



**GERALDO DE SOUSA CÂNDIDO**

**AVALIAÇÃO DE PLANTAS CULTIVADAS EM  
SOLOS DE MINAS GERAIS CONTAMINADOS  
POR CHUMBO E DERIVAÇÃO DE SEU VALOR  
DE PREVENÇÃO**

**LAVRAS – MG  
2017**

**GERALDO DE SOUSA CÂNDIDO**

**AVALIAÇÃO DE PLANTAS CULTIVADAS EM SOLOS DE MINAS  
GERAIS CONTAMINADOS POR CHUMBO E DERIVAÇÃO DE SEU  
VALOR DE PREVENÇÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais, para a obtenção do título de Mestre.

Dr. João José Granate de Sá Melo Marques  
Orientador

**LAVRAS – MG  
2017**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha  
Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados  
informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Cândido, Geraldo de Sousa.

Avaliação de plantas cultivadas em solos de Minas Gerais  
contaminados por chumbo e derivação de seu valor de prevenção /  
Geraldo de Sousa Cândido. - 2017.

118 p.

Orientador(a): João José Granate de Sá Melo Marques.

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Federal de  
Lavras, 2017.

Bibliografia.

1. Estresse. 2. Ecotoxicidade. 3. Chumbo. I. Marques, João José  
Granate de Sá Melo. II. Título.

**GERALDO DE SOUSA CÂNDIDO**

**AVALIAÇÃO DE PLANTAS CULTIVADAS EM SOLOS DE MINAS  
GERAIS CONTAMINADOS POR CHUMBO E DERIVAÇÃO DE SEU  
VALOR DE PREVENÇÃO**

**CULTIVATED PLANTS EVALUATION IN MINAS GERAIS  
CONTAMINATED SOILS BY LEAD AND DERIVATION OF THEIR  
PREVENTION VALUE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 03 de agosto de 2017.

Dr. Guilherme Lopes

UFLA

Dra. Larissa Carvalho Soares do Amaral

CEFET- MG

Orientador

Dr. João José Granate de Sá Melo Marques

**LAVRAS – MG  
2017**

‘Aquele que habita no abrigo do altíssimo e descansa à sombra do todo poderoso pode dizer ao senhor: Tu és o meu refúgio e a minha fortaleza, o meu Deus, em quem confio’.

Salmos 91: 1-2

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela presença constante em minha vida, por todas as oportunidades a mim concedidas e por proporcionar-me mais esta conquista.

À minha esposa, Márcia, pelo amor integralmente a mim dedicado, pelo apoio a cada instante, pela compreensão nos momentos em que estive ausente e por sempre me mostrar o lado bom nos momentos de dificuldade. Você é o meu “porto seguro”.

Aos meus pais, João e Regina, pelo exemplo de caráter, trabalho, honestidade e amor.

Aos meus irmãos, Rafael, João e Davi, pela amizade.

Ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais (PGTIA) da Universidade Federal de Lavras, pela oportunidade.

Ao meu orientador, Prof. Dr. João José Marques, pela confiança, orientação sempre eficiente e construtiva, por sua disposição em ajudar sempre e, sobretudo, pelo seu exemplo de profissionalismo.

À banca de avaliação, professores Dr. Guilherme Lopes, Dra. Larissa Carvalho Soares do Amaral e Dr. João José Leal, pelas suas relevantes contribuições.

Aos alunos de iniciação científica e de pós-graduação Francielle, Polyana, Rayner, Jade e Mateus, pela contribuição na realização deste trabalho.

Ao Gabriel Caxeta, Geila Carvalho e Kamila Dazio, pelas contribuições

Aos departamentos de Agricultura e de Ciência do Solo, e ao Laboratório de Biologia Molecular, pelo apoio na realização desta pesquisa.

Aos meus familiares e amigos, que sempre acreditaram em meus sonhos.

Enfim, a todos que participaram direta ou indiretamente desta pesquisa, meus sinceros agradecimentos.

Muito obrigado!

## RESUMO

O chumbo (Pb) é um elemento persistente no solo e pode ser transferido para as plantas e atingir os seres humanos. É listado pela, *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*, como o segundo elemento químico mais perigoso. Por diversos anos consecutivos, o Pb foi o elemento mais presente em solos contaminados de Minas Gerais. A resolução CONAMA 420/2009 estipula que os estados brasileiros podem definir seus valores de prevenção (VP) para metais em solos. O VP é definido como a concentração máxima de uma substância que não afeta as principais funções do solo. O presente trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar a ecotoxicidade de Pb, com o propósito de subsidiar a determinação do VP. O experimento foi realizado em casa de vegetação seguindo normatizações ISO 11.269-2 e OEDC. As espécies testadas foram o sorgo e a soja, cultivadas em Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho Distroférrico típico (LVdf), ambos contaminados com acetato de chumbo, na concentração de 0, 200, 400, 800, 1.200, 1.600, 2.200 e 2.800 mg kg<sup>-1</sup> de solo seco. No experimento com soja no LVdf, as concentrações foram ligeiramente modificadas para 0, 50, 100, 200, 400, 800, 1.600, 3.200 mg kg<sup>-1</sup> de solo seco. O experimento teve duração de 21 dias, contados a partir da germinação de 50% do tratamento controle. Foram avaliadas variáveis biológicas, como germinação, crescimento vegetativo, sistema antioxidante, carboidratos, aparato fotossintético e teor de macro e micronutrientes, além da concentração de Pb na parte aérea. Para cada variável foi calculado um valor de EC50 (concentração efetiva que causa danos em 50% da população). Utilizando-se o EC50 da variável massa seca da parte aérea, juntamente com outros dados da literatura, que incluem outros organismos além da soja e do sorgo, foram geradas curvas da sensibilidade das espécies e calculados seus respectivos HC5 (concentração perigosa para 5% das variáveis avaliadas). As variáveis analisadas foram afetadas em consequência do aumento de doses de Pb nos solos, mas o sorgo demonstrou tolerância maior ao metal, quando comparado à soja. O VP obtido para o LVAd foi de 134 mg kg<sup>-1</sup>, enquanto, para LVAd, LVdf e CXbd, esse valor foi de 152 mg kg<sup>-1</sup>. Não foi possível obter um VP para o LVdf, isoladamente. Recomenda-se a utilização do VP de 152 mg kg<sup>-1</sup>. Este valor é menos restritivo que VP da Resolução 420/2009 (72 mg kg<sup>-1</sup>), mas representa, de forma mais adequada, as condições de solo do estado de Minas Gerais.

**Palavras-chave:** Estresse. Ecotoxicidade. Chumbo. Contaminação. Variáveis biológicas.

## ABSTRACT

Lead (Pb) is a persistent element in the soil and can be transferred to plants and reach humans. It is listed by the *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* as the second most dangerous chemical element. For several consecutive years, Pb was the most present element in Minas Gerais contaminated soils. The CONAMA resolution 420/2009 stipulates that the Brazilian states may define their prevention values (VP) for metals in soils. VP is defined as the maximum concentration of a substance that does not affect the major functions of the soil. The present study was carried out with the objective of evaluating the Pb ecotoxicity, in order to subsidize the determination of VP. The experiment was carried out in a greenhouse following ISO 11.269-2 and OEDC standards. The species tested were sorghum and soybean, cultivated in dystrophic Red-Yellow Latosol (dRYL) and typical dystrophic Red Latosol (LVdf), both contaminated with lead acetate, in the concentration of 0, 200, 400, 800, 1.200, 1.600, 2.200 e 2.800 mg kg<sup>-1</sup> of dry soil. In the experiment with soybean in LVdf, the concentrations were slightly modified to 0, 50, 100, 200, 400, 800, 1,600, 3,200 mg kg<sup>-1</sup> of dry soil. The experiment lasted 21 days, counting from the germination of 50% of the control treatment. Biological variables were evaluated, such as germination, vegetative growth, antioxidant system, carbohydrates, photosynthetic apparatus and macro content and micronutrients content, as well as Pb concentration in aerial part. For each variable a value of EC50 was calculated (effective concentration causing damage in 50% of the population). Using EC50 from the variable aerial part of dry mass, together with other literature data, which include organisms other than soybean and sorghum, species sensitivity curves were generated and their respective HC5 calculated (hazardous concentration to 5% of variables evaluated). The analyzed variables were affected as a consequence of the Pb doses increase in the soils, but the sorghum showed greater tolerance to the metal when compared to the soybean. The VP obtained for LVAd was 134 mg kg<sup>-1</sup>, while for LVAd, Lvdf and CXbd, this value was 152 mg kg<sup>-1</sup>. It was not possible to obtain a VP for LVdf, in isolation. It is recommended to use the VP of 152 mg kg<sup>-1</sup>. This value is less restrictive than the VP of Resolution 420/2009 (72 mg kg<sup>-1</sup>), but represents, more appropriately, the soil conditions of Minas Gerais State.

**Keywords:** Stress. Ecotoxicity. Lead. Contamination. Biological variables.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Dinâmica de elementos traço nos solos.....	19
Figura 2 -	Rotas de chumbo. ....	22
Figura 3 -	Plantas de soja cultivadas na dosagem de 1.600 mg kg <sup>-1</sup> no Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf) (A) e na dosagem de 2.200 mg kg <sup>-1</sup> no Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) (B). As setas indicam os sintomas de clorose causada pelo Pb. ....	43
Figura 4 -	Emergência e índice de velocidade de emergência de plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. ....	44
Figura 5 -	Altura de plantas e diâmetro do coleto em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb.....	47
Figura 6 -	Massa seca da parte aérea e número de folhas em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb.....	48
Figura 7 -	Taxa fotossintética líquida e condutância estomática em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. ....	51
Figura 8 -	Taxa transpiratória e concentração interna de CO <sub>2</sub> em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. ....	52
Figura 9 -	Índice SPAD em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb.....	54
Figura 10 -	Atividade específica da dismutase do superóxido (SOD) em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb.....	56
Figura 11 -	Atividade específica da catalase (CAT) peroxidase do ascorbato (APX) em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb.....	57

Figura 12 - Peroxidação lipídica em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb..	59
Figura 13 - Peroxido de hidrogênio (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ) em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb.....	61
Figura 14 - Amido em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb.....	63
Figura 15 - Açúcares redutores (AR) e açúcares solúveis totais (AST) em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb.....	64
Figura 16 - Proteínas em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb.....	67
Figura 17 - Acúmulo e teores de N em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb..	70
Figura 18 - Acúmulo e teores de P em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb..	72
Figura 19 - Acúmulo e teores de K em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb..	74
Figura 20 - Acúmulo e teores de S em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb..	77
Figura 21 - Acúmulo e teores de Ca em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb..	80
Figura 22 - Acúmulo e teores de Mg em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e	

	Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. ....	82
Figura 23 -	Acúmulo e teores de Cu em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. ....	85
Figura 24 -	Acúmulo e teores de Mn em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. ....	87
Figura 25 -	Acúmulo e teores de Zn em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. ....	89
Figura 26 -	Acúmulo e teores de B em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. ....	92
Figura 27 -	Acúmulo e teores de Pb na parte aérea plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb.....	94
Figura 28 -	Chumbo disponível nos experimentos de plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb.....	96
Figura 29 -	Distribuição da sensibilidade de espécies gerada a partir de plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb, excluindo-se os EC50 de acúmulo de nutrientes do LVAd.....	101
Figura 30 -	Distribuição da sensibilidade de espécies gerada a partir de EC50 de massa seca da parte aérea e reprodução de organismos do solo para o Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd). ...	102
Figura 31 -	Distribuição da sensibilidade de espécies gerada a partir de EC50 de massa seca da parte aérea e reprodução de organismos do solo para Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf) e Cambissolo Háplico Tb distrófico típico (CXbd). ....	104

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Valores de referência de qualidade de Pb em solos de alguns estados brasileiros. ....	29
Tabela 2 -	Valores Orientadores para Pb (mg kg <sup>-1</sup> ) para os solos do Brasil...	29
Tabela 3 -	Propriedades físicas e químicas do Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf).....	33
Tabela 4 -	Dados de EC50 (concentração perigosa de Pb que causa 50% de redução nas variáveis analisadas, em comparação ao controle) de MSPA e reprodução dos organismos dos solos utilizados para a derivação do VP proposto por Alexandrino (2014) e Teodoro (2016).....	41
Tabela 5 -	Resultados do teste t entre o controle salino e a maior concentração de Pb em plantas de soja e sorgo, cultivadas no Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf).....	42
Tabela 6 -	Resultados dos EC50 (concentração efetiva de Pb que reduz em 50% os efeitos das variáveis analisadas) gerados a partir de testes fitotoxicológicos em plantas de sorgo e soja cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses de Pb. (Continua) .....	98
Tabela 6 -	Resultados dos EC50 (concentração efetiva de Pb que reduz em 50% os efeitos das variáveis analisadas) gerados a partir de testes fitotoxicológicos em plantas de sorgo e soja cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses de Pb. (Conclusão) .....	99
Tabela 7 -	Valores de HC5 (concentração de Pb perigosa para 5% das variáveis das espécies avaliadas), bem como os valores de prevenção (VP) do Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf) e Cambissolo Háplico Tb distrófico típico (CXbd).....	106
Tabela 8 -	VP (Valores de prevenção) calculados a partir dos menores valores de EC50 na cultura de soja e sorgo no cultivados no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf). ....	107

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APX	peroxidase do ascorbato
AR	açúcares redutores
AST	açúcares solúveis totais
CAT	catalase
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CXbd	Cambissolo Háptico Tb distrófico típico
DSE	curvas de sensibilidade de espécies
EC50	concentração efetiva de Pb que causam danos de 50% em uma dada variável
EROS	espécies reativas do oxigênio
FEAM	Fundação Estadual de Meio Ambiente
HC5	concentração de Pb perigosa para 5% das variáveis das espécies avaliadas
IVE	índice de velocidade de emergência
LVAd	Vermelho-Amarelo distrófico típico
LVdf	Latossolo Vermelho distroférico típico
MSPA	massa seca da parte aérea
SOD	dismutase do superóxido
Pb	chumbo
VI	Valor de investigação
VP	Valor de prevenção
VRQ	Valor de referência de qualidade

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	REFERENCIAL TEÓRICO .....	18
2.1	Elementos traço em solos .....	18
2.2	Metal chumbo.....	19
2.3	Chumbo no meio ambiente .....	20
2.4	Chumbo em solos .....	23
2.5	Chumbo em plantas.....	24
2.6	Valores orientadores de qualidade em solos.....	27
2.6.1	Determinação do valor de prevenção para solos.....	30
3	MATERIAL E MÉTODOS .....	32
3.1	Condução do experimento.....	32
3.2	Testes fitotoxicológicos .....	35
3.2.1	Emergência.....	35
3.2.2	Crescimento vegetativo.....	35
3.2.3	Trocas gasosas .....	35
3.2.4	Índice SPAD .....	36
3.2.5	Enzimas do sistema antioxidante.....	36
3.2.5.1	Dismutase do superperóxido.....	36
3.2.5.2	Catalase.....	37
3.2.5.3	Peroxidase do ascorbato .....	37
3.2.6	Peroxidação lipídica.....	38
3.2.7	Peróxido de hidrogênio.....	38
3.2.8	Carboidratos e proteínas.....	38
3.2.9	Chumbo na parte aérea.....	39
3.2.10	Teores e acúmulo de macro e micronutrientes.....	39
3.2.11	Chumbo disponível .....	40
3.3	Análise estatística .....	40
3.4	Calculo do valor de prevenção.....	40
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	42
4.1	Variáveis analisadas .....	43
4.1.1	Emergência.....	43
4.1.2	Crescimento vegetativo.....	45
4.1.3	Trocas gasosas .....	50
4.1.4	Índice SPAD .....	54
4.1.5	Enzimas do sistema antioxidante.....	55
4.1.6	Peroxidação lipídica.....	59
4.1.7	Peróxido de hidrogênio.....	61
4.1.8	Carboidratos do metabolismo.....	62
4.1.9	Proteínas .....	66
4.1.10	Teores e acúmulo de nutrientes na parte aérea.....	68

4.1.10.1	Teores e acúmulo de N, P e K .....	68
4.1.10.2	Teores e acúmulo de S .....	76
4.1.10.3	Teores e acúmulo de Ca e Mg .....	78
4.1.10.4	Teores e acúmulos de Cu, Mn e Zn .....	84
4.1.10.5	Teores e acúmulo de B.....	90
4.1.11	Chumbo na parte aérea .....	93
4.1.12	Chumbo disponível no solo .....	95
4.2	Determinação dos EC50 .....	97
4.3	Derivação do HC5 e cálculo do valor de prevenção.....	100
5	CONCLUSÃO.....	108
	REFERÊNCIAS.....	109

## 1 INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas contribuem significativamente para o desequilíbrio ambiental. A poluição de solos por elementos traço, seja ela proveniente de atividades agropecuárias, industriais ou urbanização, é um problema constante e de preocupação mundial, causando graves impactos ambientais, principalmente devido à persistência desses metais no solo (LIU et al., 2011). Os metais, de modo geral, são poluentes ambientais persistentes e, sob determinadas condições, tais como temperatura e pH, entre outros fatores ambientais comuns na natureza, podem sofrer reações, levando então à solubilização e à reabsorção desses elementos primários por outros minerais ou matéria orgânica, tornando-se mais disponíveis do que em seu estado inicial (AGUIAR; NOVAES, 2002).

Dentre os metais pesados, o chumbo (Pb) é listado pela *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) como o segundo elemento mais perigoso, com base na análise de frequência, toxicidade e potencial de exposição humana ao metal, ficando atrás, somente, do arsênio (As) (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE CONTROL - ATSRD, 2015). O Pb provoca efeitos adversos em diversos processos biológico, seres humanos, animais e plantas. A exposição humana a esse metal se dá pela ingestão de alimentos contaminados, de água contaminada e inalação do ar contaminado, e a exposição por longo tempo pode causar grandes danos à saúde humana (MAGNA et al., 2014). A utilização deste elemento constitui uma preocupação crítica devido à sua persistência, baixa solubilidade e classificação como carcinogênica e mutagênica (HUANG et al., 2012).

Em 2007, a Fundação Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM) passou a divulgar um inventário de áreas contaminadas no estado de Minas Gerais. Naquele ano, havia um total de 56 áreas contaminadas que, em



2015, chegou a e 617 áreas, tendo os compartimentos ambientais mais impactados sido os solos e as águas subterrâneas. O Pb foi a substância que mais predominou nas referidas áreas (MINAS GERAIS, 2015).

A Resolução CONAMA nº 420 de 2009 estipula que os estados brasileiros podem definir seus valores orientadores de qualidade de solos e de águas no intuito de preservar o solo da contaminação e, assim, manter e ou melhorar a qualidade das águas subterrâneas (BRASIL, 2009a). Esses valores orientadores são divididos em valor de referência de qualidade (VRQ) ou *background*, valor de prevenção (VP) e valor de investigação (VI).

A Holanda foi o primeiro país a instituir os valores orientadores para solos, seguida de China, Inglaterra e Itália. No Brasil, diversos estados têm os VRQs definidos, inclusive Minas Gerais, tendo São Paulo sido o primeiro estado a estabelecer os valores para solos, por meio da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb) (PRESTON et al., 2014). Minas Gerais foi o segundo estado brasileiro a definir o VRQ de metais em solos, por meio do projeto Solos de Minas. Atualmente, há diversas instituições mineiras (Universidade Federal de Lavras - UFLA, Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais - CETEC, Universidade Federal de Viçosa - UFV, Universidade Federal de Minas Gerais -UFMG e Universidade Federal de Ouro Preto- UFOP) formando parceria com a FEAM, com a finalidade de estabelecer o VP para os solos de Minas Gerais.

O desenvolvimento desta pesquisa é de grande importância, pois a definição do valor de prevenção de Pb específico da região leva em consideração as peculiaridades pedológicas, geológicas, climáticas, geomorfológicas e hidrológicas e, também, a utilização de espécies comuns no estado.

O presente trabalho foi realizado com o objetivo de identificar o comportamento das espécies de plantas de sorgo e soja cultivadas em solos

contaminados com diferentes concentrações de Pb, a fim de subsidiar a definição de valor de prevenção para solos do estado de Minas Gerais.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Elementos traço em solos

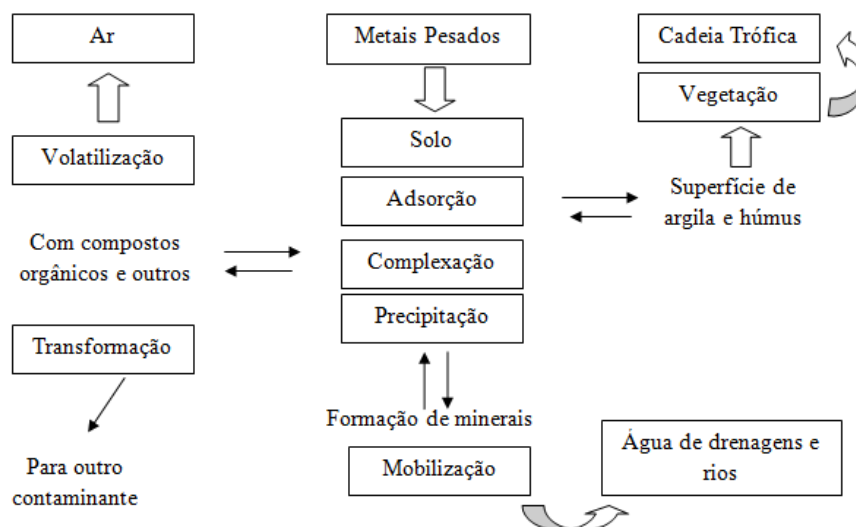
O termo elemento traço tem sido utilizado para caracterizar algumas substâncias presentes em solos, águas, ar, plantas e animais. Algumas delas também são consideradas metais pesados. O termo metal pesado não tem, oficialmente, uma definição proposta pela International Union of Pure Applied Chemistry (IUPAC), mas tem sido utilizado, na literatura, para elementos com densidade superior a  $5 \text{ g cm}^{-3}$  e número atômico maior que 20 (ESSINGTON, 2004; MARTINS et al., 2011; PIERZYNSKI; SIMS; VANCE, 1994; SPARKS, 1995).

Alguns elementos traço são biologicamente essenciais, tais como Co, Mn, Zn, Cu, Fe, B e Se, mas, quando em concentrações superiores aos níveis de tolerância dos seres vivos, tornam-se tóxicos (MARTINS et al., 2011). Já elementos como As, Pb, Hg e Cd não têm funções biológicas conhecidas e ocupam as primeiras posições da lista de substâncias tóxicas prioritárias (ATSDR, 2015).

O comportamento de elementos traço nos solos depende da interação com óxidos de Fe, Al e Mn presentes no solo, do pH do solo, do teor de matéria orgânica, além da textura, da mineralogia das argilas, do potencial redox, da competição entre metais pelos sítios de adsorção, das reações de complexação, da temperatura e da atividade microbiana (MARTINS et al., 2011). Na Figura 2 apresentam-se, brevemente, os principais fatores que influenciam a dinâmica de metais traço. Para Martins et al. (2011), os elementos traço podem ser encontrados nos solos nas seguintes formas: a) na solução do solo, (b) adsorvidos eletrostaticamente em partículas inorgânicas e orgânicas, (c) incorporados na superfície e na estrutura da fase inorgânica, como óxidos de

alumínio (Al), ferro (Fe) e manganês Mn, (d) participando de reações de precipitação, oxirredução e dissolução e (e) ligados à matéria orgânica.

Figura 1 - Dinâmica de elementos traço nos solos.



Fonte: Adaptado de Martins et al. (2011).

## 2.2 Metal chumbo

Na Roma Antiga utilizava-se o Pb na fabricação de recipientes de água, tubulação e utensílios domésticos. Era, ainda, adicionada uma pequena quantidade deste metal ao vinho, como flavorizante (MACÊDO, 2006). O Pb foi, provavelmente, o primeiro metal extraído do minério pelo homem (SMOLDERS et al., 2015). Ele é utilizado em baterias automotivas, em barreiras de proteção contra raios X, em tubulação, além de ser empregado na indústria de eletrônicos e em revestimentos de cabos e tubulações de indústrias. Seus compostos servem como pigmentos de tintas a óleo (MACÊDO, 2006).

Schwarz et al. (2012) afirmam que o Pb começou a ser adicionado à gasolina na década de 1920, sendo reduzido significativamente em 1986 e

banido como aditivo de combustível nos EUA em 1996. No Brasil, a partir de 1980, passou-se a adicionar etanol à gasolina, no propósito de eliminar o Pb.

O Pb é um metal encontrado em pequenas quantidades na crosta terrestre, principalmente em minérios de zinco e pode ser originado de fonte primária e secundária, sendo o PbS, conhecido como galena, o mineral de origem primária mais importante. Além da galena, o Pb ocorre também nos minerais cerusita ( $\text{PbCO}_3$ ), piromorfita ( $\text{Pb}_5[\text{PO}_4]_3\text{Cl}$ ) e anglesita ( $\text{PbSO}_4$ ). Já o Pb secundário é de fonte radiogênica do decaimento de U e Th (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB, 2012). O Pb apresenta dois estados de oxidação (+2 e +4), mas, do ponto de vista ambiental, o  $\text{Pb}^{2+}$  é o mais importante, pois é mais estável e muito mais comum que o  $\text{Pb}^{4+}$  (MACÊDO, 2006).

### **2.3 Chumbo no meio ambiente**

As atividades humanas, desde as mais simples até as mais complexas, introduzem substâncias no meio ambiente ou alteram suas quantidades para teores maiores aos que existiam antes, além de modificarem as características físicas do meio. Sempre que o valor natural de uma substância é aumentado no meio ambiente, tem-se um caso de contaminação ambiental. Quando esta alteração começa a causar prejuízos à biota e ao ecossistema como um todo, tem-se um caso de poluição (AGUIAR; NOVAES, 2002).

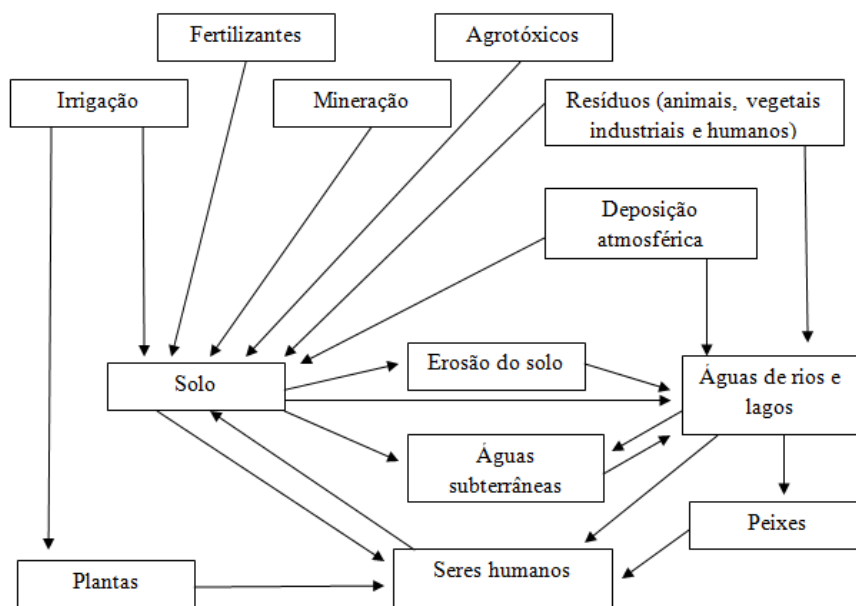
A contaminação ambiental por Pb ocorre por meio de atividades exercidas pelo homem, tais como despejo de efluentes industriais e municipais, atividades de metalurgia e mineração, agrotóxicos, fertilizantes e transporte por deposição atmosférica. Elevadas concentrações de Pb em solos, assim como de outros metais pesados, podem trazer risco ao ecossistema associado com a transferência de metais a partir do solo ou de sedimento, podendo ocorrer a

lixiviação para águas subterrâneas e superficiais (PUGA et al., 2015). Em condições ácidas e bem drenadas, o Pb é pouco móvel e sua retenção varia de 150 a 5.000 anos (LUO; VERWEIJ; GESTEL, 2014).

Em corpos d' água, o elemento Pb é proveniente da erosão de solos contaminados, deposição de particulado e descarte de resíduos contendo o metal e pode estar em diferentes formas, dependendo das condições físicas e químicas do ambiente, como íons livres, complexados com compostos solúveis e associados à matéria orgânica no sedimento. A partir da água podem ser transferidos para seres humanos através da ingestão de água contaminada e pelo consumo de pescados (MELO; ANDRADE; BATISTA, 2012).

Na Figura 3 observa-se a dinâmica do Pb desde sua entrada nos compartimentos ambientais por diversas ações antrópicas até atingir o homem.

Figura 2 - Rotas de chumbo.



Fonte: Adaptado de Martins et al. (2011).

Com a proibição de adição de composto de Pb à gasolina, em alguns países a concentração de particulado de Pb no ar diminuiu, mas não desapareceu o problema, uma vez que existem outras fontes de emissão de partículas para a atmosfera, principalmente pelas indústria e a mineração, as quais deixam partículas em suspensão. Na atmosfera, o Pb é encontrado na forma de particulado e as partículas são eliminadas com rapidez por deposição em solos e águas. Entretanto, partículas pequenas podem ser transportadas a longas distâncias e o valor de referência de Pb no ar é de  $1,5 \mu\text{g m}^{-3}$  (CETESB, 2012).

## 2.4 Chumbo em solos

Em função de sua baixa mobilidade, o Pb presente em solos contaminados pode permanecer acumulado por centenas de anos (DATKO-WILLIAMS; WILKIE; RICHMOND-BRYANT, 2014) até que os processos naturais de lixiviação retornem sua concentração a níveis normais.

O teor médio de Pb na crosta terrestre é estimado em, aproximadamente, 15 mg kg<sup>-1</sup> (KABATA-PENDIAS, 2011). O teor de Pb no solo varia, principalmente, em razão do material de origem, devido ao comportamento específico do metal; em solos ácidos resultantes do intemperismo químico de rochas magmáticas e sedimentos argilosos, o teor natural varia entre 10 a 40 mg kg<sup>-1</sup>. Já em rochas calcárias, os teores são, geralmente, em torno de 0,1 a 10 mg kg<sup>-1</sup>.

Para Oliveira et al. (2014) e Pierangeli et al. (2001), o Pb, como qualquer outro cátion, é retido nas cargas negativas dos colóides do solo. Sua distribuição pelo perfil do solo não é uniforme, uma vez que ele pode se associar com hidróxidos de ferro e manganês, podendo também ficar retido em carbonatos de cálcio ou em fosfatos (SMOLDERS et al., 2015).

Segundo Kabata-Pendias (2011), Magna et al. (2013) e Merlino et al. (2010), o Pb acumula-se em horizontes superficiais do solo ao ser complexado pela matéria orgânica. Pela sua complexação com substâncias húmicas, ele se torna o metal menos disponível para plantas e organismos vivos. A solubilidade, a toxicidade e a biodisponibilidade de Pb pelas plantas, e sua liberação pela solução do solo dependem das características físicas e químicas, como a capacidade de troca catiônica (CTC) e com teores de argila, de silte, de óxidos e pH (ANDRADE; AMARAL, 2010; LUO; VERWEIJ; GESTEL, 2014; MCBRIDE et al., 2014).



Estudos mostram altas concentrações de Pb em solos, principalmente perto de áreas industriais. Foi o que observou Ferreira (2015), trabalhando com metais em solos na bacia do Rio Guandu, no estado do Rio de Janeiro. Este autor demonstrou que a concentração de Pb estava acima do valor referência proposto pelo CONAMA e que, dos sete pontos de coleta, cinco deles estavam acima do valor de prevenção, que é de  $72 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Para a determinação da fração disponível de Pb nos solos são utilizados, para extraí-los, extratores químicos que são DTPA, Mehlich, EDTA,  $\text{CaCl}_2$  (cloreto de cálcio) e água. No entanto, os mais comumente utilizados são o DTPA e o Mehlich 1 (SANTOS et al., 2015; TAVARES; OLIVEIRA; SALGADO, 2013).

## **2.5 Chumbo em plantas**

Segundo Magna et al. (2013) e Merlino et al. (2010), a relação metal-solo-plantas depende de diversos fatores, como a sensibilidade intrínseca das espécies vegetais, a intensidade (concentração e duração) da exposição, o tipo de metal envolvido, a forma química deste (especação) e as características físico-químicas do solo impactado.

Devido à imobilidade das plantas, elas permanecerão expostas ao estresse da poluição local. Toda planta tem uma faixa de concentração que atua como exclusora. Algumas espécies são mais adequadas para a utilização como bioindicadores do que outras, em função da faixa de contaminação. Estes bioindicadores são organismos sensíveis à poluição como fator de estresse por meio de alterações fisiológicas ou pela acumulação de poluentes no tecido das plantas (CUNHA et al., 2014).

O metal Pb pode provocar efeitos fisiológicos, bioquímicos e estruturais, como o retardamento no crescimento de raízes e da parte aérea, provoca

modificações nas atividades enzimáticas, reduz a taxa fotossintética e causa distúrbios na nutrição mineral das plantas (LIMA et al., 2013). Geralmente, o acúmulo de elementos traço em vegetais decresceu na seguinte ordem: raízes > caule > folhas > fruto > sementes (HOSSAIN et al., 2015).

Também, o Pb pode inibir ou reduzir a germinação de sementes, resultando, assim, na diminuição do índice de velocidade de emergência e porcentagem de germinação, além de modificar as características anatômicas. O metal, primeiramente, é captado pelo sistema radicular, podendo afetar a absorção de água e provocar o déficit hídrico e nutricional da planta, diminuindo o crescimento de raízes e da parte aérea da planta. A concentração de metais tóxicos, geralmente, é maior no sistema radicular (PEREIRA et al., 2013).

A exposição de plantas ao metal Pb pode provocar a diminuição da taxa fotossintética como consequência da ruptura da organização do cloroplasto, da inibição da síntese de clorofila, da plastoquinona e de carotenoides, da obstrução do transporte de elétrons, da inibição da atividade de enzimas do ciclo de Calvin, bem como da deficiência de CO<sub>2</sub> como resultado do fechamento dos estômatos (SHARMA; DUBEY, 2005).

Para combater a toxicidade do metal Pb e para proteger as membranas celulares e as organelas dos efeitos desses metais, as plantas apresentam um sistema de defesa antioxidante formado por componentes enzimáticos e não enzimáticos, responsável por manter sob controle a produção de espécies reativas de oxigênio (EROS), evitando, assim, os efeitos tóxicos do Pb. Este elemento pode provocar a alteração (aumento ou inibição) das atividades das enzimas antioxidantes, tais como a dismutase do superóxido (SOD), a catalase (CAT) e a peroxidase do ascorbato (APX), enzimas responsáveis pela defesa da planta contra as EROS (SHARMA; DUBEY, 2005; VERMA; DUBEY, 2003).

A concentração de Pb em cultivos de alface apresenta relação direta com o decréscimo de germinação das sementes, da massa seca da raiz e da parte

aérea, da massa fresca e do comprimento da raiz (PEREIRA et al., 2013). Além disso, foi evidenciado que, nas maiores concentrações de Pb, houve produção de plântulas anormais, com redução no sistema radicular.

Em experimento realizado em solo contaminado com rejeitos de pilhas elétricas, foi verificado que as plantas de feijão tiveram seu crescimento retardado, levando as plantas à morte em seus primeiros estágios de vida, nem chegando à reprodução (LEITE; ZAMPIERON, 2012).

Em pesquisas com solos mais ácidos, foi observado que houve maior biodisponibilidade do metal e que o acúmulo de Pb no solo provocou a fitotoxicidade nas plantas com a perda da capacidade de produção de matéria seca total das plantas (ANDRADE; AMARAL, 2010). Também estudos realizados no intuito de verificar o efeito do Pb no cultivo de cenoura e couve-manteiga. Nesse estudo, o Pb reduziu significativamente a produção de matéria seca das raízes e partes comestíveis de cenoura e couve-manteiga, tendo essas plantas sido cultivadas em solo contaminado com  $180 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb (LIMA et al., 2013).

Altas concentrações de Pb e Cd foram encontradas em plantas, após experimentos realizados com solos próximos à indústria de fundição de chumbo e zinco, principalmente em plantas comestíveis (ZHAN et al., 2014). Estes autores alertaram para o fato de que é necessária uma maior proteção ao meio ambiente, com uma eficaz supervisão e gestão desses elementos, pois eles podem atingir teores perigosos contra a saúde humana por meio das cadeias alimentares.

Pesquisa com análises de Pb em diversos vegetais e frutos foi realizada em área do município de Santo Amaro, BA, onde funcionou a Companhia Brasileira de Chumbo (COBRAC), metalúrgica instalada na cidade, entre as décadas de 1950 e 1970. As análises em frutos como banana, manga, acerola e laranja demonstraram que, em todos os tratamentos, foram encontradas altas

concentrações de Pb, com média de 20,9 mg kg<sup>-1</sup>. Em ervas como cidreira, capim-santo e boldo-do-chile, as análises demonstraram valor médio de 18,0 mg kg<sup>-1</sup> de Pb. Em ambos os casos, os valores superaram amplamente o valor limite estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (OMS), que é de 0,1 a 0,3 mg kg<sup>-1</sup>, para esse contaminante em alimentos vegetais. Dessa forma, depois de muitos anos, o município ainda continua sendo atingido pela contaminação remanescente causada pelo passivo ambiental, devido à persistência do metal Pb (MAGNA et al., 2013).

Em plantas utilizadas na alimentação cultivadas em solo contaminado por Pb foram encontrados teores de Pb no trigo aproximadamente 3,5 vezes mais altos que a concentração máxima permitida em alimentos, sendo o trigo a cultura que mais bioacumulou Pb (FANG et al., 2015). Também, plantas cultivadas com águas residuárias contendo metais, na Índia, demonstraram altas concentrações de metais como o Pb, acima dos limites permitidos na legislação indiana, em todas as espécies de vegetais cultivados (CHOPRA; PATHAK, 2015).

Existem, ainda, as espécies vegetais que são capazes de acumular grandes quantidades de metais em seus tecidos e são utilizadas para remediar esses contaminantes. Estes vegetais com grande capacidade de acumular metais presentes nos solos são chamados hiperacumuladores. Entretanto, a fitorremediação apresenta vantagens e desvantagens. As vantagens primordiais são o baixo custo da técnica e a conservação dos solos; por outro lado, a desvantagem é encontrar plantas ótimas no quesito produção de biomassa (SALAZAR; PIGNATA, 2014).

## **2.6 Valores orientadores de qualidade em solos**

No intuito de atender aos procedimentos impostos pela legislação vigente, a Resolução n° 420/2009, as agências de monitoramento ambiental

necessitam de parâmetros de referência para avaliar os impactos ambientais causados pelo homem nos solos. Com isso, as agências de proteção ambiental propõem valores orientadores para identificar áreas poluídas ou contaminadas para avaliar os riscos à saúde pública (BRASIL, 2009a). Existem três tipos de valores orientadores, os quais são descritos a seguir.

**Valor de referência de qualidade (VRQ):** concentração de determinada substância no solo, que indica as condições de um solo minimamente antropizado. Esses valores podem ser estabelecidos a partir da determinação desses elementos nos solos, levando em consideração as propriedades físicas e químicas dos solos. Pode ser estabelecido a partir da determinação natural de elementos no solo, observando sempre as características químicas e físicas dos solos (BRASIL, 2009a).

**Valor de prevenção (VP):** indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo os seres humanos, os animais, as plantas e a qualidade das águas subterrâneas. Indica uma possível alteração da qualidade natural dos solos. Quando este valor é excedido, podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e das águas subterrâneas.

**Valor de intervenção ou investigação (VI):** indica o limite de contaminação do solo acima do qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana. Quando excedido, requer alguma forma de intervenção na área avaliada. Para o solo, foram estabelecidos três cenários de exposição à contaminação, que são o agrícola (área de proteção máxima), o residencial e o industrial.

Por meio da CETESB, o estado de São Paulo foi o primeiro estado brasileiro a definir seus VRQs e Minas Gerais foi o segundo. Como a Resolução nº 420 de 2009 do CONAMA estipula que os estados brasileiros podem definir os valores orientadores para solos brasileiros, diversos estados têm realizado

estudos para derivar estes valores (BRASIL, 2009a). Na Tabela 1 observam-se alguns estudos, com seus respectivos VRQ, já realizados.

Tabela 1 - Valores de referência de qualidade de Pb em solos de alguns estados brasileiros.

<b>Estado</b>	<b>VRQ</b>	<b>Autor</b>
Espírito Santo	8,8 mg kg <sup>-1</sup>	Paye et al. (2010)
Rio Grande do Norte	16,18 mg kg <sup>-1</sup>	Preston et al. (2014)
Pernambuco	13,12 mg kg <sup>-1</sup>	Silva, Y. et al. (2015)
Pernambuco	12,00 mg kg <sup>-1</sup>	Biondi (2011)
Rondônia e Mato Grosso	8,1 mg kg <sup>-1</sup> 15,4 mg kg <sup>-1</sup>	Santos e Allion (2013)

Fonte: Adaptação

Enquanto os estados brasileiros não definem seus valores orientadores, são utilizados no território nacional valores definidos pela CONAMA. Na Tabela 2 encontram-se os valores de referência e os valores de prevenção e de intervenção, para Pb, no Brasil, em Minas Gerais e em São Paulo.

Tabela 2 - Valores Orientadores para Pb (mg kg<sup>-1</sup>) para os solos do Brasil.

	VRQ	VP	VI		
			Agrícola	Residencial	Industrial
Brasil	17	72	180	300	900
Minas Gerais	19,5	72	180	300	900
São Paulo	17	72	150	240	4400

Fonte: Brasil (2009a).

### 2.6.1 Determinação do valor de prevenção para solos

Os valores de prevenção podem ser definidos por meio de ensaios realizados com plantas e organismos dos solos, utilizando-se uma concentração conhecida do metal, observando-se sempre as características químicas e físicas dos solos (ALEXANDRINO, 2014).

Para a determinação do valor de prevenção (VP), a CETESB adotou a metodologia que é empregada na maioria dos países europeus, em que VP é igual à máxima concentração permitida (MCP), calculada pela somatória da máxima adição permitida (MAP) com o valor de referência de qualidade do solo ( $VP = MAP + VRQ$ ). A MAP é a adição máxima ao solo de substâncias inorgânicas, por atividades antropogênicas, que não causam efeitos adversos em 95% (HC5) das espécies ou dos processos do solo, com base em riscos ecotoxicológicos (ALEXANDRINO, 2014).

Utilizando plantas, o protocolo 208 da Organization for Economic Co-operation and Development (OECD, 2006) determina que, para que seja realizada a análise estatística de regressão, é necessário que sejam realizados testes com, pelo menos, quatro doses diferentes do contaminante e, no mínimo, duas espécies de vegetais (sendo monocotiledôneas e eudicotiledôneas) sensíveis a metais pesados, e que a duração ocorra no período de 14 a 21 dias após a germinação de 50% das sementes do controle. Os resultados das variáveis são expressos em EC50 (concentração perigosa que causa 50% de redução nas variáveis analisadas, em comparação ao controle) ou, ainda, quando são utilizados organismos dos solos ou germinação de plantas, os resultados podem ser expressos em LC50 (dose que causa 50% de morte nos parâmetros analisados) (ALEXANDRINO, 2014).

Alexandrino (2014) determinou um valor de prevenção para Pb em solos de Minas Gerais utilizando espécies de vegetais e organismos vivos dos solos.

Os organismos dos solos utilizados foram duas espécies de minhocas, a *E. Andrei* e a *F. Candida*. As espécies vegetais utilizadas foram o milho (*Zea mays*) e o feijão (*Phaseolus aureus*), cultivados em solos com as seguintes concentrações de Pb, em  $\text{mg kg}^{-1}$ : 0, 50, 100, 200, 400, 800, 1.600 e 3.200, sendo avaliados os seguintes parâmetros: massa seca da parte aérea e raiz, altura de plantas e sintomas visuais. O valor de prevenção determinado no referido estudo foi de  $85,4 \text{ mg kg}^{-1}$ , para Latossolos e  $86,3 \text{ mg kg}^{-1}$ , em Cambissolos. E, utilizando os valores de EC50 para as duas classes de solos juntas, o valor de prevenção foi de  $102 \text{ mg kg}^{-1}$ . O autor recomendou utilizar a concentração de  $85,4 \text{ mg kg}^{-1}$  como VP, apesar de ser menos restritivo que o atual VP, que é de  $72 \text{ mg kg}^{-1}$ . Porém, pode ser utilizado com maior segurança, pois foi determinado a partir de solos, organismos e plantas representativos de Minas Gérias.

Diferenças encontradas nos valores orientadores são comuns devido às características dos solos, como fração argila, matéria orgânica e condições físico-químicas e, ainda, existem as diferenças de metodologias analíticas na determinação de elementos que contribuem para a variabilidade dos resultados encontrados (ALEXANDRINO, 2014; PAYE et al., 2010).



### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Condução do experimento

O experimento foi conduzido em casa de vegetação do Departamento de Agricultura da Universidade Federal de Lavras e seguiram-se os procedimentos normatizados por Brasil (2009a), International Organization for Standardization (ISO, 2005), OEDC (2006) e United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1996).

Foram selecionados duas classes de Latossolos para a realização do experimento. São elas:

- a) LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico típico (LVAd), localizado em 21° 13' 30" S e 44°57' 38" W;
- b) LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico (LVdf), localizado em 21° 09' 18" S e 45° 05' 55" W.

As amostras de solo foram coletadas no horizonte superficial (0-20 cm) no câmpus da UFLA, sob mata nativa e sem indícios de interferências antrópicas. Foram retiradas amostras para determinações físicas e químicas nos tipos de solos utilizados. As análises foram realizadas no Departamento de Ciência do Solo da UFLA. Ambos os solos utilizados são ácidos, com baixa capacidade de troca catiônica e distróficos. O teor de matéria orgânica varia entre 2% e 4% e os baixos valores de P remanescente indicam mineralogia oxidica (Tabela 3).

Tabela 3 - Propriedades físicas e químicas do Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf).

Propriedades	LVAd	LVdf
pH	4,9	4,4
K (mg/dm <sup>3</sup> )	98	56
P (mg/dm <sup>3</sup> )	3,2	1,7
Ca (cmolc/dm <sup>3</sup> )	1,5	0,3
Mg (cmolc/dm <sup>3</sup> )	0,5	0,2
Al (cmolc/dm <sup>3</sup> )	0,4	1,2
H + Al (cmolc/dm <sup>3</sup> )	3,87	11,11
SB (cmolc/dm <sup>3</sup> )	2,25	0,64
t (cmolc/dm <sup>3</sup> )	2,65	1,84
T (cmolc/dm <sup>3</sup> )	6,12	11,75
V (%)	37,79	5,48
M (%)	15,09	65,22
M.O (dag/kg)	2,11	3,99
P- rem (mg/L)	25,81	4,72
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	7,58	10,0
SiO <sub>2</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	171	167
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	233	268
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	82	263
Textura	Média	Argilosa
Argila (dag kg <sup>-1</sup> )	31	68
Silte (dag kg <sup>-1</sup> )	11	13
Areia (dag kg <sup>-1</sup> )	58	19
Capacidade de retenção de água (%)	23,96	35,29

pH em água; Ca- Mg-Al: extrator KCl 1 mol/L; SB: soma de bases trocáveis; T: CTC – capacidade de troca catiônica a pH 7,0; m: índice de saturação de alumínio; P-rem: fósforo remanescente; S: extrator monocalcário em ácido acético; P- K: extrator Mehlich; H+Al: extrator SMP; t: CTC(t) capacidade de troca catiônica efetiva; V: índice de saturação de bases; M.O: matéria orgânica oxidação dicromato de sódio + ácido sulfúrico; Pb LVAd (ALEXANDRINO, 2014); Pb LVdf: Marques (2000); SiO<sub>2</sub>, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>: (MAGALHÃES, 2011).

Em cada vaso, foi adicionado acetato de chumbo, com concentrações de chumbo de 0, 200, 400, 800, 1.200, 1.600, 2.200, 2.800 mg kg<sup>-1</sup>, com solo seco ao ar e, na soja LVdf, as concentrações de chumbo foram de 0, 50, 100, 200, 400, 800, 1.600 e 3.200 mg kg<sup>-1</sup>, com solo seco ao ar. Foi utilizado um tratamento adicional com a mesma concentração em quantidade de matéria

(mol) de acetato de potássio, com a maior concentração de acetato de chumbo para controle salino. O plantio ocorreu após 24 horas da contaminação.

As parcelas experimentais foram constituídas por vasos de plástico contendo 500 g de solo seco cada. Com o propósito de atender aos requisitos da norma ISO 11269 (ISO, 2005) no quesito pH, foi necessária a realização de calagem em ambos os solos, uma vez que a norma retrata uma faixa de pH de 5,0 a 7,0. Foi utilizado o carbonato de cálcio e magnésio. Após a adição, o solo foi umedecido e incubado por 30 dias, elevando a saturação por bases para 60%, sendo que ao LVAd foi adicionada 1,0 t ha<sup>-1</sup>, o equivalente a 0,5 g kg<sup>-1</sup> de solo, enquanto ao LVdf, foram 3,9 t ha<sup>-1</sup>, o equivalente a 1,95 g kg<sup>-1</sup> de solo, conforme Malavolta e Muraoka (1985).

As espécies selecionadas utilizadas foram uma monocotiledônea, o sorgo (*Sorghum bicolor*), cultivar BRS 310 e uma eudicotiledônea, a soja (*Glycine max*), cultivar CD 238 RR, ambas as sementes de origem comercial. Em cada vaso foram plantadas 10 sementes.

Durante a condução do experimento, foram realizados desbastes, de modo a se ter, ao fim do experimento, seis plantas por vaso. O experimento teve a duração de 21 dias, contados a partir da germinação de 50% das sementes do controle. Foram realizados registros fotográficos de quaisquer alterações (sintomas de toxidez) visualmente identificáveis. A umidade foi ajustada pela adição de água deionizada em 60% da capacidade de campo (Tabela 3). Foram utilizadas as seguintes quantidades de macronutrientes: 0,91 g kg<sup>-1</sup> de ureia, 2,86 g kg<sup>-1</sup> de supersimples, 0,62 g kg<sup>-1</sup> de cloreto de potássio e 0,33 g kg<sup>-1</sup> de sulfato de magnésio. Os micronutrientes foram preparados 1.000 mL de solução contendo 11,54 g L<sup>-1</sup> de sulfato de cobre, 0,51 g L<sup>-1</sup> de molibdato de sódio, 25 g L<sup>-1</sup> de sulfato de zinco e 2,94 g L<sup>-1</sup> de ácido bórico. Posteriormente, foi retirado 1 mL desta solução e misturado em 1 kg de solo, conforme Malavolta e Muraoka

(1985). O delineamento experimental utilizado foi o delineamento inteiramente casualizado (DIC) com quatro repetições.

## **3.2 Testes fitotoxicológicos**

### **3.2.1 Emergência**

Durante o experimento, foi determinada a porcentagem de emergência e o índice de velocidade de emergência. A porcentagem de germinação foi determinada a partir da quantidade de sementes emergidas, conforme Maguire (1962). O índice de velocidade de emergência (IVE) foi obtido pela contagem diária de plantas emergidas, conforme Maguire (1962).

### **3.2.2 Crescimento vegetativo**

Ao final do experimento, as plantas foram cortadas e feitas as seguintes análises: a) altura de plantas (com régua), b) diâmetro do caule: (com paquímetro digital); e c) massa seca da parte aérea (MSPA). Para esta última medição, as plantas foram colocadas em estufa de secagem, a 70 °C, até atingirem peso constante, sendo, então, determinada a massa em balança analítica de precisão.

### **3.2.3 Trocas gasosas**

As medições foram realizadas no período da manhã, com o auxílio de um analisador de trocas gasosas por gás infravermelho (IRGA- Li-Cor LI-6400XT). A câmera de LED do equipamento foi programada para uma densidade de fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (DFFFA) de 1.000  $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  e, quando a área da câmera não foi totalmente preenchida pela folha, o

valor da área a ser medida foi alterado. Foram determinados os valores de taxa fotossintética, taxa transpiratória, concentração interna de CO<sub>2</sub> e condutância estomática.

### **3.2.4 Índice SPAD**

O Índice SPAD foi obtido com o auxílio de um medidor portátil de clorofila (clorofilômetro) SPAD-502 (Minolta, Japão).

### **3.2.5 Enzimas do sistema antioxidante**

As enzimas do sistema antioxidante foram determinadas no Laboratório de Bioquímica e Fisiologia Molecular de Plantas da UFLA. Para estas análises, as plantas foram coletadas e colocadas em nitrogênio líquido e, posteriormente, armazenadas em ultrafreezer, a -80 °C. O extrato para a determinação foi obtido pela maceração de 200 mg de folhas em nitrogênio líquido. Neste material, foram adicionados 1,5 mL do tampão contendo fosfato de potássio 0,1 mol L<sup>-1</sup> (pH 7,8), EDTA (ácido etileno dianino tetracético), 0,1 mmol L<sup>-1</sup>; ácido ascórbico, 0,01 mol L<sup>-1</sup> e 22 mg de PVPP (polivinilpolipirrolidona). O extrato foi centrifugado a 12.000 rpm, por 10 minutos, a 4 °C e o sobrenadante foi coletado e armazenado a -20 °C, para as determinações da dismutase do superóxido (SOD), catalase (CAT) e peroxidase do ascorbato (APX) (BIEMELT; KEETMAN; ALBRECHT, 1998).

#### **3.2.5.1 Dismutase do superperóxido**

A dismutase do superperóxido (SOD) foi determinada pela capacidade da enzima de inibir a fotorredução do azul de nitrotetrazólio (NBT); 10 µL do extrato obtido segundo descrito no item 3.2.5 foram incubados em triplicata com

o mix contendo fosfato de potássio,  $50 \text{ mmol L}^{-1}$  (pH 7,8); metionina,  $14 \text{ mmol L}^{-1}$ ; EDTA,  $0,1 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ ; riboflavina,  $2 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$  e NBT,  $75 \mu\text{mol L}^{-1}$ . Os tubos com o mix e amostras foram iluminados, por sete minutos, com uma lâmpada fluorescente de 20 W. Em seguida, realizou-se a leitura no espectrofotômetro *Enzyme Linked Immunosorbent Assay* (ELISA), a  $560 \text{ nm}$  (GIANNOPOLITIS; RIES, 1997).

### **3.2.5.2 Catalase**

A catalase (CAT) foi determinada em uma alíquota de  $5 \text{ } \mu\text{L}$  da amostra, adicionados a um meio de incubação contendo fosfato de potássio,  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  (pH 7,0) e peróxido de hidrogênio,  $12,5 \text{ mmol L}^{-1}$ , incubado a  $28 \text{ }^\circ\text{C}$ . A atividade foi determinada pelo decréscimo de absorbância de  $240 \text{ nm}$ , a cada 15 segundos, por três minutos, monitorando o consumo de peróxido de hidrogênio no equipamento espectrofotômetro ELISA (HAVIR; MCHALE, 1987).

### **3.2.5.3 Peroxidase do ascorbato**

A peroxidase do ascorbato (APX) foi determinada seguindo a metodologia proposta por Nakano e Asada (1981). Pipetou-se uma alíquota de  $5 \text{ } \mu\text{L}$  do extrato enzimático e adicionou-se ao meio de incubação contendo fosfato de potássio,  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  (pH 7,0); peróxido de hidrogênio,  $2 \text{ mmol L}^{-1}$  e ácido ascórbico,  $0,5 \text{ mmol L}^{-1}$ . Posteriormente, realizou-se a leitura no espectrofotômetro ELISA acompanhando a oxidação do ascorbato a  $290 \text{ nm}$ , a cada 15 segundos, no intervalo de três minutos.

### **3.2.6 Peroxidação lipídica**

A peroxidação lipídica foi determinada por meio da quantificação de espécies reativas ao ácido tiobarbitúrico, conforme descrito por Buege e Aust (1978). Foram macerados 200 mg em nitrogênio líquido, acrescidos de 20% (m/v) de PVPP e homogeneizados em ácido tricloroacético (TCA) 0,1% (m/v). O homogeneizado foi centrifugado a 10.000 g, por 10 minutos. Aliquotas de 250 µL do sobrenadante foram adicionadas ao meio contendo 0,5 % (m/v) de ácido tiobarbitúrico (TBA) e 10% (m/v) de TCA, incubando-se, em seguida, a 95° C, por 30 minutos. A reação foi paralisada por resfriamento ao gelo e as leituras determinadas em espectrofotômetro ELISA, a 535 nm e 600 nm.

### **3.2.7 Peróxido de hidrogênio**

Foram macerados em nitrogênio líquido 200 mg da parte aérea fresca, homogeneizando-se em 1,5 mL de TCA e centrifugando-se a 12.000 g, por 15 minutos, a 4 °C. O H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> foi determinado medindo-se a absorbância a 390 nm, em meio à reação contendo tampão fosfato de potássio 2,5 mM, pH 7,00 e iodeto de potássio 0,5 mol L<sup>-1</sup> (VELIKOVA; YORDANOV; EDREVA, 2000).

### **3.2.8 Carboidratos e proteínas**

Os carboidratos foram extraídos da massa seca da parte aérea pela homogeneização de 200 mg de massa seca em 5 mL de tampão fosfato de potássio, 100 mmol L<sup>-1</sup>, pH 7,0, seguido de banho-maria, por 30 minutos, a 40 ° C. O homogeneizado foi centrifugado a 5.000 g por 10 minutos e o sobrenadante foi coletado. Repetiu-se o processo e os sobrenadantes foram agrupados,

totalizando 10 mL de extrato. Esse extrato foi utilizado para a quantificação de açúcares solúveis totais, açúcares redutores e proteínas.

Para a extração do amido adicionaram-se ao pellet da extração anterior 8 mL do tampão acetato de potássio  $200 \text{ mmol L}^{-1}$ , pH 4,8. Em seguida, foram adicionadas 42 unidades da enzima amiloglucosidase, levando ao banho-maria por duas horas. Após a incubação, realizou-se a centrifugação a  $5.000 \text{ g}$ , por 20 minutos. O sobrenadante foi coletado e o volume completado para 15 mL.

Para a quantificação do amido e açúcares solúveis totais foi utilizado o método da Antrona (DISCHE, 1962); para os açúcares redutores utilizou-se o protocolo descrito por Miller (1959), por meio do método DNS e as proteínas foram quantificadas pelo método de Bradford (1976).

### **3.2.9 Chumbo na parte aérea**

A determinação do teor de Pb foi feita em espectrofotômetro de absorção atômica com atomização por chama de ar-acetileno no extrato obtida da digestão nitro-perclórica. O extrato foi obtido utilizando-se 0,5 g do material vegetal seco, que foi adicionado a um tubo de ensaio, juntamente com 4 mL de ácido nítrico e 2 mL de ácido perclórico concentrados. A digestão foi realizada em bloco digestor, a  $200 \text{ }^{\circ}\text{C}$ . Ao final do processo, foram adicionados 10 mL de água destilada ao extrato para posterior filtração.

### **3.2.10 Teores e acúmulo de macro e micronutrientes**

As amostras da parte aérea das plantas foram trituradas e enviadas ao Laboratório de Análise Foliar do Departamento de Ciências do Solo da UFLA, para a determinação do teor de macronutrientes contidos na parte aérea da planta. Os teores foram analisados quimicamente como se segue: N, pelo método Kjeldahl; P, K, Ca, Mg e S por digestão com ácido nítrico e perclórico e



determinados no extrato (P por colorimetria, K por fotometria de chama, S por turbidimetria, Ca e Mg por espectrofotometria de absorção atômica), de acordo com Malavolta, Vitti e Oliveira (1997).

### **3.2.11 Chumbo disponível**

Na determinação do Pb disponível, foram medidos 10 cm<sup>3</sup> de terra fina seca ao ar (TFSA), de cada tratamento, em frascos de polietileno e adicionaram-se 100 mL da solução extratora de Mehlich (HCl 0,05 mol L<sup>-1</sup> + H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,0125 mol L<sup>-1</sup>). Em seguida, a mistura foi agitada, por 5 minutos, a 220 rpm, em agitador mecânico orbital e filtrada imediatamente a suspensão. A leitura da concentração de Pb foi realizada no espectrofotômetro de absorção atômica.

### **3.3 Análise estatística**

Cada variável dos testes fitotoxicológicos foi submetida à análise de variância ( $p < 0,05$ ) e, quando significativa, foi realizado teste de regressão não linear pelo software SISVAR 4.3 (FERREIRA, 1999).

### **3.4 Cálculo do valor de prevenção**

Para o cálculo do EC50, utilizou-se o software STATISTICA 7.0. Os valores de EC50 foram calculados empregando-se os modelos log exponencial, modelo Gompertz, modelo Hormesis e modelo Logistic, tendo sido utilizado o que apresentou o melhor valor de R<sup>2</sup> e significância em 95% (VLAARDINGEN et al., 2004). Estes modelos estatísticos foram utilizados apenas para o conjunto de dados caracterizado por tendências decrescentes dos valores de ECx, definida como a concentração que reduz a taxa em uma determinada porcentagem em relação ao controle. O modelo logístico, o exponencial e o de gompertz foram

os que mais se adequaram e também os mais recomendados para explicar o comportamento dos dados de EC50

A partir dos dados de EC50 foram construídas curvas de distribuição da sensibilidade de espécies (DSE) e derivados os valores de HC5 pelo programa de estatística ETX 2.0 (VLAARDINGEN et al., 2004). No intuito de dar maior consistência nos dados para que seja derivado um VP mais restritivo que retrata a realidade de solos de Minas Gerais foram utilizados EC50 reportados na literatura (Tabela 4).

Foram também calculados o VPs utilizando-se a metodologia de risco preliminar, proposta por Verbruggen e Posthumus e Wezel (2001), na qual é realizada a divisão do menor EC50 por 10 e, posteriormente, somado ao VRQ.

Tabela 4 - Dados de EC50 (concentração perigosa de Pb que causa 50% de redução nas variáveis analisadas, em comparação ao controle) de MSPA e reprodução dos organismos dos solos utilizados para a derivação do VP proposto por Alexandrino (2014) e Teodoro (2016).

	Solos	Espécies	Parâmetro	EC50 (mg kg <sup>-1</sup> )
Alexandrino (2014)	CXbd	Feijão	MSPA	511
	CXbd	Milho	MSPA	397,3
	CXbd	E. Andrei	Reprodução	113,9
	CXbd	F. Cândida	Reprodução	1224,4
	LVAd	Feijão	MSPA	357,4
	LVAd	Milho	MSPA	973
	LVAd	E.Andrei	Reprodução	90,4
	LVAd	F.Cândida	Reprodução	966,6
Teodoro (2016)	LVAd	Milho	MSPA	391,5
	LVAd	Rabanete	MSPA	788,1
	LVAd	Feijão	MSPA	535,4
	LVAd	Arroz	MSPA	278,8
	CXbd	Rabanete	MSPA	2031,9
	CXbd	Feijão	MSPA	2515,4
	CXbd	Arroz	MSPA	1082,2

MSPA: Massa seca da parte aérea

Fonte: Alexandrino (2014) e Teodoro (2016).

#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As variáveis emergência, IVE, índice spad, condutância estomática, fotossíntese, altura de plantas, número de folhas, diâmetro do coleto e massa seca da parte aérea, em ambas as classes de solos e culturas, foram submetidas à análise estatística teste t, a 0,05 de probabilidade, entre o controle salino e a maior concentração de Pb ( $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e todos os testes foram significativos (Tabela 5). Isso significa que as plantas sofreram alterações, principalmente devido à presença do metal Pb e não pelo efeito salino do íon acompanhante (acetato).

Tabela 5 - Resultados do teste t entre o controle salino e a maior concentração de Pb em plantas de soja e sorgo, cultivadas no Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf).

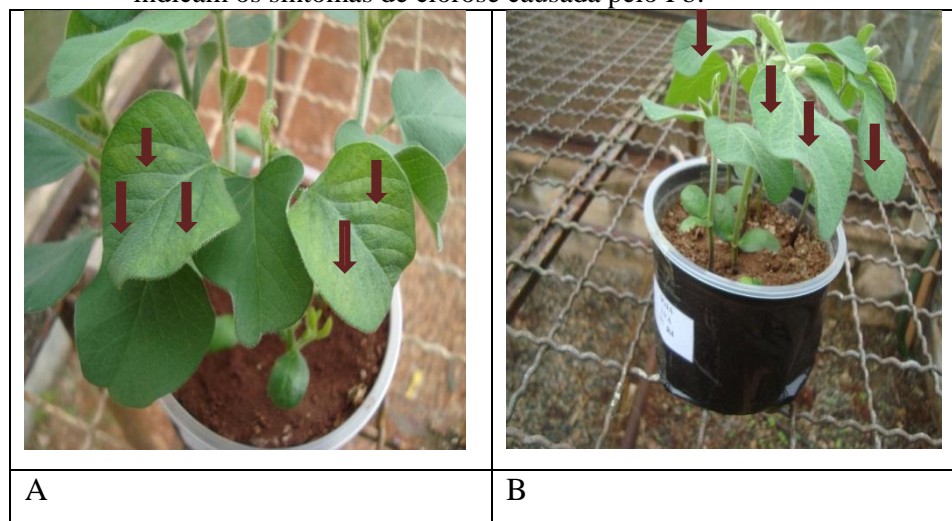
Variáveis	Soja LVAd	Soja LVdf	Sorgo LVAd	Sorgo LVdf
Emergência	0,000	0,017	0,003	0,000
IVE	0,000	0,129	0,000	0,000
Fotossíntese	0,000	0,021	0,047	0,007
Condutância estomática	0,000	0,007	0,031	0,017
SPAD	0,000	0,000	0,000	0,000
Número folhas	0,000	0,001	0,011	0,008
Altura	0,001	0,039	0,000	0,000
Diâmetro	0,000	0,089	0,000	0,000
MSPA	0,000	0,010	0,000	0,000

IVE: Índice de Velocidade de Emergência

Fonte: Resultados do trabalho (2017).

Em algumas plantas de soja, a partir do tratamento  $400 \text{ mg kg}^{-1}$ , tanto no LVAd como no LVdf, foram observados indícios de clorose foliar, como se observa na Figura 3. Os mesmos sintomas, porém, não foram observados na cultura de sorgo.

Figura 3 - Plantas de soja cultivadas na dosagem de  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$  no Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf) (A) e na dosagem de  $2.200 \text{ mg kg}^{-1}$  no Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) (B). As setas indicam os sintomas de clorose causada pelo Pb.



Fonte: Arquivo pessoal (2016).

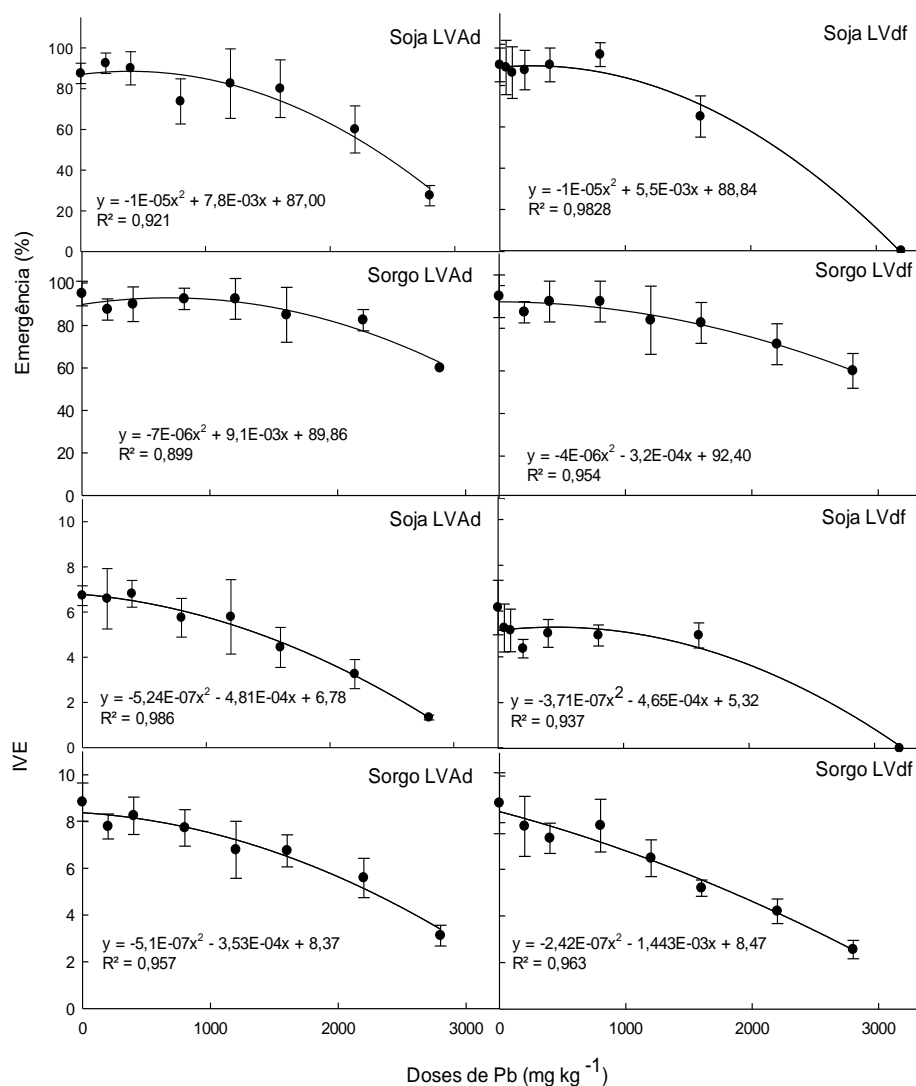
#### 4.1 Variáveis analisadas

##### 4.1.1 Emergência

Emergência e IVE são relacionadas inversamente ao incremento da dose de Pb (Figura 4). Com base nos dados referentes à emergência, foi possível constatar que as plantas de soja cultivadas no LVAd começam a sentir os efeitos tóxicos a partir da dose  $200 \text{ mg kg}^{-1}$ , chegando na dose de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$  a redução na emergência 65% em relação ao controle. Já para o solo LVdf, observou-se uma redução na emergência maior do que a observada no LVAd, chegando a não ter emergência de plântulas no tratamento  $3.200 \text{ mg kg}^{-1}$ . Na cultura do sorgo, foram observados resultados semelhantes aos da soja. Entretanto, o decréscimo na emergência foi menos acentuado, sendo assim possível inferir que o sorgo, para a variável emergência, é mais tolerante ao

metal Pb que a soja, independente do solo, uma vez que, para esta última, a emergência começou a reduzir a partir da dose de 200 mg kg<sup>-1</sup>.

Figura 4 - Emergência e índice de velocidade de emergência de plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

A velocidade de emergência para o sorgo é superior à da soja devido à fisiologia da planta, uma vez que, para as poáceas, a velocidade de emergência é maior naturalmente, quando comparada com a das fabáceas (BRASIL, 2009b).

Quando há o rompimento do tegumento da semente, o metal Pb é absorvido pelo hipocótilo e acumulado nas regiões meristemáticas das raízes, comprometendo o desenvolvimento vegetal, podendo provocar redução na porcentagem de emergência, decréscimos no índice de velocidade de emergência e, ainda, retardamento no crescimento (SHARMA; DUBEY, 2005). Portanto, com o aumento das concentrações de Pb ocorre aumento da entrada desse metal nas sementes, afetando o embrião e, conseqüentemente, diminuindo a emergência (PEREIRA et al., 2013).

Os resultados de emergência obtidos nesta pesquisa são semelhantes aos encontrados por Moraes et al. (2014), que observaram redução de emergência em plântulas de tomate em função de crescentes concentrações de Pb no solos. No entanto, para IVE, os resultados observados por aquele autor não se aplicam a esta pesquisa porque seus resultados não foram significativos.

#### **4.1.2 Crescimento vegetativo**

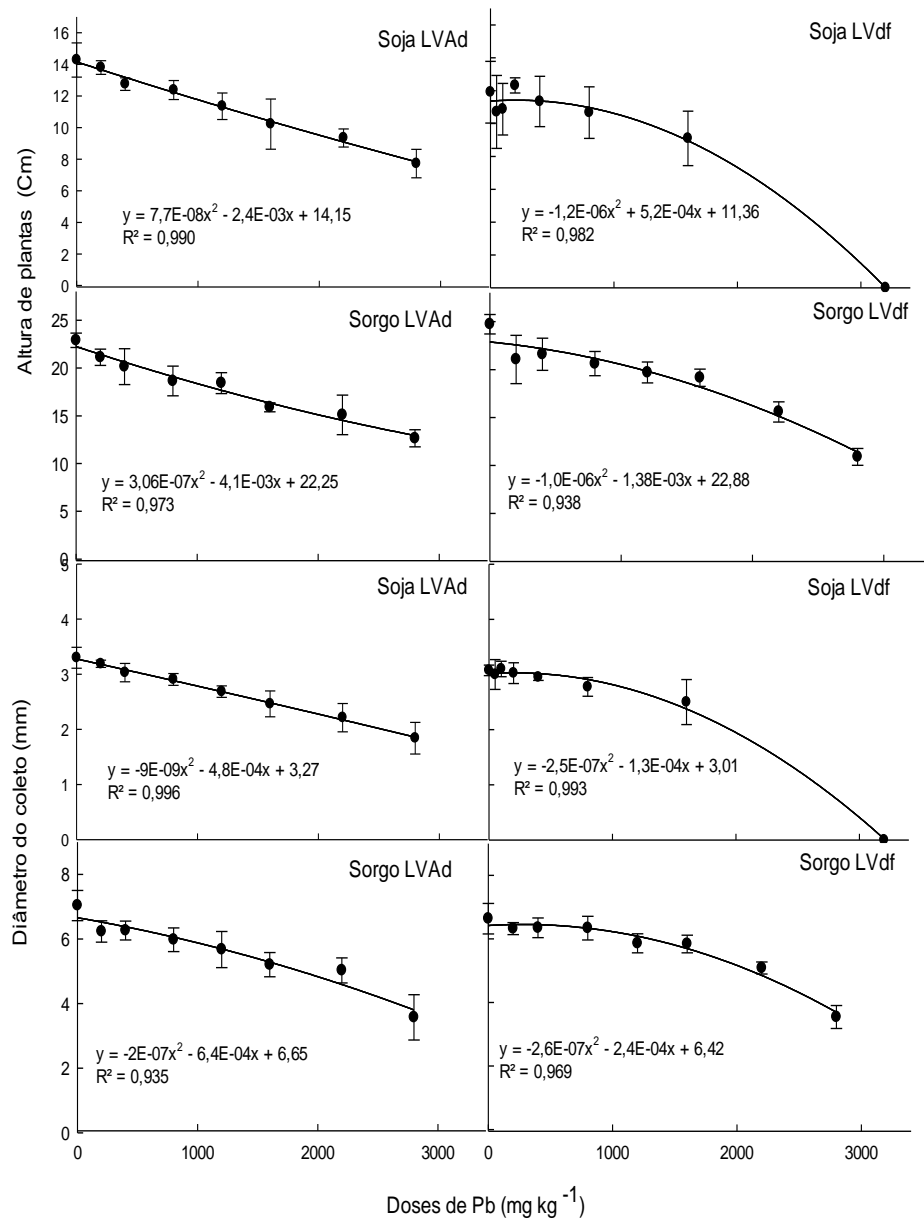
Houve variação significativa na altura das plantas, diâmetro do coleto, número de folhas e massa seca da parte aérea em plantas de soja e sorgo, em ambas as classes de solos, apresentando comportamento decrescente em função do aumento das doses aplicadas (Figuras 5 e 6). Para a variável altura de plantas, na cultura da soja no LVAd, observou-se redução de 45% na maior dose (2.800 mg kg<sup>-1</sup>) em relação ao controle. Já nas plantas de soja cultivadas no LVdf, nota-se que uma diminuição na altura aconteceu a partir da dose 400 mg kg<sup>-1</sup>, chegando a não germinar no tratamento de 3.200 mg kg<sup>-1</sup>. Na cultura do sorgo, a diminuição da altura de plantas ocorreu a partir da dose de 200 mg kg<sup>-1</sup>, tanto no

LVAd como no LVdf e as reduções nas alturas, na maior dose, foram de 41% e 51%, respectivamente, em comparação ao controle.

Para a variável diâmetro do coleto nas últimas doses ocorreu redução de 43% na soja plantada no LVAd, 99% na soja no LVdf, 51% no sorgo no LVAd e 42% no sorgo cultivado no LVdf, em relação ao controle. A variável número de folhas a redução na cultura da soja foi de 45% no LVAd e 99% no LVdf no maior tratamento em relação ao controle. Já no sorgo observou-se redução de 16% no LVAd e de 27% no LVdf, no tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ , em relação ao controle.

A variável matéria seca da parte aérea demonstrou ser muito responsiva ao aumento da concentração de Pb, em que houve tendência de redução a partir das menores doses de Pb aplicadas em ambas as culturas e ambas as classes de solos, chegando a decrescer 77% no LVAd na dose de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$  e 99,7% no LVdf, na dose de  $3.200 \text{ mg kg}^{-1}$ , em comparação ao controle. Já na cultura do sorgo no tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ , a redução foi de 50% no LVAd e de 65% no LVdf, em relação ao controle.

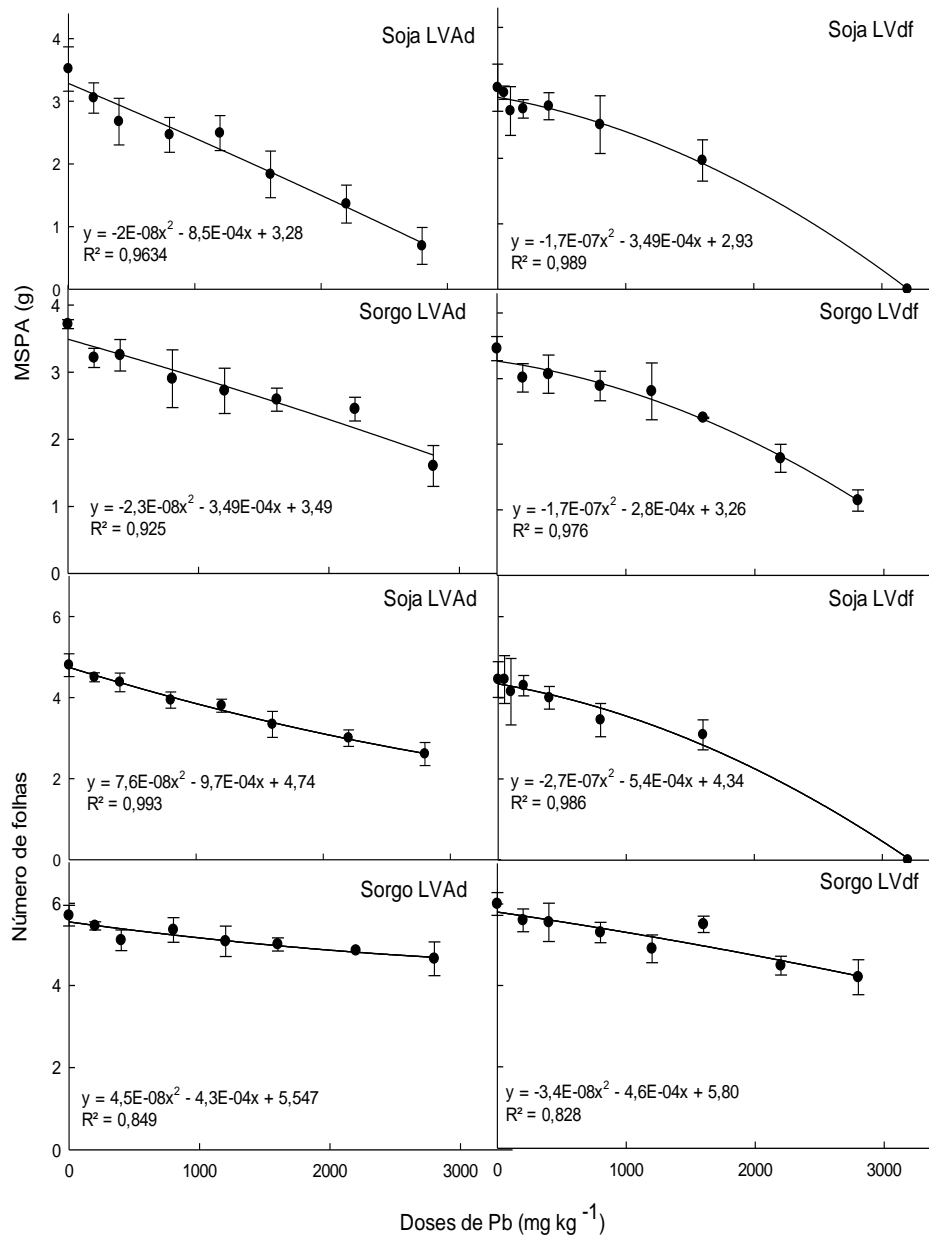
Figura 5 - Altura de plantas e diâmetro do coleto em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017)



Figura 6 - Massa seca da parte aérea e número de folhas em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

A redução no crescimento vegetal é consequência do metal Pb, uma vez que ele afeta a fotossíntese com reduções nas taxas fotossintéticas, o sistema antioxidante através da ligação do metal tóxico com grupos S-H das proteínas enzimáticas, provoca danos às membranas e sua permeabilidade, abala o metabolismo celular e também afeta o equilíbrio hídrico (SHARMA; DUBEY, 2005).

A resposta do agente estressante no acúmulo de massa seca deste estudo, mesmo nas menores doses de Pb (Figura 6), reflete o dano do metal na estrutura das plantas e, ao mesmo tempo, contempla a afirmação de Malavolta (2006) de que qualquer dose do metal é deletério às plantas. Augusto et al. (2014), trabalhando com mostarda em diferentes doses de Pb, demonstraram resultados de redução de MSPA, tendo as dosagens de 50 e 100 mg L<sup>-1</sup> de Pb em solução nutritiva sido as mais prejudiciais para as plantas, justamente o equivalente às menores doses de Pb desta pesquisa. Também Alexandrino (2014), trabalhando com milho e feijão, encontrou resultados significativos com reduções nas variáveis altura de plantas e MSPA com o aumento das doses de Pb no solos com concentrações semelhantes de Pb. No estudo proposto por Silva et al. (2013), os resultados referentes às variáveis altura de plantas, número de folhas, diâmetro do coleto e MSPA para girassol foram semelhantes aos desta pesquisa, pois as variáveis estudadas sofreram uma queda, tendo as maiores doses do referido trabalho sido equivalentes às do tratamento de 400 mg kg<sup>-1</sup>. Também Ashraf e Tang (2017) observaram uma diminuição na produção de biomassa na cultura do arroz, mesmo com doses de Pb menores que as desta pesquisa.

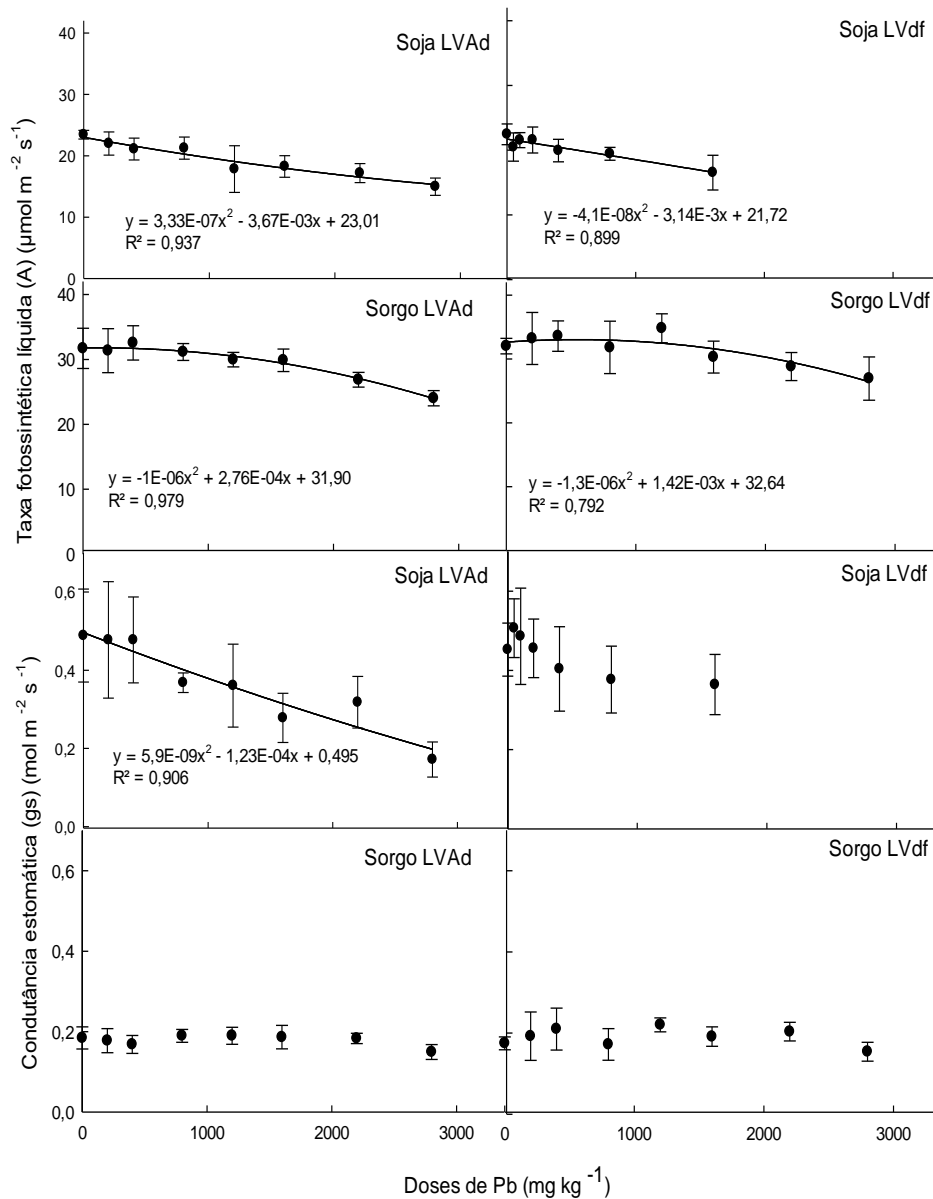
### 4.1.3 Trocas gasosas

Como não houve emergência na concentração de  $3.200 \text{ mg kg}^{-1}$  na soja cultivada no LVdf, não foi possível realizar as leituras de trocas gasosas e índice SPAD neste tratamento.

A variável taxa fotossintética apresentou decréscimos com o aumento de doses de Pb em ambos os solos e culturas, enquanto, para condutância estomática, os resultados foram significativos apenas para a soja plantada no LVAd, como pode ser observado na Figura 7. Para a taxa fotossintética na cultura da soja, foram observadas quedas de 35% no LVAd no tratamento com  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$  e, no LVdf, de 24% no tratamento com  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$  em relação ao controle. Na cultura do sorgo, a redução da taxa fotossintética no tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$  em relação ao controle foi de 27% no LVAd e de 19% no LVdf.

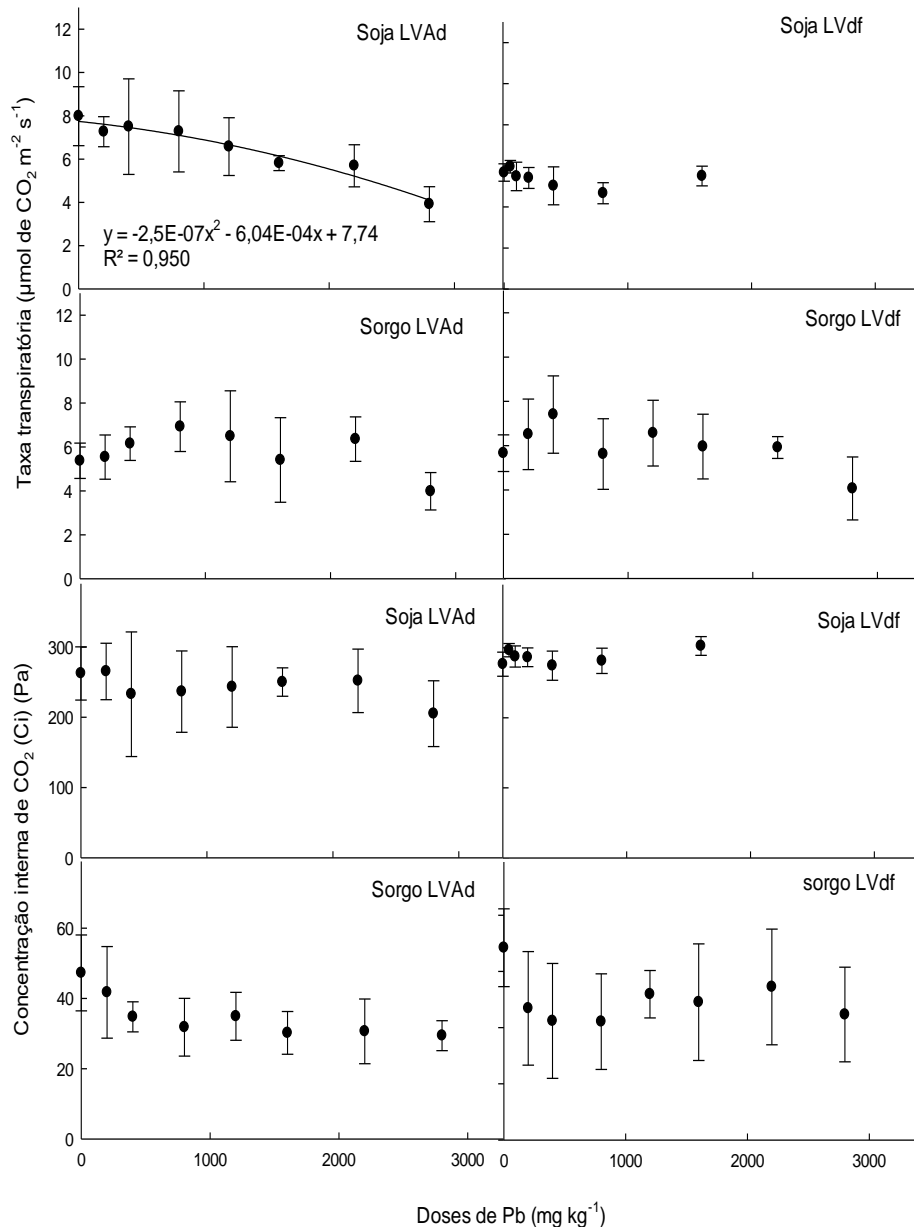
Para a variável taxa transpiratória foram observados resultados significativos apenas para a soja LVAd, com redução desta taxa em razão do aumento das doses de Pb nos solos (Figura 8). Houve uma tendência de redução a partir da primeira dose aplicada chegando, na dose de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ , a uma redução de 47% em relação ao controle. Já na cultura da soja plantada no LVdf, bem como no sorgo, cultivado em ambas os solos, os resultados não foram significativos no teste de variância ANAVA. E a variável concentração interna de  $\text{CO}_2$  não apresentou resultados significativos ( $p < 0,05$ ) entre os tratamentos em nenhum dos experimentos.

Figura 7 - Taxa fotossintética líquida e condutância estomática em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

Figura 8 - Taxa transpiratória e concentração interna de CO<sub>2</sub> em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

A cultura do sorgo apresentou taxas fotossintéticas superiores às da cultura da soja. Isso ocorre devido ao fato de o metabolismo C4 ser maior que os das plantas C3, por pouca ocorrência de fotorrespiração. Assim também Alvarenga (2014) e Teodoro (2016) encontraram taxas fotossintéticas maiores em plantas C4, quando comparadas a plantas C3.

Para condutância estomática, taxa transpiratória e concentração interna de CO<sub>2</sub> eram esperadas reduções estatisticamente significativas, pois, segundo Roelfsema e Hedrich (2005), o Pb influencia a abertura e o fechamento de estômatos, pois o elemento traço aumenta a concentração do fitormônio ABA nas raízes e na parte aérea, desencadeando o fechamento dos estômatos. Dentro deste processo de redução na condutância estomática, o processo de transpiração também é afetado com reduções nas taxas transpiratórias. No entanto, os resultados desta pesquisa indicam que o Pb não influenciou estes processos, exceto para a soja cultivada no LVAd, pois, possivelmente, o metal Pb não afetou a concentração do fitormônio ABA nas plantas de sorgo e soja.

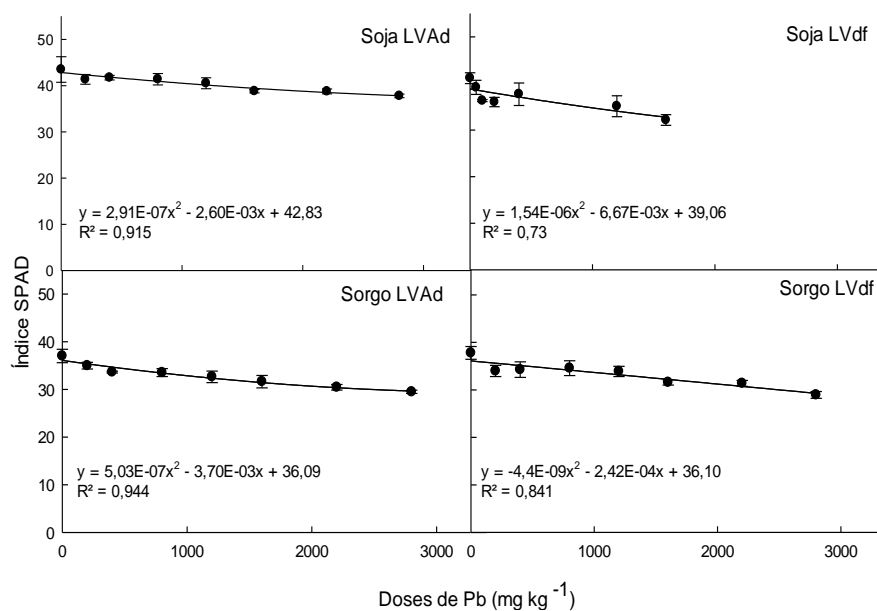
Resultados da pesquisa realizada por Teodoro (2016), utilizando as mesmas concentrações de Pb, nas culturas de arroz, milho, rabanete e feijão, nas classes de solos LVAd e CXbd, foram estatisticamente significativos para os parâmetros de trocas gasosas apenas para plantas cultivadas no CXbd, enquanto, para o LVAd, seus resultados não foram significativos, à probabilidade 0,05.

Para a concentração interna de CO<sub>2</sub>, Ribeiro et al. (2013) encontraram também resultados estatisticamente não significativos para a cultura do *Echinodorus grandiflorus* ssp. *grandiflorus* (Alismataceae) e concluíram que essa espécie tem a mesma capacidade de captar CO<sub>2</sub> do ambiente e assimilar esse gás na presença de Pb.

#### 4.1.4 Índice SPAD

Para a variável índice SPAD, tanto as plantas de soja como as plantas de sorgo em ambas as classes de solos sofreram influência significativa do aumento das doses aplicadas (Figura 9). Observa-se que, à medida que aumentaram as doses de Pb, ocorreu redução no índice SPAD. Observa-se também uma redução a partir do tratamento de 200 mg kg<sup>-1</sup> na soja cultivada no LVAd e de 50 mg kg<sup>-1</sup> na soja plantada no LVdf. No entanto, nota-se redução de 12% no LVAd na dose de 2.800 mg kg<sup>-1</sup> e de 19% no LVdf, no tratamento de 1.600 mg kg<sup>-1</sup> em relação ao controle. O mesmo pode ser observado para o sorgo, que apresentou uma tendência de redução a partir do primeiro tratamento (200 mg kg<sup>-1</sup>) e com pequeno decréscimo ao longo dos tratamentos.

Figura 9 - Índice SPAD em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

No estudo de Teodoro (2016), para o Índice SPAD em plantas de arroz, rabanete, feijão e milho, os resultados foram semelhantes, uma vez que houve redução do índice SPAD com acréscimo de Pb nos dois solos estudados (CXbd e LVAd).

A diminuição da taxa fotossintética (Figura 7) e a redução no índice SPAD (Figura 9) sofrida pela soja e sorgo, provavelmente, ocorreram em consequência da ruptura de cloroplastos e também pela alteração na síntese de clorofila (SHARMA; DUBEY, 2005). O metal Pb é capaz de atingir a enzima do ácido delta aminolevulínico desidratase (ALA-D), sendo esta a principal enzima de biossíntese de clorofila ou, ainda, é capaz de provocar a síntese de clorofilases capazes de degradar a clorofila (GUPTA et al., 2009). As reduções ocorreram exatamente nas doses mais elevadas de Pb. Dessa forma, a maior quantidade de Pb nas células irá comprometer mais gravemente a síntese de clorofila.

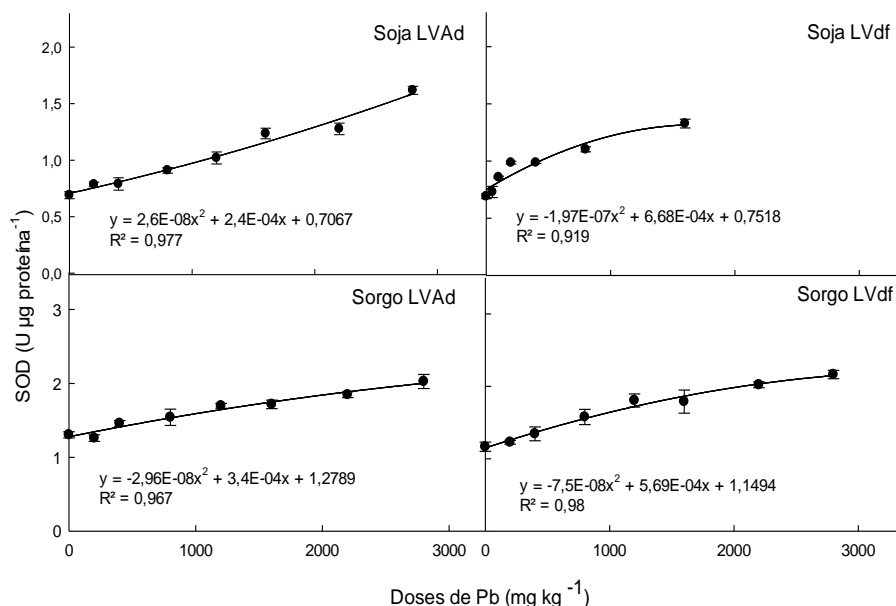
#### **4.1.5 Enzimas do sistema antioxidante**

As atividades das enzimas do sistema antioxidante sofreram um aumento significativo como consequência do aumento da concentração de Pb nos solos em ambas as plantas e classes de solos estudados (Figuras 10 e 11).

Para a dismutase do superóxido (SOD) na soja cultivada em LVAd observou-se, no tratamento 2.800 mg kg<sup>-1</sup>, um aumento de 55% em relação ao controle e, na soja cultivada no LVdf, o aumento observado foi de 43%. Na cultura do sorgo foi observado que, a partir do primeiro tratamento com Pb (200 mg kg<sup>-1</sup>), a atividade da enzima começou a aumentar e chegou no último tratamento com acréscimos de 37%, para o LVAd e 47%, para o LVdf, em relação ao controle.



Figura 10 - Atividade específica da dismutase do superóxido (SOD) em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.

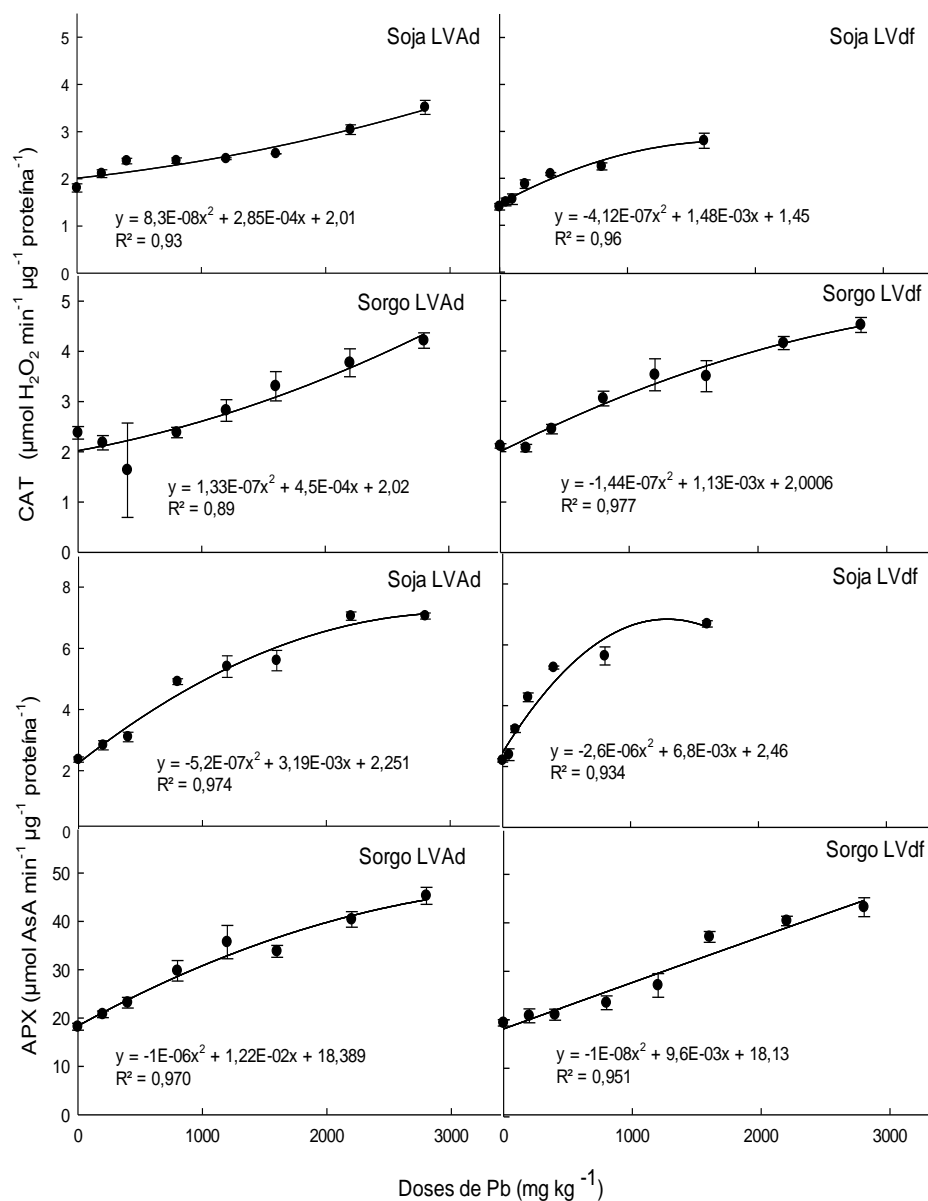


Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

Para a enzima catalase na soja LVAd (Figura 11), observou-se um aumento, na dose de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ , de 42% em relação ao controle. Na soja cultivada no LVdf, o aumento na dosagem de  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$  em relação ao controle foi de 48%. Na cultura do sorgo, observaram-se aumentos no tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$  em relação ao controle de 53% e 55%, respectivamente.

Para peroxidase do ascorbato (APX), na cultura da soja no LVAd, houve aumento da atividade no tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$  de 68% e, na soja no LVdf, de 63% em relação ao controle. Para o sorgo, foi observado um aumento da atividade da enzima, no último tratamento ( $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ ), de 59% no LVAd e de 60% no LVdf, em relação ao controle.

Figura 11 - Atividade específica da catalase (CAT) peroxidase do ascorbato (APX) em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distróférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

A fim de combater o estresse oxidativo, as plantas desenvolvem defesas por meio do aumento da atividade de enzimas antioxidantes para a remoção do EROS, como sinalização de resposta aos agentes estressores. O Pb quebra a homeostase celular, causando o aumento das EROS e, por consequência, do estresse oxidativo. Dependendo da intensidade e da duração do estresse, a quantidade de EROs gerada pode ser superior à capacidade de neutralização pelas enzimas, causando danos aos componentes celulares, como lipídeos, proteínas e ácidos nucleicos, caracterizando o estresse oxidativo (SHARMA et al., 2012).

A SOD é considerada a primeira defesa contra o EROS, uma vez que os radicais superóxidos são produzidos em diferentes compartimentos da célula. O aumento da atividade da SOD é atribuído ao aumento das concentrações de radicais superóxido, devido à ocorrência da síntese de nova proteína enzimática (LAMHAMDI et al., 2011). A partir da dismutação dos radicais superóxido, há a formação de  $H_2O_2$ , uma espécie reativa de oxigênio que, quando em concentrações elevadas, causa distúrbios celulares (SHARMA et al., 2012). Nesse sentido, é necessário que as peroxidases, como CAT e APX, atuem na neutralização de  $H_2O_2$ . Assim, o aumento na atividade de CAT e APX pode ter ocorrido para manter níveis baixos de  $H_2O_2$  como mecanismo de proteção (LAMHAMDI et al., 2011).

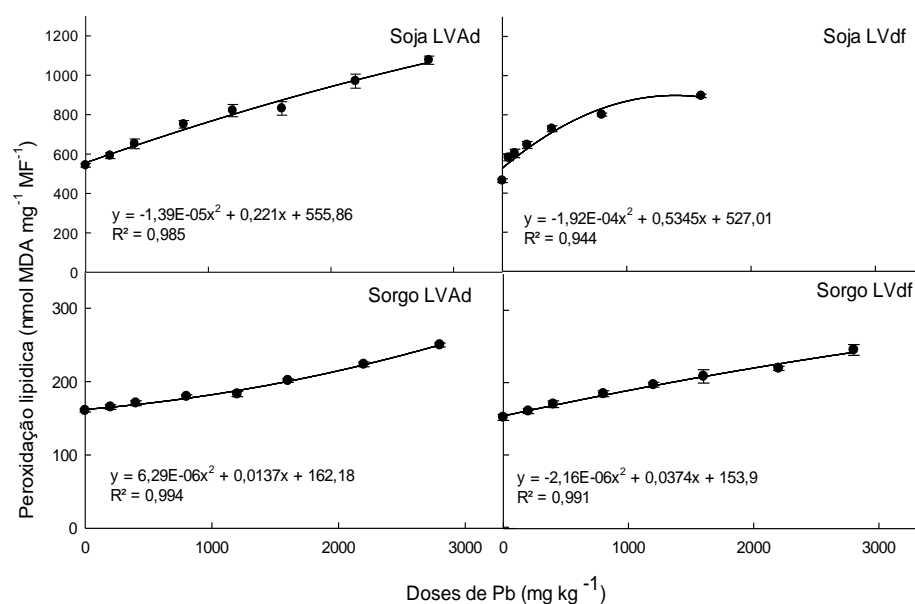
Resultados semelhantes foram encontrados por Lamhamdi et al. (2011), em experimentos de trigo, com doses crescentes de Pb, constatando um aumento das enzimas do sistema antioxidante, SOD, CAT e APX. Huang et al. (2012), trabalhando com *Sedum alfredii* pertencente à família *crassulaceae*, também encontraram resultados similares para estas enzimas. Ainda, Ashraf e Tang (2017), em estudo de arroz, observaram aumento da atividade das enzimas CAT e SOD, enquanto a APX apresentou variações nas atividades nas doses de Pb utilizadas nos experimentos.

#### 4.1.6 Peroxidação lipídica

O teor de peróxidos lipídicos reflete o grau dos danos à membrana celular, quando exposta às EROS (SHARMA et al., 2012).

O incremento da dose de Pb foi seguido pelo acréscimo na peroxidação lipídica das plantas de soja e de sorgo, em ambas as classes de solos (Figura 12). O aumento foi observado a partir das primeiras doses em todos os experimentos. Na soja plantada no LVAd, houve um aumento de 48% no tratamento de 2.800 mg kg<sup>-1</sup> e, na soja LVdf, o aumento foi de 41%, na dose de 1.600 mg kg<sup>-1</sup>, em relação ao controle. As plantas de sorgo no LVAd e LVdf tiveram, no tratamento de 2.800 mg kg<sup>-1</sup>, aumento de 35% e de 36% em relação ao controle, respectivamente.

Figura 12 - Peroxidação lipídica em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

Os íons  $Pb^{2+}$  induzem a peroxidação lipídica, diminuem o nível de ácidos graxos saturados e aumentam o conteúdo de ácidos graxos insaturados da membrana, em várias espécies de plantas (SHARMA; DUBEY, 2005). Aparentemente, o aumento da atividade observado nas enzimas do sistema antioxidante CAT, SOD e APX (Figuras 10 e 11) não ofereceu proteção suficiente contra o EROS. Neste caso, as espécies reativas de oxigênio começam a atuar sobre as membranas celulares, resultando no aumento da peroxidação lipídica. Dessa maneira, a formação de EROS foi superior à capacidade de neutralização das enzimas antioxidantes, de modo que ocorreram danos às membranas celulares. Ressalta-se que, se não ocorresse o aumento na atividade das enzimas do sistema antioxidante, o dano às plantas seria maior, uma vez que as plantas não teriam a defesa contra o agente estressante.

O grau de peroxidação lipídica na cultura da soja é superior a, aproximadamente, três vezes ao observado pelo sorgo, o que se deve às características de cada espécie. Mas, a resposta da peroxidação na cultura se deu em concentrações semelhantes de Pb.

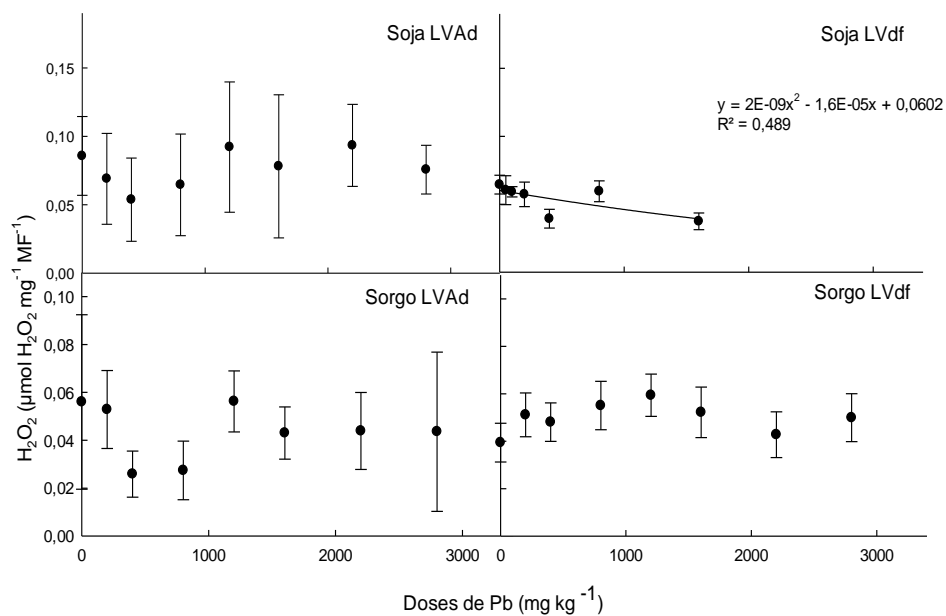
Estes resultados concordam com os de Lamhamdi et al. (2011) que, em experimentos com doses crescentes de Pb, constataram aumento da peroxidação lipídica tanto em folhas como em raízes de trigo, sendo que a dose maior equivale ao tratamento de  $800 \text{ mg kg}^{-1}$  deste estudo. Nesse estudo, tal como no de Huang et al. (2012), os autores constataram que o nível de Pb aumentou significativamente o conteúdo de MDA nas folhas de *Sedum alfredii*, indicando que a toxicidade do Pb leva a lesões na membrana. Ashraf e Tang (2017) também revelaram que a toxicidade de Pb promoveu estresse oxidativo com o aumento da produção da peroxidação lipídica (produção de MDA). Em ambos os trabalhos as concentrações de Pb eram inferiores a desta pesquisa, mas, mesmo assim, houve aumento do conteúdo de MDA, indicando que, ainda que

em pequenas concentrações, o metal tóxico provoca danos às membranas celulares.

#### 4.1.7 Peróxido de hidrogênio

Para a variável peróxido de hidrogênio, os resultados foram significativos apenas para a soja cultivada no LVdf, na análise de variância (Figura 13), apresentando tendência de redução em virtude de acréscimo de Pb.

Figura 13 - Peroxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



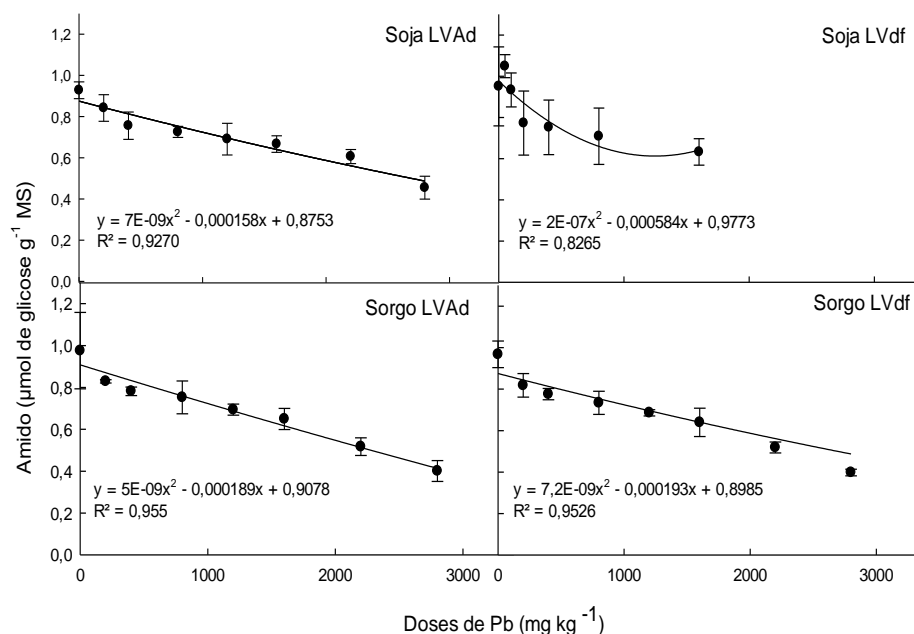
Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

Resultados diferentes para  $H_2O_2$  foram reportados por Ashraf e Tang (2017). Trabalhando com a cultura do arroz, eles observaram acúmulo de  $H_2O_2$  em razão do aumento de concentração de Pb nos solos e sugeriram que a toxicidade de Pb induziu o estresse oxidativo em termos de aumento de  $H_2O_2$ . Dessa forma, os resultados de  $H_2O_2$  desta pesquisa não provocaram alterações nas plantas, uma vez que na soja LVdf houve um decréscimo e, nas outras culturas, os resultados não foram estatisticamente significativos. Entretanto eram esperados resultados significativos com o aumento destes teores em função da aplicação de doses de Pb nos solos, pois, durante a dismutação de radicais superóxido, há a formação de  $H_2O_2$ .

#### **4.1.8 Carboidratos do metabolismo**

O teor de amido reduziu com o incremento do teor de Pb no solo. Para a cultura da soja, em comparação entre a maior dose e o controle, foram observados decréscimos de 45% no LVAd ( $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e de 34% no LVdf ( $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$ ), ao passo que, para o sorgo, comparando-se a maior dose ( $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e o controle, foram observados decréscimos de 54%, em ambas as classes de solos.

Figura 14 - Amido em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.

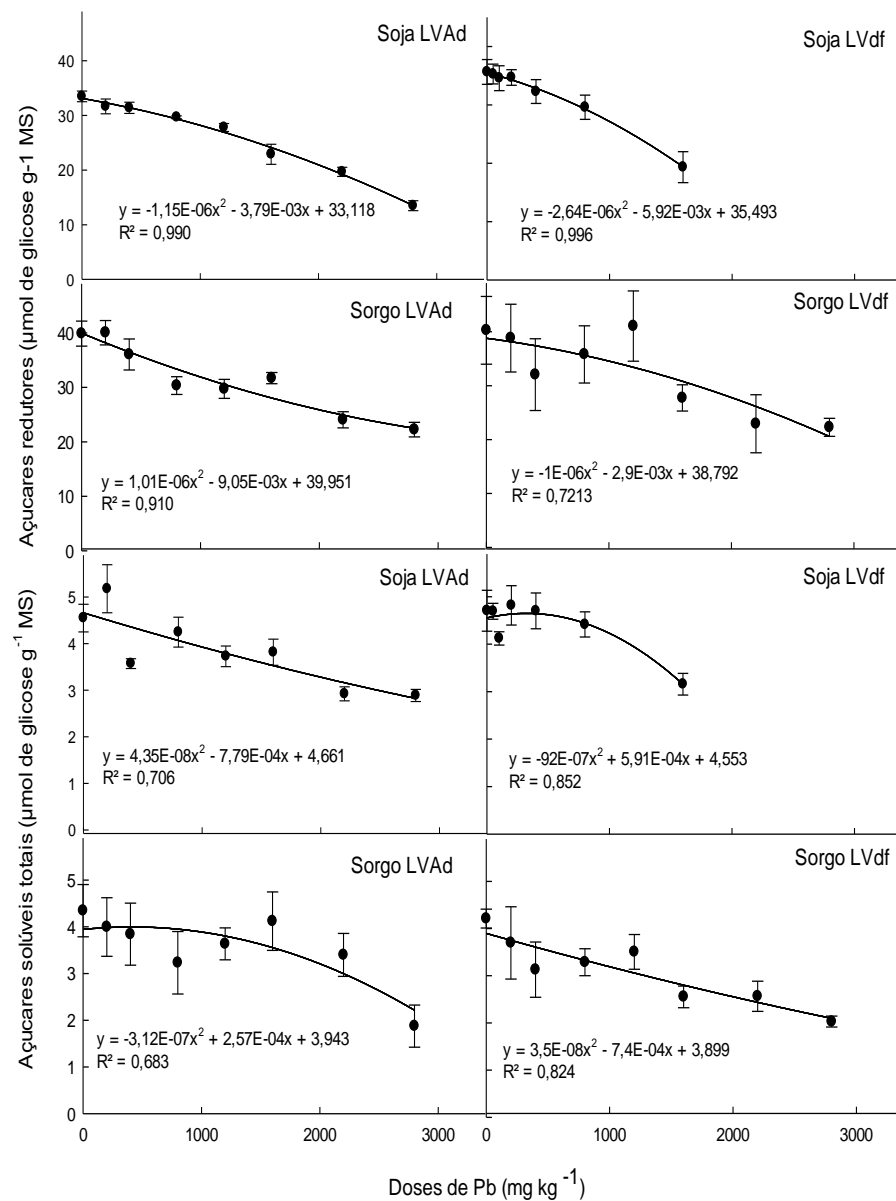


Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

Os açúcares solúveis totais (AST) e os açúcares redutores (AR) apresentaram tendência similar à observada para o amido (Figura 15). Para o AST na cultura da soja, comparando-se o controle com a maior dose, a redução foi de 39%, no LVAd ( $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e de 31%, no LVdf ( $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$ ). No sorgo foram observados decréscimos de 44% e 46%, no LVAd e no LVdf, respectivamente. Já para o AR na soja foram observados decréscimos de 59%, no LVAd (dose de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e de 46% no LVdf (dose de  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$ ). No sorgo, comparando-se o controle com a maior dose aplicada ( $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ ), tanto no LVAd e como no LVdf, observam-se decréscimos de 43% e 42%, respectivamente.



Figura 15 - Açúcares redutores (AR) e açúcares solúveis totais (AST) em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

A redução nos teores dos carboidratos do metabolismo AR, AST e amido, observados na parte aérea das plantas de soja e sorgo submetidas ao estresse por Pb, correspondem à inibição ou à diminuição da fotossíntese ou, ainda, à estimulação da taxa de respiração (JOHN et al., 2008). Assim, a redução na taxa fotossintética observada nesta pesquisa influenciou negativamente a reserva de amido e também a produção de AR e AST. O gasto de reserva de amido ocorre para manter o metabolismo das plantas e é provável que a hidrólise do amido tenha ocorrido como consequência da limitação da disponibilidade de açúcares para o metabolismo celular, em decorrência das restrições à assimilação de CO<sub>2</sub> provocada pelo estresse de Pb.

Os resultados para AST e amido estão de acordo com o estudo proposto por Bhardwaj, Chaturvedi e Prasad (2009) que também observaram uma diminuição desses carboidratos na cultura do feijão, em decorrência do aumento de doses de Pb nos solos.

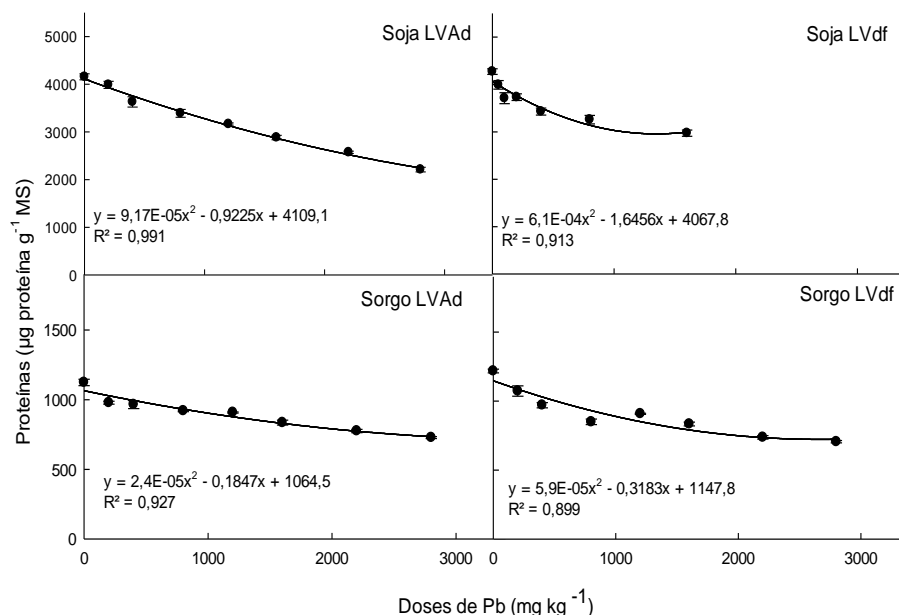
De modo geral, o Pb provocou aumento das enzimas antioxidantes (Figuras 10 e 11) e aumento na produção de EROS, os quais podem causar alterações funcionais nos núcleos celulares, DNA, lipídios e proteínas (ASHRAF; TANG, 2017). O aumento nos níveis de MDA (Figura 12) indica que houve danos às membranas celulares. Logo, com excesso de produção de EROs e danos aos componentes celulares, houve redução nos pigmentos fotossintéticos e, provavelmente, ocorreram danos no aparato fotossintético, culminando com uma diminuição na taxa fotossintética (Figura 7). Como consequência da menor taxa fotossintética, houve redução nas concentrações dos carboidratos de diferentes classes (Figuras 14 e 15). Em baixas concentrações, Pb estimula a respiração e aumenta o teor de ATP (SHARMA et al., 2012), no entanto, estes autores não mencionam quais concentrações são prejudiciais à respiração, enquanto concentrações mais altas são inibitórias à respiração e

diminuem a ATP. Assim, houve comprometimento fisiológico das plantas, levando à redução da massa seca da parte aérea (Figura 6).

#### **4.1.9 Proteínas**

As proteínas mantiveram os padrões observados nos carboidratos do metabolismo (Figura 16). A soja, em ambos os solos, mostrou redução nas proteínas a partir do primeiro tratamento ( $200 \text{ mg kg}^{-1}$  no LVAd e  $50 \text{ mg kg}^{-1}$  no LVdf), ocorrendo redução, no tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ , de 45%, no LVAd e de 26%, no tratamento de  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$ , no LVdf em relação ao controle. A cultura do sorgo também teve uma tendência de redução a partir da dose de  $200 \text{ mg kg}^{-1}$ , em ambos os solos. Ao mesmo tempo, foram observados decréscimos no LVAd e no LVdf, na concentração de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ , de 31% e 37%, respectivamente, em relação ao controle.

Figura 16 - Proteínas em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

A alteração nas proteínas pode ter sido afetada por três motivos que são: a) a maior hidrólise de proteínas, resultando em diminuição da concentração de proteínas solúveis; b) a atividade catalítica do Pb e c) o estresse por Pb pode inibir a síntese de algumas proteínas como também promover a síntese de outras. O efeito de  $\text{Pb}^{2+}$  pode resultar no aumento da protease (BHARDWAJ; CHATURVEDI; PRASAD, 2009). Como observado por John et al. (2008), o aumento da peroxidação lipídica leva à fragmentação de proteínas com o aumento da EROS, provavelmente devido à ativação da protease responsável pela solubilização de proteínas, o que ocasionou a redução nos teores de proteínas, neste estudo.

Resultados semelhantes para proteínas foram reportados por Bhardwaj, Chaturvedi e Prasad (2009) que, trabalhando com Pb e Cd na cultura do feijão, observaram uma redução nos teores de proteínas em virtude do aumento das doses de Pb nos solos. Também Ashraf e Tang (2017) observaram, em estudo com arroz sob diversas dose de Pb, que o conteúdo de proteínas foi diminuído a níveis elevados de Pb.

#### **4.1.10 Teores e acúmulo de nutrientes na parte aérea**

O Pb, em sua forma catiônica, é absorvido pelas plantas devido à sua semelhança com os elementos essenciais ao desenvolvimento vegetativo, como  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{+2}$ , que desempenham funções importantes no crescimento das plantas. A absorção de  $\text{Pb}^{+2}$  em soluções concentradas ocorre, preferencialmente, aos micronutrientes e  $\text{Ca}^{2+}$ , podendo induzir sintomas de deficiência de nutrientes. Pode também ocasionar danos, levando à redução no crescimento das plantas e, conseqüentemente, à redução no acúmulo de matéria seca (AUGUSTO et al., 2014).

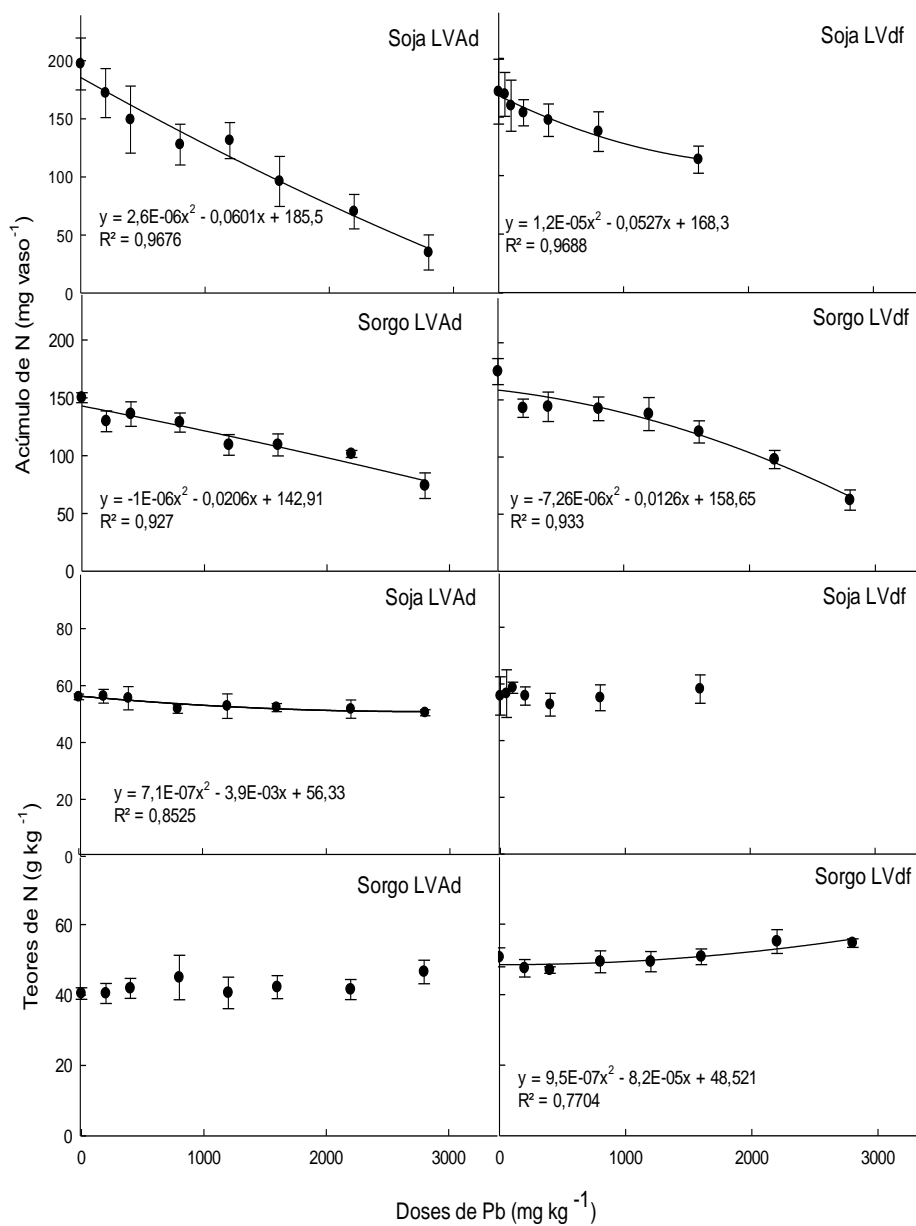
##### **4.1.10.1 Teores e acúmulo de N, P e K**

O teores de N mostraram diferenças significativas apenas para a soja LVAd e para o sorgo LVdf (Figura 17). Entretanto, para o acúmulo de N, os resultados foram significativos para ambas as classes de solos e nas duas espécies estudadas, sofrendo, em todos os casos, redução por consequência do aumento das doses de Pb nos solos. Na soja cultivada no LVAd, no tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ , comparada ao controle, houve redução no acúmulo de N de 79%. Na soja cultivada no LVdf, no tratamento de  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$ , comparada ao controle, a redução foi de 32%. Na cultura do sorgo, foram observadas reduções

a partir do tratamento de  $200 \text{ mg kg}^{-1}$ , tanto no LVAd como no LVdf. No tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ , comparado ao controle, as reduções no acúmulo de N no LVAd e LVdf foram de 45% e 58%, respectivamente.

No tratamento controle, as plantas de soja em ambos os solos apresentaram teores médios de N de  $55,0 \text{ g kg}^{-1}$ . Mascarenhas et al. (2013) classificam teores de 40 a  $55 \text{ g kg}^{-1}$  como suficiente e, abaixo de  $31,5 \text{ g kg}^{-1}$ , como deficientes. Dessa maneira, as plantas de soja absorveram quantidades suficientes de N nos dois solos estudados. A cultura do sorgo obteve teores médios de, aproximadamente, de  $40 \text{ g kg}^{-1}$  no LVAd e de  $50 \text{ g kg}^{-1}$  no LVdf. Silva, A. et al. (2015) consideram suficientes teores de absorção de 25 a  $35 \text{ g kg}^{-1}$ . Assim, o sorgo, nos dois solos, apresentou absorção de N alta. Portanto, nem mesmo as maiores doses de Pb ocasionaram a deficiência de N, tanto na soja como no sorgo.

Figura 17 - Acúmulo e teores de N em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



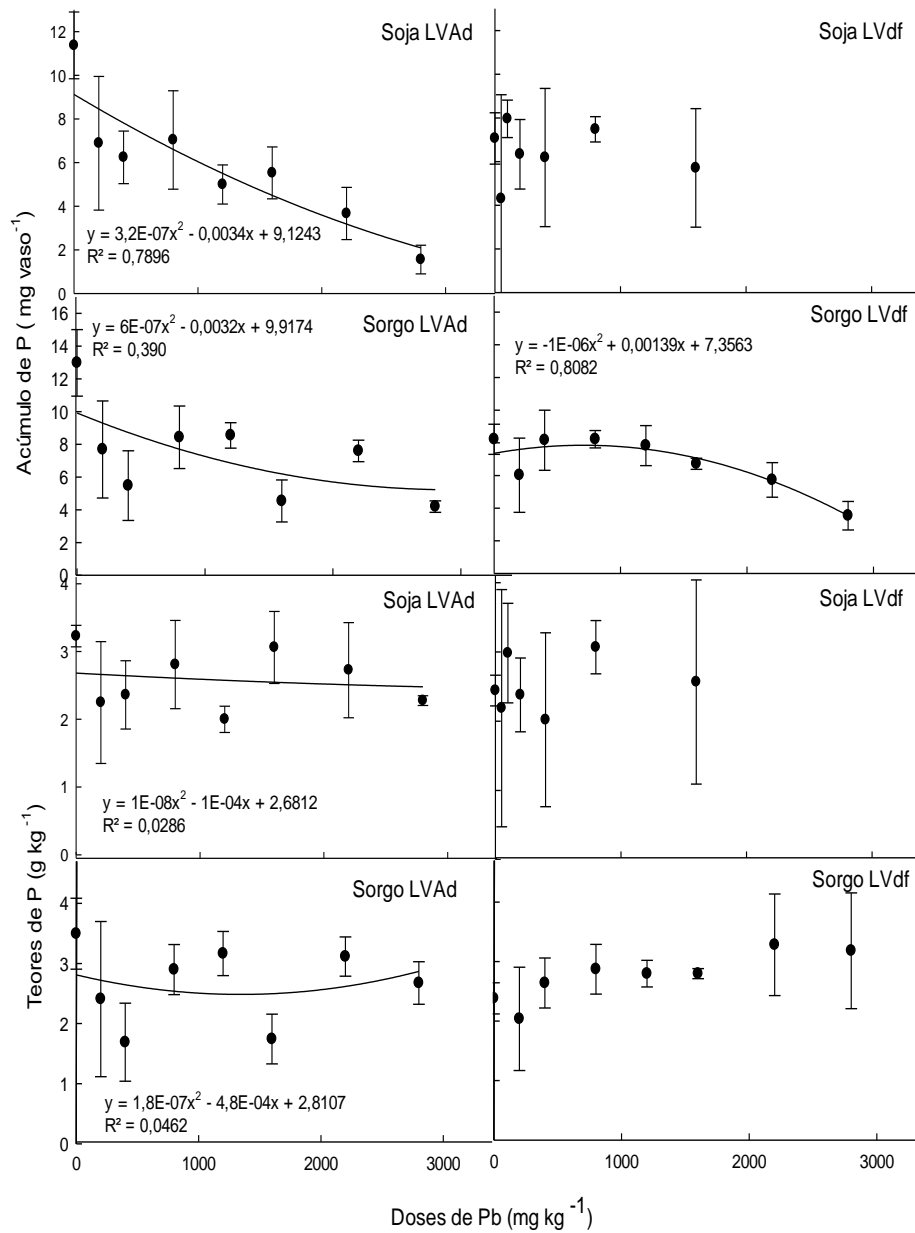
Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

O N é componente de diversos compartimentos das células vegetais, incluindo aminoácidos, ácidos nucleicos e clorofilas. Este nutriente é absorvido pelas raízes na forma de nitrato e de amônio, sendo preferencial a absorção na forma aniônica, o nitrato. O Pb não provocou a deficiência de N nas plantas de soja e sorgo, seja pela absorção de N pela forma aniônica ou pelo antagonismo do metal tóxico com este nutriente (ABREU et al., 2016).

Para teores de P, resultados significativos foram encontrados na soja em LVAd e no sorgo em LVAd, mas com coeficientes de determinação ( $R^2$ ) baixíssimos, de 0,028 e 0,046, respectivamente. Em ambas as culturas, houve tendência de decréscimo, mas com pouquíssimas reduções. Para plantas cultivadas no LVdf, os resultados não foram significativos (Figura 18). Entretanto, para acúmulo de P, os resultados não foram significativos apenas para a soja cultivada no LVdf. Os outros testes mantiveram a tendência observada para o acúmulo de N. Para a soja cultivada no LVAd, notou-se uma redução de 77%, quando se compara a maior dose ( $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ ) ao controle. Para o sorgo, quando se compara o maior tratamento ( $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ ) ao controle, foram observadas, no LVAd e LVdf, reduções de 43% e 54%, respectivamente.



Figura 18 - Acúmulo e teores de P em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



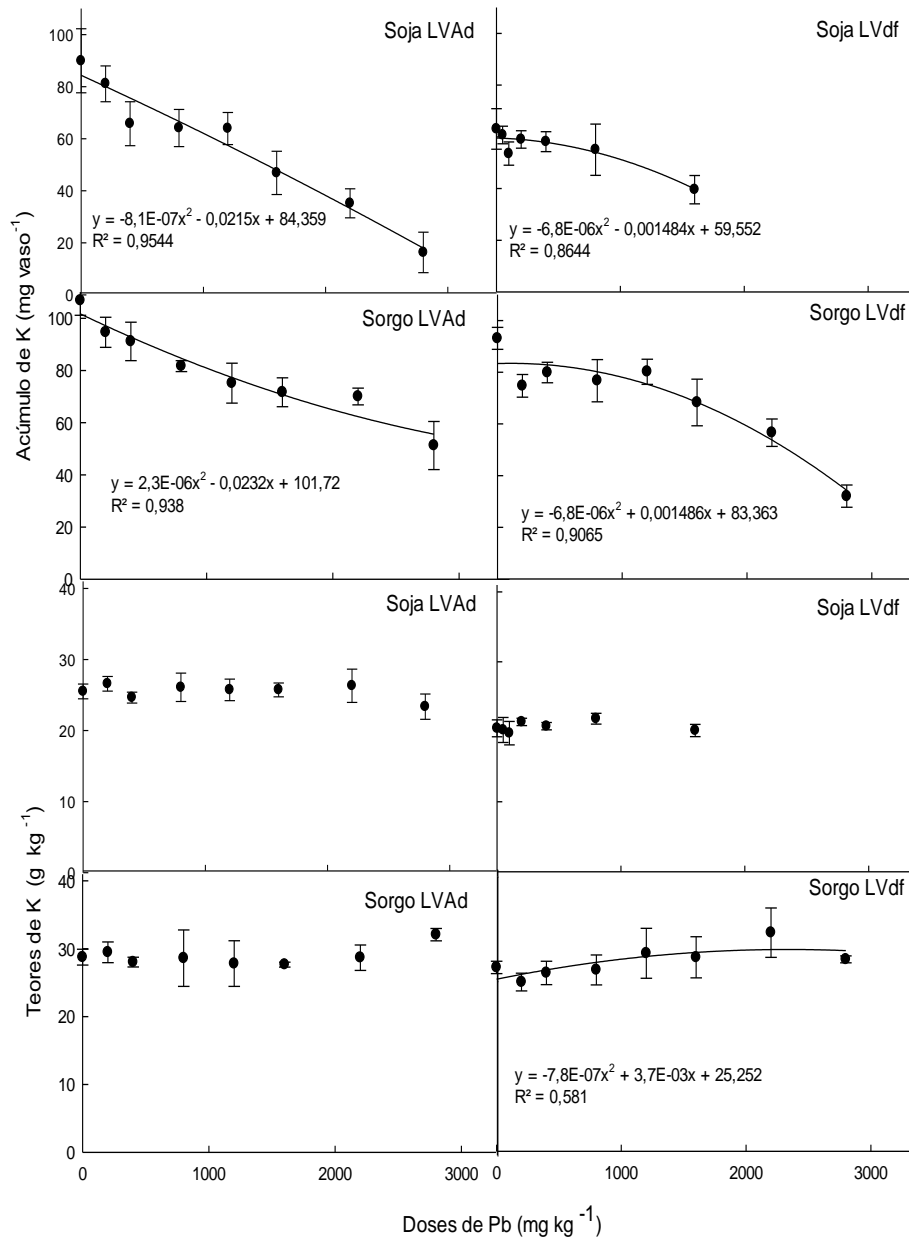
Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

No tratamento controle, ambas as plantas cultivadas no LVAd tiveram absorção média de P de, aproximadamente,  $3,5 \text{ g kg}^{-1}$ , enquanto no LVdf as plantas absorveram teores aproximados de  $2,5 \text{ g kg}^{-1}$ . Mascarenhas et al. (2013) consideraram teores de P para a cultura da soja de  $2,5$  a  $5,0 \text{ g kg}^{-1}$ , enquanto abaixo de  $1,6 \text{ g kg}^{-1}$  são considerados deficientes. Para a cultura do sorgo, Silva, A. et al. (2015) classificaram teores de P como adequados à faixa de  $2,0$  a  $4,0 \text{ g kg}^{-1}$ . Dessa forma, no controle, todas as plantas tiveram uma absorção de P suficiente para cada cultura e, ao mesmo tempo, nas maiores concentração de Pb não houve deficiência deste nutriente.

A redução do acúmulo de P nas plantas é atribuída à formação de fosfato de chumbo, composto relativamente insolúvel (CANNATA et al., 2013). No entanto, a redução de P nas plantas estudadas não foi suficiente para causar a deficiência deste nutriente.

Para os teores de K, apenas o sorgo no LVdf apresentou resultados estatisticamente significativos, com uma pequena tendência de acréscimo. Já para a soja, em ambos os solos e o sorgo no LVAd, os resultados não foram significativos (Figura 19). No entanto, para o acúmulo de K, os resultados foram similares aos encontrados no acúmulo de N. Na soja cultivada no LVAd, foi observada redução de 79%, comparando-se a dose de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$  ao controle e a soja plantada no LVdf. No tratamento de  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$ , quando comparado ao controle, a redução foi de 32%. Na cultura do sorgo, comparando-se ao tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ , as reduções foram de 46%, no LVAd e de 59%, no LVdf.

Figura 19 - Acúmulo e teores de K em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

No tratamento controle, as plantas de soja tiveram teores de absorção de K de, aproximadamente, 25 g kg<sup>-1</sup>, no LVAd e de 20 mg kg<sup>-1</sup>, no LVdf. Mascarenhas et al. (2013) classificaram teores de 17,1 a 25,0 g kg<sup>-1</sup> como suficientes para esta cultura e abaixo de 12,5 g kg<sup>-1</sup> como deficientes. No tratamento controle, as plantas de sorgo absorveram teores médios de K de, aproximadamente, 30 g kg<sup>-1</sup>. Silva, A. et al. (2015) consideraram teores de 14 a 25 g kg<sup>-1</sup> como adequados para esta cultura. Dessa maneira, a soja no controle apresentou absorção suficiente de K, enquanto o sorgo obteve teores altos. Também não se observou deficiência deste nutriente, mesmo nas maiores concentrações do metal tóxico.

A redução ocorrida no acúmulo de K, possivelmente, está associada à inibição competitiva entre o K e os demais cátions presentes em altas concentrações (CANNATA et al., 2013), mas esta redução provocada por Pb não ocasionou a deficiência desses nutrientes, tanto no sorgo como na soja.

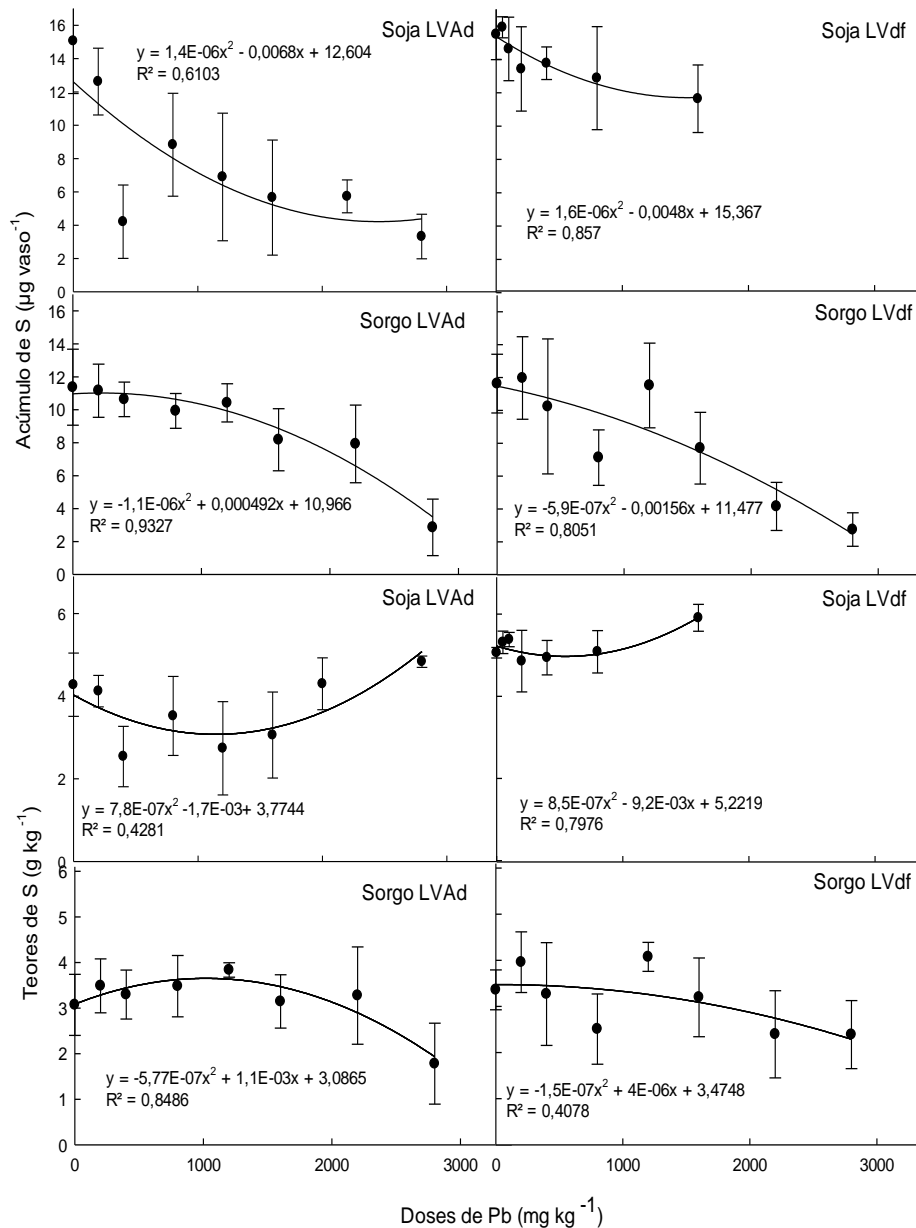
Abreu et al. (2016), trabalhando com a cultura do girassol, observaram resultados semelhantes para teores de N, P e K, constatando que o metal Pb não influenciou a absorção destes nutrientes. Já Lamhamdi et al. (2013), trabalhando com espinafre e trigo em doses crescentes de Pb, perceberam uma redução nos teores de P e K. Entretanto, para acúmulo de N, P e K, Ravikumar e Thamizhiniyyn (2014) encontraram também redução no acúmulo desses macronutrientes para o feijão, em consequência da aplicação de doses de Pb nos solos, o que torna os resultados semelhantes aos encontrados nesta pesquisa.

#### 4.1.10.2 Teores e acúmulo de S

Os teores de S na parte aérea das plantas estudadas mostraram resultados significativos, ajustando-se o modelo quadrático. No entanto, as duas culturas apresentaram comportamentos diferentes. A soja apresentou comportamento crescente em função do aumento de doses de Pb nos solos, enquanto o sorgo apresentou comportamento decrescente (Figura 20). A soja, nas concentrações intermediárias, apresentou tendência de declínio ( $200 \text{ mg kg}^{-1}$  a  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$ ), mas, nas concentrações superiores a  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$ , houve aumento na concentração de S em ambas as classes de solos. No LVAd, na dose de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$  em relação ao controle, foi observado um aumento de 25% no teor de S, mas, no LVdf, a redução na dose de  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$  foi, em relação ao controle, de 12%. No sorgo, no LVAd, foi observado que o decréscimo nos teores de S, no LVAd e LVdf, no tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ , em relação ao controle, foi de 41% e 34%, respectivamente.

O acúmulo de S manteve os padrões observados para os outros macronutrientes (N, P e K). Para soja cultivada em LVAd, comparando o tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$  em relação ao controle, a redução foi de 64%. Na soja cultivada no LVdf, no tratamento de  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$ , a redução em relação ao controle foi de 24%. Para a cultura do sorgo no tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$  de Pb, no LVAd e LVdf, em comparação ao controle, as reduções foram de 66% e 78%, respectivamente.

Figura 20 - Acúmulo e teores de S em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

No tratamento controle, as plantas de soja tiveram uma absorção média de S de, aproximadamente,  $4,5 \text{ g kg}^{-1}$ , no LVAd e de  $5,0 \text{ g kg}^{-1}$  no LVdf. Mascarenhas et al. (2013) classificaram teores de 2,1 a  $4,0 \text{ g kg}^{-1}$  e abaixo de  $1,5 \text{ g kg}^{-1}$  como deficientes para esta cultura. As plantas de sorgo no controle apresentaram teores médios de, aproximadamente,  $3,0 \text{ g kg}^{-1}$  no LVAd e de  $3,5 \text{ g kg}^{-1}$  no LVdf. Silva, A. et al. (2015) consideraram teores de S de 1,5 a  $3,0 \text{ g kg}^{-1}$  como adequados para o sorgo. Assim, apenas o sorgo cultivado no LVdf teve absorção suficiente no controle, enquanto a soja e o sorgo cultivados no LVAd obtiveram absorção alta de S. Mesmo nas maiores doses do metal tóxico, as plantas estudadas não apresentaram deficiência deste nutriente.

Os resultados aqui encontrados para S não são condizentes com os de Kabata-Pendias (2011), segundo os quais os elementos traço, como Pb, não influenciam a absorção do S. Também Bertoli et al. (2011), em estudo com tomate, perceberam aumento dos teores de S em razão do aumento de doses de Pb. Estes aumentos são semelhantes para a cultura da soja desta pesquisa e, portanto, não se aplicam para a cultura do sorgo, provavelmente em virtude da diferença fisiológica entre plantas C3 e C4.

#### **4.1.10.3 Teores e acúmulo de Ca e Mg**

Tanto o acúmulo como os teores de Ca foram influenciados significativamente em razão das crescentes doses de Pb nos solos, conforme Figura 21. No entanto, os teores apresentaram menores reduções e os coeficientes de determinação ( $R^2$ ) para a cultura do sorgo foram muito baixos, de 0,133 para o LVAd e de 0,199 para o LVdf.

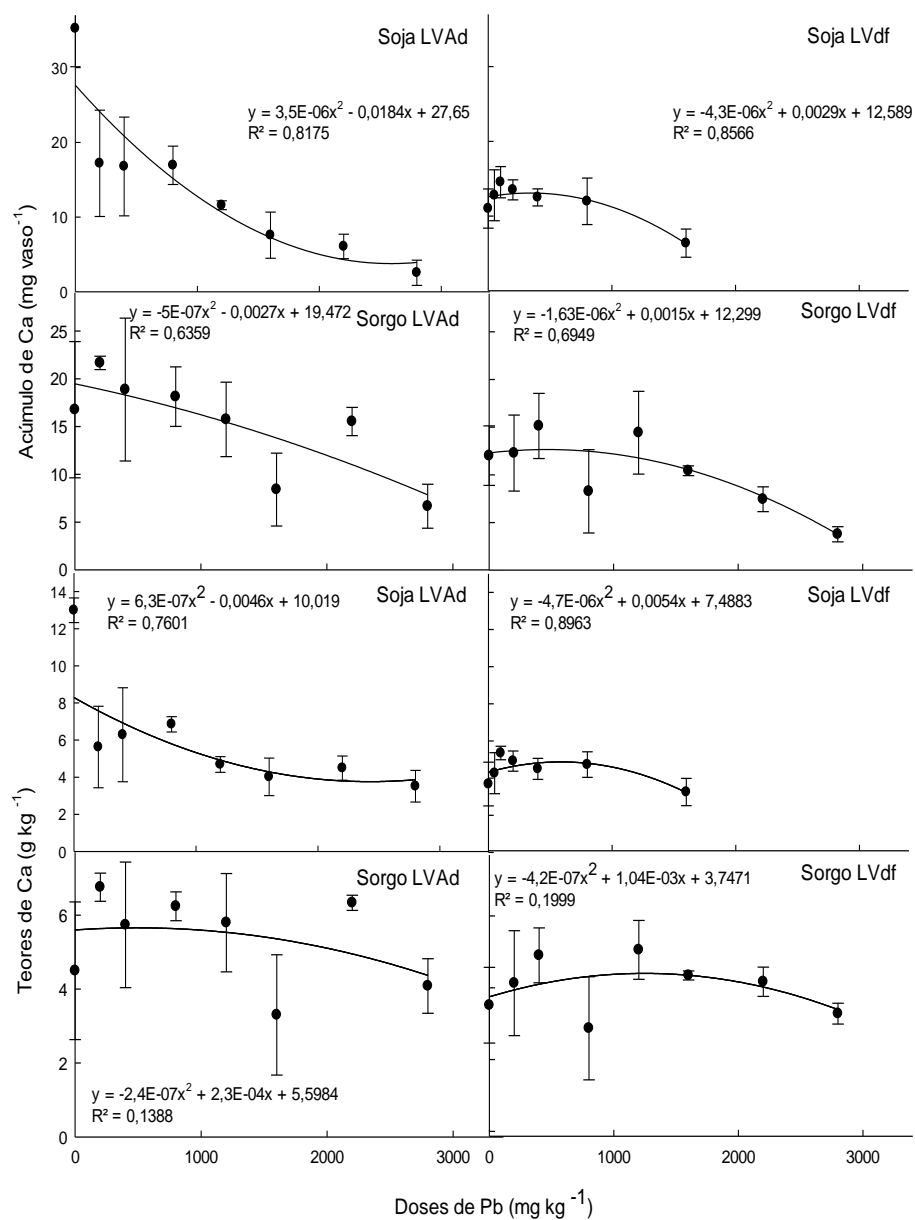
Quanto ao acúmulo de Ca na soja cultivada no LVAd houve uma redução, em comparação ao controle, de 87%. E, no LVdf, no tratamento de  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$ , a redução em comparação ao controle foi de 50%. Na cultura do

sorgo, as reduções no tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ , comparado ao controle, foram de 59% no LVAd e de 69% no LVdf.

No tratamento controle, as plantas de soja obtiveram absorção média de Ca de, aproximadamente,  $12 \text{ mg kg}^{-1}$  no LVAd e  $4,0 \text{ mg kg}^{-1}$  no LVdf. Mascarenhas et al. (2013) consideraram suficientes teores de 3,6 a  $20 \text{ mg kg}^{-1}$  e, abaixo de  $2,0 \text{ mg kg}^{-1}$ , como deficientes. A cultura do sorgo apresentou teores médios aproximados de  $4,5 \text{ mg kg}^{-1}$  no LVAd e de  $4,0 \text{ mg kg}^{-1}$  no LVdf. Silva, A. et al. (2015) consideraram como adequados para o sorgo teores de Ca de 2,5 a  $6,0 \text{ mg kg}^{-1}$ . Sendo assim, tanto o sorgo como a soja, em ambas as classes de solos, apresentaram no controle absorção suficiente de Ca. Também nas maiores concentrações do metal tóxico as plantas estudadas não apresentaram deficiência deste nutriente.



Figura 21 - Acúmulo e teores de Ca em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



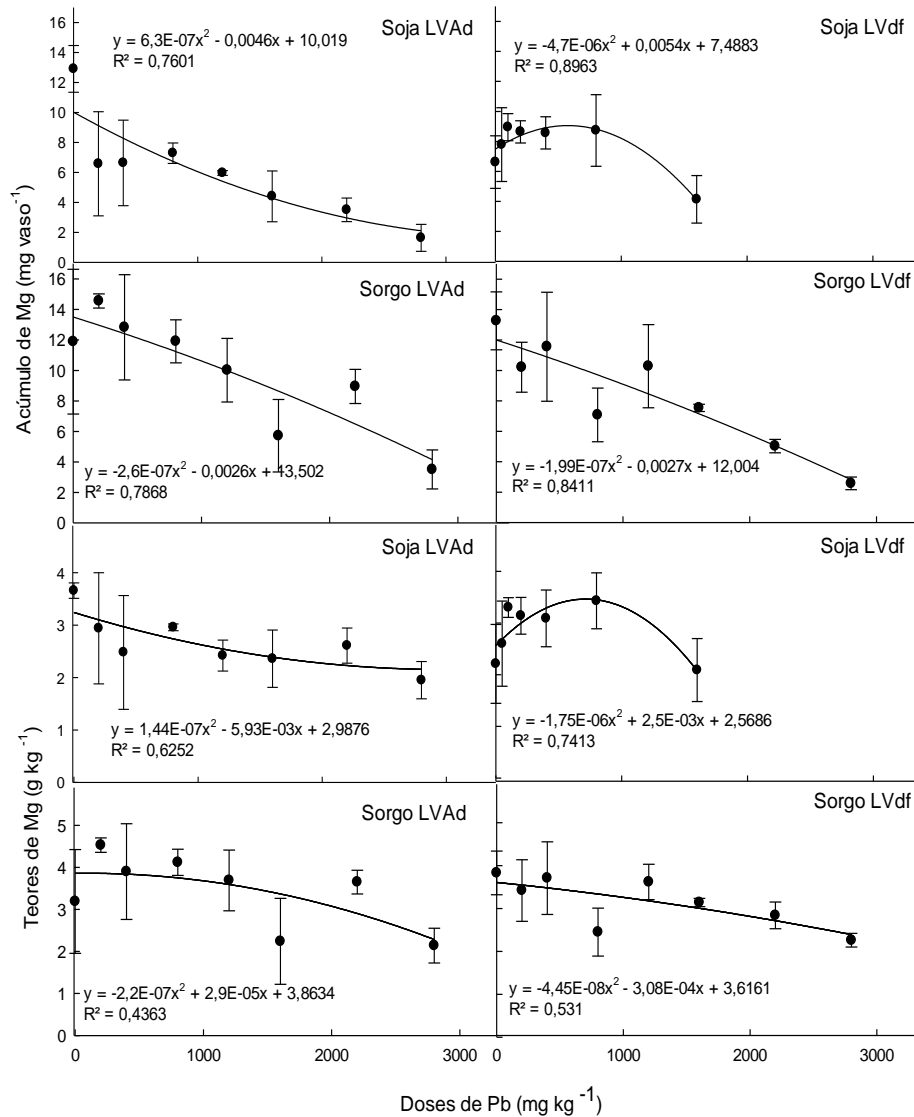
Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

Os teores de Mg apresentaram a mesma tendência observada para os teores de Ca (Figura 22). Na soja cultivada no LVAd foi observada redução de 18% no tratamento de 2.800 mg kg<sup>-1</sup> e, no LVdf, de 18% no tratamento de 1.600 mg kg<sup>-1</sup>, em relação ao controle. O sorgo obteve redução de 43% no LVAd e de 34% no LVdf, no último tratamento (2.800 mg kg<sup>-1</sup>), em relação ao controle.

O acúmulo manteve a tendência observada para o acúmulo de N, P, K e Ca. Na cultura da soja plantada em LVAd no tratamento de 2.800 mg kg<sup>-1</sup>, em relação ao controle, a redução foi de 79%. Para a soja no LVdf, comparando-se a dose de 1.600 mg kg<sup>-1</sup> em relação ao controle, a redução foi de 44%. Na cultura do sorgo, foi observada tendência de decréscimos a partir do tratamento de 400 mg kg<sup>-1</sup>, em ambas as classes de solos. Quando se compara o tratamento de 2.800 mg kg<sup>-1</sup> em relação ao controle, as reduções no LVAd e no LVdf foram de 70% e 76%, respectivamente.

No tratamento controle, as plantas de soja apresentaram, no tratamento controle, teores médios de Mg de, aproximadamente, 3,5 mg kg<sup>-1</sup> no LVAd e de 2,5 mg kg<sup>-1</sup> no LVdf. Segundo Mascarenhas et al. (2013), os teores de 2,5 a 10 mg kg<sup>-1</sup> são considerados suficientes para a soja, enquanto a absorção abaixo de 1,0 mg kg<sup>-1</sup> de Mg é deficiente. Na cultura do sorgo, a absorção média de Mg no controle foi de, aproximadamente, 4,0 mg kg<sup>-1</sup> no LVAd e de 3,0 mg kg<sup>-1</sup> no LVdf. Silva, A. et al. (2015) consideraram teores de absorção de 1,5 a 5,0 mg kg<sup>-1</sup> como adequados para o sorgo. Dessa maneira, tanto as plantas de sorgo como as plantas de soja, em ambas as classes de solos, obtiveram absorção de Mg suficiente para cada cultura. E, mesmo nas maiores doses de Pb, não houve deficiência desse nutriente.

Figura 22 - Acúmulo e teores de Mg em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

O Ca é um elemento indispensável para manter a estrutura e o funcionamento normal das membranas, particularmente da plasmalema (ABREU et al., 2016). Por esse motivo, a deficiência de Ca induzida por Pb pode causar distúrbios na divisão celular (SHARMA; DUBEY, 2005).

Os íons  $Mg^{+2}$  têm funções importantes nas células vegetais, pois têm o papel específico de ativar determinadas enzimas envolvidas na respiração, na fotossíntese, no DNA e no RNA. É também um componente essencial da clorofila e sua deficiência afeta diretamente as assimilações de carbono e as transformações de energia (ABREU et al., 2016).

A redução no acúmulo de Ca e Mg pode estar associada à competição do metal tóxico com estes nutrientes, no entanto, esta redução não foi suficiente a ponto de causar a deficiência nas plantas estudadas, ou pelo antagonismo do Pb com estes nutrientes.

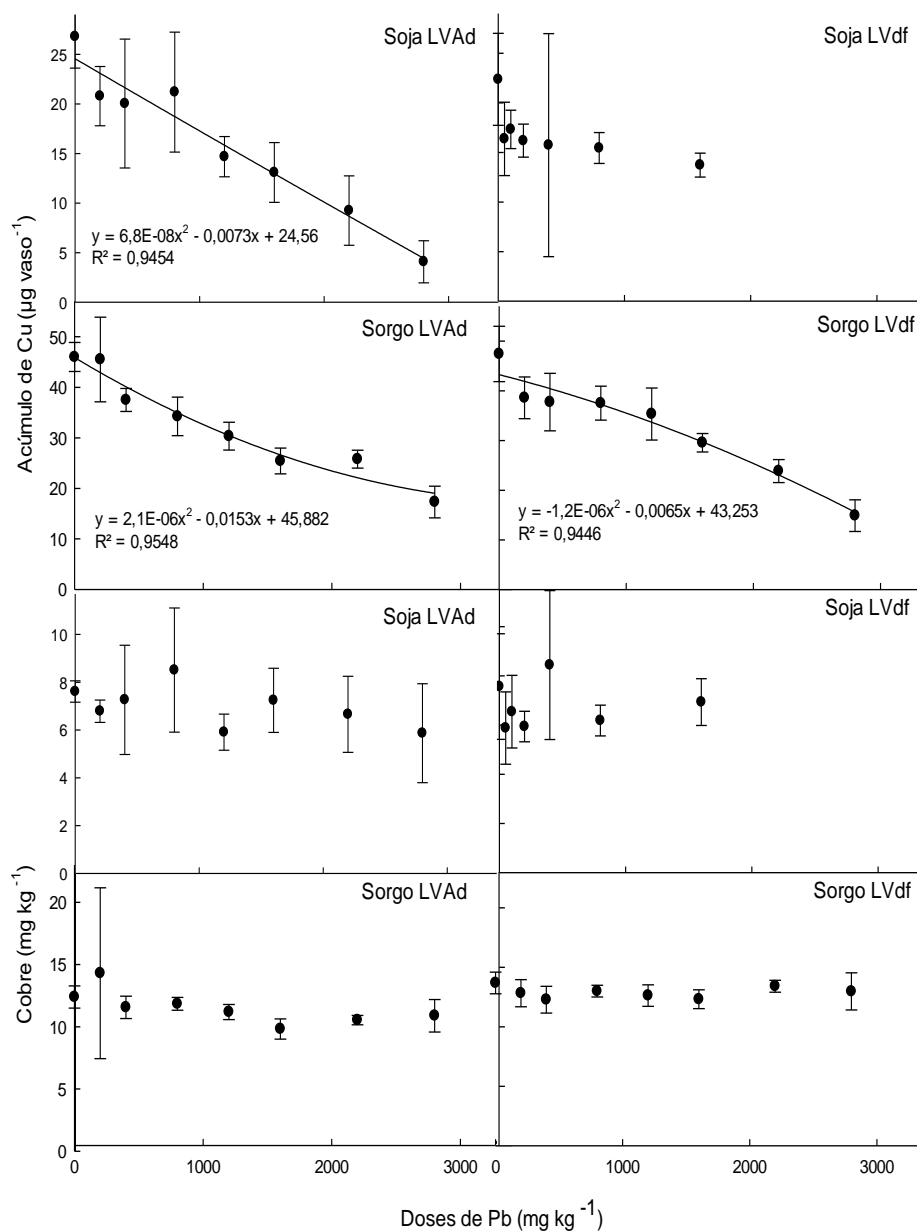
Abreu et al. (2016), trabalhando com concentrações crescentes de Pb em girassol, encontraram resultados semelhantes para os nutrientes Ca e Mg e associaram essas deficiências ao crescimento das plantas. Também Lamhamdi et al. (2013), em estudo com Pb no espinafre e no trigo, observaram reduções nos teores de Ca e Mg em razão do aumento das doses do poluente. Os resultados do presente trabalho para teores de Ca e Mg são semelhantes aos encontrados por Ashraf et al. (2013) que, trabalhando com a cultura da canola, perceberam a redução na absorção destes nutrientes em razão da aplicação de doses de Pb nos solos. Ainda em relação ao acúmulo de Ca e de Mg, Ravikumar e Thamizhiniyazn (2014) encontraram também redução no acúmulo desses macronutrientes para o feijão, em consequência da aplicação de doses de Pb no solos. Ambos os autores associaram a redução dos nutrientes Ca e Mg à competição com o metal Pb.

#### 4.1.10.4 Teores e acúmulos de Cu, Mn e Zn

Os teores de Cu na parte aérea das plantas estudadas, em ambas as classes de solos, demonstraram resultados não significativos no teste de variância pelo ANOVA (Figura 23). Já para a variável acúmulo de Cu, apenas a soja cultivada no LVdf não apresentou resultados estatisticamente significativos. Assim, a soja cultivada no LVAd e o sorgo cultivado em ambas as classes de solos foram influenciados significativamente, com decréscimos de acúmulo em consequência da aplicação de doses crescentes de Pb nos solos. A soja cultivada LVAdf apresentou tendência de redução a partir do tratamento de 200 mg kg<sup>-1</sup> e, no tratamento de 2.800 mg kg<sup>-1</sup> em relação ao controle, foi observada redução de 81%. Já para a cultura do sorgo, foi observada tendência de redução a partir da concentração de 200 mg kg<sup>-1</sup>. No tratamento de 2.800 mg kg<sup>-1</sup>, no LVAd e no LVdf, as reduções em relação ao controle foram de 57% e 64%, respectivamente.

No tratamento controle, a cultura da soja, em ambas as classes de solos, apresentou teor médio de 7,5 mg kg<sup>-1</sup> de Cu. De acordo com Mascarenhas et al. (2013), o valor de 6,0 a 9,0 mg kg<sup>-1</sup> é considerado baixo, enquanto de 10,0 a 30,0 mg kg<sup>-1</sup> é suficiente e, abaixo de 5,0 mg kg<sup>-1</sup>, deficiente. Portanto, os teores de Cu na soja foram baixos. Mesmo nos tratamentos com maiores doses de Pb, as plantas de soja não apresentaram deficiência deste nutriente. As plantas de sorgo no tratamento controle apresentaram teores médios de, aproximadamente, 12 mg kg<sup>-1</sup>, em ambas as classes de solos. Estes teores são considerados adequados para a cultura do sorgo, segundo Silva, A. et al. (2015), uma vez que teores de 5 a 20 mg kg<sup>-1</sup> são ideais para esta cultura. Também no sorgo o Pb não causou deficiência de Cu, pois, nas maiores concentrações de Pb, não houve deficiência deste nutriente.

Figura 23 - Acúmulo e teores de Cu em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.

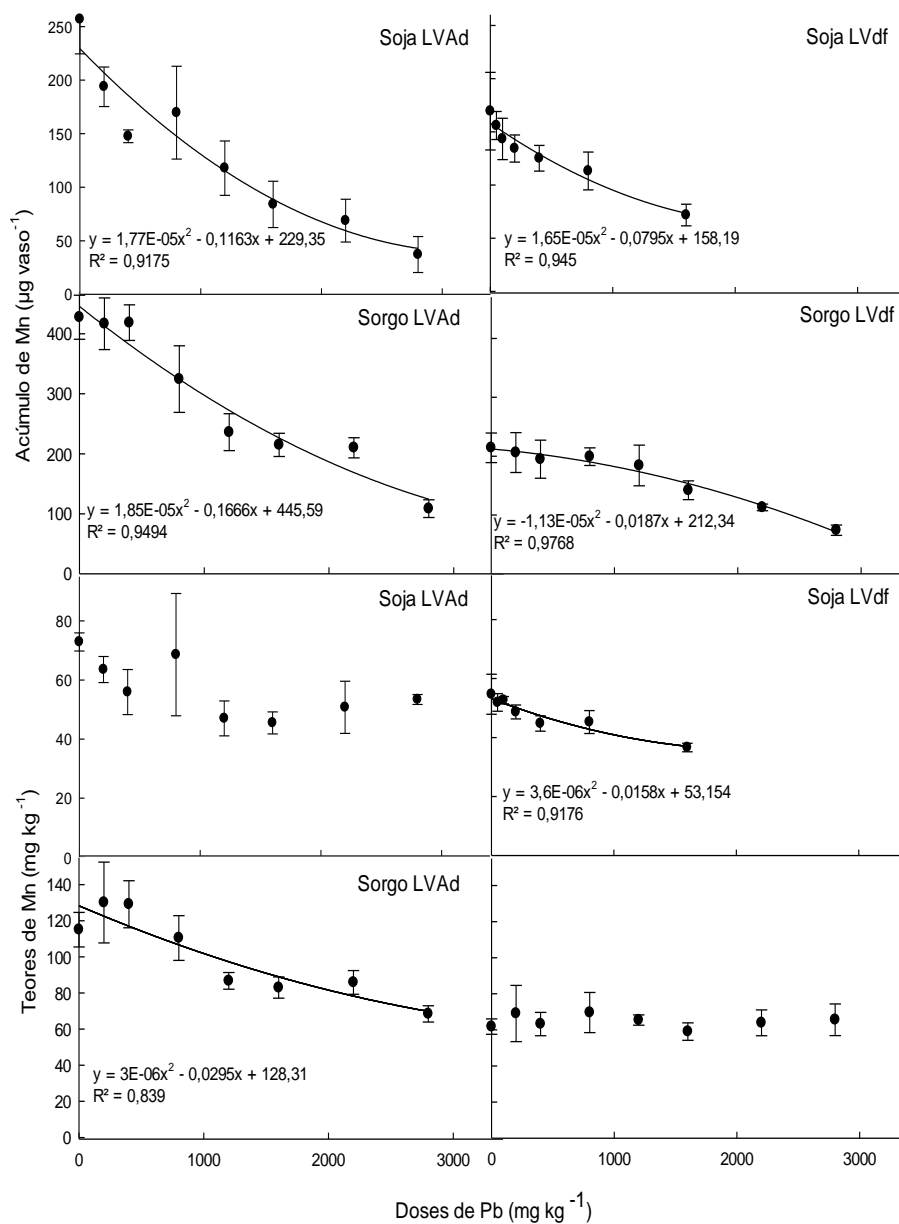


Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

Em relação aos teores de Mn, os resultados foram estatisticamente significativos apenas para a soja cultivada no LVdf e para o sorgo no LVAd e, em ambos os casos, houve tendência de decréscimo (Figura 24). Entretanto, o acúmulo de Mn manteve os padrões observados para Cu. Para a soja cultivada no LVAd, foi observada uma redução no acúmulo de Mn de 82%, no tratamento de 2.800 mg kg<sup>-1</sup> em relação ao controle. Na soja cultivada no LVdf, foi observada redução de 54% no tratamento de 1.600 mg kg<sup>-1</sup> em relação ao controle. Para o sorgo, as reduções, no LVAd e no LVdf, no tratamento de 2.800 mg kg<sup>-1</sup> em relação ao controle, foram de 72% e 66,34%, respectivamente.

No tratamento controle na soja observou-se, para o Mn, o teor médio de 72,0 mg kg<sup>-1</sup> no LVAd e o de 54,0 mg kg<sup>-1</sup> no LVdf. A absorção do teor de Mn foi considerada suficiente para a cultura da soja, segundo Mascarenhas et al. (2013), que consideraram suficientes teores entre 21 e 100 mg kg<sup>-1</sup>. Já teores abaixo de 15,0 mg kg<sup>-1</sup> foram considerados deficientes. Para a cultura do sorgo no tratamento controle, os teores médios foram de 75 mg kg<sup>-1</sup>, no LVAd e de 65 mg kg<sup>-1</sup>, no LVdf. Estes teores são considerados adequados, segundo Silva, A. et al. (2015), que consideraram de 10 a 190 mg kg<sup>-1</sup> como adequados para a cultura do sorgo. Portanto, em ambas as culturas e ambos os tipos de solos, mesmo nas maiores concentrações de Pb, as plantas não apresentaram deficiência de Mn,. Assim, o Pb não interferiu na absorção de Mn.

Figura 24 - Acúmulo e teores de Mn em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).



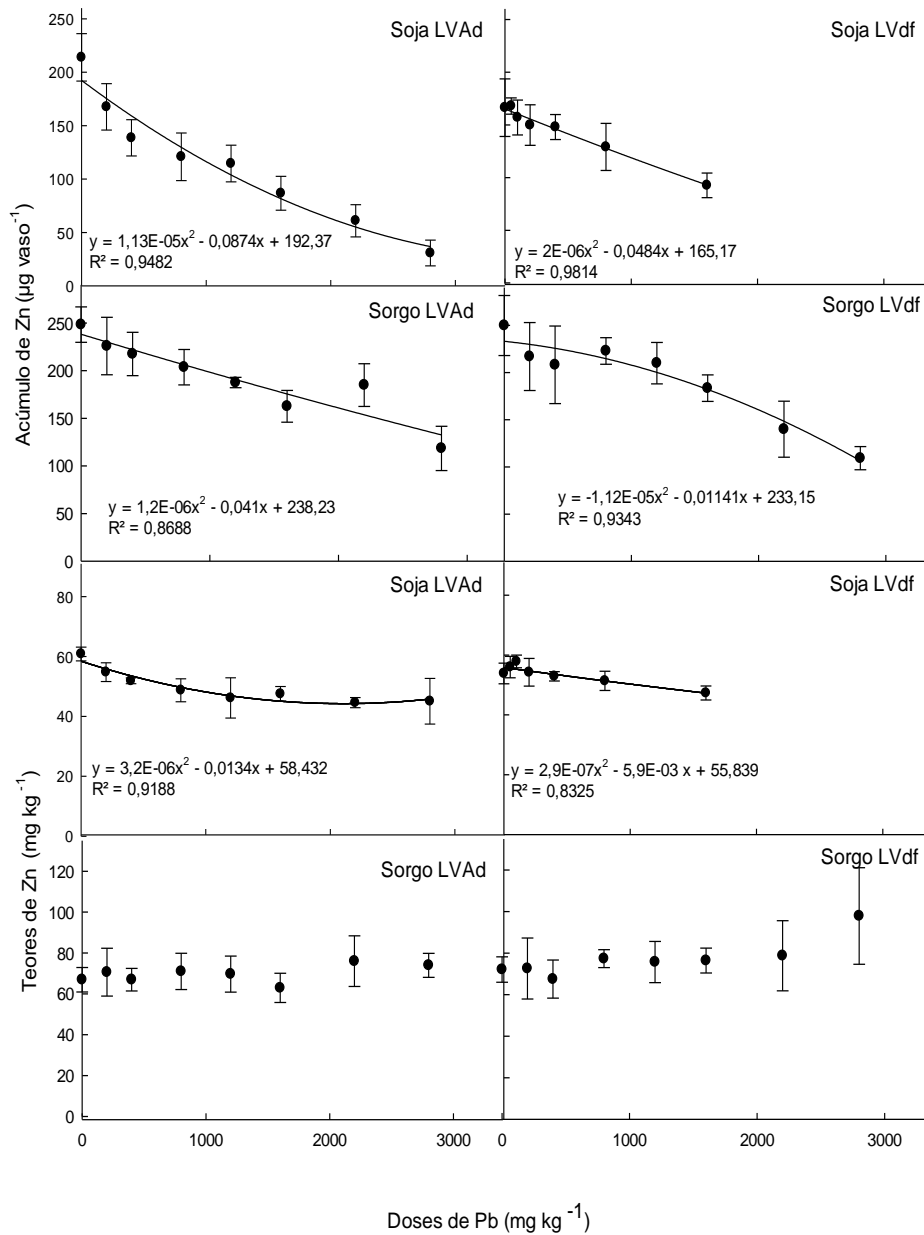
Quanto aos teores de Zn na parte aérea, apenas a soja apresentou resultados estatisticamente significativos com comportamento inversamente ao incremento de Pb. Foi observada, na cultura da soja em LVAd, redução de 21% no tratamento de 2.800 mg kg<sup>-1</sup> e, no LVdf, de 15% (1.600 mg kg<sup>-1</sup>) em relação ao controle.

O acúmulo de Zn mostrou a tendência observada para Mn e Cu, com reduções já nos primeiros tratamentos (Figura 25). A soja cultivada no LVAd chegou a ter o acúmulo de Zn, reduzido em 81% no tratamento de 2.800 mg kg<sup>-1</sup>, comparado ao controle. Na soja cultivada no LVdf, foi observada uma redução de 44% no tratamento de 1.600 mg kg<sup>-1</sup>, em relação ao controle. As plantas de sorgo apresentaram, no tratamento de 2.800 mg kg<sup>-1</sup>, no LVAd e no LVdf, redução de 44% e 54%, respectivamente.

No tratamento controle observaram-se teores de zinco na soja de, aproximadamente, 55,0 mg kg<sup>-1</sup>, em ambas as classes de solos. Mascarenhas et al. (2013) classificaram valores de 51,0 a 75,0 mg kg<sup>-1</sup> como altos e, abaixo de 11 mg kg<sup>-1</sup>, como deficientes para a cultura da soja. Dessa maneira, as plantas de soja no controle apresentaram alto teor de Zn.

A cultura do sorgo apresentou, em ambas as classes de solos, teores de Zn de, aproximadamente, 70 mg kg<sup>-1</sup>. Estes teores foram considerados, por Silva, A. et al. (2015), como altos para plantas de sorgo, uma vez que o intervalo de 15 a 50 mg kg<sup>-1</sup> foi considerado adequado para esta cultura. Portanto, em ambas as culturas e ambas as classes de solos, mesmo nas maiores doses de Pb, as plantas não apresentaram deficiência deste nutriente.

Figura 25 - Acúmulo e teores de Zn em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

A presença de íons Pb pode ocasionar a competição com os íons  $Mn^{+2}$  e  $Zn^{+2}$  e  $Cu^{+2}$ , reduzindo, assim, o acúmulo e os teores destes nutrientes nas plantas de soja e sorgo, podendo afetar o crescimento das plantas. Entretanto, a competição não é suficiente a ponto de ocasionar a deficiência destes nutrientes nas plantas estudadas, possivelmente pelo antagonismo do Pb com estes nutrientes. Logo, os parâmetros nutricionais identificáveis a olho nu não podem ser utilizados para a detecção de contaminação por Pb.

Em estudo realizado por Lamhamdi et al. (2013), com doses de Pb em espinafre e trigo, os resultados para teores de Cu e Zn sofreram decréscimo, enquanto para Mn houve aumento. Também Correia et al. (2016) reportaram resultados diferentes para Zn e Mn, com aumento dos teores destes nutrientes na parte aérea da cenoura, em virtude do aumento de doses de Pb. No entanto, estes autores não explicaram a ocorrência do aumento dos teores de Zn e Mn, mas Cannata et al. (2013) encontraram reduções nos teores em função do Pb e atribuíram essas reduções à competição do Pb com o Mn e o Zn.

No geral, para o conjunto de macro e micronutrientes, os resultados do presente estudo são similares aos encontrados por Cannata et al. (2013) que, trabalhando com feijão em solução nutritiva, perceberam redução no acúmulo. Eles ainda concluíram que a redução generalizada no acúmulo desses nutrientes está relacionada à redução da biomassa.

#### **4.1.10.5 Teores e acúmulo de B**

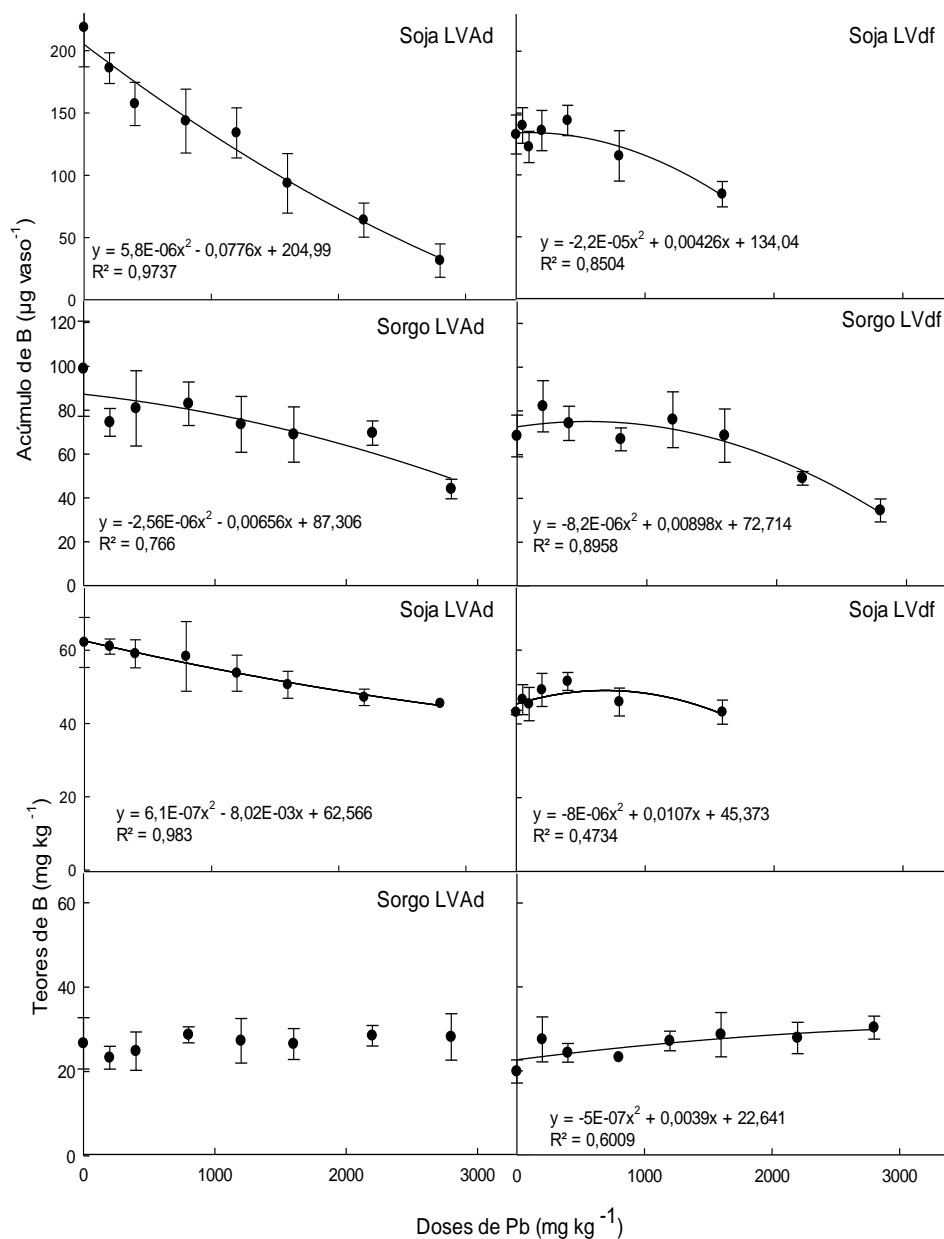
Para teores de B, o sorgo cultivado no LVAd não apresentou resultados significativos (Figura 26). Também se observa comportamento diferente para as culturas; a soja apresentou comportamento decrescente em função do aumento de doses de Pb nos solos, enquanto o sorgo cultivado no LVdf apresentou comportamento crescente. Entretanto, o acúmulo de B manteve a tendência

observada para os outros micronutrientes. Para a soja cultivada no LVAd, no tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ , comparado ao controle, a redução foi de 84%, enquanto o sorgo, no mesmo tratamento e mesma dosagem, apresentou redução de 44%.

No tratamento controle, as plantas de soja tiveram, no controle, absorção de B de, aproximadamente,  $60 \text{ mg kg}^{-1}$  no LVAd e de  $45 \text{ mg kg}^{-1}$  no LVdf. Mascarenhas et al. (2013) consideraram como suficientes teores de 21 a  $55 \text{ mg kg}^{-1}$ , para a soja e, abaixo de  $10 \text{ mg kg}^{-1}$ , como deficientes. Na cultura do sorgo as absorções no controle de B foram de, aproximadamente,  $25 \text{ mg kg}^{-1}$ , no LVAd e de  $20 \text{ mg kg}^{-1}$ , no LVdf. Silva, A. et al. (2015) relataram teores de 4 a  $20 \text{ mg kg}^{-1}$  como suficientes. Dessa maneira, ambas as plantas cultivadas no LVAd tiveram absorção de B alta, enquanto, no LVdf, a absorção foi suficiente. Mesmo nas maiores doses de Pb não ocorreu a deficiência deste nutriente.

Apesar de o boro não apresentar similaridade periódica com os outros micronutrientes, o seu comportamento seguiu o padrão dos outros micronutrientes. Na literatura não foram encontrados trabalhos que mostrassem relação do boro com o metal Pb.

Figura 26 - Acúmulo e teores de B em plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

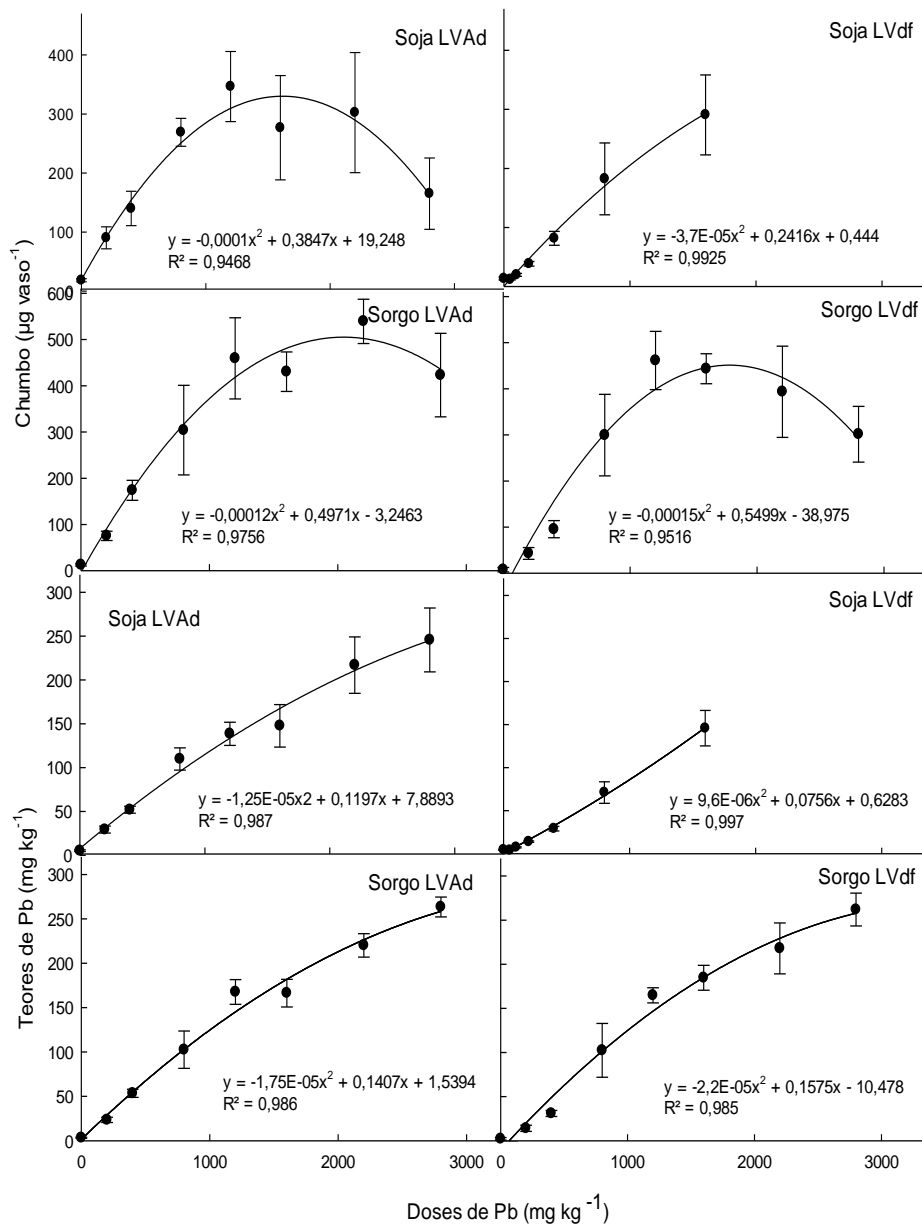
As reduções no crescimento das plantas e no acúmulo de matéria seca observadas nesta pesquisa estão associadas, entre outros fatores, ao efeito do metal tóxico nas plantas e não ao desbalanço nutricional, uma vez que o Pb não ocasionou a deficiência de nenhum nutriente avaliado. Sendo assim, é inviável utilizar maiores doses de adubos minerais em áreas poluídas por Pb, no intuito de fornecer nutrientes para as plantas, para que mantenham suas condições naturais, pois elas sofrerão danos pelo metal.

#### **4.1.11 Chumbo na parte aérea**

Como era esperado, o teor de Pb na parte aérea das plantas estudadas sofreu aumento estatisticamente significativo em consequência do aumento de doses de Pb no solo (Figura 27). Isso ocorreu tanto no LVAd como no LVdf e nas duas espécies estudadas. O acúmulo de Pb na parte aérea das plantas estudadas mostrou resultados significativos como consequência de aplicação de Pb nos solos. As plantas tiveram um acúmulo máximo de Pb no tratamento de  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$ . A partir desta concentração, as plantas começaram a sentir os efeitos do metal, com redução no crescimento. Na soja cultivada no LVdf, no tratamento de  $3.200 \text{ mg kg}^{-1}$ , já não houve sequer emergência.

Observa-se também que para a soja cultivada no LVAd houve uma reversão de 8,75% de Pb para as plantas no tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$  e, na soja cultivada em LVdf, foram revertidos 9,1% de Pb para as plantas, na concentração de  $1.600 \text{ mg kg}^{-1}$ . Já na cultura do sorgo, 9,40% de Pb foram revertidos para as plantas no tratamento de  $2.800 \text{ mg kg}^{-1}$ , em ambas as classes de solos.

Figura 27 - Acúmulo e teores de Pb na parte aérea plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

Não sendo um metal essencial para as plantas, o Pb foi absorvido pela planta. Este processo de absorção ocorre por intermédio de transportadores de cátions. As plantas não possuem transportadores específicos para Pb, mas o metal utiliza outros elementos, como o Ca, para penetrar no interior dos tecidos (CORREIA et al., 2016).

Pode-se notar que o acúmulo do metal foi maior, chegando a quase duas vezes no sorgo, quando comparado com a soja. Mesmo com maior teor de Pb em seus tecidos, o sorgo mostrou sinais de toxicidade menos pronunciados que a soja, devido à sua maior tolerância ao metal.

Resultados semelhantes foram observados no trabalho de Lamhamdi et al. (2011), em experimentos com doses crescentes de Pb, encontrando acúmulo crescente de Pb nos tecidos do trigo. Neste mesmo contexto, Correia et al. (2016), trabalhando com cenoura, perceberam o acúmulo de Pb, tanto na parte aérea como em raízes. Assim, fica evidente que o metal tóxico pode ser transportado para a parte aérea das plantas, as folhas de plantas comestíveis e também para o fruto e atingir a cadeia trófica.

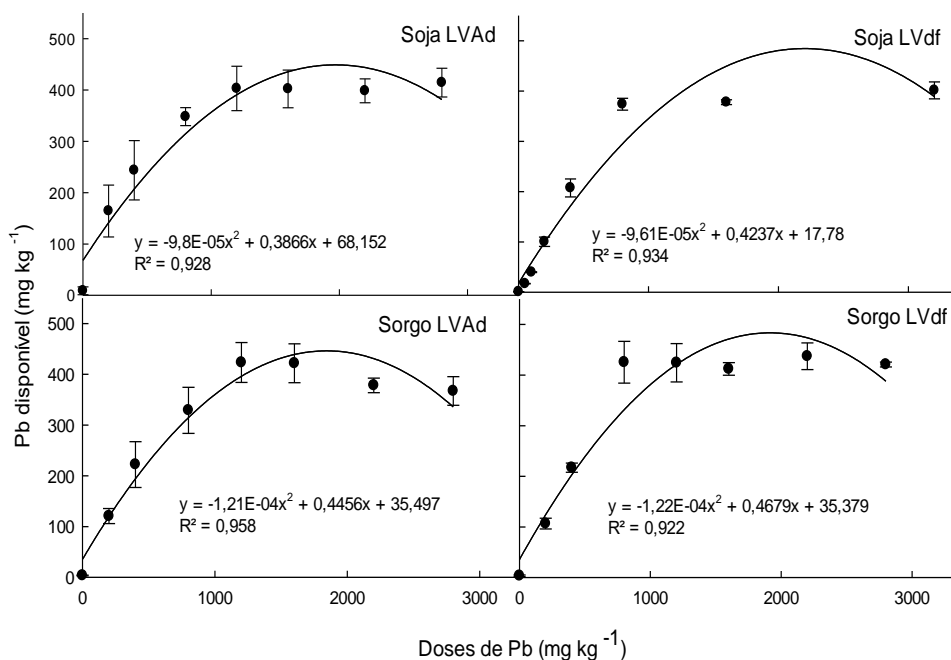
#### **4.1.12 Chumbo disponível no solo**

Para o Pb disponível no solo o melhor modelo de regressão ajustado foi o quadrático, sendo observado que, à medida que se aumentou a dose de Pb nos solos, houve um acréscimo na disponibilidade deste elemento. No entanto, observa-se que, até a concentração de  $800 \text{ mg kg}^{-1}$ , a disponibilidade obteve um aumento drástico e que, a partir deste tratamento, a disponibilidade se manteve quase constante (Figura 28). A extração por Mehlich consiste, basicamente, no uso de soluções diluídas de ácidos fortes para a remoção de metais da solução do solo, dos sítios de troca e parte daqueles complexados ou adsorvidos (SANTOS et al., 2015). Portanto, a explicação mais plausível é que o metal Pb, nas maiores



concentrações, ficou adsorvido à fração coloidal do solo, complexado na forma de fosfato de chumbo ou, ainda, precipitado com óxidos, o que impossibilitou a sua extração e, por consequência, a sua leitura. Na concentração aplicada de 800 mg kg<sup>-1</sup>, foram determinadas para soja no LVAd, soja no LVdf, sorgo no LVAd e sorgo no LVdf disponibilidade Pb de 348 mg kg<sup>-1</sup>, 374 mg kg<sup>-1</sup>, 329 mg kg<sup>-1</sup> e 425 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. É importante ressaltar que a maior concentração de Pb disponível é encontrada na classe de solos LVdf, devido ao fato de o pH ser mais ácido.

Figura 28 - Chumbo disponível nos experimentos de plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb. As barras indicam o desvio padrão.



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

## 4.2 Determinação dos EC50

Os valores de EC50 (concentração efetiva de Pb que causam danos de 50% em uma dada variável) são parâmetros ecotoxicológicos utilizados na derivação do VP. Eles variam de acordo com a sensibilidade de cada espécie a um dado poluente, bem como as condições, a classe de solo, em que o teste é efetuado. Ao examinar os valores de EC50 derivados para cada classe de solo, verificaram-se diferenças entre eles, conforme Tabela 6. Foi observado que os valores de EC50 para a cultura do sorgo são maiores que os verificados para a soja. Isso é consequência da tolerância do sorgo ao metal Pb. Há de se destacar também que, no solo LVdf, foram gerados mais valores de EC50 quando se compara com o solo LVAd, pois o efeito, em muitas variáveis testadas neste último, não foi estatisticamente significativo.

Em princípio, devido ao baixo teor de matéria orgânica, menor valor da capacidade de troca catiônica (CTC) e menor teor de argila no solo LVAd (Tabela 3) era esperado que os efeitos do Pb sobre as plantas fossem mais acentuados neste solo. Contudo, devido à normatização ISO (2005), a faixa de pH para a derivação do VP deve estar na faixa de 5,0 a 7,0. Portanto, foi necessária a realização da calagem dos solos, tornando o pH do LVAd igual a 6,3 e o do LVdf igual a 5,7. Com isso, esperava-se que os efeitos fossem mais acentuados neste último, pois a disponibilidade de Pb também é afetada pelo pH, já que a solubilidade do Pb aumenta com a redução do pH (ANDRADE; AMARAL, 2010).

Os resultados de EC50 desta pesquisa são bem maiores que os obtidos por Alexandrino (2014). Este autor trabalhou com organismos dos solos, cambêolos e minhocas, tendo estas espécies de invertebrados sido altamente sensíveis ao metal tóxico e, por consequência, apresentado baixos valores de EC50. Já Teodoro (2016) trabalhou com espécies de vegetais e os valores de

EC50 não foram distintos dos encontrados nesta pesquisa, tendo o LVAd apresentado menores valores de EC50, quando comparado ao CXbd. O referido autor atribuiu esta diferença às características físico-químicas dos solos.

Tabela 6 - Resultados dos EC50 (concentração efetiva de Pb que reduz em 50% os efeitos das variáveis analisadas) gerados a partir de testes fitotoxicológicos em plantas de sorgo e soja cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses de Pb. (Continua)

Soja LVAd			
Variáveis avaliadas	EC50	R <sup>2</sup>	Modelo
MSPA	1788 (1494-2081)	0,9260	Gompertz
Emergência	2521 (2349-2693)	0,8812	Gompertz
IVE	2069 (1828-2310)	0,9057	Gompertz
Açucars redutores	2477 ( 2314-2639)	0,9769	Exponential
Condutância estomática	2236 (1801-2225)	0,8005	Logistic
Teores de Ca	1111 (105-2118)	0,8006	Gompertz
Acúmulo de N	1550 (1198-1903)	0,9136	Logistic
Acúmulo de P	748 (177-1318)	0,8115	Logistic
Acúmulo de K	1777 (1480-2075)	0,9225	Gompertz
Acúmulo de Ca	314 (110-517)	0,8980	Logistic
Acúmulo de Mg	466 (55- 877)	0,8307	Logistic
Acúmulo de S	433 (49- 816)	0,7303	Exponential
Acúmulo de B	1374 (1088- 1660)	0,9394	Gompertz
Acúmulo de Mn	701 (496 -906)	0,9553	Logistic
Acúmulo de Zn	989 (697 - 1281)	0,9357	Logistic
Sorgo LVAd			
IVE	2557 (2310-2804)	0,8998	Gompertz
MSPA	2760 (2431-3288)	0,9001	Exponential
AST	2582 (2617-2947)	0,7476	Gompertz
Acúmulo de K	2700 (2541-4108)	0,9276	Gompertz
Acúmulo de Ca	2193 (1317-3070)	0,7154	Logistic
Acúmulo de Mg	1962 (1298-2431)	0,8122	Gompertz
Acúmulo de S	2240 (2163-2717)	0,8301	Gompertz
Acúmulo do Cu	2403 (1770-3036)	0,9194	Logistic
Acúmulo de Mn	1601 (1293-1909)	0,9273	Logistic

Tabela 6 - Resultados dos EC50 (concentração efetiva de Pb que reduz em 50% os efeitos das variáveis analisadas) gerados a partir de testes fitotoxicológicos em plantas de sorgo e soja cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distrófico típico (LVdf), com doses de Pb. (Conclusão)

Soja LVAd			
Variáveis avaliadas	EC50	R <sup>2</sup>	Modelo
Soja LVdf			
Emergência	1797 (1539-2055)	0,9078	Exponential
IVE	1857 (1280-2434)	0,8555	Hormesis
Número de folhas	1720(1529-1912)	0,9425	Exponential
Altura de plantas	1808 (1517-2098)	0,8999	Exponential
MSPA	1903(1661-2144)	0,9578	Gompertz
Diâmetro do coleto	1745(1586-1904)	0,9626	Exponential
AST	1903 (1501-2326)	0,8267	Gompertz
Açúcares redutores	1763 (1548-1978)	0,9756	Gompertz
Acúmulo de K	2011 (1414-2608)	0,7550	Gompertz
Acúmulo de Ca	1592 (1311-1873)	0,7025	Gompertz
Acúmulo de Mg	1611 (1369-1854)	0,6675	Logistic
Acúmulo de Mn	1317 (693-1941)	0,8703	Logistic
Acúmulo de Zn	1976 (1340-2611)	0,8573	Gompertz
Sorgo LVdf			
IVE	2116 (1842 - 2389)	0,9130	Logistic
Altura de plantas	2776 (2563-3098)	0,9186	Gompertz
MSPA	2359 (2157-2562)	0,9413	Logistic
Amido	2531 (2037-3025)	0,9402	Gompertz
Acúmulo de N	2353 (2126-2780)	0,9206	Gompertz
Acúmulo de P	2624 (2274-2975)	0,8023	Logistic
Acúmulo de K	2552 (2347-2756)	0,9159	Logistic
Acúmulo de Ca	2381 (1959-2804)	0,6888	Logistic
Acúmulo de Mg	1768 (884-2653)	0,7954	Hormesis
Acúmulo de S	2015 (1539-2491)	0,7679	Gompertz
Acúmulo de Cu	2322 (1995-2648)	0,8968	Gompertz
Acúmulo de Mn	2284 (2020-2547)	0,9079	Logistic
Acúmulo de Zn	2677 (2324-3030)	0,8496	Gompertz

**IVE: Índice de velocidade de emergência; AST: Açúcares solúveis totais; MSPA: Massa seca da parte aérea; ( ) indicam a variação do EC50.**

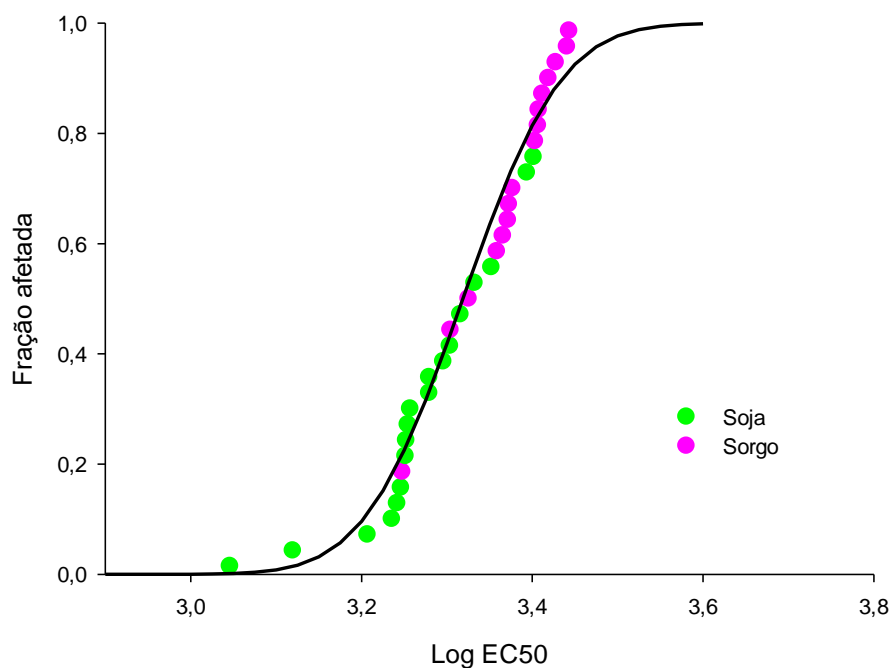
Fonte: Resultados do trabalho (2017).

### 4.3 Derivação do HC5 e cálculo do valor de prevenção

As curvas de sensibilidade de espécies (DSE) são utilizadas para investigar relações entre as sensibilidades das espécies aos fatores de estresse ambiental, como metais e produtos químicos. O objetivo principal das DSE é determinar a concentração máxima de uma substância que proteja uma dada proporção dos indivíduos expostos ao poluente. A proporção de espécies a serem “protegidas” mais comumente aceita é de 95%, isto é, 5% do total de espécimes (HC5) testadas estarão expostos a concentrações de um dado poluente acima do EC50 (LIU et al., 2014).

Os valores de EC50 relacionados na Tabela 7, os quais apresentaram distribuição log-normal, foram utilizados para a construção das curvas da sensibilidade de espécies (DSE) e para o cálculo da concentração de Pb perigosa para 5% das variáveis das espécies avaliadas (HC5). Buscou-se, inicialmente, tanto derivar valores de HC5 para cada uma das classes de solos (LVAd e LVdf) como também para as duas classes de solos juntas. No entanto, para o LVAd isoladamente, os resultados não apresentaram normalidade. Assim, construiu-se uma curva DSE para as duas classes de solos juntas (Figura 48), excluindo-se os resultados de EC50 de acúmulo de nutrientes no LVAd. Essa exclusão foi necessária porque, utilizando-se os dados para acúmulo no LVAd, gerou-se uma curva que não apresentou normalidade. Considerando apenas o LVdf isoladamente, ele gerou um valor de HC5 muito próximo ao obtido para as duas classes de solos juntas, o que torna desnecessária, nesse estágio da pesquisa sobre VPs em Minas Gerais, a utilização da curva DSE para classes de solo isoladamente. A curva construída ficou com 35 pontos, no entanto, apresentou um HC5 bastante elevado, de  $1.323 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Figura 29 - Distribuição da sensibilidade de espécies gerada a partir de plantas de soja e sorgo cultivadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), com doses crescentes de Pb, excluindo-se os EC50 de acúmulo de nutrientes do LVAd.



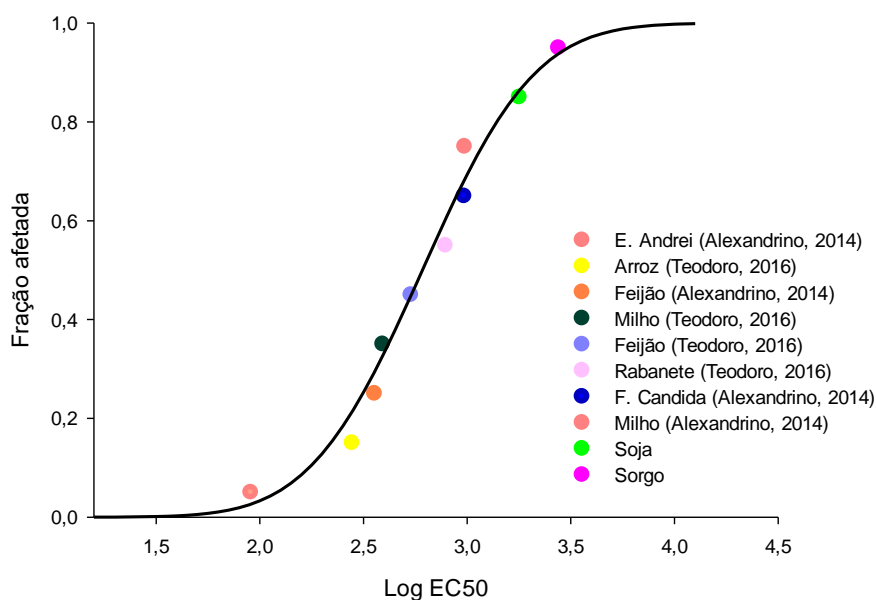
Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

Com a intenção de derivar um VP mais restritivo e, ao mesmo tempo, mais representativo possível, foram acrescentados à DSE outros EC50 obtidos e descritos na literatura (Tabelas 4). Buscou-se derivar o valor de HC5 a partir de todos os EC50 para cada classe de solo, utilizando todas as variáveis avaliadas nesta pesquisa, mas, devido ao fato de os dados não apresentarem uma distribuição normal, e não se ter optado por modelos matemáticos para a normalização, isto tornou inviável a utilização de todos os valores de EC50 gerados. Entretanto, considerando os valores de EC50 apenas para MSPA, a

variável vegetal mais relevante, pois, levando-se em consideração que a alteração em todas as outras variáveis reflete no acúmulo de massa seca e também a taxa de reprodução de organismos de solos proposto por Alexandrino (2014), foi possível gerar duas curvas da sensibilidade de espécies, uma para o LVAd isoladamente e outra para todas as classes de solos testadas juntas, LVAd, LVdf e CXbd. O último solo, um Cambissolo Háplico Tb distrófico típico, foi testado tanto por Alexandrino (2014) como por Teodoro (2016), mas não no presente estudo. Esses dados podem ser observados nas Figuras 30 e 31.

A partir das curvas de DSE (Figuras 30 e 31) é possível verificar que a espécie mais afetada será a *E. Andrei* e todas as outras demais espécies testadas serão protegidas com o HC5 derivado. O sorgo será a espécie menos afetada pela toxicidade do Pb.

Figura 30 - Distribuição da sensibilidade de espécies gerada a partir de EC50 de massa seca da parte aérea e reprodução de organismos do solo para o Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd).



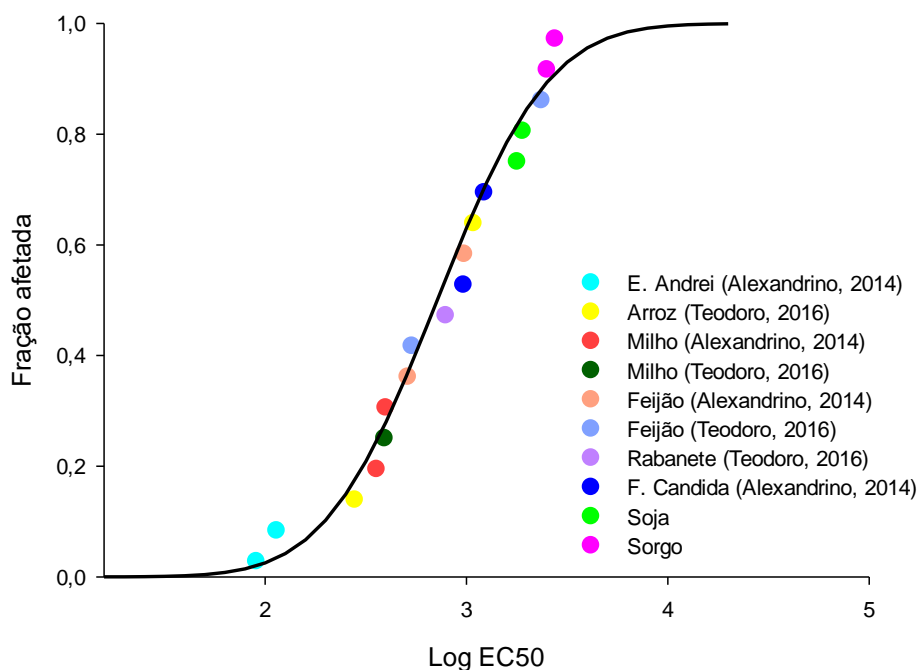
Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

Para a derivação do VP, Teodoro (2016) utilizou os menores valores de EC50 de seu estudo e dados provenientes do estudo de Alexandrino (2014). Para o presente estudo, preferiu-se utilizar apenas uma variável, mas que fosse relevante, do ponto de vista agrônomo e fisiológico, no caso, a massa seca da parte aérea.

Considerando apenas os EC50 de soja e sorgo foi derivado o VP de  $1.491 \text{ mg kg}^{-1}$  para as duas classes de solos juntas (Tabela 8). O VP derivado apenas com EC50 desta pesquisa tem reduzido valor, dada a limitação de organismos testados, apenas dois. A elevada magnitude do VP pode ser atribuída ao fato de que as espécies utilizadas nesta pesquisa são menos sensíveis, principalmente o sorgo. Este valor é até mesmo superior ao valor de intervenção para área industrial que, segundo a resolução 420/2009 do CONAMA (BRASIL, 2009), é de  $900 \text{ mg kg}^{-1}$ . Por isso, existe a necessidade de utilizar EC50 provenientes de outros estudos, bem como a utilização de uma quantidade maior de plantas e organismos de solo sensíveis ao Pb. Nesta mesma perspectiva, Luo et al. (2014) ressaltam a importância de novos ensaios com invertebrados de diferentes níveis tróficos para melhorar a avaliação dos riscos ecotoxicológicos de produtos químicos aplicados aos solos.



Figura 31 - Distribuição da sensibilidade de espécies gerada a partir de EC50 de massa seca da parte aérea e reprodução de organismos do solo para Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf) e Cambissolo Háplico Tb distrófico típico (CXbd).



Fonte: Resultados da pesquisa (2017).

Entretanto, os VPs derivados a partir dos EC50, com a variável massa seca da parte aérea desta pesquisa, mais os dados de Alexandrino (2014) e Teodoro (2016), tornam-se valores mais robustos (Tabela 7). O LVAd, isoladamente, obteve o valor de  $134 \text{ mg kg}^{-1}$ . O valor de  $152 \text{ mg kg}^{-1}$  foi derivado a partir de EC50 de todas as três classes de solos juntas, LVAd, LVdf e CXbd.

Seria, talvez, interessante obter um VP para cada classe de solo isoladamente, levando em consideração as propriedades e as funcionalidades de

cada uma. No entanto, por questões de ordem prática, como fiscalização dos órgãos ambientais, essa divisão por classes de solo talvez se tornasse pouco viável. Outra possibilidade seria derivar um VP para cada região geográfica, o que facilitaria a fiscalização.

Apesar de o VP derivado,  $152 \text{ mg kg}^{-1}$ , ser menos restritivo que o VP atual ( $72 \text{ mg kg}^{-1}$ ), é importante ressaltar que esse valor foi obtido a partir de classes de solos representativas do estado de Minas Gerais, bem como a utilização de testes ecotoxicológicos com plantas e organismos da fauna edáfica. Ressalta-se, ainda, que, embora o valor obtido seja menos restritivo que o encontrado por Alexandrino (2014),  $85 \text{ mg kg}^{-1}$ , e por Teodoro (2016),  $104 \text{ mg kg}^{-1}$ , este apresentou-se mais robusto, uma vez que foram incluídas mais espécies e mais testes de fitotoxicidade. Outra relevante vantagem é que, no tocante às plantas, ele foi gerado a partir de apenas uma variável vegetal, a MSPA.

Utilizando a mesma metodologia e as mesmas condições desta pesquisa, Alexandrino (2014) e Teodoro (2016) encontraram também VP para Pb superiores aos da Resolução CONAMA 420/2009. Também nos estudos de Alvarenga (2014) e Santos et al. (2015), com Cd e Cr, respectivamente, foram encontrados VPs maiores que o proposto pela referida resolução, justificando, assim, a importância de que cada estado brasileiro valide os seus respectivos VPs.

Tabela 7 - Valores de HC5 (concentração de Pb perigosa para 5% das variáveis das espécies avaliadas), bem como os valores de prevenção (VP) do Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd), Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf) e Cambissolo Háplico Tb distrófico típico (CXbd).

EC50	LIHC5	HC5	LSHC5	VP (VRQ+ HC5)
	-----mg kg <sup>-1</sup> -----			
LVAd e LVdf	1323	1471,5	1594	1491
LVAd**	34	114,5	223	134
LVAd, LVdf e CXbd**	60	132,5	224	152

\*\* VP derivado a partir de diversos EC50, incluindo os de Alexandrino (2014) e Teodoro (2016); LI: limite inferior do HC5; LS: limite superior do HC5; HC5: concentração perigosa para 5% das espécies avaliadas.

Existem outras metodologias para a determinação de VPs. Uma delas é a metodologia de risco preliminar (MCP), proposta por Verbruggen, Posthumus e Wezel (2001). Foram também gerados valores de VP utilizando-se esta metodologia com o propósito de obter valores mais restritivos possível e que, ao mesmo tempo, estivessem em consonância com a literatura e a legislação vigente.

Ao aplicar a MCP, foi derivado, para cada espécie em cada classe de solo, o MCP, partindo dos menores valores de EC50 de cada espécie em cada solo (Tabela 8). Observa-se que o VP mais restritivo foi o da soja no LVAd, de 51 mg kg<sup>-1</sup>, bem mais restritivo que o VP atual, o que não justifica seu uso. A soja cultivada no LVdf apresentou um VP de 151 mg kg<sup>-1</sup> bem próximo ao VP calculado a partir do HC5. Dessa forma, possivelmente, o mais condizente é utilizar o VP de 152 mg kg<sup>-1</sup>, calculado a partir do HC5, uma vez que ele abrange um maior número de espécies e variáveis avaliadas.

Teodoro (2016), utilizando a MCP, encontrou grande variabilidade de resultados em virtude dos testes de fitotoxicidade. Esses valores variaram de 36 mg kg<sup>-1</sup> a 264 mg kg<sup>-1</sup>, em consequência do uso de mais espécies.

Tabela 8 - VP (Valores de prevenção) calculados a partir dos menores valores de EC50 na cultura de soja e sorgo no cultivados no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd) e Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf).

Solo	Espécie	EC50	MAP	MCP(VP)= MAP + VRQ
-----mg kg <sup>-1</sup> -----				
LVAd	Soja	314	31,4	50,9
	Sorgo	1601	160,1	179,6
LVdf	Soja	1317	131,7	151,2
	Sorgo	1768	176,8	196,3

MAP: Máxima adição permitida; MCP: Máxima concentração permitida; VRQ: Valor de referência de qualidade.

Fonte: Resultados do trabalho (2017).

Embora as plantas estudadas sejam consideradas sensíveis a elemento traços e estejam contempladas nas normatizações ISO (2005) e OEDC (2006), autores como Darabi, Almodares e Ebrahimi (2016) e Gandhi, Sirishan e Asthana (2015) demonstraram que o sorgo pode, até mesmo, ser utilizado como fitorremediador de áreas contaminadas por Pb. Embora o sorgo possa ser sensível a outros elementos traço, para a derivação do VP de Pb, este mostrou-se pouco recomendável diante de sua alta tolerância ao metal.

## 5 CONCLUSÃO

Com a realização dos testes fitotoxicológicos foi possível constatar que a emergência, o crescimento vegetativo, o sistema antioxidante, os carboidratos e o aparato fotossintético foram afetados em consequência do aumento de doses de Pb nos solos. Também foram observadas reduções no acúmulo de nutrientes. No entanto, estas reduções não ocasionaram a deficiência dos nutrientes. Houve grande acúmulo do metal na parte aérea das plantas estudadas.

O sorgo mostrou-se muito tolerante ao metal. Portanto, recomenda-se que tal espécie, embora esteja listada na ISO (2005) e OEDC (2006), não seja utilizada em estudos de determinação de VP. Partindo dos dados desta pesquisa e adicionando-se dados de EC50 provenientes de trabalhos anteriores, o VP calculado foi de  $152 \text{ mg kg}^{-1}$ , sendo menos restritivo quando comparado ao VP atual ( $72 \text{ mg kg}^{-1}$ ). No entanto, é resultado de dados obtidos em testes ecotoxicológicos com classes de solos representativas do estado de Minas Gerais e espécies adaptadas às condições regionais.

Para que este VP se torne o mais representativo possível e possa ser utilizado como norma técnica pelos órgãos públicos de controle ambiental, é necessário, ainda, que sejam realizadas mais pesquisas utilizando outras espécies, principalmente com organismos e microrganismos de solos, aumentando, assim, a confiabilidade do VP derivado.

## REFERÊNCIAS

ABREU, C. B. et al. Nutritional and biochemical changes induced by lead in sunflower (*Helianthus annuus* L.). **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 37, n. 3, p. 1229-1242, maio/jun. 2016.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE CONTROL. **The priority list of hazardous substances**. 2015. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/spl/>>. Acesso em: 14 jan. 2016.

AGUIAR, M. R. M. P.; NOVAES, A. C. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **Química Nova**, São Paulo, v. 25, n. 6, p. 1145-1154, 2002.

ALEXANDRINO, R. C. S. **Determinação do valor de prevenção para solos contaminados por chumbo no estado de Minas Gerais**. 2014. 181 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.

ALVARENGA, I. F. S. **Fisiologia e ecotoxicologia de espécies vegetais para a determinação do valor de prevenção de cádmio em solos**. 2014. 180 p. Dissertação (Mestrado em Fisiologia Vegetal)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.

ANDRADE, A. F. M.; AMARAL, N. M. B. S. Teor de zinco, cádmio e chumbo em plantas de arroz em solos incubados com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 10, p. 1087-1093, out. 2010.

ASHRAF, M. Y. et al. Effect of supplemental potassium (K<sup>+</sup>) on growth, physiological and biochemical attributes of wheat grown under saline conditions. **Journal of Plant Nutrition**, Monticello, v. 36, n. 323, p. 443-458, Jan. 2013.

ASHRAF, U.; TANG, X. Yield and quality responses, plant metabolism and metal distribution pattern in aromatic rice under lead (Pb) toxicity. **Chemosphere**, Oxford, v. 176, p. 141-155, Feb. 2017.

AUGUSTO, A. S. et al. Avaliação dos efeitos tóxicos de Cd e Pb na cultura da mostarda (*Brassica juncea*). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, p. 61-68, 2014. Edição especial.

BERTOLI, A. C. et al. Toxidez do chumbo no teor e translocação de nutrientes em tomateiro. **Biotemas**, Florianópolis, v. 24, n. 4, p. 7-15, 2011.

BHARDWAJ, P.; CHATURVEDI, A. K.; PRASAD, P. Effect of enhanced lead and cadmium in soil on physiological and biochemical attributes of *Phaseolus vulgaris* L. **Nature and Science**, New York, n. 7, p. 63-75, 2009.

BIEMELTS, S.; KEETMAN, U.; ALBRECHT, G. Re-aeration following hypoxia or anoxia to activation of the antioxidative defense system in roots of wheat seedlings. **Plant Physiology**, Rockville, v. 116, p. 651-658, Feb. 1998.

BIONDI, C. M. **Background concentrations of heavy metals in benchmark soils of Pernambuco State**. 2011. 70 p. Thesis (Doctor in Soil Science)-Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2011.

BRADFORD, M. M. A Rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of dye binding. **Analytical Biochemistry**, Madison, v. 72, p. 248-254, 1976.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 249, 2009a. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res09/res42009.pdf>>. Acesso em: 16 jan. 2016.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para análise de sementes**. Brasília, DF, 2009b.

BUEGE, J. A.; AUST, S. D. Microsomal lipid peroxidation. **Methods in Enzymology**, San Diego, v. 52, p. 302-310, Feb. 1978.

CANNATA, M. G. et al. Effects of lead on the content, accumulation, and translocation of nutrients in bean plant cultivated in nutritive solution. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 44, n. 26, p. 939-951, Feb. 2013.

CHOPRA, A. K.; PATHAK, A. Accumulation of heavy metals in the vegetables grown in wastewater irrigated areas of Dehradun, India with reference to human health risk. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 187, n. 7, p. 445-453, June 2015.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Chumbo e seus compostos**. São Paulo, 2012. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/chumbo.pdf>>. Acesso em: 16 jan. 2016.

CORREIA, L. O. et al. Bioacumulação de chumbo em plantas de cenoura (*Daucus carota*) e seus efeitos na saúde humana. **Gaia Scientia**, João Pessoa, v. 10, p. 302-319, 2016.

CUNHA, C. S. M. et al. Dinâmica do chumbo no ambiente terrestre. **Agropecuária Científica no Semiárido**, Patos, v. 10, n. 3, p. 1-10, jul./set. 2014.

DARABI, S. D.; ALMODARES, A.; EBRAHIMI, M. Phytoremediation efficiency of Sorghum Bicolor (L) Moench in removing Cadmium, Lead and Arsenic. **Open Journal of Environmental Biology**, Irvine, v. 1, p. 1-6, Jan. 2016.

DATKO-WILLIAMS, L.; WILKIE, A.; RICHMOND-BRYANT, J. Analysis of U.S. soil lead (Pb) studies from 1970 to 2012. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 468/469, p. 854-863, 2014.

DISCHE, Z. General color reactions. In: WHISTLER, R. L.; WOLFRAN, M. L. (Ed.). **Carbohydrate chemistry**. New York: Academic, 1962. p. 477-520.

ESSINGTON, M. E. **Soil and water chemistry: an integrative approach**. Boca Raton: CRC, 2004. 534 p.

FANG, T. et al. Lead in soil and agricultural products in the Huainan Coal Mining Area, Anhui, China: levels, distribution, and health implication. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 187, p. 152-162, Mar. 2015.

FERREIRA, A. P. Distribution and contamination of metals in the soil of Guandu Watershed. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n. 4, p. 758-759, Oct./Dec. 2015.



FERREIRA, D. F. **SISVAR 4.3**: sistema de análises estatísticas. Lavras: UFLA, 1999. Software.

GANDHIN, N.; SIRISHAN, D.; ASTHANA, D. Phytoremediation of lead contaminated soil by using *sorghum bicolor*. **BioSciences**, Washington, v. 10, n. 9, p. 333-342, 2015.

GIANNOPOLITIS, C. N.; REIS, S. K. Superoxide dismutase: I., occurrence in higher plant. **Plant Physiology**, Washington, v. 59, p. 309-314, 1997.

GUPTA, D. et al. Antioxidant defense mechanism in hidroporically grown zeas mays seedlings under moderate lead stress. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 172, p. 479-484, 2009.

HAVIR, E. A.; MCHALE, N. A. Biochemical and developmental characterization of multiple forms of catalase in tobacco leaves. **Plant Physiology**, Washington, v. 84, p. 450-455, 1987.

HOSSAIN, M. T. et al. Effects of lead toxicity on growth and cell wall extensibility in rice seedlings. **Journal of Botany**, Bangladesh, v. 44, n. 2, p. 333-336, June 2015.

HUANG , H. et al. Lead tolerance and physiological adaptation mechanism in roots of accumulating and non-accumulating ecotypes of *Sedum alfredii*. **Environmental Science and Pollution Research**, Oxford, v. 19, n. 5, p. 640-1651, Dec. 2012.

INTERNATION ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 11269-2**: soil quality: determination of the effects of pollutants on soil flora, part 2: effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants. Genève, 2015.

JOHN, R. et al. Effect of cadmium and lead on growth, biochemical parameters and uptake in *Lemna polyrrhiza* L. **Plant Soil and Environment**, Praha, v. 54, p. 262-270, 2008.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4<sup>th</sup> ed. Boca Raton: CRC, 2011. 467 p.

LAMHAMDI, M. et al. Effect of lead stress on mineral content and growth of wheat (*Triticum aestivum*) and spinach (*Spinacia oleracea*) seedlings. **Saudi Journal of Biological Sciences**, Riade, v. 20, n. 1, p. 29-36, Jan. 2013.

LAMHAMDI, M. et al. Lead phytotoxicity on wheat (*Triticum aestivum* L.) seed germination and seedlings growth. **Comptes Rendus Biologies**, Paris, v. 6, n. 7, p. 118-126, Jan. 2011.

LEITE, P. R.; ZAMPIERON, J. V. Avaliação da cultura de feijão (*Phaseolus vulgaris* cv carioquinha) em solo contaminado por metais pesados, utilizando técnicas de microscopia eletrônica de varredura e espectrometria por dispersão de energia. **Revista Agrogeoambiental**, Porto Alegre, v. 4, n. 3, p. 1-8, dez. 2012.

LIMA, F. S. et al. Bioconcentração de chumbo e micronutrientes em hortaliças cultivadas em solo contaminado. **Revista de Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 44, n. 2, p. 234-241, abr./jun. 2013.

LIU, P. et al. Analysis of heavy metal sources for vegetable soils from Shandong Province, China. **Agricultural Sciences in China**, Beijing, v. 10, n. 1, p. 109-119, Jan. 2011.

LIU, Y. et al. Setting water quality criteria in China: approaches for developing species sensitivity distributions for metals and metalloids. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 230, n. 1, p. 35-57, Feb. 2014.

LUO, W.; VERWEIJ, R. A.; GESTEL, C. A. M. van. Contribution of soil properties of shooting fields to lead bioavailability and toxicity to *Enchytraeus crypticus*. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 76, n. 1, p. 235-241, Sept. 2014.

MACEDO, J. A. B. **Introdução à química ambiental**. 2. ed. Belo Horizonte: CRQ/MG, 2006. 1042 p.

MAGALHÃES, C. A. S. **Efeito do lodo de esgoto compostado na produtividade de culturas e na lixiviação de nitrato e Thamethoxan em Latossolos e Argissolo**. 2011. 97 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

MAGNA, G. A. M. et al. Avaliação da exposição ao Pb e Cd em crianças de 0 a 17 anos por consumo de alimentos vegetais cultivados em solos contaminados no município de Santo Amaro (BA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 19, p. 3-12, 2014. Edição especial.

MAGNA, G. A. M. et al. Chumbo e cádmio detectados em alimentos vegetais e gramíneas no município de Santo Amaro-Bahia. **Química Nova**, São Paulo, v. 36, n. 7, p. 989-997, 2013.

MAGUIRE, J. D. Speed of germination aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. **Crop Science**, Madison, v. 2, n. 2, p. 176-77, 1962.

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

MALAVOLTA, E.; MURAOKA, T. **Avaliação do estado nutricional e da fertilidade do solo**: métodos de vegetação e diagnose por subtração em vasos. Piracicaba: USP-CENA, 1985. 7 p. Mimeografado.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas, princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFÓS, 1997. 319 p.

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

MARTINS, C. A. S. et al. A dinâmica de metais-traço no solo. **Revista Brasileira Agrocência**, Pelotas, v. 17, n. 3/4, p. 383-391, jul./set. 2011.

MASCARENHAS, H. A. A. et al. Deficiência e toxicidade visuais de nutrientes em soja. **Nucleus**, Ituverava, v. 10, n. 2, p. 281-306, out. 2013.

MCBRIDE, M. B. et al. Concentrations of lead, cadmium and barium in urban garden-grown vegetables: the impact of soil variables. **Environmental Pollution**, Barking, v. 194, n. 1, p. 254-261, Aug. 2014.

MELO, V. F.; ANDRADE, M.; BATISTA, A. H. Chumbo e zinco em águas e sedimentos de área de mineração e metalurgia de metais. **Química Nova**, São Paulo, v. 35, n. 1, p. 22-29, 2012.

MERLINO, L. C. S. et al. Bário, cádmio, cromo e chumbo em plantas de milho e em latossolo após onze aplicações anuais de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 6, p. 2031-2039, 2010.

MILLER, G. L. Use dinitrosalicylic acid reagent for determination of reducing sugar. **Analytical Biochemistry**, Washington, v. 31, n. 3, p. 426-428, 1959.

MINAS GERAIS. Fundação Estadual de Meio Ambiente. **Inventário de áreas contaminadas**. Belo Horizonte, 2015. Disponível em: <[http://www.feam.br/images/stories/declaracoes\\_ambientais/gestao\\_areas\\_contaminadas/Invent%20C3%A1rio\\_AC\\_2015.pdf](http://www.feam.br/images/stories/declaracoes_ambientais/gestao_areas_contaminadas/Invent%20C3%A1rio_AC_2015.pdf)>. Acesso em: 14 jan. 2016.

MORAES, C. L. et al. Alterações fisiológicas e ultraestruturais de plântulas de tomate induzidas por chumbo. **Iheringia**, Série Botânica, Porto Alegre, v. 69, n. 2, p. 313-322, dez. 2014.

NAKANO, Y.; ASADA, K. Hydrogen peroxide is scavenged by ascorbate-specific peroxidase in spinach chloroplasts. **Plant Cell Physiology**, Oxford, v. 22, n. 5, p. 867-880, 1981.

OLIVEIRA, L. F. C. et al. Sorção de elementos-traço em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 9, n. 2, p. 288-301, 2014.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Guidelines for testing of chemicals n° 208: terrestrial plant test: seedling emergence and seedling growth test**. Paris, 2006. Disponível em: <<http://www.oecd.org/dataoecd/11/31/33653757.pdf>>. Acesso em: 14 jan. 2016.

PAYE, H. D. S. et al. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 2041-2051, 2010.

PEREIRA, M. P. et al. Fitotoxicidade do chumbo na germinação e crescimento inicial de alface em função da anatomia radicular e ciclo celular. **Revista Agro@mbiente On-line**, Boa Vista, v. 7, n. 1, p. 36-43, jan./abr. 2013.

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, MG, v. 25, p. 279-288, 2001.

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils and environmental quality**. Boca Raton: Lewis, 1994. 313 p.

PRESTON, W. P. et al. Valores de referência para metais pesados em solos no Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 38, n. 3, p. 1028-1037, 2014.

PUGA, A. P. C. A. et al. Biochar application to acontaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 159, n. 1, p. 86-93, June 2015.

RAVIKUMAR, S.; THAMIZHINIYZN, P. Influence of lead on growth and nutrient accumulation in Black gram (*Vigna mungo*. L). **International Letters of Natural Sciences**, Bach, v. 16, p. 22-27, 2014.

RIBEIRO, E. S. et al. Trocas gasosas foliares em *Echinodorus grandiflorus* ssp. grandiflorus (alismataceae) na presença de chumbo. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 64., 2013, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, 2013. 1 CD-ROM.

ROELFSEMA, M. R. G.; HEDRICH, R. In the light opening: new insights into 'the Watergate'. **New Phytologist**, Cambridge, v. 167, n. 3, p. 665-691, 2005.

SALAZAR, M. J.; PIGNATA, M. L. Lead accumulation in plants grown in polluted soils: screening of native species for phytoremediation. **Journal of Geochemical Exploration**, Amsterdam, v. 137, p. 29-36, Feb. 2014.

SANTOS, N. M. et al. Biodisponibilidade de chumbo por extratores químicos em solos com ácidos húmicos e carvão vegetal ativado. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 146, n. 4, p. 663-668, 2015.

SANTOS, S. N.; ALLEONI, L. R. F. Reference values for heavy metals in soils of the Brazilian agricultural frontier in Southwestern Amazônia. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 185, n. 7, p. 5737-5748, Nov. 2013.

SCHWARZ, K. et al. The effects of the urban built environment on the spatial distribution of lead in residential soils. **Environmental Pollution**, Barking, v. 163, n. 1, p. 32-39, Apr. 2012.

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

SHARMA, P. et al. Reactive oxygen species, oxidative damage, and antioxidative defense mechanism in plants under stressful conditions: review article. **Journal of Botany**, London, v. 26, p. 1-26, 2012.

SILVA, A. F. et al. **Sorgo granífero: estenda sua safrinha com segurança**. Sete Lagoas: EMBRAPA Milho e Sorgo, 2015.

SILVA, P. C. C. et al. Crescimento de plantas de girassol cultivadas em ambiente contaminado por chumbo. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 29, p. 1576-1586, nov. 2013.

SILVA, Y. J. A. B. et al. Watershed-scale assessment of background concentrations and guidance values for heavy metals in soils from a semiarid and coastal zone of Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 187, n. 10, p. 557-567, Aug. 2015.

SMOLDERS, E. et al. Toxicity in lead saltspiked soils to plants, invertebrates and microbial processes: unraveling effects of acidification, salt stress and ageing reactions. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 536, p. 223-231, July 2015.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic, 1995. 267 p.

TAVARES, S. R. L.; OLIVEIRA, S. A.; SALGADO, C. M. Avaliação de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados. **Holos**, Rio Claro, v. 5, n. 29, p. 80-97, dez. 2013.

TEODORO, J. C. **Determinação do valor de prevenção para o chumbo em solos**: testes fitotóxicológicos. 2016. 93 p. Dissertação (Mestrado em Fisiologia Vegetal)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Soil screening guidance**: thecnical background document. Washington: Office of Solid Waste and Emergency Response, 1996. 168 p.

VELIKOVA, V.; YODANOV, I.; EDREVA, A. Oxidative stress and some antioxidant sytems in acid rain-treated bean plants: protective role of exogenous polyamines. **Plant Science**, East Park Shannon, v. 151, n. 1, p. 59-66, Feb. 2000.

VERBRUGGEN, E. M. J.; POSTHUMUS, R.; WEZEL, A. P. R. van. **Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (ground) water**: updated proposals for first series of compounds. Neatherlands: RIVM, 2001. 263 p.

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

VLAARDINGEN, P. L. A. van et al. **ETX 2.0**: a program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normally distributed toxicity data. Bilthoven: RIVM, 2004. 68 p. (Report, 601501028/2004).

ZHAN, H. et al. Trace metal Pollution in soil and wild plants from lead-zinc smelting areas in Huixian County, Northwest China. **Journal of Geochemical Exploration**, Amsterdam, v. 147, part B, p. 182-188, 2014.