36% para as folhas e de 35% no tubérculo; na dose de 1 mg L⁻¹ a produção foi de 17% para as folhas e 10% no tubérculo, quando comparados a controle.

A maior diminuição de produção comparando-se a controle ocorreu na dose de 10 mg L⁻¹ sendo que nas folhas foi de 39% e no tubérculo de 63%.

Nas raízes não foi encontrado efeito significativo, mas percebe-se que o crescimento foi bastante semelhante às folhas e ao tubérculo.

O Pb absorvido acumula-se nas paredes celulares, notadamente nas raízes, o que deve contribuir para diminuir seu efeito tóxico para a planta e seu transporte para os frutos (FAQUIN, 2005). Esse fato parece explicar o “efeito benéfico” de algumas doses de Pb para as plantas, de acordo com os dados desta pesquisa.

A clorose, em folhas jovens, de plantas tratadas com Pb, evidência observada nas plantas de rúcula, sugere que este elemento interfere na síntese de clorofila e que com o reduzido transporte de Fe e formação dos grupos heme, para as folhas aparece o sintoma de deficiência, provocando danos em plantas estressadas (FODOR et al., 1998; KUPPER; KUPPER; SPILLER, 1996).

Além da inibição da fotossíntese, o Pb altera a nutrição mineral e o balanço hídrico, modifica o estado hormonal e afeta a estrutura e permeabilidade da membrana (SHARMA; DUBEY, 2005). Os sintomas de toxicidade mais visíveis em plantas são a redução de crescimento, clorose e escurecimento do sistema radicular, bem como sua diminuição (EUN; YOUN; LEE, 2000). Concentrações abaixo do nível considerado tóxico podem estimular o crescimento radicular (BALIGAR; FAGERIA; ELRASHIDI, 1998; BERGMANN, 1992).

3.2.2 Teor, acúmulo, translocação e transferência

No Gráfico 4 encontram-se os gráficos dos resultados dos teores, acúmulo, translocação e transferência de diferentes doses de chumbo absorvido pelas plantas de rabanete.

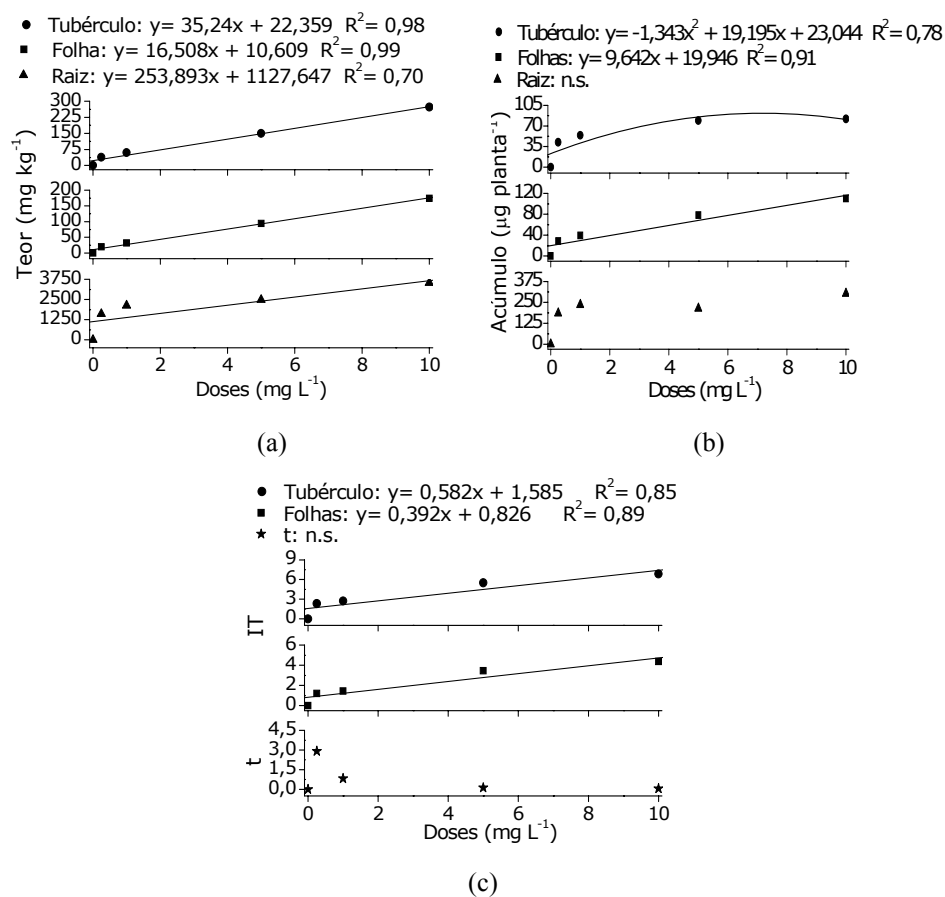


Gráfico 4 (a) Teor de chumbo nas diferentes partes das plantas de rabanete; (b) Acúmulo de chumbo nas diferentes partes das plantas de rabanete; (c) Índice de translocação (IT) e fator de transferência (t) (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

Semelhante ao observado nas plantas que tiveram seu crescimento influenciado por doses de cádmio, os exemplares que receberam chumbo também mostraram uma absorção de Pb maior quando em contato com maiores doses oferecidas à planta.

Quando comparados raiz, folhas e tubérculos (Gráfico 4a), novamente observa-se uma grande diferença nas concentrações absorvidas por cada parte da planta. O teor na maior concentração foi 13 vezes maior na raiz comparada ao teor do tubérculo e 20 vezes superior ao teor foliar, refletindo, de forma clara, a concentração na raiz e sua baixa mobilidade nas plantas.

A quantidade de metal acumulado nas plantas (Gráfico 1b) apresentou uma tendência estatística semelhante à encontrada no teor, com exceção das raízes, que não apresentaram efeito significativo mas que acumularam maiores quantidades de Pb conforme a dose era aumentada.

Através do Gráfico 1c, percebe-se que o Pb se translocou de forma linear positiva das raízes para as folhas e das raízes para o tubérculo. Mesmo com essa translocação sendo estatisticamente comprovada nota-se que o índice é baixo.

Essas informações convergem com os trabalhos de Silva et al. (2007a, b) da síntese e caracterização de quelatos de Pb, Cd, Zn e Cu com DTPA. Segundo os autores, são estruturas de elevado impedimento estérico, notadamente o quelato de Pb. Isso parece justificar a dificuldade de ascensão do metal na planta, já que permanece, em grande parte, quelatizado a aminoácidos livres, proteínas ou secreções diversas das raízes, ambos ricos em grupamentos doadores de elétrons como o DTPA.

A semelhança de comportamento químico de Pb e Cd em plantas, aliás, a mesma entre Cu e Zn, foi constatada também por Paim et al. (2006) em solo contaminado com resíduos de mineração de Zn. Após a extração de Zn do minério carbonato de zinco, seus dejetos, ricos em Pb, Cd e Zn provocam sérios problemas ambientais no solo.

Novamente os dados referentes à IT e t mostram que o IT foi muito influenciado pela concentração de Pb da solução e que a rúcula, em baixas concentrações de Pb, aumenta a transferência do metal, ou seja, a rúcula tem

baixa capacidade de retirar Pb, assim como o Cd, e acumulá-lo em sua matéria seca (Gráfico 4c).

A absorção do Pb presente na solução para as raízes se dá através da membrana plasmática, provavelmente, por canais catiônicos, como os canais de cálcio. As raízes são capazes de acumular quantidades significativas desse metal e, simultaneamente, restringir sua translocação para a parte aérea (SHARMA; DUBEY, 2005). Em baixas concentrações, o Pb move-se na raiz, predominantemente, via apoplasto através do córtex e acumula-se perto da endoderme. A endoderme age como uma barreira parcial para a translocação do Pb das raízes para a parte aérea. Esta pode ser uma das razões para o grande acúmulo de Pb nas raízes em relação à parte aérea (VERMA; DUBEY, 2003). De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001), o mecanismo de exclusão do Pb é realmente a deposição radicular. O fenômeno ocorre por ligação do metal a polímeros orgânicos insolúveis, alguns dos quais, contendo fosfatos como doadores de elétrons, formando precipitados amorfos.

Sua translocação das raízes para a parte aérea é limitada, sendo que somente 3% do Pb das raízes é translocado para a parte aérea. Somente 0,003 a 0,005% do Pb total do solo pode ser absorvido pelas plantas. As maiores acumulações de Pb ocorrem em plantas folhosas, como a alface, que pode acumular até 0,15% de Pb na massa seca (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

A maior mobilidade do Cd^{2+} na planta comparada ao Pb^{2+} pode ser explicada pela facilidade de combinação com grupos sulfidrilas das fitoquelatinas. A afinidade do Cd^{2+} com o S é resultante do fato do Cd^{2+} ser um ácido de Lewis mole e o S uma base de Lewis também mole. Ácidos e bases moles, por serem polarizáveis, combinam-se facilmente originando estruturas muito estáveis (SHIRIVER; ATKINS, 2008).

Outro argumento aceitável são as propriedades periódicas dos dois metais, principalmente o raio iônico ($0,97 \text{ \AA}$ e $1,32 \text{ \AA}$ para Cd^{2+} e Pb^{2+} , respectivamente, e a densidade ($8,6 \text{ g cm}^{-3}$ para Cd e $11,3 \text{ g cm}^{-3}$ para Pb).

Este fatores dificultam muito mais a mobilidade e consequentemente a atividade do Pb, comparada a do Cd.

Antoniadis et al. (2007) e Oliveira et al. (2009) atribuem a baixa mobilidade do Pb à eletronegatividade e assim o Cd ($1,7 \text{ eV}$) seria mais móvel que o Pb ($2,3 \text{ eV}$).

Apesar das plantas de rabanete terem se desenvolvido mais vigorosamente em contato com doses baixas de Cd e Pb, constatou-se um teor de metal nas mesmas considerado fitotóxico. Assim, é sensato afirmar que doses aparentemente inofensivas à determinadas plantas podem não o ser aos consumidores das mesmas.

4 CONCLUSÃO

O cádmio (Cd) e o chumbo (Pb) são metais de baixa translocação em plantas, sendo o seu efeito deletério atribuído a depósitos radiculares de quelatos muito estáveis, sendo que depósitos radiculares de Pb são mais facilmente formados que os de Cd.

Tanto nas plantas sob doses de Cd quanto de Pb observou-se um acúmulo maior nas raízes seguido pelas folhas.

Sob dose de $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ de Pb as plantas de rabanete apresentaram melhor desenvolvimento nas três partes estudadas.

A maior produção de tubérculo foi conseguida nos exemplares que estavam sob a dose de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ de Cd, curiosamente a mesma dose em que estavam os exemplares que apresentaram o pior desenvolvimento de raiz.

Doses maiores que 7 mg L^{-1} de Pb e $0,7 \text{ mg L}^{-1}$ de Cd são doses críticas de toxidez, a partir das quais as plantas começam a ser eliminadas.

REFERÊNCIAS

ALBERS, B. P. et al. Soil-to plant and plant-to-cow's milk transfer of radiocaesium in alpine pastures: significance of seasonal variability. **Chemosphere**, Neuherberg, v. 41, n. 5, p. 717-723, May/June 2000.

ALBERTI-FIDANZA, A. et al. Trace elements intake and status of Italian subjects living in the Gubbio area. **Environmental Research**, New Jersey, v. 91, n. 2, p. 71-77, Jan. 2003.

ALLOWAY, B. J. Cadmium. In: _____. **Heavy metals in soils**. New York: J. Willey, 1990. p. 100-121.

ANTONIADIS, V.; MCKINLEY, J. D.; ZUHAIIRI, Y. W. Single-element and competitive mobility measured with column infiltration and batch tests. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 36, n. 1, p. 53-60, Jan. 2007.

ARDUINI, I.; GODBOLD, D. L.; ONNIS, A. Cadmium and copper uptake and distribution in Mediterranean tree seedlings. **Physiologia Plantarum**, Scandinavian, v. 97, n. 1, p. 111-117, Jan. 1996.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.

BAKER, C. J.; ORLANDI, E. W. Active oxygen in plant pathogenesis. **Annual Review of Phytopathology**, Madison, v. 33, n. 1, p. 299-321, Dec. 1995.

BALIGAR, V. C.; FAGERIA, N. K.; ELRASHIDI, M. A. Toxicology and nutrient constraints on root growth. **Hortscience**, Alexandria, v. 33, n. 6, p. 960-965, Oct. 1998.

BELL, P. F.; JAMES, B. R.; CHANEY, R. L. Heavy-metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 20, n. 2, p. 481-486, Apr./May 1991.

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

BRATAKOS M. S.; LAZOS, E. S.; BRATAKOS, S. M. Chromium content of selected greek foods. **The Science of the Total Environment**, Madison, v. 290, n. 3, p. 47-58, May 2002.

BURGER, J. et al. Metal Levels in Fish from the Savannah River: Potential Hazards to Fish and other Receptors. **Environmental Research**, New Jersey, v. 89, n. 1, p. 85-97, May 2002.

CASTELLANE, P. D.; ARAUJO, J. A. C. **Cultivo sem solo**: hidroponia. 2. ed. Jaboticabal: FUNESP, 1995. 43 p.

CHEN, Y. X. et al. Effect of cadmium on nodulation and N₂-fixation of soybean in contaminated soils. **Chemosphere**, Madison, v. 50, n. 6, p. 781-787, Feb. 2003.

CLARK, R. B. Characterization of phosphatase of intact maize roots. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, Easton, v. 23, n. 3, p. 458-460, May 1975.

D'HAESE, P. C. et al. HPLC-AAS hybrid technique for studying the speciation of trace metals (Al, Fe, Si, Hg) in biological fluids. **Microchimica Acta**, Regensburg, v. 120, n. 1, p. 83-90, Jan. 1995.

DROGE, W. Free radicals in the physiological control of cell function. **Physiological Reviews**, Maryland, v. 82, n. 1, p. 47-95, Jan. 2002.

EUN, S. O.; YOUN, H. S.; LEE, Y. Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of *Zea mays*. **Physiology Plantarum**, Copenhagen, v. 110, n. 5, p. 357-365, May 2000.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. 182 p.

FERREIRA, D. F. Análise estatística por meio do SISVAR - Sistema para Análise de Variância para Windows versão 4.0. In: REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45., 2000, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 2000. p. 255-258.

FODOR, F. et al. Lead uptake, distribution, and remobilization in cucumber. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 21, n. 7, p. 1363-1373, July 1998.

FORNAZIER, R. F. et al. Cadmium stress in sugar cane callus cultures: effect on antioxidant enzymes. **Plant Cell, Tissue and Organ Culture**, New Jersey, v. 71, n. 2, p. 125-131, Feb. 2002.

GRATÃO, P. L. et al. Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, Campinas, v. 17, n. 1, p. 53-64, Jan. 2005.

GUO, Y.; MARSCHNER, H. Uptake, distribution, and binding of cadmium and nickel in different plant species. In: FERREIRA, M. E. et al. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. p. 58-70.

HENRY, J. R. **An overview of the phytoremediation of lead and mercury**. Washington: EPA, 2000. 51 p.

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

KUPPER, H.; KUPPER, F.; SPILLER, M. Environmental relevance of heavy metal-substituted chlorophylls using the example water plants. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 47, n. 295, p. 259-266, Feb. 1996.

KURDZIEL, B. M.; PRASAD, M. N. V.; STRZALKO, K. **Photosynthesis in heavy metal stressed plants**. 2nd ed. New York: G. Fischer, 2004. 181 p.

LARSON, R. A. The antioxidantes of higher plants. **Phytochemistry**, Pullman, v. 27, n. 2, p. 969-978, Feb. 1988.

MAHAN, B. M. **Química**: um curso universitário. 6. ed. São Paulo: E. Blucher, 2003. 582 p.

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

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ceres, 2006. 638 p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, C. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. 2. ed. Piracicaba: ESALQ-USP, 1997. 319 p.

MANACH, C. et al. Polyphenols: food sources and bioavailability. **The American Journal of Clinical Nutrition**. Bethesda, v. 79, n. 5, p. 727-747, May/June 2004.

OKADA, Y.; KANEKO, M.; OKAJIMA, H. Hidroxyl radical scavenging activity of naturally occurring furanfatty acids. **Biological and Pharmaceutical Bulletin**. Tokyo, v. 19, n. 12, p. 1607-1610, Mar./Apr. 1996.

OLIVEIRA, R. C. et al. Movimento de zinco em colunas de solo tratados com resíduo de calcário oriundo de mineração. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 56, n. 5, p. 679-684, set. 2009.

PAIM, L. A.; CARVALHO, R.; ABREU, C. M. P.; GUERREIRO, M. C. Estudo dos efeitos do silício e do fósforo na redução da disponibilidade de metais pesados em área de contaminação. **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 28-33, jan./fev. 2006.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O. Índice de translocação de nutrientes em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* Mart. Standl.) submetidas a doses crescentes de cádmio, níquel e chumbo. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 467-473, jul./ago. 2002.

PRANKEL, S. H.; NIXON, R. M.; PHILLIPS, C. J. C. Meta-analysis of Feeding Trials Investigating Cadmium Accumulation in the Livers and Kidneys of Sheep. **Environmental Research**, New Jersey, v. 94, n. 2, p. 171-183, Feb. 2004.

PRASAD, M. N .V. Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. **Environmental Experimental Botany**, Bethesda, v. 35, n. 4, p. 525-545, Oct. 1995.

QU, R. L. et al. Lead uptake by roots of four turfgrass species in hydroponic cultures. **Hortscience**, Alexandria, v. 38, n. 4, p. 623-626, July 2003.

RAJARATNAM, G.; WINDER, C.; AN, M. Metals in drinking water from new housing estates in the Sydney area. **Environmental Research**, New Jersey, v. 89, n. 2, p. 165-170, June 2002.

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

SHAW, B. P.; SAHU, S. K.; MISHRA, R. K. **Heavy metal induced oxidative damage in terrestrial plants**. 2nd ed. New York: G. Fischer, 2004. 189 p.

SHRIVER, D.F.; ATKINS, P.W. **Química inorgânica**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2008. 816 p.

SILVA, V. L. et al. Spectrometric and theoretical investigation of the structures of Cu and Pb/DTPA complexes. **Structural Chemistry**, Deerfield Beach, v. 18 n. 5, p. 605-609, Oct. 2007a.

SILVA, V. L. et al. Structural determination of Zn and Cd-DTPA complexes: MS, infrared, ^{13}C NMR and theoretical investigation. **Spectrochimica Acta**, London, v. 68, n. 5, p. 1197-1200, Jan. 2007b.

VERMA, S.; DUBEY, R.S. Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. **Plants Science**, Amsterdam, v. 164, n. 4, p. 645-655, Apr. 2003.

VITÓRIA, A. P.; CUNHA, M.; AZEVEDO, R. A. Ultrastructural changes of radish leaf exposed to cadmium. **Environmental and Experimental Botany**, Ottawa, v. 58, n. 1, p. 47-52, Dec. 2006.

ARTIGO 3

Influência de doses crescentes de cádmio e de chumbo no desenvolvimento e no teor de metal pesado em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivado em solução nutritiva

RESUMO

Visando avaliar os efeitos de doses crescentes de cádmio e chumbo em solução nutritiva sobre: a) produção; b) translocação de Pb e de Cd nas plantas; c) limites de tolerância do feijoeiro a Cd e Pb, capazes de influírem na produção; d) o comportamento da mesma variedade de feijoeiro cultivado em sistema hidropônico e em solos (pesquisa de Carvalho et al. 2008, 2009 que estudaram Cd e Pb em dois solos, LVAh e LVd), foi montado um ensaio em casa de vegetação em sistema hidropônico (solução de Clark). As doses de Cd utilizadas foram: 0; 0,025; 0,1; 0,25 e 0,5 mg L⁻¹ e de Pb: 0; 0,25; 1; 5 e 10 mg L⁻¹, aplicadas em vasos de 2 L contendo solução nutritiva de Clark com 75% da força iônica original. Concluiu-se que houve um aumento na produção de frutos (vagens e grãos) em relação a controle, nas doses de 0,025 e 0,1 mg L⁻¹ de Cd e nas doses de 0,25; 1 e 5 mg L⁻¹ de Pb. Fato que também foi observado por Carvalho et al. (2009) na dose de 125 mg dm⁻³ e 250 mg dm⁻³ para LVAh e entre as doses 250 mg dm⁻³ e 500 mg dm⁻³ para os dois tipos de solos, a produção da MSPA e MSR foi reduzida conforme o aumento das doses de metais no feijoeiro cultivado em solução nutritiva e em solos.

Palavras-chave: *Phaseolus vulgaris* L. Feijoeiro. Solução nutritiva. Metais pesados.

ARTICLE 3**Effect of cadmium and lead on the development and content of heavy metals in bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivated in nutritive solution****ABSTRACT**

An Nutritive solution assay (Clark's solution) using bean plant was carried out in order to evaluate the effect of increasing dosages of cadmium and lead in nutritive solution on: a) the production, b) translocation of Cd and Pb, c) limits of tolerance of the bean plant to Cd and Pb (with respect to production), and d) the behavior of a given bean plant cultivated in Nutritive solution system compared to soils previously studied. Different dosages of Cd (from 0 to 0.5 mg L⁻¹) and Pb (from 0 to 10 mg L⁻¹) were applied in 2L containers containing Clark's nutritive solution at 75% of the original ionic force. It has been found an increase in the production (husks and grains) when compared to the control treatment, at 0.025 and 0.1 mg L⁻¹ of Cd, and at 0.25, 1 and 5 mg L⁻¹ of Pb. This behavior is similar to that previously established for the bean plant in two types of soils. The production of dry matter of shoots and roots reduced with the increase of metal dosages in the bean plant cultivated both in nutritive solution and soils.

Keywords: *Phaseolus vulgaris* L. Bean plant. Nutritive solution. Heavy metals.

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos constituem, juntamente com os solos, o principal receptáculo de metais pesados provenientes de fontes naturais, como as rochas, e principalmente de fontes antropogênicas. É o caso das mineradoras, fundições, indústrias e uso excessivo de fertilizantes e corretivos de acidez (Paim et al., 2006). Embora alguns sejam até essenciais aos seres vivos (Fe, Mn, Cu, Zn, etc), outros, como Pb e Cd, são carcinogênicos, mutagênicos ou deletérios aos processos metabólicos (HADJILIADIS, 1997).

Os solos, por sua vez, constituem-se de uma aparente barreira natural protetora dos aquíferos subterrâneos. Entretanto, a complexidade do sistema, composto de fases líquida, sólida e gasosa, dificulta a compreensão da atividade dos metais pesados. Fatores como teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de cátions, teor de matéria orgânica, entre outros, influenciam as reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução de metais no solo (CARVALHO et al., 2008).

O cultivo em solução nutritiva, ainda pouco utilizado em escala comercial, significa utilizar soluções aquosas contendo minerais essenciais para a produção vegetal sem o uso direto do solo. Trata-se de uma técnica potencialmente útil para a produção de alimentos em alta escala devido à diminuição da área de plantio em solos do Brasil e do mundo. No caso brasileiro, devido à expansão da área destinada à pecuária, ao plantio de cana-de-açúcar e ao desmatamento. No mundo, como consequência do efeito estufa e da poluição em geral, são consequências do crescimento e da migração populacional para as cidades, notadamente nos anos 2000 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 2006).

Assim, a solução nutritiva oferece um ambiente propício para a disponibilidade de metais, favorecendo o transporte da solução nutritiva para as

culturas permitindo estudos mais criteriosos de translocação, cinética de absorção e redistribuições de minerais em plantas (BELL; JAMES; CHANEY, 1991; QU et al., 2003).

As leguminosas, dentre as quais o feijão, são vegetais ricos em proteínas, mesmo quando cozidas (6% a 11%). Além de fibras, vitaminas e minerais, constituem-se em importante fonte de energia para famílias de baixa renda (IBGE, 2004). A produção mundial em 23,2 milhões de hectares situa-se em torno de 16,8 milhões de toneladas (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO, 2007). O Brasil, juntamente com Índia, China, Myanmar e México são responsáveis por 65% da produção mundial. Os principais importadores de feijão são EUA, Índia, Cuba, Japão e Reino Unido. Entre os grandes importadores, apenas os EUA apresentam tendência definida de aumento das importações. (FAO, 2007).

Assim, este trabalho objetiva: a) estudar os efeitos de doses crescentes de Pb e de Cd na produção de feijão em sistema hidropônico; b) avaliar a translocação de Pb e de Cd nas plantas de feijoeiro; c) indicar e discutir os limites de tolerância do feijoeiro a Cd e Pb, capazes de influírem na produção; d) comparar o comportamento da mesma variedade de feijoeiro cultivado em sistema hidropônico e em solos realizados por Carvalho et al. (2008, 2009).

2 MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram conduzidos em Laboratórios dos Departamentos de Ciência do Solo e de Química e em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras – MG, em solução nutritiva para realização do experimento no período de 22/07/2009 a 06/10/2009, correspondente ao ciclo vegetativo do feijoeiro.

A Tabela 1 apresenta os constituintes e suas concentrações na solução nutritiva de Clark (1975), sendo consideradas padrão para solução nutritivas afins. As fontes minerais constituíram-se de reagentes p.a.

Tabela 1 Solução nutritiva de Clark.

Sais p.a.	Concentração das soluções estoque		Solução trabalho mL L ⁻¹
	mol L ⁻¹	mmol L ⁻¹	
Ca(NO ₃) ₂ .4H ₂ O	1	-	2,53
KNO ₃	1	-	1,30
KCl	1	-	0,50
NH ₄ NO ₃	1	-	0,90
MgSO ₄ .7H ₂ O	1	-	0,60
MnCl ₂ .4H ₂ O	-	7	1,0
H ₃ BO ₃	-	19	1,0
ZnSO ₄ .7H ₂ O	-	2	1,0
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	-	0,086	1,0
CuSO ₄ .5H ₂ O	-	0,5	1,0
KH ₂ PO ₄	-	69,04	1,0
Fe-EDTA			
FeCl ₃ .6H ₂ O		38	1,0
Na ₂ EDTA		38	1,0

Os tratamentos constituíram-se de concentrações crescentes de chumbo (Pb) (0; 0,25; 1; 5; 10 mg L⁻¹) e de cádmio (Cd) (0; 0,025; 0,1; 0,25; 0,5 mg L⁻¹) adicionados à solução nutritiva de Clark (1975), utilizando os sais p.a. nitrato de

cádmio $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ e nitrato de chumbo $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ como fontes dos elementos contaminadores. As doses foram escolhidas levando-se em conta valores capazes de “intoxicar sem eliminar” as plantas durante o cultivo (MALAVOLTA, 1994). Esta decisão foi motivada pela necessidade de obtenção de material vegetal suficiente para as análises laboratoriais.

Foram utilizados frascos plásticos, opacos, com capacidade de aproximadamente 2L, onde as plantas escolhidas de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) se desenvolveram. A solução foi arejada constantemente por tubulações de plástico ligadas a um moto-compressor.

As sementes utilizadas, *Phaseolus vulgaris* L. cultivar ESAL 693, foram colocadas em bandeja de isopor com um substrato comercial (Plantmax), sendo irrigadas com água desmineralizada de forma a mantê-las úmidas durante 14 dias. Quando atingiram uma altura aproximada de 8 cm as mudas foram transplantadas para uma solução de Clark com 25% da concentração máxima onde permaneceram por 7 dias. Em seguida o experimento foi montado em potes individuais, com solução de Clark a 50% da força e os metais em estudo. Na semana seguinte aumentou-se a concentração para 75%. Uma vez por semana era feita a troca de solução nutritiva a 75% de concentração máxima e a adição dos metais, por oito semanas. O aumento gradual da concentração da solução nutritiva objetivou adaptar as plantas a diferentes ambientes químicos. Os 75% da concentração máxima foram suficientes para um bom cultivo do feijão.

Ao final do ciclo vegetativo as plantas foram colhidas e separadas em parte aérea, sistema radicular e vagens, lavadas com água deionizada e secas em estufa ventilada em temperatura entre 65 e 70°C até a massa constante. Em seguida, o material foi pesado e posteriormente triturado em moinho tipo Willey, equipado com peneira de 20 cm^2 . Fez-se a digestão nitroperclórica (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997) na proporção de 2:1 (v/v) de HNO_3 e HClO_4 , respectivamente, sendo os teores de Pb e Cd da matéria seca da parte

aérea (MSPA), do sistema radicular (MSR) e dos frutos (MSF) dosados utilizando-se um espectrofotômetro de absorção atômica Varian com chama de gás acetileno e lâmpadas de cátodo ôco: Cd (228,8 nm, fenda de 0,5) e Pb (217 nm, fenda de 1,0).

O acúmulo de Cd e Pb nos três compartimentos das plantas de feijoeiro foram calculados multiplicando-se seus teores pela produção de matéria seca de cada compartimento da planta.

O potencial das plantas em extrair os metais Pb e Cd da solução nutritiva foi avaliado pelo **coeficiente de fitoextração ou fator de transferência t**, por meio da equação:

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

O cálculo de *metal total na planta* foi feito considerando-se o conteúdo de Cd e Pb na parte aérea somado às raízes e aos frutos (MSR + MSPA + MSF), em todas as concentrações aplicadas e o *metal total na solução* foi calculado levando-se em conta as trocas de soluções. Quanto maior o fator *t*, maior a absorção do contaminante (HENRY, 2000).

O **índice de produção relativa**, que traduz a influência do metal na variação de produção de matéria seca da planta (MSR + MSPA + MSF), foi calculado pela equação (PAIVA; CARVALHO; SIQUEIRA, 2002):

$$PR\% = \frac{\text{matéria seca produzida sob a dose do metal}}{\text{matéria seca produzida na ausência do metal}} \times 100$$

Através do **índice de translocação (IT)** é possível avaliar a capacidade das espécies em translocar o Pb e Cd da raiz para a parte aérea e para os frutos,

conforme Paiva, Carvalho e Siqueira et al. (2002), onde o **IT** é calculado pela expressão:

$$IT\% = \frac{MSPA}{(MSR + MSPA + MSF)} \times 100$$

$$IT\% = \frac{MSF}{(MSR + MSPA + MSF)} \times 100$$

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC), arranjado em um esquema fatorial (2 x 5) x 4, sendo dois metais (cádmio e chumbo) e cinco doses para cada metal: Cd: 0; 0,025; 0,1; 0,25 e 0,5 mg L⁻¹ e Pb: 0; 0,25; 1; 5 e 10 mg L⁻¹, com quatro repetições para cada tratamento, totalizando 40 unidades experimentais (frascos). Os resultados de valores médios das quatro repetições serão submetidos a teste de Tukey a 5% de probabilidade, utilizando-se o programa SISVAR (FERREIRA, 2000).

Neste trabalho, os efeitos de Cd e Pb sobre o feijoeiro em sistema hidropônico serão comparados àqueles constatados por Carvalho et al. (2008, 2009) sobre as mesmas plantas cultivadas em dois Latossolos, LVAh e LVd, representativos da área agrícola brasileira e discrepantes quanto aos teores de argila e material orgânico. Os mesmos autores utilizaram para Cd, doses de 0; 5; 10 e 20 mg dm⁻³ e para Pb, doses de 0; 125; 250 e 500 mg dm⁻³, valores bem maiores que as das doses presentes em solução nutritiva (solução nutritiva). A discrepância justifica-se pela heterogeneidade do solo, afetando muito mais a atividade e a cinética de absorção de minerais do que a solução nutritiva.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As doses de Cd e Pb aplicadas em solução nutritiva influenciaram de forma diversificada a produção de matéria seca, o índice de produção relativa, a absorção, o acúmulo, o índice de translocação e o fator de transferência do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.).

3.1 Cádmio

Influência de doses de cádmio sobre:

3.1.1 Produtividade

No Gráfico 1 encontram-se os dados médios relativos aos resultados do crescimento das plantas de feijoeiro sob diferentes doses de cádmio.

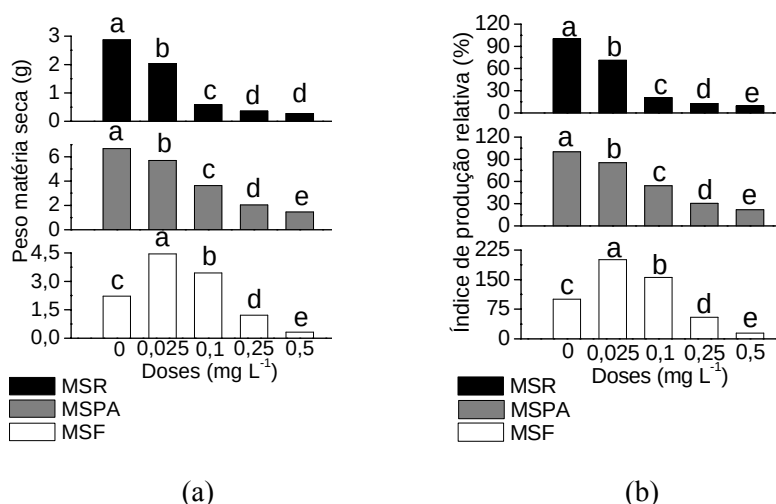


Gráfico 1 (a) Produção de matéria seca da raiz (MSR), da parte aérea (MSPA) e dos frutos (MSF); (b) índice de produção relativa da raiz, da parte aérea e dos frutos de feijão submetidos a diferentes doses de Cd (médias seguidas pela mesma letra não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey).

Na MSF (Gráfico 1a) observou-se que a dose de 0,025 mg L⁻¹ proporcionou uma produção de frutos cerca de 100% maior que a da planta controle, mas não a superou quando se tratou de raiz e parte aérea, provocando queda de 29% na produção de MSR e de 15% na de MSPA.

Observa-se também no Gráfico 1a, que há uma relação inversa entre o crescimento das doses de Cd na solução nutritiva e a produção de raízes e parte aérea das plantas, à exceção dos frutos. Vagens e grãos (MSF) tiveram sua produção aumentada em 55,37% nas plantas cultivadas sob a dose de 0,1 mg L⁻¹ de Cd. A MSPA reduziu-se em 45% quando comparada ao tratamento controle (0 mg L⁻¹), e 31% em relação à dose 0,025 mg L⁻¹. Já a produção de MSR ficou 80% abaixo das plantas controle e 51% menor que a dose de 0,025 mg L⁻¹.

Percebe-se que até a dose 0,025 mg L⁻¹, embora tenha havido redução de MSR e MSPA, a intensidade do fenômeno não foi suficiente para reduzir a MSF

(vagens e grãos), objetivo maior do cultivo de feijão em solução nutritiva ou em solos. Houve, ao contrário do esperado, “um benefício” para a produção de grãos.

Quando se compara doses crescentes de Cd ao índice de produção relativa (PR) (Gráfico 1b), infere-se que parece ter havido um efeito antagônico (competitivo) entre o Cd e alguns elementos essenciais. Ocorreram aumentos significativos na produção de frutos nas doses de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$. Com teores balanceados de Zn na solução nutritiva parece que, para o feijão, as concentrações de Cd (notadamente $0,025 \text{ mg L}^{-1}$) utilizadas foram baixas o suficiente para facilitar a absorção de Zn pelas raízes até a dose de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$.

Segundo Faquin (2005), ocorre uma competição (ou efeito antagônico) entre o zinco e o cádmio quanto à absorção pelas plantas. Considerando como muito baixa a concentração $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ de Cd, é razoável supor, dentre os efeitos antagônicos possíveis, o estímulo do Cd a uma maior absorção de Zn, este, um elemento essencial.

O efeito do Cd na atividade enzimática está associado ao fato de que grande número de enzimas contém metais e a substituição destes por outro metal de mesma carga e tamanho similar pode resultar na inibição da atividade da enzima. O zinco é um constituinte de muitas metaloenzimas, além de vários fatores transcricionais importantes na regulação da expressão gênica. O Cd, por sua semelhança com o Zn, pode substituí-lo nestas enzimas, resultando em alteração da atividade enzimática (SHAW; SAHU; MISHRA, 2004).

Considerando a semelhança entre os Gráficos 1 e 2 pode-se, também, atribuir à competição Cd x Zn um dos prováveis motivos do maior peso da MSF das plantas cultivadas em solução contendo $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ de Cd.

As doses de $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ apresentaram-se estatisticamente iguais quando comparados ao sistema radicular. Para as demais doses o crescimento foi inversamente proporcional às doses.

Na MSPA o crescimento foi inversamente proporcional às doses de metal aplicadas. Observou-se que a dose de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ foi bastante prejudicial ao desenvolvimento das plantas, uma vez que houve um crescimento de 9,63% de MSR, 21,94% de MSPA e 14,39% de MSF, quando comparados à planta controle.

Os efeitos prejudiciais do Cd ao feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivado em solos foram diversos daqueles discutidos neste trabalho, principalmente quanto ao antagonismo Cd x elementos essenciais.

Carvalho et al. (2009), estudaram o desenvolvimento de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) sob doses de 0; 5; 10 e 20 mg dm^{-3} de cádmio utilizando dois latossolos: Vermelho distrófico (LVd) e Vermelho-Amarelo-Húmico (LVAh). Obtiveram uma produção de matéria seca da parte aérea negativamente afetada a partir da dose 5 mg dm^{-3} . Comparando-se o tratamento-controle e a dose máxima aplicada ao metal, observou-se que para LVd, no tratamento-controle, houve uma produção de 13,1 g, caindo para 4,4 g, respectivamente, variando, portanto, em torno de 66,5 % a produção de MSPA. Para o LVAh, o tratamento controle apresentou uma produção de 10,7 g, enquanto aquele que recebeu a maior dose (20 mg dm^{-3}) caiu para 3,7 g, variando em 65,5 % na produção.

Carvalho et al. (2009), constataram também queda na produção de frutos (grãos e vagens) à medida que se aumentaram as doses aplicadas. No LVd, considerando as dose 5, 10 e 20 mg dm^{-3} , o decréscimo de produção foi de 35%, 75% e 93%, respectivamente. No LVd, o parâmetro decresceu linearmente do tratamento-controle para a dose de 20 mg dm^{-3} , tendo uma redução de 93% na produção.

Ao contrário das condições em solução nutritiva, percebe-se, portanto, que todas as doses de Cd, indistintamente, foram tóxicas ao feijoeiro. A comparação solução nutritiva x solos, a princípio desaconselhada, mostra que a

homogeneidade da solução nutritiva acentua a toxidez do Cd em doses bem inferiores às aquelas empregadas em solos.

Houve uma grande diferença nas quantidades de Cd e Pb utilizados neste estudo e na pesquisa de de Carvalho et al. (2009). Como citado anteriormente, a solução nutritiva oferece uma maior mobilidade aos metais. De acordo com a Portaria 518 do Ministério da Saúde do Brasil (2005), o padrão de potabilidade do chumbo é de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$, mesmo valor adotado nos Estados Unidos. É também padrão de emissão de esgotos e de classificação das águas naturais. A mesma Portaria fixa para o cádmio o valor de $0,005 \text{ mg L}^{-1}$. Estes limites também explicam a diferença de 10 vezes entre as doses de Cd e Pb que foram utilizadas nas plantas de feijão.

Para o solo, o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (2006) limita a concentração máxima de Pb e Cd no lodo de esgoto em 300 e 39 mg kg^{-1} , respectivamente, sendo que o limite máximo anual é de $1,9 \text{ kg ha}^{-1}$ para Cd e 15 kg ha^{-1} para Pb.

3.1.2 Teor, acúmulo, translocação e transferência

No Gráfico 2 encontram-se os gráficos dos resultados dos teores, acúmulo, translocação e transferência de diferentes doses de cádmio absorvido pelas plantas de feijão.

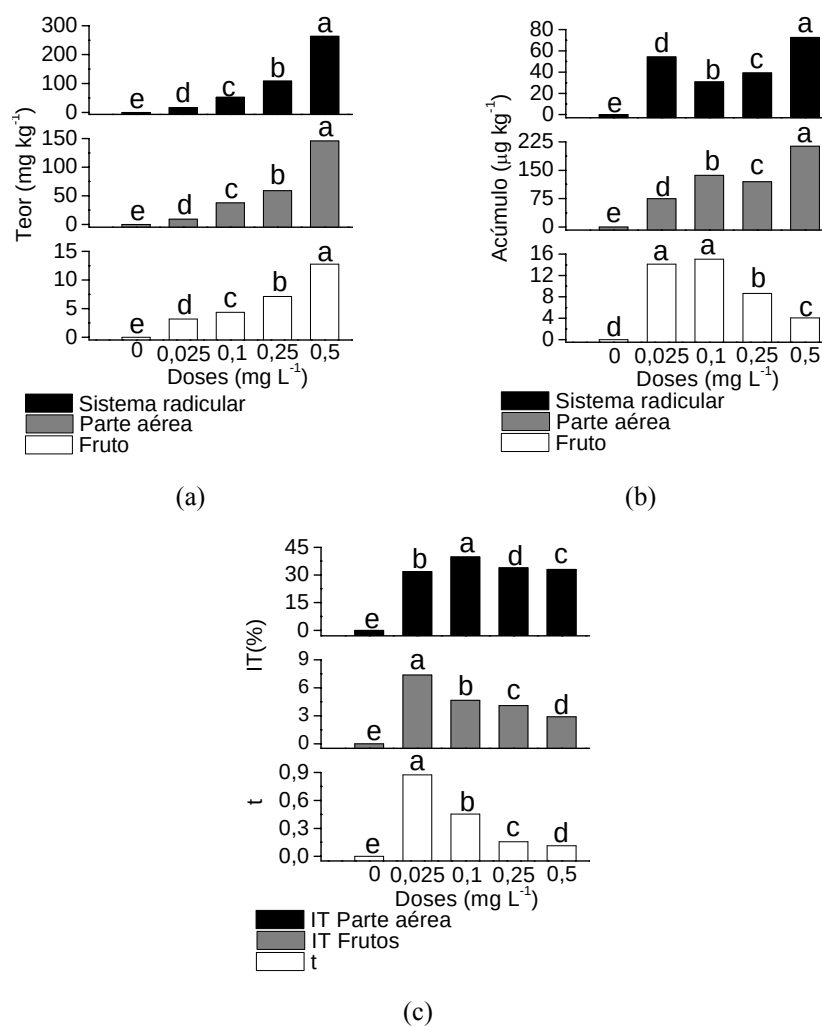


Gráfico 2 (a) Teor de cádmio na parte aérea, no sistema radicular e dos frutos das plantas de feijão; (b) Acúmulo; (c) índice de translocação (IT) e fator de transferência (t) (médias seguidas pela mesma letra não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey).

Pode-se observar (Gráfico 2a) que, tanto na parte aérea como nas raízes e nos frutos, a absorção foi diretamente proporcional à quantidade de metal

oferecido à planta, ou seja, quanto maior a concentração de metal maior a absorção, nos três compartimentos estudados.

Houve, por outro lado, uma nítida diferença entre as quantidades absorvidas. Nas doses de 0, 0,025, 0,1, 0,25, 0,5 mg L⁻¹ observou-se uma absorção de, respectivamente, 0; 16,41; 52,65; 107,85; 263,40 mg kg⁻¹ para o sistema radicular, 0; 9,13; 37,63; 58,75; 145,83 mg kg⁻¹ para a parte aérea e 0; 3,18; 4,38; 7,13; 12,78 mg kg⁻¹ para os frutos (Gráfico 2a). Através destes dados pode-se deduzir que o metal se transloca muito pouco na planta, dada a diferença expressiva de contaminante encontrada nos três compartimentos da planta, com maior concentração nas raízes.

Sabendo-se que o acúmulo (Gráfico 2b) é calculado levando-se em conta o peso de matéria seca, os resultados diferem do teor e assim o maior acúmulo de cádmio ocorreu nas folhas na dose de 0,5 mg L⁻¹. Estes dados estão coerentes com a produção de matéria seca pelos três compartimentos da planta (Gráfico 1a). Justifica-se, portanto, a baixa translocação do Cd das raízes para os frutos nas plantas de feijoeiro.

De acordo com Arduini, Godbold e Onnis (1996) a regulação de absorção pela rizosfera, o acúmulo nas raízes, de forma a preservar a integridade e as funções primárias, e o baixo transporte para a parte aérea são considerados os possíveis mecanismos pelos quais o sistema radicular pode contribuir para uma tolerância a metais pesados

Através do índice de translocação IT tem-se uma idéia mais clara da quantidade de metal que translocou das raízes para a parte aérea e das raízes para os frutos. Na parte aérea a dose que mais translocou cádmio foi 0,1 mg L⁻¹ com 39,75 %, seguida pelas doses de 0,25; 0,5 e 0,025 com 33,82 %, 32,99 % e 31,78% de translocação, respectivamente (Gráfico 2c).

Quando quantificou-se o IT para os frutos (vagens e grãos) o maior teor foi para a dose de 0,025 mg L⁻¹ com 7,38 %, seguida pelas doses de 0,1 mg L⁻¹,

0,25 mg L⁻¹ e 0,5 mg L⁻¹ com as respectivas porcentagens 4,65; 4,10 e 2,89, ou seja, a translocação para os frutos foi maior na menor dose, 0,025 mg L⁻¹ diminuindo conforme se aumentava a disponibilidade do metal (Gráfico 2c).

O fator de transferência *t* (Gráfico 2c) teve uma relação direta com o IT correspondente aos frutos, sendo que a dose de 0,025 mg L⁻¹ teve um fator de 0,88, e a dose de 0,5 mg L⁻¹ apresentou uma redução de 84 %. Isso mostra que o feijão possui capacidade de retirar Cd do sistema, mas que não tem características de uma planta resistente.

A toxidez do Cd em plantas e organismos vivos em geral relaciona-se à facilidade de combinação do elemento com grupos químicos das enzimas envolvidas no metabolismo.

A diminuição da atividade ou inativação enzimática pode ser explicada através da reação $\text{Cd}^{2+} + 2(\text{R} - \text{SH}) \rightarrow \text{R} - \text{S} - \text{Cd} - \text{S} - \text{R} + 2\text{H}^+$ (BAIRD, 2002). O mesmo autor cita o tratamento para desintoxicação de animais envenenados por Cd com a solução de EDTA, pH ~ 6,5: $\text{Cd}(\text{SR})_2 + [\text{H}_2\text{EDTA}]^{2-} \rightarrow [\text{Cd}(\text{EDTA})]^{2-} + 2(\text{R} - \text{SH})$.

A combinação do Cd²⁺ com doadores de elétrons de aminoácidos livres, enzimas e proteínas foi observada por Silva et al. (2007a, b), utilizando cálculos teóricos, em pesquisa de síntese e caracterização de quelatos de Cd, Cu, Zn e Pb com DTPA (ácido dietilenotriaminopentacético), um aminoácido sintético. Os trabalhos parecem confirmar não apenas a forma de intoxicação das plantas estudadas pelo Cd²⁺, como também a eficácia da desintoxicação de organismos vivos, em geral pelo EDTA (ácido etilenodiaminotetracético), uma estrutura semelhante ao DTPA, citada por Baird (2002).

A remobilização de cádmio na planta está associada com fitoquelatinas (GUO; MARSCHNER, 2001). O complexo Cd-fitoquelatinas pode representar uma forma móvel para o transporte de cádmio das raízes para as partes aéreas. A fitoquelatina é uma estrutura complexa, formando peptídeos ricos em cisteína,

ou seja, ricos em aminoácidos, que são doadores de elétrons, condição necessária à formação de complexos com metais de transição (ácidos de Lewis) como é o caso do Cd (MALAVOLTA, 2006).

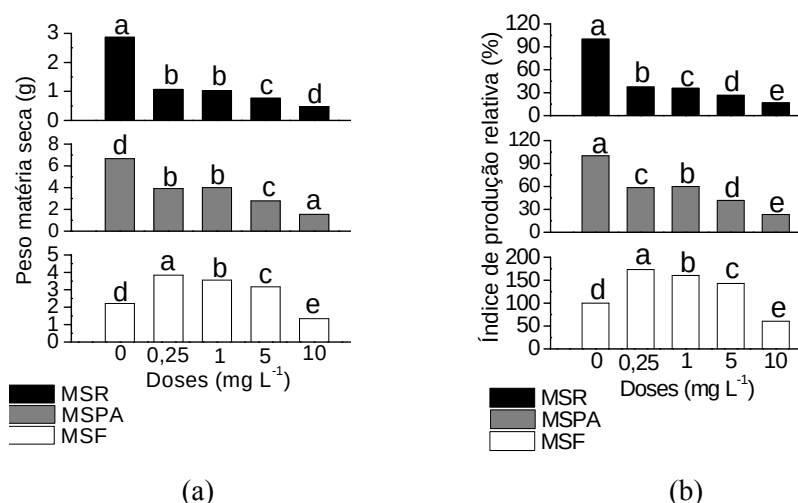
Os mecanismos químicos propostos por Baird (2002), Guo e Marschner (2001), Malavolta (2006) e Silva et al. (2007a, b) confirmam não só os efeitos deletérios do Cd mas principalmente os dados do Gráfico 1 e 2 relativos ao comportamento das plantas de feijão quanto à produção de frutos na presença de Cd.

3.2 Chumbo

Influência de doses de cádmio sobre:

3.2.1 Produtividade

No Gráfico 3 encontram-se os resultados do crescimento e produção das plantas de feijoeiro sob diferentes doses de chumbo.



(a) Produção de matéria seca da raiz (MSR), da parte aérea (MSPA) e dos frutos (MSF); (b) índice de produção relativa da raiz, da parte aérea e dos frutos de feijão submetidos a diferentes doses de Pb (médias seguidas pela mesma letra não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey).

Conforme mostrado no Gráfico 3a, comparando-se MSR e MSPA, as plantas que serviram de controle (controle) tiveram um melhor desenvolvimento que as demais. À medida que as doses de Pb foram aumentando nos frutos a melhor produção foi dos exemplares cultivados sob a dose de 0,25 mg L⁻¹ (cerca de 73% a mais que a controle, Gráfico 3b). Ainda tratando-se da MSF, observou-se que as doses de 1 mg L⁻¹ e 5 mg L⁻¹ também influenciaram positivamente na produtividade das plantas de feijoeiro, sendo que o aumento foi de 60% e 42%, respectivamente, em relação ao tratamento controle.

O Pb absorvido acumula-se nas paredes celulares, notadamente das raízes, o que parece contribuir para diminuir seu efeito tóxico para a planta e seu transporte para os frutos (FAQUIN, 2005). Esse fato aparentemente explica o “efeito benéfico” de algumas doses de Pb para as plantas, conforme os dados desta pesquisa.

De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001) o mecanismo de exclusão do Pb é realmente a deposição radicular. O fenômeno ocorre por ligação do metal a polímeros orgânicos insolúveis, alguns dos quais contendo fosfatos como doadores de elétrons, formando precipitados amorfos.

No MSR e na MSPA observou-se que as doses $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ e 1 mg L^{-1} foram estatisticamente iguais (Gráfico 3a).

A dose de 10 mg L^{-1} foi a que mais influenciou negativamente o desenvolvimento das plantas, provocando uma queda de produção de 40% para MSF, 76% para a MSPA e 83% para MSR.

Como fizeram para o Cd, Carvalho et al. (2009), relataram para o Pb o comportamento do mesmo feijoeiro em dois Latossolos diferentes entre si quanto aos teores de argila e matéria orgânica. Observaram o desenvolvimento de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) sob doses de 0; 125; 250 e 500 mg dm^{-3} de chumbo utilizando os Latossolos: Vermelho distrófico (LVd) e Vermelho-Amarelo-Húmico (LVAh). Obtiveram uma queda na produção de MSPA no LVd à medida que se aumentou a dose do metal, tendo uma variação de 31,0 % entre o tratamento-controle e a maior dose aplicada (500 mg dm^{-3}). Para o LVAh (solo mais rico em matéria orgânica) a dose 125 mg dm^{-3} parece ter afetado pouco a produção de MSPA, enquanto a dose de 500 mg dm^{-3} provocou decréscimo de 44,0 % na produção.

Ainda de acordo com Carvalho et al. (2009), na produção de grãos, o efeito do Pb na dose 125 mg dm^{-3} provocou uma queda de 18,5 % no LVd e um acréscimo de 2,5 % no LVAh; na dose 250 mg dm^{-3} , no LVd houve uma queda de aproximadamente 30 % enquanto no LVAh a mesma dose aplicada não afetou a produção de grãos. Ao contrário, ocorreu um aumento de cerca 6 % em relação ao tratamento-controle. Notou-se também que, entre as doses 250 mg dm^{-3} e 500 mg dm^{-3} , houve um aumento da produção de grãos para os dois tipos de solos.

3.2.2 Teor, acúmulo, translocação e transferência

No Gráfico 4 encontram-se os gráficos dos resultados dos teores, acúmulo, translocação e transferência das diferentes doses de chumbo absorvido pelas plantas de feijoeiro.

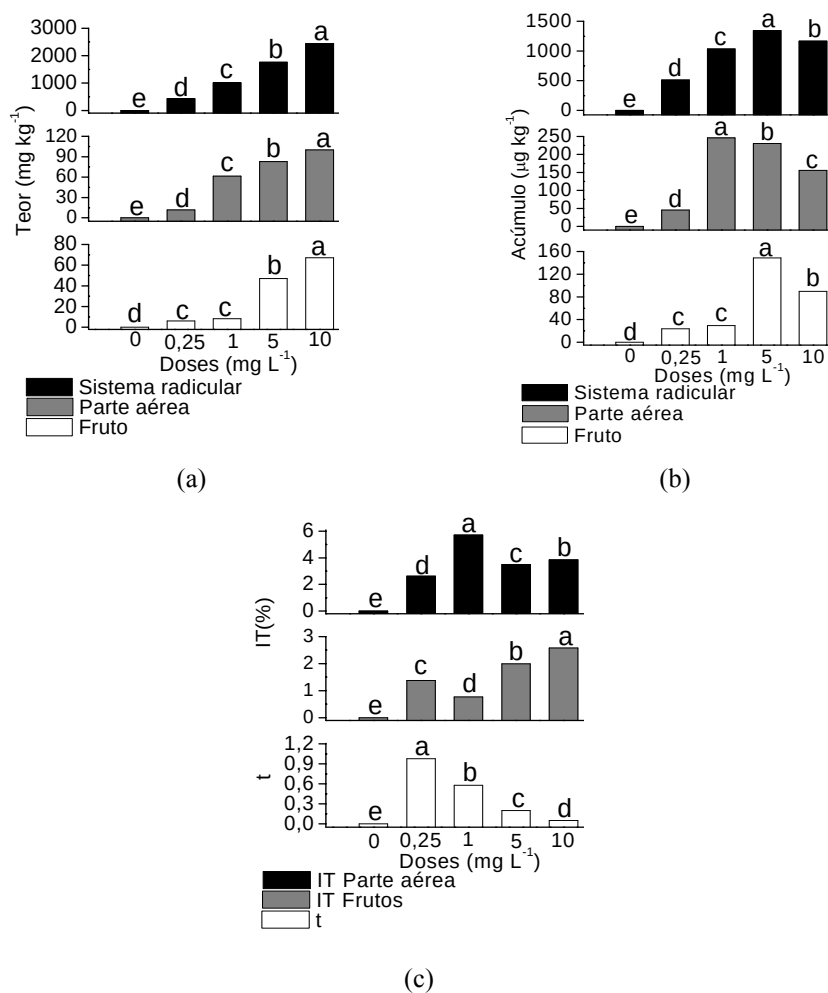


Gráfico 4 (a) Teor de chumbo na parte aérea, no sistema radicular e dos frutos das plantas de feijão; (b) Acúmulo; (c) índice de translocação (IT) e fator de transferência (t) (médias seguidas pela mesma letra não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey).

A absorção do metal pelas plantas de feijoeiro foi, mais uma vez, proporcional à dose de metal oferecida às mesmas quando se refere a MSPA e MSR (Gráfico 4a).

Para a MSF, quando comparadas as doses de $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ e 1 mg L^{-1} percebe-se que foram estatisticamente iguais (Gráfico 4a), mesmo sendo uma o quádruplo da outra.

Houve como observado para o Cd, uma grande diferença de absorção nas partes estudadas (Gráfico 4a). À semelhança do cádmio, o chumbo também se transloca pouco nas plantas, dada a diferença expressiva do contaminante encontrada nos três compartimentos das mesmas.

O acúmulo (Gráfico 4b) forneceu resultados diferentes do teor e, assim, o maior acúmulo de chumbo ocorreu nas raízes na dose de 5 mg L^{-1} . Estes dados estão coerentes com a produção de matéria seca pelos três compartimentos da planta (Gráfico 3a). Justifica-se, portanto, uma baixa translocação do Pb das raízes para os frutos das plantas de feijoeiro em todas as doses.

No Gráfico 4c fica mais claro perceber a dificuldade de mobilização do chumbo nas plantas, pelo índice de translocação muito baixo. A dose de 1 mg L^{-1} , quando observada a parte aérea, foi a mais eficiente, com 5,72% de translocação. Ao contrário, quando comparado este índice com os frutos verifica-se apenas 0,77% de translocação.

A dose de $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ proporcionou uma transferência dos metais da solução para a planta quase em sua totalidade, sendo que o fator foi de 0,99, tendo a diferença entre as doses extremas alcançado um percentual de 95 % (Gráfico 4c). Isso mostra a baixa capacidade da planta em retirar Pb do sistema, fato que pode ser reconhecido como mecanismo de sobrevivência.

Malavolta (1994), cita que os efeitos tóxicos do Pb tais como prejuízos à fotossíntese, mitose e absorção de água e sintomas físicos como folhas verdes e escuras, murchamento das folhas mais velhas e parte aérea e raízes pouco

desenvolvidas e pardas, podem ser observados em plantas mas não são totalmente específicos. No presente trabalho observou-se diversos sintomas semelhantes em plantas sob as doses de 5 e 10 mg L⁻¹, de Pb.

Adicionalmente, na presença de Pb ocorre uma interferência na síntese de clorofila aliada a um reduzido transporte de Fe, necessários à formação dos grupos heme. Nas folhas aparece então um sintoma de deficiência (clorose) provocando danos em plantas estressadas (FODOR et al., 1998).

Carvalho et al. (2009), também quantificaram o teor extraído de chumbo pelo mesmo feijoeiro cultivado em dois latossolos. Para a dose de 250 mg dm⁻³ o teor de Pb na MSPA correspondeu a 20,7 % da dose aplicada para o LVd e 26,5 % para o LVAh. Sob a dose de 500 mg dm⁻³, no solo LVd, observou-se uma extração pela planta de 19,3 % e para o LVAh, 18 %. Esses dados em solos confirmam a baixa translocação do metal, mesmo considerando doses bem maiores em solos que em solução nutritiva.

Carvalho et al. (2008, 2009) confirmaram a baixa translocação de Pb e Cd, notadamente do Pb, mostrando que, dependendo da dose presente no solo, desde que insuficiente para eliminar as plantas, e se elas forem capazes de produzir sementes, podem ser consumidas na alimentação sem riscos à saúde devido aos teores insignificantes do metal nos frutos (grãos e vagem). Os mesmos autores atribuíram também ao impedimento estérico dos quelatos de Pb com aminoácidos ou substâncias afins da raiz, o motivo da baixa translocação.

Essas informações convergem os trabalhos de Silva et al. (2007a, b) da síntese e caracterização de quelatos de Pb, Cd, Zn e Cu com DTPA. Segundo os autores, são estruturas de elevado impedimento estérico, notadamente o quelato de Pb. Isso parece justificar a dificuldade de ascensão do metal na planta, já que permanece, em grande parte, quelatizado a aminoácidos livres, proteínas ou secreções diversas das raízes, ambos ricos em grupamentos doadores de elétrons, como o DTPA.

A semelhança de comportamento químico de Pb e Cd em plantas, aliás, a mesma entre Cu e Zn, foi constatada também por Paim et al. (2006) em solo contaminado com resíduos de mineração de Zn. Após a extração de Zn do minério carbonato de zinco, seus dejetos, ricos em Pb, Cd e Zn provocam sérios problemas ambientais no solo.

Comparando-se os Gráficos 2c e 4c observa-se uma diferença na translocação de Cd e Pb no feijoeiro. Nas plantas cultivadas com Pb o IT, principalmente das folhas, foi significativamente menor que aquelas cultivadas com Cd.

Este fato pode ser explicado pela facilidade de combinação do Cd^{2+} com grupos sulfidrilas das fitoquelatinas. A afinidade do Cd^{2+} com o S é resultante do fato do Cd^{2+} ser um ácido de Lewis mole e o S uma base de Lewis também mole. Ácidos e bases moles, por serem polarizáveis, combinam-se facilmente originando estruturas muito estáveis (SHRIVER; ATKINS, 2008).

Outro argumento válido para explicar o fato refere-se a propriedades periódicas dos dois metais, principalmente o raio iônico ($0,97 \text{ \AA}$ e $1,32 \text{ \AA}$ para Cd^{2+} e Pb^{2+} , respectivamente) e a densidade ($8,6 \text{ g cm}^{-3}$ para Cd e $11,3 \text{ g cm}^{-3}$ para Pb), fatores que dificultam a mobilidade e, portanto, a atividade do Pb; muito mais que a do Cd.

Uma outra teoria sobre mobilidade refere-se à eletronegatividade. Assim, o Cd ($1,7 \text{ eV}$) seria mais móvel que o Pb ($2,3 \text{ eV}$) (ANTONIADIS; MCKINLEY; ZUHAIRI, 2007; OLIVEIRA et al., 2009).

4 CONCLUSÃO

Doses crescentes de Pb e de Cd reduziram o desenvolvimento de plantas de feijoeiro expresso pela produção de matéria seca de raízes e de parte aérea.

Doses de 0,025 e 0,1 mg L⁻¹ de Cd e 0,25; 1 e 5 mg L⁻¹ de Pb contribuíram para aumentar a produção de frutos do feijoeiro (vagens e grãos). Fato semelhante ocorreu com as mesmas plantas cultivadas em latossolos.

Pb e Cd translocam-se muito pouco nas plantas, concentrando-se nas raízes. Os depósitos radiculares são mais evidentes para o Pb.

Incrementos da absorção de Zn pelo feijoeiro na presença de baixas doses de Cd e de Pb parecem explicar o aumento da produção de frutos.

Baixa translocação dos metais e aumento da produção de frutos pelo feijoeiro cultivado em solução nutritiva ou em solos contaminados por Cd e Pb não permitem apontar para o consumo dos grãos, porque há controvérsias quanto à tolerabilidade dos organismos aos referidos metais.

REFERÊNCIAS

ANTONIADIS, V.; MCKINLEY, J. D.; ZUHAIRI, Y. W. Single-element and competitive mobility measured with column infiltration and batch tests. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 36, n. 1, p. 53-60, Jan. 2007.

ARDUINI, I.; GODBOLD, D. L.; ONNIS, A. Cadmium and copper uptake and distribution in Mediterranean tree seedlings. **Physiologia Plantarum**, Scandinavian, v. 97, n. 1, p. 111-117, Jan. 1996.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.

BELL, P. F.; JAMES, B. R.; CHANEY, R. L. Heavy-metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 20, n. 2, p. 481-486, Apr./May 1991.

CARVALHO, A. V. S. et al. Bean plant production of dry matter and grain related to soil citric acid-extractable copper, zinc, cadmium and lead. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Georgia, v. 40, n. 19, p. 2959-2974, Mar./Apr. 2009.

CARVALHO, A. V. S. et al. Produção de matéria seca e de grãos por plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivadas em solos tratados com metais pesados. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 5, p. 949-955, set./out. 2008.

CLARK, R. B. Characterization of phosphatase of intact maize roots. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, Easton, v. 23, n. 3, p. 458-460, May 1975.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**: Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados e dá outras providências. Disponível em: <http://www.ima.al.gov.br/legislacao/resolucoes-conama/Resolucao%20nb0%20375.06.pdf>. Acesso em: 07 fev. 2010.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. 182 p.

FERREIRA, D. F. Análise estatística por meio do SISVAR - Sistema para Análise de Variância para Windows versão 4.0. In: REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45., 2000, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 2000. p. 255-258.

FODOR, F. et al. Lead uptake, distribution, and remobilization in cucumber. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 21, n. 7, p. 1363-1373, July 1998.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Food supply**. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/609/default.aspx#ancor>>. Acesso em: 07 de abr. 2010.

GUO, Y.; MARSCHNER, H. Uptake, distribution, and binding of cadmium and nickel in different plant species. In: FERREIRA, M. E. et al. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. p. 58-70.

HADJILIADIS, N. D. **Cytotoxicity, mutagenic and carcinogenic potential of heavy metals related to human environment**. Dordrecht: Kluwer, 1997. 629 p.

HENRY, J. R. **An overview of the phytoremediation of lead and mercury**. Washington: EPA, 2000. 51 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo agropecuário**. Rio de Janeiro, 2006. 146 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA.

Coordenação de índices de preços: pesquisa de orçamentos familiares 2002-2003 análise da disponibilidade domiciliar e estado nutricional no Brasil. Rio de Janeiro, 2004. 80 p.

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

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

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas.** São Paulo: Ceres, 2006. 638 p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, C. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas.** 2. ed. Piracicaba: ESALQ-USP, 1997. 319 p.

MINISTÉRIO DA SAÚDE DO BRASIL. **Portaria MS n.º 518/2004:** Legislação de Saúde. Disponível em:
<http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_518_2004.pdf>.
Acesso em: 11 de abr. 2010.

OLIVEIRA, R. C. et al. Movimento de zinco em colunas de solo tratados com resíduo de calcário oriundo de mineração. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 56, n. 5, p. 679-684, set. 2009.

PAIM, L. A.; CARVALHO, R.; ABREU, C. M. P.; GUERREIRO, M. C. Estudo dos efeitos do silício e do fósforo na redução da disponibilidade de metais pesados em área de contaminação. **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 28-33, jan./fev. 2006.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O. Índice de translocação de nutrientes em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* Mart. Standl.) submetidas a doses crescentes de cádmio, níquel e chumbo. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 467-473, jul./ago. 2002.

QU, R. L. et al. Lead uptake by roots of four turfgrass species in hydroponic cultures. **Hortscience**, Alexandria, v. 38, n. 4, p. 623-626, July 2003.

SHAW, B. P.; SAHU, S. K.; MISHRA, R. K. **Heavy metal induced oxidative damage in terrestrial plants**. 2nd ed. New York: G. Fischer, 2004. 189 p.

SHRIVER, D.F.; ATKINS, P.W. **Química inorgânica**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2008. 816 p.

SILVA, V. L. et al. Spectrometric and theoretical investigation of the structures of Cu and Pb/DTPA complexes. **Structural Chemistry**, Deerfield Beach, v. 18 n. 5, p. 605-609, Oct. 2007a.

SILVA, V. L. et al. Structural determination of Zn and Cd-DTPA complexes: MS, infrared, ¹³C NMR and theoretical investigation. **Spectrochimica Acta**, London, v. 68, n. 5, p. 1197-1200, Jan. 2007b.

ARTIGO 4

Influência de doses de cádmio sobre o teor, acúmulo e translocação de nutrientes em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivado em solução nutritiva

RESUMO

Visando avaliar o efeito da aplicação de diferentes doses de cádmio em solução nutritiva sobre o teor, o acúmulo e o índice de translocação de macronutrientes (P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (Cu, Mn, Zn e Fe) em diferentes partes das plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) foi montado um ensaio em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras. As plantas foram cultivadas em solução nutritiva de Clark e submetidas a doses de Cd: 0; 0,025; 0,1; 0,25 e 0,5 mg L⁻¹. O experimento foi conduzido em delineamento estatístico inteiramente casualizado, e após 60 dias de exposição ao metal, foram feitas as avaliações. Os resultados mostraram que a aplicação de cádmio na solução nutritiva diminuiu os teores dos nutrientes em plantas de feijoeiro, com exceção do P nos frutos, S na raiz, Cu nos frutos e na raiz e Zn nos frutos; reduziu o acúmulo de todos os nutrientes analisados em todas as partes das plantas de feijoeiro; e diminuiu o índice de translocação nos nutrientes: K nos frutos, Ca nos frutos, S nos frutos e Cu nas folhas, sendo que para os demais nutrientes, houve um comportamento inverso ou não houve um efeito estatístico significativo.

Palavras-chave: *Phaseolus vulgaris* L. Feijoeiro. Solução nutritiva. Cádmio. Nutrientes.

ARTICLE 4**Effect of cadmium on the content, accumulation and translocation of nutrients in bean plant (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivated in nutritive solution****ABSTRACT**

The effect of increasing dosages of cadmium over the content, accumulation and translocation of macronutrients (P, K, Ca, Mg and S) and micronutrients (Cu, Mn, Zn and Fe) in different parts of bean plant (*Phaseolus vulgaris* L.) is reported. Plants were cultivated in Clark's nutritive solution and submitted to 0 to 0.5 mg L⁻¹ of Cd. Experiments were built using an entirely randomized, statistical arrangement and measurements were performed after 60 days of exposure to Cd. Inclusion of Cd in solution decreases the contents of nutrients in bean plants, excepting P and Zn in fruits, S in root, and Cu in fruits and root. Also, accumulation of nutrients in all parts of plant was reduced, similarly to the translocation index for the following nutrients: K, Ca and S in fruits, and Cu in shoots; there was an inverse behavior or a lack of polynomial adjustment for the remaining nutrients. Overall, this work can serve as a template study to evaluate the effects of cadmium on bean plant nutrition.

Keywords: *Phaseolus vulgaris* L. Bean plant. Nutritive solution. Cadmium. Nutrients.

1 INTRODUÇÃO

Dentre as várias formas de contaminação do meio ambiente resultante das diversas atividades industriais e agrícolas, a contaminação da água por metais pesados tem sido uma das que tem trazido mais preocupação aos pesquisadores e órgãos governamentais envolvidos no controle de poluição. Além de ser um dos mais importantes fatores da preservação da vida, em vias de se tornar escassa no mundo, a água está sendo contaminada com o despejo de rejeitos industriais e urbanos e de várias outras atividades humanas (OLIVEIRA et al., 2001).

Elementos conhecidos como metais pesados, como Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, etc., e especialmente o Cd, constituem a maior fonte poluidora inorgânica da água (CHENEY; SWINEHART, 1998; ROSE; GHAZI, 1998; SHOKES; MÖLLER, 1999). Atividades agrícolas (YARON; CALVET; PROST, 1996) e, mais recentemente, a intensa atividade industrial têm promovido aumento drástico nos níveis de poluição por esses metais, especialmente o Cd (CHENEY; SWINEHART, 1998; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001; PAIM et al., 2006).

A técnica de cultivo em solução nutritiva, além de representar uma alternativa válida diante da diminuição das áreas de plantio em solos, tem permitido avanços no conhecimento da nutrição das plantas, visto controlar mais adequadamente a composição da solução e eliminar a heterogeneidade e a complexidade do solo. Neste ambiente, a compreensão dos efeitos de metais pesados como o Cd nas plantas torna-se mais clara. Há, por exemplo, pouca influência de fatores interferentes na cinética de absorção, como ocorre em solos.

A absorção e a translocação do Cd na planta pode diminuir ou aumentar a absorção de nutrientes, afetando a disponibilidade e distribuição dos mesmos

em muitas espécies de plantas (COSTA; MOREL, 1994), por competição direta na absorção de íons, interferindo na permeabilidade das membranas plasmáticas e reduzindo a atividade da $H^+ATPase^-$ (OBATA; UMEBAYASHI, 1997). Essa redução pode ser um fator determinante para a absorção ou exclusão de muitos nutrientes, pois a atividade da $H^+ATPase^-$ é essencial para o transporte de muitos solutos (VILAR, 2002).

No entanto, os efeitos do Cd variam em função do tempo de exposição da planta ao metal. Quanto maior o tempo de exposição, maior é a interferência do mesmo sobre os sistemas metabólicos da planta (OLIVEIRA et al., 2001).

A falta ou excesso de um determinado elemento é traduzida em anormalidades visíveis que são típicas de cada elemento. O motivo pelo qual o sintoma é típico deve-se ao fato de que um dado nutriente exerce sempre as mesmas funções, qualquer que seja a espécie de planta. Deve-se ter em mente, entretanto, que, antes da manifestação visível da deficiência, o crescimento e a produção já poderão estar limitados: é o que se chama de “fome escondida”. O sintoma visível é o fim de uma série de eventos que têm início com alterações em nível molecular, avança para modificações subcelulares, intensifica-se com alterações celulares e atinge o tecido, modificando-o e ocasionando a expressão de sintomas visíveis (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997).

O objetivo do presente trabalho foi verificar o efeito de doses de Cd, em solução nutritiva, sobre o teor, o acúmulo e o índice de translocação de macronutrientes (P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (Cu, Mn, Zn e Fe) em diferentes partes das plantas de feijoeiro.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram conduzidos em Laboratórios dos Departamentos de Ciência do Solo e de Química e em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras – MG, em solução nutritiva. A pesquisa foi conduzida no período de 22/07/2009 a 06/10/2009, correspondente ao ciclo vegetativo das plantas de feijão.

A Tabela 1 apresenta os constituintes e suas quantidades para a solução nutritiva de Clark (1975), sendo as concentrações minerais consideradas padrões para soluções nutritivas afins. As fontes minerais constituíram-se de reagentes p.a.

Tabela 1 Solução nutritiva de Clark.

Saís p.a.	Concentração das soluções estoque		Solução trabalho mL L ⁻¹
	mol L ⁻¹	mmol L ⁻¹	
Ca(NO ₃) ₂ .4H ₂ O	1	-	2,53
KNO ₃	1	-	1,30
KCl	1	-	0,50
NH ₄ NO ₃	1	-	0,90
MgSO ₄ .7H ₂ O	1	-	0,60
MnCl ₂ .4H ₂ O	-	7	1,0
H ₃ BO ₃	-	19	1,0
ZnSO ₄ .7H ₂ O	-	2	1,0
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	-	0,086	1,0
CuSO ₄ .5H ₂ O	-	0,5	1,0
KH ₂ PO ₄	-	69,04	1,0
Fe-EDTA			
FeCl ₃ .6H ₂ O		38	1,0
Na ₂ EDTA		38	1,0

O delineamento estatístico adotado foi inteiramente casualizado, com cinco tratamentos e quatro repetições, sendo cada repetição representada por um

vaso com uma planta, perfazendo, assim, um total de 20 plantas (unidades experimentais).

Os tratamentos constituíram-se de concentrações crescentes de cádmio (Cd), 0; 0,025; 0,1; 0,25; 0,5 mg L⁻¹, adicionados à solução nutritiva de Clark (1975), utilizando o sal p.a. nitrato de cádmio Cd(NO₃)₂.4H₂O como fonte do elemento contaminador. As doses foram escolhidas levando-se em conta valores capazes de “intoxicar sem eliminar” as plantas durante o cultivo (MALAVOLTA, 1994). Esta decisão foi motivada pela necessidade de obtenção de material vegetal suficiente para as análises laboratoriais.

Foram utilizados frascos plásticos, opacos, com capacidade de aproximadamente 2L, onde as plantas escolhidas de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) se desenvolveram. A solução foi arejada constantemente por tubulações de plástico ligadas a um moto-compressor.

As sementes utilizadas, *Phaseolus vulgaris* L. cultivar ESAL 693, foram colocadas em bandeja de isopor com um substrato comercial (Plantmax), sendo irrigadas com água desmineralizada de forma a mantê-las úmidas durante 14 dias. Quando atingiram uma altura aproximada de 8 cm as mudas foram transplantadas para uma solução de Clark com 25% da concentração máxima onde permaneceram por 7 dias. Em seguida o experimento foi montado em potes individuais, com solução de Clark a 50% da força, incluindo o Cd. Na semana seguinte aumentou-se a concentração para 75%. Uma vez por semana era feita a troca de solução nutritiva a 75% de concentração máxima e a adição de Cd, por oito semanas. O aumento gradual da concentração da solução nutritiva objetivou adaptar as plantas a diferentes ambientes químicos. Os 75% da concentração máxima foram suficientes para um bom cultivo do feijão.

Ao final do ciclo vegetativo as plantas foram colhidas e separadas em parte aérea, sistema radicular e frutos, lavadas com água deionizada e secas em estufa ventilada em temperatura entre 65 e 70°C até a massa constante. Em

seguida, o material foi pesado e posteriormente triturado em moinho tipo Willey, equipado com peneira de 20 cm^2 . Fez-se a digestão nitroperclórica na proporção de 2:1 (v/v) de HNO_3 e HClO_4 , respectivamente, onde os teores de Ca, Mg, Fe, Cu, Mn e Zn da matéria seca da parte aérea (MSPA), do sistema radicular (MSR) e dos frutos (MSF) foram dosados utilizando-se um espectrofotômetro de absorção atômica Varian com chama de gás acetileno e lâmpadas de cátodo ôco: Ca (422,7 nm, fenda de 0,5), Mg (285,2 nm, fenda de 0,5), Cu (324,7 nm, fenda de 0,2), Mn (279,5 nm, fenda de 0,2), Zn (213,9 nm, fenda de 0,2) e Fe (248,3 nm, fenda de 0,2). Os teores de P foram determinados por colorimetria, os de S por turbidimetria sendo os comprimentos de ondas de 420 nm e 462 nm, respectivamente, e os teores de K por fotometria de chama, utilizando-se uma emissão de 766,5 nm (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997).

O acúmulo de P, K, Ca, Mg, S, Cu, Mn, Zn e Fe nos três compartimentos das plantas de feijoeiro foram calculados multiplicando-se seus teores pelas produções de matéria seca de cada parte da planta.

Através do **índice de translocação (IT)** foi possível avaliar a capacidade das espécies em translocar os macro e micronutrientes da raiz para a parte aérea e para os frutos, conforme Paiva, Carvalho e Siqueira (2002), onde o **IT** é calculado pela expressão:

$$\text{IT \%} = \frac{\text{MSPA}}{(\text{MSR} + \text{MSPA} + \text{MSF})} \times 100$$

$$\text{IT \%} = \frac{\text{MSF}}{(\text{MSR} + \text{MSPA} + \text{MSF})} \times 100$$

Os dados foram submetidos à análise de variância, sendo ajustadas equações de regressão entre as doses de chumbo aplicadas e o teor, o acúmulo e

o índice de translocação dos diferentes nutrientes analisados, utilizando-se o programa SISVAR (FERREIRA, 2000). Os Gráficos de respostas, com base nas regressões, foram produzidas no aplicativo Origin.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As equações de regressão ajustadas para os teores, acúmulo e índice de translocação de macro e micronutrientes na raiz, nas folhas e nos frutos das plantas de feijoeiro, em função das doses de cádmio aplicadas em solução nutritiva, mostram que este metal pesado afeta esses parâmetros de forma diferenciada para cada parte da planta e para cada nutriente (Gráficos 1, 2, 3, 4, 5 e 6).

3.1 Teor

Nos Gráficos 1 e 2 encontram-se os dados médios relativos aos resultados da absorção de nutrientes das plantas de feijão sob diferentes doses de cádmio.

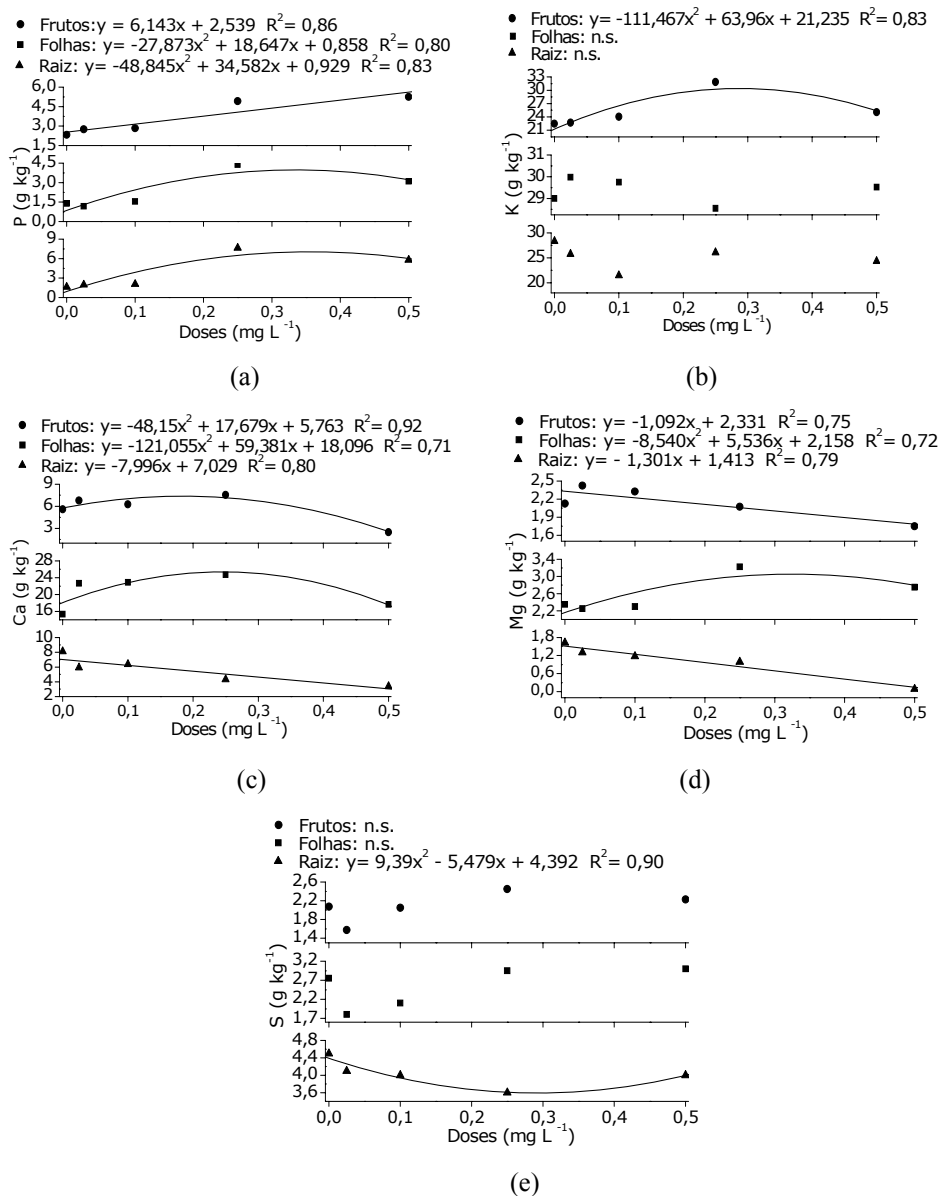


Gráfico 1 Teores de macronutrientes P (a), K (b), Ca (c), Mg (d) e S (e) encontrados nos frutos, parte aérea e raiz de plantas de feijoeiro, em função de doses de cádmio (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

O teor de P na matéria seca de raiz (Gráfico 1a) apresentou uma resposta quadrática negativa, semelhante ao observado nas folhas, que apresentaram um teor máximo na mesma dose $0,35 \text{ mg L}^{-1}$. Nos frutos houve um aumento linear com a aplicação de Cd. No entanto, até a maior dose aplicada ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$ de Cd) não atingiu grau de deficiência, pois de acordo com Malavolta, Vitti e Oliveira, (1997) teores de P entre 2 a 3 g kg^{-1} são requeridos para o ótimo crescimento das plantas. Estes resultados não confirmam a afirmação de Kabata-Pendias e Pendias (2001) de que a presença de metais pesados, como o cádmio, provoca antagonismo na absorção de P.

No Gráfico 1b estão os teores de K analisados nas plantas de feijoeiro onde se observa uma resposta quadrática negativa nos frutos. Nas folhas e na raiz não houve efeito significativo no teor de K quanto à aplicação de Cd. A ausência de efeito significativo do Cd, sobre o teor de K na raiz e nas folhas está de acordo com os resultados obtidos por Asp et al. (1994), Lagriffoul et al. (1998) e Wallace, Romney e Alexander (1998). No entanto, na raiz e na parte aérea de *Betula pendula* (GUSSARSON, 1994; GUSSARSON et al., 1996) e de trigo (JALIL, SELLES E CLARKE, 1994), houve redução no teor de K com a aplicação de Cd, ao passo que, em feijão, foi observada uma maior concentração de K nas raízes e na parte aérea de plantas tratadas com Cd (VÁSQUEZ, POSCHENRIEDER E BARCELÓ, 1989). Esses dados mostram que a resposta das plantas à aplicação de Cd é muito variável, dependendo da espécie, mas em feijoeiro o K tende a ficar mais na parte vegetativa e, segundo Malavolta, Vitti e Oliveira, (1997), o teor deve estar entre 20 e 25 g kg^{-1} .

O teor de Ca nas diferentes partes da planta (Gráfico 1c) apresentou resposta quadrática negativa para os frutos e as folhas, nas quais o teor está aceitável, pois segundo Malavolta, Vitti e Oliveira, (2007) seria a faixa de 15 a 20 g kg^{-1} . No sistema radicular houve uma diminuição linear no teor do referido

macronutriente, sendo que o Ca caracteriza-se por ser um nutriente imóvel na planta.

Os resultados obtidos confirmam as observações de Gussarson (1994) e Gussarson et al. (1996), que trabalharam com *Betula pendula*, e observaram que o teor radicular de Ca diminuiu com a aplicação de Cd.

O teor de Mg nos frutos e na raiz, como mostra o Gráfico 1d, apresentou uma diminuição linear e nas folhas uma resposta quadrática negativa, nas quais o teor encontra-se abaixo do recomendável, 4 a 7 g kg⁻¹ (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 2007).

Essa redução nos teores radiculares de Ca e Mg pode, possivelmente, ser explicada pelo efeito de competição entre estes elementos como cátions divalentes e o Cd²⁺ presente em altas concentrações durante o processo de absorção (MARSCHNER; GODBOLD; JENTSCHKE, 1996; WALKER; MILLER; HASSET, 1977), muitas vezes caracterizado como antagonismo (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Segundo Kurdziel, Prasad e Strzalka (2004), em algumas espécies de plantas foi observado que o Cd modifica a estrutura da Rubisco, resultando na dissociação desta enzima em subunidades, o que pode ser devido à substituição do magnésio estrutural pelo Cd.

Nos frutos e nas folhas das plantas de feijoeiro não houve efeito significativo quanto ao teor de S sob a aplicação de Cd (Gráfico 1e). Observou-se que na raiz a resposta foi quadrática positiva, sendo que o menor teor ocorreu na dose de 0,3 mg L⁻¹. Malavolta, Vitti e Oliveira, (1997) postulou que o teor aceitável para a parte aérea seria de 5 a 10 g kg⁻¹, valores acima dos encontrados.

Kabata-Pendias e Pendias (2001) relataram que a presença de Cd não afeta a taxa de absorção de S em diferentes espécies vegetais. A síntese de fitoquelatinas é induzida pela presença de Cd (BRUNE; URBACH; DIETZ, 1995), sendo este um possível mecanismo de tolerância das plantas a esse metal

pesado. Um aumento na produção de grupos tiólicos, precursores das fitoquelatinas, pode, possivelmente, ser o responsável por tal aumento no teor de S principalmente na raiz.

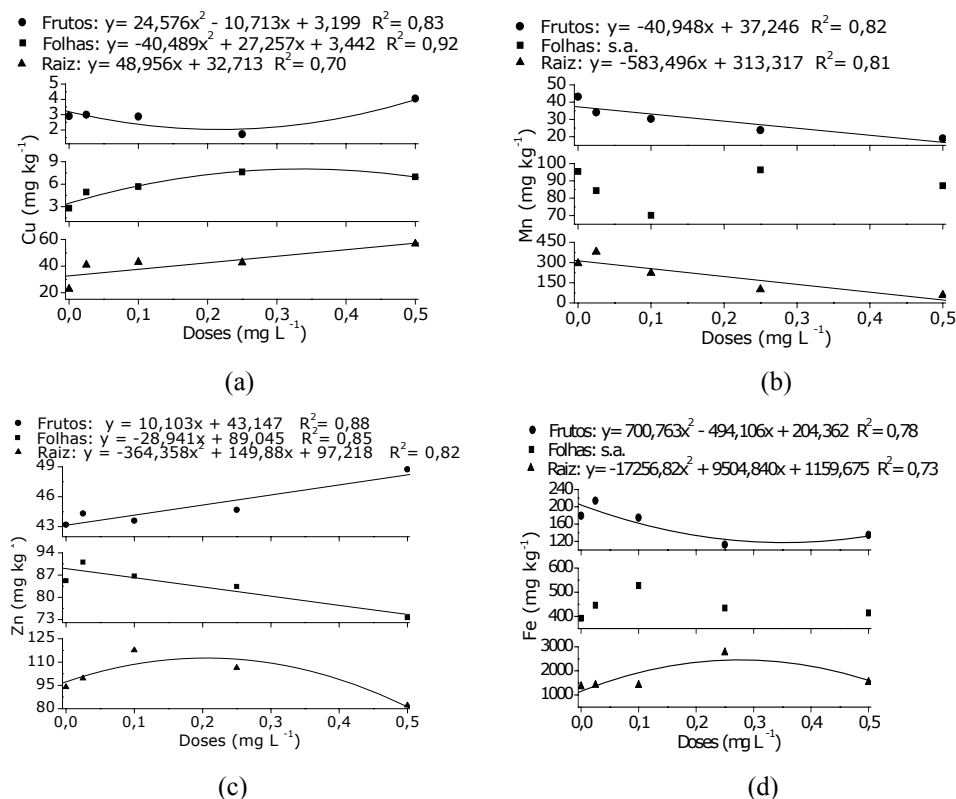


Gráfico 2 Teores de micronutrientes Cu (a), Mn (b), Zn (c) e Fe (d) encontrados nos frutos, parte aérea e raiz de plantas de feijoeiro, em função de doses crescentes de cádmio (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

Nas raízes, o teor de Cu (Gráfico 2a) aumentou de forma linear, confirmando a afirmação de Obata e Umebayashi (1997) de que o Cd induz o aumento no teor radicular de Cu em diferentes espécies. Resultados semelhantes

foram obtidos por Paiva, Carvalho e Siqueira (2001), trabalhando com mudas de Cedro (*Cedrela fissilis*), e por Gussarson et al. (1996), trabalhando com Bétula (*Betula pendula*). Kabata-Pendias e Pendias (2001) afirmam que a presença de Cd provoca interação com a absorção de Cu, podendo, em algumas espécies, ser antagonica e, em outras, ser sinérgica, tendo, no presente caso, a interação sido sinérgica.

As superóxido dismutases (SOD) são enzimas catalisadoras da dismutação do O_2^- e HO_2^+ a H_2O_2 , e podem estar ligadas a um metal (Cu/Zn, Mn e Fe). As plantas, normalmente, têm Cu/Zn-SOD no citosol, Cu/Zn e/ou Fe-SOD no cloroplasto e Mn-SOD na mitocôndria. As SOD's são consideradas importantes agentes antioxidantes, porém, em elevadas concentrações nas células animais e bacterianas podem induzir disfunções e morte celular (BAKER; ORLANDI, 1995).

O H_2O_2 , se produzido em pequenas quantidades, pode ser um sinalizador para a ativação do sistema antioxidante das plantas (GRATÃO et al., 2005).

Nos frutos a resposta foi quadrática positiva e nas folhas quadrática negativa. Obata e Umebayashi (1997) preconizam que o Cd estimula a absorção de Cu, porém restringe seu transporte para a parte aérea. Segundo Malavolta, Vitti e Oliveira, (1997) o teor aceitável de Cu nas folhas seria de 10 a 20 mg kg⁻¹, valores que estão acima dos encontrados.

O Gráfico 2b mostra que o teor de Mn nas folhas das plantas de feijoeiro não apresentou um efeito significativo quanto à aplicação de Cd, mas os teores encontrados estão dentro da faixa aceitável que é de 30 a 300 mg kg⁻¹ (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997)

Tanto nos frutos quanto na raiz o teor de Mn decresceu linearmente, com exceção da dose de 0,025 mg L⁻¹ da raiz, que apresentou uma quantidade maior de micronutriente que o controle. De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001), a resposta das plantas ao Cd, em relação ao Mn, pode ser

antagônica ou sinérgica, tendo, no presente caso, a resposta sido, basicamente, antagônica.

Redução na absorção de Mn foi observada em diferentes espécies, com a aplicação de Cd (GUSSARSON, 1994; GUSSARSON et al., 1996; SOARES, 1999; WALLACE; ROMMEY; ALEXANDER, 1977; YANG et al., 1996a).

As folhas e a raiz das plantas de feijoeiro (Gráfico 2c) tiveram um comportamento semelhante quanto aos teores de Zn, apresentando diminuição. Na parte aérea, o limite deste micronutriente varia de 20 a 100 mg kg⁻¹ (MALAVOLTA, VITTI E OLIVEIRA, 1997), sendo que neste estudo se encontra dentro do esperado.

Em várias espécies de plantas a absorção de Zn foi reduzida pela presença de Cd (JALIL, SELLES E CLARK, 1994; NASCIMENTO; FONTES; NEVES, 1998; SOARES, 1999; YANG et al., 1996a;), fato não confirmado pelos frutos que apresentaram aumento no teor de Zn mostrando o antagonismo entre esses metais, em termos de absorção, conforme preconizado por Kabata-Pendias e Pendias (2001).

O efeito do Cd na atividade enzimática está associado ao fato de que grande número de enzimas contém metais e a substituição destes por outro metal de mesma carga e tamanho similar, pode resultar na inibição da atividade da enzima. O Zinco é um constituinte de muitas metaloenzimas, além de vários fatores transcricionais importantes na regulação da expressão gênica. O Cd por sua semelhança com o Zn, pode substituí-lo nestas enzimas, resultando em alteração da atividade enzimática (SHAW; SAHU; MISHRA, 2004).

No Gráfico 2d observou-se que o teor radicular de Fe apresentou resposta quadrática negativa, demonstrando que, até certa dose, a presença de Cd exerce efeito sinérgico sobre a absorção de Fe e que a partir daí passa a apresentar efeito antagônico, conforme mencionado por Kabata-Pendias e Pendias (2001).

Nos frutos observou-se um efeito contrário ao das raízes, obtendo-se uma resposta quadrática positiva. As folhas das plantas de feijoeiro não apresentaram efeito significativo quanto à aplicação de Cd na solução nutritiva. De acordo com Yang et al. (1996b), a aplicação de metais pesados pode restringir o transporte de Fe em várias espécies de plantas.

Um dos sintomas típicos visíveis da toxicidade ao Cd é a clorose foliar. Esta é maior em folhas novas quando comparadas com as mais velhas, indicando que folhas jovens absorvem mais Cd, ou que elas são mais vulneráveis a toxidez causada por este metal pesado (KURDZIEL; PRASAD; STRZALKA, 2004). A clorose pode ser devida a uma competição do Cd com o ferro por sítios de absorção na membrana plasmática (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001) ou com magnésio (KURDZIEL; PRASAD; STRZALKA, 2004), podendo, neste caso, afetar potencialmente a estabilidade das clorofilas.

Foi observada uma leve clorose nas folhas de feijoeiro. Comparando-se os teores aceitáveis de Fe que, segundo Malavolta, Vitti e Oliveira, (1997), encontram-se entre 100 e 450 mg kg⁻¹ conclui-se que não houve deficiência deste micronutriente nas plantas estudadas.

A toxidez do Cd em plantas e organismos vivos em geral relaciona-se à facilidade de combinação do elemento com grupos químicos das enzimas envolvidas no metabolismo.

A diminuição da atividade ou inativação enzimática pode ser explicada através da reação $\text{Cd}^{2+} + 2(\text{R} - \text{SH}) \rightarrow \text{R} - \text{S} - \text{Cd} - \text{S} - \text{R} + 2\text{H}^+$ (BAIRD, 2002). O mesmo autor cita o tratamento para desintoxicação de animais envenenados por Cd com a solução de EDTA, pH ~ 6,5: $\text{Cd}(\text{SR})_2 + [\text{H}_2\text{EDTA}]^{2-} \rightarrow [\text{Cd}(\text{EDTA})]^{2-} + 2\text{R} - \text{SH}$.

A facilidade de combinação do Cd²⁺ com doadores de elétrons de aminoácidos livres, enzimas e proteínas foi observada por Silva et al. (2007a, b), utilizando cálculos teóricos, em pesquisa de síntese e caracterização de quelatos

de Cd, Cu, Zn e Pb com DTPA (ácido dietilenotriaminopentacético), um aminoácido sintético. Os trabalhos parecem confirmar não apenas a forma de intoxicação das plantas estudadas pelo Cd^{2+} , como também a eficácia da desintoxicação de organismos vivos, em geral pelo EDTA (ácido etilenodiaminotetracético), uma estrutura semelhante ao DTPA, citada por Baird (2002).

3.2 Acúmulo

Nos Gráficos 3 e 4 encontram-se os dados médios relativos aos resultados do acúmulo de nutrientes das plantas de feijão sob diferentes doses de chumbo.

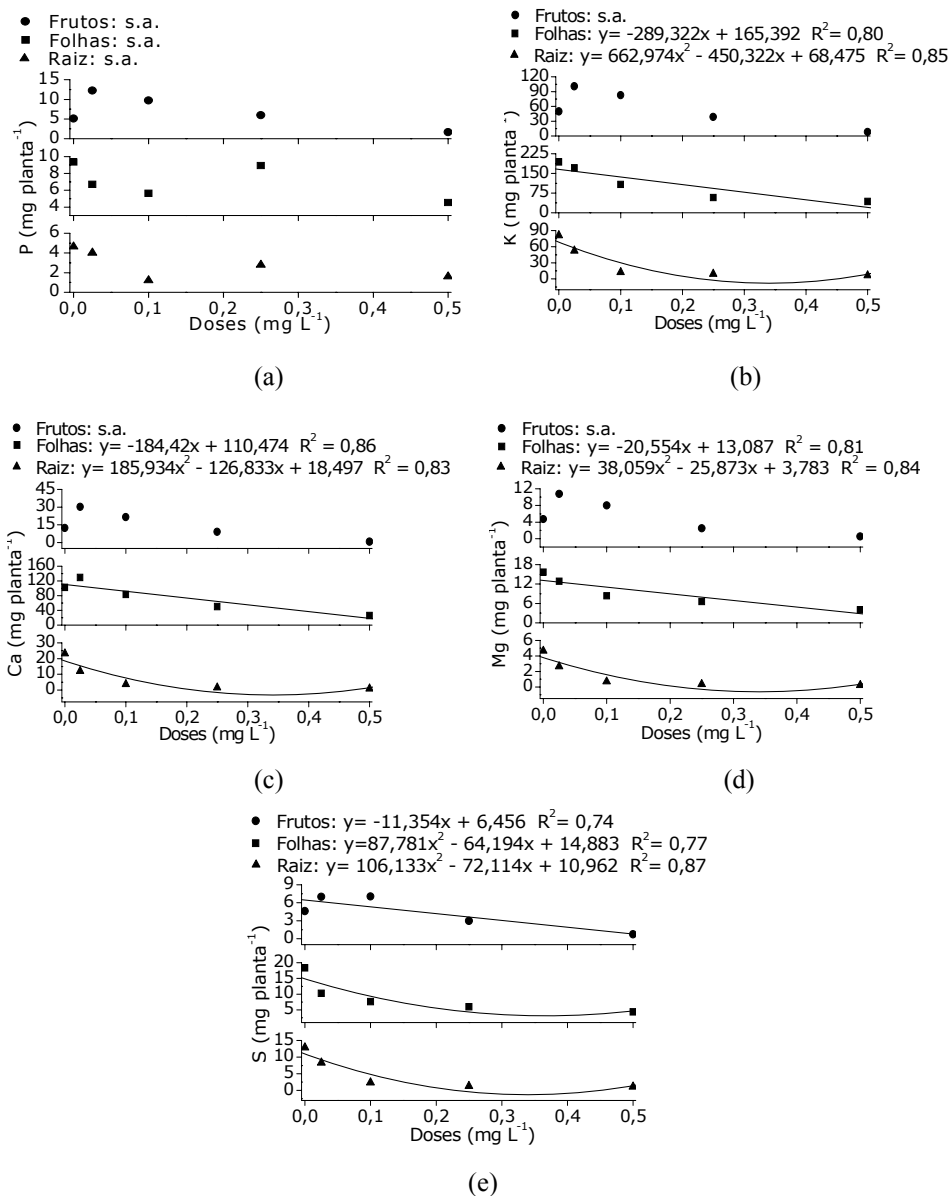


Gráfico 3 Acúmulo de macronutrientes, P (a), K (b), Ca (c), Mg (d) e S (e), nos frutos, parte aérea e raiz de plantas de feijoeiro, em função de doses crescentes de cádmio (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

Conforme mostrado no Gráfico 3a as três partes analisadas das plantas de feijoeiro não apresentaram efeito significativo para o acúmulo de P quanto à aplicação de Cd na solução nutritiva.

A mesma ausência de significância ocorreu para o acúmulo de K nos frutos das plantas de feijoeiro (Gráfico 3b). Nas folhas houve uma diminuição linear e nas raízes uma resposta quadrática na qual o acúmulo mínimo ocorreu na dose de 0,25 mg L⁻¹ de Cd.

No Gráfico 3c e 3d observa-se que o acúmulo de Ca e Mg apresenta um comportamento estatístico semelhante ao do K, onde os frutos não apresentaram efeito significativo, as folhas forneceram uma diminuição linear negativa e as raízes uma resposta quadrática com acúmulo mínimo também na dose de 0,25 mg L⁻¹ de Cd.

O acúmulo de S nos frutos das plantas de feijoeiro sob doses crescentes de Cd na solução nutritiva forneceu resultados que demonstram uma diminuição linear desse macronutriente (Gráfico 3e). Nas folhas e na raiz houve uma resposta quadrática com acúmulo mínimo de 6,2 e 1,4 mg planta⁻¹, respectivamente, na dose de 0,25 mg L⁻¹.

Redução no acúmulo de macronutrientes foi observada em várias espécies de plantas, quando cultivadas sob doses elevadas de metais pesados. Assim, Palacios et al. (1998) obtiveram redução no acúmulo de P na matéria seca de raiz e folha em plantas de tomate submetidas a doses entre 0 e 510 µmol L⁻¹ Ni; Boawn e Rasmussen (1971) observaram redução no acúmulo de P com a aplicação de Zn, em várias espécies; Soares (1999) verificou redução no acúmulo de P e de K em mudas de *Eucalyptus urophylla* e *Eucalyptus maculata* quando da aplicação de doses crescentes de Cd, Pb e Zn; e Paiva, Carvalho e Siqueira (2000) observaram redução no acúmulo de P, K e S quando da aplicação de doses crescentes de Cd em mudas de Cedro (*Cedrela fissilis*) em solução nutritiva. Comportamento semelhante foi verificado para o acúmulo de

Ca e Mg em diferentes espécies de plantas submetidas a metais pesados, como Cd, Ni, Pb e Zn (HUANG; CUNNINGHAM, 1996; PAIVA; CARVALHO; SIQUEIRA, 2000; PALACIOS et al., 1998; SOARES, 1999; VÁSQUEZ; POSCHENRIEDER; BARCELÓ, 1989).

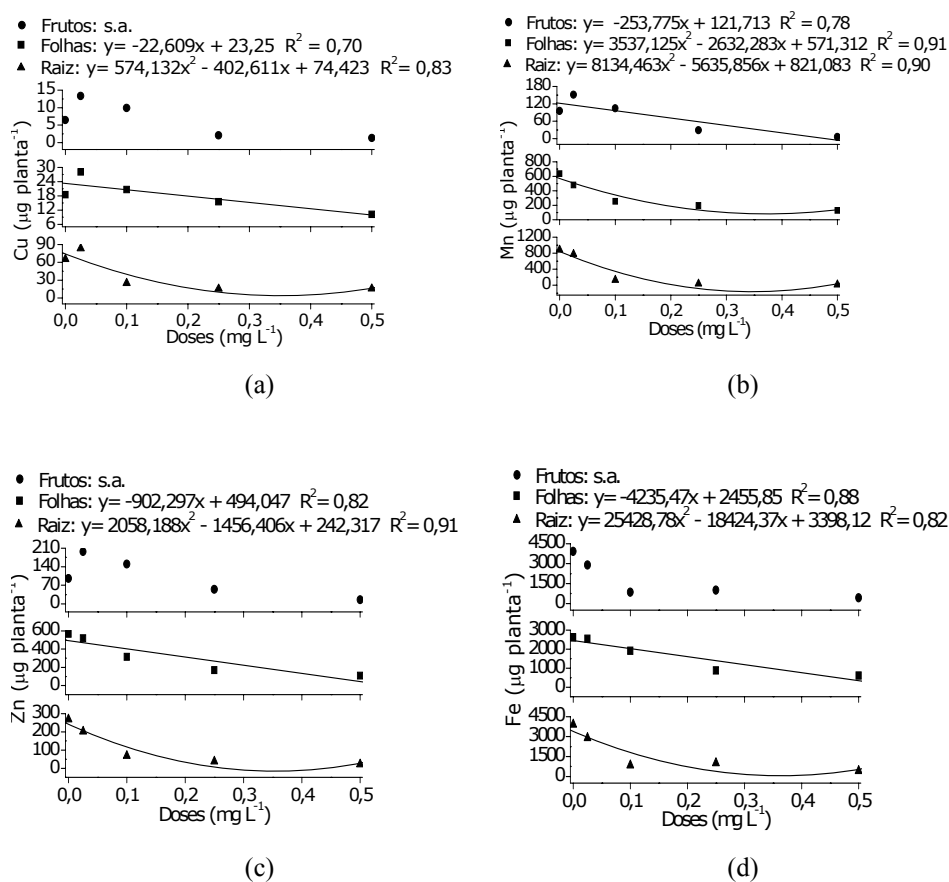


Gráfico 4 Acúmulo de micronutrientes, Cu (a), Mn (b), Zn (c) e Fe (d) encontrados nos frutos, parte aérea e raiz de plantas de feijoeiro em função de doses crescentes de cádmio (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

Nos Gráficos 4a, 4c e 4d observam-se comportamentos estatísticos semelhantes entre os micronutrientes Cu, Zn e Fe . Nas folhas ocorreu uma diminuição linear dos referidos nutrientes e na raiz obteve-se uma resposta quadrática positiva com o ponto mínimo de 15, 23 e 425 $\mu\text{g planta}^{-1}$, respectivamente.

Redução no acúmulo de Zn foi observada por Soares (1999), trabalhando com mudas de eucalipto, e por Paiva, Carvalho e Siqueira (2000), trabalhando com mudas de cedro.

Soares (1999) chegou à conclusão de que a aplicação de Cd reduz, de modo geral, o acúmulo de Fe, ao passo que Paiva, Carvalho e Siqueira (2001) observaram aumento linear no acúmulo radicular de Fe em mudas de cedro, enquanto Paiva, Carvalho e Siqueira (2000) verificaram resposta quadrática para o acúmulo de Fe nas folhas e no caule de mudas de cedro. Esses resultados mostram que o comportamento das espécies é diferenciado quando da presença de metais pesados, como o Cd.

Foi observada uma diminuição linear no acúmulo de Mn nos frutos de feijoeiro (Gráfico 4b). Nas folhas e na raiz houve uma resposta quadrática com acúmulo mínimo na dose de 0,37 mg L^{-1} .

De maneira geral, a diminuição no acúmulo deve-se à redução no teor destes elementos na raiz, associada à redução na produção de matéria seca.

3.3 Índice de translocação

O aumento das doses de Cd exerceu efeitos significativos sobre os índices de translocação (IT) de P, K, Ca, Mg, S, Cu, Mn, Zn e Fe (Gráficos 5 e 6).

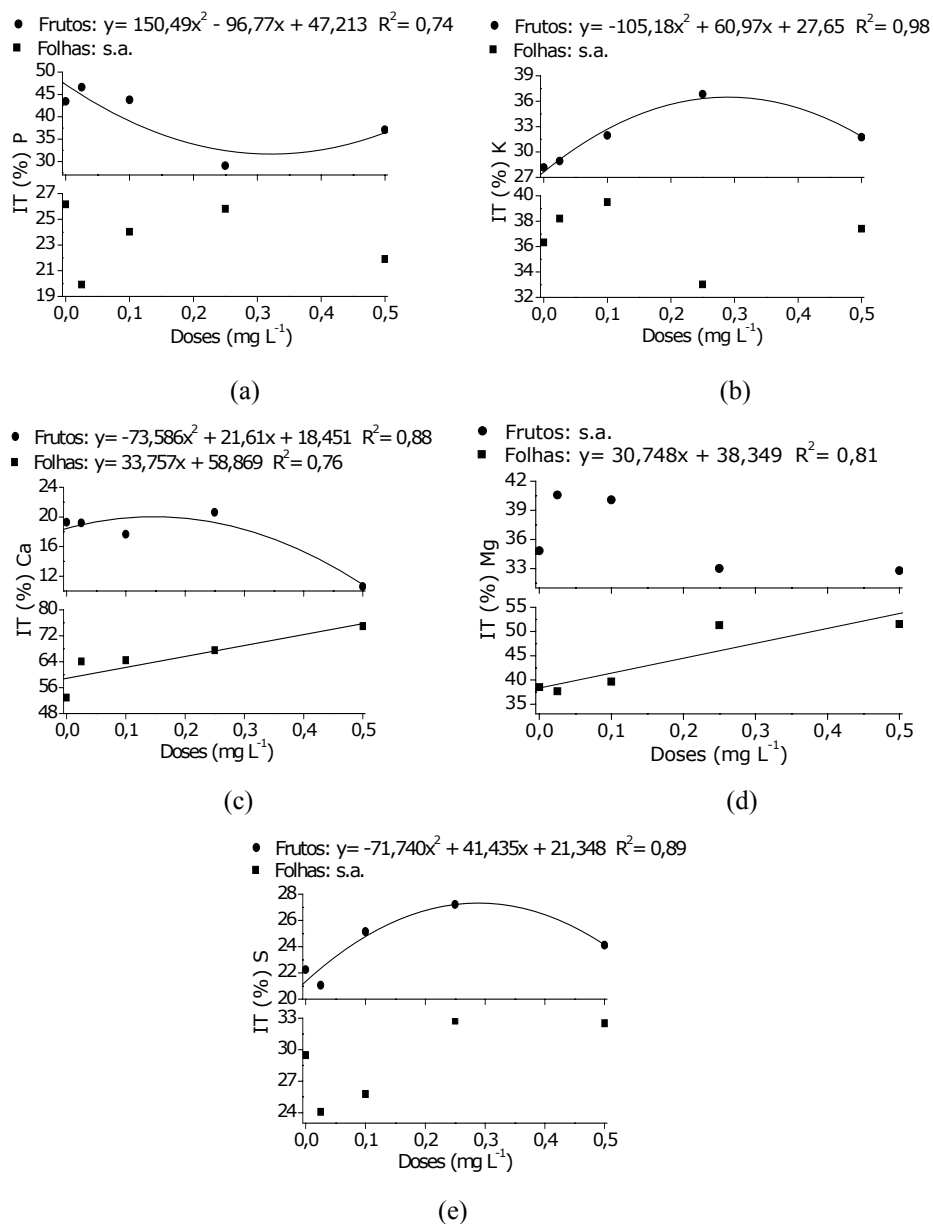


Gráfico 5 Índice de translocação de P (a), K (b), Ca (c), Mg (d) e S (e), encontrados nos frutos e na parte aérea de plantas de feijoeiro em função de doses crescentes de cádmio (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

Nos Gráficos 5b, 5c e 5e observam-se comportamentos semelhantes para o índice de translocação dos macronutrientes para os frutos, onde se obteve uma resposta quadrática positiva com o ponto máximo na dose de $0,25 \text{ mg L}^{-1}$. Não foi encontrado efeito significativo para este mesmo índice nas folhas quando se observaram o K e o S sob doses de Cd. Analisando o Ca percebe-se que houve um aumento linear na sua translocação para as folhas.

Houve um aumento linear para as folhas observado no Gráfico 5d que diz respeito à translocação de Mg sob influencia de doses de Cd. Não foi encontrado um efeito significativo de IT para os frutos.

Estes resultados contrastam com outros, obtidos em diferentes espécies de plantas, em que a translocação de Ca e Mg foi reduzida com a presença de Cd (YANG et al., 1996a).

A translocação de S (Gráfico 5e) diante da aplicação de metais pesados depende da concentração, podendo ser estimulada ou inibida, demonstrando um comportamento diferenciando entre as espécies (YANG et al., 1996a, b).

Para o índice de translocação de P nas folhas de feijoeiro (Gráfico 5a) não foi possível obter um efeito significativo, diferentemente do que ocorreu com o IT para os frutos onde houve uma resposta quadrática positiva com o ponto mínimo na dose de $0,25 \text{ mg L}^{-1}$.

Aumento na translocação de P foi observado, em várias espécies, com a aplicação de Cd (YANG et al., 1996a), em solução nutritiva.

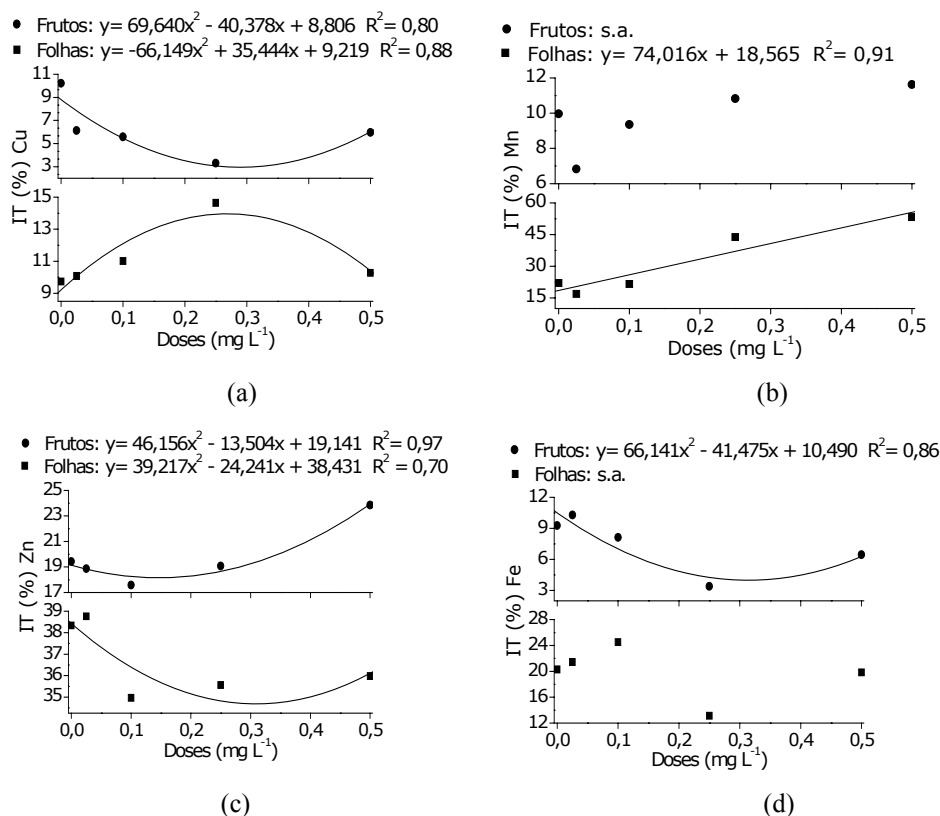


Gráfico 6 Índice de translocação de micronutrientes, Cu (a), Mn (b), Zn (c) e Fe (d) encontrados nos frutos e na parte aérea de plantas de feijoeiro em função de doses crescentes de cádmio (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

Observou-se uma resposta quadrática positiva para o índice de translocação de Cu nos frutos das plantas de feijoeiro (Gráfico 6a), onde o ponto mínimo ocorreu na dose de $0,25 \text{ mg L}^{-1}$. Para o mesmo micronutriente, ocorreu uma resposta quadrática negativa para as folhas, sendo que o ponto máximo também foi observado na dose de $0,25 \text{ mg L}^{-1}$.

Yang et al. (1996a, b) verificaram que a presença de Cd diminuiu a translocação de Cu, ao passo que Obata e Umebayashi (1997) dizem que a

presença de Cd restringe a translocação de Cu para a parte aérea, o que, no presente caso, ocorreu com os frutos.

A translocação de Mn até os frutos (Gráfico 6b) não apresentou efeito significativo ocorrendo um aumento linear para as folhas em resposta à aplicação de Cd à solução nutritiva.

Em mudas de eucalipto, Soares (1999) detectou pouca influência de Cd sobre a translocação de Mn, ao passo que Yang et al. (1996a, b) verificaram redução na translocação de Mn, em diferentes espécies, com a aplicação de Cd.

Nos Gráficos 6c e 6d observou-se uma resposta quadrática para a translocação de Zn nos frutos e nas folhas e para Fe nos frutos das plantas de feijoeiro, sendo que os índices mínimos ocorreram nas doses de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para Zn e $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ para Fe. Não foi encontrado um efeito significativo para o IT de Fe nas folhas de feijoeiro sob a influência de Cd.

Estes resultados mostram que, na presença de concentrações elevadas de Cd, o Zn transloca-se para as folhas e frutos de plantas de feijoeiro em maiores proporções que o normal. Segundo Faquin (2005), ocorre uma competição (ou efeito antagônico) entre o zinco e o cádmio quanto à absorção pelas plantas. No entanto, estes resultados contrastam com observações de Yang et al. (1996a, b), em que a presença de Cd diminuiu a translocação de Zn.

4 CONCLUSÃO

A aplicação de Cd na solução nutritiva diminuiu os teores dos nutrientes em plantas de feijoeiro, com exceção do P nos frutos, S na raiz, Cu nos frutos e na raiz e Zn nos frutos.

De maneira geral, com o aumento das doses de Cd, houve tendência de diminuição dos acúmulos de nutrientes nas diferentes partes da planta de feijoeiro. Isso se deve ao efeito de concentração do Cd nas maiores doses, ou seja, atrelado ao menor crescimento das plantas nessas doses.

Uma diminuição no índice de translocação foi observada nos nutrientes K nos frutos, Ca nos frutos, S nos frutos e Cu nas folhas em função das doses de Cd. Para os demais nutrientes, houve um comportamento inverso ou não houve um efeito significativo das mesmas.

REFERÊNCIAS

- ASP, H. et al. Control of potassium influx in roots of birch (*Betula pendula*) seedlings exposed to cadmium. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 45, n. 291, p. 1823-1827, Dec. 1994.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.
- BAKER, C. J.; ORLANDI, E. W. Active oxygen in plant pathogenesis. **Annual Review of Phytopathology**, Madison, v. 33, n. 1, p. 299-321, Dec. 1995.
- BOAWN, L. C.; RASMUSSEN, P. E. Crop response to excessive zinc fertilization of alkaline soil. **Agronomy Journal**, Madison, v. 63, n. 6, p. 874-876, Aug. 1971.
- BRUNE, A.; URBACH, W.; DIETZ, K.J. Differential toxicity of heavy metals is partly related to a loss of preferential extraplasmic compartmentation: a comparison of C-, Mo-, Ni- and Zn-stress. **The New Phytologist**, New York, v. 129, n. 3, p. 403-409, Mar. 1995.
- CHENEY, M. A.; SWINEHART, J. H. Strategies for separating metals from acid mine waters. **Journal of the American Water Resources Association**, Maryland, v. 34, n. 5, p. 1051-1059, Oct. 1998.
- CLARK, R. B. Characterization of phosphatase of intact maize roots. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, Easton, v. 23, n. 3, p. 458-460, May 1975.
- COSTA, G.; MOREL, J. L. Water relations, gas exchange and amino acid content Cd-treated lettuce. **Plant Physiology and Biochemistry**, Paris, v. 32, n. 4, p. 561-570, July/Aug. 1994.
- FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. 182 p.

FERREIRA, D. F. Análise estatística por meio do SISVAR - Sistema para Análise de Variância para Windows versão 4.0. In: REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45., 2000, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 2000. p. 255-258.

GRATÃO, P. L. et al. Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, Campinas, v. 17, n. 1, p. 53-64, Jan. 2005.

GUSSARSON, M. Cadmium-induced alterations in nutrient composition and growth of *Betula pendula* seedlings: the significance of fine roots as a primary target for cadmium toxicity. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 17, n. 12, p. 2151-2163, Dec. 1994.

GUSSARSON, M. et al. Enhancement of cadmium effects on growth and nutrient composition of birch (*Betula pendula*) by buthionine sulfoximine (BSO). **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 47, n. 295, p. 211-215, Feb. 1996.

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

JALIL, A.; SELLES, F.; CLARKE, J. M. Effect of cadmium on growth and the uptake of cadmium and other elements by durum wheat. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 17, n. 11, p. 1839-1858, Nov. 1994.

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

KURDZIEL, B. M.; PRASAD, M. N. V.; STRZALKA, K. **Photosynthesis in heavy metal stressed plants**. 2nd ed. New York: G. Fischer, 2004. 181 p.

LAGRIFFOUL, A. et al. Cadmium toxicity effects on growth, mineral and chlorophyll content and activities of stress related enzymes in young maize plants (*Zea mays* L.). **Plant and Soil**, London, v. 200, n. 1, p. 241-250, Mar. 1998.

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

MALAVOLTA, E.; VITTI, C. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. 2. ed. Piracicaba: ESALQ-USP, 1997. 319 p.

MARSCHNER, P.; GODBOLD, D. L.; JENTSCHKE, G. Dynamics of lead accumulation in mycorrhizal and nonmycorrhizal Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). **Plant and Soil**, The Hague, v. 178, n. 2, p. 239-245, Mar. 1996.

NASCIMENTO, C. W. A.; FONTES, L. R. F.; NEVES, J. C. L. Mineral composition of two Brazilian corn cultivars as a function of cadmium in the nutrient solution. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 21, n. 11, p. 2369-2379, Nov. 1998.

OBATA, H.; UMEBAYASHI, M. Effects of cadmium on mineral nutrient concentrations in plants differing tolerance to cadmium. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 20, n. 1, p. 97-105, Jan. 1997.

OLIVEIRA, J. A. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de aguapé e de salvinia. **Revista de Fisiologia Vegetal**, Campinas, v. 13, n. 3, p. 329-341, nov. 2001.

PAIM, L. A.; CARVALHO, R.; ABREU, C. M. P.; GUERREIRO, M. C. Estudo dos efeitos do silício e do fósforo na redução da disponibilidade de metais pesados em área de contaminação. **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 28-33, jan./fev. 2006.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O. Efeito da aplicação de cádmio sobre o teor de nutrientes em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.). **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 2, p. 153-162, mar./abr. 2001.

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

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O. Índice de translocação de nutrientes em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* Mart. Standl.) submetidas a doses crescentes de cádmio, níquel e chumbo. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 467-473, jul./ago. 2002.

PALACIOS, G. et al. Effect of nickel concentration on tomato plant nutrition and dry matter yield. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 21, n. 10, p. 2179-2191, Oct. 1998.

ROSE, S.; GHAZI, A. M. Experimental study of the stability of metals associated with iron oxyhydroxides precipitated in acid mine drainage. **Environmental Geology**, Atlanta, v. 36, n. 3, p. 364-370, May 1998.

SHAW, B. P.; SAHU, S. K.; MISHRA, R. K. **Heavy metal induced oxidative damage in terrestrial plants**. 2nd ed. New York: G. Fischer, 2004. 189 p.

SHOKES, T. E.; MÖLLER, G. Removal of dissolved heavy metals from acid rock drainage using iron metal. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 33, n. 2, p. 282-287, Dec. 1999.

SILVA, V. L. et al. Spectrometric and theoretical investigation of the structures of Cu and Pb/DTPA complexes. **Structural Chemistry**, Deerfield Beach, v. 18 n. 5, p. 605-609, Oct. 2007a.

SILVA, V. L. et al. Structural determination of Zn and Cd-DTPA complexes: MS, infrared, ¹³C NMR and theoretical investigation. **Spectrochimica Acta**, London, v. 68, n. 5, p. 1197-1200, Jan. 2007b.

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

VÁSQUEZ, M. D.; POSCHENRIEDER, C.; BARCELÓ, J. Pulvinus structure and leaf abscission in cadmium-treated bean plants (*Phaseolus vulgaris*). **Canadian Journal of Botany**, Ottawa, v. 67, n. 9, p. 2756-2764, Sept. 1989.

VILAR, T. B. **Efeito da turfa na descontaminação de solos com cádmio recorrendo a plantações de sorgo**. 2002. 54 p. Monografia (Licenciatura em Engenharia do Ambiente). Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2002.

WALKER, W. M.; MILLER, J. E.; HASSETT, J. J. Effect of lead and cadmium upon the calcium, magnesium, potassium, and phosphorus concentration in young corn plants. **Soil Science**, Baltimore, v. 124, n. 3, p. 145-151, Mar. 1977.

WALLACE, A.; ROMNEY, E. M.; ALEXANDER, G. V. Some interactions in plants among cadmium, other heavy metals, and chelating agents. **Agronomy Journal**, Madison, v. 69, n. 1, p. 18-20, Jan./Feb. 1977.

YANG, X. et al. Cadmium effects on influx and transport of mineral nutrients in plant species. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 19, n. 3, p. 643-656, Mar. 1996a.

YANG, X. et al. Plant tolerance to nickel toxicity: II. Nickel effects on influx and transport of mineral nutrients in four plant species. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 19, n. 2, p. 265-279, Feb. 1996b.

YARON, B.; CALVET, R.; PROST, R. **Soil pollution process and dynamics**. Berlin: Springer Verlag, 1996. 313 p.

ARTIGO 5**Influência de doses de chumbo sobre o teor, acúmulo e translocação de nutrientes em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivado em solução nutritiva****RESUMO**

Visando avaliar o efeito da aplicação de diferentes doses de chumbo em solução nutritiva sobre o teor, o acúmulo e o índice de translocação de macronutrientes (P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (Cu, Mn, Zn e Fe) em diferentes partes das plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) foi montado um ensaio em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras. As plantas foram cultivadas em solução nutritiva de Clark e submetidas a doses de Pb: 0; 0,25; 1; 5 e 10 mg L⁻¹. O experimento foi conduzido em delineamento estatístico inteiramente casualizado, e após 60 dias de exposição ao metal foram feitas as avaliações. Os resultados mostraram que a aplicação de chumbo diminuiu os teores de quase todos os nutrientes nas plantas de feijoeiro, com exceção do P, na raiz; Mg, nos frutos e S, nos frutos e na raiz, onde observou-se um acréscimo conforme o aumento das doses do metal. Houve uma redução no acúmulo de todos os nutrientes analisados em todas as partes das plantas de feijoeiro. Um aumento no índice de translocação foi observado nos nutrientes: Mg, nos frutos; S, nos frutos e nas folhas e no Zn, nos frutos, para os demais, houve um decréscimo neste mesmo índice.

Palavras-chave: *Phaseolus vulgaris* L. Feijoeiro. Solução nutritiva. Chumbo. Nutrientes.

ARTICLE 5**Effect of lead on the content, accumulation and translocation of nutrients in bean plant (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivated in nutritive solution****ABSTRACT**

Increasing contents of lead (from 0 to 10 mg L⁻¹) as contaminant were added in Clark's nutritive solution in order to evaluate the effect on content, accumulation and translocation of macronutrients (P, K, Ca, Mg and S) and micronutrients (Cu, Mn, Zn and Fe) in different parts of bean plant (*Phaseolus vulgaris* L.). Experiments were built using an entirely randomized, statistical arrangement and measurements were performed after 60 days of exposure to Pb. The contents of almost all nutrients decreased by adding Pb, except for P in root, Mg in fruits, and S in root and fruits. Reduction in accumulation of all nutrients in the three parts of plants was determined, and an increase in the translocation index was observed for the following nutrients: Mg and Zn in fruits, and S in fruits and leaves; for the remaining nutrients, the translocation index diminished.

Keywords: *Phaseolus vulgaris* L. Bean plant. Nutritive solution. Lead. Nutrients.

1 INTRODUÇÃO

A degradação ambiental, promovida principalmente pela ação do homem, tem exercido forte pressão sobre a qualidade dos ecossistemas. Neste contexto, a contaminação do solo e da água por metais pesados tóxicos às plantas e aos animais tem sido uma constante. É o caso do Pb em níveis tóxicos no solo e na água. São exemplos de fontes de contaminação a aplicação de lodo de esgoto como fertilizantes, certos fertilizantes industriais fosfatados, corretivos de acidez, fungicidas, resíduos industriais e urbanos, além da própria contaminação proveniente da lavra e do beneficiamento de metais (ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001; VALADARES et al., 1983).

Concentrações elevadas de metais pesados iônicos solúveis nos solos podem, por meio de sua movimentação no perfil, contaminar as águas subterrâneas (YARON; CALVET; PROST, 1996). Podem também acumular-se em tecidos vegetais a partir de sua absorção pelas raízes das plantas cultivadas em solos poluídos. Apesar de muitos vegetais se adaptarem às altas concentrações de metais pesados, seus efeitos podem ser nocivos à saúde humana (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

As plantas, quando submetidas a ambientes contaminados por metais pesados, apresentam uma série de distúrbios fisiológicos e nutricionais (MENGEL; KIRKBY, 1987; PAIVA, 2003; SOARES, 1999). Entre os distúrbios nutricionais destaca-se a absorção, translocação e funções dos nutrientes, influenciando no desenvolvimento e crescimento normal das plantas.

Segundo Horn et al. (2006), a absorção de nutrientes pelo sistema radicular, tanto em solos quanto em solução nutritiva, varia conforme sua morfologia e fisiologia e pode acontecer por meio de interceptação radicular, fluxo em massa ou difusão, além de serem absorvidos em taxas diferenciadas de acordo com a necessidade de cada vegetal. Assim, os nutrientes classificam-se

em macronutrientes, (N, P, K, Ca, Mg e S) exigidos em maior quantidade, ou micronutrientes (B, Cl, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se e Zn) exigidos em quantidades menores. (CASTRO et al., 2007).

O Pb, em sua forma catiônica Pb^{2+} , é absorvido à semelhança dos metais de transição essenciais, diferindo no que se refere à translocação nas plantas devido a sua facilidade de formar complexos com elevado impedimento estérico (SILVA, et al., 2007a, b). A crescente contaminação dos solos e da água por Pb, contido nos fertilizantes e resíduos industriais, tem motivado a compreensão de seu papel na redução da produção vegetal.

A técnica de cultivo em solução nutritiva, além de representar uma alternativa válida diante da diminuição das áreas de plantio em solos, tem permitido avanços no conhecimento da nutrição das plantas, visto controlar mais adequadamente a composição da solução e eliminar a heterogeneidade e a complexidade do solo. Neste ambiente, a compreensão dos efeitos de metais pesados como o Pb nas plantas torna-se mais clara. Há, por exemplo, pouca influencia de fatores interferentes na cinética de absorção, como ocorre em solos.

O objetivo do presente trabalho foi verificar o efeito de doses de Pb em solução nutritiva sobre o teor, o acúmulo e o índice de translocação de macronutrientes (P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (Cu, Mn, Zn e Fe) em diferentes partes das plantas de feijoeiro.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram conduzidos em Laboratórios dos Departamentos de Ciência do Solo e de Química e em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras – MG, em solução nutritiva. A pesquisa foi conduzida no período de 22/07/2009 a 06/10/2009, correspondente ao ciclo vegetativo das plantas de feijão.

A Tabela 1 apresenta os constituintes e suas quantidades para a solução nutritiva de Clark (1975), sendo as concentrações minerais consideradas padrões para solução nutritivas afins. As fontes minerais constituíram-se de reagentes p.a.

Tabela 1 Solução nutritiva de Clark.

Saís p.a.	Concentração das soluções estoque		Solução trabalho mL L ⁻¹
	mol L ⁻¹	mmol L ⁻¹	
Ca(NO ₃) ₂ .4H ₂ O	1	-	2,53
KNO ₃	1	-	1,30
KCl	1	-	0,50
NH ₄ NO ₃	1	-	0,90
MgSO ₄ .7H ₂ O	1	-	0,60
MnCl ₂ .4H ₂ O	-	7	1,0
H ₃ BO ₃	-	19	1,0
ZnSO ₄ .7H ₂ O	-	2	1,0
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	-	0,086	1,0
CuSO ₄ .5H ₂ O	-	0,5	1,0
KH ₂ PO ₄	-	69,04	1,0
Fe-EDTA			
FeCl ₃ .6H ₂ O		38	1,0
Na ₂ EDTA		38	1,0

O delineamento estatístico adotado foi inteiramente casualizado, com cinco tratamentos e quatro repetições, sendo cada repetição representada por um

vaso com uma planta, perfazendo, assim, um total de 20 plantas (unidades experimentais).

Os tratamentos constituíram-se de concentrações crescentes de chumbo (Pb), 0; 0,25; 1; 5; 10 mg L⁻¹, adicionados à solução nutritiva de Clark (1975), utilizando o sal p.a. nitrato de chumbo Pb(NO₃)₂ como fonte do elemento contaminador. As doses foram escolhidas levando-se em conta valores capazes de “intoxicar sem eliminar” as plantas durante o cultivo (MALAVOLTA, 1994). Esta decisão foi motivada pela necessidade de obtenção de material vegetal suficiente para as análises laboratoriais.

Foram utilizados frascos plásticos, opacos, com capacidade de aproximadamente 2L, onde as plantas escolhidas de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) se desenvolveram. A solução foi arejada constantemente por tubulações de plástico ligadas a um moto-compressor.

As sementes utilizadas, *Phaseolus vulgaris* L. cultivar ESAL 693, foram colocadas em bandeja de isopor com um substrato comercial (Plantmax), sendo irrigadas com água desmineralizada de forma a mantê-las úmidas durante 14 dias. Quando atingiram uma altura aproximada de 8 cm as mudas foram transplantadas para uma solução de Clark com 25% da concentração máxima onde permaneceram por 7 dias. Em seguida o experimento foi montado em potes individuais, com solução de Clark a 50% da força, incluindo o Pb. Na semana seguinte aumentou-se a concentração para 75%. Uma vez por semana era feita a troca de solução nutritiva a 75% de concentração máxima e a adição de Pb, por oito semanas. O aumento gradual da concentração da solução nutritiva objetivou adaptar as plantas a diferentes ambientes químicos. Os 75% da concentração máxima foram suficientes para um bom cultivo do feijão.

Ao final do ciclo vegetativo as plantas foram colhidas e separadas em parte aérea, sistema radicular e frutos, lavadas com água deionizada e secas em estufa ventilada em temperatura entre 65 e 70°C até a massa constante. Em

seguida, o material foi pesado e posteriormente triturado em moinho tipo Willey, equipado com peneira de 20 cm^2 . Fez-se a digestão nitroperclórica na proporção de 2:1 (v/v) de HNO_3 e HClO_4 , respectivamente, onde os teores de Ca, Mg, Fe, Cu, Mn e Zn da matéria seca da parte aérea (MSPA), do sistema radicular (MSR) e dos frutos (MSF) foram dosados utilizando-se um espectrofotômetro de absorção atômica Varian com chama de gás acetileno e lâmpadas de cátodo ôco: Ca (422,7 nm, fenda de 0,5), Mg (285,2 nm, fenda de 0,5), Cu (324,7 nm, fenda de 0,2), Mn (279,5 nm, fenda de 0,2), Zn (213,9 nm, fenda de 0,2) e Fe (248,3 nm, fenda de 0,2). Os teores de P foram determinados por colorimetria, os de S por turbidimetria, sendo os comprimentos de ondas de 420 nm e 462 nm, respectivamente, e os teores de K por fotometria de chama, utilizando-se uma emissão de 766,5 nm (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997).

O acúmulo de P, K, Ca, Mg, S, Cu, Mn, Zn e Fe nos três compartimentos das plantas de feijoeiro foram calculados multiplicando-se os teores pelas produções de matéria seca em cada parte da planta.

Através do **índice de translocação (IT)** foi possível avaliar a capacidade das espécies em translocar os macro e micronutrientes da raiz para a parte aérea, conforme Paiva, Carvalho e Siqueira (2002), onde o **IT** é calculado pela expressão:

$$\text{IT \%} = \frac{\text{MSPA}}{(\text{MSR} + \text{MSPA} + \text{MSF})} \times 100$$

$$\text{IT \%} = \frac{\text{MSF}}{(\text{MSR} + \text{MSPA} + \text{MSF})} \times 100$$

Os dados foram submetidos à análise de variância, sendo ajustadas equações de regressão entre as doses de chumbo aplicadas e o teor, o acúmulo e

o índice de translocação dos diferentes nutrientes analisados, utilizando-se o programa SISVAR (FERREIRA, 2000). Os Gráficos de respostas, com base nas regressões, foram produzidas no aplicativo Origin.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As equações de regressão ajustadas para os teores, acúmulo e índice de translocação de macro e micronutrientes na raiz, nas folhas e nos frutos das plantas de feijoeiro, em função das doses de chumbo aplicadas em solução nutritiva, mostram que este metal pesado afeta esses parâmetros de forma diferenciada para cada parte da planta e para cada nutriente (Gráficos 1, 2, 3, 4, 5 e 6).

3.1 Teor

Nos Gráficos 1 e 2 encontram-se os dados médios relativos aos resultados da absorção de nutrientes das plantas de feijão sob diferentes doses de chumbo.

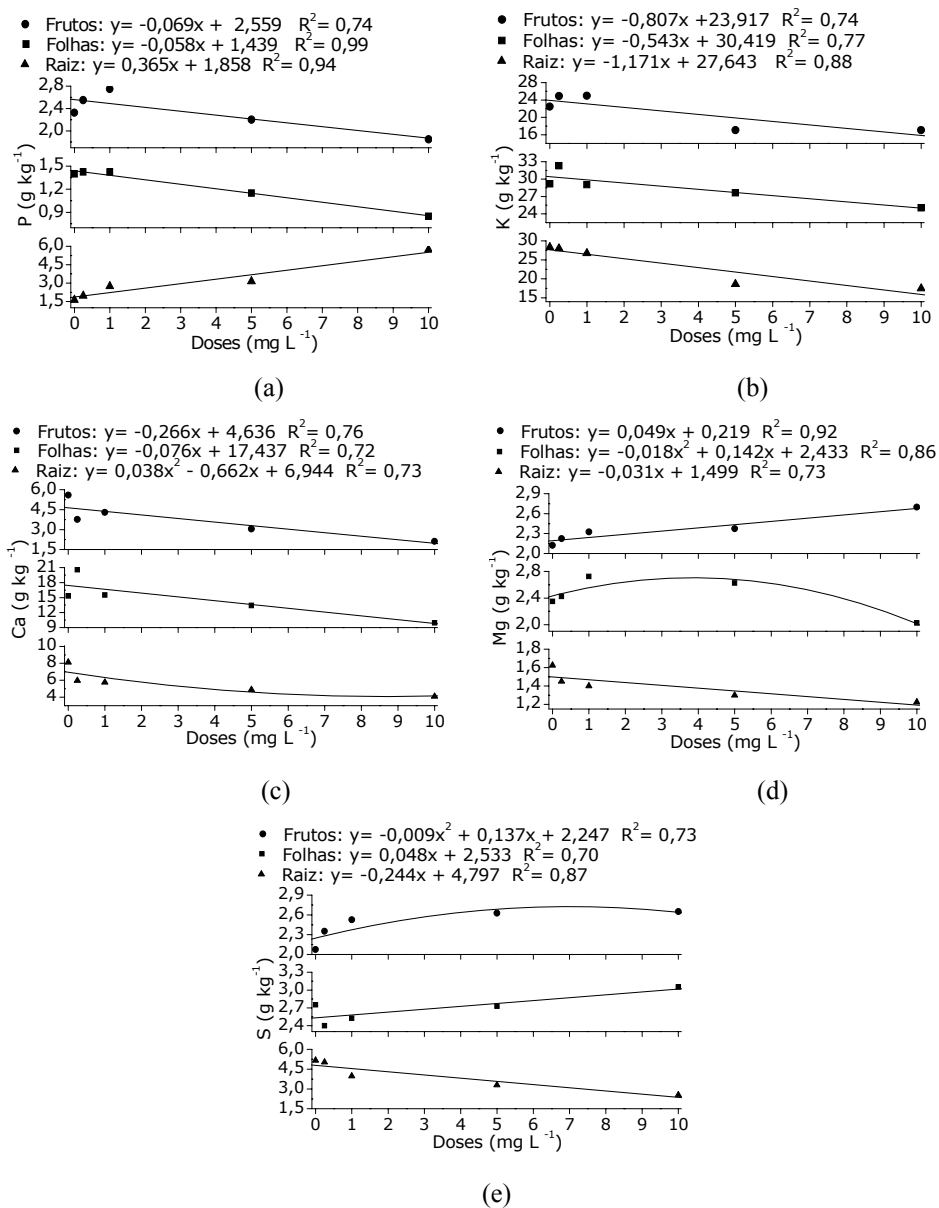


Gráfico 1 Teores de macronutrientes P (a), K (b), Ca (c), Mg (d) e S (e) encontrados nos frutos, parte aérea e raiz de plantas de feijoeiro, em função de doses crescentes de chumbo (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

A presença de chumbo em solução nutritiva induziu ao aumento linear do teor radicular de P (Gráfico 1a). Esse aumento no teor radicular de P pode ser explicado pela precipitação do fósforo na forma de fosfato de chumbo, o que, segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), é esperado pela facilidade com a combinação do Pb^{2+} com ânions $H_2PO_4^-$, forma predominante em que o P é absorvido. O teor de P nas folhas e frutos (Gráfico 1a) sofreu diminuição linear atingindo grau de deficiência, pois de acordo com Malavolta, Vitti e Oliveira (1997), teores de P entre 2 a 3 g kg⁻¹ nas folhas são requeridos para o desenvolvimento das plantas.

Plantas deficientes em fósforo têm seu crescimento retardado. Esse parâmetro depende da função estrutural do nutriente e processo de transferência e armazenamento de energia (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997). A consequência refere-se a prejuízos de vários processos metabólicos, como a síntese de proteínas e ácido nucleico (MENGEL; KIRKBY, 1987).

No Gráfico (1b), observa-se que o teor de K nos três compartimentos da planta de feijoeiro diminuiu de forma linear, mas segundo Malavolta, Vitti e Oliveira, (1997), o teor nas folhas estava normal, ou seja, entre 20 e 25 g kg⁻¹.

Esta redução no teor de K pode, possivelmente, ser explicada pela inibição competitiva entre o K e os cátions divalentes presentes em altas concentrações (WALKER; MILLER; HASSETT, 1977). Análogamente, de acordo com Faquin (2005) e Malavolta, Vitti e Oliveira (1997), a presença de Mg^{+2} e Ca^{+2} , em altas concentrações, inibem a absorção de K^+ .

O teor de Ca, nutriente imóvel na planta, foi afetado significativamente na raiz das plantas de feijoeiro (Gráfico 1c) havendo uma resposta quadrática positiva com a aplicação das doses de chumbo, ao passo que nas folhas e nos frutos houve uma queda linear do teor do macronutriente indicando deficiência nas doses de 5 e 10 mg L⁻¹, pois, segundo Malavolta, Vitti e Oliveira (2007), o teor aceitável nas folhas seria de 15 a 20 g kg⁻¹.

De acordo com Marschner, Godbold e Jentschke (1996), cátions divalentes como Pb^{+2} competem com outros cátions, como o Ca^{+2} . Preconizam que a ocorrência de raízes curtas e grossas, bem como alterações na coloração das raízes podem estar relacionadas com a deficiência induzida de Ca pelo Pb. Fato não observado neste estudo.

Quanto ao teor de Mg, observa-se no Gráfico (1d), que na raiz houve uma diminuição linear. Já o teor foliar apresentou uma resposta quadrática negativa quando alcançou o teor de $2,7 \text{ g kg}^{-1}$ de Mg, o que está abaixo dos limites normais em plantas, que são de 4 a 7 g kg^{-1} (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997). Diferentemente do observado nas raízes e nas folhas, os frutos apresentaram uma resposta linear positiva para o teor de Mg quando em contato com doses crescentes de Pb na solução nutritiva.

De modo geral, metais pesados, como o Pb, reduzem o conteúdo de Ca e de Mg em diferentes espécies de plantas (HUANG; CUNNINGHAM, 1996; SOARES, 1999), mostrando haver antagonismo entre estes elementos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

No Gráfico (1e), observa-se que o teor de S na raiz decresceu de forma linear diferentemente do observado nas folhas onde houve uma resposta linear positiva. Nos frutos, a resposta foi quadrática negativa.

Essas respostas não condizem com a pesquisa de Kabata-Pendias e Pendias (2001), pois, de acordo com eles, a presença de metais pesados, como o Pb, não exerce qualquer efeito sobre a absorção de S, mas segundo Malavolta, Vitti e Oliveira (1997), o teor aceitável para a parte aérea é de 5 a 10 g kg^{-1} , valores abaixo dos encontrados.

À exceção do teor de Mg em frutos, a absorção de todos os macronutrientes foi negativamente influenciada pelas diferentes doses de Pb em todos os compartimentos das plantas de feijoeiro. Portanto, é de se esperar que, embora crescendo e produzindo frutos em ambientes contaminados por Pb,

mesmo em baixas concentrações, a resultante do cultivo, qual seja, a produção de grãos torna-se bastante afetada.

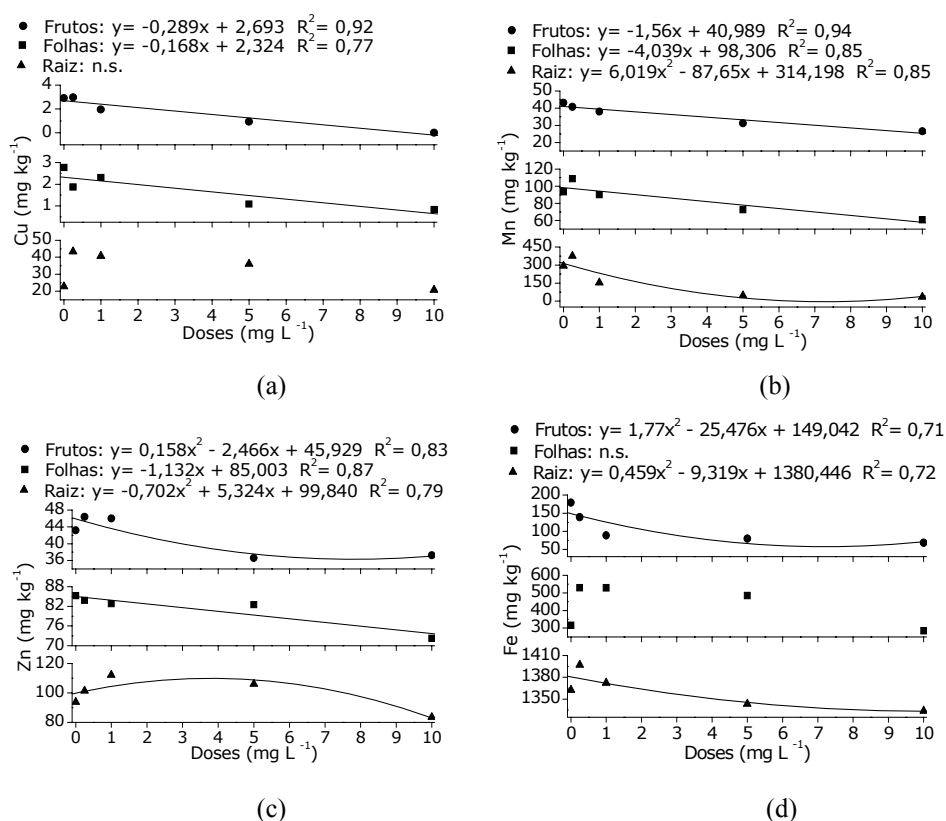


Gráfico 2 Teores de micronutrientes Cu (a), Mn (b), Zn (c) e Fe (d) encontrados nos frutos, parte aérea e raiz de plantas de feijoeiro, em função de doses crescentes de chumbo (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

Na raiz, a aplicação de Pb não exerceu efeito estatisticamente significativo sobre o teor de Cu. O Pb é considerado um elemento que não interfere na absorção de Cu (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001) (Gráfico 2a). Nos frutos e nas folhas, a presença de Pb fez com que as plantas não se

desenvolvessem perfeitamente, por isso observa-se uma redução do teor de Cu conforme o aumento das doses (efeito de diluição). Segundo Malavolta, Vitti e Oliveira (1997), o teor aceitável de Cu nas folhas é de 10 a 20 mg kg⁻¹, valores que estão abaixo dos encontrados.

Nos frutos e nas folhas Gráfico (2b) do feijoeiro o teor de Mn apresentou resposta decrescente linear, estando os teores encontrados dentro da faixa aceitável que é de 30 a 300 mg kg⁻¹ para as folhas (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997). Na raiz, a aplicação de doses crescentes de Pb, alcançou um teor mínimo na dose de 10 mg L⁻¹, indicando haver antagonismo entre Mn e Pb (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

No Gráfico (2c) observou-se que, nas folhas, o teor de Zn decresceu linearmente, sendo que este micronutriente pode variar de 20 a 100 mg kg⁻¹ (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997).

Quando observado o mesmo teor nos frutos observou-se que o ponto mínimo ocorreu na dose de 5 mg L⁻¹. O inverso aconteceu na raiz, pois a resposta foi quadrática negativa. De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001), metais pesados como o Pb podem ser antagonísticos ao Zn, embora Soares (1999) não tenha observado efeito significativo da aplicação de Pb sobre o teor radicular de Zn em espécies de eucalipto.

O teor de Fe na raiz e nos frutos do feijoeiro diminuiu de forma quadrática (Gráfico 2d). Nas folhas, não houve efeito significativo quanto à aplicação de Pb. Os teores de Fe indicam que até certa dose de Pb há restrição do transporte de Fe da raiz para a parte aérea, conforme observado em várias espécies por Yang et al. (1996a, b). Foi observada uma leve clorose nas folhas do feijoeiro. Comparando-se os teores aceitáveis de Fe que, segundo Malavolta, Vitti e Oliveira, (1997), encontram-se entre 100 e 450 mg kg⁻¹ conclui-se que não houve deficiência deste micronutriente nas plantas estudadas.

O comportamento apresentado pelos teores de micro e macronutrientes nas plantas de feijoeiro cultivadas em ambiente contaminado por Pb reflete bem a dificuldade de identificar espécies tolerantes a metais pesados, pois os teores são distintos nas diferentes partes da planta. Deve-se ainda considerar o fato de que a resposta também parece ser diferenciada com as espécies.

3.2 Acúmulo

Nos Gráficos 3 e 4 encontram-se os dados médios relativos aos resultados do acúmulo de nutrientes das plantas de feijão sob diferentes doses de chumbo.

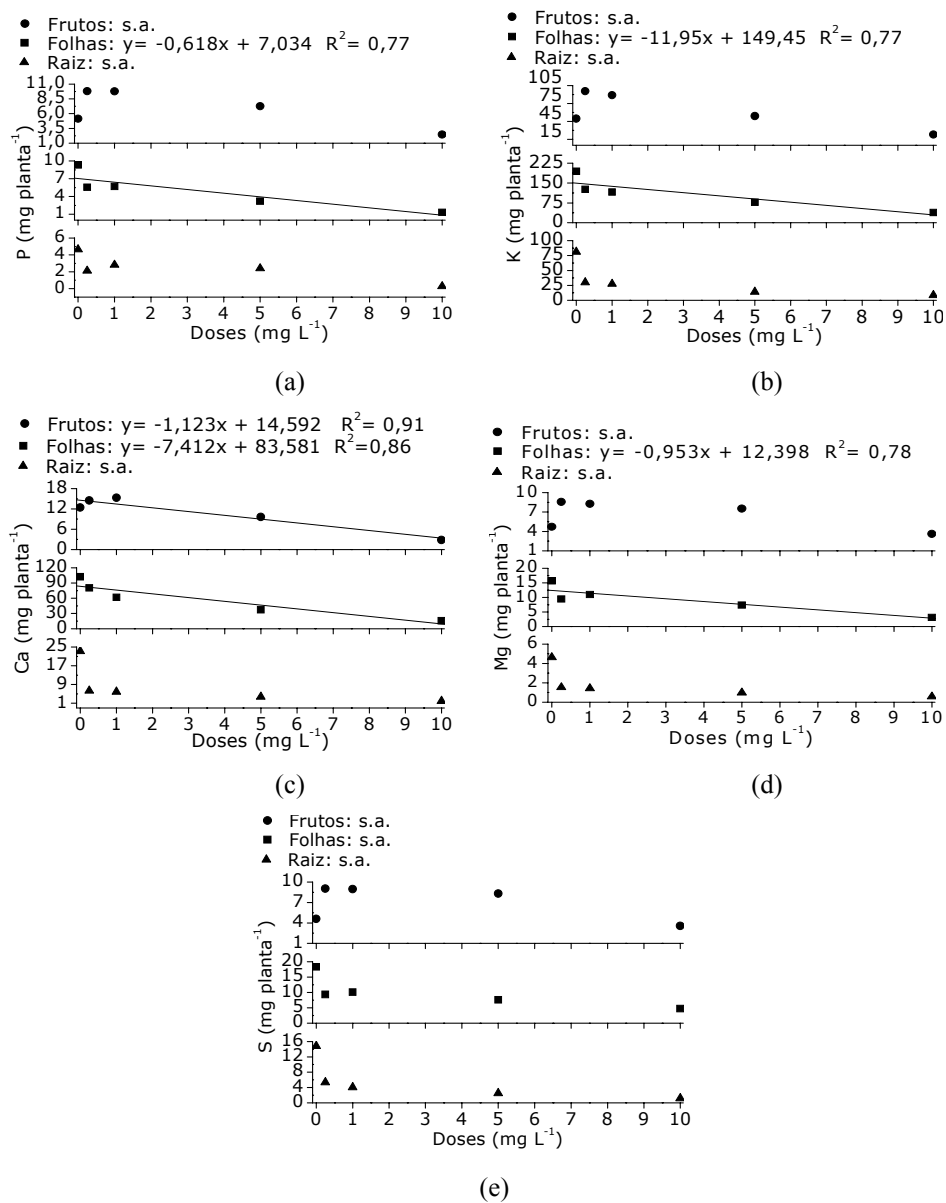


Gráfico 3 Acúmulo de macronutrientes, P (a), K (b), Ca (c), Mg (d) e S (e), nos frutos, parte aérea e raiz de plantas de feijoeiro, em função de doses crescentes de chumbo (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

O acúmulo de P nas raízes e nos frutos (Gráfico 3a) não apresentou um efeito significativo pela aplicação de Pb. No entanto, nas folhas, apresentou diminuição linear em função das doses.

No Gráfico (3b) observa-se que o K apresentou respostas parecidas com o acúmulo de P, sendo que as raízes e os frutos não apresentaram um efeito significativo e a parte aérea mostrou redução linear do macronutriente.

O Ca, nutriente imóvel em plantas, apresentou redução linear (Gráfico 3c) em seus conteúdos nas diferentes partes das plantas analisadas, com exceção da raiz, onde não houve um efeito significativo.

O acúmulo de Mg observado no Gráfico (3d) apresentou respostas parecidas com o acúmulo de P e de K, sendo que a parte aérea mostrou redução linear com a aplicação de Pb e as raízes e os frutos não apresentaram um efeito significativo.

Como citado anteriormente, metais pesados, como o Pb, reduzem o acúmulo de Ca e de Mg em diferentes espécies de plantas (HUANG; CUNNINGHAM, 1996; SOARES, 1999), mostrando haver antagonismo entre estes elementos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). Os teores crescentes de Pb inibem, de maneira geral, o acúmulo de macronutrientes.

Quando observado o efeito de doses crescentes de Pb no acúmulo de S em plantas de feijoeiro não houve efeito significativo (Gráfico 3e). O acúmulo de S tende a diminuir com as doses de Pb.

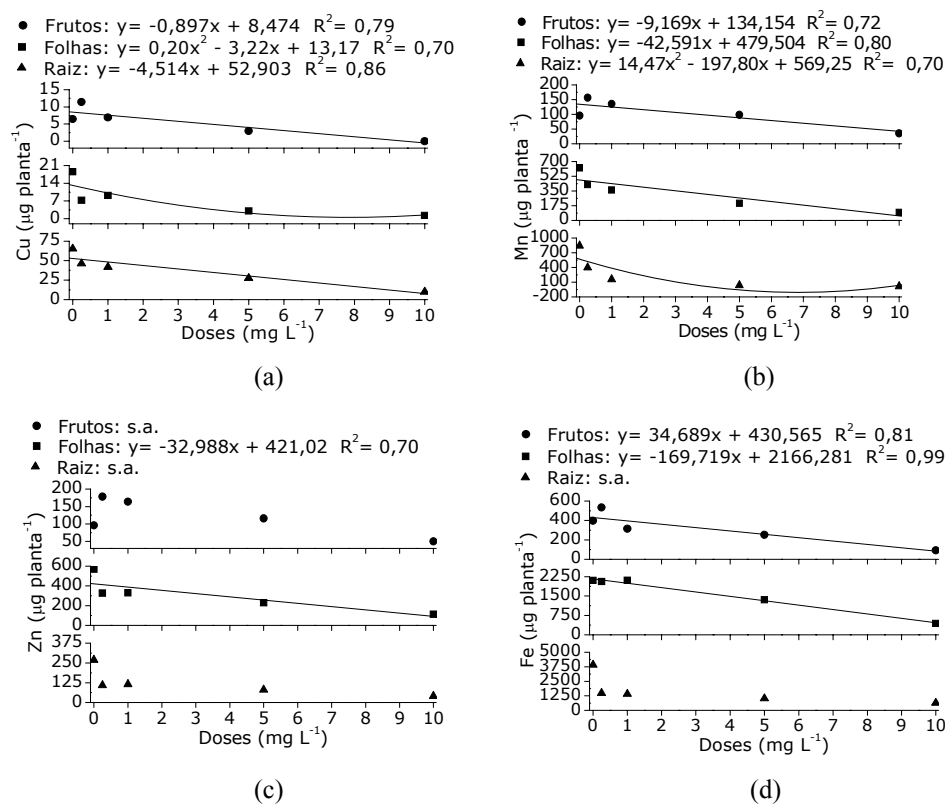


Gráfico 4 Acúmulo de micronutrientes, Cu (a), Mn (b), Zn (c) e Fe (d) encontrados nos frutos, parte aérea e raiz de plantas de feijoeiro em função de doses crescentes de chumbo (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

O acúmulo de cobre (Gráfico 4a), nas plantas de feijoeiro, diminuiu linearmente nos frutos e no sistema radicular. Nas folhas não houve efeito significativo, nas quais observa-se a diminuição no acúmulo de Cu.

No Gráfico (4b) observou-se uma redução linear no acúmulo dos de Mn nos frutos e na parte aérea. No sistema radicular, a resposta foi linear negativa, observando-se uma redução no acúmulo de macronutrientes.

O acúmulo de Zn observado no Gráfico (4c) não apresentou efeito significativo quanto às doses crescentes de Pb no sistema radicular e nos frutos. A parte aérea mostrou redução linear com a aplicação de Pb.

Conforme observado no Gráfico (4d) houve uma diminuição linear no acúmulo de Fe nos frutos e nas folhas das plantas de feijoeiro, sendo que as doses de Pb não exerceram efeito significativo nas raízes.

Essa redução generalizada no acúmulo de micro e macronutrientes pode ser justificada pela redução na produção de matéria seca, em função das doses crescentes de Pb, conforme observado por Carvalho et al. (2008, 2009), em plantas de feijoeiro.

3.3 Índice de translocação

O aumento das doses de Pb exerceu efeitos significativos sobre os índices de translocação (IT) de P, K, Ca, Mg, S, Cu, Mn, Zn e Fe (Gráficos 5 e 6).

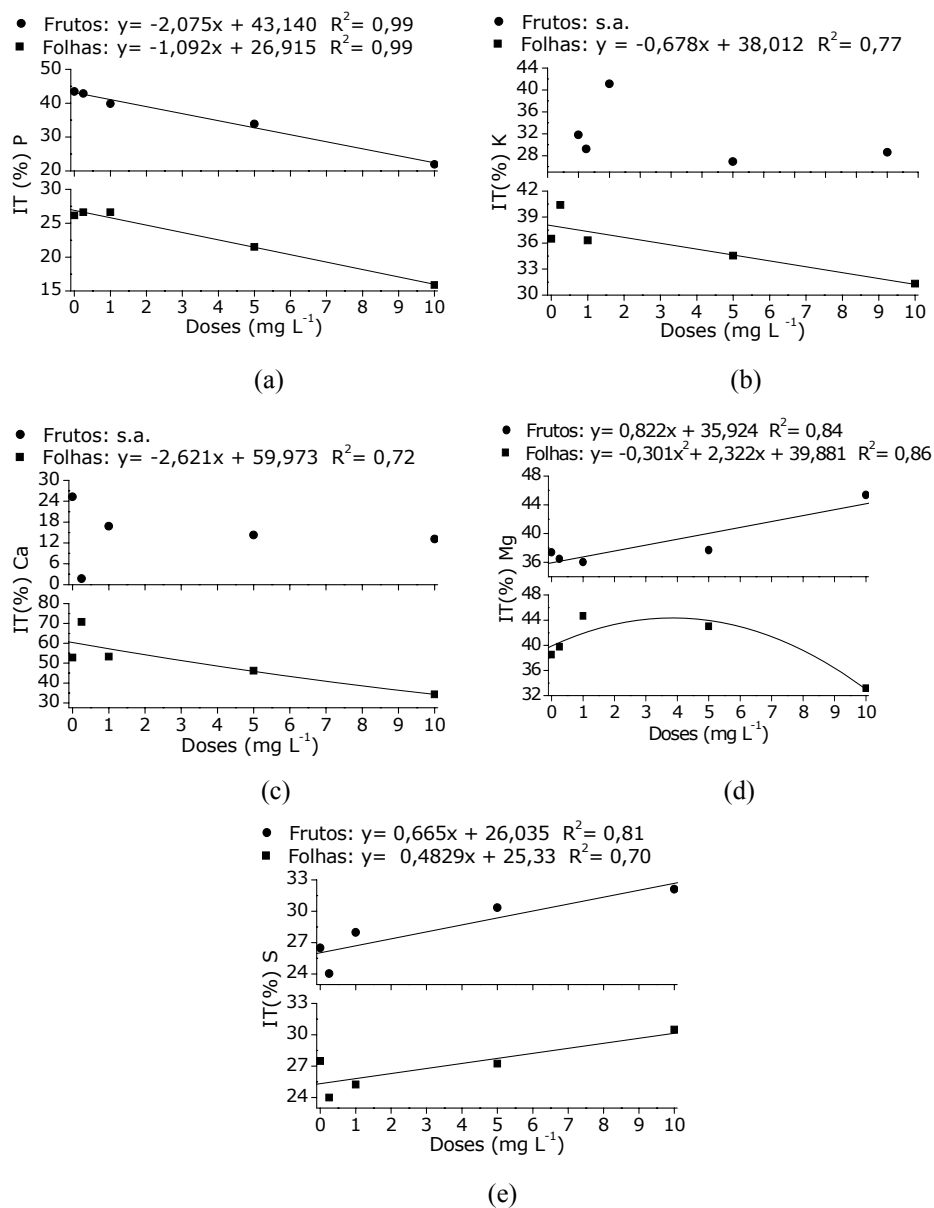


Gráfico 5 Índice de translocação de P (a), K (b), Ca (c), Mg (d) e S (e), encontrados nos frutos e na parte aérea de plantas de feijoeiro em função de doses crescentes de chumbo (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

A presença de Pb reduziu linearmente a translocação de P nas mudas de feijoeiro (Gráfico 5a) tanto nos frutos como na parte aérea. Este fato, como citado anteriormente, pode ser explicado, possivelmente, pela formação de fosfato de chumbo na parede celular da raiz, preconizado por Kabata-Pendias e Pendias (2001).

A aplicação do metal não promoveu efeito significativo quanto à translocação de K e Ca até os frutos (Gráficos 5b e 5c). Observou-se uma resposta linear negativa da translocação dos nutrientes citados até as folhas.

O Mg teve sua translocação aumentada linearmente nos frutos e apresentou comportamento quadrático nas folhas, estando o ponto máximo na dose de 1 mg L^{-1} (Gráfico 5d).

Conforme o Gráfico (5e), a translocação de S à aplicação de Pb apresentou um índice com aumento linear tanto nas folhas como nos frutos. A translocação de S, diante da aplicação de metais pesados, pode ser estimulada ou inibida, dependendo da espécie (YANG et al., 1996a, b).

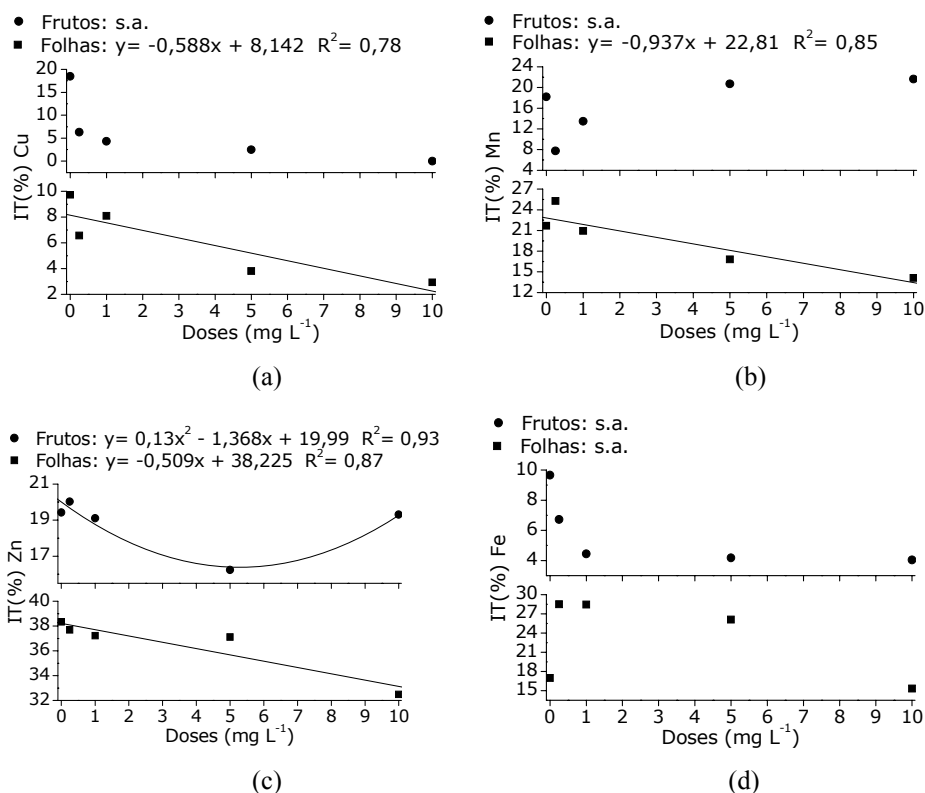


Gráfico 6 Índice de translocação de micronutrientes, Cu(a), Mn(b), Zn(c) e Fe(d) encontrados nos frutos e na parte aérea de plantas de feijoeiro em função de doses crescentes de chumbo (médias submetidas à regressão polinomial a 5% de probabilidade pelo teste de F).

O índice de translocação do Cu e do Mn (Gráficos 6a e 6b) apresentou resposta semelhante, sendo que ocorreu uma resposta linear negativa para as mudas de feijoeiro quando observadas as folhas e uma ausência de efeito significativo quanto aos frutos. Em mudas de eucalipto, Soares (1999) detectou pouca influência de Pb sobre a translocação de Mn.

No Gráfico (6c) uma resposta quadrática positiva foi observada nos frutos para o IT de Zn, sendo que a redução máxima ocorreu na dose de 5 mg L⁻¹, aumentando a partir de então. Nas folhas houve uma diminuição linear na

translocação do nutriente. Estes resultados mostram que, na presença de concentrações elevadas de Pb, o Zn transloca-se para os frutos em maiores proporções que o normal.

Uma ausência de efeito significativo foi observada na translocação do Fe nas duas partes analisadas das plantas de feijoeiro (Gráfico 6d). Soares (1999) encontrou redução na translocação de Fe, com a aplicação de Pb em mudas de eucalipto.

Sabe-se que, em muitas espécies de plantas, o chumbo acumula-se preferencialmente nas raízes, tendo baixa translocação para a parte aérea (BHARTI; SINGH, 1993; ELTROP et al., 1991). Este confinamento às raízes, no entanto, provoca distúrbios fisiológicos, impedindo ou dificultando o pleno desenvolvimento das plantas, conforme observado por Paiva (2003).

4 CONCLUSÃO

A aplicação de Pb na solução nutritiva diminui os teores dos nutrientes em plantas de feijoeiro, com exceção do P, na raiz; Mg, nos frutos e S nos frutos e na raiz.

De maneira geral, com o aumento das doses de PB, houve tendência de diminuição dos acúmulos de nutrientes nas diferentes partes da planta de feijoeiro. Isso se deve ao efeito de concentração do Pb nas maiores doses, ou seja, atrelado ao menor crescimento das plantas nessas doses.

Um aumento no índice de translocação foi observado nos nutrientes Mg, nos frutos, S nos frutos e nas folhas e Zn nos frutos. Para os demais nutrientes, houve um comportamento inverso.

REFERÊNCIAS

ALLOWAY, B. J. Cadmium. In: _____. **Heavy metals in soils**. New York: J. Willey, 1990. p. 100-121.

BHARTI, N.; SINGH, R. P. Growth and nitrate reduction by *Sesamum indicum* cv PB-1 respond diferentially to lead. **Phytochemistry**, Oxford, v. 33, n. 3, p. 531-534, June 1993.

CARVALHO, A. V. S. et al. Bean plant production of dry matter and grain related to soil citric acid-extractable copper, zinc, cadmium and lead. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Georgia, v. 40, n. 19, p. 2959-2974, Mar./Apr. 2009.

CARVALHO, A. V. S. et al. Produção de matéria seca e de grãos por plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivadas em solos tratados com metais pesados. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 5, p. 949-955, set./out. 2008.

CASTRO, A. C. R. et al. Hastes florais de helicônia sob deficiência de macronutrientes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 73, n. 9, p. 1299-1306, set. 2007.

CLARK, R. B. Characterization of phosphatase of intact maize roots. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, Easton, v. 23, n. 3, p. 458-460, May 1975.

ELTROP, L. et al. Lead tolerance of *Betula* and *Salix* in the mining area of Mechernich. **Plant and Soil**, The Hague, v. 131, n. 2, p. 275-285, Feb. 1991.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. 182 p.

FERREIRA, D. F. Análise estatística por meio do SISVAR - Sistema para Análise de Variância para Windows versão 4.0. In: REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45., 2000, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 2000. p. 255-258.

HORN, D. et al. Parâmetros cinéticos e morfológicos da absorção de nutrientes em cultivares de milho com variabilidade genética contrastante. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, n. 1, p. 77-85, jan./fev. 2006.

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

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

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

MALAVOLTA, E.; VITTI, C. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. 2. ed. Piracicaba: ESALQ-USP, 1997. 319 p.

MARSCHNER, P.; GODBOLD, D. L.; JENTSCHKE, G. Dynamics of lead accumulation in mycorrhizal and nonmycorrhizal Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). **Plant and Soil**, The Hague, v. 178, n. 2, p. 239-245, Mar. 1996.

MENGEL, D. B.; BARBER, S. A. Rate of nutrient uptake per unit of root under field conditions. **Agronomy Journal**, Madison, v. 66, n. 3, p. 399-402, May/June 1974.

PAIVA, H. N. Influência de doses crescentes de chumbo sobre o teor e o conteúdo de nutrientes e Pb em mudas de Ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standley). **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 151-158, mar./abr. 2003.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O. Índice de translocação de nutrientes em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* Mart. Standl.) submetidas a doses crescentes de cádmio, níquel e chumbo. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 467-473, jul./ago. 2002.

SILVA, V. L. et al. Spectrometric and theoretical investigation of the structures of Cu and Pb/DTPA complexes. **Structural Chemistry**, Deerfield Beach, v. 18 n. 5, p. 605-609, Oct. 2007a.

SILVA, V. L. et al. Structural determination of Zn and Cd-DTPA complexes: MS, infrared, ¹³C NMR and theoretical investigation. **Spectrochimica Acta**, London, v. 68, n. 5, p. 1197-1200, Jan. 2007b.

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

VALADARES, J. M. A. S. et al. Some heavy metals in soils treated with sewage sludge, their effects on yield, and their uptake by plants. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 12, n. 1, p. 49-57, Jan./Feb. 1983.

WALKER, W. M.; MILLER, J. E.; HASSETT, J. J. Effect of lead and cadmium upon the calcium, magnesium, potassium, and phosphorus concentration in young corn plants. **Soil Science**, Baltimore, v. 124, n. 3, p. 145-151, Mar. 1977.

YANG, X. et al. Cadmium effects on influx and transport of mineral nutrients in plant species. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 19, n. 3, p. 643-656, Mar. 1996a.

YANG, X. et al. Plant tolerance to nickel toxicity: II. Nickel effects on influx and transport of mineral nutrients in four plant species. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 19, n. 2, p. 265-279, Feb. 1996b.

YARON, B.; CALVET, R.; PROST, R. **Soil pollution process and dynamics**. Berlin: Springer Verlag, 1996. 313 p.

ANEXOS

ANEXO A – Resumo das análises de variância

Tabela 1A Resumo da análise de variância da parte aérea de plantas de rúcula que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	2,0559*	5074,298*	11789,932*	9618,448*
Resíduo	15	0,003*	21,47*	2,444*	4,032*
Média Geral		1,68	83,82	45,61	48,31
Cv		2,97	5,53	3,43	4,16

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 2A Resumo da análise de variância das raízes de plantas de rúcula que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSR	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	0,006*	1670,154*	373433,9*	5477,039*
Resíduo	15	0,00004*	18,835*	2,906*	2,182*
Média Geral		0,16	84,46	290,11	38,17
Cv		4,06	5,14	0,59	3,87

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 3A Resumo da análise de variância do índice de translocação e fator de transferência de doses de cádmio em plantas de rúcula.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio	
		IT	T
Doses	4	181*	0,695*
Resíduo	15	4,103*	0,003*
Média Geral		9,75	0,35
Cv		19,77	15,26

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 4A Resumo da análise de variância da parte aérea de plantas de rúcula que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	1,763*	16295,6*	1335,362*	5007,519*
Resíduo	15	0,004*	60,659*	0,734*	12,413*
Média Geral		1,66	113,41	30,48	53,42
Cv		4,4	1,77	2,81	6,59

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 5A Resumo da análise de variância das raízes de plantas de rúcula que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSR	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	0,01*	3681,18*	6174133*	73435,15*
Resíduo	15	0,0001*	5,345*	233,62*	222,369*
Média Geral		0,15	116,44	1698,5	240,656
Cv		4,92	1,99	0,90	6,20

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 6A Resumo da análise de variância do índice de translocação e fator de transferência de doses de chumbo em plantas de rúcula.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio	
		IT	T
Doses	4	49,979*	0,644*
Resíduo	15	0,0045*	0,0027*
Média Geral		1,23	0,33
Cv		5,47	15,59

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 7A Resumo da análise de variância da parte aérea de plantas de rabanete que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	0,085*	790,869*	6860,192*	2929,77*
Resíduo	15	0,0013*	5,85*	13,274*	7,043*
Média Geral		0,82	79,57	42,49	30,47
Cv		4,51	3,04	8,57	8,71

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 8A Resumo da análise de variância das raízes de plantas de rabanete que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	0,0005*	645,727*	68736,17*	346,126*
Resíduo	15	0,000015*	18,23*	14,693*	0,364*
Média Geral		0,069	81,22	121,64	8,3
Cv		5,47	5,26	3,15	7,28

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 9A Resumo da análise de variância do tubérculo de plantas de rabanete que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	0,342*	5257,481*	1804,47*	481,342*
Resíduo	15	0,00015*	0,384*	2,043*	1,568*
Média Geral		0,87	108,4	20,43	14,10
Cv		1,41	0,57	7,00	8,88

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 10A Resumo da análise de variância do índice de translocação e fator de transferência de cádmio em plantas de rabanete.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio		
		IT (Parte aérea)	IT (Tubérculo)	t
Doses	4	524,955*	103,942*	0,34*
Resíduo	15	6,183*	1,75*	0,0006*
Média Geral		19,88	8,99	0,27
Cv		12,51	14,72	9,16

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 11A Resumo da análise de variância da parte aérea de plantas de rabanete que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	0,383*	3576,142*	20133,531*	7484,905*
Resíduo	15	0,0009*	1,637*	6,994*	8,634*
Média Geral		1,03	99,15	64,26	51,28
Cv		2,97	1,29	4,12	5,73

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 12A Resumo da análise de variância das raízes de plantas de rabanete que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	0,000874*	1196,659*	6755215*	51660,45*
Resíduo	15	0,000076*	101,765*	60,771*	647,429*
Média Geral		0,1	112,56	1952,8	187,88
Cv		9,02	8,96	0,40	13,54

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 13A Resumo da análise de variância do tubérculo de plantas de rabanete que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	0,385*	5926,78*	47445,7*	4447,48*
Resíduo	15	0,0005*	6,362*	6,018*	3,285*
Média Geral		0,72	89,75	104,39	51,56
Cv		3,21	2,81	2,35	3,52

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 14A Resumo da análise de variância do índice de translocação e fator de transferência de doses de chumbo em plantas de rabanete.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio		
		IT (Parte aérea)	IT (Tubérculo)	t
Doses	4	12,666*	29,355*	6,115*
Resíduo	15	0,01*	0,008*	0,00007*
Média Geral		2,1	3,48	0,788
Cv		4,75	2,65	1,05

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 15A Resumo da análise de variância da parte aérea de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	20,413*	4586,09*	13266,23*	24849,97*
Resíduo	15	0,011*	6,667*	3,503*	34,197*
Média Geral		3,90	58,47	51,06	108,94
Cv		2,63	4,42	3,67	5,37

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 16A Resumo da análise de variância das raízes de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	5,409*	6579,645*	43884,85*	2957,871*
Resíduo	15	0,005*	6,667*	19,228*	14,506*
Média Geral		1,23	42,76	90,12	39,4
Cv		6,02	6,04	4,87	9,67

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 17A Resumo da análise de variância dos frutos de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	11,017*	22419,43*	92,487*	166,414*
Resíduo	15	0,0012*	26,667*	0,063*	0,552*
Média Geral		2,33	105,01	5,49	8,39
Cv		1,47	4,92	4,58	8,86

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 18A Resumo da análise de variância do índice de translocação e fator de transferência de doses de cádmio em plantas de feijoeiro.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio		
		IT (Parte aérea)	IT (Frutos)	t
Doses	4	968,9*	28,897*	0,497*
Resíduo	15	17,93*	0,801*	0,0027*
Média Geral		27,17	3,8	0,32
Cv		15,59	19,53	16,22

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 19A Resumo da análise de variância da parte aérea de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	14,371*	3228,74*	7664,873*	48078,86*
Resíduo	15	0,01*	14,574*	1,304*	14,717*
Média Geral		3,78	56,68	51,21	135,55
Cv		2,59	6,73	2,23	2,83

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 20A Resumo da análise de variância das raízes de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	3,529*	4293,431*	3814132*	1207496*
Resíduo	15	0,005*	6,667*	22,923*	1360,633*
Média Geral		1,24	43,28	1136,92	811,92
Cv		5,98	5,97	0,42	4,54

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 21A Resumo da análise de variância dos frutos de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		MSPA	Produção relativa	Teor	Acúmulo
Doses	4	4,256*	8208,35*	3513,278*	14645,96*
Resíduo	15	0,004*	31,667*	4,446*	45,356*
Média Geral		2,83	125,94	25,73	58,47
Cv		2,32	4,47	8,19	11,52

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 22A Resumo da análise de variância do índice de translocação e fator de transferência de doses de chumbo em plantas de feijoeiro.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio		
		IT (Parte aérea)	IT (Frutos)	t
Doses	4	17,413*	4,082*	0,6927*
Resíduo	15	0,005*	0,0027*	0,0017*
Média Geral		3,14	1,34	0,36
Cv		2,33	3,84	11,32

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 23A Resumo da análise de variância dos macronutrientes em folhas de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	7,58*	1,343*	62,708*	0,685*	1,163*
Resíduo	15	0,03*	0,416*	0,162*	0,043*	0,043*
Média Geral		2,32	29,36	20,67	2,58	2,52
Cv		7,26	2,20	1,95	8,01	8,20

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 24A Resumo da análise de variância dos micronutrientes em folhas de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	14,419*	452,214*	168,012*	10677,9*
Resíduo	15	0,221*	13,926*	12,623*	47,834*
Média Geral		5,59	86,67	83,98	443,26
Cv		8,40	4,31	4,23	1,56

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 25A Resumo da análise de variância dos macronutrientes em frutos de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	7,426*	59,24*	15,203*	0,272*	0,414*
Resíduo	15	0,076*	1,247*	0,188*	0,017*	0,026*
Média Geral		3,62	25,23	5,75	2,14	2,08
Cv		7,63	4,43	7,54	6,15	7,70

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 26A Resumo da análise de variância dos micronutrientes em frutos de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	2,713*	347,672*	19,772*	6418,27*
Resíduo	15	0,082*	3,062*	3,759*	77,404*
Média Geral		2,91	30,08	44,915	163,18
Cv		9,81	5,82	4,32	5,39

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 27A Resumo da análise de variância dos macronutrientes nas raízes de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	29,856*	25,43*	13,543*	0,367*	0,412*
Resíduo	15	0,102*	0,49*	0,083*	0,009*	0,06*
Média Geral		3,83	25,21	5,63	1,19	4,04
Cv		8,36	2,78	5,13	7,97	6,06

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 28A Resumo da análise de variância dos micronutrientes nas raízes de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	588,024*	71690,5*	708,479*	1404751*
Resíduo	15	7,948*	20,789*	28,554*	255,222*
Média Geral		41,28	211,21	99,9	1707,8
Cv		6,83	2,16	5,35	0,94

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 29A Resumo da análise de variância dos macronutrientes acumulados em folhas de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	0,172*	177,17*	67,312*	0,892*	1,205*
Resíduo	15	0,003*	0,167*	0,041*	0,004*	0,003*
Média Geral		0,70	11,48	7,82	0,95	0,93
Cv		7,23	3,56	2,59	6,48	5,60

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 30A Resumo da análise de variância dos micronutrientes acumulados em folhas de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	174,174*	181069*	168237*	3461786*
Resíduo	15	2,417*	351,534*	563,481*	3127,85*
Média Geral		18,59	339,25	336,15	1714,65
Cv		8,36	5,53	7,06	3,26

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 31A Resumo da análise de variância dos macronutrientes acumulados nos frutos de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	0,676*	53,845*	5,181*	0,679*	0,295*
Resíduo	15	0,004*	0,061*	0,018*	0,001*	0,001*
Média Geral		0,69	5,60	1,48	0,53	0,45
Cv		9,16	4,40	9,09	7,19	8,40

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 32A Resumo da análise de variância dos micronutrientes acumulados nos frutos de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	104,746*	13974,1*	21143,2*	540310*
Resíduo	15	0,483*	35,676*	29,121*	798,509*
Média Geral		6,62	77,30	102,57	426,43
Cv		10,50	7,73	5,26	6,63

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 33A Resumo da análise de variância dos macronutrientes acumulados nas raízes de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	0,088*	43,679*	3,588*	0,146*	1,091*
Resíduo	15	0,0005*	0,043*	0,002*	0,0001*	0,001*
Média Geral		0,29	3,25	0,83	0,17	0,52
Cv		7,74	6,41	5,58	5,12	6,75

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 34A Resumo da análise de variância dos micronutrientes acumulados nas raízes de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	3941,35*	682073*	47887,1*	9065664*
Resíduo	15	18,886*	546,707*	98,144*	11017,5*
Média Geral		41,07	360,5	120,46	1817,18
Cv		10,58	6,49	8,22	5,78

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 35A Resumo da análise de variância do índice de translocação para a parte aérea dos macronutrientes em plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	28,105*	24,194*	253,75*	198,49*	61,535*
Resíduo	15	2,614*	0,683*	1,926*	13,574*	5,303*
Média Geral		23,57	36,89	64,78	43,73	28,93
Cv		6,86	2,24	2,14	8,43	7,96

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 36A Resumo da análise de variância do índice de translocação para a parte aérea dos micronutrientes em plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	16,149*	1024,68*	11,755*	69,538*
Resíduo	15	0,686*	2,068*	2,482*	0,097*
Média Geral		11,15	31,52	36,72	19,84
Cv		7,43	4,56	4,29	1,57

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 37A Resumo da análise de variância do índice de translocação para os frutos, dos macronutrientes em plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	198,25*	46,435*	63,494*	58,057*	23,359*
Resíduo	15	8,993*	1,97*	1,599*	4,986*	3,208*
Média Geral		40,01	31,52	17,48	36,26	23,96
Cv		7,50	4,45	7,24	6,16	7,47

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 38A Resumo da análise de variância do índice de translocação para os frutos, dos micronutrientes em plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de cádmio

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	24,811*	13,433*	22,828*	29,305*
Resíduo	15	0,302*	0,356*	0,727*	0,164*
Média Geral		6,24	9,72	19,76	7,51
Cv		8,80	6,13	4,31	5,39

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 39A Resumo da análise de variância dos macronutrientes nas folhas de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	0,254*	27,928*	59,428*	0,295*	0,246*
Resíduo	15	0,012*	0,205*	0,357*	0,045*	0,033*
Média Geral		1,25	28,65	14,96	2,43	2,69
Cv		8,64	1,58	3,99	8,76	6,75

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 40A Resumo da análise de variância dos micronutrientes nas folhas de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	2,655*	1410,62*	108,081*	56853,5*
Resíduo	15	0,009*	23,579*	22,623*	75,453*
Média Geral		1,78	85,18	81,32	428,46
Cv		5,61	5,70	5,85	2,03

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 41A Resumo da análise de variância dos macronutrientes nos frutos de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	0,472*	64,152*	6,854*	0,19*	0,227*
Resíduo	15	0,025*	0,057*	0,112*	0,021*	0,047*
Média Geral		2,34	21,29	3,77	2,35	2,45
Cv		6,79	1,13	8,89	6,12	8,85

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 42A Resumo da análise de variância dos micronutrientes nos frutos de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	6,615*	190,342*	88,702*	8780,8*
Resíduo	15	0,014*	2,028*	2,648*	7,665*
Média Geral		1,75	35,92	41,89	110,87
Cv		6,68	3,96	3,88	2,50

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 43A Resumo da análise de variância dos macronutrientes nas raízes de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	10,442*	114,08*	9,252*	0,094*	5,024*
Resíduo	15	0,051*	0,103*	0,06*	0,012*	0,107*
Média Geral		3,05	23,84	5,75	1,4	4,01
Cv		7,40	1,35	4,26	7,93	8,19

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 44A Resumo da análise de variância dos micronutrientes nas raízes de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	428,696*	90712,7*	494,323*	2492,69*
Resíduo	15	4,089*	18,108*	18,058*	25,141*
Média Geral		32,74	181,1	99,46	1361,74
Cv		6,18	2,35	4,27	0,37

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 45A Resumo da análise de variância dos macronutrientes acumulados em folhas de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	36,332*	13632*	4697,4*	85,063*	103,40*
Resíduo	15	0,155*	13,933*	4,429*	0,657*	0,282*
Média Geral		5,02	110,61	59,5	9,301	10,03
Cv		7,85	3,37	3,54	8,72	5,30

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 46A Resumo da análise de variância dos micronutrientes acumulados em folhas de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	182,32*	167117*	113496*	2132382*
Resíduo	15	0,127*	432,883*	541,122*	2699,86*
Média Geral		7,88	341,08	313,81	1614,69
Cv		4,53	6,10	7,41	3,22

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 47A Resumo da análise de variância dos macronutrientes acumulados nos frutos de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	39,401*	3605,6*	101,22*	19,928*	27,277*
Resíduo	15	0,257*	1,169*	1,07*	0,153*	0,477*
Média Geral		6,89	62,27	10,94	6,54	6,8
Cv		7,36	1,74	9,45	5,98	10,02

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 48A Resumo da análise de variância dos micronutrientes acumulados nos frutos de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	74,812*	8505,88*	10828,2*	108428*
Resíduo	15	0,161*	23,91*	16,683*	104,529*
Média Geral		5,56	104,36	120,71	317,86
Cv		7,22	4,69	3,38	3,22

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 49A Resumo da análise de variância dos macronutrientes acumulados nas raízes de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	3,952*	3326,9*	295,06*	10,425*	116,88*
Resíduo	15	0,046*	3,534*	0,194*	0,014*	0,499*
Média Geral		2,95	32,25	8,24	1,84	5,61
Cv		7,34	5,83	5,34	6,41	12,59

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 50A Resumo da análise de variância dos micronutrientes acumulados nas raízes de plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	1737,25*	476283*	30364,2*	6578631*
Resíduo	15	15,593*	521,212*	99,999*	10750*
Média Geral		38,23	291,16	122,83	1694,69
Cv		10,33	7,84	8,14	6,12

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 51A Resumo da análise de variância do índice de translocação para a parte aérea dos macronutrientes em plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	88,654*	43,610*	702,99*	79,415*	24,575*
Resíduo	15	4,076*	0,32*	4,223*	12,183*	3,3*
Média Geral		23,36	35,81	51,45	39,84	26,9
Cv		8,64	1,58	3,99	8,76	6,75

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 52A Resumo da análise de variância do índice de translocação para a parte aérea dos micronutrientes em plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	32,601*	75,946*	21,856	164,893*
Resíduo	15	0,122*	1,269*	4,575	0,219*
Média Geral		6,23	19,764	36,571	23,075
Cv		5,61	5,70	5,85	2,03

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 53A Resumo da análise de variância do índice de translocação para os frutos dos macronutrientes em plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio				
		P	K	Ca	Mg	S
Doses	4	318,56*	127,04*	285,689	59,262*	40,230*
Resíduo	15	6,523*	11,244*	29,957	7,979*	29,669*
Média Geral		36,39	31,55	14,26	38,6	28,2
Cv		7,02	10,63	38,38	7,32	19,32

*Significativo a 5% pelo teste de F.

Tabela 54A Resumo da análise de variância do índice de translocação para os frutos dos micronutrientes em plantas de feijoeiro que se desenvolveram sob doses de chumbo.

Causa da variação	GL	Quadrado Médio			
		Cu	Mn	Zn	Fe
Doses	4	207,106	132,426	8,782*	23,33*
Resíduo	15	53,383	55,095	0,583*	0,021*
Média Geral		6,32	16,36	18,82	5,81
Cv		115,60	45,36	4,06	2,52

*Significativo a 5% pelo teste de F.

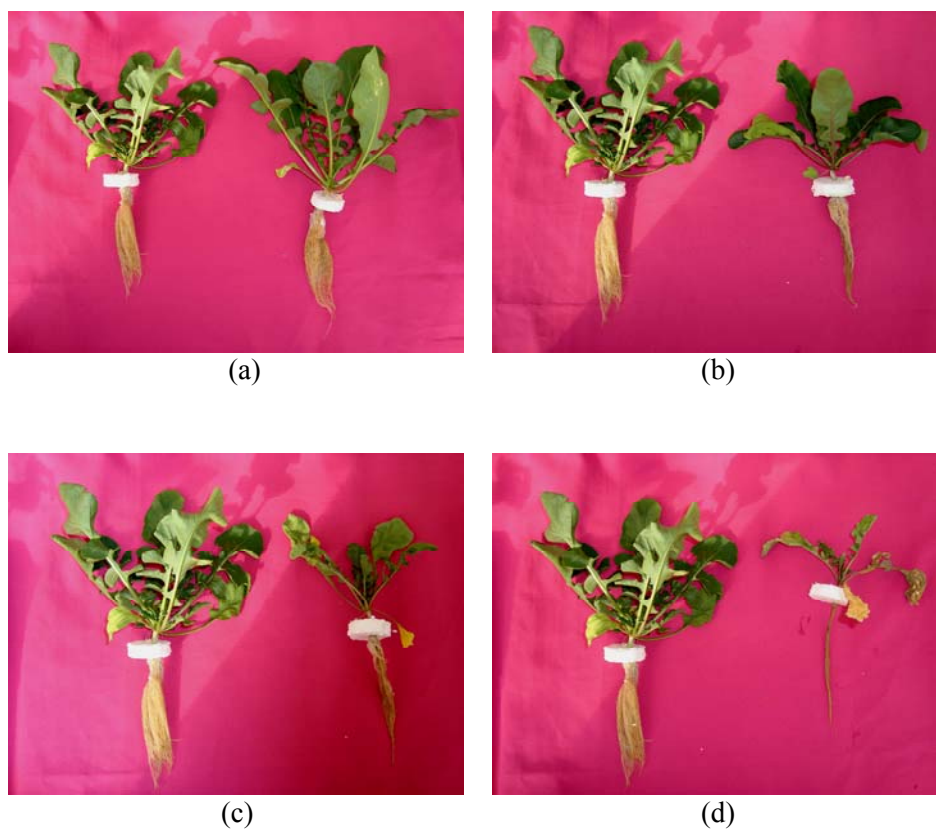
ANEXO B – Fotografias do experimento

Figura 1B Plantas de rúcula cultivadas sob influência de doses de cádmio (a) 0,025 mg L⁻¹; (b) 0,1 mg L⁻¹; (c) 0,5 mg L⁻¹ e (d) 1 mg L⁻¹ (plantas à esquerda são o controle).



Figura 2B Plantas de rúcula cultivadas sob influência de doses de chumbo (a) 0,25 mg L⁻¹; (b) 1 mg L⁻¹; (c) 5 mg L⁻¹ e (d) 10 mg L⁻¹ (plantas a esquerda são o controle).



Figura 3B Plantas de rabanete cultivadas sob influência de doses de cádmio (a) 0,025 mg L⁻¹; (b) 0,1 mg L⁻¹; (c) 0,5 mg L⁻¹ e (d) 1 mg L⁻¹ (plantas a esquerda são o controle).



Figura 4B Plantas de rabanete cultivadas sob influência de doses de chumbo (a) 0,25 mg L⁻¹; (b) 1 mg L⁻¹; (c) 5 mg L⁻¹ e (d) 10 mg L⁻¹ (plantas a esquerda são o controle).

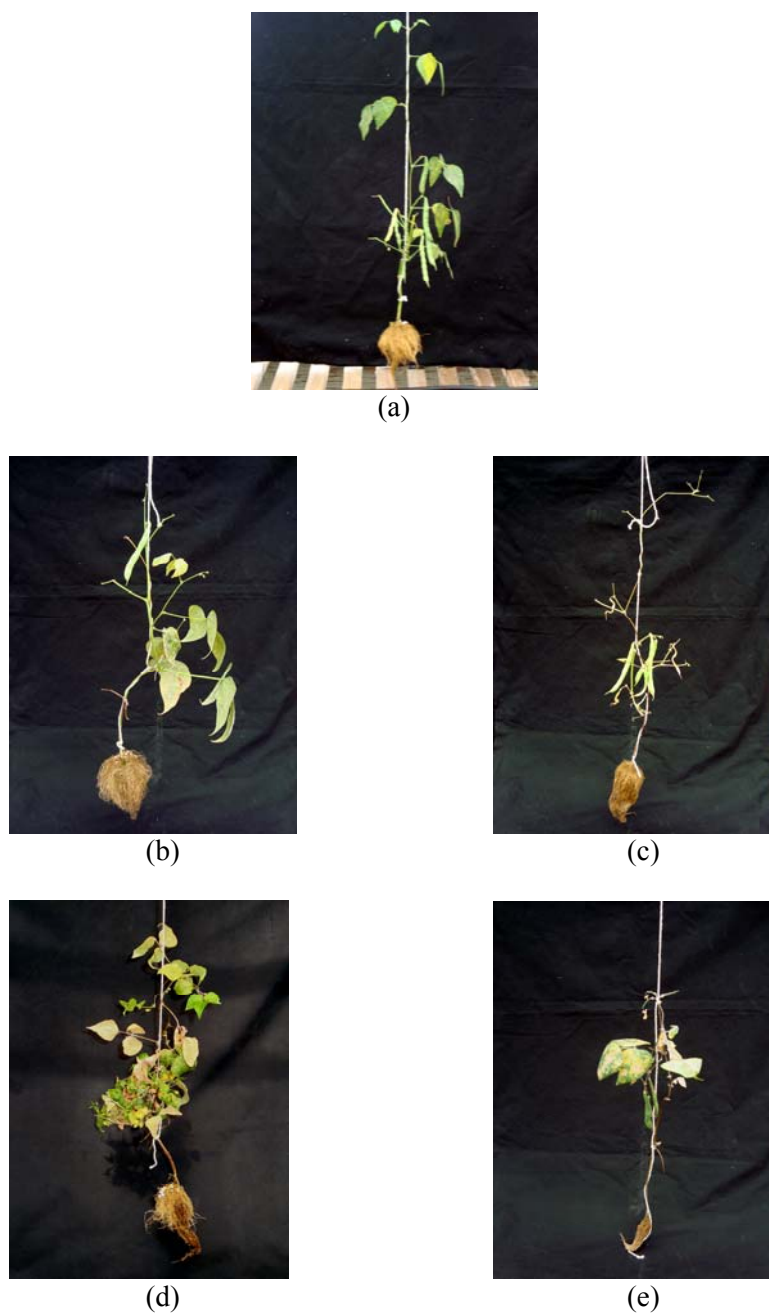


Figura 5B Plantas de feijoeiro cultivadas sob influência de doses de cádmio (a) 0 mg L^{-1} ; (b) $0,025 \text{ mg L}^{-1}$; (c) $0,1 \text{ mg L}^{-1}$; (d) $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ e (e) $0,5 \text{ mg L}^{-1}$.

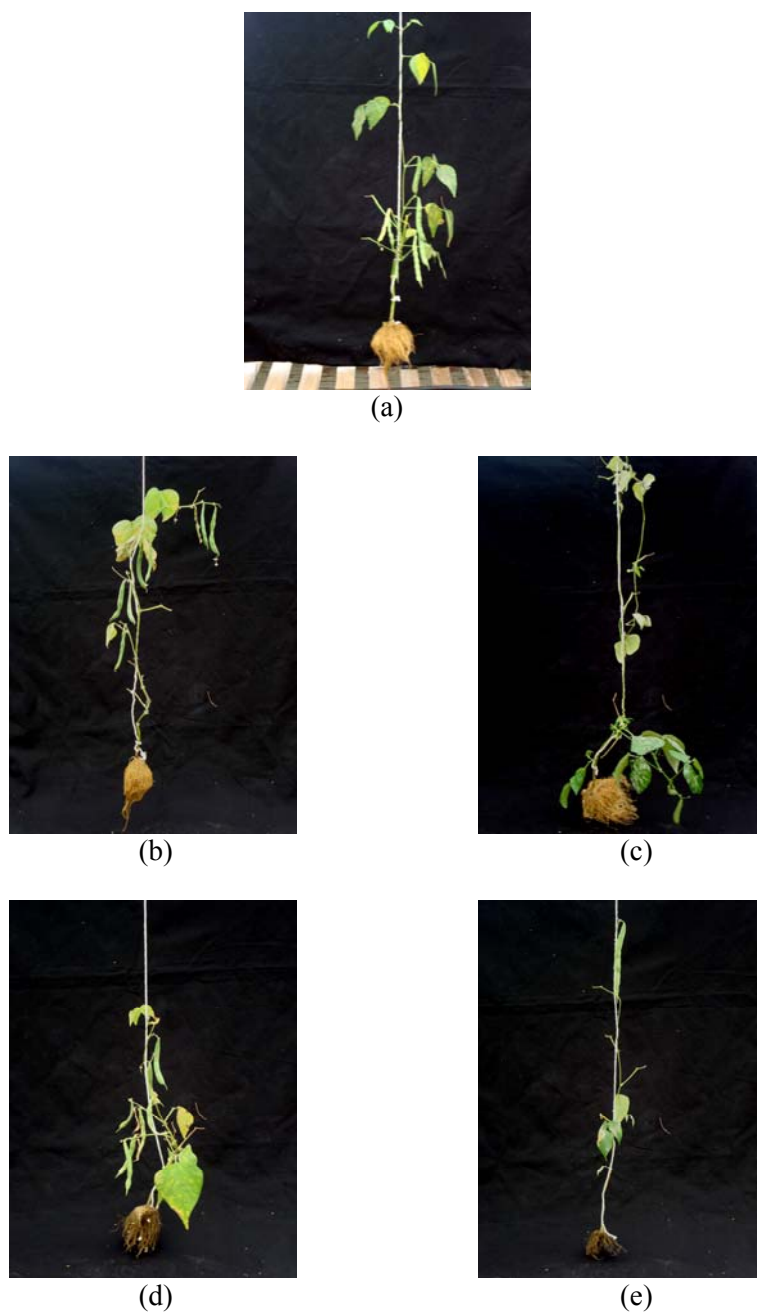


Figura 6B Plantas de feijoeiro cultivadas sob influência de doses de chumbo (a) 0 mg L^{-1} ; (b) $0,25 \text{ mg L}^{-1}$; (c) 1 mg L^{-1} ; (d) 5 mg L^{-1} e (e) 10 mg L^{-1} .