

APLICAÇÃO DO MODELO DE BALANÇO DE MASSA PARA SIMULAÇÃO DOS TEORES DE ELEMENTOS-TRAÇO EM SOLOS DO CERRADO¹

FRANCISCO NILDO DA SILVA², ANDREW CHANG³, ANTONIO FURTINE NETO⁴, SANDRA SELY SILVEIRA MAIA⁵

RESUMO - O uso de fertilizantes fosfatados pode aumentar a concentração de elementos-traço nos solos, tornando-os disponíveis para as plantas, com sua eventual transferência para a cadeia alimentar. É importante conhecer a proporção dessas transferências e quanto representam para a saúde humana e de animais, com isso pode ser usados modelos para identificar os riscos e avaliar os efeitos de ações preventivas. O objetivo do presente trabalho foi aplicar o modelo de balanço de massa para elementos-traço, desenvolvido pela Universidade da Califórnia Riverside-EUA, em solos do Cerrado brasileiro. O modelo foi usado como instrumento para avaliar os riscos relacionados à acumulação de cádmio (Cd) e chumbo (Pb) em solos distintos e em plantas de soja quando da aplicação de fontes de fósforo nos solos. O teor simulado de Cd atingido em dez anos com aplicação do fosfato reativo de FR3 alcançaria 2,97 mg kg⁻¹ no LVdf; Após a aplicação do modelo de balanço os teores de Cd e Pb no RQo mostraram-se mais disponível para as plantas de soja; O acúmulo de Cd e Pb foi maior no Latossolo Vermelho distroférico conforme a modelagem, em dez anos de aplicação de elevadas doses destes elementos por meio dos fertilizantes fosfatados FR3 e FN2.

Palavras-chave: Fósforo. Metal pesado. Modelo de balanço.

APPLICATION OF THE MODEL OF BALANCE MASS FOR TRACE ELEMENTS IN DIFFERENT SOILS

ABSTRACT - The use of phosphates fertilizers can increase the trace element concentration in the soils, with an eventual transfer to human chain food. As indispensable tool, models can be used to identify the risks and to evaluate the effects of preventive actions. The goal of this study was to applied a mass model for trace elements, developed at the University of California - Riverside, (USA) in two cerrado soils (LVdf, a clayey soil and NQ, a Sandy Soil). The model was used as an instrument to evaluate the risks of cadmium and lead accumulation in different soils and in soybean plants, upon the application of different phosphorous sources in the soils. The simulate cadmium content after ten years of application of the reactive phosphate FR3, it reached 2.97 mg kg⁻¹ in the LVdf. The cadmium content in the RQo was more available for the soybean plants. The model showed a greater accumulation of Cd and Pb in the clayey soil (LVdf), after ten years of application high doses of these elements through the phosphates fertilizers FR3 and FN2.

Keywords: Phosphorous. Metal heavy. Model of balance.

*Autor para correspondência.

¹Recebido para publicação em 21/09/2009; aceito em 28/05/2010.

Parte da tese de doutorado do primeiro autor apresentada a Universidade Federal de Lavras – UFLA; D.Sc. Prof. do Departamento de Ciências Ambientais da UFERSA, Caixa Postal 137, 59625-900, Mossoró - RN; fnildos@yahoo.com

³Universidade da Califórnia, Riverside, Geology 2452, Riverside, CA, 92521, USA; acchang@ucr.ac1.ucr.edu

⁴D.Sc. Prof. do Departamento de Solos da Universidade Federal de Lavras, Caixa Postal 37, 37200-000, Lavras - MG; afurtini@ufla.br

⁵D.Sc. Pesquisadora DCR FAPER/CNPq/UFERSA do Departamento de Ciências Vegetais da UFERSA, Caixa Postal 137, 59625-900, Mossoró - RN; sandrasm2003@yahoo.com.br

INTRODUÇÃO

Os impactos dos elementos-traço no metabolismo de animais, plantas e microorganismos têm sido bastante estudados há muitos anos. No início do século 20, evidências científicas começaram a sugerir que excessos de elementos-traço no solo têm um profundo impacto no desenvolvimento de plantas e animais que dependem do solo (CHANG; PAGE, 2000).

Segundo Harper e Oliveira, (2006) os elementos-traço estão presentes naturalmente em solos e em sistemas aquáticos superficiais e subterrâneos, mesmo que não haja perturbação antrópica (causada pelo homem) no ambiente. Ainda os mesmos autores citam que alguns elementos-traço são considerados essenciais, pois contribuem positivamente para agricultura e eventualmente à saúde humana, enquanto outros são considerados tóxicos. Entretanto, mesmo os essenciais podem, sob condições específicas, causar impactos negativos a ecossistemas terrestres e aquáticos, constituindo-se, assim, em contaminantes ou poluentes do solo e da água (HARPER; OLIVEIRA, 2006).

O problema é que alguns desses insumos agrícolas ou subprodutos usados com finalidade corretiva ou nutricional na agricultura podem representar uma fonte de contaminação com elementos-traço, principalmente fertilizantes fosfatados. Os fertilizantes fosfatados são muito utilizados na agricultura, pois o fósforo frequentemente limita a produtividade das culturas nas condições brasileiras (BIZARRO et al., 2008). McBride e Spiers (2001), estudando elementos-traço em fertilizantes, calcários e liteiras, determinados através de ICP-MS, concluíram que os fertilizantes fosfatados foram os que continham os maiores teores de Cd, urânio (U) e arsênio (As), e que apesar de os teores serem baixos, deve existir preocupação com o efeito cumulativo desses elementos nos solos.

Segundo Bizarro et al. (2008), os fertilizantes fosfatados contêm Cd, concentrações variáveis, dependendo do tipo de rocha fosfática da qual foram obtidos. E segundo os mesmos autores, a adubação fosfatada sucessivas podem acarretar acúmulo de Cd no solo, causando impactos ao ambiente devido a sua alta toxicidade. Para Chaves et al. (2010), depois que o Cd é adsorvido ao solo, e com o aumento da umidade se solubiliza, se transfere para a solução e facilmente é absorvido pelas plantas em geral, inclusive as alimentares causando sérios riscos ao homem e ao meio ambiente.

McLaughlin et al. (1996) mostraram, em trabalho de revisão, que concentrações de Cd em fosfatos australianos têm sido historicamente elevadas em comparação com fertilizantes usados em outros países. Estudo conduzido pela FAO, com 71 amostras de solos cultivados com trigo coletadas na região sul do Brasil, mostrou que os solos brasileiros na região sul do Brasil têm teores médios de cádmio de 0,05

mg L⁻¹ na solução do solo e de 0,03 mg kg⁻¹ nas plantas. Estudos realizados por Silva (2006), em um solo (Neossolos Quartzarenico) no Sul de Minas Gerais, cultivaram soja em casa de vegetação verificaram que os teores absorvidos pelos grãos foram muito elevados de chumbo (0,52 mg kg⁻¹) e cádmio (0,23 mg kg⁻¹), quando comparados aos trabalhos feitos anteriormente na região Sul do Brasil. Foi avaliado o teor de Pb em 45 solos brasileiros sob condições de cerrado, tendo sido o valor médio de 10 g.kg (MARQUES et al., 2002). Em latossolos brasileiros, Campos et al. (2003), encontraram um valor médio de 22 g kg de chumbo.

Ressalta-se que no Brasil, ainda não existe uma legislação que regularmente os teores de metais pesados ou elementos-traços tóxicos (As, Cd, Pb e Hg) admissíveis em fertilizantes. E limites máximos estabelecidos pela CETESB (2005) para os solos do Estado de São Paulo corresponde a As, Cd, Pb e Hg, são respectivamente, 3,5 mg.kg⁻¹, menor que 0,5 mg.kg⁻¹, 17 mg.kg⁻¹, 0,05 mg.kg⁻¹. Segundo Bizarro et al. (2008), internacionalmente, não existe uma orientação uniforme para estabelecer limites toleráveis, por exemplo, com Cd; no Japão no máximo tolerado de 8 mg já na Austrália este valor máximo é de 300 mg.kg⁻¹.

Por isso, é necessário o monitoramento dos teores de elementos-traço nos solos agricultáveis no Brasil, e seus produtos produzidos na prevenção da contaminação em plantas produtoras de alimentos para homens e animais, e consequentemente evitar problemas ambientais e de saúde pública (SILVA et al., 2008).

Como ferramenta para avaliar o potencial de risco ambiental, modelos podem ser usados para identificar e avaliar o efeito das ações preventivas. Nesse sentido, o uso de modelos de simulação torna-se ótima ferramenta para a obtenção de informações em curto prazo e com baixo custo, pois a necessidade de dados e medidas diretas no campo pode ser reduzida e complementada com informações disponíveis na literatura, que são usadas nas simulações, considerando práticas de manejo específicas que têm potencialidade na contaminação com elementos-traço de solos e plantas.

Atualmente, encontram-se disponíveis na literatura alguns modelos para a simulação da contaminação do solo, da planta e da água por elementos-traço (MOOLENAAR, 1998; KELLER, 2001; CHEN, 2005). Dentre os modelos destaca-se o Soil Trace Element Model (Single Layer Mass Balance) devido à razoável facilidade no aporte das informações e no manuseio (CHEN, 2005). O enfoque deste modelo é examinar o fluxo de elementos-traço no sistema solo-planta, influenciado pelos processos interativos no solo, incluindo adsorção–dessorção, precipitação–dissolução e mineralização de matéria orgânica. O modelo foi criado analiticamente para avaliar o comportamento em longo prazo dos elementos-traço nos solos, os fatores de absorção vege-

tal e as respostas de diferentes fontes que adicionam elementos-traço no sistema solo-planta (CHEN, 2005).

Portanto, o objetivo do presente trabalho é aplicar o modelo de balanço de massa para elementos-traço (Soil Trace Element Model - Single Layer Mass Balance) como instrumento para avaliar os riscos relacionados à acumulação de Cd e Pb na soja cultivada em solos do Cerrado brasileiro adubados com diferentes fontes de fósforo no Sul do Estado de Minas Gerais.

MATERIAL E MÉTODOS

Os dados de solos e planta usado nesse trabalho sobre modelo de balanço de massa foram retirado do estudo de Silva (2006). O trabalho desse autor foi conduzido em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, em vasos (3 dm³), no período de dezembro 2003 a maio de 2004. Os solos estudados foram coletados na região sul do Estado de Minas Gerais; Utilizaram-se amostras da camada superficial (0-20cm) de dois solos distintos quanto à fertilidade: Neossolo

Quartzarênico (RQo), Latossolo Vermelho Distroférico típico (LVdf) (caracterização química e física encontra-se na Tabela 1). Foram testadas fontes e doses de fósforo, utilizando a soja (cultivar Monsoy 8400) como planta teste.

Para a correção da acidez dos solos foi utilizado o calcário dolomítico (PRNT = 100%) incubado por aproximadamente um mês antes do plantio, em quantidade suficiente para elevar a saturação por bases a 60%. Todos os tratamentos receberam adubação básica, 50 mg dm⁻³ de N (sulfato de amônio), 60 mg dm⁻³ de K (sulfato de potássio), 0,5 mg dm⁻³ de B (ácido bórico), 1,5 mg dm⁻³ de Cu (sulfato de cobre), 5 mg dm⁻³ de Zn (sulfato de zinco), 5 mg dm⁻³ de Fe (sulfato de ferro) e 3,6 mg dm⁻³ de Mn (sulfato de manganês) (SILVA, 2006).

Durante o período de condução do experimento, a umidade foi controlada diariamente por meio de irrigação com água deionizada. Adubações de cobertura, utilizando sulfato de amônio, nitrato de potássio e nitrato de amônio, foram aplicadas divididas em quatro aplicações, para todos os tratamentos, totalizando 110 mg dm⁻³ de S; 150 mg dm⁻³ K de e 230 mg dm⁻³ de N (SILVA, 2006).

Tabela 1. Caracterização química e física dos solos estudados.

	RQo	LVdf	LVAdh
pH (H ₂ O)	5,0	4,7	4,8
P (mg dm ⁻³)	2,8	0,6	3,4
K (cmol _c dm ⁻³)	8	8	19
Ca (cmol _c dm ⁻³)	0,4	0,4	1,1
Mg (cmol _c dm ⁻³)	0,1	0,2	0,2
Al (cmol _c dm ⁻³)	0,7	0,8	1,1
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	2,9	6,3	7,9
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	8	25	27
T (cmol _c dm ⁻³)	3,4	6,9	9,3
V (%)	15,2	9,0	14,6
Fe (mg dm ⁻³)	88,0	54,0	75,6
Zn (mg dm ⁻³)	0,4	1,5	1,6
P – remanescente (mg L ⁻¹)	34,7	12,2	9,9
Areia (g kg ⁻¹)	900	150	630
Silte (g kg ⁻¹)	30	100	50
Argila (g kg ⁻¹)	70	750	320

RQo=Neossolo Quartzarênico; LVdf=Latossolo Vermelho distroférico e LVAdh=Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico, antes da aplicação dos tratamentos (Silva, 2006).

Análises realizadas segundo metodologia da EMBRAPA (1997)

Modelo (Soil Trace Element Model - SingleLayer Mass Balance)

Desenvolvimento do modelo

Elementos-traço como Cd e Pb podem ser acrescentados ao solo por meio de deposição atmosférica, irrigação, aplicação de fertilizantes e outros insumos. O enfoque de equilíbrio de massa foi usado no modelo para examinar o fluxo de elementos-traço e a influência de processos interativos no solo, incluindo adsorção-dessorção, precipitação-dissolução e mineralização de matéria orgânica. Pode-se observar, no esquema da Figura 1, que o modelo é composto por várias seções: 1. aporte do elemento-traço por diversas fontes (fertilizante, lodo de esgoto, corretivos de solo, etc.); 2. absorção do elemento pela planta; 3. concentrações do elemento na fase mineral do solo, na solução do solo, adsorvido e na fase orgânica; e 4. elemento lixiviado através do solo.

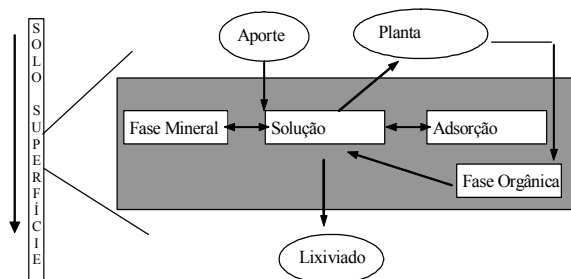


Figura 1. Representação esquemática do modelo (Adaptado de CHEN, 2005).

Estrutura do modelo

Elementos-traço podem ser distribuídos em quatro fases: a) solução do solo, representada por θC ($\mu\text{mol L solo}^{-1}$), em que θ é o conteúdo volumétrico de água (cm^3 solução cm^3 solo $^{-1}$) e C é a concentração do elemento-traço na solução do solo (μM); b) fase de adsorção, representada por Ad ($\mu\text{mol L solo}^{-1}$), a qual é assumida como em equilíbrio instantâneo com a solução; c) fase mineral, representada por MP ($\mu\text{mol L solo}^{-1}$), referindo-se a toda fase sólida inorgânica ativa; e d) fase orgânica, representada por Org ($\mu\text{mol L solo}^{-1}$). Portanto, o conteúdo total de elemento residual no solo pode ser descrito da seguinte forma:

$$C_T = \theta x C + Ad + MP + Org.$$

Em ambientes agrícolas as fontes e os drenos (rs) de elementos-traço são diversos, como, por exemplo, a absorção da planta (U), a chuva, o intemperismo e a volatilização dos elementos. Comparando o aporte anual de elementos-traço vindo de fertilizantes, água de irrigação e deposições atmosféricas, com o intemperismo, pode-se considerar esse aporte não significativo. O modelo considera também não significativas a volatilização e a adição pela chuva de elementos-traço.

A mudança na concentração do elemento-traço na fase móvel do solo com o tempo é devida à

interação com o complexo de troca do solo. Esse aspecto é descrito pela seguinte equação:

$$\partial Q / \partial t = - \partial F / \partial z + \partial M / \partial t + \partial O / \partial t - U + I.$$

No modelo, os elementos-traço em fase móvel são representados por Q ($\mu\text{mol L}^{-1}$), o qual é adsorvido ou trocável pelo solo e entra em equilíbrio instantâneo com a solução do solo. Desta forma, temos a seguinte equação:

$$Q = Ad + \theta x C = Kd x C + \theta x C,$$

Em que o Kd é o coeficiente de adsorção linear do elemento (L kg^{-1}), θ é o volume de água do solo (L L^{-1}) e C é a concentração do elemento traço na solução do solo (μM).

A solubilidade do elemento traço é controlada pela fase mineral e a móvel do solo, descrita pela seguinte equação:

$$\partial M / \partial t = kf (Kd + \theta)C - kbM,$$

“ M ” representa outro importante processo químico: precipitação-dissolução, que também afeta a concentração na solução do solo.

Em que kf e kb (hr^{-1}) são as iniciais e as finais constantes de precipitação – dissolução, respectivamente.

No modelo, a primeira ordem de mineralização foi definida pelo processo que ocorre na matéria orgânica:

$$\partial O / \partial t = - Kim x O,$$

Em que Kim é a constante de mineralização (hr^{-1}) e O é o teor de matéria orgânica no solo ($\mu\text{mol L}^{-1}$)

O termo L representa a quantidade de elemento traço lixiviado, que é descrito por:

$$L = kbf x \theta f x C,$$

Em que kbf é taxa de percolação (cm hr^{-1}) no campo de acordo com o conteúdo de água no campo (θf).

O termo U representa o processo de absorção pela planta que é descrito por:

$$U = R x J / d,$$

Em que R é a densidade da raiz (cm de raiz por cm de solo), d é a profundidade considerada de influência da raiz (cm) e J ($\mu\text{mol cm}^{-1} \text{h}^{-1}$) é o fluxo de elemento traço absorvido pelas raízes é descrito pela equação cinética de Michaelis-Menten:

$$J = J_{\text{max}} x C / km + C,$$

Em que J_{max} é o máximo J e km é o coeficiente de permeabilidade das raízes (μM).

O termo I representa o aporte do elemento-traço adicionado no solo, que pode ser de diferentes origens, como fertilizantes fosfatados, água de irrigação, deposições atmosféricas e outras fontes.

O modelo integra todas essas equações e processos para avaliar o comportamento dos elementos traço em solos agrícolas por vários anos (CHEN, 2005).

No modelo, três opções de simulação são possíveis: simulação padrão (simulação

determinística simples com um conjunto de parâmetros de valores), análise sensitiva (diversas simulações que geram um parâmetro específico), e análise de incerteza, na qual são empregadas as simulações de Monte Carlo (milhares de simulações são geradas de acordo com certas funções de distribuição de probabilidades).

O modelo de equilíbrio de massa apresentado é genérico, uma vez que a distribuição de elementos-traço nos solos pode ser dividida dentro dos mesmos grupos conforme delineado na expressão matemática apresentada anteriormente. O modelo, portanto, pode representar o equilíbrio de massa de qualquer elemento-traço quando as condições iniciais de sua distribuição no solo e as constantes de taxa de reação forem decididas apropriadamente.

Dados de entrada no modelo

Fontes de Cd e Pb

Como fonte de Cd foi usado o fosfato reativo de FR3, com base em análises; nesta fonte foi detectado o maior teor médio desse elemento (77 mg.kg⁻¹). Desta forma, o aporte de Cd no modelo foi de 658 g ha⁻¹ ano⁻¹, obtido com a dose de 600 mg dm⁻³ de P, que proporcionou a produção máxima de grãos de soja nesta fonte. Para o aporte de Pb (3906 g ha⁻¹ ano⁻¹) foi usado o fosfato natural FN2, na dose de P (600 mg dm⁻³), que também proporcionou a maior produção de grãos. A escolha dessa fonte ocorreu devido à mesma ter sido a fonte de P com o maior teor médio de Pb (215 mg kg⁻¹).

Parâmetros referentes à absorção pela soja

Para o influxo de Cd pela raiz foi usado o

valor de 0,000008 μmol cm⁻¹ h⁻¹, obtido por Caltado (1983) para a cultura da soja. Com relação ao Pb, foi atribuído o valor de influxo pela raiz dez vezes menor do que o Cd (0,0000008 μmol cm⁻¹ h⁻¹) devido ao fato de esse elemento ser fortemente complexado, permanecendo na região das raízes e sendo pouco translocado (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Para a densidade da raiz da soja foi usado o valor de 1,1 cm cm², determinado por Calmon et al. (1999), a vinte centímetros de profundidade. O índice de permeabilidade da raiz e a taxa de retorno foram de 0,1 μM e 0,5, respectivamente (CHEN, 2005).

Valores referentes aos elementos-traço nas fases do solo

Os dados de entrada no modelo para o teor total de Cd e Pb nos solos (Tabela 1) foram determinados por meio de espectrofotometria de absorção atômica com forno de grafite (GFAAS), na Universidade da Califórnia Riverside – UCR, EUA. O método de extração usado foi o USEPA 3052, que prevê a digestão de 1,0g de material em 9 mL de HNO₃, 3 mL de HF, 2 mL de HCl, 2 mL H₂O₂ e 4 mL de água deionizada em forno de microondas (CAMPOS et al., 2005).

Para os teores de Cd e Pb na fase mineral, orgânica e solúvel, foram atribuídos percentuais de 85%, 5% e 10%, respectivamente, com base nos teores totais nos solos, que foram determinados no presente trabalho (TABELA 2), e de acordo com os resultados encontrado por Chen (2005). Esses resultados são de acordo com o tipo e as características do solo.

Tabela 2. Teores de Cd e Pb nas quatro fases dos solos.

Fases/solos	Rqo		LVdf		LVAdh	
	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb
Solução do solo (μ L ⁻¹)	0,08	1,248	0,025	1,015	0,038	1,63
Mineral (mg kg ⁻¹)	0,017	2,652	0,02125	8,27	0,01615	6,927
Orgânica (mg kg ⁻¹)	0,001	0,156	0,00125	0,507	0,00095	0,407
Teor total (mg kg ⁻¹)	0,02	3,12	0,025	10,15	0,019	8,15

Tabela 3. Parâmetros de entrada para cada solo usado no modelo.

Parâmetros / solos	RQo	LVdf	LVAdh	Referências
Kd – Cd (L kg ⁻¹)	25	100	50	Pierangeli (2003)
Kd – Pb (L kg ⁻¹)	250	1000	500	-
Densidade (kg L ⁻¹)	1,45	0,93	1,18	Lima (2001)
Taxa de percolação (cm h ⁻¹)	0,66	0,067	0,02	Chen (2005)
Umidade (L L ⁻¹)	0,143	0,164	0,314	Chen (2005)

Parâmetros referentes aos solos

Na Tabela 3 podem ser observados os parâmetros de entrada no modelo para cada solo, de acordo com os valores encontrados na literatura, com exceção do Kd para o Pb, no qual os valores foram calculados a partir do Kd do Cd, ou seja, foi atribuído um Kd de 10 vezes maior para o Pb. É importante mencionar que o Pb é bem mais adsorvido nos solos em geral do que Cd (MCLAUGHLIN et al., 1996; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001; PIERANGELI et al., 2004).

Com relação ao índice de mineralização e à precipitação/dissolução inicial e final, foram usados os mesmos valores em cada solo, 0,003/hora, 0,01/hora, 0,002/hora, respectivamente (CHEN, 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Valores simulados de elementos-traço em solos do cerrado

Teores totais acumulados de Cd e Pb nos solos e na soja em 10 anos

A partir dos dados gerados pelo modelo (Soil Trace Element Model - Single Layer Mass Balance),

que podem ser observados na Tabela 3, o maior acúmulo de Cd no solo foi encontrado no LVdf, comparado com o RQo e o LVAdh. Pode-se inferir que esse resultado está ligado a características do LVdf como maior teor de argila, visto que a concentração de cádmio no solo é controlada por reações de adsorção e dessorção na superfície dos colóides (MCBRIDE, 1994; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). A adsorção de Cd nos solos é influenciada por várias propriedades e características dos solos, como, por exemplo, força iônica (NAIDU, et al., 1994), óxidos de Fe (ELLIOTT et al., 1985), óxidos de Al (WEERASOORIYA et al., 2002). Além da composição mineralógica, a textura também é considerada um fator importante na adsorção de Cd nos solos. Solos arenosos, com baixos teores de óxidos, matéria orgânica e reduzida capacidade tampão, podem ter sua capacidade acumulativa de elementos-traço reduzida. Dentro deste contexto, o maior teor de argila do LVdf pode ter contribuído para o acúmulo de Cd em dez anos de simulação. Pierangeli et al. (2003), estudando o teor Cd em vários latossolos, concluiu que sua ocorrência foi maior nos solos mais argilosos.

Tabela 4. Resultados do acúmulo de Cd e Pb nos solos e na matéria fresca da planta toda de de soja em 10 anos, em função da aplicação dos fosfatos reativo FR3 e natural nacional FN2, respectivamente.

Cd		Pb	
Acumulado na planta (g ha ⁻¹)	Acumulado no solo (mg kg ⁻¹)	Acumulado na planta (g ha ⁻¹)	Acumulado no solo (mg kg ⁻¹)
	Rqo		Rqo
1129	0,82	191	14,78
	LVdf		LVdf
854	2,97	119	30,91
	LVAdh		LVAdh
1070	2,27	172	24,50

De acordo com os resultados simulados pelo modelo, o teor de Pb também foi maior no LVdf (Tabela 3), seguindo a mesma ordem de acúmulo encontrada para o Cd, LVdf > LVAdh > RQo. Diferentemente, o maior acúmulo de Cd e Pb na planta foi encontrado no RQo (Tabela 3). Pode-se inferir que esse resultado é devido à maior disponibilidade de Cd e Pb no solo arenoso. O maior acúmulo de Pb na planta no LVAdh pode estar relacionado com a concentração de matéria orgânica neste solo. Segundo Sauv e et al. (1998), a matéria orgânica tem capacidade de aumentar a solubilidade de Pb por meio da formação de complexos organo-metálicos.

Modelagem do acúmulo de cádmio e chumbo no solo

Após simulação observou-se que, em dez anos o teor de Cd e Pb no solo atingiria valores maiores que os iniciais (Tabela 2), quando foram aplicados o fósforo reativo FR3 e o fósforo natural FN2 (Figuras 2 e 3). No caso do Cd, os valores alcançados em dez anos no LVdf aumentariam de tal forma que ficariam fora da média normal de vários países, que é de 0,06 a 0,50 mg kg⁻¹ (MCLAUGHLIN et al., 1996; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). No Brasil, segundo Campos et al. (2003), o teor natural médio de Cd na maioria dos solos é de apenas 0,66 mg kg⁻¹. É importante ressaltar que o teor de Cd atingido em dez anos com aplicação do fósforo reativo FR3 alcançaria 2,97 mg kg⁻¹, valor muito próximo ao valor de intervenção em solos agrícolas no estado de São Paulo, que é de 3,00 mg kg⁻¹ (CETESB, 2005). Na Figura 2, pode-se observar que os teores de Pb atingiram entre 14,78 e 30,91 mg kg⁻¹, com o menor

valor simulado para o RQo possivelmente devido à maior possibilidade de perdas por lixiviação nos solos de textura arenosa. De acordo com McLaughlin et al. (1996), o teor de Pb médio nos solos do mundo varia de 10 mg kg⁻¹ a 20 mg kg⁻¹, e segundo Holmgren et al. (1993), nos Estados Unidos é de 12 mg kg⁻¹. Especificamente para o Brasil, Campos et al. (2003), estudando 19 latossolos, concluíram que a média de chumbo nesses solos foi de 22±9 mg kg⁻¹, um pouco diferente dos valores encontrados por Marques et al. (2002), que são, em média, de 10±6 mg kg⁻¹. Portanto, em dez anos os valores de Pb no RQo, LVdf e LVAdh chegariam a patamares semelhantes ou superiores aos teores de Pb encontrados nos solos de vários países. Por fim, os valores estimados para Pb, em dez anos, não atingiriam o valor de intervenção para Pb nos solos para o estado de São Paulo, que é de 180 mg kg⁻¹ (CETESB, 2005).

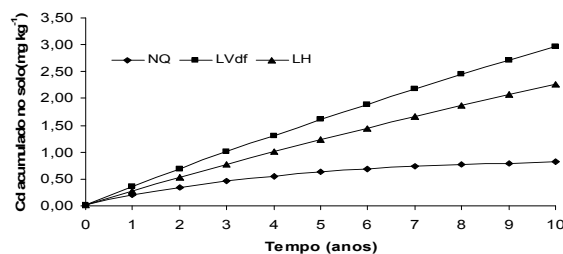


Figura 2. Simulação pelo modelo do acúmulo anual de Cd no período de 10 anos nos solos RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossoilo Vermelho distroférico e LVAdh=Latossoilo Vermelho-Amarelo distrófico húmico, em função da aplicação do fosfato reativo FR3.

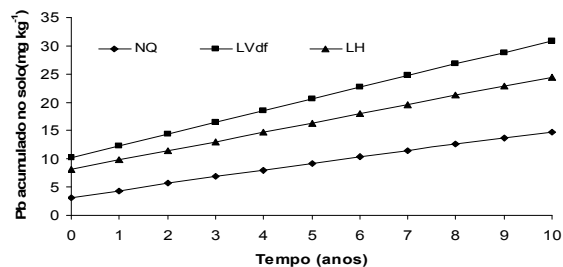


Figura 3. Simulação pelo modelo do acúmulo anual de Pb no período de 10 anos nos solos RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossoilo Vermelho distroférico e LVAdh=Latossoilo Vermelho-Amarelo distrófico húmico em função da aplicação do fosfato natural nacional FN2.

Modelagem do acúmulo de Cd e Pb na planta

De acordo com os valores atribuídos para cada parâmetro usado no modelo de balanço de massa para elementos-traço, foram simulados os valores acumulados de Cd e Pb na cultura da soja (Figuras 4 e 5). O acúmulo de Cd e Pb na soja, em termos de tendências gerais, ocorreu continuamente com o aporte desses elementos nos solos, por meio da aplicação dos fosfatos reativo FR3 e natural nacional FN2 (Figuras 4 e 5), comportamento distinto daquele verificado para os teores de Cd e Pb nos solos, que

tenderam a se estabilizar com o passar dos anos, principalmente no caso dos solos neossolos quartzarênicos (Figuras 2 e 3).

Em termos de acúmulo de Cd pela soja, os valores estimados obedeceram à seguinte ordem crescente: RQo > LVAdh > LVdf. No caso do Pb os valores entre RQo e LVAdh foram bastante comparáveis, diferenciando-se um pouco mais no LVdf. Pode-se inferir que esses resultados estão ligados com as características de cada solo; além disso, sabe-se que a absorção de elementos-traço pela planta varia entre cada elemento; por exemplo, Cd > Pb (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Ressalta-se que no modelo utilizado foram considerados parâmetros que a literatura considera importantes na dinâmica dos elementos-traço: força iônica (NAIDU et al., 1994), óxidos de Fe (ELLIOTT et al., 1985), óxidos de Al (WEERASOORIYA et al., 2002), matéria orgânica (SAUVÉ et al., 1998), teor de argila (PIERANGELI et al., 2003) e pH (PIERANGELI et al., 2005).

A aplicação do modelo com os parâmetros escolhidos forneceu estimativas do comportamento do Cd e Pb nos solos e na planta e, a partir destes resultados, medidas de prevenção podem ser tomadas para controlar mais efetivamente a contaminação por estes elementos no ambiente. Entretanto, apesar da validade dos modelos de simulação, o comportamento dos elementos-traço deve ser continuamente avaliado por meio de monitoramento de campo.

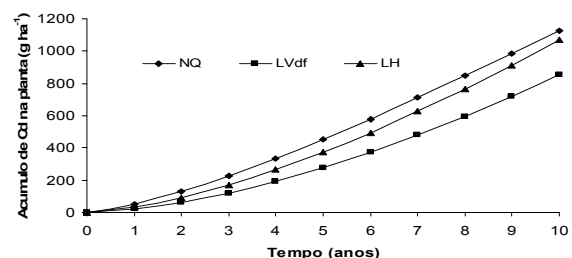


Figura 4 Simulação pelo modelo do acúmulo anual de Cd pela soja no período de 10 anos nos solos RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossoilo Vermelho distroférico e LVAdh=Latossoilo Vermelho-Amarelo distrófico húmico em função da aplicação do fosfato reativo FR3.

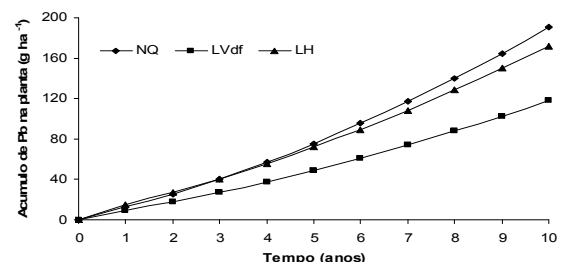


Figura 5. Simulação pelo modelo do acúmulo anual de Pb pela soja no período de 10 anos nos solos RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossoilo Vermelho distroférico e LVAdh=Latossoilo Vermelho-Amarelo distrófico húmico em função da aplicação do fosfato natural FN2.

CONCLUSÕES

O teor simulado de Cd atingido em dez anos com aplicação do fosfato reativo de FR3 alcança 2,97 mg kg⁻¹ no LVdf;

Os valores estimados para Pb, com a aplicação do fosfato FN2 em dez anos, não atingem o valor de intervenção para Pb com base nos solos do estado São Paulo (180 mg kg⁻¹);

Após a aplicação do modelo de balanço os teores de Cd e Pb no RQo mostram-se mais disponível para as plantas de soja;

O acúmulo de Cd e Pb é maior no Latossolo Vermelho distroférico conforme a modelagem, em dez anos de aplicação de elevadas doses destes elementos por meio dos fertilizantes fosfatados FR3 e FN2.

REFERÊNCIAS

BIZARRO, V. G.; MEURER, E. J.; TATSCH, F. R. P. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados comercializados no Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 1, p. 247-250, jan-fev, 2008.

CALMON, M. A. et al. Simulating soybean root growth and soil water extraction using a functional crop model. **Trans of ASAE**, v. 42, p. 1867-1877, 1999.

CAMPOS, M. L. et al. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, p. 361-367, 2005.

CAMPOS, M. L. et al. Baseline concentration of heavy metals in Brazilian latosols. **Communications Soil Science and Plant Analysis**, v. 34, p. 547-557, 2003.

CATALDO, D. A.; GARLAND, T. R.; WILDUNG, R. E. Cadmium uptake kinetics in intact soybean plants. **Plant Physiology**, v. 73, p. 844-848, 1983.

CHANG, A. C.; PAGE, A. L. **Trace elements slowly accumulating, depleting in soils**. California Agriculture, Oakland, v. 54, p. 49-55, 2000.

CHAVES, L. H. G. et al. Energia livre de adsorção do cádmio em Luvisolos e Cambissolos. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 23, n. 1, p. 84-89, 2010.

CHEN, W. **Modeling trace element mass balance in cropland soils**. 2005. 252 f. (PhD Thesis)-California University, Riverside. USA

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Valores**

orientadores para solo e água subterâneas no Estado de São Paulo. Decisão de Diretoria Nº 195-2005-E, 23 de novembro de 2005, 4 p. Disponível em: <http://www.cetesb.gov.br>. Acesso em: 12 dez. 2005.

ELLIOTT, H. A.; LIBERATI, M. R.; HUANG, C. P. Effects of iron oxide removal on heavy metal sorption by acid subsoils. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 27, n. 3/4, p. 379-389, 1985.

HARPER, K.; OLIVEIRA, A. P. de Determinação de elementos-traço em solos e lodos de esgoto por ICP-OES. **Revista Analytica**, São Paulo, n.23, p. 53-59, 2006.

HOLMGREN, U. G. S.; MEYER, M. W.; CHANEY, R. L. Cadmium, Pb, Zn Cu and Ni in agricultural soils of the United States of America. **Journal of Environmental Quality**, v. 22, p. 335-348, 1993.

KABATA-PENDIAS, A; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3. ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413 p.

KELLER, A. B. et al. A stochastic empirical model for regional heavy-metal I agroecosystems. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 6, p. 1976-1989, 2001.

MARQUES, J. J. G. S. M.; CURI, N.; SCHULZE, D. G. Trace elements in Cerrado soils. In: **Tópicos em Ciências do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 3, n. 2, 2002, p. 103-142.

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

McBRIDE, M. B.; SPIERS, G. Trace elements content of selected fertilizers and dairy manures as determined by ICP-MS. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 32, p. 139-156, 2001.

MCLAUGHLIN, M. J. et al. Review: the behaviour and environmental impact of contaminants in fertilizers. **Australia Journal Soil Research**, v. 34, n. 1, p. 1-54, 1996.

MOOLENAAR, S. W.; TEMMINGHOFF, E. J. M.; HAAN, F. A. M. Modeling dynamic copper balances for a contaminated sandy soil following land use change from agriculture to forestry. **Environmental Pollution**, v. 103, p. 117-125, 1998.

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**, v. 45, n. 2,

p. 179-88, June 1994.

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, 2005.

PIERANGELI, M. A. P. et al. Adsorção e dessorção de cádmio, cobre e cunbo por amostras de Latossolos pré-tratadas com fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 2, p. 377-384, 2004.

PIERANGELI, M. A. P. et al. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio na adsorção de cádmio em Latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 737-745, 2003.

SAUVÉ S.; MCBRIDE, M. B.; HENDERSHOT, W. H. Soil solution speciation Lead (II): Effects of organic matter and pH. **Soil Science Society American Journal**, v. 62, n. 3, p. 618-621, 1998.

SILLANPAA, M.; JANSSON, H. Status of cadmium, lead, cobalt and selenium in soils and plants of thirty countries. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**, v. 65, 195 p. 1992.

SILVA, F. N.; FURTINI NETO; CHANG, A. C. Uptake of trace elements by soybean as a function of rates and sources of phosphorus fertilizers in a Typic Quartzipsamment soil. In: G. BANUELOS; Z.-Q. LIN. (Org.). **Development and Uses of Biofortified Agricultural Products**. 1. ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2008. p. 253-264.

SILVA, F. N. **Crescimento e produção da soja em função de fontes e doses de fósforo e aporte de elementos – traço no sistema solo-planta por fertilizantes fosfatados**. 2006. 127 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2006.

WEERASOORIYA. R.; WIJESEKARA. H. K. D. K.; BANDARA, A. Surface complexation modeling of cadmium adsorption on gibbsite. **Colloids and Surfaces**, v. 207, n. 1/3, p. 13-24, 2002.