

<http://dx.doi.org/10.21707/gaia.v10.n04a25>

## BIOACUMULAÇÃO DE CHUMBO EM PLANTAS DE CENOURA (*DAUCUS CAROTA*) E SEUS EFEITOS NA SAÚDE HUMANA

LÍVIA OLIVEIRA CORREIA<sup>1</sup>; JORDAN BRIZI NERIS<sup>2</sup>; PAULO MARROCOS<sup>3</sup>; FERMIN GARCIA VELASCO<sup>4\*</sup>; FRANCISCO MARTINEZ LUZARDO<sup>4</sup>; DIANGO MONTALVAN OLIVARES<sup>5</sup>; OHANA NADINE DE ALMEIDA<sup>6</sup> & HERICK MACEDO SANTOS<sup>6</sup>

<sup>1</sup> Doutoranda no Programa de Desenvolvimento Meio Ambiente na Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) – liviacorreia@yahoo.com.br

<sup>2</sup> Discente de Graduação em Química, Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Exatas e Tecnológicas (DCET) - jordanbrizi@gmail.com

<sup>3</sup> Pesquisador da Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC), Docente da Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Filosofia e Ciências Humanas (DFCH) – marrocos@ceplac.gov.br

<sup>4</sup> Docente da Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Exatas e Tecnológicas (DCET) – (\* autor correspondente ferminv@gmail.com) ; fmartinezluzardo@gmail.com

<sup>5</sup> Mestre em Física na Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) diango.mo87@gmail.com

<sup>6</sup> Mestrando do Programa de Pós-graduação em Química na Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) – Ohana\_1992@hotmail.com; herick\_yip90@hotmail.com

Recebido em 05 de novembro de 2016. Aceito em 08 de dezembro de 2016. Publicado em 19 de dezembro de 2016.

**RESUMO** – Na atualidade, o aumento das atividades agrícolas, industriais e de mineração têm contribuído para a elevação dos teores de Pb no solo, representando sérios riscos à saúde humana. O presente trabalho objetiva estudar os efeitos que diferentes concentrações de Pb no solo provocam no desenvolvimento de plantas de cenoura e o risco à saúde humana derivado de seu consumo. O experimento foi realizado em condições controladas em casa de vegetação durante 120 dias e as plantas foram cultivadas com diferentes concentrações de Pb no solo. Nas raízes e parte aérea da cenoura foram determinados os teores de Pb, P, K, Fe, Zn, Mn, utilizando um Espectrômetro de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP OES) e de N usando o método de Kjeldahl. Foram estimados os teores de Pb nos tecidos humanos utilizando os modelos biocinéticos publicados na literatura e implementados no código computacional MCFLUX. As plantas de cenoura apresentaram características hiperacumuladoras de Pb e mostraram redução na biomassa da cenoura e desequilíbrio na absorção de nutrientes pela interferência do Pb. A maior parte do Pb absorvido pela planta foi acumulada na raiz que é a fração comestível da cenoura. Com base na dieta média da população brasileira foi possível estimar que inclusive para cenouras cultivadas em solos com teores abaixo do limite máximo estabelecido (CONAMA 420/2009) são atingidas concentrações de Pb em sangue e outros órgãos em níveis tóxicos elevados. Como resultado do trabalho se infere a necessidade de revisão das normas reguladoras de metais no solo.

**PALAVRAS-CHAVE:** BIOACUMULAÇÃO DE CHUMBO, CENOURA, BIOCINÉTICA, RISCO A SAÚDE.

### LEAD BIOACCUMULATION IN CARROT (*DAUCUS CAROTA*) AND ITS EFFECTS ON HUMAN HEALTH

**ABSTRACT** – Nowadays, the increase of agricultural, industrial and mining activities have contributed to the increase of Pb content in the soil, representing serious risks to human health. This work aims to study the effects that different Pb concentrations in soils cause in the development of carrot plants and the risk to human health derived from its consumption. The experiment was carried out under controlled conditions in a greenhouse for 120 days and the plants were grown with different, Pb concentrations in soil. Concentrations in the root and aerial part of carrots of Pb, P, K, Fe, Zn, Mn, using a spectrometer Optical Emission Inductively Coupled Plasma (ICP OES) and of N using the Kjeldahl method were determined. Pb levels in human tissues, using biokinetic models published in the literature and implemented in computer code MCFLUX, were estimated. The carrot plants showed characteristics of Hyperaccumulators plants for Pb. A reduction in biomass carrot and imbalance in the absorption of nutrients by the interference Pb were observed. Most of Pb absorbed by the plant has been accumulated in the root which is the edible fraction of carrot. Based on the average of the Brazilian population diet it was possible to estimate that including carrots grown in soil with levels below the maximum established limit (CONAMA 420/2009) are reached Pb concentrations in blood and other organs in highly toxic levels. These results indicate the need to review the regulatory standards for metals in the soil.

**KEY WORDS:** LEAD BIOACCUMULATION, CARROT, BIOCINETICS, HEALTH RISK.

**BIOACUMULACIÓN DE PLOMO EN LA PLANTA DE LA ZANAHORIA (*DAUCUS CAROTA*) Y SUS EFECTOS SOBRE LA SALUD HUMANA**

**RESUMEN** – Actualmente, el aumento de actividades agrícolas, industriales y de minería han contribuido al aumento del contenido de Pb en suelo, lo que representa graves riesgos para la salud humana. Este trabajo tiene como objetivo estudiar los efectos que diferentes concentraciones de Pb en suelos provocan en el desarrollo de plantas de zanahoria y el riesgo para la salud humana derivados de su consumo. El experimento se realizó en condiciones controladas en invernadero durante 120 días y las plantas se cultivaron con diferentes concentraciones de Pb en suelo. Se determinaron las concentraciones en raíces y parte aérea de la zanahoria de Pb, P, K, Fe, Zn, Mn, utilizando un espectrómetro de emisión óptica de plasma (ICP OES) y de N por el método de Kjeldahl. Se estimaron los niveles de Pb en tejidos humanos utilizando modelos biocinéticos publicados en la literatura y aplicados en código computacional MCFLUX. Las plantas de zanahoria mostraron características hiperacumuladoras y mostraron reducción de biomasa de la zanahoria y desequilibrio en la absorción de nutrientes por interferencia del Pb. La mayoría del Pb absorbido fue acumulado en la raíz que es la fracción comestible de la zanahoria. Con base en la dieta promedio brasileña fue posible estimar que: inclusive para zanahorias cultivadas en suelos con niveles abajo del límite máximo establecido (CONAMA 420/2009), se acumulan concentraciones de Pb en la sangre y otros órganos en altos niveles tóxicos. Como resultado del trabajo se infiere la necesidad de revisión de las normas reguladoras de metales en suelo.

**PALABRAS CLAVE:** *BIOACUMULACIÓN DE PLOMO, ZANAHORIA, BIOCINÉTICA, RIESGO DE SALUD.*

## INTRODUÇÃO

O chumbo tem sido apontado como um dos metais com maior potencial de toxicidade e é considerado um importante poluente ambiental (Cao et al. 2016, Alves et al. 2014, Liu et al. 2013, Almeida et al. 2011). Muitos trabalhos têm reportado casos de contaminação com metais tóxicos com conseqüências graves para a saúde da população exposta, como por exemplo, o desastre ambiental de Love Canal em Nova York na década de 1970 (Thomson 2015), em Ajka na Hungria (Völgyesi et al. 2014) e no Brasil ocorreram casos de contaminação de Pb em Cubatão e Bauru no estado de São Paulo (Cunha et al 2005, Freitas et al. 2007), no Vale do Ribeira situado entre o leste do Paraná e sul de São Paulo (Paoliello et al. 2002) em Santo Amaro da Purificação no estado da Bahia (Magna et al. 2014). Recentemente, o Brasil presenciou o maior desastre ambiental da sua história no município de Mariana em Minas Gerais, onde houve o rompimento da barragem da mineradora Samarco e mais de 62.000.000 m<sup>3</sup> de rejeitos de mineração foram liberados, atingindo 41 municípios, inclusive áreas estuarinas, aumentando os teores de metais em águas naturais e comprometendo espécies aquáticas (Neves et al. 2016, Segura et al. 2016 ). Outro aspecto relevante se refere ao fato de que tanto o Pb como outros metais tóxicos não são degradados na natureza, acumulando-se no solo, a seguir são lixiviados para as águas subterrâneas podendo contaminar diversos compartimentos ambientais e provocar impactos negativos persistentes durante várias décadas (Adamu et al. 2015, Mahmood e Malik. 2014, Sharma e Dubey 2005).

O chumbo presente no solo pode causar efeitos diretos no desenvolvimento dos vegetais, comprometendo a germinação de sementes e o crescimento da planta, reduzindo a transpiração e a pressão osmótica da seiva celular, o potencial de água no xilema, o conteúdo de água, a absorção e transporte de nutrientes minerais, e, além disso, tem sido reportado evidências de que prejudica o desenvolvimento radicular (Almeida et al. 2007). Apesar dos efeitos do chumbo no organismo vegetal, algumas espécies de plantas classificadas como hiperacumuladoras possuem a capacidade de acumular em seus tecidos altos teores deste metal, chegando a representar o chumbo 1% da biomassa seca. Estas espécies de plantas podem absorver de 50 a 100 vezes mais as quantidades de metais em comparação com outras plantas, e geralmente translocam, sequestram e degradam

estes poluentes (Lee 2013, Ali et al. 2012, Adesodun et al. 2010, Chehregani et al. 2009, Wilson e Pyatt 2007).

Plantas de cenoura quando cultivadas em solo contaminado com Pb absorvem grandes quantidades do metal que se concentram principalmente na raiz, que é a sua fração comestível (Verma e Dubey 2003). Embora o chumbo seja um metal de baixa mobilidade, em conjunto com agentes quelantes pode solubilizar-se no solo e ser absorvido em maior quantidade pelas plantas, como a cenoura que é considerada uma hiperacumuladora de Pb pela sua tolerância ao metal (Babaeian et al 2015).

Os metais tóxicos ou potencialmente tóxicos podem ser prejudiciais à saúde humana mesmo em baixas concentrações, pois não possuem nenhuma função no organismo devido ao fato da excreção em muitos casos não ser eficiente, os metais tóxicos acabam se acumulando nos tecidos causando efeitos adversos a saúde. Especificamente o chumbo pode causar distúrbio no metabolismo, problemas gastrointestinais, neurológicos e cardiovasculares, com diferentes intensidades sintomáticas, a depender dos níveis de exposição e do extrato da população atingida (Flora 2012, Singh 2011). Além disso, o Pb é classificado pela *International Agency for Research on Cancer IARC* (2006) como agente tóxico tipo 2B, ou seja, provável cancerígeno humano.

Os dados atuais disponíveis na literatura e nos bancos de dados internacionais de toxicologia (USEPA IRIS 2016, Health Canada 2011, Health Canada 2009, USEPA 2004) apontam que até o momento não foi possível determinar valores seguros para a dose de exposição ao Pb (limites de referência de risco RfD ou TDI) e praticamente toda a informação toxicológica atual utiliza como referência o nível de chumbo em sangue (*Blood Lead Level-BLL*). O chumbo pode penetrar no organismo tanto por via oral, como inalatória. Ao atingir o trato gastrointestinal o chumbo ingerido é direcionado para a corrente sanguínea, onde será redistribuído para os diversos tecidos. Os teores de Pb acumulados nos tecidos variam de acordo com a taxa de transferência entre os órgãos e seu comportamento metabólico. Existem vários trabalhos que reportam a biocinética do chumbo em humanos. O modelo mais utilizado é o reportado pela *International Commission on Radiological Protection (ICRP67)* no qual foi determinado e ajustado o modelo biocinético do Pb e seus parâmetros de fluxo em humanos. Este modelo permite prever, dada uma taxa de ingestão ou inalação de Pb, o comportamento temporal das concentrações de chumbo em sangue, nos tecidos moles, rins, ossos, fígado, cérebro, etc. (IRCP 1993). Os valores limites de chumbo no sangue são controversos, até 1991 o *Centers for Disease Control Prevention (CDC)* considerou o limite máximo seguro do teor de Pb em sangue para crianças de  $10,0 \mu\text{g dL}^{-1}$ . Entretanto, o próprio CDC em 2012 reportou um novo valor limite de  $5,0 \mu\text{g dL}^{-1}$  (CDC 2012). No Brasil, a Norma Regulamentadora (NR-7), para adultos ocupacionalmente expostos, estabelece o limite de  $40,0 \mu\text{g dL}^{-1}$  de Pb em sangue (Brasil, 1994).

A maioria dos estudos da contaminação por chumbo e outros metais tóxicos aparecem de forma fragmentada na literatura. São estudados em muitos trabalhos os níveis de poluição nas matrizes físicas ambientais (solo, água e ar), outros autores abordam sua transferência para a biota e também existe uma ampla literatura que estuda a toxicidade do chumbo em humanos. Entretanto, são escassos os trabalhos que abordam essa problemática de forma integrada, partindo do transporte do Pb desde os compartimentos físicos ambientais até os mais altos níveis da cadeia alimentar e estudando seus efeitos na saúde, com base no comportamento biocinético e metabólico do Pb em humanos.

O presente trabalho objetiva investigar os impactos que sofrem as plantas de cenoura cultivadas em solos contaminados por chumbo e analisar os possíveis efeitos na saúde humana pelo consumo da cenoura contaminada.

## MATERIAL E MÉTODOS

Para realização dessa pesquisa, plantas de cenoura foram cultivadas em solos contaminados artificialmente com nitrato de chumbo em quatro concentrações (0,0; 90,0; 180,0; 270,00 mg kg<sup>-1</sup>). Após 120 dias de cultivo as plantas de cenoura foram coletadas e fracionadas em raiz, caule e folha e em cada compartimento foram analisados os teores de chumbo (Pb), nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn). Foi avaliada a influência dos teores de Pb detectados nas plantas sobre a produção de biomassa da planta e a absorção de macro e micronutrientes. Com base nos teores de Pb encontrados na parte consumível da cenoura foram estimadas suas concentrações nos órgãos humanos e avaliada as possíveis consequências na saúde da população exposta.

### *Instalação experimental*

As plantas de cenoura utilizadas nessa pesquisa foram cultivadas em condições controladas na casa de vegetação da Seção de Fisiologia Vegetal do Centro de Pesquisa do Cacau, da Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (SEFIS/CEPEC/CEPLAC), entre os meses de fevereiro e maio de 2016. Para o experimento foram coletadas amostras de solo em uma área agrícola no município de Jaguaquara – BA, região de grande produção de hortaliças. O tipo de solo presente nessa região é o Latossolo Vermelho Distrófico, de textura areno-argilosa. Considerando que o interesse dessa pesquisa é na fração agricultável, as amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0 a 20 cm.

O solo coletado foi seco e peneirado e esterilizado a 120°C por 40 min. Após a esterilização, foi feita uma amostragem composta para a determinação dos parâmetros físicos e químicos do solo (Tabela 1). Este procedimento foi realizado no Laboratório de Solos da CEPEC/CEPLAC, conforme o protocolo disponibilizado pela EMBRAPA (1999). Antes do plantio, com base nos resultados das análises físicas e químicas foi feita a calagem e a correção dos teores de nutrientes. Para a calagem foi adicionado ao solo equivalente a 2,0 t ha<sup>-1</sup> de carbonato de cálcio 30 dias antes do plantio. O solo foi corrigido adicionando P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, KCl e NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, na proporção de 280,0; 160,0 e 160,0 kg ha<sup>-1</sup> respectivamente, 15 dias antes do plantio segundo a recomendação de Filgueira et al. (1999). Posteriormente o solo foi contaminado artificialmente por Nitrato de Chumbo Pb (NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> diluído em água de forma a alcançar as concentrações: 90,0; 180,0 e 270,0 mg de Pb por kg de solo. A escolha desses valores foi orientada pelo critério de estudar cenários com concentrações de Pb abaixo, igual e acima do limite máximo estabelecido para solos agrícolas pela Resolução CONAMA 420/2009 que é 180,0 mg kg<sup>-1</sup>. Após o tratamento, o solo foi acondicionado em vasos de 20,0 kg para instalação do experimento.

**Tabela 1** - Características químicas e físicas do Latossolo Vermelho Distrófico com textura argilo-arenosa utilizado no experimento

Parâmetro	Valor	Unidade	Extrator
pH em H <sub>2</sub> O	5,2	-	-
Al	0	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	KCl
Ca	3,5	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	KCl
Mg	2,1	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	KCl
Ca+ Mg	5,5	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	KCl
H + Al	4,5	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	KCl
K	0,29	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	Mehlich
P	8,0	mg dm <sup>-3</sup>	Mehlich
Fe	160,0	mg dm <sup>-3</sup>	Mehlich
Zn	1,0	mg dm <sup>-3</sup>	Mehlich
Cu	1,0	mg dm <sup>-3</sup>	Mehlich
Mn	9,0	mg dm <sup>-3</sup>	Mehlich
Areia	505,0	g kg <sup>-1</sup>	-
Silte	122,0	g kg <sup>-1</sup>	-
Argila	373,0	g kg <sup>-1</sup>	-

Para o desenvolvimento do experimento, dez sementes de cenoura (*Daucus Carota*) foram semeadas em vasos de 20L e após 30 dias foi feito o desbaste permanecendo as quatro plantas mais vigorosas por vaso. O planejamento experimental foi em quatro blocos ao acaso, com tratamentos de quatro concentrações de Pb no solo: 0,0; 90,0; 180,0 e 270,0 mg kg<sup>-1</sup>, cada um com três repetições e a unidade experimental composta por quatro plantas. Durante o experimento, a irrigação foi com água deionizada, a umidade do solo mantida em 80% da sua capacidade de retenção e o pH foi mantido em 6,0.

#### *Análise de planta*

Após 120 dias de cultivo, amostras de plantas de cenoura foram analisadas e determinados os teores de Pb, macro e micronutrientes. As amostras foram lavadas com água deionizada, fracionadas nos compartimentos raiz, caule e folha e colocadas por 10 minutos em solução de 0,5 M de HCl e a seguir enxaguadas com água deionizada. Após lavagem as amostras foram liofilizadas, foi determinado o peso seco e moídas um moinho tipo Willey. A digestão foi realizada em bloco digestor TECNAL (modelo TE-007MP) com dedo frio, submetendo 0,2 g da amostra misturada a 4,0 mL de HNO<sub>3</sub> a uma temperatura de 50° C por 30 min. A seguir a temperatura foi aumentada para 120° C por 2 h, mantendo-se essa temperatura, foi adicionado, por duas vezes com intervalo de 15 min: 1,0 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e manteve-se o processo de digestão por mais 15 min.

As análises de nutrientes (P, K, Mn, Zn e Fe) e Pb nas amostras digeridas foram realizadas por espectrometria de emissão óptica com ICP OES (Varian 710 - ES). A determinação do nitrogênio (N) foi pelo método Kjeldahl (Tedesco et al. 1995), que avaliou o teor total do elemento.

*Estudo do biocinética do chumbo em humanos*

Para a análise da biocinética do chumbo em organismos humanos foi desenvolvido e utilizado o código computacional MCFLUX, com base no modelo biocinético recomendado pelo ICRP67 (ICRP 1993, Leggett 1993). O MCFLUX é uma versão ampliada e atualizada do código BIODINETICS que foi desenvolvido e validado nos trabalhos (Garcia et al. 2006) e (Arruda-Neto et al. 2009). O algoritmo computacional do código MCFLUX inclui duas soluções alternativas ao sistema de equações diferenciais dos modelos biocinéticos: o método algébrico de Hamilton-Caley (Birchall e James 1989) e o método numérico Runge-Kutta de 4ª ordem (Press et al. 1992). Esta característica do código MCFLUX aumenta sua robustez, pois em alguns sistemas de equações diferenciais tanto o método algébrico ou numérico podem não convergir, além de que possibilita a checagem dos resultados por ambos métodos alternativos quando ambos convergem.

Os cálculos da biocinética foram realizados assumindo uma dieta de ingestão crônica de 0,9 g de cenouras por dia de acordo ao consumo *per capita* reportado pela Pesquisa de Orçamento Familiar (IBGE 2009). É importante salientar que os valores de consumo reais em alguns indivíduos podem exceder significativamente os valores médios atribuídos pelo IBGE, e, portanto para alguns casos os valores obtidos de ingestão do Pb podem estar subestimados.

As estimativas dos teores de chumbo nos órgãos foram realizadas com base em uma ingestão crônica diária de cenoura contaminada, por um período de exposição de 60 anos. O código foi aplicado nos três cenários estudados de contaminação do solo. Para os cálculos foram utilizados os valores, encontrados experimentalmente, das concentrações de Pb na raiz da cenoura em cada cenário e a taxa de ingestão diária do contaminante (Tabela 2).

**Tabela 2** - Valores utilizados para o estudo da biocinética de Pb em humanos via ingestão de cenoura contaminada

Cenário	Concentração de Pb no solo (mg kg <sup>-1</sup> )	Concentração máxima de Pb na cenoura (mg kg <sup>-1</sup> )	Taxa de ingestão diária (µg dia <sup>-1</sup> )
A	90,0	2,0	2,0
B	180,0	8,0	8,0
C	270,0	5,5	5,5

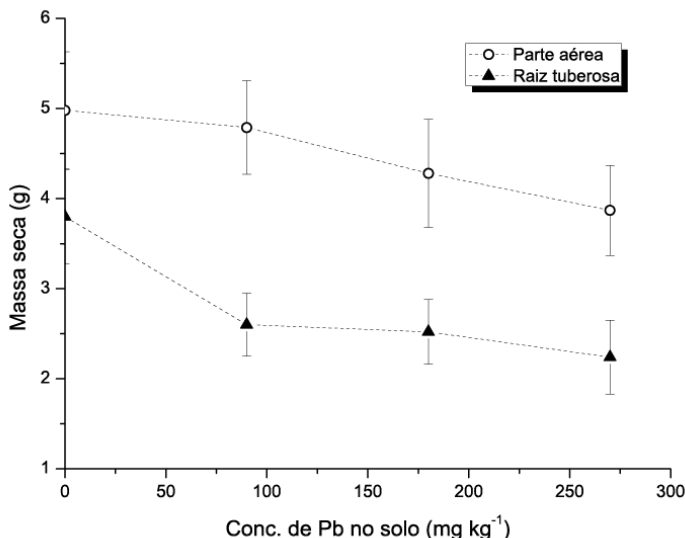
## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### *Efeitos do chumbo na cenoura*

Os impactos observados da toxicidade do chumbo na morfologia das plantas de cenoura foram significativos e similares aos reportados em outras plantas cultivadas na presença do metal (Lima et al. 2013; Alves et al. 2014). A Figura 1 mostra a produção de massa seca de cenoura em função das concentrações de Pb no solo. O Pb promoveu a redução na produção de massa seca foliar e partes comestíveis da cenoura (raiz tuberosa), sendo a raiz a fração mais sensível, chegando a uma redução de até 41% nas concentrações mais altas de Pb no solo. A redução da massa seca

pode estar associada a vários fatores, pois o chumbo reduz a respiração radicular e interfere no metabolismo fotossintético (van der Merwe et al. 2009). Impactos morfológicos similares foram apontados nos estudos de absorção de Pb em outras espécies (Lima et al. 2013, Andrade et al. 2008).

**Figura 1** - Produção de massa seca de plantas de cenoura em função das concentrações de Pb no solo.

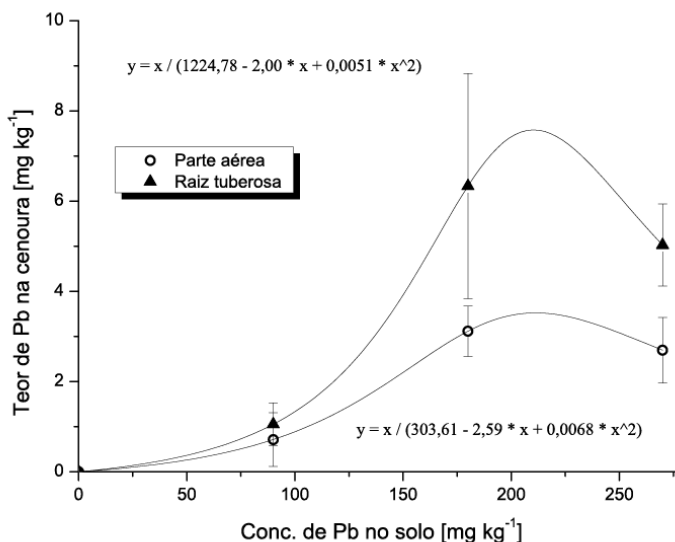


Como pode ser observado na Figura 2, mesmo o Pb não sendo um metal essencial, foi absorvido expressivamente pela planta até alcançar uma concentração média de  $6,3 \text{ mg kg}^{-1}$  em solos com teor de Pb de  $180,0 \text{ mg kg}^{-1}$ . Este processo de absorção acontece por intermédio de transportadores de cátions. As plantas não possuem transportadores específicos para Pb e o metal utiliza as vias de outros elementos como a do cálcio, para conseguir penetrar no interior dos tecidos (Kim et al. 2002, Huang e Cunningham 1996). Observa-se ainda que a absorção foi crescente até a concentração de  $180,0 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb no solo (cenário B). Já para  $270,0 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb no solo a bioacumulação na planta é menor que para o cenário B. Esse comportamento pode ser explicado pela presença de calose que se forma nas membranas plasmáticas da raiz, inibindo o transporte célula a célula quando as concentrações de chumbo no solo são muito altas (Fahr et al. 2013).

Em todos os cenários a quantidade de chumbo absorvida não foi distribuída de forma homogênea entre todos os compartimentos da planta, resultando em um maior acúmulo nas raízes, o que mostra uma baixa mobilidade de Pb no vegetal. Em vários trabalhos realizados com outras espécies vegetais, os autores apresentaram diversas hipóteses para explicar esse fenômeno. Sharma e Dubey (2005) defendem que o Pb pode se precipitar e formar carbonato de Pb, ou ainda interagir com os ânions presentes na parede celular da raiz, resultando na retenção de grande parte do metal. Já outros estudos explicam que a presença da exoderme forma uma barreira apoplástica, que evita que as substâncias tóxicas atinja o córtex, reduzindo assim seu transporte

para a parte aérea (Gomes et al 2011, Krzesłowska 2011, Ranathunge et al. 2011). Entretanto, para Lima et al. (2013), os altos teores de Pb observados na parte comestível da cenoura podem também ser explicados, pela redução da massa seca desse compartimento quando submetido a concentrações muito altas de Pb no solo.

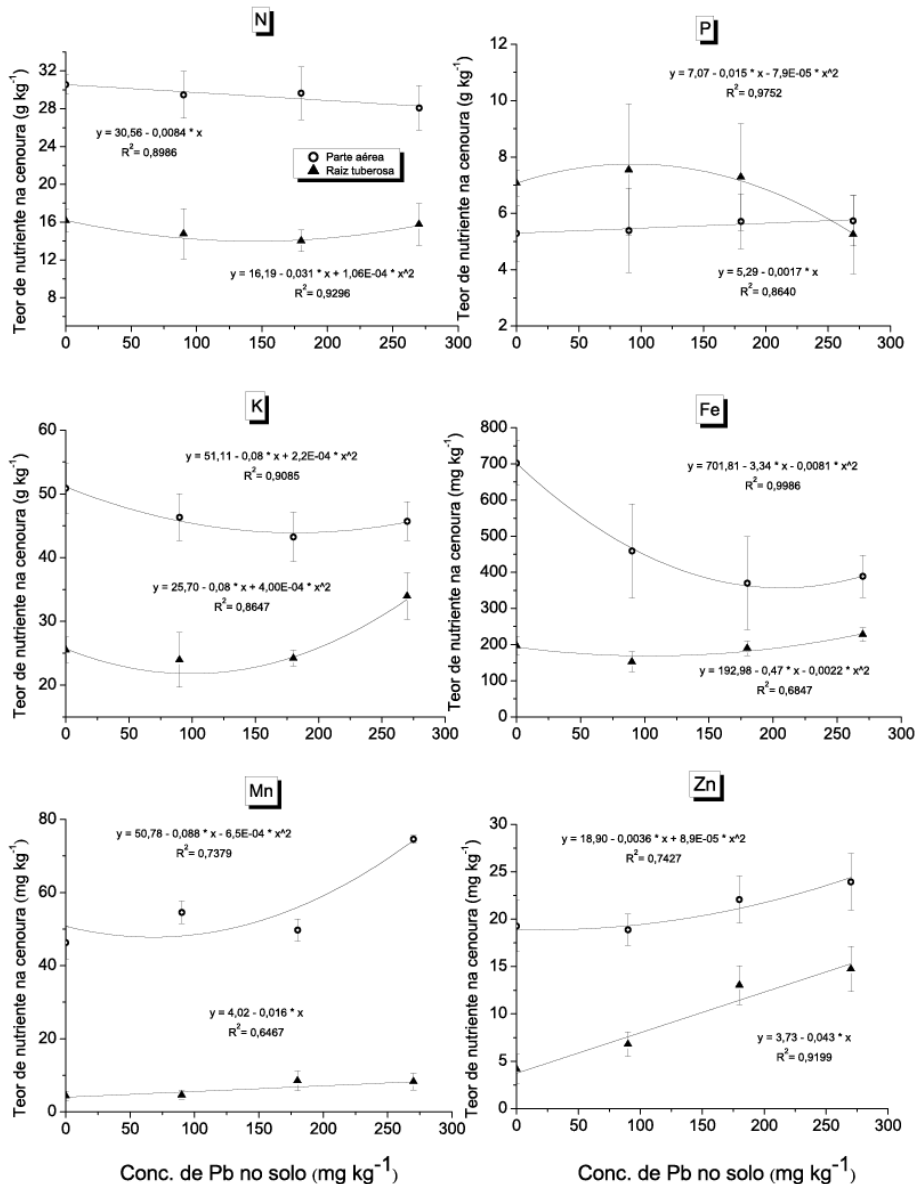
**Figura 2** - Concentração de Pb na raiz tuberosa e na parte aérea de plantas de cenoura em função das concentrações de Pb no solo



Na figura 3 é mostrado o comportamento dos teores de macro e micronutrientes em função da concentração de Pb no solo. O processo de absorção do Pb pela planta pode acontecer em uma situação de concorrência com íons divalentes macro e micronutrientes ( $K^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Fe^{2+}$ ) o que pode conduzir ao desequilíbrio nutricional da planta (Sharma e Dubey 2005). O comportamento da absorção dos nutrientes em função da concentração do Pb em solo teve resposta quadrática para nitrogênio, potássio e ferro, e resposta linear para fósforo, manganês e zinco. Já a translocação para a parte aérea teve resposta quadrática para todos os elementos, exceto para o N que teve resposta linear. A regressão funcional do teor de nutrientes vs. concentração de Pb em solo mostrou ser significativa em todos os casos com nível de confiança de 95% quando submetido à análise ANOVA. Os resultados evidenciam que a presença de altas concentrações de chumbo no solo interferiu na absorção de nutrientes pela planta de cenoura. Esta interferência pode estar relacionada ao fato de que o chumbo compromete a seletividade da membrana plasmática em relação às células do tecido da raiz, causando um desequilíbrio na absorção de nutrientes (Sharma e Dubey 2005).



**Figura 3** - Concentração de nutrientes na raiz e na parte aérea de plantas de cenoura em função das concentrações de Pb no solo. Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K), Ferro (Fe), Manganês (Mn) e Zinco (Zn).



Os resultados mostram que na raiz o chumbo não influenciou na redução dos teores de P, entretanto na parte aérea se evidencia uma redução acentuada. Um comportamento similar foi reportado por Kabata-Penidas e Penidas (1984), que sugerem que o Pb tem correlação negativa

com o P, pois o ânion  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  pode ligar-se ao  $\text{Pb}^{2+}$  e precipitar nas células da raiz, diminuindo assim a translocação de P para a parte aérea. Resultado semelhante foi encontrado em plantas de Ipê-roxo (Paiva et al. 2002). A deficiência de P em folhas pode causar necrose, redução do crescimento da planta e desenvolvimento radicular anormal (EMBRAPA 2008).

Na literatura não foram encontrados reportes sobre a influência do Pb na absorção e translocação de N em cenoura. Neste trabalho encontramos que o teor de N foi pouco influenciado pela presença do Pb tanto na raiz quanto na parte aérea, sinalizando que o Pb não tem relação com a absorção de N em plantas. Observou-se que o K teve um aumento no sistema radicular das plantas de cenoura, porém o transporte para parte aérea foi comprometido na presença do Pb, fazendo que o nutriente diminua nas maiores concentrações de Pb, essa redução pode ser devido à competição existente entre o K e os cátions divalentes de Pb (Walker et al. 1977) A deficiência de potássio provoca nas folhas mais velhas a queima nas margens dos folíolos, e os pecíolos podem se juntar, secar e morrer (EMBRAPA 2008). Resultado semelhante para o comportamento desse elemento na parte aérea foi observado em plantas de *Oxycaryum cubense* (Alves et al. 2014).

Observou-se que o teor de Fe na raiz foi aumentado pela aplicação de chumbo no solo e a translocação para a parte aérea foi reduzida, esse comportamento pode ter ocorrido pela formação de placas de Fe que são formadas na superfície da raiz de algumas plantas como mecanismo de defesa contra o estresse causado pelas altas concentrações de Pb, o acúmulo na raiz resulta em uma menor translocação do elemento para a parte aérea (Liu et al. 2011).

Outra estratégia de algumas plantas para minimizar os efeitos tóxicos dos metais é a formação de placas de manganês (Liu et al., 2011). Entretanto, os resultados do presente trabalho sugerem que nas raízes de cenouras não houve a formação dessa placa, pois, mesmo a presença do chumbo favorecer a absorção de Mn, este foi em sua maior parte transferido para a parte aérea. Um resultado semelhante para plantas de tomate foi observado no trabalho de Bertoli et al. (2011).

Vários autores (Alves et al. 2014; Kibria et al. 2009) reportam que a presença de Pb no solo pode provocar a diminuição da absorção de Zn em plantas de *Oxycaryum cubense*, *Amaranthus gangeticus* L. e *Amaranthus oleracea*. Porém, em nosso trabalho são obtidos resultados diferentes que evidenciam uma relação positiva entre os teores de Pb no solo e a absorção de zinco. Na figura 3 (Zn) pode ser observada uma função crescente do teor de Zn em relação ao teor de Pb em solo, tanto para a raiz quanto para a parte aérea da planta. Observa-se também uma leve diminuição da translocação de Zn para a parte aérea.

### *Biocinética de chumbo em humanos e suas consequências à saúde*

A incorporação do chumbo pelo organismo humano representa risco à saúde porque este participa de processos bioquímicos a nível celular que podem comprometer o bom funcionamento do organismo. O chumbo pode ligar-se a elementos como enxofre, fósforo, nitrogênio ou oxigênio, e alterar a atividade enzimática, além de conseguir mimetizar o cálcio, sendo direcionado para os ossos ou ainda atingir regiões importantes das células como as mitocôndrias (Saryan e Zenz 1994).

Os resultados obtidos com o código MCFLUX (Figura 4) mostram que os níveis de chumbo no sangue proveniente do consumo de cenoura contaminada cultivada no cenário A, ultrapassa o limite de referência estabelecido pelo CDC (2012) para crianças, que é de  $5,0 \mu\text{g dL}^{-1}$ , em menos

de um ano de iniciado o consumo e chega a níveis próximos de  $20 \mu\text{g dL}^{-1}$  após aproximadamente dois anos de exposição. Com esses valores de chumbo no sangue já podem ser observados efeitos adversos à saúde principalmente em crianças. Dentre os efeitos tem-se a redução da produção de hormônios como a tiroxina, redução na taxa de crescimento, aumento da pressão sanguínea (ATSDR 1999), anemia em crianças, aumento dos níveis de Zinco Protoporfirina (ZPP) que resulta na deficiência de ferro (Jangid et al. 2012), redução na acuidade auditiva e as funções cognitivas (Needleman e Gatsonis 1990), danos no sistema nervoso, endócrino e cardiovascular (CDC 2012). Em gestantes esses níveis de Chumbo no sangue podem causar redução do tempo de gestação, redução do peso da criança ao nascer ou ainda aumentar a incidência de natimortos (Flora et al. 2011).

Ao considerar os valores de chumbo no sangue a partir do consumo de cenouras cultivadas no cenário C, nota-se que estes se aproximam de  $55,0 \mu\text{g dL}^{-1}$  e em menos de um ano ultrapassam os valores de referência do Brasil ( $40,0 \mu\text{g dL}^{-1}$ ) para exposição ocupacional (Brasil, 1994). Com essa concentração de chumbo no sangue, inclusive para adultos, pode haver efeitos severos à saúde como problemas hematológicos, uma vez que níveis de chumbo no sangue a partir de  $35,0 \mu\text{g dL}^{-1}$  pode causar alteração nas enzimas que participam da formação da hemoglobina (Duc et al. 1994). Além de comprometer o sistema imunológico, pois provoca o decréscimo dos anticorpos IgG e IgM. Concentração chumbo no sangue a partir de  $40,0 \mu\text{g dL}^{-1}$  pode ainda causar diversos problemas neurológicos como mal-estar, fraqueza, irritabilidade (Flora et al. 2006), impotência, diminuição da libido e da fertilidade (Flora et al. 2011), comprometimento da função neurocomportamental e redução do desempenho nos testes de QI e patologias gastrointestinais diversas (Grosse et al. 2002).

No cenário B onde foram observados os maiores teores de Pb na cenoura, os riscos à saúde são ainda maiores. Com concentrações de chumbo no sangue entre  $60,0$  e  $80,0 \mu\text{g dL}^{-1}$  são diagnosticados problemas renais como a nefropatia crônica (Goyer 1991) e anemia em adultos. Dentre os problemas mais graves de intoxicação por chumbo tem-se a encefalopatia que pode levar o indivíduo a morte, o qual existe evidências em caso de chumbo no sangue  $> 100,0 \mu\text{g dL}^{-1}$ . Mesmo que as concentrações estimadas nessa pesquisa atingem no máximo a  $80,0 \mu\text{g dL}^{-1}$ , esse valor pode ser aumentado ao longo do tempo, pois parte do chumbo absorvido se acumula nos ossos que pode servir com uma fonte endógena de chumbo no sangue (ATSDR 1999).

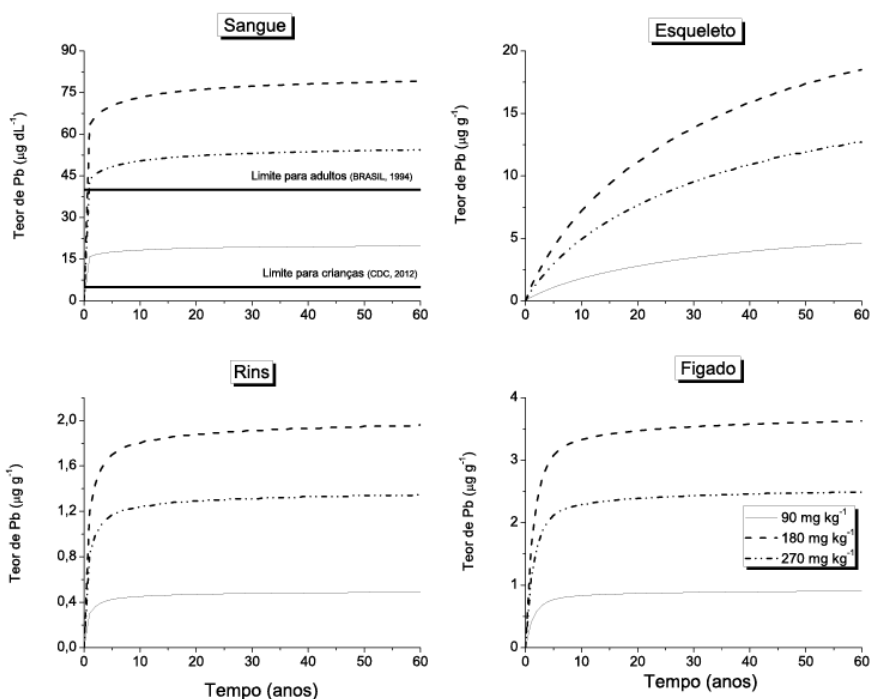
Com o código MCFLUX foi possível estimar também os teores de chumbo nos ossos, rins e fígado. Nos compartimentos sangue, fígado e rins as concentrações de chumbo atingem a saturação logo no início da exposição, já para os ossos os teores de Pb continuam crescentes durante os 60 anos da simulação. Este comportamento está relacionado às diferenças metabólicas de cada tipo de tecido que se manifesta no fato da meia-vida do Pb nos ossos ser aproximadamente de 27 anos, enquanto nos tecidos moles e no sangue são em média 40 e 36 dias respectivamente (Rabinowitz et al. 1976). Os ossos representam o maior reservatório de chumbo no organismo, que pode ser redistribuído principalmente nos períodos de maior liberação óssea como na etapa de crescimento, gravidez, amamentação e períodos de desequilíbrio hormonal.

Nos rins as concentrações de Pb podem chegar até aproximadamente  $2,0 \mu\text{g g}^{-1}$  a partir do consumo de cenoura cultivada no cenário B e  $1,3 \mu\text{g g}^{-1}$  no cenário C. Esses valores estão acima dos encontrados por Wilk et al. (2016) que determinaram chumbo em pacientes submetidos à nefrectomia e encontraram em média  $0,58 \mu\text{g g}^{-1}$  de Pb no córtex renal e  $0,94 \mu\text{g g}^{-1}$  na medula

renal. O excesso de chumbo nos rins por um longo período pode gerar problemas irreversíveis. A intoxicação por Pb faz com que o rim perca sua função, caracterizando a nefropatia e ainda pode causar hipertensão. Além de ser uma possível causa do câncer renal (Saryan e Zenz 1994).

Já no fígado as maiores concentrações de Pb atingiram  $3,5 \mu\text{g g}^{-1}$  e as menores aproximadamente  $1,0 \mu\text{g g}^{-1}$ . Ambas as concentrações estão acima dos valores observados por Yilmaz (2002) em fígados humanos que foram  $0,447 \mu\text{g g}^{-1}$ . São poucos os dados sobre os efeitos de Pb no sistema hepático, porém há evidências de que ele reduz a síntese do citocromo P-450, que são proteínas responsáveis pela síntese e excreção de várias substâncias como fármacos e toxinas (WHO 1995).

**Figura 4** - Estimativa dos teores de Pb presentes nos tecidos humanos obtidos com o código MCFLUX.



O limite permitido de chumbo em solos agrícolas pela resolução CONAMA 420/2009 é de  $180,0 \text{ mg kg}^{-1}$ . Os resultados mostram que é justamente esta a concentração na qual as raízes de cenoura absorvem os maiores teores de chumbo e em consequência representam maiores riscos à saúde humana. Os teores de Pb encontrados nesta pesquisa são prejudiciais à saúde inclusive no cenário A estudado ( $90,0 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb no solo) com valores abaixo do estabelecido na resolução CONAMA. Este fato indica a necessidade de revisar esses limites estabelecidos considerando os dados mais atualizados reportados das características de espécies de plantas comestíveis com alta capacidade de absorção de metais tóxicos.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro em bolsa de doutorado (L.O.C.), à Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) pelos recursos para aquisição de equipamentos de análises (ICP OES). Ao Centro de Pesquisa do Cacau, da Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPEC/CEPLAC) pelo suporte na realização do experimento na Casa de Vegetação.

## CONCLUSÃO

As plantas de cenoura (*Daucus carota*) mostraram uma alta capacidade de absorção de Pb em solo, que particularmente se concentra na raiz (parte comestível). Em consequência dessa bioacumulação houve o comprometimento dos processos metabólicos da planta resultando na redução de biomassa tanto da raiz quanto da parte aérea.

Foi encontrado um comportamento não linear em relação à absorção de chumbo pela planta em função dos teores do metal presentes no solo. O que pode indicar que a concentração de 270,0 mg kg<sup>-1</sup> ultrapassa o limiar de tolerância da planta induzindo o desenvolvimento de mecanismos de bloqueio para a absorção de Pb.

Em geral, o Pb interferiu na absorção e translocação de macro e micronutrientes. A translocação do P e do Fe foram as mais afetadas em um nível que pode ter comprometido os processos fotossintéticos e a biossíntese de clorofila em plantas de cenoura. Foi observado que para maiores teores de Pb em solo a absorção do Zn pela planta foi favorecida, revelando um comportamento diferente do que foi reportado por outros autores. Neste trabalho é também reportado que o Pb não afeta a absorção e translocação de N, resultado que não foi encontrado na literatura.

Os efeitos deletérios do chumbo na saúde humana como consequência do transporte do contaminante nas matrizes ambientais e cadeia alimentar foram avaliados. Os resultados preditivos dos teores de Pb acumulados nos tecidos humanos, obtidos pelos modelos biocinéticos, apontam níveis de exposição com riscos elevados. Para as três concentrações estudadas de Pb no solo (90,0; 180,0 e 270,0 mg kg<sup>-1</sup>) foram encontrados valores dos teores de Pb em sangue acima dos limiares seguros e que podem provocar efeitos neurotóxicos, gastrointestinais, hematopoiéticos e outros na saúde humana.

Assim, os resultados deste trabalho apontam a necessidade de revisão dos limites máximos de Pb permitidos em solos agrícolas pela norma reguladora do CONAMA, especialmente atendendo a cultivos de espécies de tubérculos e de raízes tuberosas que tem absorção diferenciada do chumbo.

## REFERÊNCIAS

Adamu CI, Nganje TN, Edet A. 2015. Heavy metal contamination and health risk assessment associated with abandoned barite mines in Cross River State, southeastern Nigeria. **Environmental Nanotechnology, Monitoring e Management** 3 10–21.

- Adesodun JK, Atayese MO, Agbaje TA, Osadiaye BA, Mafe OF, Soretire AA. 2010. Phytoremediation potentials of sunflowers (*Tithonia diversifolia* and *Helianthus annuus*) for metals in soils contaminated with zinc and lead nitrates, IA (ed) **Handbook of phytoremediation**, 207, pp 195-201.
- Ali H , Naseer M , Sajad MA. 2012. Phytoremediation of heavy metals by *Trifolium alexandrinum*. **International Journal of Environmental Sciences** Volume 2, No 3.
- Almeida AAF, Mielke MS, Gomes FP, Gomes LMC, Mangabeira PAO, Valle RR. 2011. Phytoremediation of Cd, Pb and Cr by woody plants. In: Golubev IA (ed) **Handbook of phytoremediation**. Nova Science Publishers, New York, pp 529–550.
- Almeida AAF, Valle RR, Mielke MS, Gomes FP. 2007. Tolerance and prospection of phytoremediator woody species of Cd, Pb, Cu and Cr. **Braz J Plant Physiol** 19:83–98.
- Alves LQ, de Jesus RM, de Almeida A. F., Souza VL, Mangabeira PAO. 2014. Effects of lead on anatomy, ultrastructure and concentration of nutrients in plants *Oxycaryum cubense* (Poep. & Kunth) Palla: a species with phytoremediator potential in contaminated watersheds. **Environ Sci Pollut Res**, 21: 6558.
- Andrade AFM, Amaral Sobrinho NMB, Magalhães MOL, Nascimento VS, Mazur N. 2008. Zinco, chumbo e cádmio em plantas de arroz (*Oryza Sativa L.*) cultivadas em solo após adição de resíduo siderúrgico. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.38, n.7, p.1877-1885.
- Arruda-Neto JD, de Oliveira MC, Sarkis JE, Bordini P, Manso-Guevara MV, Garcia F, Prado GR, Krug FJ, Mesa J, Bittencourt-Oliveira MC, Garcia C, Rodrigues TE, Shtejer K, Genofre GC. 2009. Study of environmental burden of lead in children using teeth as bioindicator. **Environ Int.** Apr; 35(3):614-8.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) - US Department of Health and Human Services, Public Health Service. 1999. **Toxicological profile for lead**. Atlanta, Georgia: U.S. Department of Health and Human Services.
- Babaeian E, Homaeae M, Rahnemaiea R. 2015. Chelate-enhanced Phytoextraction and Phytostabilization of Lead Contaminated Soils by Carrot, *Daucus Carrota*. **Archives of Agronomy and Soil Science**. 10.1080/03650340.2015.1060320.
- Bertoli AC, Carvalho R, Cannata MG, Bastos AR, Augusto AS. 2011. Toxidez do chumbo no teor e translocação de nutrientes em tomateiro. **Biotemas**, 24 (4): 7-15.
- Birchall A, James AC. 1989. A microcomputer algorithm for solving first-order compartmental models involving recycling. **Health Phys**; 56:857–68.
- Brasil. Ministério do Trabalho/Secretaria de Segurança e Saúde no Trabalho. 1994. **Portaria N.º 24, DE 29 de dezembro de 1994. D.O.U. de 30/12/94 – Seção 1 – págs. 21.278 e 21.280**. Disponível em: [http://redsang.ial.sp.gov.br/site/docs\\_leis/st/st13.pdf](http://redsang.ial.sp.gov.br/site/docs_leis/st/st13.pdf). Acesso em: 02 de outubro de 2016.
- Cao S, Duan X, Zhao X, Chen Y, Wang B, Sun C, Zheng B, Wei F. 2016. Health risks of children's cumulative and aggregative exposure to metals and metalloids in a typical urban environment in China. **Chemosphere** 147, 404 e 411.

Centers for Disease Control - CDC. 1991. **Preventing Lead Poisoning in Young Children** - A Statement by the Centers for Disease Control, Atlanta, Ga. US-DHHS No 99-2230, Washington, DC, Government Printing Office.

Centers for Disease Control - CDC. 2012. **Low level lead exposure harms children: a renewed call for primary prevention**. Report of the Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention of the Centers for Disease Control and Prevention. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, CDC; 2012. Available at. Disponível em: [http://www.cdc.gov/nceh/lead/ACCLPP/Final\\_Document\\_030712.pdf](http://www.cdc.gov/nceh/lead/ACCLPP/Final_Document_030712.pdf). Acesso em 22 de outubro de 2016.

Chehregani A, Noori M, Yazdi HL. 2009. Phytoremediation of heavy-metal-polluted soils: Screening for new accumulator plants in Angouran mine (Iran) and evaluation of removal ability. **Ecotoxicology and Environmental Safety** 72, 1349–1353.

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: 24 julho. 2016. Disponível em: <http://www.dtsc.ca.gov/PollutionPrevention/ToxicsInProducts/index.cfm>. Acessado em: 20 abril de 2016.

Cunha FG, Figueiredo BR, Paoliello MMB, Capitani EM, Sakuma AM. 2005. Human and environmental lead contamination in the Uppar Ribeira Valley, Southeastern Brazil. **Terrae**, v. 2, n. 1-2, p. 28-36.

Duc M, Kaminsky P, Klein M. 1994. Intoxication par le plomb et sels. In **Encyclopedie mediche** chirurgie toxicologie pathologie professionnelle. Paris : Editions Techniques.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Sistemas de Produção – EMBRAPA. 2008. **Produção de hortaliças**. ISSN 1678-880X Versão Eletrônica Jun./2008. Disponível em [https://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Cenoura/Cenoura\\_Daucus\\_Carota/deficiencias\\_nutricionais.html](https://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Cenoura/Cenoura_Daucus_Carota/deficiencias_nutricionais.html). Acesso em 28 de outubro de 2016.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. 1999. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia. 370 p.

Fahr M, Laplaze L., Bendaou N, Hoche V, Mzibri ME, Bogusz D., Smouni, A. 2013. Effect of lead on root growth. **Front Plant Sci.**, V 4: 175.

Filgueira FAR, Obeid PC, Morais HJ, Santos WV, Fontes RR. 1999. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. 5ª aproximação, 359p.

Flora G, Gupta D, Tiwari A. 2012. Toxicity of lead: A review with recent updates. **Interdiscip Toxicol**; Vol. 5(2): 47–58.

Flora SJS, Flora G, Saxena G. 2006. Environmental occurrence, health effects and management of lead poisoning. (In: José, S. C, José, S., eds. **Lead**. Amsterdam: **Elsevier Science B.V.** pp. 158–228.

Flora SJS, Pachauri V, Saxena G. 2011. Arsenic, cadmium and lead. Reproductive and Developmental Toxicology. **Academic Press** pp 415–438.

- Freitas CU, Capitani EM, Gouveia N, Simonetti MH, Silva MRP, Kira CS, Sakuma AM, Carvalho MFH, Duran MC, Tiglea P, Abreu MH. 2007. Lead exposure in an urban community: investigation of risk factors and assessment of the impact of lead abatement measures. **Environment Research**, v. 103, n. 3, p. 338-344.
- Garcia F, Barionia A, Arruda-Neto JDT, Deppmana A, Miliana F, Mesa J, Rodriguez O. 2006. Uranium levels in the diet of São Paulo City residents. **Environment International**. Volume 32, Issue 5, July, Pages 697–703.
- Gomes MP, Marques TCLLSM, Nogueira MOG, Castro EM, Soares AM. 2011. Ecophysiological and anatomical changes due to uptake and accumulation of heavy metal in *Brachiaria decumbens*. **Sci Agric** 68:566–573.
- Goyer RA. 1991. Toxic effects of metals — lead. Em: Amdur MO, Dull J, Klaassen CD, eds. **Casareh and Doull's toxicology — the basic science of poisons**. 4<sup>a</sup> ed. New York: Pergamon Press; Pp. 639–646.
- Grosse SD, Matte TD, Schwartz J, Jackson RJ. 2002. Economic gains resulting from the reduction in children's exposure to lead in the United States. **Environ Health Perspect** 110, 563-569.
- Health Canada. 2009. **Memorandum: DRAFT Interim CSD Guidance on a TRV for Lead (Pb) and Interpretation of Pb Bioaccessibility Data for Federal Contaminated Site Human Health Risk Assessment in Canada**. Health Canada Contaminated Sites Division. Ottawa, Ontario.
- Health Canada. 2011. **Draft Human Health State of the Science Report on Lead**. Health Canada. Ottawa, Ontario.
- Huang JW, Cunningham SD. 1996. Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. **New Phytol** 134:75–84.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2009. **Pesquisa de Orçamento Familiar 2008-2009**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/> Acesso em: 15 de outubro de 2016.
- International Agency for Research on Cancer - IARC. 2006. **Agents classified by the iarc monographs**. Volumes 1–117. Disponível em: <http://monographs.iarc.fr/eng/classification/>. Acesso em: 12 de janeiro de 2016.
- International Commission on Radiological Protection - ICRP. 1993. **Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 2 Ingestion Dose Coefficients**. ICRP Publication 67. Ann. ICRP 23 (3-4).
- Jangid AP, John PJ, Yadav D, Mishra S, Sharma P. 2012. Impact of chronic lead exposure on selected biological markers. **Indian J Clin Biochem** 27: 83–89.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC, 315 p, 1984.
- Kibria MG, Islam M, Osman KT. 2009. Effects of lead on growth and mineral nutrition of *Amaranthus gangeticus* L. and *Amaranthus oleracea* L. **Soil Environ** 28:1–6.



- Kim YY, Yang YY, Lee Y. 2002. Pb and Cd uptake in rice roots. **Physiol Plant** 116:368–372.
- Lee JH. 2013. An overview of phytoremediation as a potentially promising technology for environmental pollution control. **Biotechnology and Bioprocess Engineering** 18: 431-439.
- Legget RW. 1994. Basis for the ICRP's age-specific biokinetic model for uranium. **Health Phys**, 67 (1994), pp. 589–610.
- Lima FS, Nascimento CWA, Accioly AMA, Sousa CS, Cunha Filho, FF. 2013. Bioconcentração de chumbo e micronutrientes em hortaliças cultivadas em solo contaminado. **Revista Ciência Agronômica**, v. 44, n. 2, p. 234-241.
- Liu J, Leng X, Wang M, Zhu Z, Dai Q. 2011. Iron plaque formation on roots of different rice cultivars and the relation with lead uptake. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** 74 1304–1309.
- Liu XM, Song QJ, Tang Y, Li WL, Xu JM, Wu JJ, Wang F, Brookes PC. 2013. Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system: a multi-medium analysis. **Science of the Total Environment**.463-464, 530-540.
- Magna GAM, Machado SL, Portella RB, Carvalho MF. 2014. Avaliação da exposição ao Pb e Cd em crianças de 0 a 17 anos por consumo de alimentos vegetais cultivados em solos contaminados no município de Santo Amaro (BA). **Eng Sanit Ambient.** Edição Especial, 3-12.
- Mahmood A, Malik RN. 2014. Human health risk assessment of heavy metals via consumption of contaminated vegetables collected from different irrigation sources in Lahore, Pakistan. **Arabian Journal of Chemistry**, 7, 91–99.
- Needleman HL, Gatsonis CAC. 1990. Low-level lead exposure and the IQ of children: A meta-analysis of modern studies. **The Journal of the American Medical Association**, 263, 673-678. doi: 10.1001/jama.1990.034440050067035.
- Neves ACO, Nunes FP, Carvalho FA, Fernandes GW. 2016. Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. **Natureza e Conservação**. 14. 24-27.
- Paiva HN, Carvalho JG, Siqueira JO. 2002. 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. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.26, n.4, p.467-473.
- Paoliello MM, Capitani EM, Cunha FG, Matsuo T, Carvalho MF, Sakuma A, Figueiredo BR. 2002. Exposure of children to lead and cadmium from a mining area of Brazil. **Environmental Research**, v. 88, n. 2, p. 120-128.
- Press WH, Teukolsky SA, Vetterling WT, Flannery BP. 1992. **Numerical Recipes in FORTRAN, "The Art of Scientific Computing"**. 2nd ed., Cambridge University Press.
- Rabinowitz MB, Wetherill GW & Kopple JD 1976. Kinetic analysis of lead metabolism in healthy humans. **The Journal of Clinical Investigation** 58(2):260-270.
- Saryan LA, Zenz C. 1994. Lead and its compounds. Em: Zenz OC, Dickerson B, Horvath EP, eds. **Occupational medicine**. 3ª ed. St. Louis: Mosby-Year Book,. Pp. 506–541.
- Segura FR, Nunes EA, Paniz FP, Paulelli ACC, Rodrigues GB, Braga GUL, Filho WRP, Barbosa Jr.

- F, Cerchiaro G, Silva FF, Batista BL. 2016. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution** V 218, Pages 813–825.
- Sharma P, Dubey RS. 2005. Lead toxicity in plants. **Braz J Plant Physiol** 17:35–52.
- Singh R, Gautam N, Mishra A, Gupta R. 2011. Heavy metals and living systems: An overview. **Indian Journal of Pharmacology**, Vol 43, Issue 3.
- Tedesco JM, Gianello C, Bissani AC, Bohnen H, Volkweiss SJ. 1995. **Análise de Solo, Plantas e Outros Materiais**, 2a ed., Porto Alegre.
- Thomson J. 2016. Toxic Residents: Health and Citizenship at Love Canal. **Journal of Social History**. pp. 1–20.
- US Environmental Protection Agency. 2004. **Lead and compounds (inorganic)** (CASRN 7439-92-1). Integrated Risk Information System. US EPA Office of Research and Development. National Center for Environmental Assessment. Washington, U.S.A. July 8. Disponível em: [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/subst/0277\\_summary.pdf#name=ddest=rfd](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0277_summary.pdf#name=ddest=rfd). Acesso em 27 de agosto de 2016.
- USEPA IRIS. 2016. United States, Environmental Protection Agency, **Integrated Risk Information System**. Disponível em: <https://www.epa.gov/iris>. Acesso em: 01 de novembro de 2016.
- Van der Merwe MJ, Osorio S, Moritz T, Nunes-Nesi A, Fernie AR. 2009. Decreased Mitochondrial Activities of Malate Dehydrogenase and Fumarase in Tomato Lead to Altered Root Growth and Architecture via Diverse Mechanisms. **Plant Physiology**, February, Vol. 149, pp. 653–669.
- Verma S, Dubey RS. 2003. Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. **Plant Sci** 164:645–655.
- Völgyesi P, Jordan G, Zacháry D, Szabó C, Bartha A, Matschullat J. 2014. Attic dust reflects long-term airborne contamination of an industrial area: A case study from Ajka, Hungary. **Applied Geochemistry** 46, 19–29.
- Walker WM, Miller JE, Hassett JJ. 1997. Effect of lead and cadmium upon the calcium, magnesium, potassium, and phosphorus concentration in young corn plants. **Soil Sci** 124:145–151.
- Wilk A, Kalisinska E, Kosik-Bogacka DI, Romanowski M, Rozanski J, Ciechanowski K, Słojewski M, Łanocha-Arendarczyk N. 2016. Cadmium, lead and mercury concentrations in pathologically altered human kidneys. **Environ Geochem Health**. doi:10.1007/s10653-016-9860-y.
- Wilson B, Pyatt FB. 2007. Heavy Metal Bioaccumulation by the Important Food Plant, *Olea europaea L.*, in an Ancient Metalliferous Polluted Area of Cyprus. **Bull Environ Contam Toxicol**, 78:390–394.
- World Health Organization - WHO. 1995. Environmental health criteria 165: inorganic lead. Em: **IPCS (International Programme on Chemical Safety)**. Geneva: WHO.
- Yilmaz O. 2012. Cadmium and lead levels in human liver and kidney samples obtained from Bursa Province. **International Journal of Environmental Health Research** 12, 181–185.