

**EFEITO DE RESÍDUOS SIDERÚRGICOS NO  
CULTIVO DE ARROZ IRRIGADO POR  
INUNDAÇÃO: COMPARAÇÃO DE  
EXTRATORES E DISPONIBILIDADE DE  
ELEMENTOS-TRAÇO**

**GEILA SANTOS CARVALHO**

**2007**

**GEILA SANTOS CARVALHO**

**EFEITO DE RESÍDUOS SIDERÚRGICOS NO CULTIVO  
DE ARROZ IRRIGADO POR INUNDAÇÃO:  
COMPARAÇÃO DE EXTRATORES E  
DISPONIBILIDADE DE ELEMENTOS-TRAÇO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, para obtenção do título de “Mestre”.

Orientador

Prof. João José G.S.M. Marques

LAVRAS  
MINAS GERAIS – BRASIL

2007

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

Carvalho, Geila Santos.

Efeito de resíduos siderúrgicos no cultivo de arroz irrigado por inundação:  
comparação de extratores e disponibilidade de elementos-traço / Geila Santos  
Carvalho. -- Lavras : UFLA, 2007.

81 p. : il.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2007.

Orientador: João José G. S. M. Marques.

Bibliografia.

1. Resíduos siderúrgicos. 2. Zinco. 3. Chumbo. 4. Arroz irrigado 5. Lixiviação.  
6. Extratores químicos. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-631.41

**GEILA SANTOS CARVALHO**

**EFEITO DE RESÍDUOS SIDERÚRGICOS NO CULTIVO  
DE ARROZ IRRIGADO POR INUNDAÇÃO:  
COMPARAÇÃO DE EXTRATORES E  
DISPONIBILIDADE DE ELEMENTOS-TRAÇO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal  
de Lavras como parte das exigências do  
Programa de Pós-Graduação em Ciência do  
Solo, para obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 03 de agosto de 2007

Prof. Nilton Curi

UFLA-DCS

Prof. Ruy Carvalho

UFLA-DQI

Prof. João José G. S. M. Marques - UFLA  
(Orientador)

LAVRAS  
MINAS GERAIS-BRASIL  
2007

*A Deus, pela minha vida, por meus pais, por iluminar meu caminho e permitir que eu chegasse até aqui.*

### **AGRADEÇO**

*A meus queridos pais, Fidélis e Leila, que sempre foram fonte de amor, apoio, incentivo e que, acima de tudo, acreditaram em mim e estiveram ao meu lado me auxiliando e me estimulando em todas as etapas de minha vida.*

### **DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciência do Solo (DCS/UFLA) pela oportunidade de realização do curso.

Ao Professor João José Marques pelos ensinamentos, paciência e disposição em me orientar de forma clara, segura e objetiva.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Ruy Carvalho e Prof. Nilton Curi pela disponibilidade e pelas sugestões apresentadas.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Minas Gerais (FAPEMIG) pela concessão da bolsa de estudo.

Aos professores, colegas e amigos do DCS/UFLA que contribuíram para que eu compreendesse um pouco sobre Agronomia.

À Prof. Janice Guedes de Carvalho pela amizade.

Aos técnicos João Gualberto, Roberto e Adalberto pelas dicas, análises, paciência e ajuda.

À secretária Daniela pela disponibilidade, paciência e amizade.

Aos funcionários Pezão, Sr. Antônio, Leninha, Eliane, Luciane, Márcia, Cristina, Manoel, Carlinhos, Roberta, João Bosco, Vitinho, Nilton, Emerson, Cida, José Luís e Sacola pelo convívio harmonioso desde minha chegada ao departamento.

Aos grandes amigos Daniela Zuliani, Regla Toujague, Adriana Monteiro, Adriana Lima, Bruno Dias, Aretusa Daniela e Lucélia Cabral pela amizade sincera e por todo apoio que sempre me deram.

A Robervone Nascimento por permitir que eu continuasse a executar parte de seu experimento.

A Ana Rosa e Leilson Faria pelas valiosas sugestões no experimento do arroz.

A todos os amigos e colegas da pós-graduação, especialmente, Arystides Resende, Gabriela Pinheiro, Daniela Santos, Fabiana Silva, Jussara Moraes, Enio Costa, Amaury Carvalho, Michele Duarte, Euzelina, Alexandre Barberi, Fernanda Wasner, Cezar Araújo, Évio, Ana Luiza, Lúcio, Leandro, Marcos, Douglas Guelfi, Tácio, Alexandre Araújo, Fabrício Sampaio, Josinaldo Araújo, José Zilton, Éderson Jesus, Bruno Ribeiro, Diana Quintão, Maraísa, Giovana, Alessandra Antunes, Kátia Costa e Eduardo Severiano pelas agradáveis conversas e também por compartilharem dúvidas e dividirem conhecimento.

Aos alunos de iniciação científica Fernando, Giuliano, Emanuella, Frederico, Paulo Fabrício, Lívia, Ward, Cleide, Simone, Guilherme, Vanessa, Henrique, Philipe, Erick, Rodrigo e Henrique Cipriani pela convivência agradável e por toda a colaboração no desenvolvimento dos trabalhos experimentais.

A toda minha família e aos amigos de Bom Sucesso por entenderem meus momentos de recolhimento.

Ao grande amigo Wellington Fernandes Alvarenga e a todos os professores e amigos que conquistei na Universidade Federal de São João del Rei e que, até hoje, se fazem presentes.

Enfim, agradeço a todas as pessoas que sempre estiveram prontas a me ajudar e que colaboraram para esta conquista. Vocês todos foram essenciais para o desenvolvimento e a conclusão deste trabalho.

**MUITO OBRIGADA!**

## SUMÁRIO

	<b>Página</b>
LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	iii
LISTA DE ABREVIATURAS.....	v
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	vii
1 INTRODUÇÃO.....	01
2 OBJETIVOS.....	03
3 REFERENCIAL TEÓRICO.....	04
3.1 Breve histórico do setor siderúrgico no Brasil.....	04
3.1.1 Consumo mundial de aço.....	05
3.1.2 Produção dos resíduos siderúrgicos.....	06
3.2 Gleissolo.....	08
3.2.1 Solos inundados.....	09
3.3 Água.....	10
3.4 A cultura do arroz.....	11
3.4.1 Fases do crescimento da planta do arroz.....	12
3.4.2 Cultivar Curinga.....	13
3.5 Elementos-traço.....	14
3.5.1 Elementos-traço no solo.....	15
3.5.2 Fitodisponibilidade de elementos-traço.....	18
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	21
4.1 Caracterização da área experimental.....	21
4.2 Caracterização dos resíduos siderúrgicos.....	22
4.3 Delineamento experimental e tratamentos.....	22
4.4 Instalação e condução do experimento.....	23
4.5 Análise de lixiviado e dinâmica de pH, OD, Eh e CE.....	25



4.6 Análise de fertilidade.....	26
4.7 Fitodisponibilidade de elementos-traço através de extratores químicos.....	27
4.8 Avaliação dos dados analíticos.....	29
4.9 Matéria seca, teores de nutrientes e elementos-traço na cultura .....	30
4.10- Análises estatísticas.....	31
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
5.1 Caracterização dos resíduos siderúrgicos.....	32
5.2 Dinâmica de pH, oxigênio dissolvido, condutividade eletrolítica e potencial redox.....	33
5.3 Fitodisponibilidade de elementos-traço através de extratores químicos.....	40
5.4 Produção de matéria seca do arroz.....	52
5.5 Teor de elementos-traço no arroz.....	54
5.6 Lixiviação de Zn e Pb.....	65
6 CONCLUSÕES.....	70
7 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS.....	72
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	73
ANEXOS.....	79

## LISTA DE FIGURAS

		Página
FIGURA 1	Principais componentes do sistema solo-planta participantes da dinâmica de metais pesados presentes em solos (Fonte: Pires, 2003).....	17
FIGURA 2	Localização da membrana porosa nos vasos.....	23
FIGURA 3	Visualização do controle do fluxo de lixiviado.....	24
FIGURA 4	Visão geral do experimento.....	25
FIGURA 5	Determinação do potencial redox (Eh).....	26
FIGURA 6	Valores de pH da lâmina de água mantida sobre os solos tratados com doses crescentes de CA, LFP, LF e em solo sem resíduo (testemunha sem adubação e com adubação).....	33
FIGURA 7	Valores de Eh da lâmina de água mantida sobre os solos tratados com doses crescentes de CA, LFP e LF e em solo sem resíduo (testemunha sem adubação e com adubação).....	35
FIGURA 8	Valores de OD da lâmina de água mantida sobre os solos tratados com doses crescentes de CA, LFP e LF e em solo sem resíduo (testemunha sem adubação e com adubação).....	37
FIGURA 9	Valores de CE da lâmina de água mantida sobre os solos tratados com doses crescentes de CA, LFP e LF e em solo sem resíduo (testemunha sem adubação e com adubação).....	39
FIGURA 10	Teores médios de Zn no solo em função das doses dos resíduos LFP e LF, para o extrator Mehlich-1.....	42
FIGURA 11	Teores médios de Zn no solo em função das doses do resíduo LF, para o extrator DTPA.....	44
FIGURA 12	Teores médios de Zn no solo em função das doses dos resíduos LFP e LF, para o extrator USEPA 3051A.....	46
FIGURA 13	Teores médios de Pb no solo, transformados por log(x), em função das doses do resíduo LFP, para o extrator DTPA.....	49
FIGURA 14	Teores médios de Pb, em função das doses dos resíduos CA, LFP e LF, para o extrator USEPA.....	51
FIGURA 15	Teores de Zn absorvidos pela casca dos grãos de arroz em função das doses do resíduo LF aplicado.....	55
FIGURA 16	Teores de Zn absorvidos pela parte aérea do arroz em função das doses do resíduo LF aplicado.....	58
FIGURA 17	Teores de Zn absorvidos pelo grão de arroz em função das doses do resíduo LF aplicado.....	59

FIGURA 18	Teores de Zn absorvidos pelas raízes do arroz em função das doses do resíduo LF aplicado.....	61
FIGURA 19	Estrutura octaédrica do quelato de Pb com DTPA (Fonte: Liane Silva et al., 2007a).....	62
FIGURA 20	Teores de Pb absorvidos pelas raízes do arroz em função das doses do resíduo LF aplicado.....	64
FIGURA 21	Teores de Zn na solução coletada em solos tratados com doses crescentes de CA, LFP e LF e em solo sem resíduo (testemunha sem adubação e com adubação)....	66
FIGURA 22	Teores de Pb na solução coletada em solos tratados com doses crescentes de CA, LFP e LF e em solo sem resíduo (testemunha sem adubação e com adubação)...	69

## LISTA DE TABELAS

		<b>Página</b>
<b>TABELA 1</b>	Consumo mundial de aço (Fonte: IBS, 2007).....	05
<b>TABELA 2</b>	Origem de alguns resíduos siderúrgicos produzidos durante os processos de redução e refino para a produção de aço (Fonte: Nascimento, 2005).....	07
<b>TABELA 3</b>	Propriedades químicas e físicas do solo em estudo....	21
<b>TABELA 4</b>	Limites de detecção dos métodos utilizados na determinação de Zn e Pb nas amostras de lixiviado e de solo.....	30
<b>TABELA 5</b>	Caracterização química dos resíduos pelo método USEPA 3051A.....	32
<b>TABELA 6</b>	Teores médios de Zn no solo, em função dos resíduos estudados, para cada um dos extratores testados.....	40
<b>TABELA 7</b>	Teores médios de Zn no solo, em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses, para o extrator Mehlich-1.....	41
<b>TABELA 8</b>	Teores médios de Zn no solo em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses, para o extrator DTPA.....	43
<b>TABELA 9</b>	Teores médios de Zn, em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses, para o extrator USEPA 3051A.....	45
<b>TABELA 10</b>	Teores médios de Pb em função dos resíduos estudados, para cada um dos extratores.....	47
<b>TABELA 11</b>	Teores médios de Pb, transformados por log(x), em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses, para o extrator DTPA.....	48
<b>TABELA 12</b>	Teores médios de Pb, em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses, para o extrator USEPA 3051A.....	50
<b>TABELA 13</b>	Valores médios para a produção de matéria seca da parte aérea da fase diagnóstica (PAFD), parte aérea (PA), casca + grão (CG), casca (C) e grão (G) do arroz em função dos resíduos estudados.....	52
<b>TABELA 14</b>	Valores médios da produção de matéria seca da casca (C) dos grãos do arroz em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses.....	53
<b>TABELA 15</b>	Teores médios de Zn para a casca em função dos resíduos.....	54
<b>TABELA 16</b>	Concentrações aproximadas de elementos-traço em	

	tecidos de folhas maduras para várias espécies.....	56
<b>TABELA 17</b>	Teores médios de Zn, em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses, para grão, parte aérea e raiz.....	57
<b>TABELA 18</b>	Teores médios de Pb, em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses, para a casca, grão, parte aérea e raiz.....	63

## LISTA DE ABREVIATURAS

CA – Carepa de Aciaria  
LFP – Lama de Filtro-Prensa  
LF – Lama de Fosfato  
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente  
MDL – Limite de Detecção Qualitativo do Método Analítico  
USEPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos  
DTPA – Ácido dietilenotriaminopentaacético  
pH – Potencial Hidrogeniônico  
Eh – Potencial Redox  
CE – Condutividade Eletrolítica  
OD – Oxigênio Dissolvido  
ET – Elementos-traço  
CSN – Companhia Siderúrgica Nacional  
IBS – Instituto Brasileiro de Siderurgia  
DCS – Departamento de Ciência do Solo  
UFLA – Universidade Federal de Lavras  
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
CTC – Capacidade de Troca Catiônica  
V – Saturação por bases  
m – Saturação por alumínio  
M.O. – Matéria Orgânica  
KCl – Cloreto de potássio  
CaOAC – Acetado de Cálcio

## RESUMO

CARVALHO, Geila Santos. **Efeito de resíduos siderúrgicos no cultivo de arroz irrigado por inundação: comparação de extratores e disponibilidade de elementos-traço.** 2007. 81 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras MG.‡

Conduziu-se um experimento em casa de vegetação com o objetivo de se estudar o efeito da adição de resíduos siderúrgicos em amostras da camada superficial de um Gleissolo Háptico Tb eutrófico sobre a produtividade do arroz (*Oryza sativa* L.), cultivar Curinga, cultivado em solo inundado. Tentou-se, através deste experimento, simular uma possível erosão de um solo contaminado com tais resíduos sobre um solo de várzea. Foram estudados, também, diferentes extratores de elementos-traço do solo, a absorção destes elementos pela planta, o teor de elementos-traço em amostras de lixiviado, bem como a dinâmica do pH, potencial redox, condutividade eletrolítica e oxigênio dissolvido na lâmina d'água mantida em cada vaso. Utilizou-se delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial  $3 \times 7$  com três repetições, sendo combinados três resíduos (carepa de aciaria, lama de filtro-prensa e lama de fosfato) com sete doses (0; 0,5; 1; 2; 4; 8 e  $16 \text{ t ha}^{-1}$ ). Cada parcela experimental foi representada por um vaso com capacidade para 7 L, contendo 4 kg de solo. Em cada vaso, cultivaram-se cinco plantas de arroz. A adubação foi realizada com fontes de reagentes p.a.. Terminada a fase vegetativa, 80 dias após o plantio do arroz, realizou-se um desbaste para análise diagnóstica da parte aérea do arroz, bem como a coleta de solo. Depois disso, os vasos foram inundados com água deionizada, mantendo-se, deste momento até o término do cultivo, uma lâmina d'água de cerca de 5 cm sobre a superfície do solo. Foram avaliados o pH, potencial redox, condutividade eletrolítica e oxigênio dissolvido na solução sobre a superfície do solo e também a análise do lixiviado aos 1, 7, 14, 21, 28, 42, 56 e 70 dias após a inundação. Os resultados obtidos mostraram que o método USEPA 3051A foi o mais eficiente na extração de Zn e Pb do solo. A produção de matéria seca do arroz não foi afetada pela aplicação de resíduos siderúrgicos. O teor de Zn ultrapassou os valores considerados normais para a parte aérea com a aplicação de LFP e LF. O Pb se acumulou preferencialmente na raiz. O lixiviado não ultrapassou os valores estabelecidos pelo CONAMA para Zn em nenhum tratamento, enquanto, por outro lado, todos os tratamentos excederam os limites estabelecidos para Pb. Em relação ao pH, Eh, OD e CE não houve variações significativas.

---

‡ Orientador: João José G. S. M. Marques

## ABSTRACT

CARVALHO, Geila Santos. **Iron smelter residues' effect in rice crop under wet cultivation: comparison between extractors and trace elements' availability.** 2007. 81 p. Dissertation (Master's degree in Science of Soil) – Federal University of Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil.\*

A greenhouse experiment was conducted to study the effect of the use of iron smelter residues (metallurgical scale, filter press mud and phosphate mud) on the rice productivity (*Oryza sativa* L.) under wet cultivation. This experiment was undertaken in a completely randomized block design with a  $3 \times 7$  factorial scheme with three replicates. A Gleysol collected in Lavras-MG was utilized, where seven doses of each residue (0; 0,5; 1; 2; 4; 8 and  $16 \text{ t ha}^{-1}$ ) were applied and macro and micronutrients were supplied to the crop. The experimental units consisted of 4-L pots containing soil samples. Eighty days after the planting rice (cv. Curinga), the soils were flooded and thereafter a 5 cm water layer was maintained above the soil surface. The pH, oxidation-reduction potential (Eh), electrolytical conductivity (EC), and dissolved oxygen (OD) were measured periodically in situ. The effect of the use of iron smelter residues upon the available contents of Pb and Zn in soil, dry matter productions of shoot, grain and roots as well as the effects of these residues on nutrient content in rice plants and the possibility of contamination of the water table by both Pb and Zn were evaluated. The USEPA 3051A method was the most efficient method for extraction of Pb and Zn. None of the treatments affected the rice yield. Application of metallurgical scale and phosphate mud resulted in no movement of Zn and Pb into the soil profile. However, it was found that filter press mud may contaminate water tables with Pb.

---

\* Adviser: João José G. S. M. Marques



## 1 INTRODUÇÃO

O solo tem sido utilizado como meio para descarte ou disposição de materiais considerados poluentes. Essa prática pode ser menos importante em solos que apresentam características apropriadas. Dentre estas, destaca-se a presença de matéria orgânica e de óxidos de ferro, alumínio e manganês, pois estes são capazes de complexar e de reter diversos metais e moléculas orgânicas, impedindo a sua percolação no perfil do solo (Meurer, 2006).

Para avaliar o possível risco da aplicação de resíduos em áreas agrícolas, é necessário conhecer a mobilidade e a biodisponibilidade de metais no solo. A solubilidade dos metais é basicamente controlada pelo pH, que afeta as reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução e complexação. Essas interações influenciam a partição de metais na fase líquida e sólida do solo e são responsáveis pela mobilidade e biodisponibilidade dos metais no sistema.

A mobilidade dos metais depende não somente de sua concentração total no solo, mas também das propriedades do solo, tais como acidez, condutividade eletrolítica, potencial redox e oxigênio dissolvido no caso de terrenos inundados, das propriedades dos metais e de fatores ambientais. Os metais pesados acumulam-se nos solos sob várias formas: solúveis em água, trocáveis, associados a carbonatos, óxidos, sob forma orgânica e formas residuais. Os metais nessas formas apresentam diferentes mobilidades. As frações solúveis em água e trocáveis estão prontamente disponíveis, enquanto as frações residuais são imóveis sobre determinadas condições (He et al., 2005).

No geral, estudos de mobilidade têm demonstrado que os metais pesados, Pb, Cr e Cu, apresentam baixa mobilidade, acumulando-se nas camadas superficiais do solo, enquanto Zn, Mn, Ni e Cd são, relativamente, mais móveis (Oliveira & Costa, 2004).

Isto está diretamente relacionado com as reações de adsorção que ocorrem não apenas em solos, mas também em corpos d'águas (Silveira, 2002). Vários mecanismos estão envolvidos na adsorção de metais em solos, incluindo forças físicas (van der Waals e ligações eletrostáticas) e químicas (complexos de esfera interna) (Sparks, 1995). Além disso, a afinidade dos colóides de superfície em adsorver cátions aumenta com a valência dos mesmos. Para cátions com diferentes valências, a afinidade, em geral, segue a ordem  $M^+ < M^{2+} < M^{3+}$ . Para cátions de mesma valência, a afinidade na adsorção é determinada, principalmente, pelo raio iônico hidratado (Silveira, 2002).

A exigência por produtos derivados de ferro e aço tem impulsionado o crescimento do setor siderúrgico nacional e, conseqüentemente, a geração de resíduos industriais. No entanto, a maioria desses resíduos apresenta em sua composição, além de alguns nutrientes, altos teores de zinco, cádmio, níquel, cromo e chumbo, metais pesados potencialmente prejudiciais ao ambiente.

A reciclagem desses resíduos se faz necessária. Contudo, torna-se indispensável verificar o comportamento de possíveis elementos-traço oriundos de tais resíduos. Esses elementos podem expressar seu potencial poluente diretamente sobre os organismos dos solos, pela disponibilidade às plantas, pela contaminação das águas superficiais, via erosão do solo e pela contaminação das águas subsuperficiais, por sua movimentação vertical e descendente no perfil do solo (Oliveira, 2002), além de chegar até os seres vivos e causar danos imensuráveis ao ambiente. Sendo assim, é essencial conhecer o destino desses elementos no solo para a avaliação do impacto ambiental provocado pelo uso agrícola de resíduos siderúrgicos.

## 2 OBJETIVOS

Os objetivos deste trabalho foram:

- 1) Analisar o comportamento do pH, condutividade eletrolítica, potencial redox e oxigênio dissolvido na lâmina d'água mantida sobre cada um dos vasos com os tratamentos;
- 2) Estudar a disponibilidade de elementos-traço em amostras de um Gleissolo Háplico tratadas com resíduos siderúrgicos, através de soluções com diferentes poderes de extração;
- 3) Avaliar a produtividade de arroz cultivado nesses solos e verificar a absorção de elementos-traço na parte aérea, grão, casca e raiz do arroz;
- 4) Verificar a mobilidade de Zn e Pb nesses solos tratados com resíduos siderúrgicos, através da análise dos lixiviados.

### **3 REFERENCIAL TEÓRICO**

#### **3.1 Breve histórico do setor siderúrgico no Brasil**

Quando as terras brasileiras foram descobertas, as práticas mercantilistas imperavam na Europa. Os portugueses chegaram ao Brasil com a esperança da extração de metais como ouro, prata e bronze. (Instituto Brasileiro de Siderurgia, IBS, 2007).

Quem primeiro trabalhou na redução do minério de ferro foi Afonso Sardinha. Em 1587, ele descobriu magnetita na atual região de Sorocaba, no interior de São Paulo, e iniciou a produção de ferro a partir da redução do minério. Esta foi a primeira fábrica de ferro que se tem notícia no Brasil. Após a morte de Sardinha, em 1629, a siderurgia brasileira entrou em um período de estagnação que durou até o século seguinte (IBS, 2007).

Foi a descoberta de ouro no atual Estado de Minas Gerais que desencadeou um novo estímulo à siderurgia. Fundições foram abertas para a construção de implementos de ferro utilizados no trabalho das minas (IBS, 2007). Esse período foi um marco histórico da atividade siderúrgica, mas o desenvolvimento desse setor culminou, sem dúvida, no ano de 1946, com a corrida do ferro-gusa, no então único alto-forno da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN) instalada em Volta Redonda-RJ. A partir deste ano, novas técnicas foram desenvolvidas, tornando mais eficientes os métodos de fabricação do ferro-gusa e aço (Prado et al., 2001) e estimulando a criação de novas companhias siderúrgicas.

Hoje, o setor siderúrgico é formado pela Acesita, Aços Villares, Belgo-Arcelor Brasil, Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), Companhia Siderúrgica Tubarão (CST) - Arcelor Brasil, Grupo Gerdau, Siderúrgica Barra Mansa,

Usiminas / Cosipa, V&M do Brasil e Villares Metals. São 25 usinas comandadas por 11 empresas (IBS, 2007).

Em 2004, 74% da produção de aço brasileira foram obtidos pela via integrada a partir do minério de ferro e 26% pela via semi-integrada através da reciclagem de 8 milhões de toneladas de sucata. Intensiva no uso de carvão para gerar energia, a siderurgia brasileira produziu 25% da energia elétrica necessária para suas atividades em 2004 (IBS, 2007).

Em 2006, dentre os principais produtores e exportadores de aço do mundo, o Brasil ficou com o décimo lugar. No entanto, é considerado o principal produtor da América Latina (IBS, 2007).

### 3.1.1 Consumo mundial de aço

De acordo com o IBS (2007), o consumo mundial de aço atingiu recorde em 2006. Os dados estão apresentados na tabela a seguir.

**TABELA 1.** Consumo mundial de aço de acordo com IISI.

<b>Consumo de aço (milhões de toneladas)</b>			
	<b>2000</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>
União Européia 25	162,6	161,4	179,3
Outros países europeus	21,1	29,1	33,3
Comunidade dos Estados Independentes	34,1	42,9	48,4
Nafta	146,6	139,4	154,9
Américas Central e do Sul	28,1	32,3	36,0
África	14,5	19,7	21,6
Oriente Médio	19,7	33,4	36,8
Ásia	323,0	560,0	595,0
Oceania	6,7	7,9	7,9
<b>Total global</b>	<b>756,6</b>	<b>1026,0</b>	<b>1113,2</b>

Fonte: IBS (2007).

O consumo mundial de aço atingiu o nível recorde de 1113 milhões de toneladas no ano passado, de acordo com os números recém-publicados pelo International Iron & Steel Institute (IISI) e citados no site do IBS (2007). Isso representa um aumento de 8,5% em relação às 1026 milhões de toneladas consumidas em 2005.

Desde o início dessa década, o consumo global de aço cresceu 47%, segundo análise dos dados do IISI, feita pela Steel Business Briefing. O consumo em 2000 foi de apenas 756,6 milhões de toneladas. Os números cobrem o consumo aparente de produtos em aço acabado.

A maior alta no uso do aço desde 2000 ocorreu na Ásia, onde o consumo saltou de 323 milhões de toneladas em 2000, para 595 milhões de toneladas em 2006, um aumento de 84%. O consumo chinês desse período cresceu de 124 milhões de toneladas para 356 milhões de toneladas, ou 187%. Outras regiões em desenvolvimento, como o Oriente Médio, a África e as Américas Central e do Sul também mostraram altos percentuais de crescimento no consumo de aço desde 2000. Os tradicionais países industriais da Europa Ocidental, América do Norte e Japão demonstraram menores taxas de crescimento nesse período.

### **3.1.2 Produção dos resíduos siderúrgicos**

As características de cada resíduo irão depender da constituição química da matéria-prima (minério de ferro, carvão, calcário ou cal) utilizada no processo de fabricação do produto siderúrgico, além do tipo de refratário usado nas paredes dos alto-fornos (Nascimento, 2005).

Dentre os diversos tipos de resíduos produzidos durante o processo siderúrgico se destacam os listados na tabela 2. Neste trabalho, utilizaram-se os resíduos carepa de aciaria, lama de filtro-prensa e lama de fosfato, os quais são

obtidos através das etapas de redução e refino do aço. O motivo para a escolha de tais resíduos se deve à grande produção e ao potencial de uso agrícola congeminado a problemas ambientais.

**TABELA 2.** Origem de alguns resíduos siderúrgicos produzidos durante os processos de redução e refino para a produção de aço.

<b>Resíduo</b>	<b>Processo siderúrgico</b>	<b>Origem</b>
Lama de alto-forno	Redução	Lavagem de chaminés
Pó de alto-forno	Redução	Limpeza do gás de alto-forno
Escória de alto-forno	Redução	Alto-forno
Escória de convertedor	Refino	Convertedor
Lama de convertedor	Refino	Lavagem de gás
Escória de forno-panela	Refino	Forno panela
Lama de filtro-prensa	Redução e refino	Prensagem de ligas diversas
Lama de fosfato	Redução e refino	Tratamento com fosfato
Carepa de aciaria	Refino	Lingotamento contínuo

Adaptado de Nascimento (2005).

A carepa de aciaria é resultante da lingotagem do aço, após a raspagem das impurezas da superfície. A lama de filtro-prensa é originada na prensagem, sob elevada pressão, de ligas diversas, para retirada de impurezas da fração líquida. A lama de fosfato provém do tratamento para retirada de impurezas da liga metálica, através de sua infusão com fosfato, o qual acaba sendo recuperado, atuando como carregador de vários contaminantes metálicos ou não (Nascimento, 2005).

Os dois últimos resíduos, lama de filtro-prensa e lama de fosfato, são formados pelo programa de controle de sistemas de tratamento de efluentes do alto-forno e aciaria nas siderúrgicas. Esse processo consiste em recepcionar a lama proveniente do alto-forno e da aciaria e em processar a separação dos sólidos para o retorno da água ao processo industrial. Para isso, são utilizados grandes decantadores, com operação informatizada. Após a decantação, os resíduos são acumulados ao relento, formando grandes aglomerados, quase

sempre próximos a cursos d'água, significando risco ecológico (Nascimento, 2005).

Muitos destes resíduos podem ser utilizados para diversos fins, em vários setores da economia, como nas indústrias de cimento, no setor de transporte, na construção civil, nas indústrias de cerâmica, nas indústrias de tintas e também na agricultura. No entanto, muitas vezes, os resíduos siderúrgicos são armazenados em locais impróprios, o que acarreta discussões quanto à possível contaminação do meio ambiente por metais pesados contidos nesses resíduos (Prado et al., 2001).

A partir do exposto, têm-se buscado maneiras de minimizar o impacto desses resíduos sobre o meio ambiente através de formas que obedeçam à legislação ambiental brasileira (lei 9605/98, que definiu o crime de poluição).

Assim, têm sido estudadas maneiras de uso desses resíduos, com técnicas que priorizam normas de legislação de proteção ambiental (Prado et al., 2001).

### **3.2 Gleissolo**

De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (Empresa Brasileira de Agropecuária, Embrapa, 2006), os solos pertencentes à classe Gleissolo são, permanente ou periodicamente, saturados por água, salvo se artificialmente drenados. São solos formados em materiais originários estratificados ou não e sujeitos a constante ou periódico excesso d'água, o que pode ocorrer em diversas situações. Comumente, desenvolvem-se em sedimentos recentes nas proximidades dos cursos d'água e em materiais colúvio-aluviais sujeitos à condição de hidromorfia, podendo tanto se formar em áreas de relevo plano de terraços fluviais, lacustres ou marinhos, como em materiais residuais em áreas abaciadas e depressões. São eventualmente formados em



áreas inclinadas sob influência do afloramento de água subterrânea (surgentes). São solos que ocorrem sob vegetação hidrófila ou higrófila herbácea, arbustiva ou arbórea.

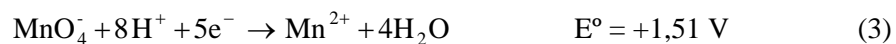
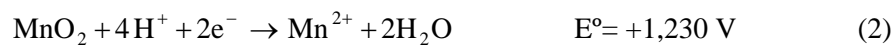
### **3.2.1 Solos inundados**

Solos posicionados em cotas mais baixas na paisagem estão sujeitos à saturação por água ou alagamentos periódicos, principalmente os chamados solos de várzeas. Essa condição altera o equilíbrio dos elementos e dos compostos no solo, desencadeando uma série de mudanças, que fazem com que o comportamento desses solos seja completamente diferente do observado em ambientes bem drenados. A dinâmica dessas transformações é particularmente importante para a cultura do arroz irrigado por alagamento, uma vez que o solo permanece alagado durante a maior parte do ciclo da cultura. O manejo dos solos de várzeas, principalmente no que se refere à adubação e calagem, é dependente das características e propriedades do solo durante o alagamento (Meurer, 2006).

Como já discutido, o alagamento provoca uma série de transformações físicas, químicas e biológicas no sistema solo-planta, tornando-o distinto do prevalente em condições de sequeiro. Nos sistemas aeróbicos, o oxigênio funciona como receptor primário de elétrons na respiração microbiana. Na ausência de oxigênio, como em solos alagados, os microorganismos anaeróbicos obrigatórios e/ou facultativos utilizam espécies inorgânicas oxidadas (nitratos, oxí-hidróxidos de Mn(+4) e de Fe(+3), sulfatos e até compostos orgânicos) como receptores de elétrons, resultando na redução dessas espécies (Oliveira et al., 1993a).

Em condições de inundação, ocorrem efeitos marcantes sobre os atributos físicos, químicos, físico-químicos e biológicos do solo, em

consequência da presença constante de uma lâmina de água sobre a superfície do solo e do seu baixo teor de oxigênio. As principais alterações físico-químicas que se verificam pela inundação do solo são decréscimos do potencial redox pela ausência de oxigênio e, em se tratando de solos ácidos, aumentos de pH. Esses aumentos de pH decorrem da redução de compostos, especialmente óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos férricos (ver equações 1, 2 e 3). Ao mesmo tempo em que a redução do solo pode beneficiar as plantas de arroz pelo aumento da disponibilidade de Fe e pH em solos ácidos, as concentrações de  $\text{Fe}^{2+}$  e  $\text{Mn}^{2+}$  podem atingir níveis tóxicos. Também a disponibilidade de P pode ser aumentada pela redução do solo, visto que os óxidos de Fe constituem matrizes de adsorção de fosfato (Alcoforado, 1999).



### 3.3 Água

A maior parte da água doce disponível na Terra encontra-se no subsolo, sendo que metade dessa água encontra-se a profundidades que excedem um quilômetro (Baird, 2002).

À medida que se aprofunda no solo, sob a camada inicial de solo úmido, a camada seguinte encontrada é a zona de aeração ou zona insaturada, onde as partículas de solo estão cobertas com um filme de água, mas existe ar entre as partículas. À maior profundidade está a zona saturada, em que a água deslocou todo o ar. A água doce da zona saturada é o lençol de água subterrâneo. Ele constitui 0,6% do suprimento total de água mundial. A principal fonte das águas

subterrâneas são as chuvas que caem sobre a superfície, uma pequena parte das quais infiltra-se até atingir a zona saturada (Baird, 2002).

A parte superior da zona saturada das águas subterrâneas é chamada lençol freático. Em alguns locais, ele ocorre exatamente na superfície do solo, um fenômeno que dá lugar a pântanos. Quando o lençol freático repousa sobre o solo, encontram-se lagos e águas correntes (Baird, 2002).

Segundo Freitas (2001), nos últimos 25 anos do século XX, foram perfurados cerca de 12 milhões de poços no mundo. Este interesse e a exploração das águas subterrâneas é recente e passa pela poluição dos rios e lagos em razão da poluição industrial, não sendo simplesmente ambiental, mas também econômico. Ele vai da exploração de águas de minas à perfuração de poços artesianos, passando pela anunciada cobrança financeira pelo uso dos recursos hídricos.

As águas subterrâneas estão mais protegidas da poluição que as de rios e lagos. Todavia, elas vêm sendo atingidas, cada vez, com maior intensidade. São os depósitos irregulares de lixo, vazamento em oleodutos, insumos agrícolas, fossas sépticas, negligência no encaminhamento de óleo aos postos de gasolina e outras tantas formas (Freitas, 2001).

Embora constituam um reservatório importante de água, ainda não existem resoluções que estabeleçam limites de contaminantes para águas subterrâneas. Neste aspecto, de acordo com Freitas (2001), apenas o Estado de Pernambuco possui uma lei específica exclusiva para águas subterrâneas (Lei 11427/97).

### **3.4 A cultura do arroz**

O arroz é uma planta anual, adaptada a solos alagados, mas desenvolve-se bem em solos não alagados e é formada de raízes, caule, folhas e panículas,

que, na verdade, são um conjunto de espiguetas (Guimarães et al., 2002). Atualmente, o arroz possui grande importância econômica e social no Brasil, por ser um produto básico da alimentação da população e ser cultivado em todas as unidades da federação (Faria Junior, 2007).

Diversos cientistas apontam o sudeste da Ásia como o local de origem do arroz. O arroz foi provavelmente o principal alimento e a primeira planta cultivada na Ásia Oriental. As mais antigas referências ao arroz são encontradas na literatura chinesa, há cerca de 5.000 anos (Embrapa, 2007). No Brasil, as primeiras informações datam de 1560 na Capitania de São Vicente, mas as primeiras introduções no Brasil, com a finalidade de cultivo, se deram por volta de 1745 no Maranhão (Soares, 2005).

### **3.4.1 Fases de crescimento da planta de arroz**

Guimarães et al. (2002) descreveram as fases de crescimento da planta do arroz, como se segue.

A planta de arroz completa seu ciclo geralmente em três a seis meses, da germinação ao amadurecimento, dependendo da cultivar e das condições ambientais. O crescimento da planta de arroz pode ser dividido em três fases principais, a vegetativa, a reprodutiva e a maturação.

A fase vegetativa estende-se da germinação à iniciação do primórdio floral. A fase vegetativa de uma cultivar de 130 a 135 dias de ciclo, em clima tropical, dura, normalmente, 65 a 70 dias e é a fase mais variável, em função das condições climáticas e do ciclo da planta. A fase reprodutiva estende-se da iniciação do primórdio floral ao florescimento. Tem duração relativamente constante, requerendo normalmente 35 dias em condições tropicais. A fase de maturação também é pouco variável, estende-se do florescimento à maturação

completa. Esta fase é dividida em três subestádios: grão leitoso, pastoso e maturo. Em clima tropical, a fase de maturação dura de 30 a 35 dias.

### **3.4.2 Cultivar Curinga**

A cultivar utilizada neste experimento é a Curinga. De acordo com Soares (2005), a Curinga foi originada inicialmente de uma família selecionada na geração F<sub>3</sub>, pelo Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), na Colômbia. Foi introduzida, em 1994, pela Embrapa-Arroz e Feijão, a qual continuou o processo de melhoramento em Goiânia. Em Minas Gerais, essa linhagem foi introduzida em 1997/98, quando passou a ser testada em condições de terras altas e de várzea úmida ou drenada.

O excelente desempenho dessa linhagem nas diversas condições edafoclimáticas de Minas Gerais possibilitou o seu lançamento como nova cultivar em 2004, tanto para condições de sequeiro e irrigado por aspersão, quanto de várzea úmida e/ou drenada.

A cultivar BRSMG Curinga destaca-se em algumas características como o alto potencial produtivo, resistência ao acamamento, alto perfilhamento, tipo moderno de planta, resistência à brusone da folha e panícula e alta qualidade de grãos. Para condições de sequeiro, possui uma limitação que é o ciclo médio, aproximadamente 135 dias da semeadura à colheita, expondo-a a maior risco de veranico. Além de Minas Gerais, foi lançada também para os Estados de Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Tocantins, Amazonas, Rondônia, Maranhão, Pará e Piauí (Soares, 2005).

### 3.5 Elementos-traço

Os elementos-traço são constituintes naturais de rochas e solos onde normalmente ocorrem em baixas concentrações, não representando em condições naturais riscos para o Homem, animais e plantas.

Embora, segundo Guilherme et al. (2005), o termo elemento-traço tenha sido preferido em detrimento da expressão metal pesado, a qual nunca foi definida por nenhum órgão oficial na área da química, tendo se tornado, por isso, inadequado cientificamente, outras denominações também são utilizadas pelos pesquisadores para se referirem a esses elementos, como, por exemplo, metais traço, ou então, elementos potencialmente tóxicos em referência ao estreito limite entre essencialidade e toxicidade, ou então, entre tolerância e toxicidade que essas espécies apresentam (Pires, 2004).

Os metais pesados foram definidos por Alloway (1995), como elementos químicos com densidade maior que  $6 \text{ kg L}^{-1}$ . Sob essa denominação, se encontra a grande maioria dos elementos da tabela periódica, sendo alguns essenciais às plantas (Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn), às bactérias fixadoras de nitrogênio (Co) e aos animais (Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn) (Meurer, 2006).

Dentre os elementos-traço mais tóxicos estão: mercúrio (Hg), chumbo (Pb), cádmio (Cd), cobre (Cu), níquel (Ni) e cobalto (Co). Os três primeiros são particularmente tóxicos para animais superiores. Os três últimos são denominados fitotóxicos por serem mais tóxicos para plantas que para animais (Meurer, 2006). No entanto, existem outros elementos, As, Se e Sb, os quais embora não sejam espécies metálicas, são potencialmente tóxicos, o que justifica, uma vez mais, o uso do termo “elementos-traço”.

O destino final dos elementos-traço e também de muitos compostos orgânicos tóxicos é sua deposição e soterramento em solos e sedimentos. Esses elementos podem ser adicionados aos solos, via fontes antropogênicas, incluindo

emissões industriais, efluentes, biossólidos, resíduos, fertilizantes, condicionadores de solo e pesticidas, contribuindo, assim, para o aumento da concentração de metais aos solos (Silveira, 2002). Os elementos-traço acumulam-se freqüentemente na camada superior do solo, sendo então acessíveis às raízes das plantas cultivadas em plantações. Por essa razão, é importante conhecer a natureza desses sistemas e seu mecanismo de funcionamento (Baird, 2002).

Desta maneira, fazendo parte da revisão deste trabalho, serão descritas as principais formas que os elementos-traço podem estar presentes em solos e também uma breve informação sobre sua disponibilidade às plantas.

### **3.5.1 Elementos-traço no solo**

Os elementos-traço estão presentes na fase sólida e na solução do solo como íons-livres ou adsorvidos pelos colóides. A concentração desses elementos no horizonte de superfície do solo é resultado da combinação do processo de formação do solo e atividades humanas e agrícolas.

O conhecimento das reações que governam o comportamento dos elementos-traço no solo é essencial para avaliar a biodisponibilidade e, conseqüentemente, avaliar os possíveis riscos ambientais. As principais preocupações em relação à adição de elementos-traço aos solos são: entrada na cadeia alimentar, redução na produtividade agrícola devido aos efeitos fitotóxicos, acúmulo no solo, alteração da atividade microbiana e contaminação de recursos hídricos (Pires, 2004).

Para avaliar o risco ambiental dos elementos-traço, é necessário conhecer a mobilidade e a biodisponibilidade desses elementos no solo. A solubilidade dos elementos-traço é controlada por reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução e complexação. Essas interações

influenciam a partição de metais na fase líquida e sólida do solo e são responsáveis pela mobilidade e biodisponibilidade dos metais no sistema (Silveira, 2002).

Pires (2003) sugeriu um fluxograma que resume os compartimentos em que os metais podem estar presentes, uma vez adicionados aos solos (Figura 1). As principais formas em que os elementos-traço podem estar presentes nos solos são as seguintes:

1) Na solução do solo: íons livres e complexos solúveis com ligantes inorgânicos ou orgânicos. Nesta forma, os metais pesados são facilmente absorvidos pelas plantas e/ou lixiviados no solo;

2) Trocáveis: adsorvidos por forças eletrostáticas em sítios carregados negativamente presentes na matéria orgânica ou em minerais de argila. Geralmente a energia de ligação envolvida é baixa, possibilitando uma troca rápida com a fração presente na solução do solo. A capacidade de troca catiônica (CTC) é um indicativo do potencial do solo em apresentar metais pesados na forma trocável. Entretanto, devem ser levados em consideração, entre outros fatores, a seletividade do metal pelo sítio, concentração de outros cátions, pH e atividade do íon na solução;

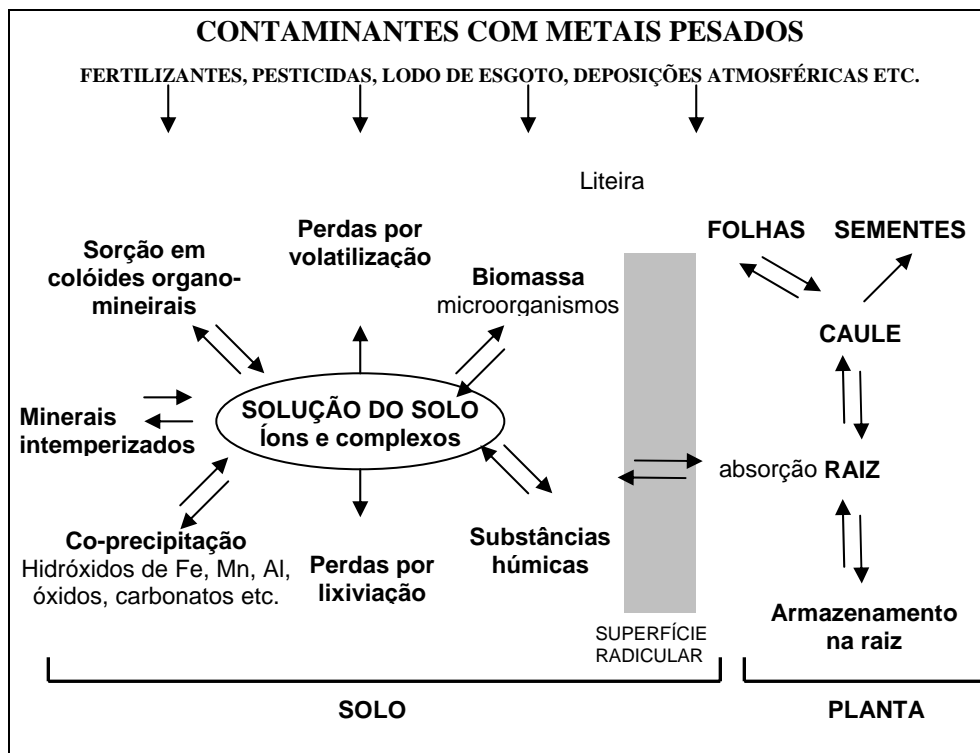
3) Adsorvidos especificamente: o metal aparece na forma iônica, adsorvido covalentemente a sítios específicos. A reação envolve alta energia de ligação, sendo que os metais são liberados de forma muito mais lenta que na trocável;

4) Ligados a materiais orgânicos insolúveis ou resistentes à degradação: metais pesados complexados por materiais orgânicos resistentes à degradação microbiana ou presentes em células recentemente mortas;

5) Precipitados: sob forma de carbonatos, sulfatos, fosfatos e hidróxidos insolúveis, entre outros. Os metais pesados podem formar os precipitados diretamente com os ânions, ou ainda podem ser co-precipitados junto a



compostos pouco solúveis de Fe, Al e Mn à medida que vão sendo formados. Existe a possibilidade dos metais pesados serem adsorvidos na superfície amorfa destes precipitados, podendo passar para a forma trocável ou covalentemente adsorvida quando as camadas superficiais se cristalizarem.



**FIGURA 1.** Principais componentes do sistema solo-planta participantes da dinâmica de metais pesados presentes em solos. (Adaptado de Pires, 2003).

Na revisão realizada por Silveira (2002), foram apresentados dois tipos de adsorção, a adsorção não-específica e a adsorção específica. Na adsorção não-específica, os íons em solução, tais como os metais pesados, estão em equilíbrio com os contra-íons que promovem o balanço de cargas nas superfícies

dos colóides. De acordo com o princípio da eletroneutralidade, a adsorção não-específica de metais, também conhecida como adsorção eletrostática, deve ser seguida da dessorção de quantidades estequiométricas dos contra-íons. Nesse tipo de adsorção, os metais são adsorvidos por forças eletrostáticas, resultando a formação de complexos de esfera externa (Sparks, 1995). Considera-se que esse processo é reversível, controlado por difusão, estequiométrico e que exista alguma seletividade ou preferência dos íons pela superfície adsorvente, dependendo da sua valência e grau de hidratação. Tanto os colóides orgânicos como os inorgânicos estão envolvidos na adsorção não-específica.

A adsorção específica, ou adsorção química, de metais no solo resulta da formação de moléculas estáveis, com elevada energia de ligação, e tem como consequência a formação dos chamados complexos de esfera interna (Sparks, 1995). Nesse tipo de ligação, estão envolvidas forças específicas notadamente ligações covalentes coordenadas entre uma superfície doadora e o metal receptor de elétrons. A adsorção depende da natureza dos cátions e das propriedades da superfície do colóide. Esse mecanismo é, muitas vezes, irreversível, mais lento que a formação de complexos de esfera externa e é pouco afetado pela força iônica da solução (Sparks, 1995). Com o tempo, a tendência é que metais adsorvidos especificamente na superfície dos colóides se difundam para o interior das partículas, dificultando uma posterior dessorção.

### **3.5.2 Fitodisponibilidade de elementos-traço**

A fitodisponibilidade de elementos-traço pode ser avaliada usando-se extratores químicos apropriados, nos quais a quantidade extraída é correlacionada positivamente com o acúmulo ou com a concentração do elemento nas plantas. O teor fitodisponível de metais pesados presentes em solos tratados com lodo de esgoto ou resíduos industriais é fundamental na avaliação

do risco de entrada desses elementos, potencialmente tóxicos, na cadeia alimentar (Pires, 2004).

Segundo Silva (2006), os extratores ácidos extraem os elementos, principalmente, pela dissolução dos minerais de argila, sendo a quantidade dependente da concentração do ácido, do tempo de extração e da relação solo/solução. As soluções ácidas mais testadas para extração de formas disponíveis de elementos-traço para as plantas são HCl 0,1 mol L<sup>-1</sup> e Mehlich-1. As soluções quelantes combinam-se com o íon metálico em solução formando complexos solúveis, diminuindo a sua atividade iônica na solução do solo. Em consequência, os íons desorvem da superfície do solo ou da fase sólida para restabelecer o equilíbrio das formas iônicas na solução. Os agentes quelantes mais utilizados, visando à seleção de métodos químicos para avaliar a fitodisponibilidade de elementos-traço em amostras de solo brasileiros são EDTA e DTPA a pH 7,3 sendo este o mais difundido.

Mehlich-1 e DTPA foram desenvolvidos para calcular a biodisponibilidade em solos, onde os teores de metais pesados são relativamente baixos. Estes extratores não são apropriados para situações em que os teores de metais pesados podem ser da ordem de centenas de mg kg<sup>-1</sup>. A água régia (HNO<sub>3</sub> + HCl, 1:3) é um extrator recomendável para poluentes que contenham metais pesados em solos da Europa, enquanto os métodos 3050 e 3051A da USEPA são largamente utilizados nos Estados Unidos (Campos et al., 2003).

A principal dificuldade na escolha do extrator é a variação de sua eficiência conforme a quantidade e tipo de elemento presente no resíduo, o processo de obtenção do resíduo, o tipo de solo, a presença de outras espécies químicas e a espécie vegetal em questão (Silva, 2006).

Portanto, considerando a grande heterogeneidade do sistema solo-água-planta e a diversidade e multiplicidade das fontes residuais de siderurgia como fertilizantes em potencial torna-se necessário elucidar o comportamento das

mesmas no solo. Nesse aspecto, os teores de elementos-traço dessas fontes merecem especial destaque tanto em cultivos convencionais quanto naqueles sob condição de anaerobiose, como é o caso do arroz inundado.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Caracterização da área experimental

O presente estudo foi conduzido em casa de vegetação, no período de agosto de 2006 a março de 2007. Foram utilizadas amostras da camada superficial (0–0,2 m) de um Gleissolo Háptico eutrófico, coletadas no Município de Lavras-MG. Vale ressaltar que todo o entorno da área de coleta é composto por Latossolos. Além disso, a escolha deste tipo de solo se deve à tentativa de simular a erosão de um solo contaminado sobre uma região de várzea. As amostras foram caracterizadas física e quimicamente segundo Embrapa (1997) e os teores de elementos-traço foram analisados segundo USEPA (1998) (Tabela 3).

**TABELA 3.** Propriedades químicas e físicas do solo em estudo.

Atributos	Valores	Atributos	Valores
			mg dm <sup>-3</sup>
pH H <sub>2</sub> O (1:2,5)	6,4	Cu <sup>(1)</sup>	4
P (mg dm <sup>-3</sup> ) <sup>(1)</sup>	1,7	Cu <sup>(6)</sup>	13
K (mg dm <sup>-3</sup> ) <sup>(1)</sup>	55	Fe <sup>(1)</sup>	678
Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> ) <sup>(2)</sup>	2,6	Mn <sup>(1)</sup>	52
Mg <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> ) <sup>(2)</sup>	0,4	Mn <sup>(6)</sup>	79
Al <sup>3+</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> ) <sup>(2)</sup>	0	Zn <sup>(1)</sup>	7
H + Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> ) <sup>(3)</sup>	1,7	Zn <sup>(6)</sup>	8
CTC efetiva (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	3,1	Ni <sup>(6)</sup>	14
CTC a pH 7 (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	4,8	Pb <sup>(6)</sup>	17
V (%)	65	Cd <sup>(6)</sup>	0,21
m (%)	0	Cr <sup>(6)</sup>	53
M.O. (g kg <sup>-1</sup> ) <sup>(4)</sup>	21		
Areia (g kg <sup>-1</sup> ) <sup>(5)</sup>	530		
Silte (g kg <sup>-1</sup> ) <sup>(5)</sup>	110		
Argila (g kg <sup>-1</sup> ) <sup>(5)</sup>	360		

<sup>(1)</sup>Mehlich-1. <sup>(2)</sup>KCl 1 mol L<sup>-1</sup>. <sup>(3)</sup>CaOAC 0,5 mol L<sup>-1</sup>. <sup>(4)</sup>Walkley-Black (De Filippo & Ribeiro, 1997). <sup>(5)</sup>Embrapa (1997). <sup>(6)</sup>USEPA 3051 (USEPA, 1998).

## **4.2 Caracterização dos resíduos siderúrgicos**

Carepa de aciaria (CA), lama de filtro-prensa (LFP) e lama de fosfato (LF) foram os resíduos siderúrgicos utilizados neste experimento. Tais resíduos foram coletados em indústria localizada no Município de Juiz de Fora-MG, região que se destaca como importante centro industrial. Dentre os critérios utilizados para a escolha desses resíduos destacaram-se a grande produção e o potencial de uso agrícola associado a possíveis problemas ambientais.

Esses resíduos foram analisados previamente quanto ao teor de macro e micronutrientes pelo método Mehlich-1 e quanto ao teor de elementos-traço pelo método USEPA 3051A (USEPA, 1998). Os elementos analisados foram: P, S, Mg, K, Ca, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd e Pb. O P foi determinado por colorimetria, o K por fotometria de chama (Malavolta et al., 1989) e os demais elementos por espectrofotometria de absorção atômica com chama de ar-acetileno.

## **4.3 Delineamento experimental e tratamentos**

Utilizou-se delineamento inteiramente casualizado com esquema fatorial  $3 \times 7$ , com três repetições, sendo combinados três resíduos siderúrgicos (carepa de aciaria, lama de filtro-prensa e lama de fosfato) com sete doses de cada resíduo (0; 0,5; 1; 2; 4; 8; 16 t ha<sup>-1</sup>), as quais correspondem às doses de 0; 1; 2; 4; 8; 16 e 32 g vaso<sup>-1</sup>. Como referência, foi utilizada uma amostra de solo sem adubo e sem resíduo.

#### 4.4 Instalação e condução do experimento

Primeiramente, amostras de solo e de resíduos foram pesadas. A seguir, solo e resíduos foram misturados de forma homogênea em sacos plásticos e encubados durante 60 dias. Passado esse período, as amostras foram adubadas com  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  de P na forma de  $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$  e armazenadas em vasos com capacidade de 7 L.

Para facilitar a coleta de lixiviado e tendo em vista o cultivo de arroz inundado, fez-se um furo, a cerca de 7 cm de altura, na lateral dos vasos, ao qual foi conectada uma membrana porosa com a função de filtrar o lixiviado (Figura 2).



**FIGURA 2.** Localização da membrana porosa nos vasos.

Com o intuito de interromper o fluxo contínuo de lixiviado, após a inundação dos vasos, foi necessário conectar uma mangueira à membrana, para servir como controle para a saída do lixiviado (Figura 3).



**FIGURA 3.** Visualização do controle do fluxo de lixiviado.

Visando verificar o comportamento dos metais pesados em meio redox, foi escolhida a cultura do arroz inundado (*Oryza sativa* L.) cultivar Curinga para este experimento. Foram semeadas aproximadamente 12 sementes de arroz em cada vaso, deixando-se apenas cinco mudas por vaso. O cultivo do arroz transcorreu por um período de cinco meses (Figura 4).

A adubação mineral seguiu as recomendações para experimentos em casa de vegetação, conforme Malavolta (1980), e foi realizada com soluções contendo fontes de reagentes p.a. de N, K, Mg, S, B, Cu, Zn e Mo (450; 450; 30; 50; 0,5; 1,5; 5 e 0,2 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente). Ferro e Mn não foram necessários devido ao teor natural presente no solo e à baixa exigência da cultura por tais nutrientes. Os micronutrientes e S foram adicionados em uma única parcela ao longo de todo o cultivo, enquanto N e K foram parcelados. A primeira suplementação nutricional ocorreu aos 32 dias após o plantio da cultura. A partir daí, as adubações referentes ao parcelamento de N e K foram realizadas semanalmente.





**FIGURA 4.** Visão geral do experimento.

Transcorridos 80 dias após o plantio do arroz, fase conhecida como vegetativa, em que ocorre a germinação e diferenciação da panícula, foi realizado um desbaste para análise diagnóstica da parte aérea do arroz, bem como a coleta de solo. Depois disso, os vasos foram inundados com água deionizada, mantendo-se, deste momento até o término do cultivo, uma lâmina d'água de cerca de 5 cm sobre a superfície do solo.

#### **4.5 Análise de lixiviado e dinâmica de pH, OD, Eh e CE**

Aos 1, 7, 14, 21, 28, 42, 56 e 70 dias após o início da inundação, fez-se a coleta de lixiviado para posterior determinação dos teores de elementos-traço. As leituras de Zn foram realizadas em espectrofotômetro de absorção atômica com chama de ar-acetileno, enquanto para o Pb, as leituras foram feitas em forno de grafite.

Além da coleta de lixiviado, foram realizadas medições de pH, oxigênio dissolvido, potencial redox e condutividade eletrolítica neste mesmo intervalo de tempo.

As determinações do pH, OD e Eh foram realizadas com o auxílio de eletrodos específicos para tais. Já a CE foi medida através de um condutivímetro portátil. Cada determinação foi realizada após a calibração com soluções-padrão dos aparelhos utilizados. Todos os eletrodos e também o condutivímetro foram introduzidos diretamente nos vasos, a uma profundidade tal que estivessem bem próximos ao solo sem, no entanto, ficarem em contato com o mesmo (Figura 5). Os eletrodos permaneceram nesta condição até leitura estável.



**FIGURA 5.** Determinação do potencial redox (Eh).

#### **4.6 Análise de fertilidade**

Nas amostras de solo coletadas antes da montagem do ensaio, após a incorporação dos resíduos, antes da inundação e após o término do cultivo do arroz, foram realizadas análises de fertilidade (pH, Al, H+Al, Ca, Mg, K, P, P-

rem, MO, Zn, Cu, Fe e Mn). Tais análises foram feitas conforme métodos propostos pela Embrapa (1997).

#### **4.7 Fitodisponibilidade de elementos-traço através de extratores químicos**

Amostras de aproximadamente 10 g de solo coletadas após o término do cultivo do arroz, foram secas ao ar e passadas em peneira de plástico de 2 mm de abertura para obtenção da terra fina seca ao ar. Logo após, as amostras foram submetidas às extrações descritas a seguir em ordem crescente de poder extrator.

##### ***Água destilada***

Colocaram-se 5 g de solo em frascos de vidro de 40 mL, ao qual foram adicionados 25 mL de água bidestilada, para posterior agitação durante 2 h. Deixou-se o extrato decantar por uma noite. No dia seguinte, as amostras foram centrifugadas a 10000 rpm durante 5 min e filtradas. Esta extração indica a fração de metais prontamente solúveis e passíveis de movimentação com o fluxo d'água.

##### ***Mehlich-1***

Colocaram-se 10 g de solo em Erlenmeyer de 125 mL, e adicionaram-se 100 mL da solução extratora constituída por  $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$  de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  +  $0,05 \text{ mol L}^{-1}$  de HCl. A solução foi agitada por 5 minutos. Esta extração indica a fração de metais mais fortemente ligados à fase sólida do solo, mas, ainda assim, biodisponíveis (De Filippo & Ribeiro, 1997).

##### ***Ácido dietileno-triaminopentacético (DTPA)***

Colocaram-se 4 g de solo em frascos de vidro de 40 mL, ao qual foram adicionados 20 mL da solução extratora, constituída por  $0,005 \text{ mol L}^{-1}$  de DTPA,  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  de TEA (trietanolamina) e  $0,01 \text{ mol L}^{-1}$  de  $\text{CaCl}_2$ , pH 7,3

(Lindsay & Norvell, 1978). Fez-se a agitação da solução durante 2 h e o extrato foi filtrado de um dia para o outro. Normalmente, considera-se o DTPA como uma solução de maior poder de extração que o Mehlich-1, retirando metais mais eficientemente da fração orgânica (Lindsay & Norvel, 1978).

### ***Ácido cítrico***

Esta extração foi semelhante ao método oficial da Embrapa (1997) para extração de P solúvel em ácido cítrico a 2% em fertilizantes químicos. Houve uma modificação na relação solo:solução. Foram colocados 2,5 g de solo em frascos de vidro de 40 mL juntamente com 25 mL da solução de ácido cítrico. A agitação transcorreu durante 2 h. Deixou-se o extrato decantando por uma noite. Logo após, os extratos foram centrifugados a 10.000 rpm durante 5 min e filtrados para posterior leitura.

### ***USEPA 3051A***

Cerca de 1 g de solo foi digerido por 10 mL de HNO<sub>3</sub> concentrado em frascos de Teflon® PTFE à pressão de 0,76 MPa durante 10 minutos em forno de microondas, marca CEM, modelo Mars 5. A temperatura alcançada a esta pressão é de aproximadamente 175°C. No extrato obtido, adicionaram-se mais 10 mL de água bidestilada, sendo posteriormente filtrado para proceder à análise multielementar, baseado na metodologia descrita pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1998). Esse método é considerado o procedimento oficial nos EUA para determinação de elementos-traço poluentes em solos, adubos e outros materiais. É uma medida semi-total do teor de metais pesados em solos. Esse método extrai o teor máximo potencialmente biodisponível de um dado metal em uma condição extrema, visto que nem todo o material é dissolvido (Link et al., 1998). Cada bateria de análise continha duas

amostras como referência dos valores de elementos-traço e uma amostra em branco para fins de controle de qualidade.

A agitação das amostras das quatro primeiras extrações (água, Mehlich-1, DTPA e ácido cítrico) foi realizada em agitador horizontal. Em todos os extratos, foi feita a filtragem em papel de filtro Whatman 42 e foi efetuada a quantificação dos metais por espectrofotometria de absorção atômica em chama de ar-acetileno. O equipamento utilizado foi o AAnalyst 800 da Perkin Elmer.

Na extração segundo o método 3051A da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), as amostras de solo, após serem passadas em peneira de 2 mm (TFSA), foram trituradas com auxílio de gral e pistilo de ágata até passarem inteiramente por uma peneira descartável de nylon de 0,15 mm de abertura.

Todas as análises foram feitas de forma não sequencial, isto é, cada etapa foi extraída separadamente de uma nova alíquota de solo, ou seja, foram realizadas extrações simples. Os extratores mencionados são bastante utilizados em laboratórios de análise de rotina, o que facilitou a escolha das soluções em estudo.

#### **4.8 Avaliação dos dados analíticos**

O limite de detecção qualitativo de cada método analítico (MDL) foi calculado lendo-se a concentração da substância de interesse em sete amostras de branco e aplicando-se a fórmula abaixo (APHA, 1989):

$$MDL = (\bar{x} + t \times s) \times d$$

em que:  $\bar{x}$  é o teor médio da substância de interesse em sete amostras em branco,  $t$  é o valor de Student a 0,01 de probabilidade e  $n-1$  graus de liberdade (para  $n = 7$  e  $\alpha = 0,01$ ,  $t = 3,14$ ),  $s$  é o desvio padrão das sete amostras em branco, e  $d$  é a diluição eventualmente empregada em cada método.

Na tabela 4 são apresentados os limites de detecção obtidos nos métodos de determinação dos elementos-traço no lixiviado, na planta e no solo através dos extratores químicos.

**TABELA 4.** Limites de Detecção dos métodos utilizados na determinação de Zn e Pb nas amostras de lixiviado e de solo.

Elementos-traço	Lixiviado	Solo	Planta
		mg kg <sup>-1</sup>	
Zn	0,17 mg L <sup>-1</sup>	1,23	0,20
Pb	0,80 µg L <sup>-1</sup>	0,70	1,00

#### 4.9 Matéria seca, teores de nutrientes e elementos-traço na cultura

Após a secagem do material vegetal em estufa de circulação forçada de ar a 65°C até massa constante, determinou-se a matéria seca referente à produção de parte aérea, casca + grão, casca, grão e raízes do arroz. Em seguida, o material foi moído em moinho tipo Wiley e submetido à digestão nitro-perclórica.

Realizou-se a digestão nitro-perclórica em bloco digestor com capacidade para 40 tubos de ensaio. Em cada tubo foi adicionado cerca de 1 g de material vegetal juntamente com 6 mL da solução de HClO<sub>4</sub> + HNO<sub>3</sub> na proporção de 1:2. Antes do aquecimento do bloco, as amostras com a solução ácida permaneceram em repouso durante aproximadamente 4 horas para uma pré-digestão. Passado esse prazo, o bloco foi ligado e a temperatura foi aumentada gradativamente até atingir 190°C. Ao ficar incolor e restarem cerca de 2 mL de extrato, a digestão foi finalizada. Após esfriarem, os extratos foram diluídos com água destilada a 16 mL e filtrados em papel de filtro Whatman 40. O extrato obtido dessa filtração foi então utilizado para a determinação de Ca, Mg, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd e Pb em espectrofotômetro de absorção atômica,

de P em colorímetro, de S em turbidímetro e de K em fotômetro de chama. O N foi determinado pelo método de Kjeldahl.

#### **4.10- Análises estatísticas**

Os dados obtidos na extração de elementos-traço do solo, na produção de matéria seca e teor de elementos-traço acumulado pelo arroz foram submetidos às análises de variância. Utilizou-se o nível de 5% de confiança para definição da significância estatística. As análises foram realizadas com o auxílio do programa computacional Sisvar (Ferreira, 2003).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Caracterização dos resíduos siderúrgicos

Os resultados referentes ao pH, teor de macro e micronutrientes e metais pesados dos resíduos estão esquematizados na tabela 5. Assim como discutido por Nascimento (2005), os teores de P, Mg e S foram considerados baixos para todos os resíduos em comparação com os fertilizantes comerciais. Isso impossibilita a utilização dos mesmos como fontes desses nutrientes para as plantas. Embora possuam pH um pouco elevado, os resíduos CA e LFP não possuem ação neutralizante da acidez do solo, pois as análises realizadas durante o cultivo do arroz não revelaram aumento nem diminuição do pH do solo.

**TABELA 5.** Caracterização química dos resíduos pelo método USEPA 3051A

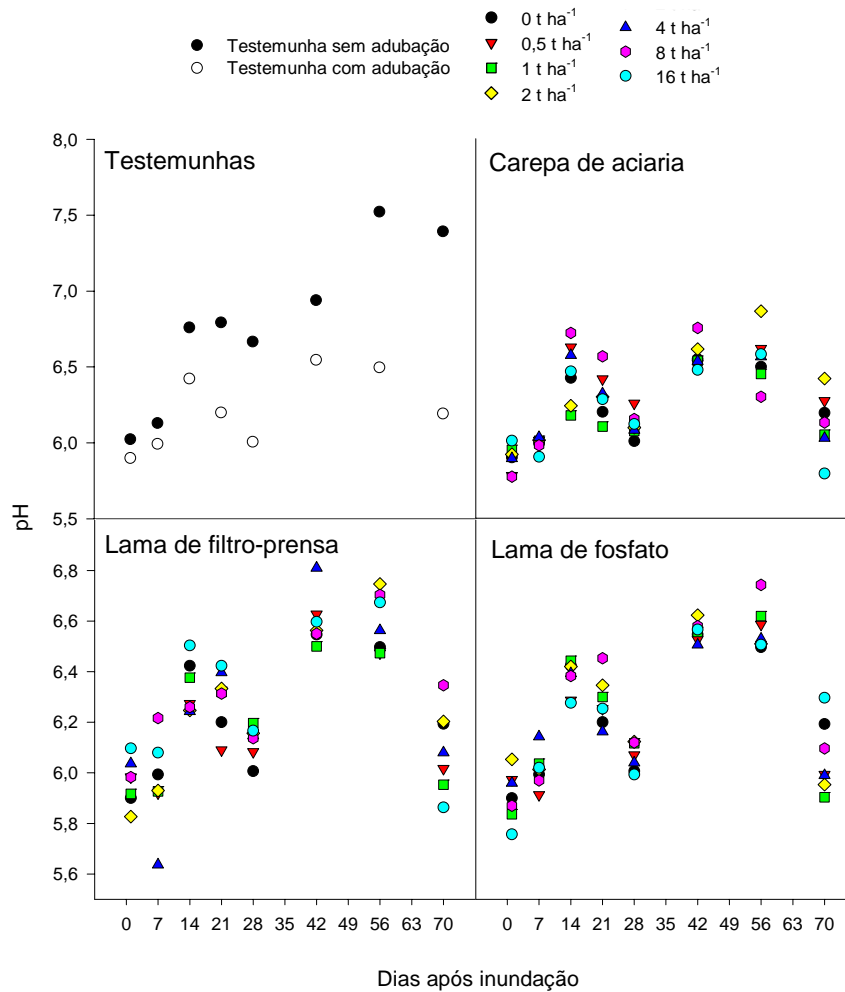
Resíduos	pH	mg kg <sup>-1</sup>												
		P	K	S	Ca	Mg	Ni	Cr	Pb	Cd	Mn	Fe	Cu	Zn
CA	7,1	75	11	390	2,5	2,4	307	566	10	0,9	3104	477028	677	31
LFP	7,4	2104	735	2,4	249	38	151	57	6072	4,3	1594	296056	459	10725
LF	2,4	18649	25	270	21	1,2	214	8	19	0,2	330	12865	10	52498

De acordo com os resultados obtidos, observam-se os elevados teores de Zn e Pb presentes na LFP e de Zn contido na LF. Embora não exista uma legislação específica para a utilização de resíduos siderúrgicos na agricultura, tem sido usada como referência a legislação para lodo de esgoto (USEPA, 1993). Essa lei estabelece que teores de Zn e Pb acima de 840 mg kg<sup>-1</sup> e 7000 mg kg<sup>-1</sup> inviabilizam sua utilização agrônômica. Porém, há que se considerar que essa legislação se aplica para solos americanos e que a quantidade de lodo de esgoto são bem superiores às utilizadas para resíduos inorgânicos em solos agrícolas. Aparentemente, os resíduos LFP e LF poderiam ser utilizados como fonte de Zn.



## 5.2 Dinâmica de pH, oxigênio dissolvido, condutividade eletrolítica e potencial redox

Os resultados obtidos para pH, Eh, OD e CE para os três resíduos siderúrgicos, incluindo as testemunhas, se encontram esquematizados através das figuras 6, 7, 8 e 9, respectivamente.



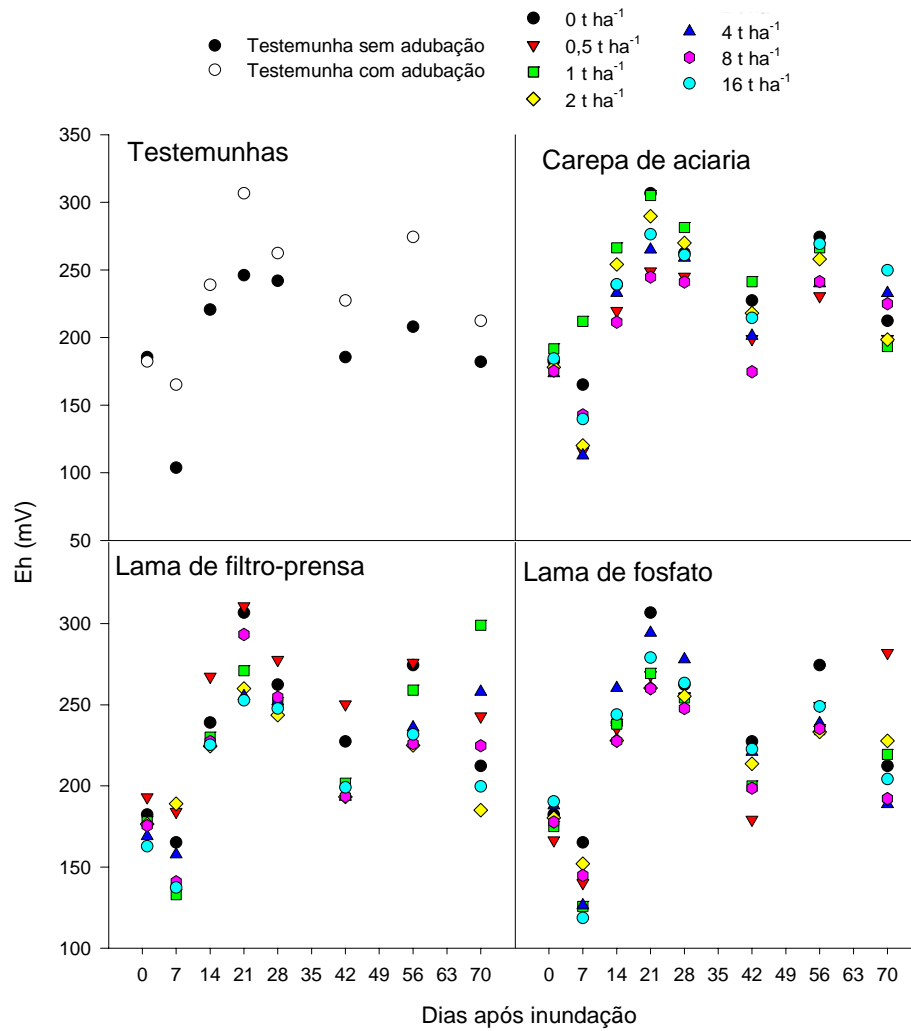
**FIGURA 6.** Valores de pH da lâmina de água mantida sobre os solos tratados com doses crescentes de CA, LFP, LF e em solo sem resíduo (testemunha sem adubação e com adubação).

O pH, de forma geral, sofreu acréscimos nos primeiros 21 dias após a inundação. Independente do tipo de tratamento, os valores caíram no 28<sup>o</sup> dia e voltaram a aumentar nas duas medições seguintes, caindo novamente no último dia de medição.

Segundo Meurer (2006), a elevação do pH em solos ácidos, durante o alagamento, está associada à redução do solo e seu curso é determinado pelo pH, pela natureza e conteúdo dos compostos oxidados presentes e pelo tipo e conteúdo de matéria orgânica. A nutrição do arroz é significativamente afetada pelas alterações de pH em solos inundados. O pH ideal para o arroz é de aproximadamente 6,6, pois, nesse valor, as reações para liberação de N e P são favorecidas, os suprimentos de Cu, Fe, Mn e Zn são adequados e a concentração de elementos potencialmente tóxicos, como Al, Fe, Mn, CO<sub>2</sub>, ácidos orgânicos e H<sub>2</sub>S, estão abaixo dos teores tóxicos.

Observa-se que os valores de pH se mantiveram entre o intervalo de 5,8 a 7,0. Segundo Anjos (2003), alguns tipos de zonas úmidas naturais têm pH alto entre 6 e 8, enquanto zonas úmidas onde ocorrem alta decomposição de matéria orgânica o pH pode ser muito baixo, ficando entre 3,5 a 5,5.

É interessante notar que o comportamento do pH foi acompanhado por um comportamento semelhante do Eh, fato contrário ao apresentado por Oliveira et al. (1993b). Segundo eles, geralmente quando um solo em condição oxidada é alagado, o Eh decresce durante os primeiros dias até alcançar um valor mínimo, aumentando em seguida até um valor máximo e, a partir de então, tende a estabilizar-se em valores característicos do solo, algumas semanas após o alagamento. À medida que os compostos oxidados do solo são utilizados pelos microorganismos anaeróbios, eles são transformados para formas reduzidas, conferindo ao solo características de redução (Meurer, 2006), o que explica a diminuição do Eh nos primeiros dias de alagamento.



**FIGURA 7.** Valores de Eh da lâmina de água mantida sobre os solos tratados com doses crescentes de CA, LFP e LF e em solo sem resíduo (testemunha sem adubação e com adubação).

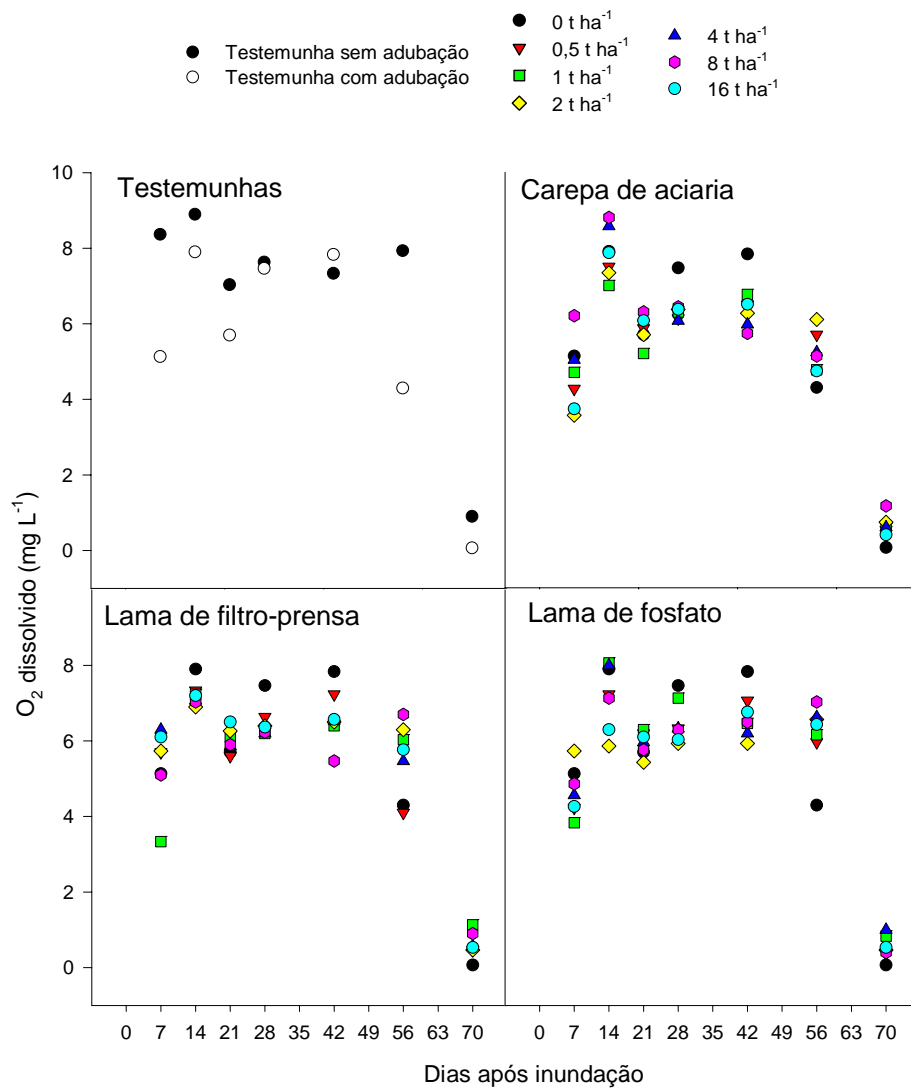
Vale ressaltar que a testemunha sem adubação apresentou um comportamento próximo ao relatado por Oliveira et al. (1993b). A testemunha

sem adubação apresentou uma queda no Eh, o que se explica pelo consumo de prótons pelas espécies reduzidas, gerando, conseqüentemente, aumento do pH.

O pH e o Eh são considerados as variáveis “mais importantes” dos processos geoquímicos para controle da solubilização dos elementos-traço (Anjos, 2003). O pH, dependendo de seu valor, influencia a atividade dos elementos-traço. Quando mais ácido, ou seja, em presença de concentrações elevadas de  $H^+$ , ataca os minerais das rochas, solos e sedimentos. Esse fato provoca maior atividade dos elementos-traço, solúveis e prontamente disponíveis ou lixiviados. Em contrapartida, em ambientes básicos ( $pH > 7$ ), há uma tendência de diminuição da atividade dos elementos-traço por precipitação.

Segundo Oliveira et al. (1993b), o Eh constitui uma medida de intensidade, expressando, essencialmente, a disponibilidade, em vez da quantidade de elétrons envolvidos nos sistemas redox e representa o parâmetro físico-químico mais importante na caracterização do grau de oxidação ou redução de um solo submerso. Porém, segundo os autores, a interpretação das medidas realizadas é complicada, por ocorrerem nos solos, simultaneamente, vários pares redox. Diferenças de concentração fazem com que o potencial determinado seja a média dos potenciais dos diferentes pares redox presentes no sistema, e a contribuição de cada par redox para o potencial médio obtido seja uma função desconhecida de suas concentrações.

Em estudo conduzido em casa de vegetação sobre a variação do status redox de amostras do horizonte A e C de dois Gleissolos Melânicos cultivados com arroz alagado, Oliveira et al. (1993a) observaram uma menor redução, no horizonte A, do potencial redox. Esse fato foi atribuído à capacidade de oxigenação das raízes do arroz e às periódicas adições de água necessárias para manter uma lâmina constante sobre o solo. Tal comportamento pode ser comparado com os resultados obtidos neste trabalho.



**FIGURA 8.** Valores de OD da lâmina de água mantida sobre os solos tratados com doses crescentes de CA, LFP e LF e em solo sem resíduo (testemunha sem adubação e com adubação).

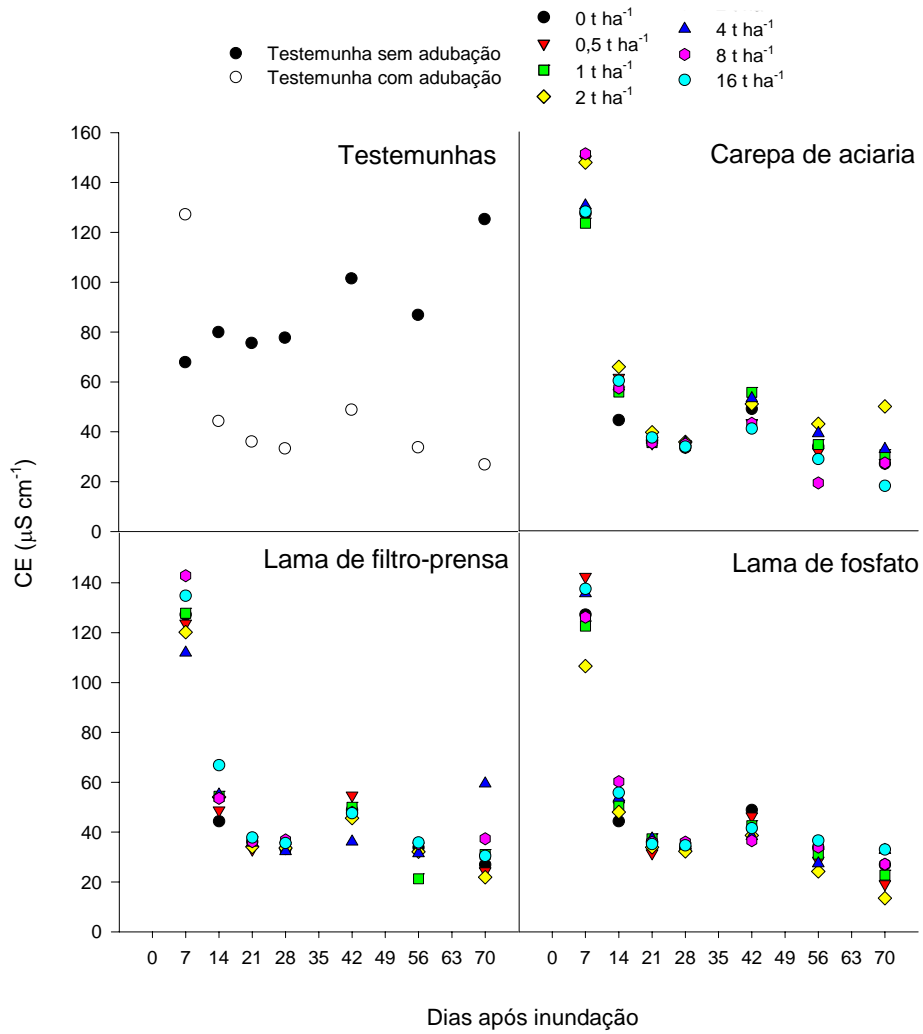
O OD se manteve, de certa forma, constante, apresentando um decréscimo considerável no último dia de medição para todos os tratamentos independente das doses.

Anjos (2003) declarou que algumas zonas úmidas naturais apresentam níveis variáveis de OD em função da variação de temperatura, da quantidade de sais dissolvidos e, principalmente, da atividade biológica. Os mecanismos de transporte de oxigênio nas zonas úmidas dependem da difusão do oxigênio no solo superficial oxidante com as raízes das espécies vegetais.

A CE sofreu uma alteração brusca no segundo dia de medição (14<sup>o</sup> dia) em comparação ao primeiro dia e a partir daí os valores de CE se mantiveram quase que constantes até o fim do experimento. Esse comportamento foi observado para todos os tratamentos, com exceção da testemunha sem adubação, a qual sofreu aumentos gradativos até o último dia de medição.

De acordo com Anjos (2003), a condutividade é determinada pela presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions e seu valor depende do tipo e concentração das espécies iônicas, valência e mobilidade do íon, além da temperatura do meio. A CE mede também a capacidade da água de transmitir a corrente elétrica e é uma função da qualidade total de íons em uma amostra de água superficial.

De forma geral, as mudanças eletroquímicas em solos alagados são, normalmente, mais intensas entre a segunda e a quarta semanas de alagamento. Após esse período, as reações que ocorrem no solo tendem a um equilíbrio, estabilizando os valores de CE. Essa tendência ao equilíbrio favorece o arroz, pois, normalmente, o suprimento de nutrientes é adequado e os teores de substâncias tóxicas são baixos (Meurer, 2006).



**FIGURA 9.** Valores de CE da lâmina de água mantida sobre os solos tratados com doses crescentes de CA, LFP e LF e em solo sem resíduo (testemunha sem adubação e com adubação).

### 5.3 Fitodisponibilidade de elementos-traço através de extratores químicos

Os teores médios de Zn extraídos das amostras de solo tratadas com os resíduos CA, LFP e LF são apresentados na tabela 6. Nota-se que apenas os extratores Mehlich-1, DTPA e USEPA 3051A, foram capazes de detectar aumento e diferença significativa para os teores de Zn extraídos nos três resíduos siderúrgicos com o incremento das doses.

**TABELA 6.** Teores médios de Zn no solo em função dos resíduos estudados, para cada um dos extratores testados.

Resíduos	<sup>2</sup> Médias				
	Ácido Cítrico	Água	Mehlich-1	DTPA	USEPA 3051A
	mg kg <sup>-1</sup>				
CA	1,69 a	0,10 a	8,7 c	3,66 b	24,03 c
LFP	1,33 a	0,14 a	14,7 b	5,43 b	34,36 b
LF	1,30 a	0,15 a	46,6 a	24,0 a	73,24 a
<sup>1</sup> DMS	0,79	0,08	1,51	0,27	6,76

<sup>1</sup> Diferença mínima significativa para o teste de Tukey; <sup>2</sup> Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey com um nível de significância de 5%.

Observa-se também que os maiores teores de Zn foram obtidos através do método USEPA 3051A seguido do Mehlich-1. Isto corrobora os resultados obtidos por Silva (2006) ao estudar os teores disponíveis de elementos-traço em solos cultivados com arroz e soja pelo uso das soluções Mehlich-1, DTPA, HCl diluído e ácidos orgânicos. Segundo essa autora, os extratores ácidos extraem os elementos principalmente pela dissolução seletiva dos minerais de argila, sendo a quantidade dependente da concentração do ácido, do tempo de extração e da relação solo/solução. Esses extratores chegam a extrair quantidades próximas do



total devido ao seu poder de dissolver, mesmo que parcialmente, as estruturas minerais que retêm elementos-traço no solo.

Ao se compararem as doses dos resíduos aplicadas ao solo e extraídas pelo Mehlich-1 (Tabela 7), nota-se que para 0 e 0,5 t ha<sup>-1</sup> não houve diferença em relação aos resíduos estudados. Essa diferença só foi significativa para os três resíduos a partir da dose 4,0 t ha<sup>-1</sup>. No entanto, observa-se que para o resíduo lama de fosfato (LF), a diferença já é considerável a partir de 1,0 t ha<sup>-1</sup>, o que se justifica pelo alto teor de Zn apresentado por este resíduo.

De acordo com Kabata-Pendias & Pendias (2001), a faixa comum de Zn em solos é de 10-300 mg kg<sup>-1</sup>, sendo o valor médio de 50 mg kg<sup>-1</sup>. No entanto, observa-se (Tabela 7) que para a lama de fosfato, esta média foi ultrapassada a partir da dose de 8 t ha<sup>-1</sup>.

**TABELA 7.** Teores médios de Zn no solo, em função dos resíduos estudados, em suas respectivas doses para o extrator Mehlich-1.

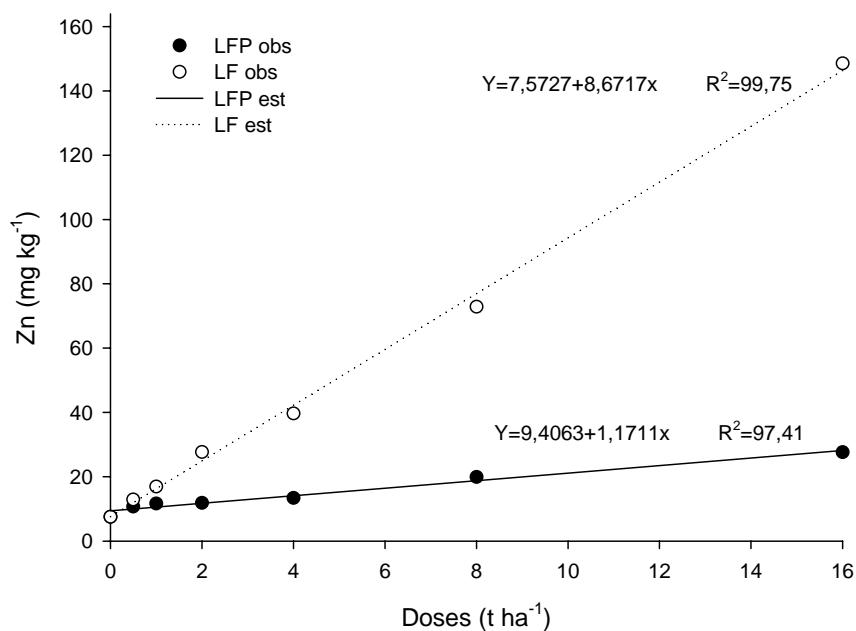
Doses (t/ha)	<sup>2</sup> Resíduos		
	CA	LFP	LF
	mg kg <sup>-1</sup>		
0	7,53 ± 0,59 a	7,53 ± 0,59 a	7,53 ± 0,59 a
0,5	9,67 ± 0,80 a	10,73 ± 1,75 a	12,90 ± 0,7 a
1,0	8,83 ± 0,76 b	11,63 ± 2,75 b	16,90 ± 1,06 a
2,0	8,97 ± 1,46 b	11,87 ± 0,57 b	27,67 ± 7,04 a
4,0	8,63 ± 0,60 c	13,40 ± 0,35 b	39,70 ± 2,23 a
8,0	8,57 ± 1,01 c	19,93 ± 1,22 b	72,90 ± 2,34 a
16,0	8,57 ± 1,12 c	27,63 ± 1,01 b	148,57 ± 1,70 a
<sup>1</sup> DMS	4,00		

<sup>1</sup> Diferença mínima significativa para o teste de Tukey; <sup>2</sup> Médias seguidas de mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey com um nível nominal de significância de 5%.

Como houve interação significativa entre efeito de doses e tipo de resíduo aplicado, fez-se a regressão para LFP e LF (figura 10). Observa-se que à

medida que se aumentam as doses aplicadas, aumentam-se os teores extraídos através do método Mehlich-1.

De acordo com Abreu et al. (2002), essas soluções diluídas de ácidos fortes, como o Mehlich-1 ( $\text{HCl } 0,05 \text{ mol L}^{-1} + \text{H}_2\text{SO}_4 \text{ } 0,0125 \text{ mol L}^{-1}$ ), removem os metais da solução do solo, dos sítios de troca e parte daqueles complexados ou adsorvidos. Esse princípio de extração baseia-se na dissolução dos minerais de argila, o que, segundo Ribeiro Filho (2003), pode, em algumas condições, superestimar os teores lábeis devido principalmente à dissolução de metais associados a carbonatos.



**FIGURA 10.** Teores médios de Zn no solo, em função das doses dos resíduos LFP e LF, para o extrator Mehlich-1.

Excetuando-se a dose 0,5 t ha<sup>-1</sup> da CA, os teores de Zn extraídos pelo DTPA aumentaram de acordo com as doses de resíduos, porém só houve diferença significativa entre esses teores para a LF a partir da dose 2,0 t ha<sup>-1</sup>.

Com o extrator DTPA, os teores de Zn ficaram acima dos valores estabelecidos por Kabata-Pendias & Pendias (2001) apenas na dose de 16 t ha<sup>-1</sup> para o resíduo lama de fosfato.

Mantovani et al. (2004) também verificaram o maior poder de extração do Mehlich-1 em relação ao DTPA para a extração de Zn ao se compararem os extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e DTPA.

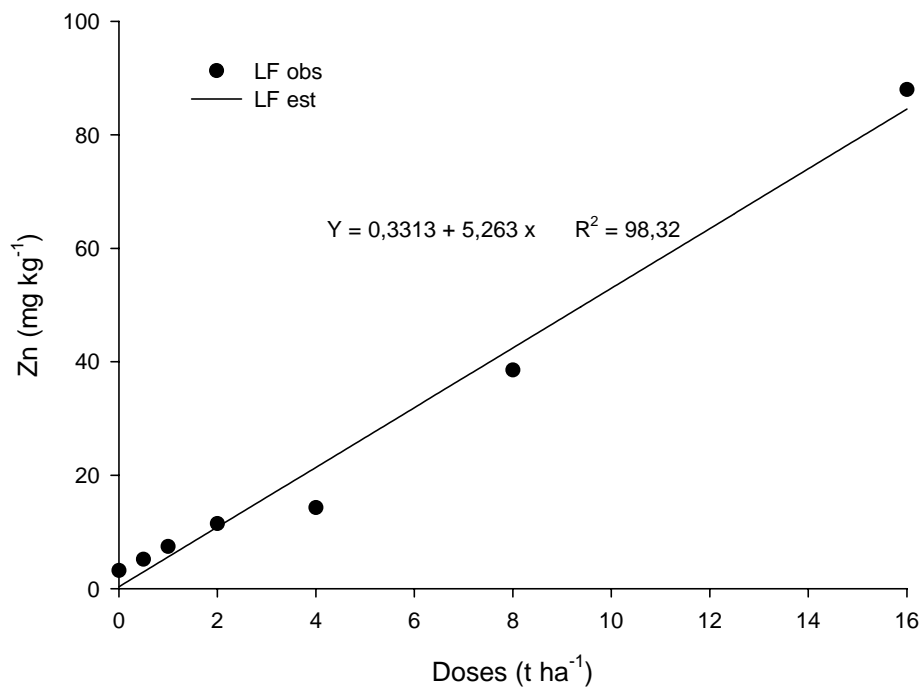
Assim como apresentado em Silva (2006), é interessante notar o comportamento diferenciado dos extratores DTPA e Mehlich-1, usados para avaliar a disponibilidade de Zn às plantas. Verifica-se que o Mehlich-1 (Tabela 7) teve uma maior capacidade de extração em relação ao DTPA (Tabela 8). Este maior poder de extração, deve-se à elevada acidez do Mehlich-1 que, provavelmente, solubilizou parte do Zn adsorvido aos óxidos, enquanto o DTPA, por ser um extrator alcalino, não consegue extrair o Zn ligado a óxidos.

**TABELA 8.** Teores médios de Zn no solo em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses, para o extrator DTPA.

Doses (t/ha)	<sup>2</sup> Resíduos		
	CA	LFP	LF
	mg kg <sup>-1</sup>		
0	3,20 ± 0,10 a	3,20 ± 0,10 a	3,20 ± 0,10 a
0,5	4,07 ± 0,64 a	4,13 ± 0,49 a	5,17 ± 0,66 a
1,0	3,67 ± 0,31 a	4,23 ± 0,76 a	7,43 ± 0,64 a
2,0	3,77 ± 0,32 b	4,63 ± 0,21 b	11,47 ± 1,77 a
4,0	3,57 ± 0,50 b	5,53 ± 0,55 b	14,30 ± 8,40 a
8,0	3,83 ± 0,66 b	8,07 ± 0,51 b	38,53 ± 1,78 a
16,0	3,53 ± 0,66 b	8,20 ± 6,22 b	88,00 ± 11,12 a
<sup>1</sup> DMS	6,75		

<sup>1</sup> Diferença mínima significativa para o teste de Tukey; <sup>2</sup> Médias seguidas de mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey com um nível de significância de 5%.

A figura 11 mostra o comportamento dos teores de Zn extraídos com DTPA. Os teores deste elemento aumentaram com a aplicação do resíduo lama de fosfato principalmente a partir da dose de 4 t ha<sup>-1</sup>.



**FIGURA 11.** Teores médios de Zn no solo, em função das doses do resíduo LF, para o extrator DTPA.

Entre os extratores estudados, o método USEPA 3051A é o que apresenta o maior poder de extração. Os teores de Zn extraídos por este método aumentaram à medida que houve um incremento nas doses de LFP e LF aplicadas. Verifica-se que a partir da dose 2 t ha<sup>-1</sup> os valores de Zn extraídos para o resíduo LF se diferiram dos demais e só na dose de 16 t ha<sup>-1</sup>, esta diferença foi significativa para os três resíduos.

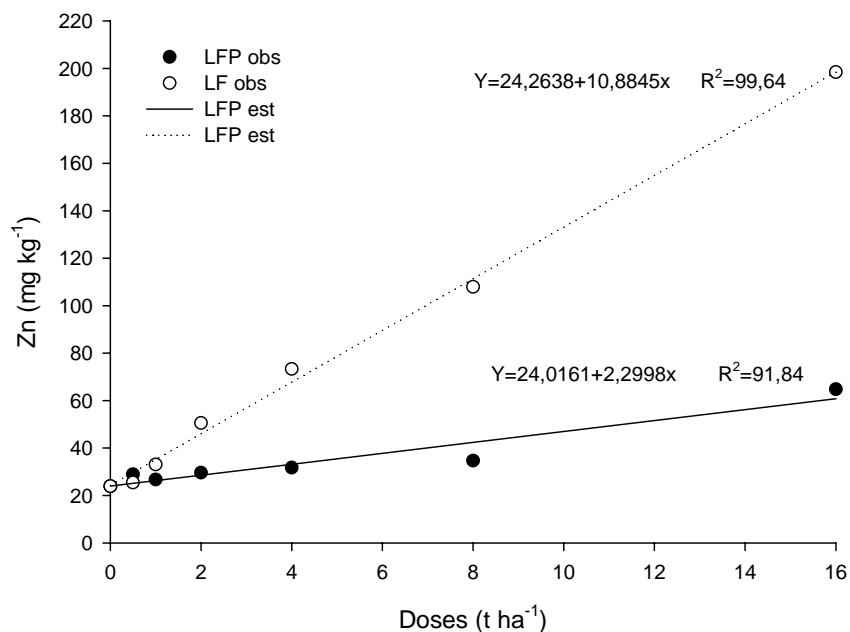
Os teores de Zn extraídos ultrapassaram a média de 50 mg kg<sup>-1</sup> para a dose de 16 t ha<sup>-1</sup> de CA e a partir da dose de 2 t ha<sup>-1</sup> para a LF. Nascimento (2005), ao cultivar sucessivamente capim-elefante e feijão em solos tratados com os mesmos resíduos siderúrgicos utilizados nesse experimento, chegou à mesma conclusão quanto ao teor de Zn extraído através do método USEPA 3051A para a LF e ainda enfatizou que os teores de Zn nessa faixa são considerados tóxicos e podem, inclusive, diminuir a produção vegetal.

**TABELA 9.** Teores médios de Zn no solo, em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses, para o extrator USEPA 3051A.

Doses (t/ha)	<sup>2</sup> Resíduos		
	CA	LFP	LF
	mg kg <sup>-1</sup>		
0	23,95 ± 0,70 a	23,95 ± 0,70 a	23,95 ± 0,70 a
0,5	22,61 ± 1,52 a	28,99 ± 2,17 a	25,46 ± 0,57 a
1,0	24,22 ± 1,48 a	26,75 ± 1,92 a	33,04 ± 2,34 a
2,0	22,47 ± 3,42 b	29,67 ± 3,60 b	50,58 ± 19,60 a
4,0	23,97 ± 1,30 b	31,74 ± 4,40 b	73,28 ± 17,44 a
8,0	24,92 ± 3,20 b	34,67 ± 7,53 b	107,96 ± 2,74 a
16,0	26,04 ± 3,29 c	64,77 ± 18,85 b	198,43 ± 22,62 a
<sup>1</sup> DMS	17,89		

<sup>1</sup> Diferença mínima significativa para o teste de Tukey; <sup>2</sup> Médias seguidas de mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey com um nível nominal de significância de 5%.

A figura 12 representa a regressão para os resíduos LFP e LF, tendo-se como base as doses de resíduos aplicadas ao solo e os teores de Zn extraídos através do método USEPA 3051A.



**FIGURA 12.** Teores médios de Zn no solo em função das doses dos resíduos, lama de filtro-prensa e lama de fosfato, para o extrator USEPA 3051A.

Os teores médios de Pb obtidos a partir das extrações realizadas com ácido cítrico, água, DTPA e USEPA 3051A podem ser observados na tabela 10. Analisando-se conjuntamente os quatro extratores, nota-se que as soluções de ácido cítrico e água não foram eficientes na extração de Pb para a CA, uma vez que as soluções apresentaram teores abaixo do LDM do aparelho. Os resultados obtidos para a LFP também se mostraram abaixo do LDM. O DTPA apresentou diferença para a CA, enquanto o USEPA apresentou diferença nos teores médios de Pb para os três resíduos em estudo.

Borges & Coutinho (2004b), ao realizarem comparação entre os métodos DTPA, HCl, Mehlich-1 e Mehlich-3, para avaliarem a disponibilidade de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn para plantas de milho após aplicação de biossólido, verificaram que nenhum dos extratores se destacou para a avaliação conjunta de

todos os metais. No entanto, as quantidades de Pb extraídas dos solos aumentaram de acordo com as doses de biossólido para todos os extratores, com exceção ao DTPA e Mehlich-1, o que, segundo eles, pode estar relacionado com o aumento do teor de matéria orgânica do solo causado pela aplicação de biossólidos.

**TABELA 10.** Teores médios de Pb no solo, em função dos resíduos estudados, para cada um dos extratores.

Resíduos	<sup>2</sup> Médias			
	Ácido Cítrico	Água	ln P- DTPA	USEPA 3051A
mg kg <sup>-1</sup>				
CA	nd	nd	0,52 b	17,05 b
LFP	0,33 a	nd	0,88 a	26,23 a
LF	0,33 a	0,06	0,53 a	12,23 c
<sup>1</sup> DMS	0,23	0,22	0,06	2,36

<sup>1</sup> Diferença mínima significativa para o teste de Tukey; <sup>2</sup> médias seguidas de mesma letra minúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey com um nível de significância de 5%. nd = não determinado, teores abaixo do limite de detecção do método analítico empregado.

A partir dos dados apresentados na tabela 10, fez-se o estudo com os extratores que apresentaram diferenças significativas para cada resíduo em função das doses aplicadas. Comparando os resultados obtidos com os extratores DTPA e USEPA 3051A, observou-se que o USEPA dissolveu maiores quantidades de Pb que o complexante DTPA para todos os resíduos. Segundo Borges & Coutinho (2004a), ao estudarem o efeito do pH e a aplicação de biossólido sobre a distribuição de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn, concluíram que o Pb, em solo argiloso, migra mais para formas menos disponíveis como as ligadas à matéria orgânica e aos óxidos.

Observa-se na tabela 11 que, a partir da dose de 1 t ha<sup>-1</sup>, os teores de Pb contidos na LFP se diferiram dos outros 2, o que está associado ao maior teor de chumbo presente neste resíduo (6072 mg kg<sup>-1</sup> de Pb).

**TABELA 11.** Teores médios de Pb, transformados por log(x), em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses, para o extrator DTPA.

Doses (t/ha)	<sup>2</sup> Resíduos		
	CA	LFP	LF
0	0,52 a	0,52 a	0,52 a
0,5	0,49 a	0,60 a	0,52 a
1,0	0,49 b	0,68 a	0,44 b
2,0	0,53 b	0,85 a	0,59 b
4,0	0,50 b	1,00 a	0,47 b
8,0	0,59 b	0,99 a	0,63 b
16,0	0,51 b	1,55 a	0,53 b
<sup>1</sup> DMS		0,16	

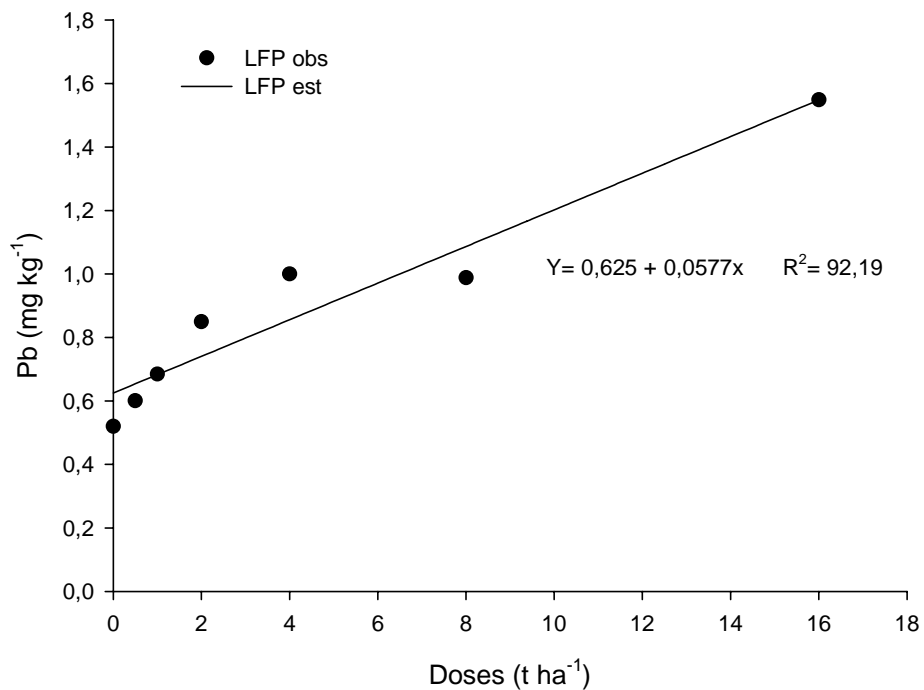
<sup>1</sup> Diferença mínima significativa para o teste de Tukey; <sup>2</sup> Médias seguidas de mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey com um nível nominal de significância de 5%

Em Borges & Coutinho (2004b), os autores verificaram que os teores de Pb extraídos por DTPA estiveram associados à fração trocável e de óxidos de Fe e de Al cristalinos, o que justificou a diminuição nos teores de Pb extraídos por este reagente.

Outra dificuldade do DTPA como extrator para o Pb, deve-se ao elevado raio atômico do metal, de  $175 \times 10^{-12}$  m. O complexo formado, embora hexacoordenado, resulta num octaedro distorcido, semelhante a uma “concha”, revelando a dificuldade do DTPA, como doador de elétrons, rodear o metal. Outro aspecto ilustrativo do fenômeno é a relação estequiométrica possível na síntese do complexo em condição de laboratório. DTPA e Pb só combinam na relação 1 mol/1 mol (Liane Silva, 2007a).



Embora o Pb seja um elemento pouco móvel ficando adsorvido especificamente na superfície do solo, observa-se (Figura 13) que com o aumento das doses de LFP aplicadas, houve maior extração de Pb do solo.



**FIGURA 13.** Teores médios de Pb no solo, transformados por  $\log(x)$ , em função das doses do resíduo lama de filtro-prensa, para o extrator DTPA.

Os teores de Pb extraídos através do método USEPA 3051A em função das doses de resíduos aplicadas são apresentados na tabela 12. O método USEPA 3051A é considerado o método com o maior poder de extração, devido à utilização de ácido forte e alta temperatura em um sistema fechado. Isto possibilita a extração dos maiores teores dos elementos químicos mesmo sendo um método que determina o teor semi-total de elementos.

**TABELA 12.** Teores médios de Pb no solo, em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses, para o extrator USEPA 3051A.

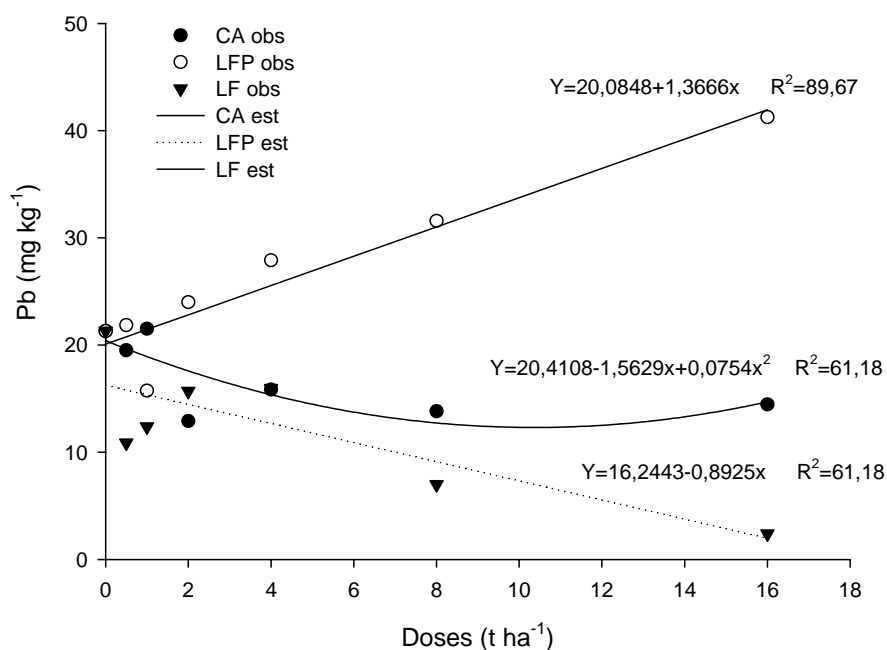
Doses (t/ha)	<sup>2</sup> Resíduos		
	CA	LFP	LF
	mg kg <sup>-1</sup>		
0	21,31 ± 1,65 a	21,31 ± 1,65 a	21,31 ± 1,65 a
0,5	19,51 ± 1,43 a	21,85 ± 1,40 a	10,87 ± 0,77 b
1,0	21,52 ± 6,66a	15,75 ± 0,89 ab	12,39 ± 2,78 b
2,0	12,90 ± 0,64 b	23,99 ± 3,76 a	15,69 ± 3,18 b
4,0	15,84 ± 1,04 b	27,91 ± 3,91 a	15,96 ± 0,70 b
8,0	13,83 ± 1,72 b	31,57 ± 8,47 a	6,99 ± 0,67 c
16,0	14,45 ± 2,96 b	41,26 ± 3,10 a	2,38 ± 2,67 c
<sup>1</sup> DMS	6,24		

<sup>1</sup> Diferença mínima significativa para o teste de Tukey; <sup>2</sup> Médias seguidas de mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey com um nível nominal de significância de 5%.

Observa-se na tabela 12 que houve diferença significativa a partir de 0,5 t ha<sup>-1</sup> para a LF e a partir de 2 t ha<sup>-1</sup> para LFP. A diferença só ocorreu para os três resíduos a partir da dose de 8 t ha<sup>-1</sup> de resíduos aplicados.

Campos et al. (2003), ao compararem os métodos USEPA 3051A com o método da água régia para determinar as concentrações limite para Latossolos brasileiros, observaram que os teores de Pb extraídos pelo método da USEPA apresentaram um teor 29% mais elevado que os teores extraídos por água régia. Segundo os autores, as razões que explicam tal comportamento são as maiores temperaturas alcançadas nos tubos e também as menores perdas devido à volatilização durante o aquecimento. Além disso, os métodos baseados na digestão em microondas, como o USEPA 3051A, são mais seguros e não liberam gases para o ambiente como acontece nos métodos com bloco digestor (água-régia). No entanto, a bandeja do microondas acomoda apenas 14 tubos, o que limita a operação quando se têm dezenas de amostras a serem analisadas, enquanto em um bloco digestor são acomodados 40 tubos.

Na figura 14, estão esquematizados os comportamentos dos resíduos em função das doses aplicadas. Observa-se que a LFP propiciou um aumento nos teores de Pb à medida que houve incremento nas doses aplicadas. A CA diminuiu os teores de Pb até a dose de 8 t ha<sup>-1</sup>, voltando a aumentar com a dose de 16 t ha<sup>-1</sup>. Já a LF apresentou uma queda com o aumento das doses aplicadas. Isto se explica através dos teores de Pb presentes em cada resíduo estudado.



**FIGURA 14.** Teores médios de Pb no solo, em função das doses dos resíduos, CA, LFP e LF, para o extrator USEPA.

Segundo Borges & Coutinho (2004a), os extratores ácidos solubilizaram principalmente o Pb na fração orgânica, sendo o HCl o único a solubilizar Pb, também, na fração de óxidos de Fe e Al cristalinos no Latossolo. Esse comportamento explica os maiores teores extraídos através do método USEPA 3051A obtidos neste trabalho.

## 5.4 Produção de matéria seca do arroz

Os valores médios para a produção de matéria seca da parte aérea da fase diagnóstica (PAFD), parte aérea (PA), casca + grão (C + G), casca (C), grão (G) e raiz (R) se encontram esquematizados na tabela 13.

Os resultados experimentais indicam que o efeito do tipo de resíduo estudado apenas foi significativo para a produção de matéria seca da parte aérea ( $p = 0,0057$ ) e da casca ( $p = 0,0018$ ). Não houve efeito significativo das diferentes doses de resíduo para nenhuma das variáveis estudadas. A interação resíduo  $\times$  dose foi significativa ( $p = 0,0355$ ) para a produção de matéria seca da casca. A tabela 14 mostra o comportamento diferenciado dos efeitos do tipo de resíduo estudado em cada uma das doses do resíduo.

**TABELA 13.** Valores médios para a produção de matéria seca da parte aérea da fase diagnóstica (PAFD), parte aérea (PA), casca + grão (CG), casca (C), grão (G) e raiz (R) do arroz em função dos resíduos estudados.

Resíduos	<sup>2</sup> Médias					
	PAFD	PA	C + G	C	G	R
	g					
CA	10,06 a	48,82 b	43,97 a	8,11 b	35,80 a	70,52 a
LFP	9,63 a	50,55 ab	44,66 a	8,30 b	36,37 a	69,59 a
LF	10,77 a	54,93 a	47,42 a	9,02 a	38,38 a	77,61 a
<sup>1</sup> DMS	1,21	4,47	3,66	0,61	3,05	14,46

<sup>1</sup> Diferença mínima significativa para o teste de Tukey; <sup>2</sup> Médias seguidas de mesma letra minúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey com um nível nominal de significância de 5%.

Nascimento (2005), avaliando os efeitos dos mesmos resíduos siderúrgicos utilizados neste estudo sobre a produtividade de capim-elefante e feijão, não encontrou redução significativa na matéria seca total da parte aérea e nas raízes do capim-elefante, enquanto que, para o feijão, encontrou redução significativa na produção de grão, folha e vagem a partir do aumento das doses de lama de fosfato.

As leguminosas apresentam maior relação de absorção de cátions/ânions que as gramíneas e maior CTC radicular, o que provoca acidificação da região próxima às raízes e aumenta a disponibilidade e absorção de metais pesados. Tal fato explica o comportamento do feijão em contraste com o capim-elefante e o arroz.

**TABELA 14.** Valores médios da produção de matéria seca da casca (C) dos grãos do arroz em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses.

Doses	<sup>2</sup> Resíduos		
	CA	LFP	LF
	g		
0	8,20 ± 1,03 a	8,20 ± 1,03 a	8,20 ± 1,03 a
0,5	7,91 ± 0,21 a	8,18 ± 0,21 a	9,26 ± 0,33 a
1,0	8,52 ± 0,92 a	7,46 ± 0,13 a	8,93 ± 0,76 a
2,0	7,94 ± 0,79 a	9,05 ± 1,66 a	8,34 ± 0,30 a
4,0	9,00 ± 1,10 a	8,24 ± 0,90 a	8,87 ± 0,05 a
8,0	8,17 ± 1,14 a	8,24 ± 0,48 a	9,49 ± 0,30 a
16,0	7,04 ± 1,26 b	8,75 ± 0,29 a	10,05 ± 0,42 a
<sup>1</sup> DMS	1,61		

<sup>1</sup> Diferença mínima significativa para o teste de Tukey; <sup>2</sup> Médias seguidas de mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey com um nível nominal de significância de 5%.

Ao estudar os efeitos da aplicação de escória de siderurgia na produção de goiabeira, Prado et al. (2003) verificaram que a escória de siderurgia é viável na produção de mudas de goiabeira como corretivo de acidez do solo e fonte de nutrientes, uma vez que observaram aumento significativo na altura, no número de folhas, na área foliar, na matéria seca da parte aérea e das raízes.

Oliveira et al. (2005) observaram que a aplicação de lodo de esgoto enriquecido com Cd e Zn aumentou a produção de matéria seca de folhas, grãos e raiz de arroz de sequeiro e constataram que as quantidades de Cd e Zn nas doses mais elevadas de lodo de esgoto, 40 e 80 t ha<sup>-1</sup> não provocaram redução na produção de matéria seca das plantas.

Ao avaliarem a produtividade do arroz cultivado em solo após a aplicação de escórias de alto-forno e de aciaria, Pupatto et al. (2004) observaram que a maior produção de massa de matéria seca da parte aérea e a produtividade de grãos foram alcançadas no tratamento que recebeu escória de alto-forno. Isto é justificado pelo maior comprimento das raízes e também pela melhor distribuição das mesmas no perfil de solo amostrado, o que possibilitou maior absorção de nutrientes.

### 5.5 Teor de elementos-traço no arroz

As interações resíduo × dose para o teor de Zn foram significativas para todas as partes do arroz, excetuando-se a casca. Para verificar o efeito dos resíduos na concentração de Zn presente na casca do arroz, apresentou-se a tabela 15, na qual é possível verificar que apenas a LF e LFP diferiram entre si.

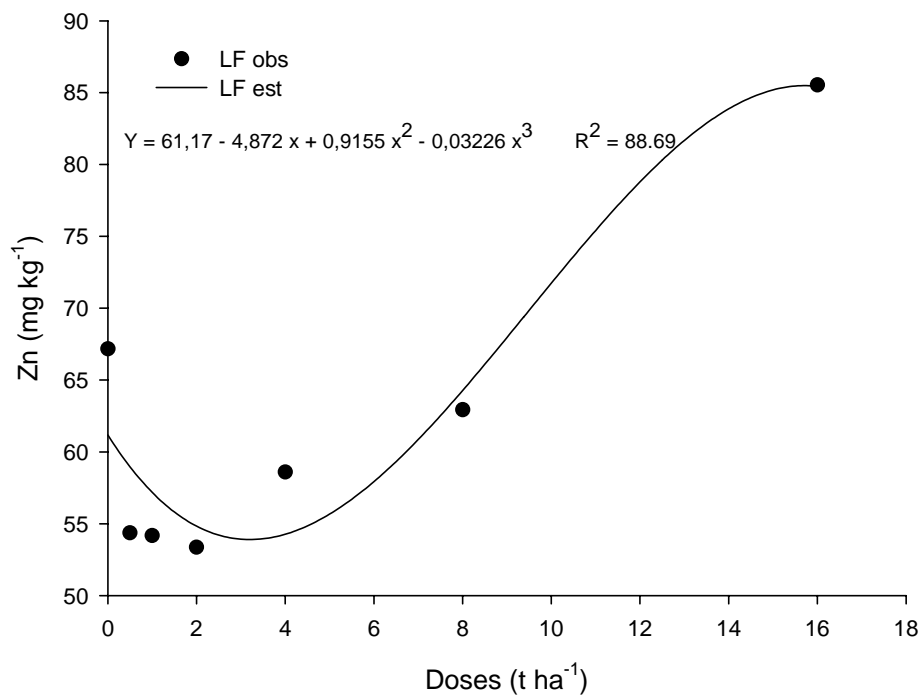
**TABELA 15.** Teores médios de Zn para a casca, em função dos resíduos.

	<sup>2</sup> Médias		
	CA	LFP	LF
	mg kg <sup>-1</sup>		
Casca	60,3 ab	54,6 b	71,9 a
<sup>1</sup> DMS	15,6		

<sup>1</sup> Diferença mínima significativa para o teste de Tukey; <sup>2</sup> médias seguidas de mesma letra minúscula, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey com um nível nominal de significância de 5%.

A partir da diferença estatística apresentada na tabela 15, traçou-se o gráfico apresentado na figura 15, em que é possível notar que à medida que se aumentaram as doses de LF aplicadas ao solo, houve também o aumento no teor de Zn absorvido pela casca do arroz.

Camargo et al. (2000), ao avaliarem a absorção de metais pesados presentes em adubos fosfatados pelo arroz, observaram que houve efeito significativo do teor de Zn absorvido pela planta em resposta à dose de adubo aplicada. Ainda nesse trabalho, os autores encontraram uma concentração média de  $180 \text{ mg kg}^{-1}$  de Zn.



**FIGURA 15.** Teores de Zn absorvidos pela casca dos grãos de arroz em função das doses do resíduo LF aplicadas.

Kabata-Pendias & Pendias (2001) estabeleceram faixas aproximadas de concentração de elementos-traço, sem considerar a espécie vegetal, para tecido de folhas maduras (tabela 16).

**TABELA 16.** Concentrações aproximadas de elementos-traço em tecidos de folhas maduras para várias espécies.

<b>Elemento</b>	<b>Deficiente</b>	<b>Suficiente ou normal</b>	<b>Excessivo ou tóxico</b>	<b>Tolerável em culturas agrônômicas</b>
	mg kg <sup>-1</sup>			
<b>B</b>	5-30	10-100	50-200	100
<b>Cd</b>	-	0,05-0,2	5-30	0,05-0,5
<b>Cr</b>	-	0,1-0,5	5-30	2
<b>Cu</b>	2-5	5-30	20-100	5-20
<b>Mn</b>	10-30	30-300	400-1000	300
<b>Mo</b>	0,1-0,3	0,2-5	10-50	-
<b>Ni</b>	-	0,1-5	10-100	1-10
<b>Pb</b>	-	5-10	30-300	0,5-10
<b>Zn</b>	10-20	27-150	100-400	50-100

Fonte: Kabata-Pendias & Pendias (2001).

Embora os valores apresentados na tabela 16 não sejam específicos, observa-se que a concentração de Zn presente na casca do grão de arroz devido a aplicação de LF não ultrapassou os valores considerados suficientes ou normais até a maior dose de 16 t ha<sup>-1</sup>.

Na tabela 17 são apresentados os teores médios de Zn obtidos em cada parte do arroz em função das doses de resíduos aplicadas. Verifica-se que, com exceção do grão e do resíduo LFP, os teores de zinco aumentaram com o incremento das doses de resíduos aplicadas. Nota-se que a LF foi o resíduo que mais se diferenciou dos demais, especialmente na raiz, onde a diferença se manifestou a partir da dose de 2 t ha<sup>-1</sup>.



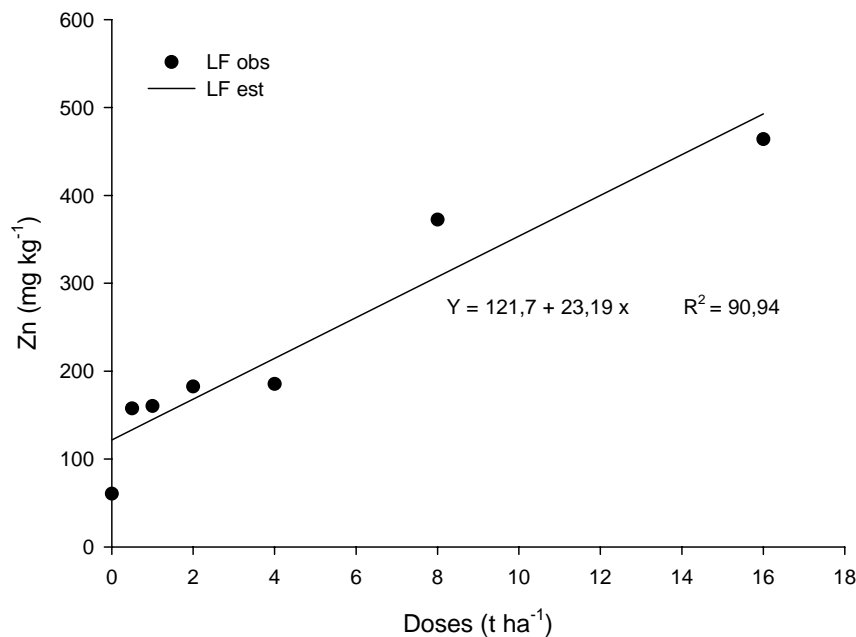
**TABELA 17.** Teores médios de Zn, em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses, para grão, parte aérea e raiz.

Variável	Dose	<sup>2</sup> Resíduo		
		CA	LFP	LF
		mg kg <sup>-1</sup>		
Grão	0	41,62 ± 4,66 a	41,62 ± 4,66 a	41,62 ± 4,66 a
	0,5	44,11 ± 0,99 a	45,78 ± 5,34 a	46,90 ± 11,42 a
	1,0	40,13 ± 3,13 a	43,11 ± 6,53 a	46,34 ± 4,02 a
	2,0	41,06 ± 2,69 a	38,11 ± 4,04 a	46,25 ± 2,40 a
	4,0	43,37 ± 8,48 a	42,72 ± 2,52 a	46,42 ± 3,03 a
	8,0	40,08 ± 3,00 a	36,61 ± 3,43 a	17,97 ± 36,07 a
	16,0	42,35 ± 4,86 a	45,24 ± 3,95 a	nd
	<sup>1</sup> DMS		25,90	
		mg kg <sup>-1</sup>		
Parte aérea	0	60,59 ± 88,95 a	60,59 ± 88,95 a	60,59 ± 88,95 a
	0,5	71,80 ± 34,81 a	102,96 ± 28,76 a	157,51 ± 59,21 a
	1,0	57,49 ± 56,76 a	101,75 ± 21,28 a	160,32 ± 45,63 a
	2,0	82,87 ± 9,28 a	123,18 ± 20,47 a	182,45 ± 46,12 a
	4,0	96,27 ± 14,17 a	115,19 ± 26,96 a	185,28 ± 104,32 a
	8,0	116,53 ± 29,69 b	181,52 ± 88,84 b	372,28 ± 56,96 a
	16,0	119,91 ± 31,48 b	134,97 ± 14,78 b	463,94 ± 157,54 a
	<sup>1</sup> DMS		128,11	
		mg kg <sup>-1</sup>		
Raiz	0	72,37 ± 11,01 a	72,37 ± 11,01 a	72,37 ± 11,01 a
	0,5	108,03 ± 30,29 a	141,97 ± 38,59 a	155,13 ± 61,15 a
	1,0	72,65 ± 18,77 a	122,91 ± 25,71 a	233,80 ± 71,14 a
	2,0	65,83 ± 6,51 b	158,42 ± 25,95 ab	243,13 ± 34,66 a
	4,0	75,58 ± 11,08 b	208,38 ± 64,40 ab	308,48 ± 166,57 a
	8,0	95,58 ± 13,34 b	196,05 ± 21,49 b	515,09 ± 193,03 a
	16,0	100,92 ± 38,70 b	255,58 ± 100,50 b	813,33 ± 424,69 a
	<sup>1</sup> DMS		163,31	

<sup>1</sup> Diferença mínima significativa para o teste de Tukey; <sup>2</sup> Médias seguidas de mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey com um nível nominal de significância de 5%.

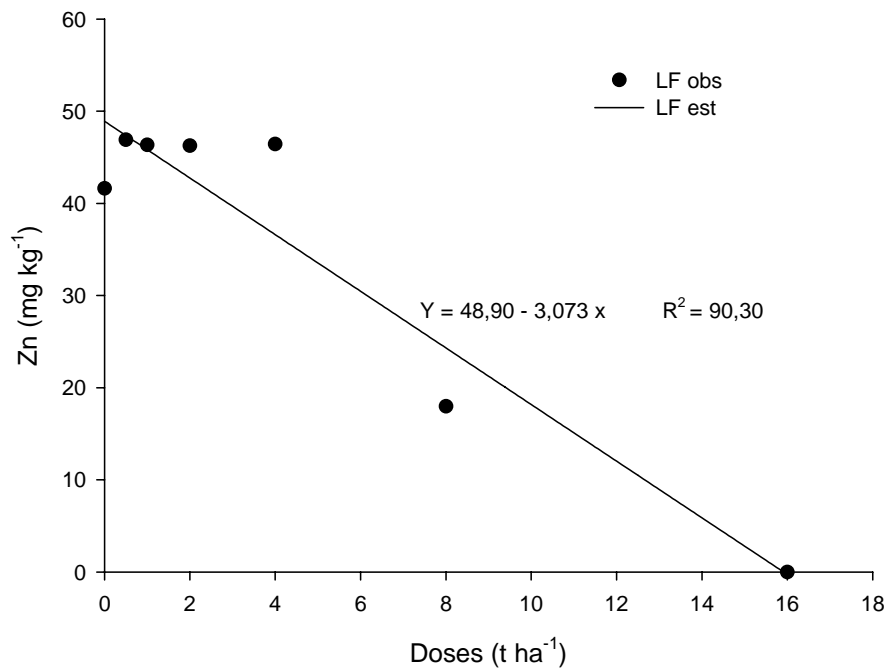
Levando em consideração as faixas de concentrações estabelecidas por Kabata-Pendias & Pendias (2001), apresentadas na tabela 16, nota-se que as concentrações de Zn para a PA do arroz excederam os valores considerados normais a partir da dose 0,5 t ha<sup>-1</sup> dos resíduos LFP e LF.

Oliveira et al. (2005), ao avaliarem os efeitos da aplicação de lodo de esgoto enriquecido com Cd e Zn na cultura do arroz, observaram que a concentração de Zn nas folhas aumentou significativamente até a dose de 40 t ha<sup>-1</sup> de lodo (792 mg kg<sup>-1</sup> de Zn), mantendo-se praticamente constante na dose mais elevada de lodo. Nos grãos, a concentração de Zn no solo Argissolo Vermelho Amarelo variou de 20 (na dose de 80 t ha<sup>-1</sup> de lodo) a 25 mg kg<sup>-1</sup> (dose de 20 t ha<sup>-1</sup> de lodo) e, no caso dos grãos obtidos no Latossolo Vermelho Amarelo, os teores foram muito mais elevados e variáveis (89 a 614 mg kg<sup>-1</sup>). A concentração de Zn foi maior nas folhas, seguida pelas raízes e, em extensão menor, nos grãos, com exceção feita ao teor de Zn dos grãos no Latossolo, que na dose de aplicação de lodo de 20 t ha<sup>-1</sup>, superou até a concentração de Zn das raízes do mesmo tratamento.



**FIGURA 16.** Teores de Zn absorvidos pela parte aérea do arroz em função das doses do resíduo LF aplicadas.

Em estudo conduzido por Araújo & Nascimento (2005) para avaliar a distribuição de Zn entre diferentes frações, os autores observaram que com relação à absorção de Zn pelo milho, a adição de lodo de esgoto aumentou significativamente os teores desse metal na parte aérea das plantas. Verificaram também que as quantidades de Zn nas plantas de milho cultivadas no Argissolo foram maiores que nas crescidas no Latossolo.



**FIGURA 17.** Teores de Zn absorvidos pelo grão de arroz em função das doses do resíduo LF aplicadas

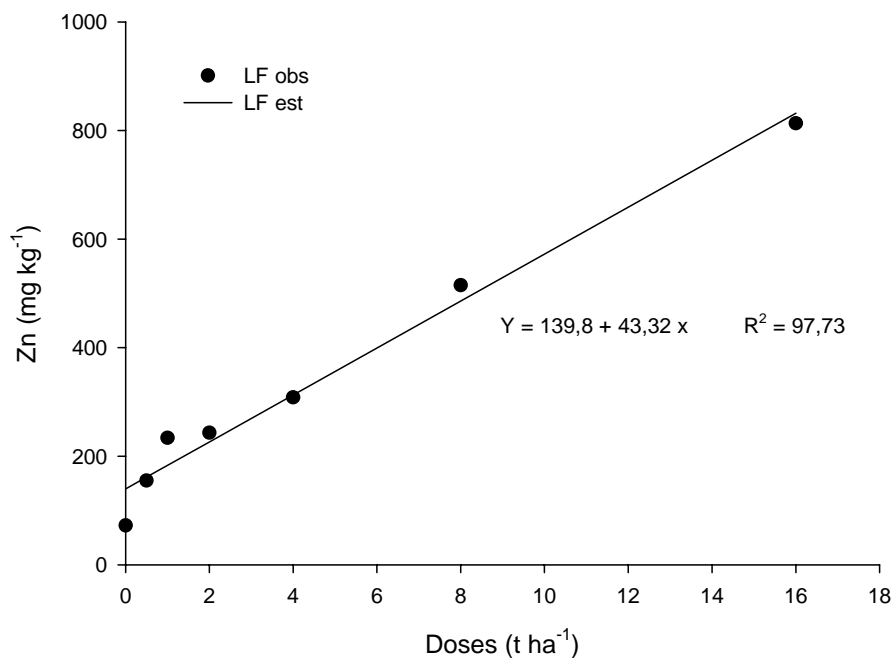
Observa-se que, diferentemente do ocorrido para a parte aérea (figura 16), que no grão (figura 17) não foi verificado aumento nos teores de Zn em função das doses de LF aplicadas, o que sugere não ter havido translocação de Zn da parte aérea para o grão.

Amaral Sobrinho et al. (1994) verificaram que o acúmulo de Zn nas raízes e na parte aérea do milho crescido no horizonte A de um Argissolo Vermelho-Amarelo tratado com diversas doses de resíduo siderúrgico, aumentou de acordo com o aumento nas doses de resíduo siderúrgico aplicado.

Segundo Amaral Sobrinho et al. (1994), os níveis dos metais pesados nas plantas dependem de suas concentrações no solo e das propriedades químicas desse sistema. Condições ambientais, nutricionais, estágio de crescimento e outros fatores responsáveis pelo crescimento podem, também, afetar os níveis de metais pesados nas plantas. A concentração no vegetal é, pois, insatisfatória para expressar perfeitamente o potencial de biodisponibilidade do metal pesado.

Dentre as partes de arroz analisadas, nota-se que foi a raiz a parte que mais absorveu Zn. Neste caso, a raiz atuou como um filtro de Zn para o arroz. Este comportamento pode ser verificado na figura 18.

Pesquisas de síntese e caracterização de quelatos de Cu, Zn, Cd e Pb com DTPA (Liane Silva et al., 2007 a, b) confirmam a tendência geral do acúmulo de elementos-traço nas raízes das plantas. Todas as quatro estruturas apresentam-se como octaedros distorcidos, com duas carboxilas do DTPA não coordenadas e com elevado impedimento estérico. Considerando a presença de aminoácidos nas plantas, essas moléculas, quimicamente muito parecidas com o DTPA, é razoável distinguir no acúmulo radicular dos metais a sua baixa mobilidade por impedimento estérico.



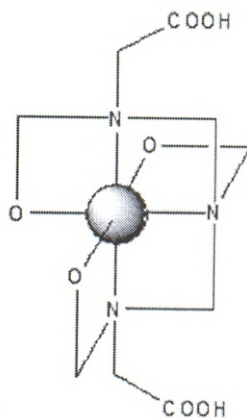
**FIGURA 18.** Teores de Zn absorvidos pelas raízes do arroz em função das doses do resíduo LF aplicadas.

Na tabela 18 estão os resultados referentes aos teores de Pb extraídos do arroz (C, G, PA e R).

A interação resíduo  $\times$  dose para o teor de Pb foi significativa para as quatro partes da planta analisadas. Observa-se que os teores da casca foram maiores que os do grão, mas foi a raiz que apresentou o maior teor de Pb dentre todas as partes analisadas. Isto demonstra que a raiz serviu como um filtro para o arroz, acumulando todo o Pb passível de ser absorvido. Este resultado também mostra que o Pb é um elemento pouco móvel na planta.

A baixa mobilidade do Pb em plantas parece associar-se ao impedimento estérico dos quelatos do metal com ligantes do tipo aminoácidos, comuns na

estrutura do vegetal. Em trabalho de síntese e caracterização de quelatos de Pb com DTPA (ácido dietilenopentacético), este um aminoácido, Liane Silva et al. (2007a) chegaram a estrutura (Figura 19), um octaedro distorcido, de elevado impedimento estérico, com duas carboxilas nas coordenadas. Moléculas com geometrias semelhantes a essa dificilmente se movimentam nas plantas.



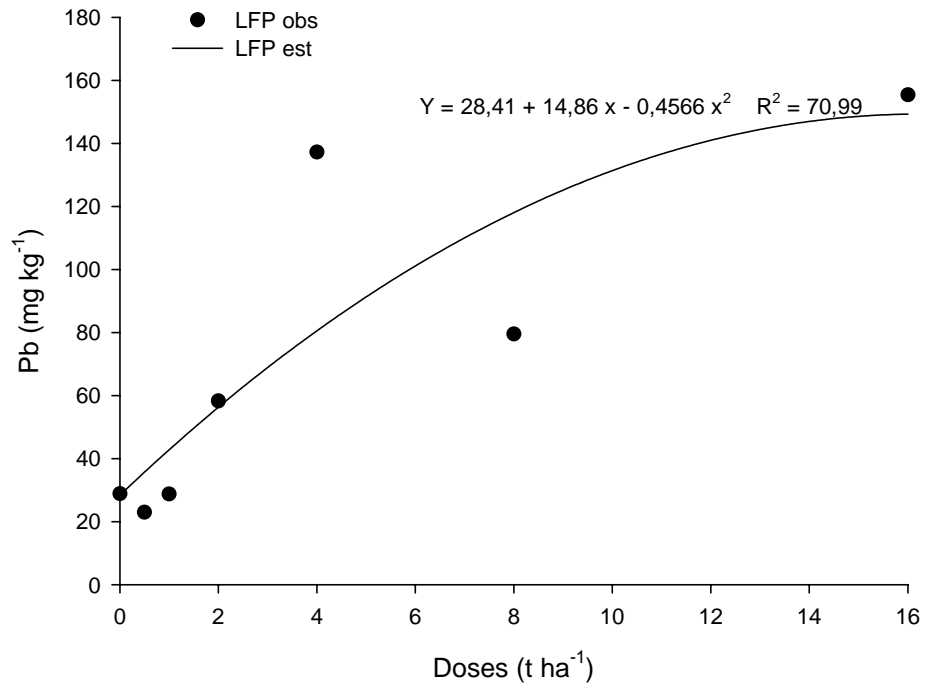
**FIGURA 19.** Estrutura octaédrica do quelato de Pb com DTPA (Liane Silva et al., 2007a)

**TABELA 18.** Teores médios de Pb, em função dos resíduos estudados em suas respectivas doses, para a casca, grão, parte aérea e raiz.

Variável	Dose	<sup>2</sup> Resíduo		
		LF	LFP	CA
		mg kg <sup>-1</sup>		
Casca	0	6,22 ± 2,56 a	6,22 ± 2,56 a	6,22 ± 2,56 a
	0,5	3,16 ± 3,07 a	2,90 ± 2,44 a	6,64 ± 3,32 a
	1,0	9,56 ± 0,45 a	4,06 ± 1,50 ab	2,57 ± 2,72 b
	2,0	13,24 ± 2,82 a	7,32 ± 1,36 a	< 1,00
	4,0	8,28 ± 7,19 a	< 1,00	4,86 ± 0,05 ab
	8,0	1,13 ± 3,92 a	3,19 ± 1,22 a	5,51 ± 3,25 a
	16,0	1,58 ± 3,00 b	9,76 ± 4,94 a	1,56 ± 3,27 b
	<sup>1</sup> DMS			6,64
		mg kg <sup>-1</sup>		
Grão	0	< 1,00	< 1,00	< 1,00
	0,5	< 1,00	4,69 ± 4,56 a	< 1,00
	1,0	< 1,00	4,97 ± 0,47 a	< 1,00
	2,0	1,91 ± 2,49 a	< 1,00	< 1,00
	4,0	3,277 ± 1,55 a	< 1,00	< 1,00
	8,0	< 1,00	< 1,00	< 1,00
	16,0	< 1,00	2,96 ± 1,39 a	< 1,00
	<sup>1</sup> DMS		5,35	
		mg kg <sup>-1</sup>		
Parte aérea	0	< 1,00	< 1,00	< 1,00
	0,5	2,57 ± 3,17 b	16,69 ± 2,24 a	6,95 ± 2,24 b
	1,0	0,71 ± 1,46 b	9,17 ± 2,27 a	5,28 ± 3,51 ab
	2,0	6,72 ± 3,14 a	9,12 ± 2,96 a	6,37 ± 4,24 a
	4,0	7,83 ± 3,01 a	9,39 ± 5,04 a	9,68 ± 2,30 a
	8,0	9,11 ± 3,85 a	< 1,00	14,77 ± 2,97 a
	16,0	10,15 ± 5,73 a	< 1,00	11,77 ± 5,22 a
	<sup>1</sup> DMS		7,02	
		mg kg <sup>-1</sup>		
Raiz	0	28,89 ± 9,07 a	28,89 ± 9,07 a	28,89 ± 9,07
	0,5	25,11 ± 5,50 a	23,01 ± 4,60 a	25,34 ± 1,00 a
	1,0	28,65 ± 2,45 a	28,79 ± 10,42 a	23,24 ± 3,27 a
	2,0	20,89 ± 7,59 a	58,27 ± 24,85 a	20,77 ± 3,31 a
	4,0	23,29 ± 8,21 b	137,23 ± 94,56 a	24,32 ± 6,09 b
	8,0	20,18 ± 4,47 b	79,53 ± 16,16 a	28,27 ± 8,19 b
	16,0	20,75 ± 16,09 b	155,44 ± 32,07 a	25,32 ± 2,35 b
	<sup>1</sup> DMS		46,59	

<sup>1</sup> Diferença mínima significativa para o teste de Tukey; <sup>2</sup> Médias seguidas de mesma letra minúscula, na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey com um nível nominal de significância de 5%.

Através da figura 20 nota-se que os teores de Pb presentes nas raízes do arroz tenderam a aumentar à medida que houve incremento das doses de LFP aplicadas.



**FIGURA 20.** Teores de Pb absorvidos pelas raízes do arroz em função das doses do resíduo LF aplicadas

Núñez et al. (2006) estudaram a influência de diferentes métodos de preparo do solo sobre as perdas por erosão de metais pesados e na contaminação do solo e de frutos de pimentão com esses elementos. Os autores verificaram que as concentrações de Pb nos quatro sistemas de preparo do solo se encontraram acima dos limites de tolerância (0,5 mg kg<sup>-1</sup>) permitidos em hortaliças, segundo estabelecido pela Associação Brasileira da Indústria de Alimentos.



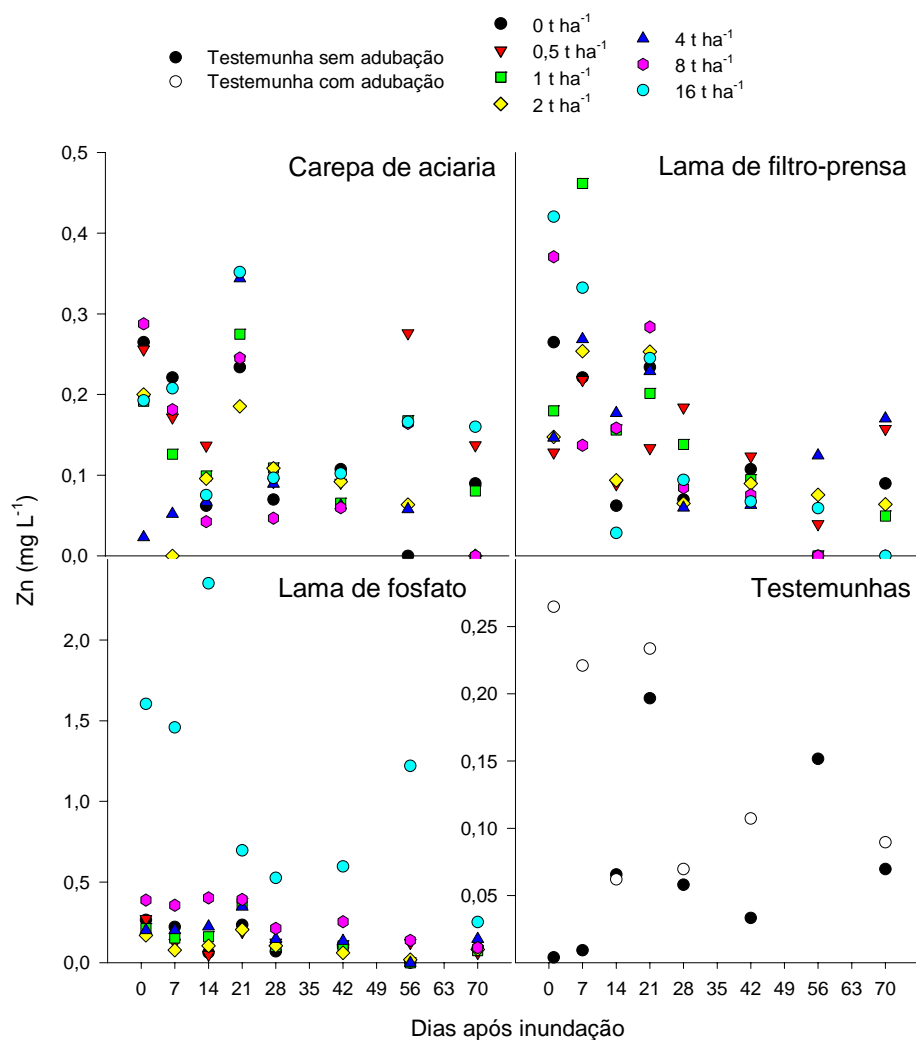
## 5.6 Lixiviação de Zn e Pb

Os resultados referentes aos teores de Zn não ultrapassaram o máximo estabelecido pela resolução 357/05 do CONAMA, a qual prevê a concentração de  $5,0 \text{ mg L}^{-1}$  desse elemento para águas de classes 3. Verifica-se (figura 21) que os maiores teores de Zn foram encontrados para os tratamentos com o resíduo lama de fosfato, o qual possui altos teores desse elemento, especialmente, na dose de  $16 \text{ t ha}^{-1}$ .

É necessário destacar que os resultados apresentados nesta parte do trabalho foram comparados com os valores estabelecidos para águas de classe 3, uma vez que não existem, ainda, valores-limite para lixiviados.

Segundo Guilherme et al. (2005), o cátion  $\text{Zn}^{2+}$  apresenta baixa mobilidade quando é adsorvido fortemente em óxidos metálicos e argilas e forma sulfetos insolúveis. Em baixo pH, é adsorvido fracamente e, em pH alto, forma complexos solúveis, tendo, neste caso, uma alta mobilidade.

Em estudo conduzido em campo por Oliveira et al. (2002), verificou-se que o Zn apresentou mobilidade no solo, em profundidade, em comparação com os outros elementos: Cd, Cr, Cu, Ni e Pb após adubação com composto de lixo urbano. Para os autores, a mobilidade do Zn está relacionada com sua presença no solo, predominantemente, em formas trocáveis e, portanto, facilmente solúveis.



**FIGURA 21.** Teores de Zn na soluço coletada em solos tratados com doses crescentes de carepa de aciaria, lama de filtro-prensa e lama de fosfato e em solo sem resíduo (testemunha sem aduba o e com aduba o).

Na figura 22 são apresentados os teores de Pb nos lixiviados para os diferentes tratamentos. Observa-se que, para todos os resíduos, os valores excederam o máximo permitido pela resolução 357/05 do CONAMA que é de  $33 \mu\text{g L}^{-1}$  de Pb, independente da dose de resíduo aplicada. Verifica-se, também, que no segundo dia de coleta, uma amostra referente à testemunha adubada excedeu o valor máximo.

Embora na testemunha sem adubação os teores lixiviados de Pb não tenham excedido o valor estabelecido pelo CONAMA, no primeiro dia de coleta, o teor medido chegou a aproximadamente  $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ , valor bem próximo ao limite. Este teor pode ser explicado através do material de origem do solo, uma vez que a análise do solo natural apresentou um teor de  $17,3 \text{ mg L}^{-1}$  de Pb.

No entanto, vale lembrar que o Pb é fortemente retido no solo e muito pouco é transportado para águas superficiais ou profundas. Vários são os fatores que interferem no transporte do Pb dentro do solo e na disponibilidade do metal e, segundo Malavolta (1994), a textura, o pH e a matéria orgânica são os principais.

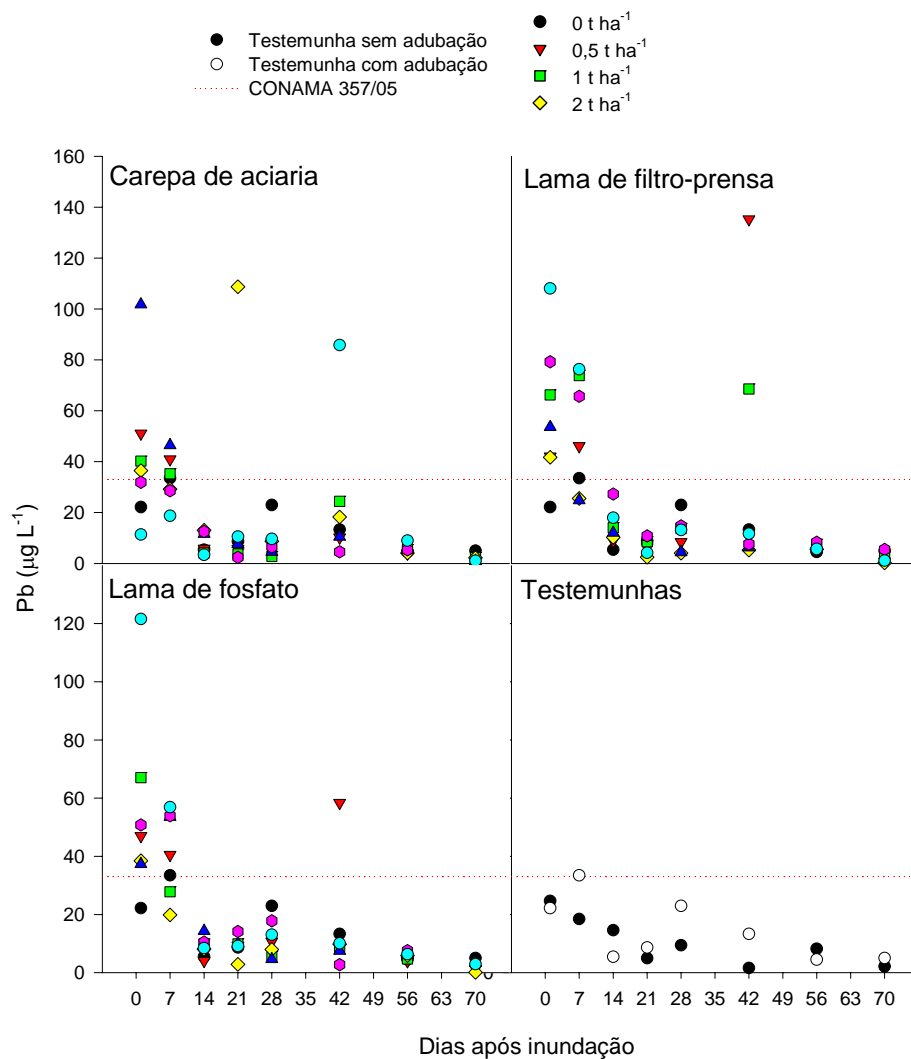
A contaminação dos aquíferos depende da mobilidade do Pb no solo e tal fato está diretamente relacionado com a concentração, solubilidade, quantidade de resíduos colocados em aterros, como também da precipitação pluviométrica local e de suas interações com a fase sólida do solo (Amaral Sobrinho et al., 1998).

Guilherme et al. (2005) verificaram que o Pb possui baixa mobilidade quando seu cátion é adsorvido fortemente em húmus, óxidos metálicos e argilas e, também, quando forma óxidos metálicos insolúveis e sulfetos. Apresenta mobilidade moderada ao formar complexos solúveis em pH alto.

Estudos sobre a movimentação de metais em solos tratados com lodo de esgoto sugerem que a quantidade de metais lixiviados, embora seja menor que 1% do total adicionado, pode elevar-se em solos arenosos, com baixos teores de matéria orgânica e sujeitos a chuvas intensas. Esses metais podem permanecer adsorvidos ou complexados ao solo até que mudanças ocorram no sistema (Bertoncini & Mattiazzo, 1999).

Ramalho et al. (2000) avaliaram a contaminação das águas do córrego e do açude com metais pesados, provenientes do uso de agroquímicos, em estudo conduzido na microbacia de Caetés em Paty do Alferes-RJ, Eles verificaram valores elevados de Zn, Pb, Cu e Mn e valores acima dos padrões máximos estabelecidos em água potável pelo Ministério da Saúde para Cd, Pb e Mn. Porém, ao analisarem amostras de solo, concluíram que os metais pesados estão, em sua maior parte, imobilizados, com baixa disponibilidade para as plantas e pequenos riscos de contaminação do lençol freático.

De acordo com estudo realizado por Amaral Sobrinho et al. (1997), ocorreu a redução da solubilidade de Zn e Pb dentre outros metais pesados, após dezoito meses de incubação. Tal redução de solubilidade se deveu à passagem das formas mais solúveis para as formas óxido e residual, atribuindo-se esta redução à adsorção específica e/ou coprecipitação desses metais nos óxidos de Fe e Mn.



**FIGURA 22.** Teores de Pb na solução coletada em solos tratados com doses crescentes de carepa de aciaria, lama de filtro-prensa e lama de fosfato e em solo sem resíduo (testemunha sem adubação e com adubação).

## 6 CONCLUSÕES

O método USEPA 3051A foi o mais eficiente na extração de Zn e Pb do solo. Os extratores ácido cítrico e água extraíram quantidades semelhantes de Zn em função dos resíduos, enquanto Mehlich-1, DTPA e USEPA detectaram diferenças entre as doses de resíduos aplicadas, sendo que a lama de fosfato foi o resíduo que proporcionou maiores concentrações de Zn. Para o Pb, os extratores DTPA e USEPA 3051A apresentaram diferenças entre os teores extraídos em função dos resíduos aplicados. A lama de filtro-prensa foi o resíduo que apresentou as maiores concentrações de Pb.

Em relação à produção de matéria seca do arroz, apenas a casca produzida nos tratamentos com lama de fosfato obteve valores diferenciados em relação aos outros resíduos. De forma geral, a produção do arroz não foi afetada pela aplicação dos resíduos siderúrgicos.

O efeito do resíduo lama de fosfato foi significativo para o teor de Zn presente na casca do grão de arroz, mas não ultrapassou os valores considerados suficientes ou normais nem mesmo na maior dose. A parte aérea do arroz apresentou concentrações de Zn que excederam os valores considerados normais a partir da dose de  $0,5 \text{ t ha}^{-1}$  para os resíduos LFP e LF.

Em relação aos teores de Pb presentes no arroz, verificou-se a maior presença do elemento no grão a partir da aplicação da LFP.

Quanto às análises de lixiviado, nenhum tratamento ultrapassou o limite estabelecido pelo CONAMA referente a Zn ( $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ ) para águas de classe 3. No entanto, todos os tratamentos excederam os limites estabelecidos para Pb ( $0,033 \text{ mg L}^{-1}$ ).

As pequenas variações observadas para o pH, Eh, OD e CE foram justificadas através da adição diária de água deionizada aos vasos para manter constante a lâmina d'água sobre a superfície do solo.

De maneira geral, a CA foi o único que não apresentou resultados que comprometessem sua utilização em nenhuma das doses utilizadas. Por outro lado, a LFP apresentou altos teores de Pb, enquanto a LF apresentou teores elevados de Zn e Pb especialmente na raiz e na parte aérea do arroz.

## **7 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS**

De forma a garantir uma recomendação segura frente à disposição de resíduos siderúrgicos no solo, faz-se necessário dar continuidade aos estudos, destacando-se os objetivos:

- Avaliar o estado nutricional e absorção dos demais elementos-traço nas diferentes partes do arroz;
- Avaliar o melhor método de extração através de correlação entre os teores de ET's absorvidos pela planta e obtidos pelos diferentes extratores;
- Observar o comportamento do N tanto na fase diagnóstica, quanto no final do experimento em todas as partes do arroz;
- Verificar o comportamento dos demais ET's no solo em todos os tratamentos.



## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados. In: ALVAREZ, V. V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v. 2, p. 645-692.

ALCOFORADO, P. A. U. G. **Adição de silício e fósforo em solos de várzea inundados cultivados com arroz: dinâmica do pH, Fe, Mn, Si e P em solução e resposta da planta**. Lavras: UFLA, 1999. 102 p.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. 2.ed. Glasgow: Blackie A & P, 1995. 368 p.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C.; COSTA, L.M.; OLIVEIRA, C. de. Formas químicas de Zinco e sua absorção por plantas de milho cultivadas em solo tratado com resíduos siderúrgicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 18, p. 313-320, 1994.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C.; OLIVEIRA, C. de. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 9-16, 1997.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; COSTA, L. M. da; OLIVEIRA, C. de. Mobilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 345-353, 1998.

ANJOS, J. A. S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados**. O caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação BA. 2003. 328 p. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral)-Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

ARAÚJO, J. C. T. de; NASCIMENTO, C. W. A. do. Fracionamento e disponibilidade de zinco por diferentes extratores em solos incubados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 977-985, 2005.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2.ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.

BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 737-744, jul./set. 1999.

BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido. I- Fracionamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 543-555, 2004a.

BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido. II- Disponibilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 557-568, 2004b.

CAMARGO, M. S. de; ANJOS, A. R. M. dos; ROSSI, C. MALAVOLTA, E. Adubação fosfatada e metais pesados em Latossolo cultivado com arroz. **Scientia Agrícola**, v. 57, n. 3, p. 513-518, jul./set. 2000.

CAMPOS, M. L.; PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; CURI, N. Baseline Concentration of Heavy Metals in Brazilian Latosols. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 34, n. 3/4, p. 547-557, 2003.

DEFILIPPO, B. V.; RIBEIRO, A. C. **Análise química do solo**: metodologia. 2.ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1997. 26 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análises de solo**. Brasília: Embrapa Solos, 1997. 212 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 2006. 306 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Embrapa Arroz Feijão. Disponível em: <<http://www.cnpaf.embrapa.br>>. Acesso em: 11 jul. 2007.

FARIA JÚNIOR, L. A. de. **Respostas de cultivares de arroz de terras altas (Oryza sativa L.) ao silício**. 2007. 52 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

FERREIRA, D. F. **SISVAR**: versão 4.6. Lavras: DEX/UFLA, 2003. Software.

FREITAS, V. P. de. Poluição das águas subterrâneas. **Revista Saneamento Ambiental**, v. 79, p. 40-41. 2001.

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 4. p. 345-390, 2005.

GUIMARÃES, C. M.; FAGERIA, N. K.; BARBOSA FILHO, M. P. Como a planta do arroz se desenvolve. **Informações Agronômicas**, n. 99, set. 2002. Encarte (Arquivo do Agrônomo, 13).

HE, Z. L.; YANG, X. E.; STOFELLA, P. J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 19, p. 125-140, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE SIDERURGIA. **História Brasileira da Siderurgia**. Disponível em: <<http://www.ibs.org.br/>>. Acesso em: 7 jul. 2007.

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

LIANE SILVA, V.; CARVALHO, R.; FREITAS, M. P.; TORMENA, C. F.; MELO, W. C. Spectrometric and theoretical investigation of structures of Cu and Pb / DTPA complexes. **Structural Chemistry**, Apr. 2007a. Paper.

LIANE SILVA, V.; CARVALHO, R.; FREITAS, M. P.; TORMENA, C. F.; MELO, W. C. Structural determination of Zn and Cd – DTPA complexes: MS, infrared, <sup>13</sup>CNMR and theoretical investigation. **Spectrochimica Acta**, Jan. 2007 b.

LINDSAY, W. L.; NORVELL, W. A. Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society American Journal**, v. 42, p. 421-428, 1978.

LINK, D. D.; WATER, P. J.; KINGSTON, H. M. Development and validation of the new EPA microwave assisted leach method 3051A. **Environmental Science & Technology**, v. 32, p.3628–3632, 1998.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ceres, 1980. 251 p.

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

MANTOVANI, J. R.; CRUZ, M. C. P. da; FERREIRA, M. E.; ALVES, W. L. Extratores para avaliação da disponibilidade de metais pesados em solos adubados com vermicomposto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 4, p. 371-378, abr. 2004.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo.** 3.ed. Porto Alegre: Evangraf, 2006. 285 p.

NASCIMENTO, R. S. M. P. **Uso agrícola de resíduos de siderurgia:** avaliação de extratores, crescimento vegetal e lixiviação de metais pesados. 2005. 109 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)- Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG

NÚÑEZ, J. E. V.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. do; MAZUR, N. Sistemas de preparo de solo e acúmulo de metais pesados no solo e na cultura do pimentão (*Capsicum Annum* L.). **Ciência Rural**, v. 36, n. 1, p. 113-119, jan./fev. 2006.

OLIVEIRA, C. de; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. do; MARQUES, V. S.; MAZUR, N. Efeitos da aplicação do lodo de esgoto enriquecido com cádmio e zinco na cultura do arroz. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 109-116, 2005.

OLIVEIRA, C. de; LEAL, J. R.; VELLOSO, A. C. X. Processos redox em Gleis Húmicos do estado do Rio de Janeiro: IV. Variação do “status redox” (pe + pH) de solos cultivados com arroz alagado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 17, n. 1, p. 35-39, 1993a.

OLIVEIRA, C. de; VELLOSO, A. C. X.; LEAL, J. R. Processos redox em Gleis Húmicos do estado do Rio de Janeiro: I. Variações eletroquímicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 17, n. 1, p. 17-22, 1993b.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ABREU JUNIOR, C. H. Movimentação de metais pesados em Latossolo adubado com composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 12, p. 1787-1793, dez. 2002.

OLIVEIRA, T. S.; COSTA, L. M. Metais pesados em solos de uma topolitosseqüência do Triângulo Mineiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 28, p. 785-796, 2004.

PIRES, A. M. M. **Ácidos orgânicos na rizosfera: aspectos qualitativos e quantitativos e fitodisponibilidade de metais pesados originários de biossólidos**. 2003. 94 p. Tese (Doutorado em Agronomia. Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

PIRES, A. M. M.; MATTIAZZO, M. E.; BERTON, R. S. Ácidos orgânicos como extratores de metais pesados fitodisponíveis em solos tratados com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 7, p. 671-676, jul. 2004.

PRADO, R. M.; CORRÊA, M. C. M.; CINTRA, A. C. O.; NATALE, W. Resposta de mudas de goiabeira à aplicação de escória de siderurgia como corretivo de acidez do solo. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 25, p. 160-163, 2003.

PRADO, R. M.; FERNANDES, F. M.; NATALE, W. **Uso agrícola da escória de siderurgia no Brasil: estudos na cultura da cana-de-açúcar**. Jaboticabal: Funep, 2001. 67 p.

PUPATTO, J. G. C.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C. Atributos químicos do solo, crescimento radicular e produtividade do arroz de acordo com a aplicação de escórias. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39 p. 1213-1218, dez. 2004.

RAMALHO, J. F. G. P.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X. Contaminação da microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 7, p. 1289-1303, jul. 2000.

RIBEIRO FILHO, M. R. **Materiais orgânicos como agentes amenizantes da toxidez de metais pesados no solo**. 2003. 102 p. Tese (Doutorado em Agronomia)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SILVA, M. L. S. **Avaliação do comportamento de elementos traço essenciais e não essenciais em solo contaminado sob o cultivo de plantas**. 2006. 112 p. Tese (Doutorado em Agronomia)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

SILVEIRA, M. L. A. **Extração seqüencial e especialização iônica de zinco, cobre e cádmio em latossolos tratados com biossólido.** 2002. 166 p. Tese (Doutorado em Agronomia)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

SOARES, A. A. **Cultura do arroz.** 2.ed. rev. Lavras: UFLA, 2005. 130 p.

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

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA Federal Registers. Part 503 – **Standards for the Use or Disposal**, v. 58, n. 32, p. 9387-9404, 1993.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3051 A: Microwave assisted acid digestion of sediments sludge, soils and oils. In: **SW-846: Test methods for evaluation solid waste physical and chemical methods.** Office of Solid Waste, US. Washington, DC: Environmental Protection Agency, 1998. p. 1-20.

## ANEXOS

**TABELA 1.** Análise de variância para a parte aérea na fase diagnóstica(FDPA) e parte aérea (PA) do arroz.

Fonte de variação	gl	Quadrado médio (p-valor)	
		FDPA	PA
Resíduo (R)	2	6,9800 (0,0830)	208,4839 (0,0057)
Dose (D)	6	3,2157 (0,3168)	6,8922 (0,9769)
R x D	12	1,6681 (0,8034)	49,3020 (0,2110)
Erro	42	2,6420	35,5918
CV (%)		16,00	11,60
<sup>1</sup> Pr<W		0,1714	0,7628

<sup>1</sup> p-valor para o teste de normalidade residual de Shapiro-Wilk.

**TABELA 2.** Análise de variância para a produção de casca mais grãos, de casca e de grãos do arroz.

Fonte de variação	Gl	Quadrado médio (p-valor)		
		Casca+Grão	Casca	Grão
Resíduo (R)	2	69,9522 (0,0648)	4,8268 (0,0018)	38,5471 (0,1103)
Dose (D)	6	20,8959 (0,5228)	0,3052 (0,8303)	14,9419 (0,5034)
R x D	12	35,9526 (0,1619)	1,3982 (0,0355)	27,0884 (0,1190)
Erro	42	23,9377	0,6565	16,5858
CV (%)		10,79	9,55	11,05
<sup>1</sup> Pr<W		0,7684	0,0596	0,7123

<sup>1</sup> p-valor para o teste de normalidade residual de Shapiro-Wilk.

**TABELA 3.** Análise de variância da MS para a raiz.

Fonte de Variação	gl.	Quadrado Médio (p-valor)
		Raiz
Resíduo (R)	2	403,4703 (0,3470)
Dose (D)	6	190,1331 (0,7962)
RxD	12	356,1689 (0,5018)
Erro	42	371,6929

**TABELA 4.** Análise de variância para o teor de Pb obtido por diferentes extratores.

Fonte de variação	gl	Quadrado médio (p-valor)			
		Ac. Cítrico	Água	DTPA <sup>1</sup>	USEPA
Resíduo (R)	2	1,1183 (0,0001)	1,7611 (0,0001)	0,9126 (0,0001)	1063,1 (0,0001)
Dose (D)	6	0,5902 (0,0001)	0,1356 (0,1851)	0,1429 (0,0001)	26,3 (0,0277)
R x D	12	0,2521 (0,0074)	0,1461 (0,1085)	0,1173 (0,0001)	169,2 (0,0001)
Erro	42	0,0912	0,0873	0,0062	9,8

<sup>1</sup> variável transformada por log(x)

**TABELA 5.** Análise de variância para o teor de Zn obtido por diferentes extratores.

Fonte de variação	gl	Quadrado médio (p-valor)				
		Ac. Cítrico	Água	Melich	DTPA	USEPA
Resíduo (R)	2	0,9941 (0,4182)	0,0144 (0,3309)	8722,9 (0,0001)	2669,69 (0,0001)	14143,0 (0,0001)
Dose (D)	6	0,5386 (0,8177)	0,0137 (0,3916)	3224,4 (0,0001)	1044,49 (0,0001)	5965,9 (0,0001)
R x D	12	1,0016 (0,5574)	0,0066 (0,8902)	2218,3 (0,0001)	888,74 (0,0001)	3236,5 (0,0001)
Erro	42	1,1169	0,0127	4,0587	11,58	81,25

**TABELA 6.** Análise de variância do teor de Pb para casca, grão, parte aérea e raiz.

Fonte de Variação	gl	Quadrado Médio (p-valor)			
		Casca	Grão	Parte aérea	Raiz
Resíduo (R)	2	60,1347 (0,0084)	69,7452 (0,0004)	35,8852 (0,0620)	16.444,8583
Dose (D)	6	14,4947 (0,2814)	66,6614 (<0,001)	150,2898 (<0,001)	2.684,2351
R x D	12	49,7709 (0,0001)	16,7084 (0,0235)	88,4913 (<0,001)	3.084,9761
Erro	42	11,2111	7,2770	12,5139	551,3357



**TABELA 7.** Análise de variância do teor de Zn para casca, grão, parte aérea e raiz.

Fonte de Variação	gl.	Quadrado Médio (p-valor)			
		Casca	Grão	PA	Raiz
Resíduo (R)	2	1.636,7 (0,0315)	485,87 (0,0689)	111.385,5 (0,0001)	342.033,9 (0,0001)
Dose (D)	6	1.180,1 (0,0258)	464,90 (0,0249)	37.896,7 (0,0001)	99.499,4 (0,0001)
RxD	12	784,8 (0,0795)	485,83 (0,0059)	13.798,2 (0,0020)	51.645,3 (0,0001)
Erro	42	435,6	170,30	4.167,9	6.772,7