



Revista Ciência Agronômica

ISSN: 0045-6888

ccarev@ufc.br

Universidade Federal do Ceará
Brasil

de Sousa Lima, Francisco; Araújo do Nascimento, Clístenes Williams; de Aguiar Accioly, Adriana Maria; da Silva Sousa, Carla; Ferreira da Cunha Filho, Fernando
Bioconcentração de chumbo e micronutrientes em hortaliças cultivadas em solo contaminado

Revista Ciência Agronômica, vol. 44, núm. 2, abril-junio, 2013, pp. 234-241
Universidade Federal do Ceará
Ceará, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=195325760004>

- ▶ Como citar este artigo
- ▶ Número completo
- ▶ Mais artigos
- ▶ Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe , Espanha e Portugal
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

Bioconcentração de chumbo e micronutrientes em hortaliças cultivadas em solo contaminado¹

Bioconcentration of lead and micronutrients in horticultural crops grown in contaminated soil

Francisco de Sousa Lima^{2*}, Clístenes Williams Araújo do Nascimento³, Adriana Maria de Aguiar Accioly⁴, Carla da Silva Sousa⁵ e Fernando Ferreira da Cunha Filho⁶

RESUMO - A crescente poluição ambiental nas últimas décadas vem tornando os metais pesados uma ameaça constante aos seres vivos. Entre estes, o chumbo (Pb) é um dos mais importantes, devido à quantidade de áreas contaminadas e seus efeitos deletérios para saúde humana. Este estudo objetivou avaliar a produção de biomassa e absorção de micronutrientes por olerícolas cultivadas em Espodossolo contaminado por Pb. Adicionalmente, a distribuição de Pb entre as frações do solo e a relação dessas frações com a disponibilidade do Pb para hortaliças foi também estudado. O experimento foi conduzido em blocos casualizados no esquema factorial 5x3x4. Os tratamentos foram constituídos por cinco doses de Pb (0,0; 20; 50; 72 e 180 mg kg⁻¹ de solo), três espécies vegetais (quiabo, cenoura e couve-manteiga) e quatro partes das plantas (raiz, caule, folha e partes comestíveis), sendo a última dose equivalente ao valor de investigação para solos agrícolas. De acordo com os resultados, o Pb promoveu redução da matéria seca nas plantas de cenoura e quiabeiro, enquanto não influenciou a produção de biomassa da couve manteiga. O Pb afetou a concentração de micronutrientes nos órgãos das hortaliças, sendo observado na cenoura redução no teor de ferro enquanto na couve manteiga houve aumento do teor de Zn nas raízes. O Pb apresentou-se, preferencialmente, adsorvido à fração matéria orgânica. Plantas cultivadas em solo contaminado com a dose de investigação estabelecida pelo CONAMA, além de apresentarem desbalanço nutricional, podem tornar-se inadequadas ao consumo humano, devido ao elevado teor deste metal nas partes comestíveis.

Palavras-chave: Hortaliças. Solo-poluição. Plantas-efeito de metais pesados.

ABSTRACT - Increasing environmental pollution in recent decades has made heavy metals a constant threat to living beings. Among these, lead (Pb) is one of the most important, because of the number of contaminated areas, and their deleterious effects on human health. This study aimed to evaluate biomass production and the absorption of micronutrients by horticultural crops grown in a spodosol contaminated by Pb. In addition, the distribution of Pb among the soil fractions and the relationship of these fractions to the availability of Pb to the crops was also studied. The experiment was carried out in randomized blocks in a 5x3x4 factorial scheme. The treatments were made up of five levels of Pb (0.0; 20; 50; 72 and 180 mg kg⁻¹ of soil), three species of vegetable (okra, carrot and kale) and four plant parts (root, stem, leaf and edible portions), the last level being equivalent to the investigative value for agricultural soils. According to the results, the Pb promoted a reduction in the dry mass of the carrot and okra, while having no effect on the biomass production of the kale. The Pb affected the concentration of micronutrients in the vegetable organs, a reduction in iron content being observed in the carrot, while in the kale there was an increase in the Zn content of the roots. The Pb presented as preferably adsorbed to the organic-matter fraction. Plants grown in soil contaminated at the investigative levels established by CONAMA, besides showing nutritional imbalance, may become unsuitable for human consumption, due to the high levels of the metal in the edible portions.

Key words: Vegetables. Soil-pollution. Plants-effect heavy metal.

*Autor correspondente

¹Recebido para publicação em 11/12/2010; aprovado 12/09/2012

Parte da Tese de Doutorado do primeiro autor, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo/UFRPE

²Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas/UFRB, Cruz das Almas-BA, Brasil, fsousalima@yahoo.com.br

³Departamento de Agronomia, Ciência do Solo/UFRPE, Recife-PE, Brasil, cwanascimento@yahoo.com

⁴Embrapa Mandioca e Fruticultura, Cruz das Almas-BA, Brasil, adriana@cnpmf.embrapa.br

⁵Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas/UFRB, Cruz das Almas-BA, Brasil, cssagro@yahoo.com.br

⁶Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife-PE, Brasil, fernandofcfilho@hotmail.com

INTRODUÇÃO

Metais pesados estão presentes nos solos como componentes naturais ou como resultado das atividades antropogênicas. O repetido uso de insumos como fertilizantes, corretivos e lodo de esgoto em atividades agrícolas, tem, em alguns casos, elevado o teor de metais pesados no solo (LI *et al.*, 2007). O crescimento urbano e industrial também tem causado contaminação ambiental e dentre as atividades que mais contribuem para a poluição do solo estão a indústria metalúrgica e a mineração (GUPTA; SINHA, 2006).

O Pb tem destaque entre os metais pesados devido à sua ampla utilização e persistência no solo, sendo considerado um dos poluentes mais importantes. Este elemento, quando incorporado ao solo, pode afetar a cadeia alimentar, constituindo importante ameaça em virtude de sua alta toxicidade para seres humanos (TORRI; LAVADO, 2009).

As plantas restringem o transporte de Pb para a parte aérea, acumulando-o preferencialmente nas raízes, devido a proteção efetuada pela endoderme (VERMA; DUBEY, 2003). Esta retenção de Pb na raiz pode, também, ser atribuída à ligação do elemento às cargas negativas da parede celular presentes neste órgão da planta (LIU *et al.*, 2009). Embora o vegetal restrinja o transporte do Pb a longa distância, o elemento acumula-se nas diversas partes das plantas e sua fitotoxicidade pode afetar a atividade de enzimas e promover alterações hormonais (TEKLIC *et al.*, 2008). O Pb também pode proporcionar inibição da fotossíntese, alterações na estrutura e permeabilidade da membrana celular e distúrbios na nutrição mineral das plantas (SARMA; HENDIQUE; HENDIQUE, 2006).

É pertinente ressaltar, contudo, que o elevado teor de Pb no solo não reflete o potencial de transferência desse elemento para a cadeia alimentar, tendo em vista sua forte capacidade adsorptiva, principalmente a óxidos de Fe e argilominérias, o que ocasiona baixa mobilidade no solo (BOSSO; ENZWEILER, 2008). O teor total de Pb tem sido usado para avaliar o seu efeito na contaminação do solo (CHEN *et al.*, 2009). Entretanto, o teor total não indica os compartimentos do solo em que o elemento se encontra nem a biodisponibilidade para organismos vivos (LI *et al.*, 2007), pois, dependendo da fração do solo, o Pb pode estar fortemente retido e não disponível em curto prazo (BOSSO; ENZWEILER, 2008).

O potencial biodisponível de Pb no solo tem sido avaliado através de extractores químicos, tais com EDTA e DTPA, ou através de fracionamento do solo (LI *et al.*, 2007). No entanto, o fracionamento é uma técnica de extração seletiva que define a proporção do metal associada a cada componente da fase sólida do solo e tem sido amplamente utilizada para avaliar a mobilidade de metais pesados (GUEVARA-RIBA *et al.*, 2004). O fracionamento permite predizer o potencial do metal biodisponível, bem

como o potencial de mobilidade, lixiviação e poluição dos solos (ISHIKAWA *et al.*, 2009). Nesta técnica, o solo é submetido a uma série de reagentes químicos de reatividade crescente, sendo que a fitodisponibilidade do Pb apresenta-se em ordem decrescente com relação às etapas da extração sequencial (TORRI; LAVADO, 2009). O teor de Pb disponível e adsorvido na forma trocável no solo indica alta mobilidade e biodisponibilidade imediata, enquanto as concentrações presentes nas frações matéria orgânica, óxidos de Mn e Fe amorfo e cristalino indicam que o metal está imobilizado, com menor risco de contaminação ambiental (LU; ZHANG; SHAN, 2005).

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi: 1) avaliar o efeito do Pb sobre a produção de biomassa e a absorção de micronutrientes pelas plantas, 2) verificar se o teor de Pb no solo equivalente ao valor de investigação determinado pelo CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (2009) para solos agrícolas é protetivo à saúde humana quanto ao teor de Pb em partes comestíveis; e, 3) avaliar a distribuição do Pb entre as frações de um Espodossolo, bem como a relação dessas frações com a disponibilidade do elemento para hortaliças.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido em casa de vegetação, no período de janeiro a abril de 2009. Amostra de um Espodossolo Distrófico, textura arenosa, foi coletada na profundidade de 0 a 20 cm e, em seguida, seco ao ar, destorradão, homogeneizado e peneirado em malha de 2 mm. As análises químicas e físicas foram realizadas conforme (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1997, 1999), exceto o Pb que foi determinado pelo USEPA 3050 B (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1998), conforme Tabela 1. O solo foi incubado por 20 dias com carbonato de cálcio e dióxido de magnésio (3:1), visando elevar o pH para 6,5. Posteriormente, promoveu-se a incubação durante 30 dias com $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, com concentrações ajustadas para 0,0; 20,0; 50,0; 72,0 e 180,0 mg de Pb por kg, sendo este último valor o nível de investigação indicado pela legislação brasileira para solos agrícolas (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2009). Após a incubação, 6,0 kg de solo foram acondicionados em vasos plásticos, constituindo as unidades experimentais. Em cada vaso plástico, coletou-se amostra de solo para determinar o Pb disponível por EDTA e DTPA (LANTMANN; MEURER, 1982; LINDSAY; NORVELL, 1978) e o fracionamento do metal nos compartimentos do solo, foi efetuado pelo método de Shuman (1985), com exceção da fração óxido de ferro amorfo que foi caracterizada conforme Chao e Zhou (1983).

Tabela 1 - Características químicas e físicas do Espodossolo Distrófico, textura arenosa, utilizado no experimento

| Característica | Valor |
|--|-------|
| pH (água - 1:2,5) | 5,1 |
| P (mg dm ⁻³) | 8,30 |
| Na ⁺ (cmol _c dm ⁻³) | 0,31 |
| K ⁺ (cmol _c dm ⁻³) | 0,10 |
| Ca ⁺² (cmol _c dm ⁻³) | 4,40 |
| Mg ⁺² (cmol _c dm ⁻³) | 2,90 |
| Al ⁺³ (cmol _c dm ⁻³) | 0,15 |
| H+Al (cmol _c dm ⁻³) | 2,80 |
| Pb (mg kg ⁻¹) | 16,50 |
| C.O (g kg ⁻¹) | 15,63 |
| M.O (g kg ⁻¹) | 27,0 |
| Areia (g kg ⁻¹) | 940,0 |
| Silte (g kg ⁻¹) | 27,0 |
| Argila (g kg ⁻¹) | 33,0 |

Para instalação do experimento, as mudas de cenoura (*Daucos carota*), couve manteiga (*Brassica oleracea* var. *acephala*) e quiabo (*Abelmoschus esculentus*), previamente produzidas em bandejas de isopor, foram transplantadas para vasos com solo previamente adubado (NASCIMENTO; AMANASINIWANDENA; XING, 2006), sendo utilizadas 04 mudas/vaso. Estas espécies foram escolhidas por representarem diferentes partes

comestíveis (tubérea, folha e fruto). Durante o experimento, a umidade do solo foi mantida a 80% da capacidade máxima de retenção de água. Ao final do ciclo, raízes e parte aérea foram coletadas separadamente, lavadas em água de torneira e em seguida em água destilada. Após lavadas, parte aérea e radicular foram, individualmente, acondicionadas em sacos de papel devidamente identificadas e colocadas em estufa com ventilação forçada, à temperatura entre 65-70 °C, por três dias. As amostras secas foram pesadas e trituradas em moinho tipo Wiley e em seguida submetidas à digestão nitroperclórica (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1999), sendo os teores de Pb, Fe, Zn, Mn e Ni quantificados por ICP-OES (Perkin Elmer Optima 7000 DV).

O experimento foi desenvolvido em delineamento experimental de blocos casualizados em esquema fatorial 5 x 3 x 4. Os tratamentos consistiram de cinco doses de Pb (0,0; 20,0; 50,0; 72,0 e 180,0 mg kg⁻¹ de solo), três espécies de olerícolas (cenoura, couve manteiga e quiabo) e quatro partes da planta (raiz, caule, folha e parte comestível), com quatro repetições. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e os testes de comparações de média, análise de regressão e correlação foram realizados por meio do SAS (2000), ao nível de 0,05 de probabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme resumo da análise de variância, verificou-se interação tripla significativa no fatorial composto por cinco doses de Pb, três espécies de hortaliças e quatro partes destas culturas (5x3x4) (Tabela 2). Neste sentido, o desdobramento

Tabela 2 - Resumo da análise de variância geral (quadrados médios) para as variáveis estudadas nas hortaliças, em função das doses de Pb aplicadas ao solo

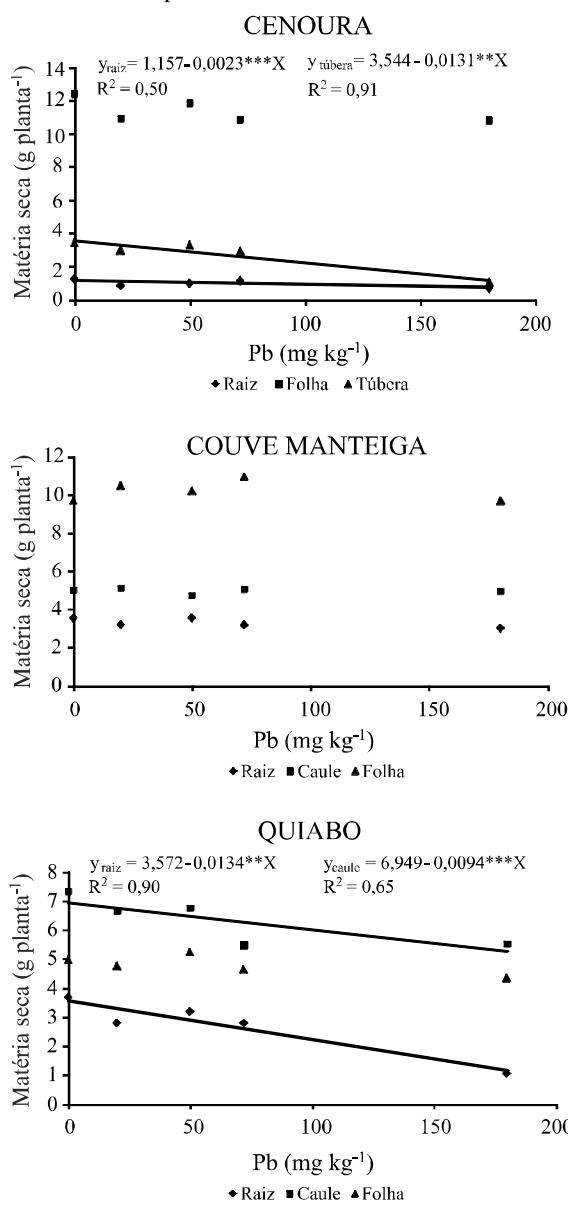
| FV | GL | Quadrado médio | | | | |
|-------------|-----|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| | | Pb | Fe | Mn | Ni | Zn |
| Bloco | 3 | 1,21 x 10 ² ns | 5,91 x 10 ² ns | 5,75 x 10 ³ * | 0,40 x 10* | 16,08 x 10 ² * |
| Cultura (C) | 2 | 32,90 x 10 ³ *** | 5,61 x 10 ⁴ ** | 28,06 x 10 ⁴ *** | 24,34 x 10 ² *** | 28,95 x 10 ³ *** |
| Dose (D) | 4 | 67,53 x 10 ³ *** | 5,53 x 10 ³ *** | 71,48 x 10 ³ *** | 1,42 x 10** | 76,67 x 10 ² ** |
| Parte (P) | 3 | 12,97 x 10 ⁴ *** | 6,88 x 10 ⁴ *** | 10,66 x 10 ⁵ *** | 12,77 x 10 ³ ** | 68,06 x 10 ² ** |
| C x D | 8 | 99,85 x 10 ² *** | 16,33 x 10 ³ ** | 7,41 x 10 ³ ** | 2,58 x 10*** | 12,75 x 10 ² *** |
| C x P | 6 | 35,61 x 10 ³ *** | 20,08 x 10 ⁴ *** | 62,09 x 10 ⁴ *** | 11,01 x 10 ³ ** | 49,79 x 10 ³ *** |
| D x P | 12 | 40,91 x 10 ³ ** | 11,47 x 10 ³ ** | 54,84 x 10 ³ ** | 2,66 x 10*** | 14,37 x 10 ² *** |
| C x D x P | 24 | 10,07 x 10 ³ *** | 94,38 x 10 ² *** | 14,72 x 10 ³ *** | 4,06 x 10*** | 6,88 x 10 ² *** |
| Erro | 177 | 123,81 | 435,50 | 2.524,49 | 1,69 | 200,97 |
| Média geral | - | 40,19 | 137,98 | 206,46 | 32,57 | 81,63 |
| CV (%) | - | 27,68 | 15,12 | 24,34 | 4,00 | 17,36 |

*, ** e *** significativos a 5, 1 e 0,1%, respectivamente; ns = não significativo

dos graus de liberdade da interação entre culturas, doses de Pb aplicadas ao solo e partes destes vegetais, foi utilizado para estudo do efeito das doses de Pb, na produção de biomassa seca das plantas, nos teores de Pb, Fe, Mn, Ni e Zn observados nas culturas, bem como nas partes destes vegetais.

O Pb promoveu redução significativa na produção de matéria seca das raízes e partes comestíveis da cenoura (Figura 1). A redução da matéria seca pode ser atribuída à redução da respiração, alterações na fotossíntese e no metabolismo do nitrogênio causados pelo excesso de Pb na planta (MERWE *et al.*, 2009).

Figura 1 - Produção de matéria seca (g vaso⁻¹) nas partes de cenoura, couve manteiga e quiabo, em resposta às doses crescentes de Pb aplicado no solo



No quiabeiro, a produção de matéria seca das raízes e caule foi afetada, enquanto na couve manteiga não houve efeito negativo do Pb na produção de biomassa em nenhum dos órgãos da planta. Isto demonstra que a couve manteiga é menos sensível aos efeitos adversos do Pb, o que corrobora a informação que este metal afeta os vegetais de forma diferenciada (HUSSAIN; LJAZ; BIBI, 2006). Estes resultados demonstraram ainda que, embora o Pb seja um metal fitotóxico, algumas espécies vegetais se desenvolvem em solos contaminados por este elemento sem apresentar redução no rendimento da matéria seca (HONG *et al.*, 2008). O reduzido efeito da fitotoxicidade do Pb pode ainda ser atribuído ao baixo teor disponível do metal, tendo em vista sua forte capacidade adsorvida com os componentes do solo (BOSSO; ENZWEILER, 2008). Portanto, alto teor de Pb no solo não está, necessariamente, relacionado com elevada toxicidade aos vegetais.

Houve aumento significativo da concentração do Pb nas raízes das plantas avaliadas (Tabela 3), corroborando os resultados de Sinha *et al.* (2006) em plantas de repolho cultivadas sob altas doses de chumbo. A retenção de Pb nas raízes ocorre devido à formação de precipitados de carbonato de Pb ou através da ligação do elemento às cargas negativas presentes na parede celular (SHARMA; DUBEY, 2005). Além disto, o aumento do teor de Pb nas raízes de cenoura e quiabeiro pode ser atribuído à menor produção de matéria seca neste órgão, devido às elevadas doses do metal aplicadas no solo cultivado (Figura 1).

O aumento do teor de Pb nas partes comestíveis da cenoura e da couve manteiga, decorrente da aplicação de doses crescentes de Pb no solo, indica que esses vegetais podem absorver e concentrar elevados teores

Tabela 3 - Equações de regressão para os teores de Pb nas partes das plantas de cenoura, couve manteiga e quiabo (Y) em resposta às doses crescentes do metal aplicadas no solo (X)

| Parte da planta | Equação de regressão | R ² |
|-----------------|-----------------------------------|----------------|
| Cenoura | | |
| Raiz | $Y = 0,159 + 3,377***X$ | 0,99 |
| Folha | $Y = 7,593$ | - |
| Túbera | $Y = 13,552 + 0,285**X$ | 0,84 |
| Couve manteiga | | |
| Raiz | $Y = 0,571 + 0,925***X$ | 0,99 |
| Caule | $Y = 9,823 + 0,117**X$ | 0,62 |
| Folha | $Y = 10,518 + 0,070*X$ | 0,74 |
| Quiabo | | |
| Raiz | $Y = 9,122 + 1,014***X$ | 0,96 |
| Caule | $Y = 13,006 + 0,358***X$ | 0,89 |
| Folha | $Y = 5,506 + 0,412*X - 0,002*X^2$ | 0,68 |

*. ** e *** significativos a 5,1, e 0,1% respectivamente

deste metal nestes órgãos. Contudo, com relação à parte comestível da cenoura, este aumento na concentração de Pb pode ser atribuído à menor produção de biomassa neste órgão quando as plantas foram cultivadas no solo com 180 mg de Pb por kg de solo (Figura 1).

Constatou-se ainda que, quando as plantas foram cultivadas no solo contaminado com 180 mg kg⁻¹, os teores deste metal na parte comestível da cenoura e couve manteiga (5,18 e 1,28 mg kg⁻¹ de peso fresco, respectivamente), superaram os limites considerados toleráveis pelo (CODEX ALIMENTARIUS, 2009). Este nível de contaminação é considerado o limite de investigação para áreas agrícolas pelo CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (2009) e, neste sentido, o solo não deve ser cultivado para a produção de alimentos, tendo em vista que o Pb poderá ser transferido às partes comestíveis dos vegetais, constituindo risco à população.

Nas folhas de quiabeiro, o teor de Pb apresentou comportamento quadrático, de modo que a partir da dose 103 mg de Pb por kg⁻¹ de solo, o metal possivelmente promoveu efeito fitotóxico e a planta restringiu o seu transporte para este órgão, ficando possivelmente retido pelas cargas negativas presentes nas paredes das células da raiz (LIU *et al.*, 2009).

A adição de Pb afetou significativamente a concentração de micronutrientes nos órgãos das hortaliças. Nas raízes da cenoura, observou-se redução no teor de Fe, enquanto as concentrações de Ni e Zn apresentam comportamento quadrático (Tabela 4). Nas folhas, verificou-se que os teores de Fe, Mn e Zn reduziram de forma linear, embora o teor de Ni não tenha sido afetado pelo Pb adicionado ao solo. Redução nos teores de Fe e Mn decorrente de doses crescentes de Pb também foi observada nas raízes e folhas de repolho (SINHA *et al.*, 2006), possivelmente devido à inibição competitiva, bloqueando a entrada destes elementos na planta (SHARMA; DUBEY, 2005). O Pb proporcionou aumento linear significativo nas concentrações de Ni e Zn nas tubéreas de cenoura. No entanto, o teor de Fe apresentou comportamento quadrático, enquanto a concentração de Mn não foi significativamente afetada pelo chumbo. O Pb pode alterar a seletividade da membrana plasmática nas células das raízes, afetando a absorção, o transporte e a alocação dos nutrientes nas partes das plantas, resultando no desbalanço nutricional (SHARMA; DUBEY, 2005).

Na couve manteiga, o Pb promoveu redução das concentrações de Fe, Mn e Ni nas folhas, embora tenha proporcionado aumento do teor de Zn neste órgão. Os teores de Ni e Zn na raiz não foram afetados pela adição de Pb, contudo, verificou-se aumento na concentração de Fe, corroborando os resultados de Gopal e Rizvi (2008) que também constataram aumento na concentração de Fe nas raízes das plantas de rabanete cultivadas com doses de chumbo. Nas raízes de quiabeiro, o Pb promoveu redução do teor de Fe, não afetou a concentração de Mn, enquanto que os teores de Ni e Zn apresentaram comportamento quadrático. A redução do Fe nas raízes das plantas do

quiabeiro pode ser devido ao bloqueio promovido pelo Pb limitando a entrada de cátions no sistema radicular das plantas (SHARMA; DUBEY, 2005). No caule, observou-se que o Pb reduziu o teor de Zn, entretanto não alterou as concentrações dos demais micronutrientes. O teor de Ni nas folhas de quiabeiro não foi afetado pelo Pb, embora tenha sido observada redução das concentrações de Fe, Mn e Zn neste órgão da planta.

Estes resultados observados nas três espécies avaliadas, em relação ao teor dos elementos constatados nos órgãos das plantas, indicam que houve um desbalanço nutricional nestas plantas, o que segundo Paivoke (2002) pode ser considerado um dos principais impactos do excesso de Pb sobre os vegetais.

As concentrações de Pb disponível, determinadas através dos extratores EDTA e DTPA, apresentaram correlação positiva e significativa com os teores do elemento na fração trocável e matéria orgânica (Tabela 5), indicando que o teor do metal determinado nestas frações do solo, também apresenta-se potencialmente disponível às plantas (LI *et al.*, 2007).

Os maiores coeficientes de correlação observados entre os teores de Pb nas partes da planta e na fração trocável do solo, comparativamente à matéria orgânica, sugerem que o teor de Pb determinado naquela fração, por estar adsorvido mais fracamente, é um bom indicativo do metal potencialmente disponível às plantas (LI *et al.*, 2007).

O Pb retido nas frações óxido de ferro amorfo e cristalino, apresentou menores coeficientes de correlação com o teor de Pb nos órgãos das plantas, comparativamente às demais frações avaliadas, demonstrando que o metal adsorvido nestas frações do solo não está potencialmente disponível aos vegetais. A forte retenção do Pb nos óxidos de ferro, decorrente das intensas ligações químicas, faz com que este metal apresente-se pouco móvel no ambiente e, consequentemente, pouco disponível às plantas (BOSSO; ENZWEILER, 2008).

A distribuição do Pb, representado pelo teor natural do solo mais a dose aplicada, apresentou variações significativas, sendo os menores teores observados na fração residual (Tabela 6). Observou-se ainda predominância do Pb ligado à matéria orgânica, seguido da fração óxido de ferro cristalino. A adição do Pb ao solo não aumentou a concentração do elemento na fração trocável, possivelmente em decorrência do baixo teor de argila (Tabela 1) e devido ao pH do solo que foi corrigido para 6,5 favorecendo aos processos de complexação, precipitação e quimiossorção por óxidos e filossilicatos. A predominância do Pb adsorvido à fração matéria orgânica, pode estar associada à percentagem relativa desta fração no solo (Tabela 1) ou decorre, ainda, da afinidade do metal por esta fração do solo (LINHARES *et al.*, 2009). Esta distribuição de Pb corrobora os resultados observados por outros autores (COSTA *et al.*, 2007) ao promoverem o fracionamento seqüencial do Pb em solos.

Tabela 4 - Equações de regressão para os teores de micronutrientes nas partes das plantas de cenoura, couve manteiga e quiabo em resposta às doses crescentes de Pb aplicado no solo

| Nutriente | Parte da planta | Equação de regressão | R ² |
|----------------|-----------------|---|----------------|
| Cenoura | | | |
| Fe | Raiz | $Y = 165,889 - 0,1816*X$ | 0,77 |
| | Folha | $Y = 183,901 - 0,343***X$ | 0,73 |
| | Túbera | $Y = 123,985 + 6,193***X - 0,025***X^2$ | 0,86 |
| Mn | Raiz | $Y = 645,229$ | - |
| | Folha | $Y = 429,979 - 1,354***X$ | 0,67 |
| | Túbera | $Y = 126,293$ | - |
| Ni | Raiz | $Y = 21,076 + 0,171***X - 0,008***X^2$ | 0,84 |
| | Folha | $Y = 48,982$ | - |
| | Túbera | $Y = 52,001 + 0,076***X$ | 0,61 |
| Zn | Raiz | $Y = 133,219 + 0,898*X - 0,004*X$ | 0,95 |
| | Folha | $Y = 92,124 - 0,204*X$ | 0,64 |
| | Túbera | $Y = 103,755 + 0,172*X$ | 0,59 |
| Couve manteiga | | | |
| Fe | Raiz | $Y = 118,483 + 0,310**X$ | 0,55 |
| | Caule | $Y = 144,240$ | - |
| | Folha | $Y = 207,768 - 0,539***X$ | 0,62 |
| Mn | Raiz | $Y = 141,605 + 1,187*X - 0,006*X$ | 0,81 |
| | Caule | $Y = 61,212$ | - |
| | Folha | $Y = 248,005 - 0,547***X$ | 0,72 |
| Ni | Raiz | $Y = 8,183$ | - |
| | Caule | $Y = 49,005 + 0,003*X - 0,001*X^2$ | 0,55 |
| | Folha | $Y = 48,955 - 0,001*X$ | 0,91 |
| Zn | Raiz | $Y = 81,099$ | - |
| | Caule | $Y = 116,372$ | - |
| | Folha | $Y = 138,223 + 0,358***X$ | 0,83 |
| Quiabo | | | |
| Fe | Raiz | $Y = 182,190 - 0,557***X$ | 0,60 |
| | Caule | $Y = 137,413$ | - |
| | Folha | $Y = 182,012 - 0,440***X$ | 0,67 |
| Mn | Raiz | $Y = 120,451$ | - |
| | Caule | $Y = 157,58$ | - |
| | Folha | $Y = 603,913 - 2,964***X$ | 0,73 |
| Ni | Raiz | $Y = 10,814 + 0,242***X - 0,001***X^2$ | 0,80 |
| | Caule | $Y = 49,283$ | - |
| | Folha | $Y = 48,965$ | - |
| Zn | Raiz | $Y = 68,544 + 0,662***X - 0,004***X^2$ | 0,57 |
| | Caule | $Y = 131,568 - 0,172***X$ | 0,62 |
| | Folha | $Y = 101,046 - 0,298***X$ | 0,65 |

. e *** significativos a 5,1, e 0,1% respectivamente

Tabela 5 - Coeficientes de correlação linear simples de Pearson entre os teores de Pb (mg kg^{-1}) obtidos nas frações do solo: trocável (Tr), matéria orgânica (MO), óxido de ferro amorfo (OxFeA) e óxido de ferro cristalino (OxFeC) e Pb disponível extraído por EDTA e DTPA e os teores de Pb (mg kg^{-1}) na raiz (R), parte aérea (PA) e parte comestível (PC) das hortaliças cultivadas em solo contaminado por chumbo

| | Tr | MO | OxFeA | OxFeC | DTPA | EDTA |
|------|---------|---------|--------|-------|--------|--------|
| EDTA | 0,69*** | 0,67*** | ns | ns | - | - |
| DTPA | 0,72*** | 0,73** | ns | ns | - | - |
| R | 0,76*** | 0,64** | 0,55** | 0,49* | 0,59** | 0,48** |
| PA | 0,61** | 0,49* | 0,45* | ns | 0,57* | ns |
| PC | 0,54* | 0,51** | ns | ns | ns | ns |

*, **, *** significativos a 5, 1 e 0,1%, respectivamente; ns = não significativo

Tabela 6 - Teor de Pb (mg kg^{-1}) nas frações do solo trocável (Tr), matéria orgânica (MO), óxido de ferro amorfo (OxFeA), óxido de ferro cristalino (OxFeC) e residual (Res) em função da aplicação de doses crescentes

| Dose de Pb no solo (mg kg^{-1}) | Pb nas frações do solo (mg kg^{-1}) | | | | |
|--|--|----------|---------|---------|--------|
| | Tr | MO | OxFeA | OxFeC | Res |
| 0 | 0,83 d | 6,66 a | 2,96 c | 5,34 b | 0,71 d |
| 20 | 0,91 d | 18,52 a | 4,78 c | 11,22 b | 1,07 d |
| 50 | 3,81 d | 35,96 a | 9,91 c | 14,63 b | 2,18 d |
| 72 | 5,59 d | 53,28 a | 10,18 c | 16,17 b | 3,28 d |
| 180 | 9,66 c | 137,66 a | 20,37 b | 23,87 b | 4,94 d |

Médias seguidas pela mesma letra minúscula nas linhas, por dose de Pb, não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey, $P < 0,05$

Embora o Pb tenha alta afinidade pelos óxidos de Fe (SILVA; VITTI, 2008), a reduzida porcentagem do metal associada às frações óxido de Fe amorfo e cristalino, comparativamente à matéria orgânica, pode ser decorrente do baixo teor de argila presente no solo (Tabela 1).

É pertinente ressaltar que o Pb adsorvido à fração trocável e matéria orgânica pode ser potencialmente móvel no solo. As ligações eletrostáticas do Pb na fração trocável fazem com que o elemento seja facilmente biodisponível (COSTA *et al.*, 2007; LU; ZHANG; SHAN, 2005). Embora o Pb adsorva-se à matéria orgânica através de complexos metálicos mais estáveis que reduzem sua disponibilidade (GUPTA; SINHA, 2006), o metal retido nesta fração do solo pode representar potencial risco ao ambiente, tendo em vista que quando solúvel ou decomposta, a matéria orgânica pode liberar o elemento, contaminando solo, água e plantas (TORRI; LAVADO, 2009).

CONCLUSÕES

1.O Valor de Intervenção indicado pelo CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (2009) para solos agrícolas contaminados por Pb, indica a necessidade de mitigação, pois plantas alimentícias cultivadas nestas condições podem apresentar perigo à saúde humana;

2.O Pb afetou a absorção e a distribuição de micronutrientes nos diversos órgãos das hortaliças, causando desbalanço nutricional;

3.Os teores de Pb verificados nas frações trocáveis e matéria orgânica, foram bem correlacionados com as concentrações do metal na planta e podem predizer o potencial de biodisponibilidade do elemento no solo.

AGRADECIMENTOS

Ao pesquisador Dr. Carlos Alberto da Silva Ledo, pela orientação nas análises estatísticas (Embrapa/CNPMF) e a CAPES pela concessão de bolsa de estudos para o doutorado em Ciência do Solo.

REFERÊNCIAS

- BOSSO, S. T.; ENZWEILER, J. Ensaios para determinar o (Bio)disponibilidade de Pb em solos contaminados. *Química Nova*, v. 31, n. 2, p. 394-400, 2008.
- CHAO, T. T.; ZHOU, L. Extraction techniques for selective dissolution of amorphous iron oxides from soils and sediments. *Soil Science Society American Journal*, v. 47, n. 2, p. 225-232, 1983.

- CHEN, S. et al. Estimation of lead bioavailability in smelter-contaminated soils by single and sequential extraction procedure. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicology**, v. 82, n. 1, p. 43-47, 2009.
- CODEX ALIMENTARIUS - International Food Standards. Disponível em: <http://www.codexalimentarius.net/web/moreinfo.jsp?id_sta=17>. Acesso em: 18 abr. 2010.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 13 fev. 2010.
- COSTA, C. N. et al. Fracionamento sequencial de cádmio e chumbo em solos. **Ciência Rural**, v. 37, n. 5, p. 1323-1328, 2007.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.
- GOPAL, R.; RIZVI, A. H. Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. **Chemosphere**, v. 70, n. 9, p. 1539-1544, 2008.
- GUEVARA-RIBA, A. et al. Assessment of metal mobility in dredged harbour sediments from Barcelona (Spain). **Science Total Environmental**, v. 321, n. 1/3, p. 241-255, 2004.
- GUPTA, A. K.; SINHA S. Chemical fractionation and heavy metal accumulation in the plant of Sesamum indicum (L.) var. T55 grown on soil amended with tannery sludge: Selection of single extractants. **Chemosphere**, v. 64, n. 1, p. 161-173, 2006.
- HONG, C. L. et al. Assessing lead thresholds for phytotoxicity and potential dietary toxicity in selected vegetable crops. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicology**, v. 80, n. 4, p. 356-361, 2008.
- HUSSAIN, M.; LJAZ, S.; BIBI, M. Accumulation of nutrients and metal ions by two mung bean [*Vigna radiate* (L.) Wilczek] cultivars treated with copper and lead. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicology**, v. 77, n. 4, p. 581-589, 2006.
- ISHIKAWA, D. N. et al. Avaliação do risco ambiental em sedimentos dos lagos do riacho Cambé, em Londrina, pela distribuição de metais. **Química Nova**, v. 32, n. 7, p. 1744-1749, 2009.
- LANTMANN, A. F.; MEURER, E. J. Estudo de eficiências de extratores para avaliação de zinco disponível no solo para milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 6, n. 2, p. 131-135, 1982.
- LI, J. X. et al. Fractionation of lead in paddy soils and its bioavailability to rice plants. **Geoderma**, v. 141, n. 3/4, p. 174-180, 2007.
- LINDSAY, W. L.; NORWELL, W. A. Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of America Journal**, v. 42, n. 3, p. 421-428, 1978.
- LINHARES, L. A. et al. Adsorção de cádmio e chumbo em solos tropicais altamente intemperizados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 3, p. 291-299, 2009.
- LIU, D. et al. Uptake and accumulation and oxidative stress in garlic (*Allium sativum* L.) under lead phytotoxicity. **Ecotoxicology**, v. 18, n. 1, p. 134-143, 2009.
- LU, A.; ZHANG, S.; SHAN, X-Q. Time effect on the fractionation of heavy metals in soils. **Geoderma**, v. 125, n. 3/4, p. 225-234, 2005.
- MERWE, M. J. V. D. et al. Decreased mitochondrial activities of malate dehydrogenase and fumarase in tomato lead to altered root growth and architecture via diverse mechanisms. **Plant Physiology**, v. 149, n. 2, p. 653-669, 2009.
- NASCIMENTO, C. W. A.; AMARASIRIWARDENA, D.; XING, B. Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil. **Environmental Pollution**, v. 140, n. 1, p. 114-123, 2006.
- PAIVOKE, A. E. A. Soil lead alters phytase activity and mineral nutrient balance of *Pisum sativum*. **Environmental Experimental Botany**, v. 48, n. 1, p. 61-73, 2002.
- SARMA, M.; HANDIQUE, G. K.; HANDIQUE, A. K. Toxic heavy metal stress in paddy: metal accumulation profile and development of a novel stress protein in seed. **Indian Journal of Plant Physiology**, v. 11, n. 3, p. 227-233, 2006.
- SHARMA, P.; DUBEY, R. S. Lead toxicity in plants. **Brazilian Journal Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 35-52, 2005.
- SAS Institute INC. **SAS/STAT User's Guide**. Versão 8.0. Cary: SAS Institute, Inc., 2000. v. I, II and v. III.
- SHUMAN, L. M. Fractionation method for soil microelements. **Soil Science**, v. 140, n. 1, p. 11-22, 1985.
- SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C. Fracionamento de metais pesados em solo contaminado antes e após cultivo de arroz. **Química Nova**, v. 31, n. 6, p. 1385-1391, 2008.
- SINHA, P. et al. Alteration in uptake and translocation of essential nutrients in cabbage by excess lead, **Chemosphere**, v. 65, n. 4, p. 651-656, 2006.
- TEKLIC, T. et al. Antioxidative responses in radish (*Raphanus sativus* L.) plants stressed by copper and lead in nutrient solution and soil. **Acta Biológica Cracoviensis**, v. 50, n. 2, p. 79-86, 2008.
- TORRI, S.; LAVADO, R. Plant absorption of trace elements in sludge amended soils and correlation with soil chemical speciation. **Journal Hazardous Materials**, v. 166, n. 2/3, p. 1459-1465, 2009.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 3050 B**. 1998. Disponível em: <<http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050b.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2010.
- VERMA, S.; DUBEY, R. S. Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activity of antioxidant enzymes in growing rice plants. **Plant Science**, v. 164, n. 4, p. 645-655, 2003.