

**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**

FRANCISCO NILDO DA SILVA

2006

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

FRANCISCO NILDO DA SILVA

**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**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de “Doutor”.

Orientador
Prof. Dr. Antônio Eduardo Furtini Neto

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL
2006

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

Silva, Francisco Nildo da

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 / Francisco Nildo da Silva. -- Lavras : UFLA, 2006.

127 p. : il.

Orientador: Antônio Eduardo Furtini Neto

Tese (Doutorado) – UFLA.

Bibliografia.

1. Fertilidade do solo. 2. Modelagem. 3. Elementos traço. 4. Adubo fosfatado. 5. Soja. 6. Doses de fósforo. 7. Capacidade tampão.
I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-633.34891

FRANCISCO NILDO DA SILVA

**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**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de “Doutor”.

APROVADA em 13 de março de 2006

Pesq. Dra. Vera Maria Carvalho Alves - Embrapa Milho e Sorgo

Prof. Dr. Ruy Carvalho - UFLA

Prof. PhD. Luis Roberto Guimarães Guilherme - UFLA

Prof. Dr. Carlos Alberto Silva - UFLA

Prof. Dr. Antônio Eduardo Furtini Neto
UFLA
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL

A Deus, meu pai eterno, sempre presente em minha vida, guiando meus passos e me incentivando a viver com alegria, paz e sabedoria,

OFEREÇO

A minha esposa Sandra Sely por sempre me ajudar e apoiar em tudo. A minha mãe, Maria Ribeiro, que sempre reza por mim, e que me criou com amor e dedicação. A minha irmã Socorro da Silva pelo incentivo e carinho.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Ao Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras pelo apoio na realização do curso.

À CAPES pela concessão das bolsas de estudo, tanto no Brasil quanto no exterior.

Ao Departamento de Meio Ambiente da Universidade da Califórnia – EUA pelo apoio financeiro da minha pesquisa.

Ao Prof. Dr. Antônio Eduardo Furtini Neto, meu orientador, pelo incentivo, confiança, compreensão e ensinamentos para a minha vida profissional.

Ao Prof. PhD Andrew C. Chang, meu orientador nos Estados Unidos, pelo seu carinho e apoio nas horas mais difíceis, e pelos preciosos ensinamentos para minha vida pessoal e profissional.

Ao Prof. PhD Luiz Roberto Guimarães Guilherme pela amizade, confiança, apoio e incentivo fundamental para meu doutorado Sanduíche.

Aos membros da banca, Dra. Vera Maria Carvalho Alves, Prof. Ruy Carvalho e Prof. Carlos Alberto Silva, pela discussão do trabalho e sugestões para sua melhoria.

Ao Prof. Daniel Ferreira pela valiosa contribuição nas análises estatísticas.

Aos professores e colegas da UFLA que direta ou indiretamente contribuíram para minha formação pessoal e profissional.

Aos professores da Universidade da Califórnia - Riverside, em especial a Albert L. Page, David Crowley e Carol Lovatt, pelo apoio e amizade.

Aos funcionários da UFLA e da UCR, João Gualberto, Pezão, Emerson, Woody Smith, Dave Thomason, Verônica e Jasmine, pela ajuda na concretização deste estudo.

Aos amigos da UFLA e da UCR, especialmente Giuliano Marchi, Vinicius Martins, Leandro, Júlia, Fabiano, Newton, Mari Lúcia, Daniela Zuliane, Edilene, Daniela Silva, Marcio Neres, Orlando, Otacílio, Rodrigo Martins, Alesandra, Zilton, José Roberto, Weiping Chen, Lianqing Li, Teresa, Melody e Soon-Ik Kwon, pelo incentivo, amizade e força durante o curso.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	i
LISTA DE FIGURAS.....	v
RESUMO GERAL.....	vii
GENERAL ABSTRACT.....	viii
CAPÍTULO I - 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	1
1 INTRODUÇÃO GERAL	2
2 REFERENCIAL TEÓRICO	5
2.1 Principais aspectos da soja e dos solos	5
2.2 Elementos-traço em rochas fosfatadas e fertilizantes fosfatados.....	7
2.3 Adição de elementos-traço em solos agrícolas	9
2.4 Transferência de elementos-traço para a cadeia alimentar e seus efeitos na saúde humana	12
2.5 Aspectos gerais de modelos computacionais na simulação da contaminação do sistema solo-planta por elementos-traço	15
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	17
CAPÍTULO II - CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DA SOJA CULTIVADA EM SOLOS DISTINTOS SOB DIFERENTES DOSES E FONTES DE FÓSFORO.....	23
RESUMO.....	24
ABSTRACT.....	25
1 INTRODUÇÃO.....	26
2 MATERIAL E MÉTODOS	28
2.1 Propriedades químicas do solo e condução do experimento.....	28
2.2 Tratamentos e delineamento experimental	30
2.4 Avaliação dos experimentos	31
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
3.1 Neossolo Quartzarênico	33
3.1.1 Produção de matéria seca da raiz de soja.....	33

3.1.2	Produção de matéria seca da parte aérea e de grãos	36
3.1.3	Índice de eficiência agrônômica das fontes de P avaliada pela produção de grãos no RQo	42
3.2	Latossolo Vermelho distroférico (LVdf)	45
3.2.1	Produção de matéria seca da raiz de soja	45
3.2.2	Produção de matéria seca da parte aérea e de grãos	48
3.2.3	Índice de eficiência agrônômica das fontes de P avaliadas pela produção de grãos no LVdf	52
3.3	Latossolo Vermelho - Amarelo distrófico húmico (LVAdh)	54
3.3.1	Produção de matéria seca da raiz de soja	54
3.3.2	Produção de matéria seca da parte aérea e de grãos	56
3.3.3	Índice de eficiência agrônômica das fontes de P avaliada pela produção de grãos no LVAdh	60
3.4	Considerações Gerais	62
4	CONCLUSÕES	64
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65
	CAPÍTULO III - CÁDMIO, COBRE, CROMO, NÍQUEL, CHUMBO E ZINCO EM FOSFATOS DE ROCHA E ABSORÇÃO DE CD E PB PELA SOJA EM FUNÇÃO DE DOSES E FONTES DE P	71
	RESUMO	72
	ABSTRACT	73
1	INTRODUÇÃO	74
2	MATERIAL E MÉTODOS	76
2.1	Propriedades químicas do solo e condução do experimento	76
2.2	Tratamentos e delineamento experimental	77
2.3	Avaliação dos experimentos	78
2.3.1	Análises de controle de qualidade e precisão	78
2.3.2	Determinação dos teores de elementos-traço nos fertilizantes fosfatados	79
2.3.3	Determinação dos teores de Cd e Pb na matéria seca de grãos (MSG) da soja	80
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	82
3.1	Determinação de elementos-traço	82
3.1.1	Teores totais de elementos nos fertilizantes fosfatados	82
3.2	Neossolo Quartzarênico (RQo)	86
3.2.1	Teores de Cd e Pb na MSG da soja	86
3.3	Latossolo Vermelho distroférico (LVdf)	91
3.3.1	Teores de Cd e Pb na MSG da soja	91

3.4 Latossolo Vermelho - Amarelo distrófico húmico (LVAdh).....	94
3.4.1 Teores de Cd e Pb na MSG da soja.....	94
4 CONCLUSÕES.....	97
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	98
CAPÍTULO IV - APLICAÇÃO DO MODELO DE BALANÇO DE MASSA PARA ELEMENTOS TRAÇO EM SOLOS DISTINTOS	102
RESUMO.....	103
ABSTRACT.....	104
1 INTRODUÇÃO.....	105
2 MATERIAL E MÉTODOS	108
2.1 O modelo (Soil Trace Element Model - Single Layer Mass Balance).....	108
2.1.1 Desenvolvimento do modelo	108
2.1.2 Estrutura do modelo.....	109
2.2 Dados de entrada no modelo.....	112
2.2.1 Fontes de cádmio e chumbo.....	112
2.2.2 Parâmetros referentes à absorção pela soja.....	113
2.2.3 Valores referentes aos elementos-traço nas fases do solo.....	113
2.2.4 Parâmetros referentes aos solos	114
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	115
3.1 Valores simulados de elementos-traço em solos do cerrado.....	115
3.1.1 Teores totais acumulados de Cd e Pb nos solos e na soja em 10 anos.....	115
3.1.2 Modelagem do acúmulo de cádmio e chumbo no solo.....	116
3.1.3 Modelagem do acúmulo de cádmio e chumbo na planta.....	119
4 CONCLUSÕES.....	121
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	122
ANEXOS.....	125

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I		Pág.
TABELA 2.1	Concentração de As e Cd em insumos de solo comumente usadas (Kabata-Pendias, 2001).	10
TABELA 2.2	Limites numéricos para As e Cd em fertilizantes fosfatados em três estados americanos.	11
TABELA 2.3	Limites de teores de cádmio em fertilizantes fosfatados em países da União Européia.	11
TABELA 2.4	Coefficientes de transferência para elementos-traço no sistema solo-planta.	12
 CAPÍTULO II 		
TABELA 2.1	Principais atributos químicos e físicos dos solos (RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossolo Vermelho distroférico, LVAdh=Latossolo Vermelho – Amarelo distrófico húmico) antes da aplicação dos tratamentos.	29
TABELA 2.2	Fósforo total e solubilidade em ácido cítrico dos fertilizantes fosfatados.	30
TABELA 3.1	Equações de regressão ajustadas para a produção de matéria seca da parte aérea e de grãos em soja (g vaso^{-1}) como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas (mg dm^{-3}) em Neossolo Quartzarênico.	37
TABELA 3.2	Estimativa das produções máximas (PM) de matéria seca da parte aérea (MSPA) de soja para as doses de P correspondentes à produção máxima, em função de diferentes fontes de P em Neossolo Quartzarênico.	39

TABELA 3.3	Estimativa das produções máximas (PM) de matéria seca de grãos da soja (MSG) e doses de P correspondentes à produção máxima, em função de diferentes fontes de P em Neossolo Quartzarênico.	40
TABELA 3.4	Produção máxima de matéria seca de grãos (PM) de soja e índice de eficiência agrônômica (IEA) em resposta à aplicação de diferentes fontes fosfatadas, nas doses de P correspondentes à PM.	43
TABELA 3.5	Equações de regressão ajustadas para a produção de matéria seca da parte aérea e de grãos de soja (g vaso^{-1}) como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas (mg dm^{-3}) em Latossolo Vermelho distroférico (LVdf).	49
TABELA 3.6	Estimativa das produções máxima (PM) de matéria seca da parte aérea (MSPA) de soja para as doses de P correspondentes à produção máxima, em função de diferentes fontes de P em Latossolo Vermelho distroférico (LVdf).	50
TABELA 3.7	Estimativa das produções máxima (PM) de matéria seca de grãos (MSG) da soja para as doses de P correspondentes à produção máxima, em função de diferentes fontes de P em Latossolo Vermelho distroférico (LVdf).	51
TABELA 3.8	Produção máxima de matéria seca de grãos (PM) de soja e índice de eficiência agrônômica (IEA) em resposta à aplicação de diferentes fontes fosfatadas, nas doses de P correspondentes à PM.	52
TABELA 3.9	Equações de regressão ajustadas para a produção de matéria seca da parte aérea e de grãos em soja (g vaso^{-1}) como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas (mg dm^{-3}) em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico (LVAdh).	57

TABELA 3.10 Estimativa das produções máxima (PM) de matéria seca da parte aérea (MSPA) de soja para as doses de P correspondentes à produção máxima, em função de diferentes fontes de P em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico.	59
TABELA 3.11 Estimativa das produções máxima (PM) de matéria seca de grãos (MSG) da soja para as doses de P correspondente à produção máxima, em função de diferentes fontes de P em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico.	59
TABELA 3.12 Produção máxima de matéria seca de grãos (PM) de soja e índice de eficiência agrônômica (IEA) em resposta à aplicação de diferentes fontes fosfatadas, nas doses de P correspondente à PM.	61
TABELA 3.13 Produção de MSG da soja por unidade de P aplicada para cada fertilizante fosfatado em solos distintos na dose de máxima produção.	63

CAPÍTULO III

TABELA 2.1 Principais atributos químicos e físicos dos solos (RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossolo Vermelho distroférico, LVAdh=Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico) antes da aplicação dos tratamentos.	78
TABELA 2.2 Fósforo total e solubilidade em ácido cítrico dos fertilizantes fosfatados.	79
TABELA 3.1 Teor médio de elementos-traço em fosfatos de rochas nacionais e importados determinados pelos métodos Embrapa, USEPA 3051 ^a e USEPA 3050B.	87
TABELA 3.2 Equações de regressão ajustadas para os teores de cádmio e chumbo na matéria seca dos grãos da soja como variável dependentes das doses e fontes de fósforo aplicadas (mg dm ⁻³) no Neossolo Quartzarênico.	88

TABELA 3.3	Estimativa dos totais de cádmio e chumbo na matéria seca de grãos (MSG) da soja para as doses de P correspondentes à produção máxima de MSG, em função de diferentes fontes de P em Neossolo Quartzarênico.	90
TABELA 3.4	Equações de regressão ajustadas para a produção de matéria seca de grãos da soja (g vaso^{-1}) como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas (mg dm^{-3}) em Latossolo Vermelho distroférico.	93
TABELA 3.5	Estimativa dos teores totais de cádmio e chumbo na matéria seca de grãos (MSG) da soja para as doses de P correspondente à produção máxima de MSG, em função de diferentes fontes de P em Latossolo Vermelho distroférico.	94
TABELA 3.6	Estimativa dos teores totais de Cd e Pb na matéria seca de grãos (MSG) da soja para as doses de P correspondentes à produção máxima de MSG, em função de diferentes fontes de P no LVAdh.	96
TABELA 3.7	Estimativa dos teores totais de Cd e Pb na matéria seca de grãos (MSG) da soja para as doses de P correspondente à produção máxima de MSG, em função de diferentes fontes de P em Latossolo Vermelho - Amarelo distrófico húmico.	96

CAPÍTULO IV

TABELA 2.1	Teores de Cd e Pb nas quatro fases dos solos.	115
TABELA 2.2	Parâmetros de entrada para cada solo usado no modelo.	115
TABELA 3.1	Acúmulo de Cd e Pb nos solos e na soja em 10 anos, em função da aplicação dos fosfatos reativos FR3 e do fosfato natural nacional FN2.	117

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO II		Pág.
FIGURA 3.1	Produção de matéria seca da raiz de soja em função de doses de P dos fosfatos reativos importados (FR1, FR2, FR3 e FR4) e nacionais (FN1 e FN2), do superfosfato triplo e do termofosfato (ST e TF).	35
FIGURA 3.2	Produção de matéria seca da raiz de soja em função de doses de P dos fosfatos reativos importados (FR3 e FR4) e nacional (FN2), do superfosfato triplo e do termofosfato (ST e TF).	47
FIGURA 3.3	Produção de matéria seca da raiz de soja (g vaso ⁻¹) em função de doses de P dos fosfatos reativos importados (FR3 e FR4) e nacional (FN2), do superfosfato triplo e do termofosfato (ST e TF).	55
CAPÍTULO III		
FIGURA 3.1	Teores médios de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em fosfatos nacionais (FN1 e FN2), superfosfato triplo (ST), fosfatos reativos importados (FR1, FR2, FR3 e FR4) e termofosfato (TF) para cada método de extração (USEPA 3051A, USEPA 3050B e Embrapa).	84
CAPÍTULO IV		
FIGURA 2.1	Representação esquemática do modelo.	109
FIGURA 3.1	Simulação, pelo modelo, do acúmulo anual de Cd no período de 10 anos nos solos RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossolo Vermelho distroférico e LVAdh=Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico, em função da aplicação do fosfato reativo FR3.	119

FIGURA 3.2 Simulação, pelo modelo, do acúmulo anual de Pb no período de 10 anos nos solos RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossolo Vermelho distroférico e LVAdh=Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico, em função da aplicação do fosfato natural nacional FN2. **119**

FIGURA 3.3 Simulação, pelo modelo, do acúmulo anual de Cd pela soja no período de 10 anos nos solos RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossolo Vermelho distroférico e LVAdh=Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico, em função da aplicação do fosfato reativo FR3. **121**

FIGURA 3.4 Simulação, pelo modelo, do acúmulo anual de Pb pela soja no período de 10 anos nos solos RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossolo Vermelho distroférico e LVAdh=Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico, em função da aplicação do fosfato natural FN2. **121**

RESUMO GERAL

SILVA, Francisco Nildo da. **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 p. Tese (Doutorado em solos e nutrição de plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.¹

A existência de grandes áreas, principalmente de cerrados, sendo incorporadas à agricultura brasileira, a baixa disponibilidade de P destes solos, o baixo pH e a existência de grandes jazidas de fosfato natural em diversas regiões do país têm feito com que a utilização de fosfatos *in natura* seja uma opção de P. Alguns produtos agrícolas ou subprodutos usados como corretivo ou fornecedor de nutrientes na agricultura podem representar uma fonte de contaminação com elementos-traço. Os elementos-traço têm recentemente levantado interesse, devido à possibilidade de sua transferência na cadeia alimentar, principalmente de cádmio. Objetivou-se, no presente trabalho, estudar as respostas da soja ao fornecimento de fósforo pela combinação de diferentes fontes e doses, em solos distintos, bem como a transferência de elementos-traço dos fosfatos para o sistema solo-planta. Utilizaram-se amostras da camada superficial (0-20 cm) de três solos sob cerrado, distintos quanto à fertilidade: Neossolo Quartzarênico (RQo), Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) e Latossolo Vermelho - Amarelo distrófico húmico (LVAdh). Foram testadas oito fontes e quatro doses de fósforo, utilizando-se a soja como planta teste. A adubação fosfatada proporcionou ganhos de produção para a soja. As respostas aos tratamentos foram mais discrepantes no Neossolo Quartzarênico do que nos latossolos. O teor de 0,50 mg kg⁻¹ de cádmio na matéria seca de grãos, resultante da aplicação do fosfato reativo FR3, é considerado superior aos valores comumente encontrados para esta planta. O acúmulo de cádmio e chumbo pela soja após dez anos, de acordo com a modelagem utilizada, é maior no Latossolo Vermelho distroférico pela aplicação das fontes FR3 e FN2 respectivamente.

¹ **Comitê orientador:** Antônio Eduardo Furtini Neto – UFLA (Orientador), Andrew C. Chang – UCR (Orientador estrangeiro).

GENERAL ABSTRACT

SILVA, Francisco Nildo da. **Soybean growth and production and trace elements input in the soil-plant system as a function of phosphorous sources and doses.** 2006, 127 p. Thesis (Doctorate in Soil Science and Plant Nutrition) Federal University of Lavras, Lavras, MG. ¹

The existence of great areas of savannahs (cerrado) being incorporate to the Brazilian agriculture and the low P availability of those soils has led to a great use of phosphate fertilizers of various sources in Brazil, including the natural phosphate rock. Some agricultural inputs or products used as amendments or with nutritional purposes in agriculture might represent a source of contamination with trace element. Although less important quantitatively, those inputs can be important sources of pollution of soils and waters. The possibility of food chain transfer is a matter of concern on studies related to trace elements in mineral fertilizers. Therefore, the objectives of this study were: i) to determine the response of the soybean to different combination of sources and doses of phosphorous, in different soils; and ii) to assess possible trace elements transfers to the soil-plant system. Two types of fertilizers and 6 types of rock phosphate under 4 doses (0, 100, 300 and 600 mg kg⁻¹ of total P) were applied to 3 soils (Dystroferric Red Latosol, Humic Latosol and Quartzarenic Neosols) cultivated with soybeans, which was analyzed for its trace elements content. Increasing the rate of application of all P sources to the different soils caused an increase in soybean production, with a greater response observed for the sandy soil (Quartzarenic Neosols). 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.

¹ **Guidance Committee:** Antônio Eduardo Furtini Neto – UFLA (Adviser), Andrew C. Chang – UCR (Adviser).

CAPÍTULO I

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

1 INTRODUÇÃO GERAL

A fertilidade dos solos das regiões tropicais é bastante limitada pela baixa disponibilidade natural de fósforo e a região do cerrado não constitui exceção. Além disso, a indisponibilização de boa parte do fósforo fornecido na adubação, devido ao fenômeno da fixação do P em reações com componentes do solo, faz com que a aplicação de maiores quantidades de fosfatos seja necessária para viabilizar o uso agrícola destes solos (Resende, 2004).

A eficiência da aplicação de fósforo no crescimento e produtividade das culturas varia conforme a fonte utilizada. Geralmente, os adubos fosfatados mais solúveis (superfosfato triplo, superfosfato simples, diamônio fosfato - DAP, entre outros) proporcionam melhor resposta biológica em curto prazo, mas tem custo elevado, enquanto os fosfatos naturais de baixa reatividade (Araxá, Fosbahia, Patos de Minas, dentre outros) têm menor eficiência inicial e custo mais baixo (Kaminski & Peruzzo, 1997; Prochnow et al., 2003).

No Brasil, os principais fertilizantes utilizados como fonte de fósforo são os totalmente acidulados (superfosfato simples e triplo), os fosfatos de amônio (monoamônio fosfato –MAP e diamônio fosfato – DAP), os termofosfatos (termofosfato magnésiano) e os fosfatos naturais importados e nacionais (Resende, 2004). Sabe-se que a matéria-prima utilizada na fabricação de adubos fosfatados tem origem na rocha fosfática. Entretanto, além da apatita, o componente que contém o fósforo, a rocha fosfática pode apresentar impurezas como compostos de magnésio, ferro, alumínio e cálcio, não desejáveis porque consomem parte do ácido empregado no processo de solubilização da rocha e diminuem a disponibilidade do fósforo às plantas, devido à formação de fosfatos de baixa solubilidade (Prochnow, 1996).

Alguns insumos agrícolas ou subprodutos utilizados com finalidade corretiva ou nutricional na agricultura podem representar uma fonte de

contaminação com elementos-traço. Embora menos importantes do ponto de vista quantitativo, esses insumos podem ser importantes fontes de poluição de solos e águas. Adições globais de elementos-traços ao solo por fertilizantes são da ordem de 30.000–250.000 kg ano⁻¹ de Cd, 50.000–580.000 kg ano⁻¹ de Cu, 30.000–380.000 kg ano⁻¹ de Cr, 200.000–550.000 kg ano⁻¹ de Ni, 420.000–2.300.000 kg ano⁻¹ de Pb e 260.000–1.100.000 kg ano⁻¹ de Zn (Nriagu & Pacyna, 1988).

As rochas fosfáticas usadas para a produção dos fertilizantes constituem também importante fonte de contaminação com elementos-traço em solos agrícolas (Mortvedt, 1987; McLaughlin et al., 1997; Raven & Loeppert 1997; Senesi et al., 1999; Lavado et al. 2001; Campos et al., 2005).

McBride & Spiers (2001), estudando elementos-traço em fertilizantes, calcários e liteiras, cujos teores foram determinados por meio de espectrofotômetro de absorção atômica de chama ar-acetileno (ICP-MS), concluíram que os fertilizantes fosfatados foram os que continham os maiores teores de cádmio, urânio e arsênio, e que apesar de os teores serem baixos, deve existir preocupação com o efeito cumulativo destes metais nos solos.

Campos et al. (2005) encontraram, em diferentes fosfatos de rochas, variação estatística ($P > 0,05$) quanto ao teor de elementos-traço. Por exemplo, nos fosfatos de rocha nacionais foram encontrados em média 10,6 mg kg⁻¹ de cádmio, e nos fosfatos de rocha importados, o teor médio encontrado foi bastante superior, cerca de 90 mg kg⁻¹ de cádmio.

McLaughlin et al. (1996) mostrou, em trabalho de revisão que as concentrações de Cd em fosfatos australianos têm sido historicamente elevadas em comparação com fertilizantes utilizados em outros países. Menores aplicações de fertilizantes por unidade de área e menor contaminação atmosférica do solo têm resultado em introduções de Cd em áreas agrícolas similares ou menores, quando comparadas com as da Europa.

Estudo conduzido pela FAO, com 71 amostras de solos cultivados com trigo, coletadas na região sul do Brasil, mostrou que os solos brasileiros têm teores médios de cádmio de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ na solução do solo, e $0,03 \text{ mg kg}^{-1}$ de cádmio nas plantas. De acordo com este estudo, os teores de cádmio nas plantas e em solos do Brasil são menores em relação a outros trinta países estudados (Sillanpaa & Jansson, 1992).

Concentrações de elementos-traço necessitam de um monitoramento porque níveis potencialmente perigosos podem ser alcançados em plantas produtoras de alimentos para homens e animais, sem qualquer evidência de efeitos deletérios sobre as mesmas (Tiller, 1989).

Elementos-traço como Cd, Cr, Pb e Hg, além dos micronutrientes Fe, Cu e Mn, podem ser introduzidos na cadeia alimentar pela adição de fertilizantes, principalmente fosfatados (Sharpley & Menzel, 1987). Isso é resultado da ocorrência natural de vários elementos-traço em rochas fosfáticas e de estes não serem eliminados no processo de fabricação. A contaminação do solo por metais pesados provocada pela aplicação de fertilizantes parece pequena, mas requer um monitoramento, pois seu uso é mais amplamente disseminado que o de outros agroquímicos (Amaral Sobrinho et al., 1996).

Objetivou-se, no presente trabalho: a) estudar a resposta da soja ao fornecimento de fósforo pela combinação de diferentes fontes e doses, em distintos solos; b) determinar os teores de elementos-traço em fosfatos nacionais e importados; c) avaliar diferentes métodos de extração de elementos-traço em fertilizantes fosfatados; e d) estimar, por meio de modelagem, a transferência de elementos-traço dos fosfatos para o sistema solo-planta.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Principais aspectos da soja e dos solos

A soja é provavelmente nativa do vale do Rio Amarelo, na Região Norte da China. Evidências históricas indicam que a domesticação ocorreu no século XI AC. O cultivo expandiu-se vagarosamente por algumas regiões da Ásia, apenas chegando ao Ocidente no final do século XV, onde permaneceu como simples curiosidade botânica pelos próximos quatro séculos. Originou-se a uma latitude de aproximadamente 40° N, com um clima continental caracterizado por invernos frios e verões quentes e secos (Hartwig & Kiihl, 1979).

Na década de 80, o cultivo de soja concentrava-se nos estados do sul do Brasil. O melhoramento genético, adaptando a planta a diversos tipos de solo e clima, expandiu a fronteira agrícola e a região Centro-Oeste do país hoje é responsável por aproximadamente 30 milhões de toneladas anualmente. Para a colheita de 2004/2005, foi predita uma safra recorde de 60 milhões de toneladas de grãos. Embora contando com uma quebra na colheita devido à estação seca, esta produção garante ao Brasil a segunda maior posição como produtor deste grão.

A produção de soja no Brasil tem sido intensificada na região do cerrado (Goedert & Lobato, 1984). O aumento da mecanização e a expansão da área cultivada durante as últimas três décadas aumentaram em muito a produção agrícola na região do cerrado no Brasil Central e acredita-se que a produtividade cresça consideravelmente no futuro próximo. A sustentabilidade da agricultura nos solos do cerrado, a maioria dos quais sendo latossolos (Goedert & Lobato 1984), é, portanto, de alta significância ecológica e sócio-econômica.

A cultura da soja representa importante parcela na atividade agrícola brasileira, ocupando o segundo lugar entre os principais produtos, em área e

valor de produção, com grande representatividade na pauta das exportações brasileiras (Melo Filho et al., 1996). Os solos em que a soja é cultivada normalmente apresentam alta capacidade de fixação de fósforo, e isto, aliado à alta exigência desta cultura pelo nutriente, torna o estabelecimento de formas e fontes de adubação fosfatada de grande importância.

No Brasil, o aumento no consumo e do uso eficiente de fertilizantes minerais, mantidos nos últimos anos, foi fundamental para o incremento da produção e da produtividade da maioria das culturas, a exemplo da soja. A soja é uma cultura muito rústica e, juntamente com o arroz, permitiu a ocupação das fronteiras agrícolas no cerrado, com a vantagem de melhorar acentuadamente a fertilidade do solo (Tanaka et al., 1993).

A expansão vertiginosa da cultura da soja observada a partir da década de 70, não apenas na região Sul, mas também nos estados do Centro-oeste do Brasil, deveu-se, também, ao desenvolvimento de novos cultivares adaptados às diferentes regiões agroclimáticas do país, sendo que a tecnologia de produção e a produtividade desta cultura no país têm progredido de forma estável e significativa nas últimas safras (Borém, 1999).

Atualmente, a soja é responsável pelo maior consumo de fertilizantes no país, com cerca de 25% do total, seguida pela cana-de-açúcar (20%) e pelo milho (18%). O grande entrave dos agricultores, nos primeiros anos da abertura das novas áreas agrícolas, está na correção adequada dos solos geralmente ácidos e, particularmente, no manejo das adubações fosfatadas, tendo em vista a dinâmica do P nos solos das regiões produtoras (Tanaka et al., 1993).

Os latossolos são conhecidos por sua microestrutura estável, a qual é causada pelas forças eletrostáticas entre óxido e hidróxidos carregados positivamente e minerais de argila e matéria orgânica carregados negativamente (El-Swaify, 1981).

Embora informação considerável sobre elementos-traço em solos tropicais tenha se tornado disponível recentemente, há ainda lacunas importantes de entendimento (Davies, 1997), particularmente em latossolos (Buol & Eswaran, 2000). No Brasil, há considerável informação sobre elementos-traço para algumas regiões, como para o estado de São Paulo, mas muito pouca para outras áreas, como para a região do cerrado. Informações sobre concentrações de elementos-traço são importantes para determinar se locais específicos foram contaminados. Por exemplo, numa pesquisa sobre elementos-traço nos solos agrícolas dos EUA, Hoholmgren et al., (1993) identificaram não apenas áreas com alto conteúdo de elementos-traço naturais, 94 mg kg⁻¹ de Ni na Califórnia, mas também áreas agrícolas com possível contaminação, 57 mg kg⁻¹ de Cu na Flórida, por exemplo.

2.2 Elementos-traço em rochas fosfatadas e fertilizantes fosfatados

Aplicações no solo de fertilizantes comerciais freqüentemente envolvem adições de pequenas quantidades de elementos-traço contidos nestes insumos, como impurezas provindas das rochas, da corrosão de equipamento e de reagentes usados na sua manufatura. Embora estas contribuições possam resultar em adições benéficas ao solo deficiente em elementos essenciais para a nutrição da planta, problemas de contaminação podem surgir quando elementos-traço, que são potencialmente danosos para a agricultura, são adicionados, como cádmio, arsênico e chumbo. Fertilizantes originados de rochas fosfatadas geralmente contêm as maiores quantidades de elementos-traço (Senesi et al., 1999).

Arsênio (As), cádmio (Cd), selênio (Se), Mobilidênio (Mo), vanádio (V) e urânio (U) estão em maior concentração na maioria dos depósitos de rochas fosfatadas, em relação à média para a crosta terrestre ou solo, e grande

proporção destes elementos permanece nos fertilizantes fosfatados processados (Raven & Loeppert., 1997). Por exemplo, a concentração de Cd na rocha fosfatada varia num intervalo que pode ir de zero a um valor excessivo de 500 mg kg⁻¹ de cádmio (McLaughlin et al.,1996).

As rochas fosfatadas são a fonte primária para fertilizantes comerciais de P. Elas são exploradas em muitos locais globalmente e, portanto, têm uma ampla concentração de elementos-traço ocorrendo naturalmente na rocha. Estes elementos residuais são incorporados ao fertilizante fosfatado produzido e transferidos para o solo agrícola durante sua aplicação ou pelo uso simples de rochas fosfatadas, como ocorre em alguns países, incluindo o Brasil. Kpoplekou-A & Tabatabai (1994) compararam o conteúdo de elementos-traço de 12 amostras de rochas fosfatadas coletadas em várias localidades nos Estados Unidos e África. Os autores relataram que as concentrações de cádmio variaram entre 0 e 547 mg kg⁻¹. Até mesmo dentro de uma única região geográfica rochas fosfatadas podem variar em níveis de cádmio. Amostras da Flórida têm concentrações de cádmio muito menores (10-11 mg kg⁻¹) que amostras na Carolina do Norte (42 mg kg⁻¹). Nas rochas fosfatadas extraídas da África, foram geralmente baixas as concentrações de cádmio, exceto as vindas do Tungo e da Tunísia, que excediam 40 mg kg⁻¹. No caso de chumbo, as rochas fosfatadas dos Estados Unidos variaram de 9 a 11 mg kg⁻¹. Ao contrário, mais de cinquenta por cento das amostras de rochas fosfatadas da África excediam 20 mg kg⁻¹, e apenas uma amostra da Nigéria estava abaixo de 10 mg kg⁻¹.

Raven & Loeppert (1997) conduziram um estudo no qual compararam a composição de elementos-traço de 24 tipos de fertilizantes e corretivos do solo e observaram que, em geral, as concentrações decresciam na seguinte ordem: rocha fosfatada > lodo de esgoto > fertilizantes fosfatados > fertilizantes nitrogenados. A concentração de cádmio e chumbo nos fertilizantes foi bastante variável; por exemplo, concentrações de cádmio em amostras de rochas

fosfatadas variaram de 0,8 a 48,8 mg kg⁻¹. Isto ilustra a extensão de variação que se encontra dependendo da origem da rocha. A mesma tendência foi observada para o teor de chumbo das amostras de rochas fosfatadas. A amostra que era pobre em cádmio apresentou também baixo teor de chumbo (4,6 mg kg⁻¹), e a amostra que era rica em cádmio era rica também em chumbo (29,2 mg kg⁻¹). Nos fertilizantes processados, como fosfato de monoamônio (MAP), fosfato de diamônio (DAP) e superfosfato triplo (ST), a concentração de chumbo aumentou na seguinte ordem: MAP > DAP > ST.

Os teores de Cd e Cr nas rochas apatíticas brasileiras podem variar de 2 a 7 mg kg⁻¹ e 4 a 26 mg kg⁻¹, respectivamente, quando comparados com os valores de outros países, como EUA (5 a 200 mg kg⁻¹ e 7 a 500 mg kg⁻¹ respectivamente). Entretanto, os teores de Pb nas rochas apatíticas brasileiras (28 a 36 mg kg⁻¹) são relativamente altos, sendo necessário, assim, quantificar nestas rochas os teores de outros metais pesados ou elementos tóxicos, como, por exemplo, o arsênio (Amaral Sobrinho et al., 1992). Campos et al. (2005) encontraram, em diferentes fosfatos de rochas, variação estatística (P>0,05) quanto ao teor de elementos-traço. Em fosfatos de rocha nacionais foram encontrados, em média, 10,6 mg kg⁻¹ de cádmio, e nos fosfatos de rochas importados o teor médio encontrado foi bastante superior, cerca de 90 mg kg⁻¹ de cádmio.

2.3 Adição de elementos-traço em solos agrícolas

As causas mais prováveis de enriquecimento de elementos-traço em solos agrícolas são antropogênicas, incluindo a adição de fertilizantes, lodo de esgotos, calcário, esterco e outros insumos agrícolas (Camelo et al., 1997). As concentrações de elementos-traço nos fertilizantes comumente usados variam consideravelmente (Tabela 2.1). Os fertilizantes fosfatados são normalmente considerados uma das mais importantes contribuições para acumulação de

elementos-traço em ambiente agrícola, especialmente para Cd (McLaughlin et al., 1996). Segundo Mortvedt (1987), as rochas fosfatadas usadas na produção dos fertilizantes são as maiores fontes de contaminação com Cd em solos agrícolas. Estima-se que a União Européia adiciona a seus solos cerca de 300 t ano⁻¹ de Cd (Huton & Symon, 1986). Fertilizantes fosfatados têm sido a maior fonte de Cd em solos de pastagens na Austrália e Nova Zelândia (Andrewes et al., 1996). Loganathan et al. (1995) mostraram uma relação estreita entre o uso de fertilizantes fosfatados e a acumulação de Cd no solo.

TABELA 2.1 Concentração de As e Cd em alguns insumos agrícolas (Kabata-Pendias, 2001).

Elemento	Concentração (mg kg ⁻¹)				
	Biossólidos	Fertilizantes fosfatados	Fertilizantes nitrogenados	Esterco	Calcário
As	2-26	2-1.200	2-170	3-25	0,1
Cd	2-1,500	0,1-170	0,05-8,5	0,3-0,8	0,04-0,1

Limites numéricos para contaminantes em fertilizantes têm sido estabelecidos por autoridades reguladoras com base em resultados de avaliações de risco ambiental. Um bom exemplo de limite de elementos-traço em fertilizantes foi estabelecido pelo Departamento de Alimentação e Agricultura da Califórnia (CDFA, 1998), nos Estados Unidos, para As, Cd e Pb. Os limites numéricos derivados deste estudo foram adotados como uma parte da regulamentação de fertilizantes na Califórnia (Código de Regulamentações da Califórnia, título 3, seções 2302 e 2303). Outros estados dos EUA também tomaram ações reguladoras para definir limites para teores de As, Cd, e Pb em fertilizantes (Tabela 2.2). As agências reguladoras de fertilizantes na Califórnia,

Oregon e Washington monitoram os fertilizantes e, via Internet, publicam os níveis de substâncias não-nutrientes em fertilizantes fontes de macro e micronutrientes, registrados para vendas nos estados.

TABELA 2.2 Limites numéricos para As e Cd em fertilizantes fosfatados em três estados americanos.

Estado	Arsênico	Cádmio
Washington*	0,33 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,089 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹
Califórnia	2 mg kg ⁻¹ por % de P ₂ O ₅	4 mg kg ⁻¹ por % de P ₂ O ₅
Oregon	9 mg kg ⁻¹ por % de P ₂ O ₅	7.5 mg kg ⁻¹ por % de P ₂ O ₅

* Baseado em padrões canadenses em 45 anos de adições cumulativas (Chen, 2005).

A União Européia (EU) propôs limite de 60 mg Cd kg⁻¹ por %P₂O₅ em fertilizantes fosfatados para 2006, 40 mg kg⁻¹ por %P₂O₅ para 2010 e 20 mg kg⁻¹ por %P₂O₅ para 2015 (Oosterhuis, 2000). A Tabela 2.3 mostra os limites de Cd para fertilizantes fosfatados em países da União Européia.

TABELA 2.3 Limites de teores de Cádmio em fertilizantes fosfatados em países da União Européia (Oosterhuis, 2000).

País	Concentração Máxima Permitida (mg kg⁻¹ de Cd por %P₂O₅)
Áustria	75
Bélgica	90
Dinamarca	47
Finlândia	21,5
Alemanha	40-90
Suécia	43
Portugal	40-70

2.4 Transferência de elementos-traço para a cadeia alimentar e seus efeitos na saúde humana

A avaliação dos riscos de transferência de elementos-traço ao homem por atividades antropogênicas requer um conhecimento do potencial de transferência de cada elemento do solo para as plantas. Coeficientes de transferência de cada um dos muitos elementos-traço no sistema solo-planta são sumarizados na Tabela 2.4 (Kloke et al., 1984), sendo que a quantidade de elementos-traço nos alimentos é ligada à sua concentração no solo (Senesi et al, 1999).

TABELA 2.4 Coeficientes de transferência para elementos-traço no sistema solo-planta (Kloke et al., 1984).

Elemento	Coeficiente de transferência
As	0,01-0,1
Be	0,01-0,1
Cd	1-10
Co	0,01-0,1
Cr	0,01-0,1
Cu	0,1-1
Hg	0,01-0,1
Ni	0,1-1
Pb	0,001-0,1
Se	0,1-10
Sn	0,01-0,1
Ti	1-10
Zn	1-10

Uma vez que o cádmio e o chumbo não têm utilidade metabólica conhecida, e que eles têm o potencial de se acumular na cadeia alimentar, o

interesse no estudo destes elementos tem aumentado. Há uma preocupação crescente a respeito dos efeitos da ingestão de alimentos contendo estes elementos à saúde humana. Exposição crônica a níveis elevados de cádmio tem sido ligada a problemas renais e doença óssea (Ryan et al., 1982), enquanto a exposição a chumbo tem sido ligada a desordens metabólicas e déficits neurológicos em crianças (Nriagu, 1988).

Embora os níveis ambientais atuais de elementos-traço raramente produzam doença e morte na população em geral, há a preocupação de que um grande segmento da população “saudável” possa estar sofrendo de envenenamento por elementos-traço sem ao menos perceber. De fato, a maioria dos elementos-traço tende a acumular-se em tecidos mamários, mesmo havendo a exposição a doses pequenas, portanto representando um perigo à saúde humana (Senesi et al., 1999).

Os sintomas de toxicidade por elementos-traço são usualmente não específicos, e alterações nos sinais vitais tornam-se visíveis apenas depois que o processo de intoxicação está avançado (Zeise et al., 1987).

A avaliação dos efeitos de níveis baixos de elementos-traço sobre a saúde a longo prazo é difícil e onerosa, além de os riscos mundiais de envenenamento por elementos-traço estarem longe de serem universalmente aceitos, especialmente quando benefícios econômicos contrapõem-se aos riscos de exposição (Senesi et al., 1999).

A transferência de elementos-traço do solo para produtos agrícolas envolve eminentemente o tipo de elemento, a taxa de adição ao solo, a quantidade do elemento no solo, o pH do solo e o tipo de planta (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Alguns elementos-traço se apresentam em altos teores nos tecidos das plantas comestíveis quando se elevam as quantidades do elemento nos solos ácidos (Cd, Ni) ou alcalinos (Mo). A seleção de cultivares pode ser usada para reduzir a transferência à cadeia alimentar de certos elementos-traço.

Além disto, animais, ao pastarem, podem ingerir solo poluído com elementos-traço, causando, assim, uma exposição direta muito maior que aquela ocorrida via ingestão da planta (Senesi et al., 1999).

Nwosu et al. (1995) observaram que o aumento de chumbo e cádmio no solo resultou em aumentos das concentrações destes elementos nos tecidos das plantas, sendo que a absorção de cádmio foi superior à de chumbo. Este resultado, segundo os autores, foi devido ao fato de que o cádmio é absorvido por difusão passiva e é transportado livremente no solo, enquanto o chumbo é mais fortemente adsorvido pelos solos.

A preocupação com a transferência de cádmio para a cadeia alimentar é consideravelmente maior que a de outros elementos (Bernhard e Lauwerys, 1984) em razão de sua alta biodisponibilidade, alta toxicidade e, ao longo tempo, sua retenção no corpo. A dieta humana, e em particular a de vegetarianos, representa a maior fonte de exposição a cádmio (Sherlock, 1984). Portanto, a alta mobilidade de Cd no sistema solo-planta representa um perigo em potencial para a saúde humana quando os níveis de Cd no solo são elevados por adições antropogênicas de naturezas diversas. O elevado conteúdo de Cd determinado em solos poluídos da bacia do Rio Jintsu, no Japão, tem sido relacionado ao desencadeamento de uma doença que provoca dores severas nos ossos (Takeuchi et al., 1990). Plantações cultivadas nesta área, associadas ao consumo de água, resultaram em contaminação elevada por Cd na população, a qual atualmente ainda causa disfunção renal tubular seguida de osteoporose.

No Japão, 9,5% dos solos alagados, 3,2% dos solos elevados e 7,5% dos solos de pomares foram estimados como estando severamente contaminados por Cd e Zn devido à liberação de muitas minas de metais não-ferrosos, refinarias e refugio de extração de Zn (Asami, 1984). Lavouras, especialmente de arroz, cultivadas em tais solos, contribuem para aumento substancial da absorção de Cd via dieta alimenta na população japonesa (Friberg & Vahter, 1983). Modelos

metabólicos (Kjellstrom & Nordberg, 1978) simularam que a ingestão diária média de 100-180 μg Cd por residentes de áreas altamente povoadas no Japão pode causar acumulação renal de Cd nas pessoas expostas. Além disso, a taxa de ingestão, calculada em 42–69 μg de Cd por dia nas áreas “não poluídas” (Nogawa, 1984), por um período extenso de tempo, pode resultar em aumento na população contaminada. Assumindo que mundialmente 5–10% das pessoas ingerem uma média de 32 μg Cd por dia, que é típica de muitos países (Nogawa, 1984), e que esta ingestão pode acumular Cd no córtex renal, a disfunção renal atingiria entre 250.00 a 500.000 pessoas. Entretanto, a quantidade de pessoas realmente sob risco de ingestão de Cd é provavelmente maior no Japão e na Europa Central, onde os solos são freqüentemente contaminados por este elemento (Asami, 1984).

2.5 Aspectos gerais de modelos computacionais na simulação da contaminação do sistema solo-planta por elementos-traço

Atualmente, muitos modelos têm sido desenvolvidos para simular o aporte de elementos-traço no sistema solo-planta (Moolenaar et al., 1998; Keller et al., 2001; Chen, 2005). Estes modelos têm sido desenvolvidos com base em princípios básicos de balanço de massa de elementos-traço entre o aporte destes elementos no solo por diversas formas, como lodo de esgoto e fertilizantes fosfatados, entre outras, e a quantidade removida por processos de lixiviação ou exportação pelas colheitas das culturas.

Após a adição de elementos-traço nos solos, estes podem se tornar parte da solução do solo e ficam móveis, com uma forte interação com a fase sólida do solo. A mobilidade dos elementos-traço no solo é determinada por um equilíbrio dinâmico entre os vários componentes do solo, governado por interações incluindo adsorção e dessorção, precipitação e dissolução, acúmulo e

decomposição de matéria orgânica, e os processos de oxidação e redução. Dependendo da natureza química do elemento e da sua quantidade no solo, este pode ser lixiviado para camadas mais profundas dos solos, transportado para atmosfera e absorvido pelas plantas. Os elementos-traço presentes na solução do solo são mais preocupantes devido à possibilidade de sua transferência para a cadeia alimentar (Chen, 2005).

Como ferramenta indispensável para avaliar o potencial de risco ambiental, modelos podem ser usados para identificar e avaliar os efeitos das ações preventivas; nesse sentido, os modelos de simulação tornam-se uma importante ferramenta para a obtenção de informações, a 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.

Na literatura encontram-se disponíveis alguns modelos para a simulação da contaminação do solo, da planta e da água por elementos-traço; dentre eles 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 o de examinar o fluxo de elementos-traço no sistema solo-planta, influenciado pelos processos interativos no solo, incluindo adsorção-desorção, precipitação-dissolução e mineralização de matéria orgânica. O modelo foi criado analiticamente para avaliar o comportamento a longo prazo dos elementos-traço no sistema solo-planta (Chen, 2005).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL SOBRINHO, N. M. B. et al. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 16, p. 271-276, 1992.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B. et al. Efeito de um resíduo da indústria de Zn sobre a química de amostras de solo e plantas de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 20, p. 271-276, 1996.

ANDREWES, P. et al. Measurement of plant available cadmium in New Zealand soils. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 34, p. 441-452. 1996.

ASAMI, T. Pollution of soils by cadmium, In: NRIAGU, J. O. (Ed.). **changing metal cycles and human health**. Berlin: Springer-Verlag, 1984. p. 95-111.

BERNHARD, A.; LAUWERYS, R. Cadmium in the human population. **Experientia**, Basel, v. 40, n. 2, p. 143-152, 1984.

BORÉM, A. Escape gênico: os riscos do escape gênico da soja no Brasil. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**, Brasília, n. 10, p. 101-107, set./out. 1999.

BUOL, S. W.; ESWARAN, H. Oxisols. **Advance in Agronomy**, New York, v. 68, p. 151-195, 2000.

CALIFORNIA DEPARTMENT OF FOOD AND AGRICULTURE AND THE HEAVY METAL TASK FORCE. **Development of risk-based concentrations for arsenic, cadmium, and lead in inorganic commercial fertilizers**. Sacramento: Foster Wheeler Environmental Corporation, 1998. 300 p.

CAMELO, L. G. L.; MIGUEZ, S. R.; MARBÁN, L. Heavy metals input with phosphate fertilizers used in Argentina. **The Science of the Total Environment**, New York, v. 204, p. 245-250, 1997.

CAMPOS, M. L. et al. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuaria. Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 4, p. 361-367, abr. 2005.

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

DAVIES, B. E. Deficiencies and toxicity of trace elements and micronutrients in tropical soils: limitations of knowledge and future research needs. **Environmental Toxicology Chemistry**, Reading, v. 16, p. 75-83, 1997.

EL-SWAIFY, S. A. Physical and mechanical properties of Oxisols. In: THENG, B. K. G. (Ed.). **Soils with Variable Charge**. Lower Hutt: New Zealand Society of Soil Science, 1981. p. 303-324.

FRIBERG, L. F.; VAHTER, M. Assessment of exposure to lead and cadmium through biological monitoring of a UNEP/WHO global study, **Environmental Research**, Madison, v. 30, p. 95-123, 1983.

GOEDERT, W. J.; LOBATO, E. Avaliação agronômica de fosfatos em solo de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 8, p. 97-102, 1984.

HARTWIG, E. E.; KIIHL, R. A. S. Identification and utilization of a delayed flowering character in soybean for short-day conditions. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 2, p. 145-151, 1979.

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**, Madison, v. 22, p. 335-348, 1993.

HUTON, M.; SYMON, C. The quantities of cadmium, lead, mercury and arsenic entering the UK environment from human activities. **Science of the Total Environment**, New York, v. 57, p. 129-150, 1986.

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

KAMINSKI, J.; PERUZZO, G. **Eficácia de fosfatos naturais reativos em sistema de cultivo**. Santa Maria: Núcleo Regional Sul da Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo, 1997. 31 p. (Boletim Técnico, 3).

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

KJELLSTROM, T. E.; NORDBERG, G. F. A kinetic model of cadmium metabolism in human being. **Environmental Research**, Madison, v. 16, p. 248-269, 1978.

KLOKE, A.; SANERBECK, D. R.; VETTER, H. The contamination of plants and soil with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chain, In: NRIAGU, J. O. (Ed.). **Changing metal cycles ml human health**. Berlin: Springer-Verlag, 1984. p. 113-141.

KPOMBLEKOU-A, K.; TABATABAI, M. A. Metal contents of phosphate rocks. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 25, n.17/18, p. 2871-2882, 1994.

LAVADO, R. S.; PORCELLI, C. A.; ALVAREZ, R. Nutrient and heavy metal concentration and distribution in corn, soybean and wheat as affected by different tillage systems in the Argentine Pampas. **Soils & Tillage Research**, Amsterdam, v. 62, p. 55-60, 2001.

LOGANATHAN, P.; MACKAY, A. D ; LEE, J.; HEDLEY, M. J. Cadmium distribution in hill pastures as influenced by 20 years of phosphate fertilizer application and sheep grazing. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 33, p. 859-871, 1995.

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

MCLAUGHLIN, M. J. et al. Effect of fertilizer type on cadmium and fluorine concentrations in clover herbage. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, Victoria, v. 37, p. 1019-1026, 1997.

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**, New York, v. 32, p. 139-156, 2001.

MELO FILHO, G. A.; RICHETTI, A.; PARIZOTO, A. M. Aspectos socioeconômicos da cultura da soja. In: EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Soja**: recomendações técnicas para Mato Grosso do Sul e Mato Grosso. Dourados: EMBRAPA. Centro de Pesquisa Agropecuária do Oeste, 1996. p.9-33. (Circular Técnica, 3).

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**, Kidlington, v. 103, p. 117-125, 1998.

MORTVEDT, J. J. Cadmium levels in soils and plants from some long-term soil fertility experiments in United States of America. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 16, p. 137-142, 1987.

NOGAWA, K. Cadmium. In: NRIAGU, J. O. (Ed.). **Changing metal cycles and human health**. Berlin: Springer-Verlag, 1984. p. 275-284,

NRIAGU, J. O.; PACYNA, J. M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water, and soils by trace metals. **Nature**, London, v. 333, n. 6169, p. 134-139, 1988.

NRIAGU, J. O. A silent epidemic of environmental metal poisoning?. **Environmental Pollution**, Kidlington, v. 50, p. 139-161, 1988.

NWOSU, J. U.; HARDING, A. K.; LINDER, U. Cadmium and lead uptake by edible crops grown in a silt loam soil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 54, p. 570-578, 1995.

OOSTERHUIS, F. H. A possible EU wide charge on cadmium in phosphate fertilizers: economic and environmental implications. **Report Number**, Amsterdam, E-00/02. 2000.

PROCHNOW, L. I. et al. Characterization and agronomic evaluation of single superphosphates varying in iron phosphate impurities. **Agronomy Journal**, Madison, v. 95, p.293-302, 2003.

PROCHNOW, L. I. **Disponibilidade do fósforo da fração solúvel em citrato neutro de amônio e insolúvel em água de fosfatos acidulados**. 1996. 157 p. Tese (Doutorado em Agronomia. Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luís de Queiroz, Piracicaba, SP.

RAVEN, K. P.; LOEPPERT, R. H. Heavy metals in the environment: trace element composition of fertilizers and soil amendments. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, n. 55, p. 1-557, 1997.

RESENDE, A. V. de. **Fontes e modos de aplicação de fósforo para o milho em solo cultivado da região do cerrado**. 2004. 169 p. Tese (Doutorado em Agronomia. Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

RYAN, J.A.; PAHREN, H. R.; LUCAS, J. B. Controlling cadmium in the human food chain: a review and rationale based on health effects. **Environmental Research**, Madison, v. 28, p. 251-302, 1982.

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-FAO**, Rome, v. 65, p. 195, 1992.

SENESI, G. S. et al. Trace elements inputs into soils by anthropogenic activities and implications for humans health. **Chemosphere**, Oxford, v. 39, n. 2, p. 343-377, 1999.

SHARPLEY, A. N.; MENZEL, R. G. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. **Advances in Agronomy**, New York, v. 41, p. 297-324, 1987.

SHERLOCK, J. Cadmium in foods and the diet, **Experientia**, Basel, v. 40, p. 152-156, 1984.

TAKEUCHI, T. et al. Elemental concentrations in hair of inhabitants of a cadmium contaminated area. In: JIAN'AN, T. et al. **Environmental Life Elements and Health**. Beijing: Science, 1990. p. 253-259.

TANAKA, R. T. ; MASCARENBAS, H. A. A.; BORKERT, C. M. Nutrição mineral da soja. In: ARANTES, N. E.; SOUZA, P. I. M. (Ed.). **Cultura da soja nos cerrados**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1993. p. 105-135.

TILLER, K. G. Heavy metals in soils and their environmental significance. In: _____. **Advances in soil science**. New York: Springer-Verlag, 1989. v. 9, p. 113-114.

ZEISE, L.; WILSON, R.; CROUCH, E. A. C. Dose-response relationships for carcinogens: a review. **Environmental Health Perspect**, Cary, v. 73, p. 259-308, 1987.

CAPÍTULO II

CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DA SOJA CULTIVADA EM SOLOS DISTINTOS SOB DIFERENTES DOSES E FONTES DE FÓSFORO

RESUMO

SILVA, Francisco Nildo da. Crescimento e produção da soja cultivada em solos distintos sob diferentes doses e fontes de fósforo. In: _____. **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. Cap. 2, p.23-71. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.¹

A fertilidade dos solos das regiões tropicais é bastante limitada pela baixa disponibilidade natural de fósforo, e pela indisponibilização de boa parte do fósforo fornecido na adubação. A existência de grandes minas de fosfato natural em varias partes do Brasil tem atraído os produtores ao maior uso dessas fontes de fósforo. O objetivo deste experimento foi avaliar a produção de soja sob a aplicação de diferentes doses e adubos fosfatados em três solos distintos. Três experimentos foram conduzidos em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade de Lavras, em vasos de três dm³ no período de dezembro 2003 a maio de 2004. Utilizaram-se amostras da camada superficial (0-20cm) de três solos sob cerrado, distintos quanto à fertilidade: Neossolo Quartzarênico (RQo), Latossolo Vermelho Distroférico típico (LVdf) e Latossolo Vermelho Amarelo distrófico húmico (LVAdh). Foram testadas oito fontes e quatro doses de fósforo, utilizando-se a soja como planta teste. Duas plantas foram coletadas para a determinação de matéria seca, e separadas em raízes, parte aérea e grãos, secas a 60°C, pesadas, moídas e homogeneizadas. A adubação fosfatada proporcionou ganhos na produção da soja. As respostas aos tratamentos foram mais discrepantes no Neossolo Quartzarênico do que nos latossolos. As fontes de solubilidade mais elevada (superfosfato triplo e termofosfato) ocasionaram as maiores produções, e os fosfatos reativos importados apresentaram um melhor comportamento na produção de soja em relação aos fosfatos naturais nacionais.

¹ **Comitê orientador:** Antonio Eduardo Furtini Neto – UFPA (Orientador), Andrew C. Chang – UCR (Orientador estrangeiro).

ABSTRACT

SILVA, Francisco Nildo da. Soybean yield under different phosphorous sources and doses in different soils. In: _____. **Soybean growth - production in function of sources and doses phosphorous and trace elements input in the system soil-plant for phosphates fertilizers.** 2006. Chapter 2, p.23-71. Thesis (Doctorate in Soil Science and Plant Nutrition) - Federal University of Lavras, Lavras, MG.¹

The soil fertility in tropical areas is a limiting factor for agricultural production mainly due to the low natural soil phosphorous content. The cerrado area in Brazil does not constitute an exception to this rule. This low P availability and the large P supply in some natural phosphate mines in many parts of Brazil have led to an increase use of different phosphorous sources. The objective of this experiment was to evaluate the soybean production as a result of the application of different phosphorous doses and fertilizers in three types of soils. Two types of fertilizers and 6 types of rock phosphate under 4 doses (0, 100, 300 and 600 mg kg⁻¹ of total P) were applied to 3 soils (Dystroferric Red Latosol, Humic Latosol and Quartzarenic Neosols) cultivated with soybeans. Increasing the rate of application of all P sources to the different soils caused an increase in soybean production, with a greater response observed for the sandy soil (Quartzarenic Neosols). The more soluble P sources (triple super phosphate and thermo phosphate) resulted in the largest productions. The imported reactive phosphates were more effective in increasing soybean production when compared with the Brazilian natural phosphates.

¹ **Guidance committee:** Antonio Eduardo Furtini Neto – UFLA (Adviser), Andrew C. Chang – (Adviser).

1 INTRODUÇÃO

A existência de grandes áreas, principalmente de cerrados, sendo incorporadas à agricultura brasileira, a baixa disponibilidade de P destes solos, o baixo pH e a existência de grandes jazidas de fosfato natural em diversas regiões do país (Patos de Minas – MG; Abaeté - MG; Jacupiranga - SP, Catalão – GO; Tapira – MG; Irecê – BA) têm feito com que a utilização destes fosfatos *in natura* seja um atrativo. Neste contexto, embora se trate de um tópico dos mais explorados e debatidos na pesquisa agrícola, a adubação fosfatada ainda motiva temas relevantes para estudos na Ciência do Solo. A eficiência agrônômica e a contaminação com elementos-traço pelo uso de fosfatos constituem ainda um desafio para o manejo da fertilidade dos solos no Brasil.

A fertilidade dos solos das regiões tropicais é bastante limitada pela baixa disponibilidade natural de fósforo (P), que aliada à indisponibilização de boa parte do fósforo fornecido na adubação, devido ao fenômeno da fixação do P em reações com componentes do solo, faz com que aplicação de maiores quantidades de fosfatos seja necessária para viabilizar o uso agrícola destes solos (Resende, 2004).

A eficiência da aplicação do fósforo no crescimento e na produtividade das culturas varia conforme a fonte de fósforo utilizada. Geralmente, os fosfatos mais solúveis (superfosfato triplo, superfosfato simples, diamnifosfato, entre outros) proporcionam maior resposta biológica em curto prazo, mas têm custo elevado, enquanto os fosfatos naturais (Araxá, Fosbahia, Patos de Minas, dentre outros) têm menor eficiência inicial e custo mais baixo (Kaminski & Peruzzo, 1997; Prochnow et al., 2003). O fósforo liberado das fontes mais reativas (Arad, Gafsa, Marrocos) pode ser rapidamente convertido para formas menos disponíveis às plantas, ao passo que os fosfatos de menor solubilidade, ao

liberarem o nutriente de forma mais lenta, podem minimizar o processo de fixação (Novais & Smyth, 1999).

No Brasil, os principais fertilizantes utilizados como fonte de fósforo são os totalmente acidulados (superfosfato simples e triplo), os fosfatos de amônio (monoamônico fosfato –MAP e diamônio fosfato – DAP), os termofosfatos (termofosfato magnésiano) e os fosfatos naturais importados e nacionais (Resende, 2004).

Neste capítulo, objetivou-se avaliar a resposta em produção da soja à adubação fosfatada com diferentes fontes e doses de P, em três solos sob vegetação de cerrado.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Três experimentos foram conduzidos em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade de Lavras, em vasos de três dm^3 , no período de dezembro 2003 a maio de 2004. Utilizaram-se amostras da camada superficial (0-20cm) de três solos distintos quanto à fertilidade: Neossolo Quartzarênico (RQo), Latossolo Vermelho Distroférico típico (LVdf) e Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico (LVAdh). Foram testadas oito fontes no solo RQo, cinco fontes nos solos LVdf e LVAdh e quatro doses de fósforo, utilizando a soja como planta teste.

2.1 Propriedades químicas do solo e condução do experimento

Os solos estudados foram coletados na região sul do Estado de Minas Gerais. Os materiais de solo foram secos ao ar, tamisados em peneira com malha de 5 mm de abertura e, posteriormente, caracterizados química e fisicamente (Tabela 2.1). Para a correção da acidez dos solos foi utilizado 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 também, como adubação básica, 50 mg dm^{-3} de N (sulfato de amônio), 60 mg dm^{-3} de K (sulfato de potássio), $0,5 \text{ mg dm}^{-3}$ de B (ácido bórico), $1,5 \text{ mg dm}^{-3}$ de Cu (sulfato de cobre), 5 mg dm^{-3} de Zn (sulfato de zinco), 5 mg dm^{-3} de Fe (sulfato de ferro) e $3,6 \text{ mg dm}^{-3}$ de Mn (sulfato de manganês).

Após a aplicação dos tratamentos procedeu-se à semeadura de seis sementes de soja, cultivar Monsoy 8400, mantendo-se, por meio de desbaste, três plantas por vaso.

Durante o período de condução dos experimentos, 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.

TABELA 2.1 Principais atributos químicos e físicos dos solos (RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossolo Vermelho distroférico, LVAdh=Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico) antes da aplicação dos tratamentos.

	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

Análises realizadas segundo metodologia da EMBRAPA (1997)

2.2 Tratamentos e delineamento experimental

Para cada solo foi conduzido um experimento. No RQo, o delineamento foi inteiramente casualizado com quatro repetições, em esquema fatorial 8x4, sendo oito fontes de P (superfosfato triplo - ST, termofosfato - TM, quatro fosfatos reativos importados: FR1, FR2, FR3 e FR4 e dois fosfatos naturais nacionais – FN1 e FN2) e quatro doses de P (0, 100, 300 e 600 mg dm⁻³). Para os latossolos LVdf e LVAdh, o delineamento experimental foi inteiramente casualizado, arranjado em fatorial 5x4, sendo 5 fontes de P (superfosfato triplo, termofosfato, dois fosfatos naturais importados: FR3 e FR4 e um fosfato natural nacional – FN2) e quatro doses de P (0, 100, 300 e 600 mg dm⁻³), com quatro repetições. A quantidade aplicada de cada fonte foi calculada com base no teor de P₂O₅ total dos fertilizantes (Tabela 2.2), sendo todo o fósforo aplicado antes do plantio.

TABELA 2.2 Fósforo total e solubilidade em ácido cítrico dos fertilizantes fosfatados.

Fonte	Sigla	P ₂ O ₅ Total	P ₂ O ₅ em ácido cítrico
		-----%-----	
Superfosfato triplo	ST	46,1	40,0
Termofosfato	TF	18,1	17,6
Fosfato reativo 1	FR1	33,1	9,7
Fosfato reativo 2	FR2	28,5	13,0
Fosfato reativo 3	FR3	32,0	9,8
Fosfato reativo 4	FR4	29,0	9,0
Fosfato natural 1	FN1	24,0	Nd
Fosfato natural 2	FN2	22,7	4,3

Nd: não determinado

2.4 Avaliação dos experimentos

Por ocasião do início do florescimento da soja (aproximadamente aos 60 dias após o plantio), foi colhida a parte aérea de uma planta de cada parcela, deixando-se apenas duas plantas por vaso. Esse material foi seco em estufa, sendo posteriormente triturado e submetido a pesagem e análises químicas.

Conduziu-se a soja até o final do ciclo, ocasião em que a parte aérea das duas plantas remanescentes foi colhida, sendo os grãos manualmente retirados das vagens para avaliação da produção. Caules e vagens foram secos em estufa, juntamente com as folhas que senesceram e caíram ao longo do ciclo da cultura, a fim de determinar a produção de matéria seca da parte aérea da soja (MSPA). As raízes das plantas foram coletadas de cada parcela, secas em estufa e trituradas, para que fosse determinada a produção de matéria seca da raiz (MSR). Os grãos também foram secos em estufa e triturados, a fim de determinar a produção de matéria dos grãos (MSG).

A eficiência dos fertilizantes fosfatados foi avaliada por meio do índice de eficiência agrônômica (IEA), calculada através da relação percentual entre a produtividade propiciada pelas fontes de P, aplicada na dose correspondente à produção máxima (PM) de cada fonte, subtraindo-se de ambos a produtividade do tratamento sem adubação fosfatada, conforme descrito por Goedert et al. (1986), sendo calculada da seguinte forma:

$$\text{IEA (\%)} = (\text{Y2} - \text{Y1} / \text{Y3} - \text{Y1}) \times 100,$$

em que Y1 = Produtividade obtida pelo tratamento em que não houve aplicação de fósforo; Y2 = Produtividade obtida pela fonte que está sendo testada; e Y3 = Produtividade obtida pela fonte referência (superfosfato triplo).

Os dados experimentais foram submetidos a análise de variância e teste de médias com auxílio do programa estatístico Sisvar (Ferreira, 2000). As médias dos tratamentos dos componentes do fatorial foram comparadas entre si pelo teste de Scott-knott ($P < 0,05$). Para os dados quantitativos foram utilizadas análises de regressão.

A partir dos modelos de regressão foram estimadas as doses de P para a obtenção da produção máxima (PM) da parte aérea e grãos e suas doses equivalentes. Quando o ajuste foi linear, adotou-se a maior dose aplicada como equivalente à dose de PM.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Neossolo Quartzarênico

3.1.1 Produção de matéria seca da raiz de soja

De acordo com a análise de variância, houve efeito da interação entre os tratamentos na produção de matéria seca da raiz (Tabela 1A). A produção de matéria seca de raiz aumentou linearmente com as doses de P aplicadas via fosfatos nacionais FN1 e FN2, diferentemente do observado para os demais fosfatos, para os quais a produção estabilizou-se ou decresceu já a partir da terceira dose (Figura 3.1).

O crescimento linear da produção de matéria seca da raiz pode estar relacionado com fatores que controlam a eficiência de aquisição, transporte e utilização de fósforo pelas plantas, tal como a morfologia do sistema radicular. Também, plantas com raízes que possuem pêlos radiculares bem desenvolvidos e/ou infectadas por fungos micorrízicos são as mais eficientes em reduzir a concentração de fósforo na solução do solo, o que aumenta a solubilização dos fosfatos naturais (Khasawneh & Doll, 1978).

Espécies com sistema radicular desenvolvido, com alta demanda de cálcio e com a capacidade de complexar este nutriente, devido à abundância em suas raízes de agentes complexantes como citratos e oxalatos, podem também ter alta eficiência de absorção de fósforo dos fosfatos naturais, pois estas características auxiliam na dissolução da apatita (Marwaha, 1989). Segundo Marschner (1991), a soja tem grande capacidade de absorção de Ca, o que desloca o equilíbrio da reação de dissolução da rocha fosfatada, aumentando a absorção de fósforo. Desta forma, pode-se inferir que estes fatores estão

relacionados aos resultados encontrados nas condições deste trabalho para os fosfatos nacionais.

As plantas de soja submetidas à aplicação do superfosfato triplo e termofosfato (Figura 3.1) atingiram um ponto de máxima produção de matéria seca de raiz, semelhante aos resultados dos fosfatos reativos FR1, FR2, FR3 e FR4. O ajustamento do modelo de regressão raiz quadrática nestas fontes fosfatadas para a produção de matéria seca da raiz certamente é reflexo de uma maior exploração do sistema radicular por volume de solo e da melhor eficiência de aquisição de P, resultando, possivelmente, em maior produção de grãos da soja.

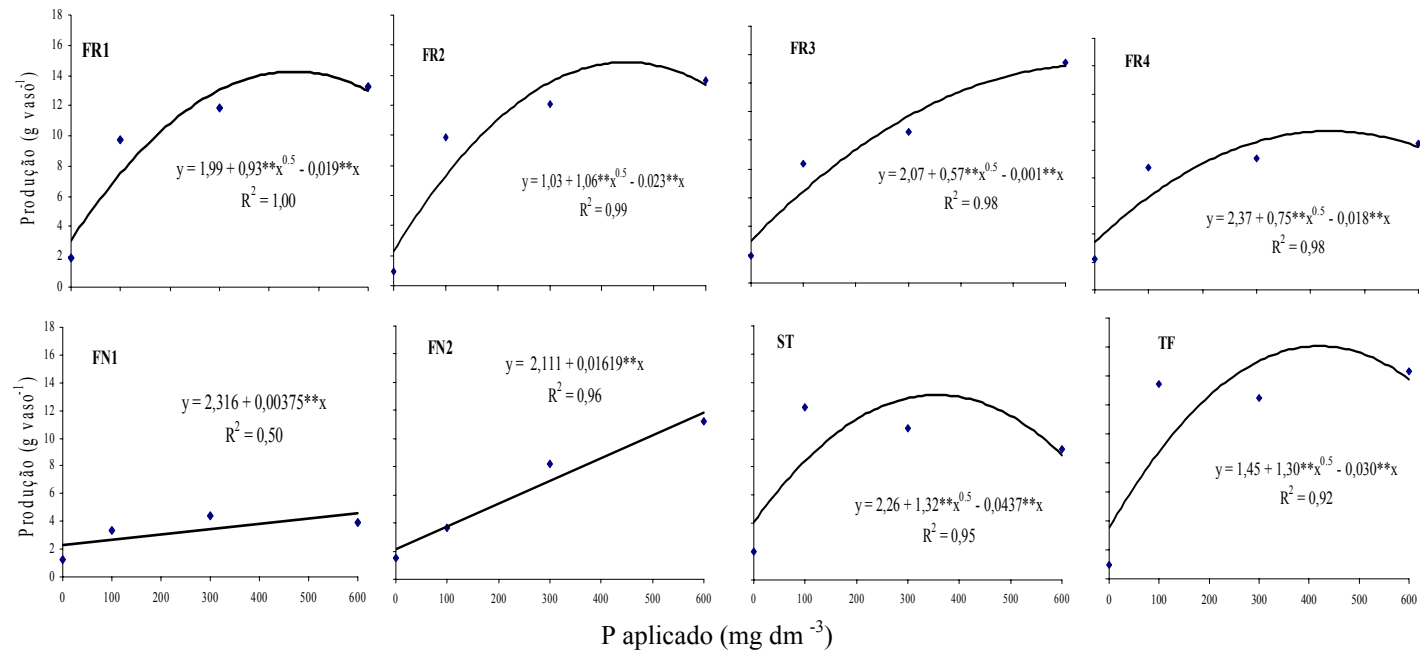


FIGURA 3.1 Produção de matéria seca da raiz da soja (MSR) em função de doses de P dos fosfatos reativos importados (FR1, FR2, FR3 e FR4), nacionais (FN1 e FN2), do superfosfato triplo (ST) e do termofosfato (TF).
 ** significativo a 1% pelo teste t.

3. 1.2 Produção de matéria seca da parte aérea e de grãos

Ocorreu efeito da interação fontes x doses na produção de matéria seca da parte aérea e de grãos da soja no Neossolo Quartzarênico (Tabela 1A). Procedendo-se ao desdobramento da interação e com a produção de matéria seca da parte aérea e de grãos de soja (g vaso^{-1}) como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas, foram obtidas equações de regressão, ajustadas aos modelos linear e raiz quadrada (Tabela 3.1). Os fosfatos nacionais (FN1 e FN2) promoveram um ajuste ao modelo linear para a produção de matéria seca da parte aérea, não se alcançando a máxima produção. Este resultado certamente se deve à baixa solubilidade de fósforo destas fontes, levando à necessidade de altas doses de P para atingir a máxima produção. A menor produção resultante da aplicação de fosfatos nacionais, em relação a fosfatos mais solúveis, foi encontrada também por Coutinho et al. (1991), que concluíram que a adubação fosfatada promoveu incrementos significativos na produção de grãos de soja, que obedeceu à seguinte ordem decrescente: superfosfato triplo > termofosfato > fosfato de Gafsa > fosfato de Patos de Minas. Apesar da baixa disponibilidade encontrada nos fosfatos naturais nacionais, não se pode generalizar a não-adequabilidade da aplicação destas fontes de fósforo, pois, por exemplo, leguminosas como a soja podem acidificar a rizosfera e apresentar grande absorção de P e Ca (Novais & Smyth, 1999), levando a bons resultados de produção com fosfatos naturais. Kaminski & Peruzzo (1997) encontraram rendimento de grãos de soja equivalente entre superfosfatos, fosfatos reativos e fosfatos naturais (Araxá) quando a soja foi cultivada em solos com alta disponibilidade de fósforo.

TABELA 3.1 Equações de regressão ajustadas para a produção de matéria seca da parte aérea e de grãos em soja (g vaso⁻¹) como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas (mg dm⁻³) em Neossolo Quartzarênico.

Fonte	Equação	R ²
Matéria seca da parte aérea		
FR1	$y = 3,19 + 1,56^{**}x^{0,5} - 0,020^{**}x$	0,94
FR2	$y = 3,49 + 1,67^{**}x^{0,5} - 0,034^{**}x$	0,99
FR4	$y = 5,07 + 1,42^{**}x^{0,5} - 0,033^{**}x$	0,99
FR3	$y = 4,07 + 1,28^{**}x^{0,5} - 0,013^{**}x$	0,99
FN1	$y = 2,440 + 0,01003^{**}x$	0,86
FN2	$y = 3,836 + 0,03320^{**}x$	0,89
ST	$y = 4,73 + 4,16^{**}x^{0,5} - 0,144^{**}x$	0,94
TF	$y = 3,92 + 2,96^{**}x^{0,5} - 0,061^{**}x$	0,93
Matéria seca de grãos		
FR1	$y = 1,66 + 0,47^{**}x^{0,5} - 0,0006^{**}x$	0,95
FR2	$y = 2,56 + 0,44^{**}x^{0,5} - 0,0009^{**}x$	0,92
FR3	$y = 2,02 + 0,68^{**}x^{0,5} - 0,009^{**}x$	0,96
FR4	$y = 0,99 + 0,76^{**}x^{0,5} - 0,012^{**}x$	0,95
FN1	$y = 1,29 + 0,54^{**}x^{0,5} - 0,014^{**}x$	0,74
FN2	$y = 1,81 + 0,62^{**}x^{0,5} - 0,011^{**}x$	0,98
ST	$y = 1,66 + 1,65^{**}x^{0,5} - 0,051^{**}x$	1,00
TF	$y = 1,63 + 1,73^{**}x^{0,5} - 0,041^{**}x$	1,00

* e ** Significativo a 5 e 1% de probabilidade respectivamente, pelo teste t.

Silva (2002) encontrou eficiência agronômica superior para o Fosbahia (fosfato nacional) comparado com o superfosfato triplo em relação à produção de melão em solo continuamente fertilizado e com alta concentração de fósforo solúvel. Resende (2004), estudando fontes e modos de aplicação de fósforo para o milho em solo cultivado da região do cerrado, conclui que o fosfato de Araxá

apresentou aumento de eficiência com o tempo, equiparando-se às fontes mais solúveis no terceiro cultivo de milho, em condições de campo.

Para os fosfatos importados (FR1, FR2, FR3 e FR4), o superfosfato triplo e o termofosfato, modelos de regressão raiz quadrática foram melhor ajustados tanto na produção de matéria seca da parte aérea como na produção de grãos da soja (Tabela 3.1). O ajuste do modelo de regressão raiz quadrática nestas fontes fosfatada, para a produção de MSPA e MSG, permite a obtenção de uma dose que proporcione a máxima produção.

Constatação da semelhança no comportamento entre fosfatos naturais reativos e superfosfatos também vem sendo reportada por vários autores (Soares et al., 2000; Moreira et al., 2002; Resende, 2004).

Na Tabela 3.2 são apresentadas as produções máximas (PM) estimadas a partir dos modelos de regressão ajustados para a produção de matéria seca da parte aérea de soja, em função de doses e fontes de P aplicados. A aplicação de termofosfato resultou em maior produção de matéria seca da parte aérea (39,82 g vaso⁻¹) na dose correspondente a 589 mg dm⁻³ de P, diferenciando-se bastante do resultado encontrado para o fosfato reativo de FR1 (29,40 g vaso⁻¹ na dose correspondente a 600 mg dm⁻³ de P), que foi a fonte de fosfato natural reativo que proporcionou a maior produção de MSPA.

É importante observar a magnitude das diferenças entre o termofosfato e fosfato reativo FR1 para a PM, confirmando a eficiência do termofosfato na produção de MSPA da soja. Alguns trabalhos têm mostrado esta superioridade do termofosfato em relação a outras fontes de P, como é o caso de Bedin (2002), que encontrou produção relativa de 116% de matéria seca da parte aérea de soja em relação ao tratamento referência (Super triplo + calcário dolomítico) para o termofosfato. Gava et al. (1997) também encontraram na produção de mudas de eucalipto, para o termofosfato, superioridade da ordem de 64% do índice de eficiência relativa ao superfosfato simples, em Neossolo Quartzarênico.

TABELA 3.2 Estimativa da produção máxima (PM) de matéria seca da parte aérea de soja (MSPA) e doses de P correspondente a esta produção no Neossolo Quartzarênico.

Fonte	Dose de P (mg dm ⁻³)	PM (g vaso ⁻¹)
ST	209	34,77
TF	589	39,83
FR1	600	29,40
FR2	600	24,00
FR3	600	27,62
FR4	463	20,35
FN1	600	3,44
FN2	600	23,76

No caso dos fosfatos naturais nacionais, surpreende a produção de MSPA do fosfato FN2 com relação aos fosfatos reativos importados FR2 e FR4 (Tabela 3.2). Este comportamento dos fosfatos reativos pode, em parte, ser explicado pela sua solubilidade; isto é, quanto maior a dose, mais próximo de atingir o produto de solubilidade do fosfato e, portanto, menor a reatividade (Korndörfer et al., 1999).

Outra explicação para este resultado estaria ligada ao fato da variabilidade na solubilidade dos fosfatos dentro até mesmo de uma jazida. Isto pode explicar a variabilidade de respostas, com inconsistência dos dados, para um mesmo fosfato natural em condições agro-climáticas similares (Marwaha, 1989). Esta variabilidade pode ser também responsável pela discrepância de resultados, entre diferentes pesquisas, quando se comparam rochas de diferentes origens (Horowitz, 1998).

O FN1 foi a fonte que proporcionou a menor produção de MSPA de soja (Tabela 3.2), indicando que esta fonte não é apropriada para a soja, nas

condições deste experimento. Este resultado sem dúvida está relacionado com a baixa solubilidade fósforo desta fonte.

Com a produção de matéria seca de grãos da soja (MSG) como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas, foram obtidas equações de regressão, tendo os dados se ajustado ao modelo raiz quadrática (Tabela 3.1). Conforme se observa na Tabela 3.3, as fontes mais solúveis (superfosfato triplo e termofosfato) proporcionaram maiores produções de matéria seca de grãos de soja, sendo alcançada a maior produção com o termofosfato em relação às demais fontes. O melhor desempenho do termofosfato também foi constatado por outros autores quando esta fonte foi testada como fonte de P para a cultura da soja (Goedert & Lobato, 1984; Fernandes, 1983; Bedin, 2002).

TABELA 3.3 Estimativa das produções máximas (PM) de matéria seca de grãos da soja (MSG) e doses de P correspondentes à produção máxima no Neossolo Quartzarênico.

Fonte	Dose de P (mg dm ⁻³)	MSG (g vaso ⁻¹)
ST	262	15,01
TF	455	19,88
FR1	600	12,81
FR2	600	12,80
FR3	600	13,28
FR4	600	12,41
FN1	372	6,50
FN2	600	10,40

A utilização de termofosfato tem sido relatada como uma das melhores alternativas de fertilizantes que proporcionam disponibilidade satisfatória de fósforo às culturas. O processo tecnológico para obtenção do termofosfato não

apresenta restrições quanto à pureza da matéria-prima empregada; além disso, o seu processamento é efetuado com insumos nacionais de grande disponibilidade (Araújo, 2001). Os termofosfatos apresentam também efeitos benéficos, como a elevação do pH e dos teores de Ca, Mg, Si e alguns micronutrientes (Goedert & Lopes, 1984; Lopes et al., 1991; Raij, 1991; Brasil, 1994). Dentre as vantagens deste fertilizante, além do teor de P_2O_5 solúvel em ácido cítrico em torno de 18% e da ação alcalina, cita-se a presença de bom teor de MgO (Araújo, 2001). A absorção de fósforo é estimulada pela presença de magnésio por diminuir significativamente o valor de Km no mecanismo que opera em baixas concentrações de fósforo no meio (Goedert & Lopes, 1984). Teores significativos de SiO_2 na forma de $CaSiO_3$ no termofosfato desempenham importante papel na efetividade dos fosfatos por reduzirem a adsorção de fósforo (Lopes et al., 1982) pelo fato de o silicato competir com $H_2PO_4^-$ por sítios de adsorção na argila e nos óxidos de ferro e alumínio (Baldeón, 1995). Estas características são responsáveis pela boa eficiência deste produto em comparação com as outras fontes de P. Por fim, estudos têm demonstrado que os termofosfatos podem proporcionar produções de 12 a 45% superiores às dos superfosfatos, provavelmente em consequência da combinação dos fatores mencionados (Araújo, 2001).

Na Tabela 3.3 percebe-se, ainda, que houve grande variação na resposta das fontes de P na produção de MSG da soja em função da fonte aplicada. Na dose de 600 mg dm^{-3} de P, o pior desempenho na produção de MSG foi para o FN1 e para os fosfatos importados, os últimos com uma produção variando de 12,41 a $13,28 \text{ g vaso}^{-1}$. Os fosfatos importados tiveram, entre si, comportamento bastante semelhante na dose máxima de P aplicada. Diferentemente, a aplicação dos fosfatos nacionais resulta em produções bastante distintas, tendo o fosfato FN2 apresentado produção bastante superior ao FN1, de $10,40$ e $6,50 \text{ g vaso}^{-1}$ de MSG da soja, respectivamente. Estes resultados podem, em parte, ser explicados pelo grau de substituição de fosfato (PO_4^{3-}) por carbonato (CO_3^{2-}) na rocha

fosfática dos fosfatos importados, o que gera instabilidade na estrutura cristalina da rocha (Kaminski & Peruzzo, 1997). A dureza da estrutura cristalina é tão importante que rochas fosfáticas de origem ígnea, como a maioria das rochas nacionais, são reconhecidas por sua menor reatividade para aplicação direta como fertilizante (Korndörfer et al., 1999).

Outros fatores são de significativa importância para a obtenção de bons resultados na aplicação direta dos fosfatos naturais: superfície específica, granulometria e a presença de outros minerais na estrutura cristalina da rocha. O uso de fosfatos naturais, mesmo com inúmeras restrições, apresenta como vantagem seu maior efeito residual devido à sua mais lenta solubilização no solo (Smyth & Sanchez, 1982; Coutinho et al, 1991). De qualquer modo, quando se considera a magnitude das respostas à adubação fosfatada, reportada no presente estudo, é válido lembrar que o teor inicial de fósforo era bastante baixo no RQo ($2,8 \text{ mg dm}^{-3}$) (Tabela 2.1).

3.1.3 Índice de eficiência agronômica das fontes de P avaliada pela produção de grãos no RQo

A resposta das plantas à aplicação de P foi variável, sendo expressiva mesmo nas suas menores doses. Para comparar as fontes de P quanto à produção de grãos, foi calculado o índice de eficiência agronômica (IEA), tomando como referência o superfosfato triplo na dose de P correspondente a PM. A eficiência agronômica das fontes foi calculada nas doses que proporcionaram a maior produção de grãos de soja (PM), obtida pelas equações de regressão (Quadro 3.1).

O termofosfato foi 63% superior em relação ao superfosfato triplo na produção de grãos de soja (Tabela 3.4). Resultados encontrados por Bedin (2002) para produção relativa de grãos de soja em função de diferentes doses e fontes

de P mostraram que o termofosfato foi superior ao superfosfato triplo em 26%, confirmando também o bom desempenho desta fonte de fósforo. Coutinho et al. (1991), estudando a eficiência agrônômica de fertilizantes fosfatados para a cultura da soja, encontraram, no primeiro ano de cultivo, produções de grãos de soja ($3,5 \text{ Mg ha}^{-1}$) semelhantes para o termofosfato e o superfosfato triplo. Resultados dessa magnitude têm sido atribuídos não apenas ao fornecimento de P, mas também ao fato de o termofosfato exercer uma certa influência na correção da acidez do solo e, ainda, fornecer Ca e Mg para as plantas (Coutinho et al. 1991).

TABELA 3.4 Produção máxima de matéria seca de grãos (PM) de soja, índice de eficiência agrônômica (IEA) e doses de P correspondente à PM no Neossolo Quartzarênico.

Fonte	Dose de P na PM de grãos (mg dm^{-3})	Produção máxima de grãos (g vaso^{-1})	IEA* (%)
ST	262	15,01	100
TF	445	19,88	163
FR1	600	13,28	85
FR2	600	12,81	80
FR3	600	12,41	76
FR4	600	12,80	78
FN1	372	6,50	28
FN2	600	10,40	57

* IEA= índice de eficiência agrônômica considerando o superfosfato triplo como referência, ao qual se atribuiu o índice de 100% para a produção de grão.

É importante enfatizar o efeito dos fosfatos importados FR1, FR2, FR3 e FR4 no índice de eficiência agrônômica com relação à produção de grãos de soja, tendo como destaque o FR3 (Tabela 3.4), confirmando as boas produções conseguidas com os fosfatos importados. Por exemplo, para a cultura do milho,

em solos de cerrado, os fosfatos naturais farelados de Arad, Marrocos e Gafsa apresentaram resultados similares ao superfosfato triplo granulado já no primeiro cultivo de milho (Korndörfer et al., 1999). Em pesquisa conduzida em casa de vegetação com dois cultivos consecutivos de milho com 21 dias cada, em um Latossolo Vermelho distrófico típico corrigido para pH 5,5, Horowitz & Meurer (2003) constataram que no primeiro cultivo de milho, o fosfato natural de Gafsa, finamente moído (< 0,074 mm), apresentou elevado índice de eficiência agronômica (IEA).

Em primeiro cultivo de soja, Peruzzo et al. (1997) observaram produção de grãos semelhante quando foram usados os fosfatos naturais de Gafsa e Arad ou o superfosfato triplo. Experimento em solo de cerrado mostrou que o fosfato natural importado, semelhantemente ao usado neste trabalho, o fosfato reativo da Carolina do Norte moído (85% das partículas menores do que 0,074 mm), teve eficiência equivalente ao superfosfato triplo no primeiro plantio de soja.

A respeito do menor índice de eficiência agronômica dos outros fosfatos naturais importados e nacionais encontrados neste trabalho (Tabela 3.3), cabe ressaltar que o IEA foi calculado em apenas um cultivo da soja e os fosfatos naturais têm uma maior efeito residual com o tempo em relação às fontes mais solúveis (McLaughlin et al., 1992).

É importante mencionar, ainda, que diversos trabalhos foram conduzidos no Brasil com o objetivo de avaliar a eficiência agronômica dos fosfatos naturais. Trabalhos de Braga et al. (1980), Goedert et al. (1990) e Coutinho et al. (1991) mostraram, além da baixa eficiência dos fosfatos naturais apatíticos em relação ao superfosfato triplo, a grande variabilidade destes fosfatos como fonte de fósforo para as plantas. Alguns autores têm demonstrado a maior eficácia das rochas fosfatadas em condições de acentuada acidez. Goedert & Lobato (1980) estudaram a eficiência agronômica de onze fontes de fósforo em latossolo sob vegetação de cerrado e evidenciaram que a eficiência dos fosfatos naturais é

maior com o aumento da acidez do solo. Blanco et al. (1965), trabalhando com o fosfato de Araxá, além de outros, em três condições de pH, verificaram que na faixa de pH 4,7 - 5,0 houve melhor aproveitamento destes fosfatos.

3.2 Latossolo Vermelho distroférico (LVdf)

3.2.1 Produção de matéria seca da raiz de soja

De acordo com a análise de variância, houve interação entre os tratamentos na produção de matéria seca da raiz (Tabela 2A) no LVdf. Procedendo-se ao desdobramento da interação entre os fatores, por meio de equações de regressão, verificou-se a dependência entre as fontes e doses de fósforo na produção de matéria seca da raiz. A produção de matéria seca de raiz para todas as fontes estudadas foi ajustada ao modelo de regressão raiz quadrada, para o qual a produção estabilizou-se ou decresceu já a partir da terceira dose (Figura 3.2).

As fontes tiveram comportamentos diferenciados no LVdf, sendo que o fosfato natural FN2 promoveu um incremento na produção de MSR bem menor do que os fosfatos naturais reativos (FR3 e FR4) e as fontes mais solúveis (superfosfato e termofosfato). Este resultado pode ser comprovado pelos coeficientes de incrementos de MSR encontrados para cada equação ajustada (Figura 3.2), que foram de 0,65, 1,35, 1,33, 1,05 e 1,10, respectivamente para o fosfato FN2, FR4, FR3, superfosfato triplo e termofosfato.

Pode-se inferir que este comportamento é devido à solubilidade distinta das fontes fosfatadas (Tabela 2.2). A dinâmica variável que se estabelece nas interações do P com o solo, sob influência da capacidade e velocidade de liberação do nutriente pelas fontes, condiciona a intensidade tanto do suprimento à cultura quanto das reações de indisponibilização de fósforo. Disso resultam

diferenças na aquisição de P ao longo do ciclo, com conseqüências sobre o crescimento do sistema radicular da soja. Nesse contexto, as fontes com maior solubilidade (superfosfato e termofosfato) liberam prontamente grande parte do fósforo aplicado, incrementando, de forma significativa, a fração de P disponível no solo. A absorção pelas raízes é favorecida, da mesma forma como as reações de fixação do nutriente, especialmente nos solos oxídicos (Novais & Smyth, 1999). A exportação pode ser maior do que o normal (consumo de luxo) e o P do fertilizante pode passar rapidamente para formas pouco lábeis, com redução na disponibilidade do nutriente nas doses mais elevadas. Em suma, nas menores doses, o superfosfato e o termofosfato favoreceriam o crescimento da raiz, e com as maiores doses, as fontes favoreceriam o solo, com conseqüente redução do P disponível. No caso do fosfato FN2, o baixo incremento na produção de matéria seca da raiz comprova sua baixa capacidade de solubilização e suprimento insuficiente de P para as raízes da soja, mesmo com as maiores doses de P aplicadas (Figura 3.2).

Quanto aos fosfatos reativos importados FR3 e FR4, de solubilidade intermediária entre as demais fontes (Tabela 2.2), parece ter sido determinante o bom desenvolvimento do sistema radicular, o qual atingiu seu ponto de máximo crescimento e com os maiores coeficientes de incremento de MSR, mostrados pelas equações de regressão raiz quadrada (Figura 3.2). Este comportamento pode ser explicado em virtude de os fosfatos reativos terem solubilidade intermediária, ou seja, liberam menos fósforo, minimizando o processo de fixação de P no solo (Kaminsk & Peruzzo, 1997).

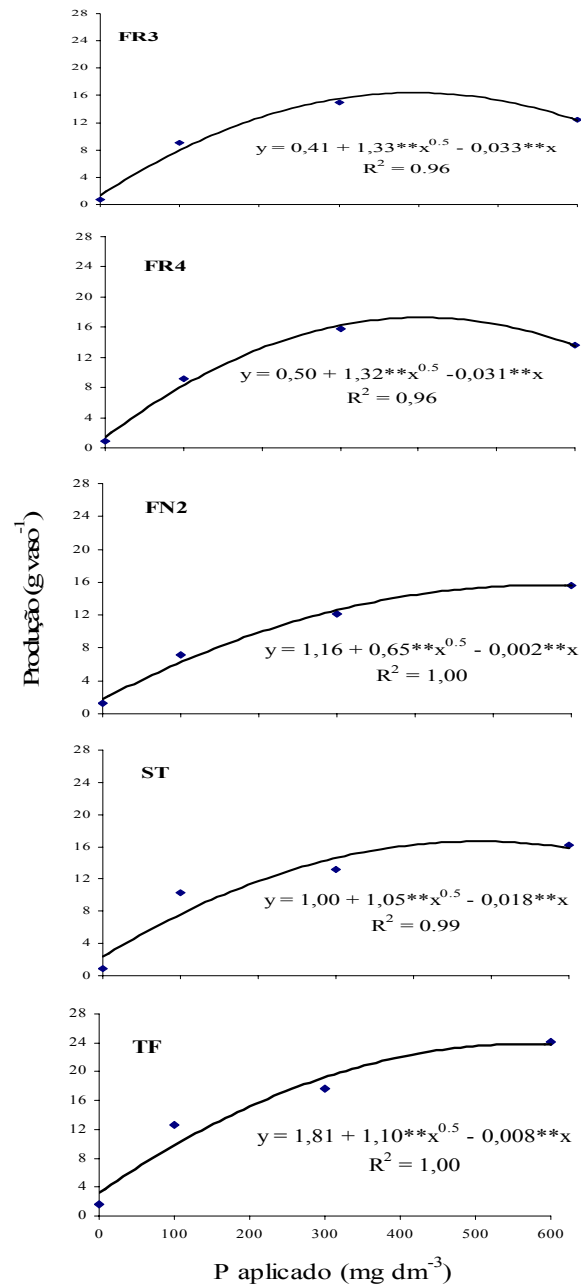


FIGURA 3.2 Produção de matéria seca de raiz de soja em função de doses de P dos fosfatos reativos importados (FR3 e FR4) e nacional (FN2), do superfosfato triplo (ST) e do termofosfato (TF).

3.2.2 Produção de matéria seca da parte aérea e de grãos

Ocorreu interação significativa dos tratamentos na produção de matéria seca da parte aérea e de grãos da soja no LVdf (Tabela 2A). Procedendo-se ao desdobramento das interações entre os fatores, verificou-se a dependência entre as fontes e doses de fósforo nos resultados das variáveis MSPA e MSG.

Com a produção de matéria seca da parte aérea e de grãos da soja como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas no LVdf, foram obtidas equações de regressão, tendo os dados se ajustado ao modelo linear e à raiz quadrada (Tabela 3.5). Conforme se observa na Tabela 3.5, a fonte de fósforo FN2 proporcionou ajustou ao modelo linear para a produção de matéria seca da parte aérea, não sendo alcançada máxima produção mesmo com a maior dose. Este resultado certamente se deve à baixa solubilidade desta fonte, levando à necessidade de altas doses de P para atingir a máxima produção. Segundo Kaminsk & Peruzzo (1997), em solos com alta disponibilidade de fósforo, o superfosfato simples e os fosfatos naturais de Arad, Gafsa e Araxá equivaleram-se na produção de grãos de milho, trigo e soja. É importante mencionar que leguminosas como a soja podem acidificar a rizosfera e apresentar grande absorção de P e Ca (Novais & Smyth, 1999), levando a bons resultados de produção com fosfatos naturais.

TABELA 3.5 Equações de regressão ajustadas para a produção de matéria seca da parte aérea e de grãos da soja (g vaso^{-1}) como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas (mg dm^{-3}) no Latossolo Vermelho distroférico (LVdf).

Fonte	Equação	R ²
Matéria seca da parte aérea		
FN2	$y = 4,313 + 0,04290^{**}x$	0,94
FR3	$y = 0,55 + 1,93^{**}x^{0,5} - 0,031^{**}x$	0,96
FR4	$y = 0,54 + 2,74^{**}x^{0,5} - 0,063^{**}x$	0,95
ST	$y = 1,45 + 2,92^{**}x^{0,5} - 0,048^{**}x$	0,99
TF	$y = 2,23 + 2,18^{**}x^{0,5} - 0,004^{**}x$	0,99
Matéria seca de grãos		
FN2	$y = 1,50 + 0,74^{**}x^{0,5} - 0,004^{**}x$	0,99
FR3	$y = 0,43 + 1,13^{**}x^{0,5} - 0,017^{**}x$	0,98
FR4	$y = 2,048 + 1,23^{**}x^{0,5} - 0,027^{**}x$	0,95
ST	$y = 1,04 + 1,93^{**}x^{0,5} - 0,045^{**}x$	0,99
TF	$y = 1,44 + 1,61^{**}x^{0,5} - 0,03180^{**}x$	0,99

* e ** Significativo a 5 e 1% de probabilidade respectivamente, pelo teste t.

Na Tabela 3.6 são apresentadas as produções máximas (PM) estimadas a partir dos modelos ajustados para a produção de matéria seca da parte aérea da soja em função das fontes e doses de P aplicadas no LVdf. A produção máxima de MSPA pela soja foi bastante semelhante, no Latossolo Vermelho distroférico, para os fosfato reativos e o fosfato natural FN2. Diferentemente, a aplicação de termofosfato resultou em elevada produção de matéria seca da parte aérea ($53,23 \text{ g vaso}^{-1}$) em relação às fontes na dose de P correspondente à PM de 600 mg dm^{-3} , diferenciando-se bastante do resultado encontrado quando se aplicaram os fosfato reativos FR3 ($29,23 \text{ g vaso}^{-1}$), FR4 ($30,33 \text{ g vaso}^{-1}$) e fosfato natural FN2 ($30,05 \text{ g vaso}^{-1}$) na dose de P correspondente à PM.

Deve-se observar a grande diferença na MSPA entre o termofosfato e os demais fosfatos, confirmando a eficiência do termofosfato na produção de MSPA da soja também no Latossolo Vermelho distroférico, apesar de seu maior teor de argila. Resende (2004), em experimento de campo, encontrou produção de grãos de milho, em primeiro cultivo, de 4.297 kg ha⁻¹ para o superfosfato triplo e de 4.101 kg ha⁻¹ para termofosfato, produções estatisticamente iguais, confirmando a boa performance do termofosfato.

TABELA 3.6 Estimativa das produções máximas (PM) de matéria seca da parte aérea (MSPA) de soja e doses de P correspondente à produção máxima no Latossolo Vermelho distroférico (LVdf).

Fonte	Dose de P (mg dm⁻³)	MSPA (g vaso⁻¹)
ST	600	44,17
TF	600	53,23
FN2	600	30,05
FR3	600	29,23
FR4	473	30,33

Com a produção de matéria seca de grãos da soja como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas no Latossolo Vermelho distroférico, foram obtidas equações de regressão, tendo os dados se ajustado ao modelo raiz quadrada (Tabela 3.5). As fontes mais solúveis (superfosfato triplo e termofosfato) promoveram maior produção de matéria seca de grãos na máxima dose. Este resultado superior do termofosfato em relação às demais fontes também foi constatado por outros autores quando o mesmo foi testado como fonte de P para a cultura da soja (Fernandes, 1983; Bedin, 2002). Os termofosfatos apresentam também efeitos benéficos, como a elevação do pH e

dos teores de Ca, Mg, Si e alguns micronutrientes (Lopes et al., 1991; Raij, 1991; Brasil, 1994).

Os fosfatos reativos apresentaram diferenças nos resultados, ou seja, a dose de P correspondente à produção máxima de grãos de 519 mg dm⁻³ para o fosfato reativo FR4 resultou em PM de 16,06 g vaso⁻¹, diferentemente do fosfato reativo FR3 na dose máxima de P, que produziu 17,91 g vaso⁻¹ de MSG com uma dose mais elevada (600 mg dm⁻³). Certamente este resultado foi causado pelo teor total e solúvel em ácido cítrico de P destas fontes (Tabela 2.2), proporcionando doses máximas diferentes na PM de MSG.

Quanto ao fosfato natural nacional FN2, foi encontrada produção de MSG pela soja equivalente aos fosfatos reativos (Tabela 3.5), resultado que pode estar ligado ao maior teor de cálcio dessa fonte, de 40% (Resende, 2004), que ao interagir com o fósforo, melhora a eficiência da adubação fosfatada pela diminuição da adsorção do fósforo pelo solo e, além da neutralização do alumínio, resulta em maior produtividade das culturas (Anghinoni, 2003).

TABELA 3.7 Estimativa das produções máximas (PM) de matéria seca de grãos da soja (MSG) e doses de P correspondentes a esta produção máxima no Latossolo Vermelho distroférico (LVdf).

Fonte	Dose de P (mg dm ⁻³)	MSG (g vaso ⁻¹)
ST	460	21,73
TF	600	21,80
FN2	600	17,15
FR3	600	17,91
FR4	519	16,06

3.2.3 Índice de eficiência agrônômica das fontes de P avaliadas pela produção de grãos no LVdf

Para se compararem as fontes de P quanto à produção de grãos, foi calculado o índice de eficiência agrônômica (IEA) (Tabela 3.8). O termofosfato foi ligeiramente superior ao superfosfato triplo na produção de grãos de soja, mostrando ser uma boa fonte de P para a cultura da soja nas condições em que foi desenvolvido este estudo. Resultados desta magnitude têm sido atribuídos não apenas ao fornecimento de P, mas também ao fato de o termofosfato exercer uma certa influência na correção da acidez do solo, e ainda fornecer Ca e Mg para as plantas (Coutinho et al., 1991).

TABELA 3.8 Produção máxima de matéria seca de grãos (PM) de soja e índice de eficiência agrônômica (IEA) de diferentes fontes fosfatadas, nas doses de P correspondentes à PM, no Latossolo Vermelho distroférico (LVdf).

Fonte	Dose de P na PM de grãos (mg dm ⁻³)	Produção máxima de (grãos g vaso ⁻¹)	IEA* (%)
ST	460	21,73	100
TF	600	21,80	100,4
FN2	600	17,15	75
FR3	600	17,91	82
FR4	519	16,06	73

* IEA= índice de eficiência agrônômica considerando o superfosfato triplo como referência, ao qual se atribuiu o índice de 100% para a produção de grão.

De acordo com Moreira et al. (2002), doses do termofosfato Yoorin produziram elevação significativa do pH do solo, na razão de 0,15 e 0,25 unidades de pH por 50 mg kg⁻¹ de P aplicado na alfafa e centrosema, respectivamente. Resultados semelhantes foram obtidos por Goedert & Lobato

(1984) ao verificarem que a aplicação de termofosfato aumentou significativamente o pH do solo. Assim, além da atividade do Si, que favorece a absorção de P (Souza & Yasuda, 1995), a elevação do pH do solo, causada pelo silicato, também possibilita um melhor aproveitamento do P e, conseqüentemente, maior produção de matéria seca.

É importante enfatizar o bom efeito dos fosfatos importados e do nacional FN2 no índice de eficiência agronômica com relação à produção de grãos de soja no Latossolo Vermelho distroférico, tendo sido alcançado melhor resultado com o fosfato reativo FR3 (Tabela 3.6). No caso dos fosfatos reativos, altos índices de eficiência agronômica têm sido encontrados por muitos autores (McLaughlin et al., 1992; Korndörfer et al., 1999; Souza, 1997). Surpreende, entretanto, a semelhança entre o IEA do fosfato natural nacional e o dos fosfatos reativos importados. Conforme já comentado, são vários os fatores que influenciam na eficiência dos fosfatos naturais em suprir P para as plantas, levando ao incremento da produção de grãos. A maior solubilidade de P dos fosfatos naturais explicaria a situação pertinente ao fosfato FN2. Em geral, a limitação encontrada para estes fosfatos é seu baixo IEA (Braga et al., 1980; Goedert et al., 1990; Coutinho et al., 1991). Vários autores também encontraram comportamentos semelhantes ao deste estudo para os fosfatos nacionais (Coutinho et al., 1991; Minhoni et al., 1993; Kaminski & Peruzzo, 1997; Silva, 2002).

Segundo Tisdale et al. (1993), dependendo do tipo de solo e do tipo de cultura e manejo, os fosfatos naturais com alta, média e baixa solubilidade em citrato apresentam faixas de eficiência entre 80% a 100%, 50% a 80% e 30% a 50%, respectivamente, comparativamente à resposta inicial da cultura ao superfosfato triplo, aumentando a eficiência com o tempo. Os fosfatos naturais testados no presente trabalho poderiam ser classificados como de média

solubilidade para as plantas de soja cultivadas no Latossolo Vermelho distroférico.

3.3 Latossolo Vermelho - Amarelo distrófico húmico (LVAdh)

3.3.1 Produção de matéria seca da raiz de soja

Ocorreu interação significativa entre os tratamentos na produção de matéria seca da raiz (Tabela 3A) no Latossolo Vermelho Amarelo distrófico húmico - LVAdh. Conforme se observa na Figura 3.6, a produção de matéria seca de raiz aumentou linearmente com as doses de P aplicadas através do fosfato nacional, diferentemente do observado para os demais fertilizantes fosfatados, para os quais a produção estabilizou-se ou decresceu a partir da terceira dose (Figura 3.3).

O crescimento linear das raízes no Rqo e LVAdh com a aplicação do FN2 pode ter sido devido ao sistema radicular mais desenvolvido da soja, com alta demanda de cálcio e com a habilidade de complexar este nutriente devido à abundância, em suas raízes, de agentes complexantes como citratos e oxalatos, que aumentam a eficiência de absorção de fósforo dos fosfatos naturais, característica que auxilia na dissolução da apatita (Marwaha, 1989). Segundo Bekele et al. (1983), a soja tem grande capacidade de absorção de Ca, que desloca o equilíbrio da reação de dissolução da rocha fosfatada, aumentando a absorção de fósforo.

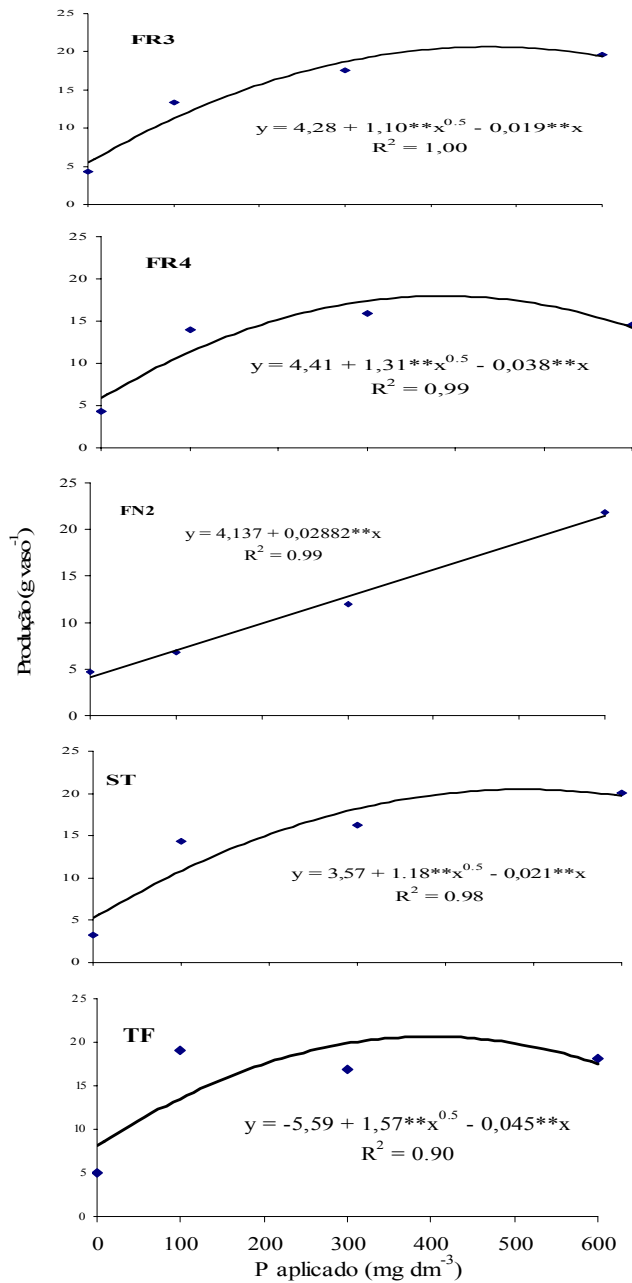


FIGURA 3.3 Produção de matéria seca de raiz de soja em função de doses P dos fosfatos reativos importados (FR3 e FR4) e nacional (FN2), do superfosfato triplo (ST) e do termofosfato (TF).

3.3.2 Produção de matéria seca da parte aérea e de grãos

Pela análise de variância, foi encontrado efeito significativo de interação entre os tratamentos na produção de matéria seca da parte aérea e de grãos da soja no LVAdh (Tabela 3A). Procedendo-se ao desdobramento das interações entre os fatores, verificou-se a dependência entre as fontes e doses de fósforo nos resultados das variáveis MSPA e MSG.

Com a produção de matéria seca da parte aérea e de grãos da soja como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas no LVAdh, foram obtidas equações de regressão, tendo os dados se ajustado aos modelos linear e à raiz quadrada (Tabela 3.9). O fosfato natural nacional FN2 se ajustou ao modelo linear tanto para a produção de matéria seca da parte aérea como para a produção de grãos. Este resultado certamente se deve à baixa solubilidade de fósforo desta fonte, levando à necessidade de altas doses de P para atingir a máxima produção.

A MSPA da soja, no caso de aplicação do superfosfato triplo, do termofosfato e dos fosfatos reativos FR3 e FR4, se ajustou ao modelo raiz quadrática, semelhantemente à produção de matéria seca de grãos (Tabela 3.9).

TABELA 3.9 Equações de regressão ajustadas para a produção de matéria seca da parte aérea e de grãos da soja (g vaso^{-1}) como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas (mg dm^{-3}) no Latossolo Vermelho Amarelo distrófico húmico (LVAdh).

Fonte	Equação	R ²
Matéria seca da parte aérea		
FN2	$y = 4,229 + 0,02854^{**}x$	0,99
FR3	$y = 4,31 + 0,96^{**}x^{0,5} - 0,005x$	0,92
FR4	$y = 4,91 + 1,96^{**}x^{0,5} - 0,047^{**}x$	0,99
ST	$y = 3,14 + 2,63^{**}x^{0,5} - 0,064x$	0,98
TF	$y = 6,16 + 2,31^{**}x^{0,5} - 0,046^{**}x$	0,99
Matéria seca de grãos		
FN2	$y = 4,049 + 0,01697^{**}x$	0,98
FR3	$y = 4,40 + 1,10^{**}x^{0,5} - 0,028^{**}x$	0,99
FR4	$y = 3,14 + 0,94^{**}x^{0,5} - 0,019x$	0,97
ST	$y = 2,75 + 1,42^{**}x^{0,5} - 0,027^{**}x$	0,99
TF	$y = 2,57 + 1,41^{**}x^{0,5} - 0,018x$	0,99

* e ** Significativo a 5 e 1% de probabilidade respectivamente, pelo teste t.

É importante mencionar que as fontes de P promoveram um incremento bastante distinto na produção de MSPA e MSR da soja. O incremento na produção de matéria seca de grãos no termofosfato foi de 1,41, bastante superior do fosfato natural reativo FR4, que foi de 0,94 (Tabela 3.9).

Na Tabela 3.10 é apresentada a produção máxima (PM), estimada a partir dos modelos ajustados da produção de matéria seca da parte aérea da soja em função das fontes de P aplicadas no LVAdh. A aplicação de termofosfato resultou em maior produção de matéria seca da parte aérea ($35,14 \text{ g vaso}^{-1}$) na dose de P correspondente a 600 mg dm^{-3} , diferenciando-se bastante do resultado encontrado para os fosfatos reativos FR3 ($24,82 \text{ g vaso}^{-1}$), FR4 ($25,34 \text{ g vaso}^{-1}$) e para o fosfato natural nacional FN2 ($21,35 \text{ g vaso}^{-1}$) na dose de P correspondente à PM.

É preciso perceber a magnitude das diferenças entre o termofosfato e os demais fosfatos, confirmando a eficiência do termofosfato na produção de MSPA da soja também no Latossolo Vermelho Amarelo distrófico húmico, apesar da menor dose encontrada para o superfosfato triplo, que tem elevado P solúvel (Tabela 2.2). De modo geral, a melhor produção proporcionada pelo termofosfato foi encontrada também nos demais experimentos com o RQo e LVdf. É importante mencionar que o fósforo é um dos nutrientes mais limitantes da produção agrícola devido a sua baixa disponibilidade e grande adsorção nos colóides dos solos (Novais & Smyth, 1999). Assim, a baixa eficiência das adubações fosfatadas evidencia a necessidade de um adequado manejo da adubação no que diz respeito a fontes, doses, épocas de aplicação e localização do adubo (Guimarães et al., 1993). Visando aumentar a eficiência dos fertilizantes fosfatados, incluem-se componentes que concorram para diminuir a fixação do fósforo solubilizado, como é o caso dos silicatos. Neste contexto, o ótimo desempenho do termofosfato nos solos aqui estudados está de acordo com os vários estudos que apontam a viabilidade técnica de sua utilização, principalmente em solos que apresentam condições adversas ao emprego dos fertilizantes tradicionais (Morelli et al., 1991; Caceres et al., 1993; Nunes, 1993). Além disso, novos trabalhos estão confirmando esta ótima performance do termofosfato em solos do cerrado para várias culturas (Moreira et al., 2002; Bedin., 2002; Resende 2004).

Além das boas produtividades obtidas pelo termofosfato, é preciso relatar também a eficiência econômica deste fosfato. Resende (2004), analisando a eficiência econômica de produção de grãos em função de fontes e modos de aplicação de fósforo na cultura do milho, concluiu que embora associado à obtenção de boas produtividades, o termofosfato foi a fonte de menor vantagem econômica devido ao custo proporcionalmente mais elevado em relação às demais. O alto custo parece realmente ser a principal limitação do uso do

termofosfato, haja vista que, agronomicamente, o produto costuma superar em eficiência os superfosfatos (Goedert & Lopes, 1987).

TABELA 3.10 Estimativa das produções máxima (PM) de matéria seca da parte aérea de soja para (MSPA) e doses de P correspondentes à produção máxima no Latossolo Vermelho Amarelo distrófico húmico.

Fonte	Dose de P (mg dm ⁻³)	MSPA (g vaso ⁻¹)
ST	422	30,16
TF	600	35,14
FN2	600	21,35
FR3	600	24,82
FR4	435	25,34

Conforme se pode observar na Tabela 3.11, os fosfatos reativos, juntamente com o fosfato natural nacional FN2, apresentaram resultados bastante semelhantes para a produção de grãos da soja, ou seja, a dose de P de 386 mg dm⁻³ para o fosfato reativo FR3 resultou em PM de 15,20 g vaso⁻¹, semelhante às produções de 14,77 e 14,23 g vaso⁻¹ para o fosfato reativo FR4 e o fosfato natural FN2, apesar de, nestas fontes, a dose ter sido bastante superior.

TABELA 3.11 Estimativa das produções máxima (PM) de matéria seca de grãos da soja (MSG) e doses de P correspondente à produção máxima, no Latossolo Vermelho Amarelo distrófico húmico.

Fonte	Dose de P (mg dm ⁻³)	Produção de MS de grãos (g vaso ⁻¹)
ST	600	21,33
TF	600	26,31
FN2	600	14,23
FR3	386	15,20
FR4	600	14,77

É importante relatar, ainda, que a aplicação direta de fosfato natural é uma prática que vem sendo estudada como alternativa à aplicação de fosfatos solúveis. Contudo, a eficiência dos fosfatos naturais varia também conforme a espécie cultivada em função da capacidade da planta em liberar prótons e, assim, acidificar sua rizosfera. Marschner (1991) encontrou valores de pH rizosférico até duas unidades inferiores ao solo não-rizosférico, em plantas nutridas com N amoniacal. Essa forte acidificação é observada principalmente em plantas leguminosas e outras espécies fixadoras de N, de forma que estas espécies poderiam aumentar a dissolução de fosfatos naturais e, assim, serem utilizadas em rotação com outras que apresentam menor capacidade de acidificação (Gillespie & Pope, 1990).

3.3.3 Índice de eficiência agrônômica das fontes de P avaliada pela produção de grãos no LVAdh

O termofosfato foi superior em 27% na produção de grãos de soja em relação ao ST (Tabela 3.12), mostrando ser uma boa fonte de P para a cultura da soja nas condições em que foi desenvolvido este estudo. Resultado encontrado por Bedin (2002) para produção relativa de grãos de soja em função de diferentes doses e fontes de P mostrou que o termofosfato foi superior ao superfosfato triplo em 26%, resultado bastante semelhante ao do presente estudo. Moreira et al. (2002), avaliando a eficiência agrônômica de fontes e doses de P na alfafa e na centrosema, cultivadas em casa de vegetação, em Latossolo Amarelo distrófico, concluíram que os melhores índices de eficiência agrônômica e equivalente superfosfato triplo foram obtidos com o termofosfato. Da mesma forma, Nakagawa et al. (1993) obtiveram superioridade do termofosfato quando comparado ao hiperfosfato e ao superfosfato simples na cultura do amendoim.

TABELA 3.12 Produção máxima de matéria seca de grãos (PM) de soja e índice de eficiência agrônômica (IEA) em resposta à aplicação de diferentes fontes fosfatadas, nas doses de P correspondente à PM, no LVAdh.

Fonte	Dose de P na PM de grãos (mg dm ⁻³)	Produção máxima de grãos (g vaso ⁻¹)	IEA* (%)
ST	600	21,33	100
TF	600	26,31	127
FN2	600	14,23	59
FR3	400	15,20	64
FR4	600	14,77	64

* IEA= índice de eficiência agrônômica considerando o superfosfato triplo como referência, ao qual se atribuiu o índice de 100% para a produção de grão.

É importante enfatizar o efeito dos fosfatos importados FR3 e FR4 no índice de eficiência agrônômica com relação à produção de grãos de soja (Tabela 3.9). A aplicação de fosfatos naturais reativos em culturas anuais tem apresentado resultados equivalentes ao do superfosfato triplo, tanto em solos com teores iniciais médios de P (Choudhary et al., 1994) quanto naqueles com teores baixos do nutriente (Braga et al., 1991; Fotyma et al., 1996).

O menor índice de eficiência agrônômica do fosfato nacional FN2, encontrado no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico, pode ser devido ao IEA ter sido calculado em apenas um cultivo da soja. Os fosfatos naturais têm maior efeito residual que as fontes mais solúveis (McLaughlin et al, 1992).

Apesar da tendência de apresentarem menor efetividade em termos agrônômicos, as fontes menos solúveis podem ser economicamente mais viáveis. Resende (2004), analisando a eficiência econômica de produção de grãos em função de fontes e modos de aplicação de fósforo na cultura do milho, observou que dependendo do modo de aplicação, o uso do fosfato de Araxá resultou em

relação benefício/custo duas vezes mais compensadora do que a obtida com o superfosfato triplo.

3.4 Considerações Gerais

Avaliando a produção de MSG por unidade de P aplicada em função de diferentes fertilizantes fosfatados nos solos estudados, visando estabelecer uma discussão dos resultados obtidos sob condições contrastante de disponibilidade do nutriente, ou seja, no solo arenoso (RQo) e nos argilosos (LVdf e LVAdh), observa-se que a melhor eficiência da aplicação de P foi encontrada no RQo (Tabela 3.13), para a fonte ST, inferindo-se que o melhor desempenho da fonte está relacionado com a menor capacidade tampão para fósforo do solo.

TABELA 3.13 Produção de MSG da soja por unidade de P aplicada para cada fertilizante fosfatado em solos distintos na dose de máxima produção.

Fonte	RQo	LVdf	LVAdh
	-----mg MSG por mg P aplicado-----		
ST	19,10	15,75	11,85
TF	14,89	12,11	14,62
FN2	5,78	9,52	7,91
FR3	7,37	9,95	12,67
FR4	6,89	10,31	8,21

É importante relatar, ainda, que nos três solos estudados a MSG por unidade de P aplicado do termofosfato foi sempre superior àquela dos fosfatos reativos importados e dos fosfatos nacionais. Deve-se mencionar que a menor eficiência do TF foi detectada no solo mais argiloso - LVdf, fato que pode ser

explicado pela maior capacidade de dreno de P por este solo (Novais & Smith, 1999).

Com relação aos fosfatos reativos importados (FR4 e FR3) e ao fosfato natural (FN2), diferentemente dos fertilizantes fosfatados mais solúveis (ST e TF), a maior produção de matéria seca de grãos foi obtida nos solos mais argilosos, LVdf e LVAdh (Tabela 3.13). Esta constatação é de grande relevância, pois comprova que os fosfatos reativos e natural respondem melhor em solos com maiores teores de argila. De acordo com Novais & Smyth (1999), a dissolução do fosfato natural ou reativo no solo gera um aumento da concentração de Ca e de P nas vizinhanças das partículas dos fosfatos, tendendo a um equilíbrio e restringindo a dissolução do fosfato. A retirada ou diminuição desses produtos da dissolução fará com que o equilíbrio se desloque, aumentando a taxa de dissolução do fosfato. Essa maior dissolução deve ocorrer, portanto, em condições de maior dreno para Ca e para P. Portanto, a dissolução dos fosfatos reativos e nacional deverá ser mais intensa em solos com maior CTC e, particularmente, com maiores teores de matéria orgânica, características presentes no LVdf e LVAdh aqui estudados (Tabela 2.1).

Bedin (2002), estudando o comportamento de varias fontes de fósforo na cultura da soja, encontrou que o fosfato natural de Araxá teve maior produção de grãos no Latossolo Vermelho-Amarelo textura média e argilosa do que no Neossolo Quartzarênico, resultados que corroboram os dados encontrados no presente trabalho (Tabela 3.13).

Esta constatação indica que para o adequado manejo da fertilização fosfatada é importante que se considere o tipo de solo, particularmente em relação à sua capacidade tampão para fósforo, que parece influenciar também, com certa intensidade, a solubilização do adubo fosfatado.

4 CONCLUSÕES

A adubação fosfatada com fontes distintas, aplicadas em distintos solos, proporcionou ganhos em produção da soja. As respostas aos tratamentos foram mais acentuadas no Neossolo Quartzarênico do que nos latossolos.

As fontes de solubilidade mais elevada (superfosfato triplo e termofosfato) ocasionaram as maiores produções. Os fosfatos reativos importados apresentaram um melhor comportamento na produção de soja em relação aos fosfatos naturais nacionais.

A capacidade tampão de fósforo dos solos influenciou a solubilidade das fontes fosfatadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANGHINONI, I. Fatores que interferem na eficiência da adubação fosfatada. In: SIMPÓSIO SOBRE FÓSFORO NA AGRICULTURA BRASILEIRA, 2003, São Pedro. **Anais...** São Pedro: Potafos/Anda, 2003. CD- ROM.

ARAÚJO, I. B. **Fontes e modos de aplicação de fósforo na produção e nutrição mineral do milho em primeiro cultivo.** 2001. 76 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

BALDEON, J. R. M. **Efeito da ação alcalinizante e da competição entre silicato e fosfato na eficiência do termofosfato magnésiano em solos ácidos.** 1995. 92 p. Tese (Doutorado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

BEDIN, I. **Fertilização fosfatada na cultura da soja.** 2002. 65 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

BEKELE, T. et al. An evaluation of plant-borne factors promoting the solubilization of alkaline rock phosphates. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 75, n. 3, p. 361-378, 1983.

BRASIL, E. C. **Disponibilidade de fósforo em solo da Amazônia tratados com fertilizantes fosfatados.** 1994. 160 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

BRAGA, N. R.; MASCARENHAS, H. A. A.; FEITOSA, C. T. Efeitos de fosfatos sobre o crescimento e produção da soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 4, n. 1, p. 36-39, 1980.

BRAGA, N. R. et al. Eficiência agrônômica de nove fosfatos em quatro cultivos consecutivos de soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 15, p. 315-319, 1991.

BLANCO, H. G.; VENTURINI, W. R.; E GARGANTINI, H. Comportamento de fertilizantes fosfatados em diferentes condições de acidez do solo, para trigo, com estudo do efeito residual para a soja. **Bragantia**, Campinas, v. 24, p. 261-290. 1965.

CACERES, N. T. et al. Eficiência relativa de fontes de fósforo de diferentes solubilidades. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24., 1993, Goiânia. **Resumos...** Goiânia: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993. p. 217-218.

CHOUDHARY, M. et al. Long-term comparison of rock phosphate with superphosphate on crop yield in two cereal-legume rotations. **Canadian Journal of Plant Science**, Ottawa, v. 74, p. 303-310, 1994.

COUTINHO, E. L. M. et al. Eficiência agrônômica de fertilizantes fosfatados para a cultura da soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, n. 26, v. 9, p. 1393-1399, set. 1991.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, 1997. 412 p.

FERNANDES, F. M.; FERREIRA, M. E.; MELLO, F. A. F. de. Fontes e doses de adubos fosfatados na cultura da soja em solo de cerrado In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIENCIA DO SOLO, 1983, Curitiba. **Resumos...** Curitiba: SBCS, 1983. p. 47

FERREIRA, D. F. Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0. In: REUNIAO ANUAL DA REGIAO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45., 2000, São Carlos, SP. **Programa e Resumos...** São Carlos: UFScar, 2000, p. 255-258.

FOTYMA, M.; HAMMOND, L.; KESIK, K. Suitability of North Carolina natural phosphate to Polish agriculture. **Fertilizer Research**, Dordrecht, v. 43, p. 83-86, 1996.

GAVA, J. L. et al. Eficiência relativa de fertilizantes fosfatados no crescimento inicial de eucalipto cultivado em solos do cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 497-504, 1997.

GILLESPIE, A. R.; POPE, P. E. Rhizosphere acidification increases phosphorus recovery of Black Locust II: model predictions and measured recovery. **Soil Science Society of America Journal**, Madison v. 54, p. 538-541, 1990.

GOEDERT, W.J; LOBATO, E. Eficiência agronômica de fosfatos em solo de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 15, n. 3, p. 311-318, 1980.

GOEDERT, W. J.; LOBATO, E. Avaliação agronômica de fosfatos em solo de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 8, p. 97-102, 1984.

GOEDERT, W. J.; LOPES, A. S. Eficiência Agronômica de fertilizantes fosfatados para culturas anuais, perenes, pastagens e reflorestamento. In: SEMINARIO SOBRE RECUPERAÇÃO DE FOSFORO, 1987, Brasília. **Anais...** Brasília: IBRAFOS, 1984.

GOEDERT, W. J.; REIN, T. A.; SOUSA, D. M. G. Eficiência agronômica dos fosfatos naturais, fosfatos parcialmente acidulado e termofosfatos em solos de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 25, n. 4, p. 530-530, 1990.

GOEDERT, W. J.; SOUZA, D. M. G.; REIN, T. A. **Princípios metodológicos para a avaliação agronomica de fontes de fósforo**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1986. 23 p. (Documento, 22).

GUIMARÃES, T. G. et al. Eficiência de um fosfato parcialmente acidulado na produção de milho (*Zea mays* L.). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24., 1993, Goiânia. **Resumos...** Goiânia: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993. p. 215-216.

HOROWITZ, N. **Eficiência de dois fosfatos naturais afetada pelo tamanho de partícula**. 1998. 68 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia. Ciência do Solo)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

HOROWITZ, N.; MEURER, E. J. Eficiência de dois fosfatos naturais afetada pelo tamanho de partícula. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 1, p. 41-47, 2003.

KAMINSKI, J.; PERUZZO, G. **Eficácia de fosfatos naturais reativos em sistema de cultivo**. Santa Maria: Núcleo Regional Sul da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. 31 p. (Boletim Técnico, 3).

KHASAWNEH, F. E.; DOLL, E. C. The use of phosphate rock for direct application to soils. **Advance Agronomy**, New York, v. 30, p. 159-206, 1978.

KORNDÖRFER, G. H.; LARA-CABEZAS, W. A.; HOROWITZ, N. Eficiência agrônômica de fosfatos naturais reativos na cultura do milho. **Scientia agrícola**, Piracicaba, v. 56, p. 1-10, 1999.

LOPES, A.; GOEDERT, W. J.; GUTLHERME, L. R. G. Use of natural and modified phosphate rocks on annual, perennial and forestry crops in Brazil. In: **LATIN AMERICAN PHOSPHATE ROCK NETWORK MEETING, 2.**, 1991, San Cristóbal. **Proceedings...** San Cristóbal, 1991. p. 1-25.

LOPES, A. S.; VASCONCELOS, C. A.; NOVAIS, R. F. de. Adubação fosfatada em algumas culturas nos Estados de Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro. In: _____. **Adubação Fosfatada no Brasil**, Brasília, 1982. p. 176-178.

MARSCHNER, H. Root-induced changes in the availability of micronutrients in the rhizosphere. In: WAISEL, Y.; ESHEL, A.; KAFKAFI, U. (Ed.). **Plant roots: the hidden half**. New York: Marcel Dekker, 1991. p. 503-528.

MARWAHA, B. C. Rock p_Hosphate holds the key to productivity in acid soils - a review. **Fertilizer News**, New Delhi, v. 34, n. 3, p. 23-29, 1989.

McLAUGHLIN, M. J. et al. Glasshouse comparison of North Carolina p_Hosphate rock, alkali-treated Christmas Island p_Hosphate rock and single superp_Hosphate as P fertilizers on an acidic soil. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 43, p. 1667-1681, 1992.

MINHONI, M. T. A.; CARDOSO, E. J. B. N.; EIRA, A. F. Efeito da interação de fosfato de rocha, matéria orgânica e fungo micorrízico no crescimento e na absorção de nutrientes pela soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 17, p. 165-171, 1993.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E.; MORAES, L. A. C. Eficiência de fontes e doses de fósforo na alfafa e centrosema cultivadas em Latossolo Amarelo.

Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 37, n. 10, p. 1459-1466, 2002.

MORELLI, J.L. et al. Termofosfato na produtividade da cana-de-açúcar e nas propriedades químicas de um solo arenoso de baixa fertilidade. **Revista brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.15, p. 57-61, 1991.

NAKAGAWA, J.; IMAIZUMI, I.; ROSSETTO, C. A. V. Efeito de fontes de fósforo e da calagem na produção de amendoim. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 28, n. 4, p. 421-431, 1993.

NOVAIS, R. F. de.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV/DPS, 1999. 399 p.

NUNES, M. R. Eficiência agrônômica de cinco fosfatos aplicados a lanço e no sulco de plantio, em solo de cerrado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24., 1993, Goiânia. **Resumos...** Goiânia, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993. p. 213-214.

PROCHNOW, L. I. et al. Characterization and agronomic evaluation of single superphosphates varying in iron phosphate impurities. **Agronomy Journal**, Madison, v. 95, p. 293-302, 2003.

PERUZZO, G.; PÖTTKER, D.; WIETHOLTER, S. Avaliação da eficiência agrônômica dos fosfatos naturais reativos de Arad e de Gafsa. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIENCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: SBCS, 1997. CD-ROM.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: POTAFOS, 1991. 343 p.

RESENDE, A. V. de. **Fontes e modos de aplicação de fósforo para o milho em solo cultivado da região do cerrado**. 2004. 169 p. Tese (Doutorado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SILVA, F. N. da. **Rendimentos e estudos pós-colheita de melão em resposta à aplicação de diferentes fontes de fósforo em luvisolo crômico continuamente fertilizado.** 2002. 46 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

SMYTH, T. J.; SANCHEZ, P. A. Phosphate rock dissolution and availability in Cerrado soils as affected by phosphorus sorption capacity. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 46, n. 2, p. 339-345, Mar. /Apr. 1982.

SOARES, W. et al. Evaluation of a coarse-ground Gafsa rock phosphate in the recuperation of a degraded pasture on a clayey Dark-Red Latossolo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 4, p. 819-825, abr. 2000.

SOUZA, E. C. A. **Uso agrônômico do fosfato natural.** 2.ed. Jaboticabal: Funep, 1997. 47 p.

SOUZA, E. C. A.; YASUDA, M. **Uso agrônômico do termofosfato no Brasil.** São Paulo: Fertilizantes Mitsui, 1995. 60 p.

TISDALE, S. L. et al. Soil and fertilizer phosphorus. In: TISDALE, S. L. et al. (Ed.). **Soil fertility and fertilizers.** New York: Macmillan, 1993. p. 176-229.

CAPÍTULO III

CÁDMIO, COBRE, CROMO, NÍQUEL, CHUMBO E ZINCO EM FOSFATOS DE ROCHA E ABSORÇÃO DE CD E PB PELA SOJA EM FUNÇÃO DE DOSES E FONTES DE P

RESUMO

SILVA, Francisco Nildo da. Cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha e absorção de Cd e Pb pela soja em função de doses e fontes de P. In: _____. **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. Cap. 3, p.72-102. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.¹

Alguns produtos agrícolas ou subprodutos usados como corretivo ou fornecedor de nutrientes na agricultura podem representar uma fonte de contaminação com elementos-traço. Embora menos importantes do ponto de vista quantitativo, essas contribuições podem ser fontes importantes de poluição de solos e água. Os elementos-traço têm sido objeto de pesquisas devido à possibilidade de sua transferência na cadeia alimentar. Os objetivos deste trabalho foram: i) determinar o teor de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em fosfatos de rochas brasileiras e estrangeiras; ii) avaliar a eficiência de três métodos (Embrapa 1999, USEPA 3051A e USEPA 3050B) de extração de elementos-traço em fosfatos; e iii) determinar os teores de Cd e Pb na matéria seca de grãos de soja em função de doses e fontes de P. Utilizaram-se amostras da camada superficial (0-20cm) de três solos sob cerrado, distintos quanto à fertilidade: Neossolo Quartzarênico (RQo), Latossolo Vermelho distroférrico (LVdf) e Latossolo Vermelho Amarelo distrófico húmico (LVAdh). O fosfato reativo FR3 apresentou o maior teor de Cd, enquanto o fosfato FN2 apresentou a maior quantidade de Pb. Os três métodos avaliados podem ser aplicados em estudos de teor de metais pesados em fertilizantes fosfatados. O teor de 0,50 mg kg⁻¹ de cádmio na matéria seca de grãos, resultante da aplicação do fosfato reativo FR3, é considerado superior aos valores comumente encontrados para esta planta. A aplicação das fontes de P não promoveu incrementos preocupantes de chumbo na matéria seca de grãos da soja.

¹ **Comitê orientador:** Antonio Eduardo Furtini Neto – UFLA (Orientador), Andrew C. Chang – UCR (Orientador estrangeiro).

ABSTRACT

SILVA, Francisco Nildo da. Determination of cadmium, copper, chromium, nickel, lead and zinc in phosphates and absorption of Cd and Pb for the soybean in function of doses and sources of P. In: _____. **Soybean growth - production in function of sources and doses phosphorous and trace elements input in the system soil-plant for phosphates fertilizers.** 2006. Chapter 3, p.72-102. Thesis (Doctorate in Soil Science and Plant Nutrition)-Federal University of Lavras, Lavras, MG.¹

Some agricultural inputs or products used as amendments or with nutritional purposes in agriculture might represent a source of contamination with trace element. Although less important quantitatively, those inputs can be important sources of pollution of soils and waters. The possibility of food chain transfer is a matter of concern on studies related to trace elements in mineral fertilizers. The objective of this chapter was to determine the content of trace element and to compare three extraction procedures (EMBRAPA, 1999; USEPA 3051A and USEPA 3050B) for Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in national and imported rock phosphates and to determine the contents of Cd and Pb in soybean grains dry matter as a function of doses and sources of P. Soil samples from 3 soil (Dystróferric Red Latosol, Humic Latosol and Quartzarenic Neosols) were used along with 2 types of fertilizers and 6 types of rock phosphate under 4 doses (0, 100, 300 and 600 mg kg⁻¹ of P total). The reactive phosphate 3 presented the greatest quantity of Cd (145±13 mg kg⁻¹) and the natural phosphate 2, the highest quantity of Pb (234±9 mg kg⁻¹). The tested methods can be applied in studies concerning trace elements in phosphate fertilizers. The content of 0.50 mg kg⁻¹ of cadmium in the soybean grains after the application of the phosphate reactive FR3 is considered bigger than the values frequently found for this plant. The application of the sources of P did not promote concerning increments of lead in soybean grains.

¹ **Guidance committee:** Antonio Eduardo Furtini Neto – UFLA (Adviser), Andrew C. Chang – (Adviser).

1 INTRODUÇÃO

Metais pesados como Cd, Cr, Pb e Hg, incluindo os micronutrientes Fe, Cu e Mn, podem ser introduzidos na cadeia alimentar pela adição de fertilizantes, principalmente fosfatados (Sharpley & Menzel, 1987). Isso é resultado da ocorrência natural de vários metais pesados em rochas fosfáticas e de estes não serem eliminados no processo de fabricação. A contaminação do solo por metais pesados, provocada pela aplicação de fertilizantes, parece pequena, mas requer monitoramento, pois seu uso é mais amplamente disseminado que outros agroquímicos (Amaral Sobrinho et al., 1996).

As rochas fosfatadas usadas para a produção dos fertilizantes constituem, geralmente, a mais importante fonte de contaminação com Cd em solos agrícolas (Mortvedt, 1987). Estima-se que o Mercado Comum Europeu adicionou cerca de 300 toneladas de Cd por ano nos solos (Huton, 1986). Os teores de Cd e Cr nas rochas apatíticas brasileiras podem variar de 2 a 7 mg kg⁻¹ e 4 a 26 mg kg⁻¹ (Amaral Sobrinho et al., 1992), respectivamente, quando comparados com os valores de outros países, como EUA (5 a 200 mg kg⁻¹ e 7 a 500 mg kg⁻¹). Entretanto, os teores de Pb nas rochas apatíticas brasileiras (28 a 36 mg kg⁻¹) são relativamente altos, sendo necessário, assim, quantificar nestas rochas os teores de outros metais pesados ou elementos tóxicos, como, por exemplo, o arsênio (Amaral Sobrinho et al., 1992). Para os resultados serem confiáveis, os reagentes usados devem ser extremamente puros (McBride & Spiers 2001).

McBride & Spiers (2001), estudando traços de metais pesados em fertilizantes, calcários e liteiras, determinados por meio de ICP-MS, concluíram que os fertilizantes fosfatados foram os que continham os maiores teores de cádmio, urânio e arsênio e que, apesar de os teores serem baixos, deve existir preocupação com o efeito cumulativo desses metais nos solos.

Campos et al. (2005) encontraram, em diferentes fosfatos de rocha, variação estatística ($P > 0,05$) quanto ao teor de elementos-traço. Por exemplo, nos fosfatos de rocha nacionais foram encontrados, em média, $10,6 \text{ mg kg}^{-1}$ de cádmio, e nos fosfatos de rocha importados, o teor médio encontrado foi bastante superior, cerca de 90 mg kg^{-1} de cádmio.

O uso desses produtos pode aumentar a concentração de metais pesados nos solos, tornando-os disponíveis para as plantas, principalmente em solos ácidos, com sua eventual transferência para a cadeia alimentar humana. É importante conhecer a proporção dessas transferências e quanto representam para a saúde humana e de animais a fim de evitar uma eventual acumulação excessiva nesses sistemas vitais (Malavolta, 1994).

A concentração de elementos-traço nas rochas fosfáticas nacionais e importadas comercializadas no Brasil deve ser determinada, bem como a sua fitodisponibilidade em solos brasileiros, a fim de gerar um banco de dados que ajude no desenvolvimento de um regulamento de aplicação das rochas fosfáticas.

Os objetivos deste trabalho foram: i) determinar os teores de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em fosfatos de rochas brasileiras e estrangeiras; ii) avaliar a eficiência de três métodos de extração de elementos-traço em fosfatos, e iii) determinar os teores de Cd e Pb na matéria seca de grãos de soja em função de doses e fontes de fósforo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Três experimentos foram conduzidos em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade de Lavras, em vasos de três dm^3 , no período de dezembro 2003 a maio de 2004. Utilizaram-se amostras da camada superficial (0-20 cm) de três solos sob vegetação de cerrado, distintos quanto à fertilidade: Neossolo Quartzarênico (RQo), Latossolo Vermelho Distroférico típico (LVdf) e Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico (LVAdh). Foram testadas oito fontes e quatro doses de fósforo, utilizando a soja como planta teste.

2.1 Propriedades químicas do solo e condução do experimento

Os solos estudados foram coletados na região sul do Estado de Minas Gerais. Os materiais de solo foram secos ao ar, tamisados em peneira com malha de 5 mm de abertura e posteriormente caracterizados química e fisicamente (Tabela 2.1). Para a correção da acidez dos solos foi utilizado 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 também, como adubação básica, 50 mg dm^{-3} de N (sulfato de amônio), 60 mg dm^{-3} de K (sulfato de potássio), $0,5 \text{ mg dm}^{-3}$ de B (ácido bórico), $1,5 \text{ mg dm}^{-3}$ de Cu (sulfato de cobre), 5 mg dm^{-3} de Zn (sulfato de zinco), 5 mg dm^{-3} de Fe (sulfato de ferro) e $3,6 \text{ mg dm}^{-3}$ de Mn (sulfato de manganês).

Após a aplicação dos tratamentos procedeu-se à semeadura de seis sementes de soja, cultivar Monsoy 8400, mantendo-se, por meio de desbaste, três plantas por vaso.

Durante o período de condução dos experimentos, 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.

TABELA 2.1 Principais atributos químicos e físicos dos solos (RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossolo Vermelho distroférico, LVAdh=Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico) antes da aplicação dos tratamentos.

	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

Análises realizadas segundo metodologia da EMBRAPA (1997)

2.2 Tratamentos e delineamento experimental

Para cada solo foi conduzido um experimento. No RQo, o delineamento foi inteiramente casualizado, com quatro repetições, em esquema fatorial 8x4, sendo oito fontes de P [superfosfato triplo, termofosfato, quatro fosfatos reativos importados (FR1, FR2, FR3 e FR4) e dois fosfatos naturais nacionais (FN1 e FN2) e quatro doses de P (0, 100, 300 e 600 mg dm⁻³]. Para os latossolos LVdf e LVAdh, o delineamento experimental foi inteiramente casualizado, arranjado em fatorial 5x4, sendo 5 fontes de P [superfosfato triplo, termofosfato, dois fosfatos naturais importados (FR4 e FR3) e um fosfato natural nacional (FN2) e quatro doses de P (0, 100, 300 e 600 mg dm⁻³], com quatro repetições. A quantidade aplicada de cada fonte foi calculada com base no teor de P₂O₅ total dos fertilizantes (Tabela 2.1). Todo o fósforo foi aplicado na época do plantio.

TABELA 2.2 Fósforo total e solubilidade em ácido cítrico dos fertilizantes fosfatados.

Fonte	Sigla	P ₂ O ₅ Total	P ₂ O ₅ em ácido cítrico
		-----%-----	
Superfosfato triplo	ST	46,1	40,0
Termofosfato	TF	18,1	17,6
Fosfato reativo 1	FR1	33,1	9,7
Fosfato reativo 2	FR2	28,5	13,0
Fosfato reativo 3	FR3	32,0	9,8
Fosfato reativo 4	FR4	29,0	9,0
Fosfato natural 1	FN1	24,0	Nd
Fosfato natural 2	FN2	22,7	4,3

2.3 Avaliação dos experimentos

2.3.1 Análises de controle de qualidade e precisão

Foram empregadas três etapas para se atingirem a qualidade e a precisão das análises químicas dos materiais da planta e do solo. Primeiro, cada bateria de análise continha uma amostra de referência de teor do elemento-traço conhecido e uma amostra em branco para fins de controle de qualidade. A amostra de referência foi adquirida do Instituto Nacional de Padrões e Tecnologia – NIST, EUA. Para o solo foi usado o NIST 2709, originário do Vale do São Joaquim, no Estado da Califórnia – EUA, e para a planta foi usado o NIST 1547, de folhas de pêssigo. O segundo passo foi comparar os resultados obtidos com os valores certificados para cada material. Por fim, as análises dos teores de elementos-traço foram aceitas se o erro encontrado se situasse na faixa de aproximadamente 20% em relação ao valor certificado.

2.3.2 Determinação dos teores de elementos-traço nos fertilizantes fosfatados

Neste estudo foram avaliados os teores totais de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn pelos métodos de extração Embrapa (1999), USEPA 3051A e USEPA 3050B, em oito fosfatos comercializados no Brasil [superfosfato triplo, termofosfato, quatro fosfatos naturais importados (FR1, FR2, FR3 e FR4) e dois fosfatos naturais nacionais (FN1 e FN2)]. As amostras foram trituradas em gral de ágata até passarem inteiramente por uma peneira de 0,15 mm. A quantificação dos teores de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn nos extratos dos fertilizantes foi feita utilizando-se um espectrofotômetro de absorção atômica de chama (EAA-chama).

O método Embrapa (Embrapa, 1999) prevê a utilização de aproximadamente 0,5 g da amostra mais 20 mL de HCl 2 mol L⁻¹, mantidas em fervura por 5 a 10 minutos em bloco digestor aberto. Após este período, as

amostras foram resfriadas, filtradas, e as alíquotas foram transferidas para balão de 100 mL, tendo seu volume completado com água destilada.

O método USEPA 3051A (Usepa, 1998b) prevê a digestão de 0,5 g a 1,0 g de material em 10 mL de HNO₃, concentrado em forno de microondas com tubos de Teflon PTFE à pressão de 0,76 MPa por 10 minutos. A temperatura alcançada à pressão de 0,76 MPa é de aproximadamente 175°C. Após a digestão, o extrato foi filtrado e seu volume, completado para 40 mL com água destilada.

O método USEPA 3050B, da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (Usepa, 1998a), utiliza aproximadamente 1 g de material, que foi digerido por 10 mL de HNO₃ concentrado em bloco digestor aberto por 10 minutos a 95±5°C. As amostras foram resfriadas e, após a adição de mais 5 mL de HNO₃, novamente levadas ao bloco digestor para aquecimento a 95±5°C por mais 2 horas. Em seguida, foram resfriadas novamente e a elas adicionados 2 mL de água destilada e 3 mL de H₂O₂ a 30%. A seguir, foram novamente conduzidas ao bloco digestor por mais 2 horas a 95±5°C. Por fim, as amostras foram resfriadas, receberam 5 mL de HCl e 10 mL de água destilada e foram aquecidas por 5 minutos a 95±5°C. As alíquotas foram filtradas e armazenadas em recipiente de plástico.

2.3.3 Determinação dos teores de Cd e Pb na matéria seca de grãos (MSG) da soja

A soja foi conduzida até o final do ciclo, ocasião em que os grãos foram colhidos manualmente e retirados das vagens a fim de se determinarem os teores de Cd e Pb. O teor total desses elementos na MSG foi determinado por meio de espectrofotometria de absorção atômica com forno de grafite (GFAAS), após a digestão das amostras com ácido nítrico, água oxigenada e água deionizada em forno de microondas. As análises foram feitas no Departamento de Ciências

Ambientais da Universidade da Califórnia, em Riverside, nos Estados Unidos. O método utilizado foi Plant Tissue – UCR, Riverside, USA – Environmental Department, que prevê a digestão de 0,5 g de material em 4 mL de HNO₃, 4 mL H₂O₂ e 2 mL de água deionizada. Essa mistura foi digerida em forno de microondas com tubos de teflon PTFE por quinze minutos, à temperatura aproximada de 180 °C. Após a digestão, o volume do extrato foi completado para 25 mL com água deionizada e posteriormente filtrado.

Os dados experimentais foram submetidos a análise de variância e teste de médias com auxílio do programa estatístico Sisvar (Ferreira, 2000). As médias dos tratamentos dos componentes do fatorial foram comparadas entre si pelo teste de Scott-knot ($P < 0,05$). Para os dados quantitativos, foram usadas análises de regressão. A partir dos modelos de regressão, foram estimados as doses de P para a obtenção da produção máxima (PM) de grãos das fontes e os teores de cádmio e chumbo na MSG da soja, referentes à dose que proporcionou a produção máxima.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Determinação de elementos-traço

3.1.1 Teores totais de elementos nos fertilizantes fosfatados

O termofosfato apresentou concentrações significativamente ($P>0,05$) superiores de Cr, Cu, Ni e Zn e o fosfato nacional FN2, de Cu, Ni, Pb, Zn (Figura 3.1). Isso concorda, em parte, com os níveis obtidos por Amaral Sobrinho et al. (1992) em relação ao termofosfato e ao fosfato natural digerido em sistema aberto em HClO_4 e HF na relação 1:5, sendo que o primeiro continha Cr, Ni e Pb, enquanto o segundo tinha maiores teores de Cd, Zn e Cu.

Os fosfatos nacionais (FN1 e FN2) apresentaram teor médio de $8,7 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd, ao passo que os fosfatos importados apresentaram, em média, 77 mg kg^{-1} de Cd, ou seja, os fosfatos importados avaliados contêm aproximadamente nove vezes mais Cd que os fosfatos nacionais.

O teor médio para o fosfato nacional FN2, de aproximadamente $215 \pm 19 \text{ mg kg}^{-1}$ de Pb, é seis vezes maior que o teor médio encontrado para os outros fosfatos avaliados neste estudo ($35 \pm 15 \text{ mg kg}^{-1}$), com exceção do FN1, que apresentou teor médio de Pb de $81 \pm 5 \text{ mg kg}^{-1}$.

Os valores de Cu ($4,2 \pm 0,2$ a $115 \pm 5 \text{ mg kg}^{-1}$), Pb (17 ± 2 a $234 \pm 9 \text{ mg kg}^{-1}$) e Zn (20 ± 3 a $1.013 \pm 44 \text{ mg kg}^{-1}$) (Figura 3.1) encontram-se dentro do intervalo apresentado por Kabata-Pendias & Pendias (2001). Entretanto, os valores de Cu e Pb observados nos oito fosfatos estão acima do encontrado por Camelo et al. (1997), que incluíram em seu estudo dois fosfatos do Brasil.

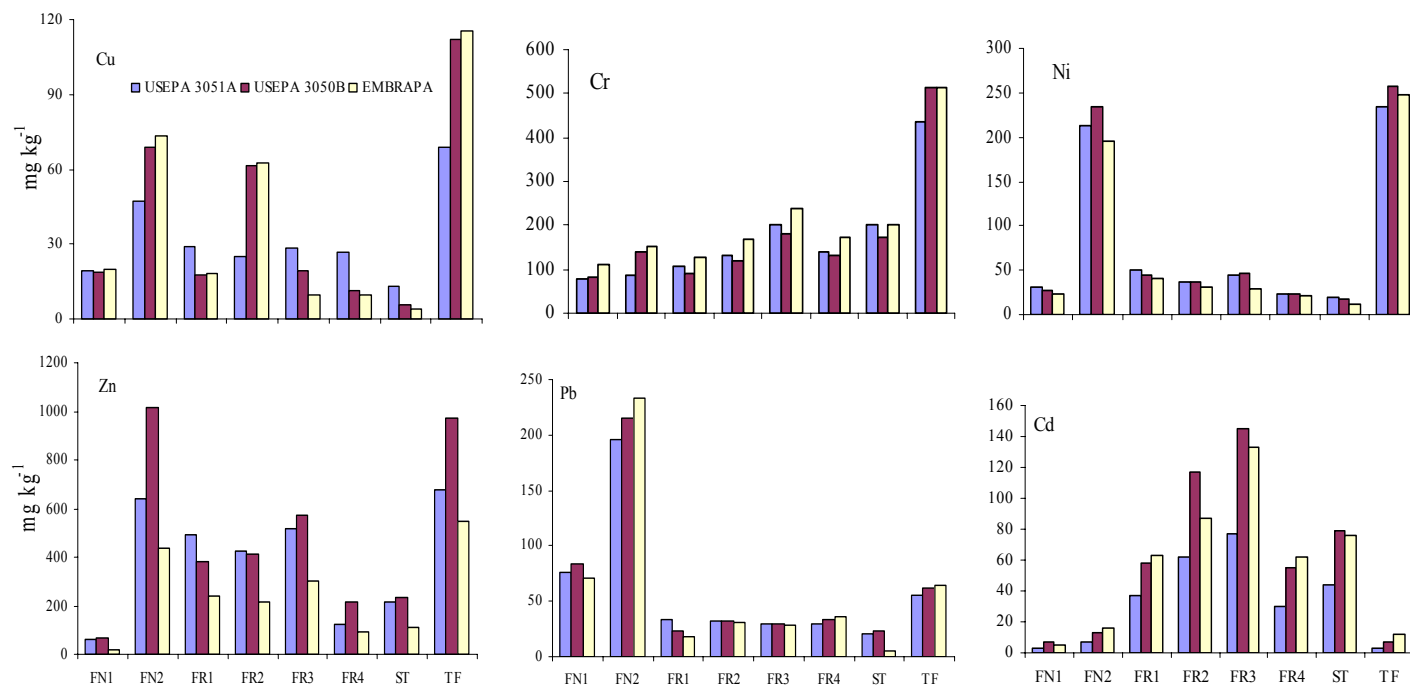


FIGURA 3.1 Teores médios de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em fosfatos nacionais naturais (FN1 e FN2), superfosfato triplo nacional (ST), fosfatos reativos importados (FR1, FR2, FR3 e FR4) e termofosfato (TF), para cada método de extração (USEPA 3051A, USEPA 3050B e Embrapa). Os valores apresentados representam média de três repetições.

O teor de Cr dos fosfatos avaliados (80 ± 7 a 514 ± 42 mg kg⁻¹) foi superior ao intervalo de valores apresentado por Camelo et al. (1990) para fertilizantes fosfatados (10–73 mg kg⁻¹) comercializados na Argentina. Entretanto, quando o intervalo de valores considerado é aquele apresentado por Kabata-Pendias & Pendias (2001), 66–245 mg kg⁻¹ de Cr, observa-se que sete dos oito fosfatos encontram-se dentro da faixa citada pelos autores, com exceção do termofosfato. Entre os fosfatos estudados por Camelo et al. (1997) estão dois superfosfatos do Brasil que apresentaram, em média, 25 mg kg⁻¹ de Cr, valor bem abaixo do observado para o superfosfato triplo avaliado (173 ± 11 mg kg⁻¹ de Cr).

O teor de Ni dos fosfatos FN1, FR2, FR4 e superfosfato triplo encontra-se dentro do intervalo de valores apresentados por Kabata-Pendias & Pendias (2001) para fertilizantes fosfatados, 7–38 mg kg⁻¹ de Ni, enquanto os fosfatos FN2, FR1, FR3 e o termofosfato apresentaram teores de Ni maiores que 38 mg kg⁻¹. O termofosfato apresentou o maior valor de Ni (258 ± 22 mg kg⁻¹), o que concorda com o observado por Amaral Sobrinho et al. (1992). Porém, o teor de Ni encontrado por esses autores no termofosfato foi 13 vezes maior (3.300 mg kg⁻¹) que o observado no termofosfato avaliado.

Os fosfatos de rocha apresentaram teores de Cd entre 5 e 118 mg kg⁻¹, valores dentro do intervalo citado por Kabata-Pendias & Pendias (2001) para fertilizantes fosfatados, de 0,1 a 170 mg Cd kg⁻¹. Entretanto, os valores de Cd encontrados neste estudo estão acima do encontrado por Amaral-Sobrinho et al. (1992) para rochas apatíticas nacionais (2 a 7 mg kg⁻¹ Cd). Segundo Holm et al. (1996) e Smolders et al. (1999), o uso de fertilizantes fosfatados, lodo de esgoto e deposição atmosférica podem resultar em aumento gradual, ao longo do tempo, de Cd em solos agrícolas.

A possibilidade de atingir a concentração máxima permitida não só para Cd, mas também para os outros elementos avaliados, aumenta com o uso de quantidades maiores de fertilizantes fosfatados associados a lodo de esgoto e

outros adubos que contenham elementos-traço. Ramalho et al. (1999) avaliaram se a utilização de fertilizantes fosfatados e a irrigação com água poluída promoveriam aumento nos teores de metais pesados no solo. Esses autores observaram que solos que receberam fertilizantes fosfatados durante 25 anos apresentaram aumento significativo de Cd ($0,66 \text{ mg kg}^{-1}$) quando comparados com área controle ($0,5 \text{ mg kg}^{-1}$), sem, contudo, elevá-lo a níveis críticos. As condições que determinam a capacidade de adsorção, tais como pH, teor de matéria orgânica, teor de argila e óxidos de Fe e Al, afetam a disponibilidade e a mobilidade dos elementos-traço presentes nos fosfatos (Abdel-Haleem et al., 2001).

É importante também considerar as condições locais que possam levar a perdas por erosão de partículas de solo enriquecidas em elementos-traço para outras áreas ou para corpos d'água.

Na tabela 3.1 pode-se observar o teor médio de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn nos fosfatos estudados, pelos métodos USEPA 3051A, USEPA 3050B e Embrapa. Para teor de Cu não houve diferença entre os métodos, já para Ni e Zn não houve diferença estatística entre os métodos USEPA 3051A e 3050B, que apresentaram valores superiores ao método da Embrapa. Os métodos Embrapa e USEPA 3051A não diferiram estatisticamente entre si no tocante à extração de Pb. O método USEPA 3050B extraiu maior quantidade de Cd que os outros métodos, enquanto, para Cr, o método que mais extraiu foi o Embrapa.

A aplicação de procedimento de extração com ácidos fortes como água-régia, HNO_3 ou HCl tem como objetivo determinar o potencial de disponibilidade e de mobilidade do poluente, o que está relacionado à sua transferência do sistema solo para a planta (Rauret, 1998). Os três métodos avaliados podem ser aplicados em estudos de teor dos elementos avaliados. Porém, métodos convencionais em bloco digestor aberto, como o USEPA 3050B, são laboriosos, além de resultarem em possíveis perdas por volatilização,

enquanto a extração em microondas não só é menos poluidora, como também resulta em menor perda de elementos por volatilização e secagem da solução extratora. Além disso, proporciona menor tempo de digestão, boa recuperação de muitos dos elementos voláteis, reduz o risco de contaminação externa e requer menor quantidade de ácidos (Bettinelli et al., 2000).

TABELA 3.1 Teor médio de elementos-traço em fosfatos de rochas nacionais e importados determinados pelos métodos Embrapa, USEPA 3051A e USEPA 3050B⁽¹⁾.

Método	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	mg kg ⁻¹					
Embrapa	57b	210a	39a	75a	61a	245b
USEPA 3051A	33b	172b	32 a	81a	59a	400a
USEPA 3050B	93a	157b	39a	48b	44b	348a

⁽¹⁾ Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Scott-Knot a 5% de probabilidade.

3.2 Neossolo Quartzarênico (RQo)

3.2.1 Teores de Cd e Pb na MSG da soja

De acordo com análises de variância, houve efeito de interação significativa entre os tratamentos no teor de Cd e Pb na matéria seca de grãos (Tabela 4A). Isto provavelmente ocorreu porque cada fonte contém teores diferentes desses elementos (Figuras 3.1 e 3.2).

Com os teores de Cd e Pb na matéria seca dos grãos da soja (mg kg⁻¹) como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas, foram obtidas equações de regressão, ajustadas aos modelos linear e raiz quadrática (Tabela 3.2). As fontes de P FR4, FR3 e ST promoveram um ajuste ao modelo linear para o teor de Cd na MSG da soja. Esse resultado certamente se deve ao maior

teor desse elemento-traço destas fontes (Figuras 3.1 e 3.2); já para o TF e o FN2 não foram ajustadas equações de regressão, possivelmente devido ao baixo teor de Cd presente nessas fontes. Por outro lado, sabe-se que a absorção de Cd pelas plantas é resultado de uma grande variedade de fatores, como as propriedades do solo, a concentração de Cd no fertilizante aplicado, as doses de aplicação e o tipo de planta.

TABELA 3.2 Equações de regressão ajustadas para os teores de cádmio e chumbo na matéria seca dos grãos da soja como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas (mg dm^{-3}) no Neossolo Quartzarênico.

Fonte	Equação	R ²
Teor de Cd		
FR3	$y = 0,041 + 0,00077^{**}x$	0,99
FR4	$y = 0,032 + 0,00033^{**}x$	0,95
ST	$y = 0,032 + 0,00036^{**}x$	0,99
Teor de Pb		
FN2	$y = 0,204 + 0,00028^{**}x$	0,80
FR4	$y = 0,067 + 0,00013^{**}x$	0,97
ST	$y = 0,405 + 0,047^{**}x^{0,5} - 0,00198^{**}x$	0,83
TF	$y = 0,257 + 0,014^{**}x^{0,5} - 0,00091^{**}x$	0,90

* e ** Significativo a 5 e 1% de probabilidade respectivamente, pelo teste t.

Dentro deste contexto, Mortvedt (1987) constatou que adição de Cd por fertilizantes fosfatados em solos na faixa de 0,3 a 1,2 g ha^{-1} ano não aumentou a concentração de Cd na planta. De acordo com o mesmo autor, quando o teor de Cd era menor que 10 mg kg^{-1} no fertilizante fosfatado, a absorção de Cd pela planta era bastante pequena, ou seja, não significativa. Singh (1990) encontrou que a aplicação de 40 mg kg^{-1} de Cd pelo fertilizante NPK, na dose de 30 mg P

kg⁻¹, não aumentou a concentração de Cd em aveia. Entretanto, o mesmo fertilizante, na dose de 90 mg P kg⁻¹, aumentou a concentração de Cd na cultivar.

No caso do teor de Pb na MSG, conforme se observa na Tabela 3.2, para as fontes de P FR4 e FN2 houve ajuste do modelo linear, diferentemente do observado para as fontes mais solúveis, superfosfato triplo e termofosfato, para as quais foi ajustado o modelo raiz quadrática. Pode-se inferir que esses resultados estão relacionados com a concentração de Pb nas fontes, mas deve-se acrescentar também que o comportamento diferenciado do Pb na solução do solo em relação ao Cd pode ter influenciado os resultados. O Pb é mais facilmente adsorvido no solo, tem forte complexação com a matéria orgânica e precipita com carbonatos, fosfatos e sulfatos em vários estados de oxidação (McBride, 1994).

Em relação aos teores de Cd e Pb encontrados na matéria seca (MSG) de grãos da soja para as doses de P correspondentes à produção máxima de MSG, estimados pelas equações de regressão ajustadas, em função de diferentes fontes de P (Tabela 3.3), pode-se observar que os fosfatos reativos importados FR3 e FR4 proporcionaram os maiores valores em relação ao superfosfato triplo. Esses resultados confirmam que, dependendo da fonte de P aplicada no solo, há uma resposta diferenciada no teor de Cd absorvido pelas plantas. É importante mencionar que Camelo et al. (1997), estudando o aporte de elementos-traço por meio da aplicação de fertilizantes fosfatados usados na Argentina, concluíram que a rocha fosfática foi o material com o maior risco de contaminação de cádmio. A rocha fosfática é também uma fonte de grande importância no transporte global de elementos-traço, com o Cd (Kponblekou & Tabatabai, 1994).

TABELA 3.3 Estimativa dos totais de cádmio e chumbo na matéria seca (MSG) de grãos da soja para as doses de P correspondentes à produção máxima de MSG, em função de diferentes fontes de P em Neossolo Quartzarênico.

Fonte	Dose de P (mg dm ⁻³)	Teores na MSG	
		Cd	Pb
		-----mg kg ⁻¹ -----	
ST	262	0,13	0,65
TF	455	-	0,14
FR4	600	0,23	0,15
FR3	600	0,50	-
FN2	600	-	0,37

- =não estimado.

É importante mencionar que os teores de Cd variam de 0,13 a 0,50 na MSG da planta. Estes resultados são superiores aos teores de Cd obtidos por autores como Baerug & Singh (1990) e Vigerust & Selmer-Olsen (1985), citado por Kabata-Pendias & Pendias (2001), de 0,07 mg kg⁻¹ em grãos de trigo, 0,10 em grãos de cevada e 0,11 em grãos de aveia.

Gonçalves & Pessoa (2002), em estudo sobre a fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e cromo em soja cultivada em Argissolo Vermelho eutrófico, a partir de adubos comerciais, não observaram valores altos nos teores de cádmio, os quais, na parte aérea, variaram de 0,017 a 0,117 mg kg⁻¹. Segundo Kabata-Pendias & Pendias (2001), teores entre 0,05-0,20 mg kg⁻¹ de cádmio no tecido das plantas são considerados normais. Com relação aos teores de Cd encontrados nos grãos de cereais como a soja, de acordo Kabata-Pendias & Pendias (2001), mundialmente os teores variam de 0,013 a 0,22 mg kg⁻¹. Especificamente nos grãos de soja, Maclean (1976), citado por Kabata-Pendias & Pendias (2001), estudou o comportamento de Cd em várias partes da planta e detectou teor médio de 0,29 mg kg⁻¹ deste elemento no grão de soja. Neste contexto, pode-se

inferir que, neste trabalho, o teor de $0,50 \text{ mg kg}^{-1}$ de cádmio na MSG, resultante da aplicação do fosfato reativo FR3, é considerado elevado para esta cultura.

Independentemente da conclusão sobre este aspecto, mas considerando também que as condições controladas de vaso não refletem satisfatoriamente o ambiente de cultivo, é recomendável que estas inferências sobre a absorção do elemento-traço sejam verificadas também em campo e, de preferência, no mesmo conjunto de solos. Cabe também salientar outro aspecto, possivelmente relacionado à elevada absorção de Cd, que diz respeito às condições de ambiente radicular impostas pelo próprio experimento. Neste caso, duas considerações são pertinentes. A primeira trata do reduzido volume de solo e uma conseqüente intensa exploração pelas raízes num ambiente fechado (sem lixiviação de elementos químicos ou percolação), para o qual se espera uma maior extração de elementos-traço relativamente a um ambiente de campo. A segunda diz respeito à própria planta teste utilizada; as leguminosas possuem como características uma maior relação de absorção cátions : ânions e uma maior CTC radicular, o que favorece a absorção de NH_4^+ , conseqüentemente promovendo uma maior acidificação do meio na região da rizosfera (Barber, 1995). Esta condição de redução do pH favorece a dessorção do Cd (Pierangeli et al., 2005) naturalmente presente no solo e uma maior solubilização de minerais adicionados juntamente com os fertilizantes fosfatados, aumentando a disponibilização do elemento-traço.

Em relação às estimativas de chumbo na MSG da soja, as fontes que mais disponibilizaram o metal para as plantas foram o superfosfato triplo e o fosfato FN2 (Tabela 3.3). Consideram-se valores aceitáveis na faixa de $0,1$ a $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ em tecido vegetal (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Pode-se afirmar que as fontes de P aplicadas no RQo não proporcionaram teores acima do limite considerado permitido. Os valores de Pb na faixa de $0,14$ a $0,65 \text{ mg kg}^{-1}$ na MSG são coerentes com o teor $0,85 \text{ mg kg}^{-1}$ em grãos da soja encontrado por Lavado et al. (2001), em estudo de campo na Argentina. Gonçalves & Pessoa (2002), em

estudo sobre a fitodisponibilidade de chumbo, em soja cultivada em Argissolo Vermelho eutrófico a partir de adubos comerciais, detectaram teores variando de 0,25 a 2,10 mg kg⁻¹. Assim, os teores de Pb na MSG encontrados no presente trabalho não são considerados preocupantes em função dos tratamentos.

3.3 Latossolo Vermelho distroférico (LVdf)

3.3.1 Teores de Cd e Pb na MSG da soja

Ocorreu interação significativa dos tratamentos no teor de Cd e Pb na matéria seca de grãos (Tabela 5A) no LVdf. Com o teor de cádmio e chumbo na matéria seca de grãos da soja como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas, foram obtidas equações de regressão, tendo os dados se ajustado aos modelos linear e raiz quadrática (Tabela 3.4). Conforme se observa no mesmo quadro, o teor de Cd e Pb na matéria seca de grãos para as fontes FR4, FR3 e superfosfato triplo se ajustou um modelo linear. Verifica-se que essas fontes contribuíram para o incremento de Cd na MSG da soja. Diferentemente do observado para Cd, o teor de chumbo na MSG teve ajuste na equação linear apenas com o fosfato reativo FR4 e na raiz quadrática, para o superfosfato triplo. É importante mencionar que não houve ajuste de equações para o termofosfato e o fosfato natural nacional FN2.

Observando a contribuição do fator solo na variável teor de cádmio e chumbo na matéria seca de grãos de soja (Tabelas 3.3 e 3.5), verifica-se que os resultados foram menores para o LVdf, que tem muito mais afinidade por elemento-traços que o RQo. Assim como previsto, este é o solo para qual se espera uma maior adsorção dos elementos devido à maior presença de argilas (sesquióxidos) e aos maiores valores de Fe₂O₃ proveniente do ataque sulfúrico (Pierangeli et al., 2001).

TABELA 3.4 Equações de regressão ajustadas para a produção de matéria seca de grãos da soja (g vaso^{-1}) como variável dependente das doses e fontes de fósforo aplicadas (mg dm^{-3}) em Latossolo Vermelho distroférico.

Fonte	Equação	R ²
Teor de Cd		
FR3	$y = 0,0185 + 0,000278^{**}x$	0,99
FR4	$y = 0,0042 + 0,000162^{**}x$	0,99
ST	$y = 0,0090 + 0,00017^{**}x$	0,95
Teor de Pb		
FR4	$y = 0,0712 + 0,00011^{**}x$	0,90
ST	$y = 0,064 + 0,0047^{**}x^{0,5} - 0,000083^{**}x$	0,98

* e ** Significativo a 5 e 1% de probabilidade respectivamente, pelo teste t.

Na Tabela 3.5 pode-se observar o valor estimado de Cd e Pb na MSG da soja cultivada no LVdf, na dose de P que proporcionou a produção máxima de grãos. Conforme esperado, para o fosfato reativo FR3, por ter a maior concentração de cádmio em relação às demais fontes (Figuras 3.1 e 3.2), foram encontrados os teores de Cd mais elevados na MSG, confirmando os resultados de muitos autores, os quais concluíram que os fosfatos naturais são a principal fonte de Cd para os solos (Mortvedt, 1987; McLaughlin, 1996; Raven & Loeppert 1997; Raven et al., 1997; Senesi et al., 1999; Lavado et al., 2001). Outro aspecto é que autores como Loganathan et al. (1995) e Andrewes et al. (1996) concluíram que o cádmio é o elemento-traço com maior possibilidade de transferência para a cadeia alimentar devido ao seu alto coeficiente de transferência do sistema solo-planta.

TABELA 3.5 Estimativa dos teores totais de cádmio e chumbo na matéria seca (MSG) de grãos da soja para as doses de P correspondentes à produção máxima de MSG, em função de diferentes fontes de P em Latossolo Vermelho distroférico.

Fonte	Dose de P (mg dm ⁻³)	Teores na MSG	
		Cd	Pb
		-----mg kg ⁻¹ -----	
ST	460	0,09	0,13
FR3	600	0,19	-
FR4	519	0,09	0,13

- =não estimados

No caso do fosfato reativo FR4 e do superfosfato triplo, os teores de Cd estimados por meio das equações de regressão foram semelhantes. Com relação ao teor de Pb estimado, foi encontrado valor apenas no superfosfato triplo e no fosfato reativo FR4. O teor de 0,19 mg kg⁻¹ de Pb na MSG da soja encontrado neste estudo está abaixo dos valores encontrados por Lavado et al. (2001), que determinaram o teor de chumbo em milho, soja e trigo e detectaram teor de 0,85 mg kg⁻¹ de chumbo nos grãos de soja. Deve-se mencionar, também, que o teor de Pb encontrado está dentro da variação dos valores detectados em outras culturas, como, por exemplo, 0,01- 0,244 mg kg⁻¹ em trigo (Best, 1991); 0,01-0,218 mg kg⁻¹ em cevada (Anon, 1990, citados por McLaughlin et al., 1996) e 0,80 mg kg⁻¹ em milho (Lavado et al., 2001).

Embora o fosfato reativo FR3 tenha promovido as maiores concentrações de Cd na MSG, o teor de cádmio variando de 0,09 a 0,19 mg kg⁻¹ está dentro dos valores aceitáveis para o tecido vegetal, que ficam na faixa de 0,05 a 0,20 mg kg⁻¹. Segundo Kabata-Pendias & Pendias (2001), as concentrações médias de Cd em alguns produtos agrícolas situam-se entre 0,03 e 3,00 mg kg⁻¹ de matéria seca. Deve-se considerar que o Cd, juntamente com Mn,

Zn, B, Mo e Se, é prontamente translocado para a parte aérea das plantas após a absorção pelas raízes (Florijn et al., 1993), sendo a capacidade das plantas em acumular o Cd altamente variável em relação à sua concentração no solo. Dentro deste contexto, não se podem desconsiderar os teores de Cd na MSG, que apesar de baixos, constituem um aspecto preocupante.

3.4 Latossolo Vermelho - Amarelo distrófico húmico (LVAdh)

3.4.1 Teores de Cd e Pb na MSG da soja

Pela análise de variância, verifica-se interação significativa entre os tratamentos no teor de Cd e Pb na matéria seca de grãos (Tabela 6A). Para o Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico, os teores de Cd e Pb na matéria seca dos grãos da soja (mg kg^{-1}) como variáveis dependentes das doses e fontes de fósforo aplicadas no LVAdh foram obtidas equações de regressão, tendo os dados se ajustado aos modelos linear e raiz quadrática (Tabela 3.6).

O superfosfato triplo se ajustou ao modelo linear para o teor de Cd na MSG da soja, diferentemente do observado para as fontes FN2 e FR3, as quais tiveram ajuste na raiz quadrática. Com relação ao teor de Pb na MSG da soja, apenas teve ajuste de equação o fosfato reativo FR3. Esse resultado diferenciado no LVAdh se deve às características intrínsecas ao solo, como, por exemplo, maior capacidade de troca catiônica do que as encontradas no RQo e LVdf (Tabela 2.1). Pode-se acrescentar que os processos de dissolução e adsorção de elementos-traço diferem em cada solo, alterando, com isso, a disponibilidade do elemento para a planta. Estes processos são governados por parâmetros do solo tais como pH do solo, teor de matéria orgânica, óxidos e hidróxidos, e também pela atividade microbiana do solo (Farrah & Pickering, 1978; Pierangeli et al., 2003).

Os teores de Cd e Pb encontrados na MSG de grãos da soja (Tabela 3.7) variam de 0,05 a 0,08 mg kg⁻¹, sendo bem inferiores aos valores encontrados no RQo e LVdf. Contudo, tais valores estão dentro da faixa de teores de Cd em grãos de cereais, que são de 0,013 a 0,22 mg kg⁻¹ (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

TABELA 3.6 Estimativa dos teores totais de Cd e Pb na matéria seca (MSG) de grãos da soja para as doses de P correspondentes à produção máxima de MSG, em função de diferentes fontes de P no LVAdh.

Fonte	Equação	R ²
Teor de Cd		
FN2	$Y = 0,0507 - 0,00313 * x^{0,5} + 0,000094 ** x$	0,99
FR3	$Y = 0,0356 - 0,00331 * x^{0,5} + 0,000454 ** x$	0,98
ST	$Y = 0,0318 + 0,000033 * x$	0,88
Teor de Pb		
FR3	$Y = 0,1417 - 0,095836 ** x^{0,5} + 0,00648 ** x$	0,92

* e ** Significativo a 5 e 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

TABELA 3.7 Estimativa dos teores totais de Cd e Pb na matéria seca (MS) de grãos da soja para as doses de P correspondentes à produção máxima de MSG, em função de diferentes fontes de P em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico.

Fonte	Dose de P (mg dm ⁻³)	Teores na MSG	
		Cd	Pb
-----mg kg ⁻¹ -----			
ST	600	0,05	-
FR3	386	0,08	0,53
FN2	600	0,03	-

- =não estimado.

O teor de chumbo de $0,53 \text{ mg kg}^{-1}$ na matéria seca de grãos da soja, quando da aplicação do fosfato reativo FR3, está dentro dos valores encontrados mundialmente, que variam entre $0,01$ e $2,28 \text{ mg kg}^{-1}$ para grãos de vários cereais (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

Comportamento semelhante teve a produção de matéria seca e de grãos por plantas de feijoeiro cultivadas em dos latossolos, um dos quais o mesmo LVAdh utilizado nesta pesquisa, ambos tratados com quatro doses crescentes de Cd e de Pb. Mesmo na dose de 500 mg dm^{-3} de Pb, a maior parte do elemento concentrou-se nas raízes das plantas, afetando muito pouco a matéria da parte aérea e a produção de grãos (Carvalho, 2006).

De acordo com Camelo et al. (1997), os mais altos teores de cádmio e chumbo encontrados nos fertilizantes fosfatados usados na Argentina são, respectivamente, do fosfato reativo importado do Estados Unidos e do superfosfato triplo. Embora vários fatores possam afetar a biodisponibilidade de Cd e Pb nos solos, a quantidade total do elemento presente no solo é um dos principais fatores que afetam o conteúdo de Cd e Pb nas plantas. Kabata-Pendias & Pendias (2001) citam que o conteúdo de Cd em batata e cevada tem uma relação linear direta com o teor de Cd nos solos, enquanto folhas de espinafre apresentam uma relação logarítmica.

É importante relatar, ainda, que grande é a preocupação com a aplicação desses adubos fosfatados, que além de disponibilizar fósforo para as plantas, a qual é essencial e benéfico ao bom desenvolvimento de diversas culturas, também disponibilizam elementos-traço (Cd e Pb) indesejáveis à cadeia produtiva, causando uma contaminação cumulativa nos solos e transferindo boa parte destas concentrações aos animais e ao homem por meio da alimentação (Gonçalves & Pessoa, 2002).

4 CONCLUSÕES

Nas condições experimentais desse estudo, concluiu-se que:

O fosfato reativo FR3 apresentou o maior teor de Cd, enquanto o fosfato FN2 apresentou a maior quantidade de Pb.

Os três métodos avaliados podem ser aplicados em estudos de teor de metais pesados em fertilizantes fosfatados.

O teor de $0,50 \text{ mg kg}^{-1}$ de cádmio na MSG, resultante da aplicação do fosfato reativo de FR3, é considerado superior aos valores comumente encontrados para esta planta.

A aplicação das fontes de P não promoveu incrementos preocupantes de chumbo na MSG da soja.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDEL-HALEEM, A. S. et al. Heavy metals and rare earth elements in phosphate fertilizer components using instrumental neutron activation analysis. **Applied Radiation and Isotopes**, Oxford, v. 55, p. 569-573, 2001.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B. et al. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 16, p. 271-276, 1992.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B. et al. Efeito de um resíduo da indústria de Zn sobre a química de amostras de solo e plantas de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 20, p. 271-276, 1996.

ANDREWES, P. et al. Measurement of plant available cadmium in New Zealand soils. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 34, p. 441-452, 1996.

BAERUG, R.; SINGH, B. R. Cadmium levels in soils and crops after long-term use of commercial fertilizers. **Norway Journal Agriculture Science**, Oslo, v. 42, p. 51-60, 1990.

BARBER, S. A. **Soil nutrient bioavailability: a mechanism approach**. 2.ed. New York: J. Willey, 1995. 414 p.

BETTINELLI, M. et al. Determination of heavy metals in soils and sediments by microwave assisted digestion and inductively coupled plasma optical emission spectrometry analysis. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 424, p. 289-296, 2000.

CAMELO, L. G. L.; MIGUEZ, S. R.; MARBÁN, L. Heavy metals input with phosphate fertilizers used in Argentina. **The Science of the Total Environment**, Ann Arbor, v. 204, p. 245-250, 1997.

CAMPOS, M. L. et al. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 4, p. 361-367, abr. 2005.

CARVALHO, A. V. S. **Produção de matéria seca e de grãos por plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) em solos tratados com metais pesados.** 2006. 80 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas)- Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo.** Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, 1997. 412 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de análise química dos solos, plantas e fertilizantes.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 370 p.

FARRAH, H. E; PICKERING, W. F. The sorption of lead and cadmium species by clay minerals, **Australian Journal Chemistry**, Victoria, v. 9, p. 23, 1978.

FERREIRA, D. F. Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0. In: REUNIAO ANUAL BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45, 2000, São Carlos, SP. **Programa e Resumos...** São Carlos: UFScar, 2000. p. 255-258.

FLORIJN, P.J.; Van BEUSICHEM, M.L. Uptake and distribution of cadmium in maize inbred lines. **Plant and Soil**, New York, v.150, n.1, p.25-32, 1993.

GONÇALVES JUNIOR, A. C.; PESSOA, A. C. dos S. Fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio, em soja cultivada em Argissolo Vermelho eutrófico a partir de adubos comerciais. **Scientia Agraria**, Piracicaba, v. 3, n. 1-2, p. 9-23, 2002.

HOLM, P. E.; ANDERSEN, B. B. H.; CHRISTENSEN, T. H. Cadmium solubility in aerobic soils. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v. 60, p. 775-780, 1996.

HUTON, M.; SYMON, C. The quantities of cadmium, lead, mercury and arsenic entering the UK environment from human activities. **Science of the Total Environment**, New York, v. 57, p. 129-150, 1986.

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

KPOMBLEKOU-A, K.; TABATABAI, M. A. Metal contents of phosphate rocks. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 25, n. 17, p. 2871-2882, 1994.

LAVADO, R. S.; PORCELLI, C. A.; ALVAREZ, R. Nutrient and heavy metal concentration and distribution in corn, soybean and wheat as affected by different tillage systems in the Argentine Pampas. **Soils & Tillage Research**, Amsterdam, v. 62, p. 55-60, 2001.

LOGANATHAN, P. et al. Cadmium distribution in hill pastures as influenced by 20 years of phosphate fertilizer application and sheep grazing. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 33, p. 859-871, 1995.

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

McBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils** 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**, New York, 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**, Victoria, v. 34, n. 1, p. 1-54, 1996.

MORTVEDT, J. J. Cadmium levels in soils and plants from some long-term soil fertility experiments in United States of America. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 16, p. 137-142, 1987.

PIERANGELI, M. A. P. **Adsorção de cádmio em latossolos brasileiros**. 2003. 127 p. Tese (Doutorado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas)- Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

PIERANGELI, M. A. P. et al. Teor total e capacidade máxima de adsorção de chumbo em Latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 279-288, 2001.

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, . v. 29, n. 4, p. 523-532, 2005.

RAMALHO, J. F. G. P. et al. Acúmulo de metais pesados em solos cultivados com cana-de-açúcar pelo uso contínuo de adubação fosfatada e água de irrigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 971-979, 1999.

RAURET, G. Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. **Talanta**, Amsterdam, v. 46, p. 449-455, 1998.

RAVEN, K. P.; LOEPPERT, R. H. Heavy metals in the environment: trace element composition of fertilizers and soil amendments. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, p. 551-557, 1997.

SENESI, G. S. et al. Trace elements inputs into soils by anthropogenic activities and implications for humans health. **Chemosphere**, Oxford, v. 39, n. 2, p. 343-377, 1999.

SHARPLEY, A. N.; MENZEL, R. G. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. **Advances in Agronomy**, New York, v. 4, p. 297-324, 1987.

SINGH, B. R. Uptake of cadmium and fluoride by oat from phosphate fertilizers. **Norway Journal Agriculture Science**, Oslo, v. 37, p. 99-107, 1990.

SMOLDERS, E. et al. Cadmium fixation in soils measured by isotopic dilution. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 63, p. 78-86, 1999.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **USEPA Method 3050 B. 1998a**. Disponível em: <<http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050b.pdf>>. Acesso em: 05 fev. 2004.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **USEPA Method 3051 A. 1998b**. Disponível em: <<http://www.epa.gov/SW-846/3051a.pdf>>. Acesso em: 02 mar. 2004.

CAPÍTULO IV

APLICAÇÃO DO MODELO DE BALANÇO DE MASSA PARA ELEMENTOS TRAÇO EM SOLOS DISTINTOS

RESUMO

SILVA, Francisco Nildo da. Aplicação do modelo de balanço de massa para elementos-traço em solos distintos. In: _____. **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. Cap. 4, p.103-125. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.¹

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 humana. É importante conhecer a proporção dessas transferências e quanto representam para a saúde humana e de animais. O comportamento dos elementos-traço no ambiente é extremamente complexo; portanto, antes de se estabelecer qualquer ação de gerenciamento de riscos, é necessário avaliar as fontes de contaminação. Como ferramenta indispensável, modelos podem ser usados para identificar os riscos e avaliar os efeitos das ações preventivas. O objetivo deste capítulo é aplicar o modelo de balanço de massa para elementos-traço, desenvolvido pela Universidade da Califórnia Riverside-EUA, em solos do cerrado. O modelo foi usado como instrumento para avaliar os riscos relacionados à acumulação de cádmio e chumbo em solos distintos e em plantas de soja quando da aplicação de fontes de fósforo nos solos. O teor simulado de cádmio atingiria, em dez anos com aplicação do fosfato reativo de FR3, 2,97 mg kg⁻¹ no LVdf. O teor de cádmio no RQo mostrou-se mais disponível para as plantas de soja. A modelagem do acúmulo de cádmio e chumbo foi maior no Latossolo Vermelho distroférico, em dez anos de aplicação de elevadas doses destes elementos por meio dos fertilizantes fosfatados FR3 e FN2.

¹ **Comitê orientador:** Antonio Eduardo Furtini Neto – UFLA (Orientador), Andrew C. Chang – UCR (Orientador estrangeiro).

ABSTRACT

SILVA, Francisco Nildo da. Application of the model of balance mass for trace elements in different soils. In: _____. **Soybean growth - production in function of sources and doses phosphorous and trace elements input in the system soil-plant for phosphates fertilizers.** 2006. Chapter 4, p.103-125. Thesis (Doctorate in Soil Science and Plant Nutrition)-Federal University of Lavras, Lavras, MG.¹

The use of phosphates fertilizers can increase the trace element concentration in the soils, with an eventual transfer to human chain food. The trace element behavior in the atmosphere is extremely complex. Therefore, for risks management purpose, not only the source of contamination but also the transfer mechanisms within the soil-water-plant system must be adequately assessed. As indispensable tool, models can be used to identify the risks and to evaluate the effects of preventive actions. The objective of this chapter 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.

¹ **Guidance committee:** Antonio Eduardo Furtini Neto – UFLA (Adviser), Andrew C. Chang – (Adviser).

1 INTRODUÇÃO

Os impactos dos elementos-traço no metabolismo de animais, plantas e microorganismos têm sido bastante estudados no decorrer de vários 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).

Alguns insumos agrícolas ou subprodutos usados com finalidade corretiva ou nutricional na agricultura podem representar uma fonte de contaminação com elementos-traço. Embora menos importantes do ponto de vista quantitativo, esses insumos podem ser fontes de poluição de solos, águas e plantas. McBride & 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 cádmio, urânio e arsênio, e que apesar de os teores serem baixos, deve existir preocupação com o efeito cumulativo desses metais nos solos.

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. Recentemente, menores aplicações de fertilizantes por unidade de área e menor contaminação atmosférica do solo têm resultado em introduções de Cd em áreas agrícolas similares ou menores se comparadas com as da Europa.

Estudo conduzido pela FAO, com 71 amostras de solos cultivados com trigo coletadas na região sul do Brasil, mostrou que os solos brasileiros têm teores médios de cádmio de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ na solução do solo e de $0,03 \text{ mg kg}^{-1}$ nas plantas. De acordo com este estudo, os teores de cádmio na planta e em solos do Brasil são dos menores em relação a outros trinta países (Sillanpaa & Jansson, 1992).

Concentrações de elementos-traço necessitam de um monitoramento porque níveis potencialmente perigosos podem ser alcançados em plantas produtoras de alimentos para homens e animais, sem qualquer evidência de efeitos deletérios sobre as mesmas (Tiller, 1989).

Elementos-traço como Cd, Cr, Pb e Hg, incluindo os micronutrientes Fe, Cu e Mn, podem ser introduzidos na cadeia alimentar pela adição de fertilizantes, principalmente fosfatados (Sharpley & Menzel, 1987). Isso é resultado da ocorrência natural de vários elementos-traço em rochas fosfáticas e de estes não serem eliminados no processo de fabricação. A contaminação do solo por metais pesados provocada pela aplicação de fertilizantes parece pequena, mas requer monitoramento, pois seu uso é mais amplamente disseminado que outros agroquímicos (Amaral Sobrinho et al., 1996).

Como ferramenta para avaliar o potencial de risco ambiental, modelos podem ser usados para identificar e avaliar o efeito das ações preventivas. Nesse sentido, os modelos de simulação tornam-se uma 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 vegetal e as respostas de diferentes fontes que adicionam elementos-traço no sistema solo-planta (Chen, 2005).

O objetivo deste capítulo 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 cádmio e chumbo na soja cultivada em solos distintos e adubados com diferentes fontes de fósforo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 O modelo (Soil Trace Element Model - Single Layer Mass Balance)

2.1.1 Desenvolvimento do modelo

Elementos-traço como cádmio e chumbo 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 2.1, 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.

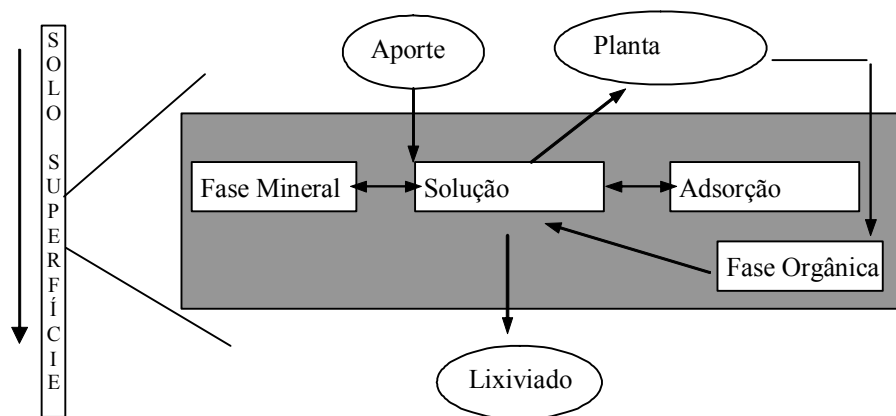


FIGURA 2.1 Representação esquemática do modelo (Adaptado de Chen, 2005).

2.1.2 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:

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

Em ambientes agrícolas as fontes e os drenos (r_s) 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:

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

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:

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

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:

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

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:

$$U = R \times J / d,$$

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 flux de elemento traço absorvido pelas raízes é descrito pela equação cinética de Michaelis-Menten:

$$J = J_{\text{max}} \times C / k_m + C,$$

Em que J_{max} é o máximo J e k_m 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 agricultáveis 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.

2.2 Dados de entrada no modelo

2.2.1 Fontes de cádmio e chumbo

Como fonte de cádmio 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 cádmio no modelo foi de 658 g ha⁻¹ ano⁻¹, obtido com a dose de 600 mg P dm⁻³, que proporcionou a produção máxima de grãos de soja nesta fonte. Para o aporte de chumbo (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 chumbo (215 mg kg⁻¹).

2.2.2 Parâmetros referentes à absorção pela soja

Para o influxo de cádmio pela raiz foi usado o valor de $0,000008 \mu\text{mol cm}^{-1} \text{ h}^{-1}$, 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 ($0,0000008 \mu\text{mol cm}^{-1} \text{ h}^{-1}$) devido ao fato de esse elemento ser fortemente complexado, permanecendo na região das raízes e sendo pouco translocado (Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Lima, 2001).

Para a densidade da raiz da soja foi usado o valor de $1,1 \text{ cm cm}^2$, determinado por Calmon et al. (1999), a vinte centímetros de profundidade. O índice de permeabilidade da raiz e a taxa de retorno foram de $0,1 \mu\text{M}$ e $0,5$, respectivamente (Chen, 2005).

2.2.3 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 2.1) 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 $1,0\text{g}$ de material em 9 mL de HNO_3 , 3 mL de HF , 2 mL de HCl , 2 mL H_2O_2 e 4 mL de água deionizada em forno de microondas.

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 2.1), e de acordo com os resultados encontrado por Chen (2005).

TABELA 2.1 Teores de Cd e Pb nas quatro fases dos solos.

Fases/solos	Rqo		LVdf		LVAdh	
	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb
Solução do solo ($\mu\text{ L}^{-1}$)	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

2.2.4 Parâmetros referentes aos solos

Na Tabela 2.2 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 chumbo, no qual os valores foram calculados a partir do Kd do cádmio, ou seja, foi atribuído um Kd de 10 vezes maior para o chumbo. 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).

TABELA 2.2 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)

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Valores simulados de elementos-traço em solos do cerrado

3.1.1 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 3.1, o maior acúmulo de cádmio 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.

De acordo com os resultados simulados pelo modelo, o teor de Pb também foi maior no LVdf (Tabela 3.1), 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 3.1). 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 Sauvé et al. (1998), a matéria orgânica tem capacidade de aumentar a solubilidade de Pb por meio da forma o de complexos organo-met licos.

TABELA 3.1 Resultados do acúmulo de Cd e Pb nos solos e na soja em 10 anos, em fun o da aplica o 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

3.1.2 Modelagem do acúmulo de cádmio e chumbo no solo

Com a simula o neste trabalho, em dez anos o teor de Cd e Pb atingiria valores maiores que os teores iniciais (Tabela 2.1), quando foram aplicados o f sfato reativo FR3 e o fosfato natural FN2 (Figuras 3.1 e 3.2). 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   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 conteúdo natural médio de Cd na maioria dos solos   de apenas 0,66 mg kg⁻¹.   importante ressaltar que o teor de cádmio atingido em dez anos com aplica o do fosfato 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 $3,00 \text{ mg kg}^{-1}$ (CETESB, 2005). Ressalta-se que o valor de intervenção para Cd nos solos do estado de São Paulo foi recentemente substituído (23 de novembro de 2005) de 10 mg kg^{-1} (CETESB, 2001) para 3 mg kg^{-1} de Cd (CETESB, 2005).

Na Figura 3.3, pode-se observar que os teores de Pb atingem entre $14,78$ e $30,91 \text{ mg kg}^{-1}$, 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 mundial nos solos 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 $22 \pm 9 \text{ mg kg}^{-1}$, um pouco diferente dos valores encontrados por Marques (2000), que são, em média, de $10 \pm 6 \text{ mg kg}^{-1}$. Portanto, em dez anos os valores de Pb no RQo, LVdf e LVAdh chegariam a patamares semelhantes ou superiores aos teores de chumbo 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).

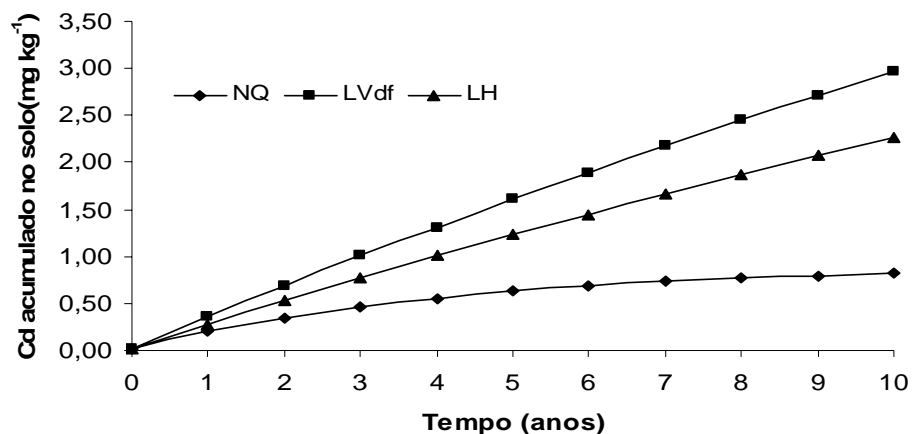


FIGURA 3.1 Simulação pelo modelo do acúmulo anual de Cd no período de 10 anos nos solos RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossolo Vermelho distroférico e LVAdh=Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico, em função da aplicação do fosfato reativo FR3.

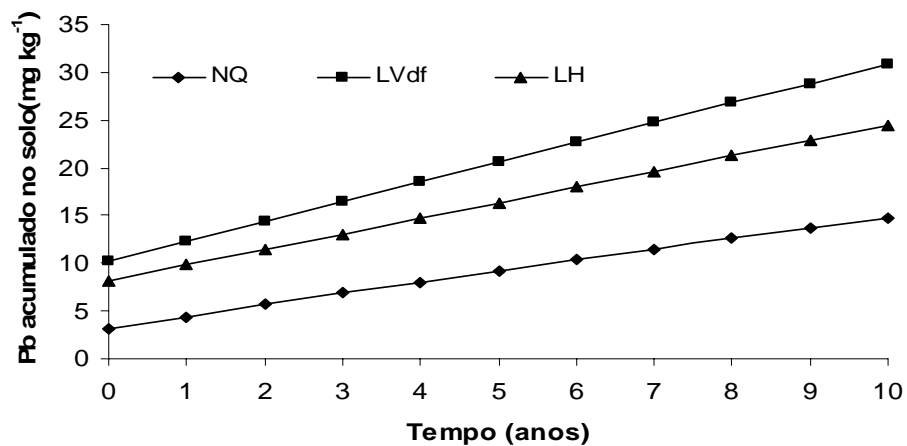


FIGURA 3.2 Simulação pelo modelo do acúmulo anual de Pb no período de 10 anos nos solos RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossolo Vermelho distroférico e LVAdh=Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico em função da aplicação do fosfato natural FN2.

3.1.3 Modelagem do acúmulo de cádmio e chumbo 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 3.3 e 3.4). 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 3.3 e 3.4), comportamento distinto daquele verificado para os teores de Cd e Pb nos solos, que tenderam a se estabilizar com o passar dos anos (Figuras 3.1 e 3.2).

Em termos de acúmulo de cádmio pela soja, os valores estimados obedeceram à seguinte ordem crescente: $RQo > LVAdh > LVdf$. No caso do chumbo, 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; Lima, 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) e teor de argila (Pierangeli et al., 2003).

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.

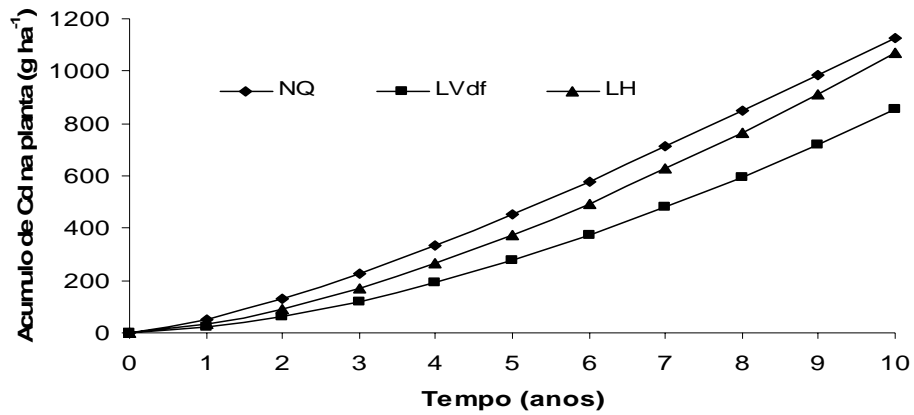


FIGURA 3.3 Simulação pelo modelo do acúmulo anual de Cd pela soja no período de 10 anos nos solos RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossolo Vermelho distroférico e LVAdh=Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico em função da aplicação do fosfato reativo FR3.

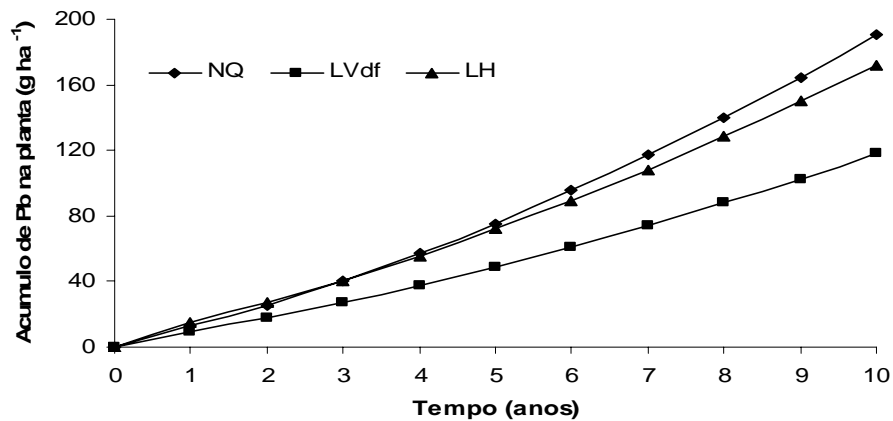


FIGURA 3.4 Simulação pelo modelo do acúmulo anual de Pb pela soja no período de 10 anos nos solos RQo=Neossolo Quartzarênico, LVdf=Latossolo Vermelho distroférico e LVAdh=Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico húmico em função da aplicação do fosfato natural FN2.

4 CONCLUSÕES

Nas condições experimentais desse estudo, concluiu-se que:

O teor simulado de cádmio atingido em dez anos com aplicação do fosfato reativo de FR3 alcançaria $2,97 \text{ mg kg}^{-1}$ no LVdf.

Os valores estimados para Pb, com a aplicação do fosfato FN2 em dez anos, não atingiriam o valor de intervenção para Pb com base nos solos do estado São Paulo (180 mg kg^{-1}).

Os teores de cádmio e chumbo no RQo mostraram-se mais disponível para as plantas de soja.

O acúmulo de cádmio e chumbo 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.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL SOBRINHO, N. M. B. et al. Efeito de um resíduo da indústria de Zn sobre a química de amostras de solo e plantas de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 20, p. 271-276, 1996.

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

CAMPOS, M. L. et al. Baseline concentration of heavy metals in Brazilian latossols. **Communication in soil science and plant analysis**, New York, v. 34, p. 547-557, 2003.

CATALDO, D. A.; GARLAND, T. R.; WILDUNG, R. E. Cadmium uptake kinetics in intact soybean plants. **Plant Physiology**, Belmont, 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.

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

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL.
Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2001. 230 p.

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, soil pollution**, Dordrecht, v. 27. n. 3/4, p. 379-389, Feb. 1985.

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**, Madison, 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**, Madison, v. 30, p. 1976-1989. 2001.

LIMA, G. J. E. de O. Biodisponibilidade de cádmio, zinco e chumbo presentes em calcário comercial para o feijoeiro cultivado em três solos do noroeste de Minas Gerais. 2001. 148 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia. Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

MARQUES, J. J. G. S. M. Trace element distributions in Brazilian cerrado soils at the landscape and micrometer scales. 2000. 173 p. (PhD Thesis)-Purdue University, West Lafayette.

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**, New York, v. 32, p. 139-156, 2001.

MCLAUGHLIN, M. J. et al. Review: the behavior and environmental impact of contaminants in fertilizers. **Australia Journal Soil Research**, Victoria, 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**, Kidlington, 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**, Oxford, v. 45, n. 2, p. 179-88, June 1994.

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

PIERANGELI, M. A. P. **Adsorção de cádmio em latossolos brasileiros**. 2003. 127 p. Tese (Doutorado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas)- Universidade federal de Lavras, Lavras, MG.

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**, Madison, v. 62, n. 3, p. 618-621, May/June 1998.

SHARPLEY, A. N.; MENZEL, R. G. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. **Advances in Agronomy**, New York, v. 41, p. 297-324, 1987.

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**, Rome, v. 65, 195 p. 1992.

TILLER, K.G. Heavy metals in soils and their environmental significance. In: _____. **Advances in Soil Science**. New York: Springer-Verlag, v. 9, p. 113-114, 1989.

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

ANEXOS

TABELA 1A. Resumo das análises de variância para matéria seca da raiz (MSR), da parte aérea (MSPA) e do grão (MSG) no RQo.

Fontes de Variação	G.L.	QM		
		MSR	MSPA	MSG
Fontes	7	85,0**	698,4**	110,2**
Doses	3	624,2**	2770,0**	755,8**
Fontes*Doses	21	19,1**	147,6**	22,4**
Resíduo	96	3,1	14,4	3,7
Total	127			
C.V. tratamentos (%)		22,0	22,5	22,5

ns = não significativo

* e ** = significativo a 5% e 1% pelo teste de Scott-knot, respectivamente.

TABELA 2A. Resumo das análises de variância para matéria seca da raiz (MSR), da parte aérea (MSPA) e do grão (MSG) no LVdf.

Fontes de Variação	G.L.	QM		
		MSR	MSPA	MSG
Fontes	4	65,6**	609,3**	78,4**
Doses	3	947,4**	4812,2**	1235,8**
Fontes*Doses	12	17,5*	113,7**	17,8**
Resíduo	60	8,8	30,8	7,0
Total	79			
C.V. tratamentos (%)		28,3	25,3	21,6

ns = não significativo

* e ** = significativo a 5% e 1% pelo teste de Scott-knot, respectivamente.

TABELA 3A. Resumo das análises de variância para matéria seca da raiz (MSR), da parte aérea (MSPA) e do grão (MSG) no LVAdh.

Fontes de Variação	G.L.	QM		
		MSR	MSPA	MSG
Fontes	4	28,8**	379,9**	159,6**
Doses	3	779,9**	2158,1**	856,8**
Fontes*Doses	12	32,7*	65,9**	34,0**
Resíduo	60	10,7	20,8	6,6
Total	79			
C.V. tratamentos (%)		25,0	24,3	20,9

ns = não significativo

* e ** = significativo a 5% e 1% pelo teste de Scott-knot, respectivamente.

TABELA 4A. Resumo das análises de variância para os teores de Cd e Pb na matéria seca do grão de soja (MSG) no RQo.

Fontes de Variação	G.L.	QM	
		Cd	Pb
Fontes	4	0,12**	0,61**
Doses	3	0,11**	0,06**
Fontes*Doses	12	0,03**	0,04**
Resíduo	60	0,0008	0,002
Total	79		

ns = não significativo

* e ** = significativo a 5% e 1% pelo teste de Scott-knot, respectivamente.

TABELA 5A. Resumo das análises de variância para os teores de Cd e Pb na matéria seca do grão de soja (MSG) no LVdf.

Fontes de Variação	G.L.	QM	
		Cd	Pb
Fontes	4	0,016**	0,0015**
Doses	3	0,021**	0,0055**
Fontes*Doses	12	0,004**	0,0009**
Resíduo	60	0,0001	0,0003
Total	79		

ns = não significativo

* e ** = significativo a 5% e 1% pelo teste de Scott-knot, respectivamente.

TABELA 6A. Resumo das análises de variância para os teores de Cd e Pb na matéria do grão de soja (MSG) no LVAdh.

Fontes de Variação	G.L.	QM	
		Cd	Pb
Fontes	4	0,019**	0,62**
Doses	3	0,008**	0,61**
Fontes*Doses	12	0,009**	0,56**
Resíduo	60	0,0002	0,0067
Total	79		

ns = não significativo

* e ** = significativo a 5% e 1% pelo teste de Scott-knot, respectivamente.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)