

**UFRRJ**  
**INSTITUTO DE AGRONOMIA**  
**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**  
**CIÊNCIA DO SOLO**

**DISSERTAÇÃO**

**Dinâmica e Disponibilidade de Nutrientes e  
Metais Pesados em Planossolo Tratado com  
Resíduos Industriais**

**Fabiana de Carvalho Dias**

**2005**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO**  
**INSTITUTO DE AGRONOMIA**  
**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**  
**CIÊNCIA DO SOLO**

**DINÂMICA E DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES E METAIS PESADOS**  
**EM ÁREA DE PLANOSSOLO TRATADO COM RESÍDUOS INDUSTRIAIS**

**FABIANA DE CARVALHO DIAS**

*Sob a Orientação da Professora*

**Clarice de Oliveira**

*e Co-orientação do Professor*

**Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências** em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo.

Seropédica, RJ  
Março de 2005

628.54

D541d

T

Dias, Fabiana de Carvalho, 1979-

Dinâmica e disponibilidade de nutrientes e metais pesados em área de planossolo tratado com resíduos industriais / Fabiana de Carvalho Dias. - 2005.

77 f. : il., grafs., tab.

Orientador: Clarice de Oliveira.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Agronomia.

Bibliografia: f. 59-66.

1. Resíduos industriais - Reaproveitamento - Teses. 2. Resíduos como fertilizante - Teses. 3. Resíduos - Eliminação no solo - Teses. 4. Soja - Adubação - Teses. 5. Solos - Poluição - Teses. I. Oliveira, Clarice de, 1960- II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Agronomia. III. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO**  
**INSTITUTO DE AGRONOMIA**  
**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA - CIÊNCIA DO SOLO**

FABIANA DE CARVALHO DIAS

Dissertação submetida ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do solo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências em Agronomia.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 03/03/2005.

---

Clarice de Oliveira. Dr<sup>a</sup>. Depto de Solos - UFRRJ  
(Orientador)

---

Eduardo Lima. Dr. Depto de Solos - UFRRJ

---

Maria da Conceição Costa Rivoli. Dr<sup>a</sup>. UNITAU

## DEDICATÓRIA

À minha mãe, pelo amor, confiança, compreensão e apoio em todos os momentos, mesmo distante;

À ☆ Marilucia ☆ , por estar brilhando no céu e iluminando os nossos corações;

Ao Ednaldo, pelo amor e carinho;

Aos meus irmãos Polyana, Fabiano e Cíntia;

Aos meus tios Angelita, Conceição, Domingos, Mercês, Pedro, Maria, Marcelo, Marcondes, Miguel e Noemia além de suas respectivas famílias;

Aos meus amigos Ana Rita, Antonio Geraldo, Eliene, Eliomar, Herlane, Jailton e Sandra pelo apoio e carinho em todos os momentos.

Dedico, pois meu caminho seria muito mais árduo sem vocês.

## AGRADECIMENTOS

A Deus pela força em todos os momentos;

A minha Orientadora Clarice de Oliveira, pela confiança, ensinamentos, amizade, incentivo, paciência e dedicação;

A Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro pela oportunidade de realizar o Curso de Pós-Graduação;

Ao CNPq pela bolsa de estudos concedida;

Ao Dr. Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho pela contribuição para a realização deste trabalho;

Ao Dr. Nelson Mazur pela paciência, incentivo, amizade e valiosas contribuições para realização deste trabalho;

Ao Maurel pela colaboração na realização do trabalho;

Aos professores Everaldo Zonta, Eduardo Lima e José Carlos Polidoro pelo apoio em diferentes etapas desse trabalho;

As laboratoristas Denizia, Irani, Henrique, Bruno, Anselmo e Jair pelo apoio nas atividades;

Aos amigos-estagiários Ana Carolina, Conan, Deivson, Itaynara, José Antônio, Johnny, Maciel, Marcelo, Maruzanete, Nilcylene, Rayssa e aos bolsistas Marcio e Vinicius pela contribuição na realização dos trabalhos, mesmo nas horas de descanso como final de semana e feriados onde mais trabalhávamos;

A Luciene, Marcos e Roberto por todo apoio e carinho.

Aos professores Lúcia Helena e Marcos Gervásio pelos ensinamentos.

A Carol, Renata, Ricardo e Fabiana pelo carinho e amizade;

As meninas do alojamento: Elisangela, Mariella, Maria Antonieta, Renata, Sandra, Nilza e Luciana pela descontração e apoio em um dos momentos mais preciosos da minha vida;

Aos amigos Adira, Aparecida do Agrícola, Carmem, Carminha, Emerson, Gal, Iraci, Raimunda, Raquel e Madalena.

Aos amigos Aline, Daniela, Jair, Leandra, Leonice, Luci, e Renata que conquistei nessa jornada;

A Marcelo, Eunice, Cinthia e Laís pelo apoio, carinho e compreensão.

MEUS SINCEROS AGRADECIMENTOS

## **BIOGRAFIA**

Fabiana de Carvalho Dias nasceu em, em 31 de dezembro de 1979, na cidade de Salvador - BA. Em 1997 foi diplomada em Técnico em Agropecuária pela Escola Agrotécnica Federal de Catu-BA. Graduou-se em Licenciatura em Ciências Agrícolas na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, em 2002. Ingressou no Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo no ano de 2003, tendo obtido o grau em Mestre em Ciências em Agronomia, em 2005.

## RESUMO

DIAS, Fabiana de Carvalho. **Dinâmica e disponibilidade de nutrientes e metais pesados em área de Planossolo tratado com resíduos industriais**. Seropédica: UFRRJ, 2005, 77p (Dissertação, Mestrado em Agronomia Ciência do Solo).

Como consequência do avanço industrial nas últimas décadas tem sido gerado grande quantidade e variedade de resíduos. Uma alternativa para a disposição final deste material tem sido a sua aplicação ao solo. Com o aumento dos custos dos fertilizantes comerciais e a escassez de áreas disponíveis próximas aos grandes centros urbanos para o despejo dos resíduos industriais e urbanos, o uso destes materiais na agricultura tornou-se uma alternativa atrativa tanto do ponto de vista de reciclagem de nutrientes quanto do ponto de vista econômico. Esta pesquisa teve por objetivo: (i) Estudar a dinâmica de alguns nutrientes num Planossolo Háplico eutrófico em decorrência da adição dos resíduos gerados pelas indústrias Petroflex e PURAC-Síntese. (ii) Verificar a solubilidade de nutrientes e metais pesados num Planossolo Háplico eutrófico tratado com resíduos industriais gerados pela Petroflex e PURAC-Síntese e avaliar os seus efeitos na nutrição da soja. O experimento foi conduzido em área de um Planossolo Háplico eutrófico onde se aplicou os resíduos, LETRIP e Ferkal nas doses 0, 25, 50 e 100 Mg ha<sup>-1</sup> e 0, 3 e 6 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Os tratamentos foram compostos da combinação de Ferkal e LETRIP. Foi cultivada soja (cultivar celeste). O experimento foi constituído de 12 tratamentos e três repetições, totalizando 36 parcelas. O delineamento utilizado foi o blocos ao acaso. Amostras do solo foram coletadas nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-30, 30-60 e 60-90 cm, no tempo zero (antes da aplicação dos resíduos) e aos 30 e 120 dias após a aplicação dos resíduos. Nessas amostras fez-se a determinação de pH, alumínio, cálcio, magnésio, sódio, potássio, fósforo, carbono e teores totais de cádmio, cobre, zinco, chumbo, manganês e ferro. Na cultura da soja foram avaliados os seguintes parâmetros: produção de grãos e teores totais de Mn, Fe, Cu, Zn, Cd e Pb, na parte aérea e grãos da soja. A aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP ocasionou aumento dos macronutrientes (Ca, C, P e K) e dos teores totais de metais (Mn, Fe, Cu, Zn, Cd e Pb), porém os teores destes metais pesados estiveram abaixo da faixa de nível crítico de contaminação do solo. Os teores totais de Mn, Fe, Cu, Zn, Cd e Pb na soja foram mantidos nas faixas normais das plantas mesmo nos tratamentos onde se aplicaram as doses de 6 Mg ha<sup>-1</sup> de Ferkal e/ou 100 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP. A aplicação do resíduo LETRIP aumentou significativamente o rendimento de grãos da soja.

**Palavras chave:** Contaminação do solo, soja e macronutrientes



## ABSTRACT

DIAS, Fabiana de Carvalho. **Nutrients and heavy metal dynamic and bioavailability in Planosols treated with industrial residues.** Seropédica: UFRRJ, 2005, 77p (Dissertation, Master of Agronomy/Soil Science).

As a consequence of the industrial progress in the last decades it has been generated great amount and variety of residues. An alternative for the final disposition of this material has been your application to the soil. With the increase of the costs of the commercial fertilizers and the shortage of close available areas to the great urban centers for the spilling of the industrial and urban residues, the use of these materials in the agriculture became an attractive alternative so much of the point of view of recycling of nutrients as of the economical point of view. This research had for objective: (i) to Study of the nutrients dynamic in the soybean culture due to the addition of the residues generated for the Petroflex Industry and Comércio S/A (residue LETRIP) and PURAC Síntese Industry and Comércio Ltda (residue Ferkal) (ii) to verify the solubility of heavy metals in soil treated with the industrial residues LETRIP and Ferkal. The experiment was conducted in area of a Planosols Haplic where was applied the residues, LETRIP and Ferkal in the doses 0, 25, 50 and 100 Mg ha<sup>-1</sup> and 0, 3 and 6 Mg ha<sup>-1</sup>, respectively. The treatments were composed of the combination of Ferkal and LETRIP. Soybean was cultivated (cultivar celeste). The experiment was constituted of 12 treatments and three repetitions, totaling 36 plots arranged in blocks. Soil samples were collected in the depths 0-10, 10-20, 20-30, 30-60 and 60-90 cm, in the time zero (before the application of the residues) and to the 30 and 120 days after the application of the residues. In those samples were determined pH, aluminum, calcium, magnesium, sodium, potassium, phosphorus, carbon and determination of concentrations totals of Mn, Fe, Cu, Zn, Cd and Pb. In the soybean culture were evaluated the following parameters: production of grains and the concentrations totals of Mn, Fe, Cu, Zn, Cd and Pb, in the soil, root, shoot and grain of the soybean. The application of the Ferkal and LETRIP residues caused increase of the macronutrients and of the concentrations of heavy metals, however the tenors of these heavy metals were below the level critic of contamination of the soil. The concentrations of heavy metals in the soybean were maintained in the normal range of the plants in the treatments where the doses of 6 Mg ha<sup>-1</sup> of Ferkal and/or 100 Mg ha<sup>-1</sup> of LETRIP. The application of LETRIP residue increased the yield of grains of the soybean significantly.

**Key words:** Soil contamination, Soybean and Macronutrients.

## ÍNDICES DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Descarte no solo de resíduos orgânicos de origem industrial e urbana e os impactos no ambiente.	4
<b>Tabela 2.</b> Recomendações de medidas compensatórias ao impacto ambiental gerado pela adição de resíduos orgânicos no solo.	5
<b>Tabela 3.</b> Características físicas, químicas e morfológicas do resíduo Ferkal <sup>1</sup> .	6
<b>Tabela 4.</b> Características físico-químicas e morfológicas do resíduo LETRIP.	7
<b>Tabela 5.</b> Potencial de utilização no solo de resíduos orgânicos de origem industrial e urbana.	11
<b>Tabela 6.</b> Concentração normal e nível crítico de metais pesados no solo ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ).	17
<b>Tabela 7.</b> Concentração normal e nível crítico de metais pesados em plantas ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ).	18
<b>Tabela 8.</b> Características químicas dos resíduos e produtos utilizados no experimento.	19
<b>Tabela 9.</b> Teores totais de metais pesados nos resíduos e produtos aplicados ao solo e na soja durante a condução do experimento.	20
<b>Tabela 10.</b> Teores de metais pesados, no solo Planossolo Háplico eutrófico, nas diferentes profundidades.	21
<b>Tabela 11.</b> Características químicas e físicas do Planossolo Háplico eutrófico nas diferentes profundidades.	21
<b>Tabela 12.</b> Tratamentos e quantidades ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) dos resíduos Ferkal e LETRIP utilizados no experimento.	22
<b>Tabela 13.</b> Aporte de nitrogênio, fósforo e potássio no Planossolo, em decorrência da aplicação dos resíduos.	24
<b>Tabela 14.</b> Aporte de carbono, cálcio e magnésio no Planossolo, em decorrência da aplicação dos resíduos.	25
<b>Tabela 15.</b> Aporte de ferro, manganês e zinco no Planossolo, em decorrência da aplicação dos resíduos.	26
<b>Tabela 16.</b> Aporte de cobre, cádmio e chumbo no Planossolo, em decorrência da aplicação dos resíduos.	27
<b>Tabela 17.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP na fertilidade do solo, na profundidade de 0-10 cm.	67
<b>Tabela 18.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP na fertilidade do solo, na profundidade de 10-20 cm.	68
<b>Tabela 19.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP na fertilidade do solo, na profundidade de 20-30 cm.	68
<b>Tabela 20.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP na fertilidade do solo, na profundidade de 30-60 cm.	69
<b>Tabela 21.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP na fertilidade do solo, na profundidade de 60-90 cm.	70
<b>Tabela 22.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na profundidade de 0-10 cm.	71

<b>Tabela 23.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na profundidade de 10-20 cm.	72
<b>Tabela 24.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na profundidade de 20-30 cm.	72
<b>Tabela 25.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na profundidade de 30-60 cm.	73
<b>Tabela 26.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na profundidade de 60-90 cm.	73
<b>Tabela 27.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na planta inteira da soja.	74
<b>Tabela 28.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na raiz da soja.	74
<b>Tabela 29.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados no caule da soja.	74
<b>Tabela 30.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na folha da soja.	75
<b>Tabela 31.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados no grão da soja.	75
<b>Tabela 32.</b> Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP na produção da soja <sup>1</sup> .	75
<b>Tabela 33.</b> Relação Ca:Mg no Planossolo Háplico eutrófico (SXE), após 30 e 120 dias de aplicação de Ferkal e LETRIP, em diferentes profundidades	76
<b>Tabela 34.</b> Relação Mg:K no Planossolo Háplico eutrófico (SXE), após 30 e 120 dias de aplicação de Ferkal e LETRIP, em diferentes profundidades	76
<b>Tabela 35.</b> Relação Ca:K no Planossolo Háplico eutrófico (SXE), após 30 e 120 dias de aplicação de Ferkal e LETRIP, em diferentes profundidades	77

## ÍNDICES DE FIGURAS

- Figura 1.** Curva de neutralização da mistura de diferentes doses do resíduo Ferkal com o Planossolo. 19
- Figura 2.** Precipitação pluviométrica e temperatura na área experimental durante a condução do experimento. Fonte: Estação meteorológica da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio de Janeiro, PESAGRO, localizada aproximadamente a 1 km da área experimental. 20
- Figura 3.** Valores de pH (em H<sub>2</sub>O) das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 30
- Figura 4.** Teores de matéria orgânica das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 32
- Figura 5.** Distribuição do valor T das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 33
- Figura 6.** Teores de cálcio (extraível) das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 35
- Figura 7.** Teores de magnésio (extraível) das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 37
- Figura 8.** Teores de potássio (extraível) das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 38
- Figura 9.** Teores de fósforo (extraível) das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 39
- Figura 10.** Distribuição do valor V% das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 41
- Figura 11.** Teores totais de ferro das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 42
- Figura 12.** Teores totais de manganês das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 44
- Figura 13.** Teores totais de cádmio das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 46
- Figura 14.** Teores totais de chumbo das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 47

- Figura 15.** Teores totais de zinco das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXe), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 48
- Figura 16.** Teores totais de cobre das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXe), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 50
- Figura 17.** Distribuição dos teores totais de manganês, ferro, zinco, cobre, chumbo e cádmio na planta inteira da soja, em função das doses de Ferkal e LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 51
- Figura 18.** Teores totais de manganês e ferro das amostras da cultura da soja, coletadas aos 160 dias após aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 53
- Figura 19.** Teores totais de chumbo e cádmio das amostras da cultura da soja, coletadas aos 160 dias após aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 54
- Figura 20.** Teores totais de zinco e cobre das amostras da cultura da soja, coletadas aos 160 dias após aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 56
- Figura 21.** Rendimento de grãos da cultura da soja, em função das doses de Ferkal e LETRIP. Barras verticais em cada coluna representam o erro-padrão da média. 57

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO .....	1
2.	REVISÃO DE LITERATURA .....	2
2.1	Resíduos Sólidos.....	2
2.1.1	Conceito, classificação e composição dos resíduos sólidos.....	2
2.1.2	Disposição dos resíduos sólidos .....	2
2.1.3	Minimização dos efeitos nocivos dos resíduos no ambiente.....	4
2.2	Resíduo da PURAC Síntese.....	5
2.3	Resíduo da Petroflex Indústria e Comércio S/A.....	6
2.4	Utilização dos Resíduos Industriais na Agricultura .....	8
2.4.1	Resíduos como fonte de nutrientes para as plantas .....	8
2.4.2	Resíduos como corretivo da acidez do solo.....	11
2.4.3	Resíduos como fonte de matéria orgânica.....	13
2.4.4	Resíduos como fonte de materiais poluidores do solo e da planta.....	15
3.	MATÉRIAL E MÉTODOS.....	19
3.1	Resíduos Industriais Utilizados .....	19
3.1.1	Resíduo Ferkal.....	19
3.1.2	Resíduo LETRIP .....	20
3.2	Instalação e Condução do Experimento no Campo.....	20
3.3	Preparo das Amostras .....	22
3.3.1	Solos.....	22
3.3.2	Plantas .....	23
3.4	Avaliações no Solo .....	23
3.5	Cultivo da Soja.....	27
3.6	Avaliações em Plantas .....	28
3.6.1	Metais pesados.....	28
3.6.2	Produção de grãos .....	28
3.7	Análises Estatísticas .....	28
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	29
4.1	Alterações de Características Químicas do Solo Devido à Adição dos Resíduos.....	29
4.1.1	Valores de pH.....	29
4.1.2	Teores de matéria orgânica do solo.....	31
4.1.3	Valor T.....	32
4.1.4	Teores de cálcio .....	34
4.1.5	Teores de magnésio .....	36
4.1.6	Teores de potássio .....	37
4.1.7	Teores de fósforo.....	38
4.1.8	Saturação de bases (V%) .....	40

4.2	Alterações de Teores Totais de Metais no Solo Devido à Adição dos Resíduos.....	41
4.2.1	Teores de ferro .....	41
4.2.2	Teores de manganês .....	44
4.2.3	Teores de cádmio.....	45
4.2.4	Teores de chumbo .....	46
4.2.5	Teores de zinco .....	48
4.2.6	Teores de cobre.....	49
4.3	Avaliação dos Teores de Metais Pesados e Produção de Grãos na Cultura da Soja. 51	
4.3.1	Concentração de Mn e Fe .....	52
4.3.2	Concentração de Pb e Cd.....	53
4.3.3	Concentração de Zn e Cu.....	55
4.3.4	Rendimento de grãos da soja.....	57
5.	CONCLUSÕES.....	58
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	59

## 1. INTRODUÇÃO

Resíduo industrial é todo material originado nas atividades industriais, dentro dos diversos ramos produtivos existentes inservíveis para aquele ramo de atividade. É bastante variado e pode estar relacionado ou não com o tipo de produto final da atividade industrial. São constituídos por resíduos de cinzas, óleos, lodo, substâncias alcalinas ou ácidas, escórias, corrosivos, etc. (Grippi, 2001).

Nas últimas décadas houve uma grande expansão das indústrias o que, conseqüentemente, ocasionou um aumento significativo dos resíduos industriais. Deste modo, o descarte apropriado desses resíduos tornou-se um desafio para as indústrias, sendo responsável por altos custos quando dispostos em aterros industriais e ocasionam degradação ambiental quando a disposição ocorre de forma inadequada. Atualmente muitos estudos têm sido realizados visando encontrar um aproveitamento econômico e ambientalmente correto para os resíduos (Andreoli et al., 2003; Fortes, 2000; Pereira, 2004; Pinheiro, 2003; Pralon e Martins, 2001).

O solo por apresentar capacidade de inativar vários compostos, através de reações químicas e da multiplicidade de processos microbiológicos pode ser utilizado para o descarte ou reciclagem de materiais poluentes (Alloway et al., 1985; Meurer et al., 2000). Os resíduos em função de seus atributos físico-químicos podem contribuir, de forma benéfica, como corretivo da acidez, fornecendo nutrientes às plantas, aumentando o teor de matéria orgânica e, conseqüentemente, melhorando propriedades físicas e químicas do solo. Sendo assim, a reciclagem de determinados resíduos pode proporcionar, aos agricultores, a oportunidade de reduzir os custos com fertilizantes inorgânicos e/ou orgânicos e a solução para a disposição deste material pelos órgãos municipais.

A Petroflex Indústria e Comércio S.A. instalada no Município de Duque de Caxias (RJ) é produtora de SBR (borrachas estireno-butadieno), Petrolátex (copolímero de estireno e butadieno) e PBLH (polibutadieno hidroxilado). Atualmente a empresa opera, também, nas cidades de Cabo (PE) e Triunfo (RS). No Rio de Janeiro, a produção da Petroflex representa 55% produção nacional. Esta empresa tem capacidade para produzir 180.000 toneladas/ano de SBR, 6.000 t de látex e 4.000 t de PBLH. Sendo considerada a 5ª maior produtora mundial de borracha sintética e seus produtos são exportados para vários países. No processo de produção gera-se um lodo na ETE denominado de resíduo LETRIP. A quantidade gerada está estimada em 45.000 toneladas/ano e a destinação do mesmo atualmente é a incineração, o que determina um elevado custo para a destinação final.

A PURAC Síntese Indústria e Comércio Ltda, instalada no município de Campos dos Goytacazes (RJ), produz ácido láctico a partir de sacarose e gera diariamente grande quantidade de resíduos. Dentre os principais resíduos sólidos produzidos, encontram-se o gesso e o resíduo denominado “Ferkal”.

Este trabalho tem como objetivos

- i. Estudar a dinâmica de alguns nutrientes num Planossolo Háplico eutrófico em decorrência da adição dos resíduos gerados pelas indústrias Petroflex e PURAC-Síntese.
- ii. Verificar a solubilidade de nutrientes e metais pesados num Planossolo Háplico eutrófico tratado com resíduos industriais gerados pela Petroflex e PURAC-Síntese e avaliar os seus efeitos na nutrição da soja.



## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Resíduos Sólidos

#### 2.1.1 Conceito, classificação e composição dos resíduos sólidos.

O desenvolvimento industrial tem ocasionado crescente aumento na geração de resíduos. Os resíduos de origem industrial e urbana têm sido relegados a um segundo plano, em todas as partes do mundo, refletindo crônica escassez de recursos alocados para se fazer frente à situação. No Brasil, com raras exceções, os resíduos não recebem tratamento e destinação adequada, podendo trazer grandes impactos nos diferentes ecossistemas e importante problema de saúde pública.

Os resíduos originários das indústrias podem apresentar características tóxicas, inflamáveis, patogênicas, corrosivas, e explosivas. Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (1987), CEET-00.01.34 que foi criada para revisar a norma NBR 10004, os resíduos podem ser classificados em:

- Resíduos Classe I ou Perigosos – apresentam inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade;
- Resíduos Classe II ou Não perigosos
- Resíduos Classe II A ou não Inertes – os resíduos que pertencem a essa classe podem ter propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.

Resíduos Classe II B ou Inertes – são os que quando submetidos à teste de solubilização não apresentam nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água.

Estes resíduos, em geral, resultam de atividades produtivas industriais ou de sistemas de tratamento de diversas origens, podendo se apresentar na forma sólida, semi-sólida, líquida ou gasosa. Em função de características específicas, estes resíduos industriais podem apresentar periculosidade efetiva ou potencial à saúde humana, ou gerar impactos aos meios físico, biótico e sócio-econômico, exigindo, portanto, cuidados especiais quanto ao manuseio, acondicionamento, coleta, transporte e destino final. A forma final de descarte dependerá do grau de periculosidade do resíduo.

#### 2.1.2 Disposição dos resíduos sólidos

Segundo Tsutya (2000), as alternativas mais usuais para o aproveitamento e/ou destino final de lodos/ biossólidos tem sido as seguintes:

- Uso agrícola: aplicação direta no solo, composto, fertilizante e solo sintético (N-Viro Soil);
- disposição em aterro sanitário: aterro exclusivo e co-disposição com resíduos sólidos urbanos;
- reuso industrial: produção de agregado leve, fabricação de tijolos e cerâmica e produção de cimento;
- incineração: incineração exclusiva e co-incineração com resíduos sólidos urbanos;
- conversão do lodo em óleo combustível; recuperação de solos, recuperação de áreas degradadas e de mineração;
- “landfarming”;
- disposição oceânica.

Segundo Bernades Júnior et al. (1985), o índice de potencialidade de impacto ambiental de um depósito de resíduos está relacionado com cinco objetivos e respectivos critérios:

- O depósito não deve estar causando problemas de saúde pública;
- o depósito não deve estar causando incômodo à população;
- o depósito deve estar sendo bem operado;
- a instalação deve estar compatível com o uso do solo na região e
- o depósito não deve estar causando danos à ecologia.

À medida que as exigências para controle ambiental foram se tornando mais rígidas, os custos de construção e operação de aterros sanitários foram se elevando muito. Apesar disto, os aterros são ainda a principal forma de disposição de resíduos em todo o mundo. A dificuldade na obtenção de áreas disponíveis para implantação de aterros próximos às áreas urbanas e o aumento nos custos geraram, nos países desenvolvidos, um novo enfoque operacional sobre os aterros. De acordo com Paris (1995) os espaços disponíveis para aterro devem ser preservados o máximo possível, devendo o aterro ser considerado o último elo da cadeia no sistema operacional de resíduos, após terem sido esgotadas todas as alternativas de tratamento e redução dos resíduos.

Os terrenos mais adequados para a disposição dos resíduos, geralmente, apresentam um custo financeiro elevado. Muitas vezes não se encontram disponíveis a distâncias razoáveis dos centros de geração e tem sempre sua capacidade de recebimento de resíduos limitada a certo volume e, conseqüentemente, a determinado tempo de utilização. Aliado a isto pode-se destacar que muitas vezes os terrenos escolhidos, além de impróprios para tal fim, são ecologicamente inaceitáveis, por se situarem na beira de rios, margem de lagoas, banhados, manguezais etc. (Brasil, 1983). As conseqüências da contaminação nos ecossistemas adjacentes aos aterros podem surgir imediatamente ou se tornar evidentes apenas depois de um longo tempo. Os efeitos dos contaminantes nos ecossistemas são devidos, em parte, às propriedades físicas e químicas destes contaminantes, e também influenciados pela combinação de processos físicos, químicos e biológicos em cada ecossistema (EPA, 1989).

Do ponto de vista ecológico, uma das melhores alternativas de disposição desses resíduos é a sua utilização na agricultura. Além de fornecer diversos nutrientes essenciais às plantas, como o nitrogênio e o fósforo, seu elevado teor de matéria orgânica proporciona ainda outros benefícios ao solo. No entanto, certas características do lodo de esgoto devem ser cuidadosamente avaliadas previamente à recomendação de seu uso agrícola, a fim de serem minimizados os riscos de contaminação ambiental (Boeira e Ligo, 1999). Dentre os contaminantes destaca-se a presença de metais pesados tais como o Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Mn e Fe.

De acordo com Tedesco et al. (1999) os resíduos oriundos de diferentes atividades industriais e de origem urbana causam significativos impactos ambientais. Os contaminantes presentes variam em função da origem e da atividade industrial, no entanto, a maioria apresenta metais pesados na sua composição (Tabela 1).

**Tabela 1.** Descarte no solo de resíduos orgânicos de origem industrial e urbana e os impactos no ambiente.

Resíduo	Impactos ambientais significativos
<b>Resíduos industriais</b>	
Vinhaça	Resíduo ácido com características corrosivas; valor elevado de demanda bioquímica de oxigênio (DBO); erosão do solo causada pela distribuição; grande volume final de resíduos.
Lodo de curtume	Presença de metais pesados, principalmente cromo; presença de sulfetos e compostos orgânicos; concentração elevada de N-orgânico com pequena taxa de mineralização.
Lodo de ETE de Pólos Petroquímicos	Alto teor de C; fonte de nutrientes para as plantas; teor variável de metais pesados, exigindo monitoramento; teor de óleo variável.
Borra oleosa	Toxidez potencial de hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA) com potencial mutagênico, teratogênico e cancerígeno; acúmulo no ambiente; contaminação do lençol freático por óleo lixiviado.
<b>Resíduos urbanos</b>	
Lodo de ETE	Risco de contaminação com metais pesados, compostos policlorados, surfactantes e nitratos; presença de organismos patogênicos com possibilidade de transmissão de doenças ao homem e aos animais.
Composto de lixo	Acumulação de metais pesados em compostos de lixos que não sofreram coleta seletiva; presença de microrganismos patogênicos quando a compostagem não foi eficiente.

Fonte: Tedesco et al., 1999.

### 2.1.3 Minimização dos efeitos nocivos dos resíduos no ambiente

Tanto no Brasil como em outros países da América Latina, a utilização de métodos inadequados para eliminação dos resíduos industriais perigosos tem aumentado muito os riscos de deterioração do ambiente (OPAS, 1994).

Atualmente, o uso de resíduos urbanos e agroindustriais é uma das formas mundialmente utilizadas para suprir, de maneira sistemática, os nutrientes necessários para o desenvolvimento da biomassa arbórea e para melhorar as características do solo em certas culturas agrícolas e florestais (Poggiani et al., 2000).

Embora a poluição do solo geralmente não seja tão visível ou imediatamente perceptível, seus efeitos podem ser muito nocivos, uma vez que o solo é um compartimento ambiental que não se move e não se renova rapidamente, ao contrário do ar e da água (Brasil, 1983).

Uma forma de minimizar os efeitos nocivos de resíduos dispostos no solo é a revegetação dessas áreas. O processo natural de estabelecimento de vegetação em área degradada demanda muito tempo, porém este processo poderá ser acelerado pela intervenção do homem, por meio da correção da fertilidade e uso de espécies adaptadas às condições de estresse e que incorporem nitrogênio ao sistema. A escolha das espécies está diretamente relacionada com as condições de natureza química, física e biológica do substrato, o clima da região e a função ecológica do local a ser revegetado. O uso de espécies arbóreas fixadoras de nitrogênio atmosférico (FBN) pode melhorar as condições do ambiente em que estão se desenvolvendo como: aumento de conteúdo de N do solo pela FBN, aumento da matéria orgânica do solo, acumulação de nutrientes na camada superficial do solo em consequência da exploração de grande volume de solo pelas raízes e retorno através da serrapilheira, melhoria das propriedades físicas,

químicas e biológicas em função do aumento da população microbiana na rizosfera e sua associação com fungos micorrízicos (Fisher, 1995; Fortes, 2000; Franco et al., 1992).

Dutch et al. (1994) relatam que a aplicação do lodo urbano incrementou consideravelmente o crescimento de plantações florestais de *Picea sitchensis*, sem afetar significativamente o solo e a qualidade da água do lençol freático e dos mananciais. O mesmo foi observado por Henry et al. (1994), que assinalaram que a aplicação do lodo beneficia os sítios florestais através de um resultado imediato que pode ser constatado pelo crescimento das árvores e da vegetação do sub-bosque.

Na Tabela 2 são mencionadas medidas compensatórias ao impacto ambiental gerado pela adição de resíduos ao solo. Dentre as medidas compensatórias menciona-se a necessidade de monitorar, para a maioria dos lodos, a presença de metais pesados (Tedesco et al., 1999).

**Tabela 2.** Recomendações de medidas compensatórias ao impacto ambiental gerado pela adição de resíduos orgânicos no solo.

Resíduo	Medidas compensatórias
Resíduos industriais	
Vinhaça	Tratamento prévio do resíduo; diminuição da DBO; utilizar sistemas de irrigação que provoquem o mínimo de erosão no solo; utilizar doses adequadas para os diferentes resíduos de vinhaça.
Lodo de curtume	Monitorar o pH do solo em função do poder de neutralização do resíduo; monitorar a concentração de cromo, sulfatos e outros metais pesados no solo, na planta e na água.
Lodo de ETE de Pólos Petroquímicos	Criar condições que favoreçam a atividade degradadora da microbiota; monitorar a presença de metais e compostos orgânicos no solo, na planta e água.
Resíduos urbanos	
Lodo de ETE	Monitorar as populações de patógenos no solo, na planta e nos aquíferos subterrâneos; monitorar a concentração de metais pesados e a presença de policlorados.
Composto de lixo	Realizar a coleta seletiva de lixo; monitorar a temperatura e aeração durante a compostagem; monitorar a presença de metais pesados e de patógenos, utilizando bioindicadores.

Fonte: Tedesco et al., 1999.

## 2.2 Resíduo da PURAC Síntese

A indústria PURAC-Síntese localizada às margens do rio Paraíba do Sul, no município de Campos dos Goytacazes (RJ), é produtora de ácido láctico a partir de sacarose. Esta empresa gera, diariamente, grande quantidade de resíduos, para os quais se vem tentando estabelecer uma utilização racional dentro do sistema agropecuário. Dentre os principais resíduos sólidos produzidos, encontram-se o gesso e um resíduo denominado “Ferkal”. A similaridade entre esses resíduos desperta o interesse na utilização do Ferkal para fins agrícolas (Pralon e Martins, 2001).

O Ferkal trata-se de um resíduo alcalino consistindo em uma biomassa obtida pela coagulação e precipitação do material protéico celular dos lactobacilos utilizados na fabricação de ácido láctico, ao se alcalinizar o mosto fermentado com um excesso de cal à temperatura de 80°C. O material é separado por filtração em filtro rotativo a vácuo utilizando gesso como pré-camada o qual a ele se incorpora.

Na Tabela 3 são apresentadas algumas características físicas, químicas e morfológicas do resíduo Ferkal.

**Tabela 3.** Características físicas, químicas e morfológicas do resíduo Ferkal<sup>1</sup>.

Características	Ferkal <sup>®</sup>
Forma	Sólida
Cor	Creme
Umidade	70 – 80 %
pH H <sub>2</sub> O	10,5 – 12,5
Matéria Orgânica Total	2 – 6 %
Lactato de cálcio	2 %
Fosfato de cálcio	1 %
Hidróxido de Cálcio	35 %
Sulfato de Cálcio	15 %

<sup>1</sup> Análise realizada pelo Centro de Análises da UFRRJ, Campus Dr. Leonel Miranda  
Fonte: adaptado de Pereira (2004)

Alguns trabalhos estão sendo desenvolvidos com o resíduo Ferkal visando à redução de custos de produção e da própria disposição do resíduo, melhorando a eficiência operacional, a redução do impacto ambiental, utilizando o resíduo como corretivo da acidez e fonte de nutrientes.

Pereira (2004) avaliando o uso do resíduo Ferkal na inertização de Cd e Zn presentes em resíduo classe I observou que o resíduo foi capaz de reduzir a biodisponibilidade desses elementos, devido à alcalinidade presente neste resíduo.

Pralon e Martins (2001) avaliando o crescimento de mudas de sabiá, inoculadas ou não com fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) e, ou rizóbio, crescidas em estéril de extração de argila, tratado com quatro diferentes doses do resíduo industrial Ferkal observaram que a adição das doses de Ferkal sem a inoculação das mudas com FMAs, e, ou rizóbio aumentou, significativamente, o teor de P na planta.

### **2.3 Resíduo da Petroflex Indústria e Comércio S/A**

No setor petroquímico, a empresa é a principal produtora de SBR em emulsão (tipo de borracha sintética) da América Latina e a terceira a nível mundial. Cerca de 50% da borracha produzida é consumida pela indústria de espumas moldadas e laminadas, base para chicletes, misturas com asfaltos, adesivos, impermeabilizantes, entre outras aplicações.

A geração de resíduos é inerente ao processo de fabricação da borracha sintética (SBR), uma vez que o látex, produto da reação de copolimerização do butadieno e do estireno, fica aderido às paredes dos vasos de processo. A empresa tem procurado minimizar a geração de resíduos, tendo como efeito alcançado uma redução significativa da massa de resíduos gerados, principalmente após a adoção de instrumentação digital nas diversas etapas do processo de fabricação.

Atualmente, em Duque de Caxias (RJ) os projetos de conservação ambiental estão ajustados ao Termo de Compromisso Ambiental (TCA) firmando com a Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente e a Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Estado do Rio de Janeiro (Pereira, 2004).

O volume de resíduos, que em 1996 chegava a 39 mil toneladas, reduziu-se a pouco mais de 2 mil toneladas em 2001, após implantação do projeto. Sua destinação

atual é a incineração, o que determina em elevado custo para destinação final (Pereira, 2004).

Visando minimizar os ativos de resíduos sólidos (300 toneladas/mês), foi implantado um sistema de produção de composto em larga escala utilizando como matérias-primas o lodo secundário e terciário da ETRE e os resíduos vegetais de todas as atividades de paisagismo existentes na Petroflex (Freitas et al., 2003).

Na Tabela 4 são apresentadas algumas características físicas, químicas e morfológicas do resíduo LETRIP.

**Tabela 4.** Características físico-químicas e morfológicas do resíduo LETRIP.

Características	LETRIP <sup>®</sup>
Forma	Sólida
Cor	Cinza escuro
Umidade	80 %
pH H <sub>2</sub> O	6,5 – 8,5
Matéria Orgânica Total	7,6 %
Ca+Mg	7,0 cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>
P	1875 mg dm <sup>-3</sup>
K	1617 mg dm <sup>-3</sup>

<sup>1</sup> Análise realizada pela Hidroquímica Engenharia e Laboratórios LTDA.  
Fonte: adaptado de Pereira (2004)

Alguns trabalhos estão sendo desenvolvidos com o resíduo LETRIP visando à redução de custos administrativos, de produção, de transporte para fora da empresa e da própria disposição dos resíduos, melhorando a eficiência operacional, a redução do impacto ambiental, associada à recuperação de áreas de manguezal utilizando o lodo como adubo orgânico, bem como o atendimento à legislação ambiental e o comprometimento com a contínua minimização das atividades poluidoras (Freitas et al., 2003).

Estudo procurando diminuir o impacto ambiental deste lodo foi realizado por Reis (1999). Neste trabalho conseguiu-se transformar o efluente anteriormente rico em resíduos de borracha em um líquido transparente e também, a empresa diminuiu o índice de DQO (demanda química de oxigênio) de 600 para 250.

Pereira (2004) avaliando o uso do resíduo LETRIP na inertização de Cd e Zn presentes em resíduo classe I observou que o resíduo foi capaz de reduzir a biodisponibilidade dos elementos, devido à presença de matéria orgânica na composição deste resíduo.

Freitas et al. (2003) estudaram o reaproveitamento para fins de cultivo de espécies de manguezal do lodo biológico gerado pelo tratamento (terciário) de resíduos industriais da Petroflex Indústria e Comércio S/A e observaram que a espécie *Laguncularia racemosa* apresentou um crescimento significativo na presença do lodo quando comparado com a testemunha. Já a espécie *Avicennia schaueriana* obteve melhor desenvolvimento na ausência do lodo.

Freitas et al. (2004) avaliando o uso de lodo biológico, gerado no tratamento terciário de uma Estação de Tratamento de Resíduos Industriais (ETRI) de uma empresa de produção de borracha sintética, isoladamente ou em conjunto com resíduos alcalinos (gesso e massa biológica) gerados pela fabricação de ácido láctico, na produção de mudas por sementes de espécies de mamão e anoneira observaram que é possível

utilizar-se de resíduos industriais para a produção de mudas de frutíferas, visto que estes propiciaram tanto um bom desenvolvimento da planta, baseada no acúmulo de massa seca, bem como níveis elevados de acúmulos de N, P e K, o que garantiria uma muda com reservas a níveis satisfatórios de nutrientes para o transplante.

Malheiros et al. (2004) avaliando o uso de lodo biológico, gerado no tratamento terciário de uma Estação de Tratamento de Resíduos Industriais (ETRI) de uma empresa de produção de borracha sintética, isoladamente ou em conjunto com resíduos alcalinos (gesso e massa biológica) gerados pela fabricação de ácido láctico, na produção de mudas por sementes de oleráceas, especificamente de alface, tomate e rabanete observaram que é tecnicamente viável o uso destes resíduos, em especial de lodo de ETRI 60% para produção de mudas de oleráceas que permaneçam mais tempo nesta fase. Já para culturas de crescimento mais rápido como é o caso do rabanete, outros estudos precisam ser feitos para viabilizar o uso destes resíduos.

## **2.4 Utilização dos Resíduos Industriais na Agricultura**

### **2.4.1 Resíduos como fonte de nutrientes para as plantas**

A utilização de resíduos industriais na agricultura deve-se a quantidade expressiva de nutrientes presentes em suas composições, sendo fonte também de materiais alcalinos.

A adição de lodo de esgoto urbano em Latossolo Vermelho e Argissolo Vermelho aumentou consideravelmente os teores de cálcio, fósforo e matéria orgânica e em menor extensão, os teores de magnésio e potássio, com pouca alteração no pH dos solos (Oliveira, 1998).

Rocha et al. (2004) avaliando os efeitos da aplicação de doses crescentes de biossólido na fertilidade de um Latossolo Vermelho-Amarelo eutrófico de textura média, na nutrição mineral e no crescimento de *Eucalyptus grandis*, observou que a fertilidade do solo aumentou gradualmente após a aplicação do biossólido. Houve aumento dos teores de matéria orgânica, nas camadas de 5-10 e 10-20 cm. O biossólido influenciou positivamente a nutrição das plantas, gerando uma produção de madeira semelhante à obtida no tratamento que só recebeu adubação mineral, quando a dose de biossólido foi equivalente a 12 Mg ha<sup>-1</sup>.

Gomes et al. (2000) avaliando o potencial agronômico de biossólidos de origem industrial, concluiu que o mesmo apresentava potencial agronômico, porém seu efeito no crescimento e produtividade das culturas é grandemente aumentado pela complementação mineral, principalmente, potássio.

Costa et al. (2000) confirma a necessidade de acrescentar o nutriente K ao lodo com cromo, provavelmente devido à inexistência deste elemento na composição deste resíduo. Pralon e Martins (2001) acrescentando doses de 50, 100 e 200 g dm<sup>-3</sup> de Ferkal num estéril de extração de argila e obtiveram pequeno aumento de K quando comparado ao Ca e Mg.

Nascimento et al. (2004) estudando as alterações químicas em solos e no crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto, observaram que a aplicação de doses crescentes do lodo promoveu diminuição do pH e aumento nos teores de matéria orgânica, nitrogênio total, fósforo, potássio, sódio, cálcio e magnésio do Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico textura média. Ocorreu, também, aumento na produção de matéria seca do milho e do feijoeiro, embora abaixo da obtida pela fertilização mineral completa.

Silva et al. (1998) estudando o cultivo da cana-de-açúcar em Terra Roxa Estruturada observaram aumento no teor de Ca e S extraíveis, com o aumento da dose de lodo de esgoto, aumento na absorção de P, mas apenas para a dose máxima estudada

(30 Mg ha<sup>-1</sup>). Essa mesma dose causou aumento significativo no teor de Mg exportado pela cultura. Ainda neste trabalho, foi observado aumento na produção (colmos e açúcar).

Vieira et al. (2004) avaliando o efeito da utilização de lodo de esgoto, como fonte de fósforo, na fixação do N<sub>2</sub> e na produção da soja, observou que a necessidade de P na cultura da soja pode ser suprida por meio da aplicação de pequenas doses de lodo de esgoto, sem prejuízo para o processo simbiótico ou mesmo para a produção.

Mazur (1997) observou que com a adição de compostos de resíduos sólidos urbanos (CRSU) ocorreu notáveis elevações nos teores de P disponível, em média de 29 e 22 mg kg<sup>-1</sup>, a cada 80 Mg ha<sup>-1</sup> de CRSU aplicados no Latossolo Vermelho-Amarelo e no Podzólico Vermelho-Amarelo, respectivamente. O teor de P aumentou até determinado período, declinando a seguir. A dose mais elevada, 240 Mg ha<sup>-1</sup>, no Podzólico Vermelho-amarelo provocou brusco declínio nos teores de P, decorrente da elevação do pH para valores próximos a 8,0.

Riekerk (1978), estudando lixiviação de K, Ca e Mg em áreas que receberam biossólidos aplicou 247 Mg ha<sup>-1</sup> de biossólidos em um solo florestal cascalhento, verificou perdas anuais, devidas ao tratamento, correspondentes a 8% do N adicionado, 15% do Ca e 1% do K.

Uma das preocupações com a aplicação do lodo de esgoto na agricultura está relacionada à qualidade dos grãos, uma vez que os lodos, em geral, possuem elevados teores de metais pesados. Vieira et al. (2004), avaliando vários elementos nos grãos da soja, observou que não houve diferença quanto aos teores de Ca, Mg, K, B, Mn, Fe, Zn e Cu, nos diferentes tratamentos. Os teores de Cd, Pb e Ni estiveram abaixo do limite de detecção da técnica em todos os tratamentos. Houve, entretanto, um aumento dos teores de Mo nos grãos, onde a soja foi cultivada nas parcelas com lodo de esgoto. A concentração deste elemento nos grãos aumentou com as doses de lodo aplicadas.

De acordo com Meurer et al. (2000) e Melo e Marques (2000), dentre os principais efeitos da aplicação de composto de lixo urbano sobre os atributos químicos dos solos ácidos, destaca-se a elevação do pH, a neutralização da acidez trocável, a redução da acidez potencial, o aumento da disponibilidade de P, K, Ca, Mg e o aumento da capacidade de troca catiônica.

Costa et al. (2001), estudando o efeito da adição de lodos de curtume sobre as alterações químicas do solo, rendimento de matéria seca e absorção de nutrientes em soja, observou que a aplicação destes resíduos proporcionou rendimentos de matéria seca de soja superiores aos obtidos na testemunha e o seu efeito residual foi menor do que o determinado no tratamento com adição de NPK + calcário e que a salinidade e os teores de Ca e Na do solo aumentam com a aplicação dos resíduos de curtume.

Amaral Sobrinho et al. (1993) avaliando a eficiência de um resíduo siderúrgico como corretivo e fertilizante do solo observaram que houve neutralização de Al trocável do solo, aumento de pH, Ca, Mg, P e K com o incremento das doses do resíduo.

Mazur (1997) observou que a produção de matéria seca obtida da semeadura de sorgo efetuada logo após a aplicação de compostos de resíduos sólidos urbanos no Latossolo Vermelho-Amarelo e no Podzólico Vermelho-Amarelo, praticamente não respondeu à aplicação de CRSU. Esse resultado indica a necessidade, independente do solo, de um intervalo entre a aplicação do CRSU e a semeadura para que o efeito benéfico do CRSU possa se manifestar, ou para que o efeito prejudicial possa ser atenuado.

Silva, J. et al. (2003) estudando o uso de uma escória de aciaria como fonte de fertilizante fosfatado e de zinco para uso agrícola observaram que a composição química de escórias de aciária com granulometria inferior a 1 mm possui em média



1,36% de  $P_2O_5$  total, 43,89% de CaO, 7,46% de MgO, 14,33% de Fe, 2,41% de Mn, 29,20  $mg\ kg^{-1}$  de Zn, 38  $mg\ kg^{-1}$  de Cu, 33,40  $mg\ kg^{-1}$  de Ni, 10,87  $mg\ kg^{-1}$  de Cd e 496,08  $mg\ kg^{-1}$  de Cr. Considerando a composição química desta escória e de tantos outros resíduos industriais citados na literatura, como exemplo, o pó de forno (Accioly et al., 2000) e o resíduo industrial da Ingá (Pinheiro, 2003), constata-se que os resíduos, de modo geral, contêm determinados metais pesados que, quando em teores elevados, podem causar toxidez às plantas e animais. Deste modo, um dos grandes entraves para o uso generalizado dos resíduos industriais nas atividades agrosilviculturais, é a presença de metais pesados (Amaral, 1994).

Prado e Fernandes (2001) avaliando a resposta da cana-de-açúcar à aplicação da escória de siderurgia como corretivo de acidez do solo, através da comparação entre um calcário calcítico e este resíduo, observaram que os efeitos da aplicação do calcário e da escória de siderurgia foram semelhantes na correção da acidez do solo, na elevação da concentração de cálcio e magnésio do solo e na saturação de bases. Também foi observado que a cana-de-açúcar respondeu positivamente à aplicação da escória de siderurgia.

Melloni et al. (2001) avaliando o pó de forno de aciaria elétrica no crescimento de soja, utilizando dois tipos de solo (Latosolo Vermelho-Amarelo (LVA) e Latossolo Vermelho (LV)) e quatro doses de pó de aciaria elétrica, observou que o pó de forno de aciaria elétrica apresentou-se como fonte de Zn à cultura da soja.

Carvalho-Pupatto et al. (2003), estudando o efeito de escória de alto forno no crescimento radicular e na produtividade de arroz, através da aplicação de cinco doses em Latossolo Vermelho-Escuro, observou que o mesmo melhora a condição química do solo, aumentando o crescimento e a superfície radicular do arroz e eleva os teores de silício no solo e na planta, resultando em aumento da produtividade.

Barbosa Filho (2004) estudando a influência da escória silicatada na acidez do solo e na produtividade de grãos do arroz de terras altas, verificou que a aplicação de escória promoveu uma ação corretiva do solo, com conseqüente aumento das disponibilidades de silício, fósforo, cálcio trocável e na porcentagem de saturação de bases (V%) e que o arroz respondeu positivamente à aplicação da escória, em duas safras sucessivas, quanto à absorção de Si e produtividade de grãos.

Prado e Natale (2004) avaliando os efeitos da aplicação da escória de siderurgia ferrocromo no estado nutricional e na produção de matéria seca de mudas de Maracujazeiro observou que mesmo em doses relativamente baixas da escória ( $360\ kg\ ha^{-1}$ ), houve diminuição no acúmulo de nutrientes e na produção de matéria seca das mudas de maracujazeiro.

Posso et al. (2004) avaliando o uso de lodo biológico de ETE da Indústria Química Pan Americana S/A como substrato para produção de mudas observaram que o lodo de esgoto quando aplicado ao solo, nas condições estudadas, aumenta os teores de Ca, Mg, Na e C orgânico no solo e eleva o pH. Sua utilização seja na composição de substrato ou como fertilizante na agricultura, fica dependente da complementação com outras fontes de nutrientes como P e K, restringindo seu uso.

Silva et al. (2002) avaliando o efeito da aplicação de biossólido como uma alternativa agrônômica observou que o biossólido forneceu quantidades suficientes de nutrientes para a cultura do milho, nas doses 54, 108 e  $216\ Mg\ ha^{-1}$ . A maior dose forneceu quantidades adequadas dos macro e micronutrientes, com exceção de K, S e B; a eficiência do biossólido como fonte de fósforo ao milho foi superior em 25% à do termofosfato triplo e que a menor dose utilizada ( $54\ Mg\ ha^{-1}$ ) teve efeito residual até o terceiro ano após sua aplicação, com produtividade média de  $4.700\ kg\ ha^{-1}$  de grãos de milho.

Konrad et al. (2002) avaliando as alterações nas características químicas do solo e o rendimento da cultura do milho resultante da adição de lodos de curtume verificaram que os resíduos de curtume aplicados ao solo promoveram aumento nos teores de Na, elevou o pH e os teores de N e Ca do solo, proporcionando rendimentos de milho equivalentes aos obtidos com adubação mineral mais calagem.

Oliveira et al. (2002a) avaliando os efeitos causados por aplicações sucessivas de doses crescentes de lodo de esgoto sobre a CTC ao pH atual de um Latossolo Amarelo eutrófico cultivado com cana-de-açúcar em dois anos agrícolas observaram que o lodo aumentou a capacidade de troca de cátions do solo, porém não foram verificados aumentos proporcionais às doses aplicadas. As alterações na CTC foram mais bem explicadas pelas variações no pH do que pelos acréscimos de C-orgânico.

Behling (2005) observou que a aplicação de doses crescentes dos resíduos Ferkal e LETRIP causaram aumento nos teores de N mineral e proporcionaram aumento na disponibilidade deste elemento à soja.

As características para o potencial de utilização no solo de resíduos industriais ou orgânicos são mostrados por Tedesco et al. (1999) na Tabela 5. Observa-se que dentre as características, destacam-se para a maioria dos resíduos o teor elevado de matéria orgânica, de nutrientes e o efeito corretivo.

**Tabela 5.** Potencial de utilização no solo de resíduos orgânicos de origem industrial e urbana.

Resíduo	Características para o potencial de utilização no solo
Resíduos industriais	
Vinhaça	Teor elevado de K e de matéria orgânica; efeito fertilizante e corretivo de solos alcalinos; condicionador do solo
Lodo de curtume	Apresenta, aproximadamente, 7% de N-orgânico, com um potencial de mineralização estimado em 10 a 15% ano <sup>-1</sup> ; corretivo com poder de neutralização elevado.
Lodo de ETE de Pólos Petroquímicos	Teor elevado de matéria orgânica; contém macro, micronutrientes e metais pesados, aumenta o rendimento dos cultivos; condicionador do solo.
Resíduos urbanos	
Lodo de ETE	Aumento do teor de matéria orgânica no solo; fonte de N e fósforo e principalmente de micronutrientes; condicionador do solo.
Composto de lixo	Fonte de macro e micronutrientes para as plantas; efeito corretivo; condicionador do solo; ação tamponante e elevada capacidade de troca de cátions.

Fonte: Tedesco et al., 1999.

#### 2.4.2 Resíduos como corretivo da acidez do solo

A reação do solo é uma das características químicas mais importantes do solo, influenciando na atividade biológica, assim como na disponibilidade dos nutrientes do solo para as plantas.

Esta característica do solo refere-se, em princípio, apenas à atividade química do íon hidrogênio na solução do solo, que define o pH do solo, mas também se deve levar em consideração as fontes de H<sup>+</sup>, que são principalmente a matéria orgânica e o alumínio trocável (Al<sup>3+</sup>) do solo.

Em um solo ácido a maior parte dos íons H<sup>+</sup> e Al<sup>3+</sup> presentes está adsorvida pelos colóides do solo: esta é a chamada acidez trocável ou de reserva. No entanto,

alguns destes íons adsorvidos se dissociam da superfície dos colóides para a solução do solo, sendo que o alumínio após hidrólises libera  $H^+$ , e o total de  $H^+$  na solução do solo é a chamada acidez solúvel ou ativa. Deve ser enfatizado que a acidez de reserva é sempre muito superior que a acidez ativa.

Na produção de ferro-gusa gera-se uma grande quantidade de escória, dentre outros resíduos, que deve ter um destino adequado. Uma aplicação viável, do ponto de vista ambiental e econômico, que tem se apresentado para as escórias de siderurgia é a sua utilização como corretivo de solo, nas atividades agropecuárias, em substituição ao calcário (Wutke e Gargantini, 1962), sendo fonte de cálcio e magnésio para as culturas, corrigindo a acidez do solo, diminuindo os níveis tóxicos de alumínio no solo e ajustando, em consequência, a disponibilidade de nutrientes essenciais.

Bissani et al. (2003), avaliando os atributos químicos relacionados à acidez do solo, através do resíduo “dregs+grits” (resíduo alcalino a base de  $CaCO_3$ ), verificou que o valor de pH dos solos mostram a eficiência do resíduo na correção da acidez na camada de 0-20 cm e, parcialmente, na camada de 20-50 cm, o tratamento padrão ( $CaCO_3+MgCO_3$ ) reagiu mais rapidamente, decaindo os valores de pH ao longo do tempo, enquanto que os tratamentos com maiores doses de resíduo apresentaram maior efeito residual no final do período experimental e ao longo do tempo, o pH do solo para alguns tratamentos com resíduo manteve-se elevado e superior ao padrão, estabilizando aos 240 dias a valores acima de pH 6,0.

Prado et al. (2002), avaliando a escória de siderurgia como corretivo da acidez do solo no cultivo da alface, observou que a escória não é um corretivo apropriado para esta cultura, devido à resposta da alface à aplicação da escória ser menor em relação aos calcários, possivelmente em razão do alto teor e quantidade acumulada de Mn na parte aérea da planta, aliados ao menor efeito do resíduo na reação do solo.

Marquez (1997) estudando o cultivo da cana-planta em solo LE textura média fertilizado com doses crescentes de lodo de esgoto, observou, em amostragem realizada um ano após a aplicação do resíduo, decréscimo linear nos teores de H+Al.

Oliveira et al. (2002a) avaliando os efeitos causados por aplicações sucessivas de doses crescentes de lodo de esgoto sobre o pH de um Latossolo Amarelo eutrófico cultivado com cana-de-açúcar em dois anos agrícolas observaram que houve aumentos no pH do solo com as doses crescentes de lodo de esgoto. Por ocasião da segunda aplicação, os incrementos foram menores do que os observados no primeiro ano, evidenciando o poder de tamponamento do solo.

Abreu Junior et al. (2000) estudando a condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo observou que a aplicação deste composto aumentou o pH e reduziu a acidez potencial dos solos. A aplicação de composto de lixo como corretivo do solo pode ser um prática viável, contribuindo assim, para a redução do volume de lixo descartado e reciclagem do material orgânico e mineral nele contido.

Segundo Meurer et al. (2000) a modificação do pH do solo altera o balanço das cargas positivas e negativas. Quando o pH estiver abaixo do ponto de carga zero (PCZ), há um predomínio de cargas positivas, e a adsorção de ânions é favorecida. Se o pH estiver acima do PCZ, haverá predominância de cargas negativas, e a adsorção de cátions será favorecida. Assim, a modificação do pH afeta diretamente as características dos componentes minerais e orgânicos da fase sólida cujas cargas são pH dependentes (óxidos e matéria orgânica).

O aumento do pH leva a alterações na disponibilidade dos micronutrientes. O Zn, Fe, Mn, Cu e B diminuem suas disponibilidades, já o Mo e o Cl aumentam (Luchese et al., 2001).

Martins (1984) estudando o efeito do pH no rendimento de rabanetes cultivados em um Latossolo e em um Argissolo, com a adição de  $40 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cd no solo observou que a elevação do pH do solo de 4,3 para 5,7 favoreceu a adsorção do cádmio, pelo aumento das cargas negativas no solo, diminuindo a sua biodisponibilidade, o que se traduziu em maior produção de massa seca pelo rabanete. Além disso, o efeito fitotóxico do cádmio é mais acentuado no Argissolo do que no Latossolo por que este último tem maiores teores de matéria orgânica e óxidos de ferro, o que favoreceu a adsorção de maiores quantidades de cádmio no solo.

Segundo Oliveira (1998) a biodisponibilidade da maioria dos metais em solos decresce com o aumento do pH, quer seja pela aplicação de calagem ou de lodo calcário (lodo tratado com cal). Mazur (1997) confirma essa hipótese quando afirma que a disponibilidade de metais pesados, incluindo Cd, Pb, Ni e Cu, nos solos decresce rapidamente quando o pH aumenta de 4 para 6, ou seja, a elevação do pH favorece a adsorção específica de cátions metálicos e a precipitação destes.

Pinheiro (2003) estudando os resíduos alcalinos: resíduo constituído de silicato de cálcio gerado pela Petrobrás, resíduo da extração de alumina da bauxita (Alumar) e o lodo do biodigestor da cervejaria Kaiser como inertizantes observou que a adição de produtos de reação alcalina causaram uma maior imobilização de Zn e Cd pela associação desses elementos a frações químicas mais estáveis, devido atingirem valores mais elevados de pH.

Pereira (2004) estudando o resíduo industrial Ferkal na inertização dos metais Zn e Cd presentes no resíduo Ingá observou que o Ferkal mostrou eficiência na redução da solubilidade de Zn e Cd presentes no resíduo Ingá, por ser um resíduo alcalino.

Amaral Sobrinho et al. (1997) avaliando as modificações da solubilidade de metais pesados em amostras do horizonte Bt do Podzólico Vermelho-Amarelo, incubadas por sete semanas e por dezoito meses com doses crescentes dos resíduos alcalino e ácido da CSN observaram que o pH mais elevado do sistema solo-resíduo alcalino favoreceu a passagem dos metais pesados (Zn, Mn, Pb, Ni, Cd e Cu), das formas mais solúveis para as de menor solubilidade após dezoito meses de incubação.

### **2.4.3 Resíduos como fonte de matéria orgânica**

A presença de matéria orgânica melhora o estado de agregação das partículas do solo, diminui a densidade, aumenta a aeração, a capacidade de retenção de água e a capacidade de troca de cátions.

Entre as características químicas afetadas pela matéria orgânica, destacam-se a disponibilidade de nutrientes para as culturas, a capacidade de troca de cátions e a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes, fundamentais em solos tropicais, na sua maioria altamente intemperizados e ácidos. A principal característica física do solo afetado pela matéria orgânica é a agregação. A partir do seu efeito sobre a agregação do solo, indiretamente são afetadas as demais características físicas do solo, como a densidade, a porosidade, a aeração, a capacidade de retenção e a infiltração de água, entre outras, que são fundamentais à capacidade produtiva do solo. A matéria orgânica afeta diretamente as características biológicas do solo, pois atua como fonte de carbono, energia e nutrientes para os microrganismos quimioheterotróficos (Bayer e Mielniczuk, 1999).

Oliveira et al. (2002c) avaliando os efeitos causados por aplicações sucessivas de doses crescentes de lodo de esgoto sobre os teores de carbono orgânico de um Latossolo Amarelo eutrófico cultivado com cana-de-açúcar em dois anos agrícolas observaram que as aplicações de doses crescentes de lodo de esgoto, em ambos os anos agrícolas ocasionou aumentos lineares nos teores de C-orgânico do solo.

Marquez (1997), em solo Latossolo Vermelho-Escuro textura média, cultivado com cana-planta, encontrou aumento no teor de matéria orgânica com doses crescentes de lodo de esgoto, um ano após a aplicação do resíduo.

Uma outra característica importante da matéria do solo é a complexação dos metais pesados. A distribuição dos metais pesados no perfil do solo depende da solubilidade dos mesmos e da formação de complexos orgânicos com a matéria orgânica (Melo et al., 1997).

Desta forma, o elemento tende a se acumular na serrapilheira acima do solo ou nas camadas superficiais do mesmo. O Fe forma complexos e quelatos com a matéria orgânica, os quais são responsáveis pela migração do elemento em profundidade. O Cd dentre os metais pesados é relativamente móvel no perfil do solo, de tal modo que; em solos contaminados pela presença de fundições, o teor do elemento na profundidade 30-40 cm foi a mesma de solos não contaminados. A distribuição do Cr no perfil do solo tem mostrado resultados discrepantes. Em alguns trabalhos sua distribuição tem sido uniforme, em outros, tem sido observado acúmulo na superfície ou em profundidade. Para o Pb a elevação do pH promove a formação de precipitados na forma de hidróxidos, fosfatos e carbonatos de Pb e de complexos insolúveis com a matéria orgânica (Melo et al., 1997).

Segundo Oliveira (1998), a importância da matéria orgânica se fundamenta na diminuição da solubilidade dos metais pesados. Sob condições extremamente ácidas, o colóide exibe baixa carga negativa e, assim, tem pequena capacidade adsortiva. Sob condições alcalinas, a capacidade adsortiva do húmus excede consideravelmente, a da maioria das argilas silicatadas.

Devido a sua alta reatividade, a matéria orgânica do solo regula a disponibilidade de vários micronutrientes essenciais (Cu, Mn e Zn), bem como a atividade de elementos tóxicos, como o Al em solos ácidos. Também afeta a mobilidade, volatilidade, biodegradabilidade e conseqüentemente fitotoxicidade de outras moléculas orgânicas ou inorgânicas adicionadas ao solo, como herbicidas, inseticidas, resíduos industriais ou de sistemas de produção animal e metais pesados (Silva et al., 2000).

A matéria orgânica do solo pode apresentar um ligação estável com cátions que se encontram na solução do solo, pois esses cátions possuem uma maior afinidade com a superfície, devido à interação de caráter covalente, uma ligação relativamente mais forte. Quando essa ligação ocorre em dois ou mais pontos da molécula orgânica, forma um complexo metálico (quelato). A importância desse tipo de reação de complexação pode ser expressa pelo aumento da disponibilidade para a solubilidade de cátions essenciais às plantas (Zn, Cu e Mn) que se encontram em formas inorgânicas pouco solúveis no solo. De outro modo, a formação de complexos orgânicos insolúveis com outros metais que são tóxicos (Cd, Pb, Cr, Ni, entre outros) reduz a atividade desses elementos na solução do solo, atenuando sua capacidade de produzir efeitos de toxidez para as plantas ou de contaminar as águas subterrâneas (Silva et al., 2000).

A aplicação de compostos de resíduos sólidos urbanos (CRSU) aos solos agrícolas pode diminuir a absorção desses metais pelas plantas, mesmo que a concentração deles no solo possa ser elevada. As interações entre matéria orgânica do solo e metais são complexas, e a adição de matéria orgânica pode aumentar ou diminuir a disponibilidade ou lixiviação de metais (Mazur, 1997). Este mesmo autor observou que a aplicação de compostos de resíduos sólidos urbanos (CRSU) elevou a percentagem de carbono orgânico no Latossolo Vermelho-Amarelo e no Podzólico Vermelho-Amarelo.

Pereira (2004) estudando o resíduo industrial Petroflex na inertização dos metais Zn e Cd presentes no resíduo Ingá observou que o Petroflex foi eficiente na inertização de Zn e Cd, provavelmente devido à presença de matéria orgânica em sua composição.

Santos (2005) avaliando a contenção química e fitorremediação de Zn e Cd presentes em um resíduo industrial classe I observou que o aumento de pH e a adição de matéria orgânica causaram redução na biodisponibilidade de Zn e Cd pela associação desses elementos a frações químicas mais estáveis. O resíduo de reação alcalina (silicato de cálcio) e o resíduo orgânico (lodo da Kaiser), exerceram ação amenizante na toxidez de Zn e Cd presente no resíduo beneficiando o crescimento das plantas.

#### **2.4.4 Resíduos como fonte de materiais poluidores do solo e da planta**

Regiões agrícolas próximas aos grandes centros urbanos são caracterizados pelo uso intensivo dos recursos naturais, principalmente do solo. Com adoção de políticas que incentivam a reciclagem de lixo e o tratamento de esgotos, são geradas quantidades apreciáveis de matéria orgânica de origem urbana disponível aos agricultores. Esses resíduos destinam-se ao uso agrícola potencial, já que nutrientes minerais fazem parte de sua composição. Entretanto, a presença de metais pesados, de poluentes orgânicos e a qualidade da matéria orgânica podem restringir o destino agrícola desses resíduos (Canellas et al., 2000).

A aplicação de biossólidos e resíduos na agricultura é motivo de preocupação em virtude da possibilidade de movimentação de metais pesados e conseqüentemente contaminação das águas subterrâneas.

O movimento dos metais pesados, como resultado de aplicações de biossólidos, de acordo com Hue (1995), é limitado e somente observado em solos arenosos e ácidos, com baixo teor de matéria orgânica e que receberam elevadas aplicações de biossólidos associadas à elevada precipitação ou irrigação. Tackett et al. (1986) constataram lixiviação de Cd e Zn, em solos tratados com biossólidos compostados, na faixa de pH entre 5,5-6,0. Welch e Lund (1989) verificaram que o teor total de Zn lixiviado, assim como a profundidade de movimentação do elemento em solos tratados com biossólidos, foi negativamente correlacionado com o pH do solo.

O uso continuado de composto de lixo, principalmente em doses elevadas, pode resultar em riscos de contaminação do ambiente pelo efeito cumulativo, em especial nos solos Latossolo Vermelho-Amarelo eutrófico, Chernossolo Háptico órtico e Nitossolo Vermelho eutroférico, cujo período para redução da disponibilidade dos metais pesados varia de 6 a 12 meses (Silva, F. C., 2003).

Oliveira et al. (2003b) avaliando o efeito do tempo de contato solo-lodo residual na distribuição de Cd e Zn nas diferentes formas químicas, em dois solos tratados com lodo residual enriquecido com estes metais observaram que os compostos inorgânicos de Fe e Mn incorporados no solo com o lodo residual participaram, de maneira significativa, na adsorção dos metais pesados em estudo; a maior parte do Cd e do Zn estava associada à fração extraível com hidroxilamina  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  e que com o tempo de incubação, diminuíram os valores de Cd e Zn associados a compostos de Fe e Mn e aumentou a fração residual de ambos, indicando decréscimo da solubilidade dos metais em estudo aplicados com lodo residual.

Os metais pesados quando aplicados ao solo na forma de composto de lixo sofrem ação dos teores de óxido de Fe e de Al e pH nas suas disponibilidades; interferências essas menores em relação ao Cr e maiores em relação ao Co, Pb e Cd (Silva, F. C., 2003). Isto ocorre devido os metais Cr serem menos solúveis, ao passo que Co, Pb e Cd são relativamente mais móveis e disponíveis; este último com maior risco de contaminação ambiental.

Oliveira et al. (2003a) avaliando a solubilidade de Cd, Pb e Zn e o efeito do tempo de contato nas mudanças da distribuição desses elementos em Latossolo Vermelho-Amarelo e Argissolo Vermelho-Amarelo tratados com lodo de esgoto enriquecido observaram que com a adição de lodo enriquecido aos solos, compostos orgânicos solúveis formaram complexos com os metais, principalmente com zinco e cádmio, determinando teores consideráveis dos metais na fração solúvel em água, os compostos inorgânicos de Fe e Mn, incorporados ao solo com o lodo de esgoto (entre 20 e 80 Mg ha<sup>-1</sup>), interferiram sensivelmente na adsorção dos metais pesados em estudo e que com o tempo de incubação, decresceram os teores de Cd, Pb e Zn associados a compostos de Fe e Mn e aumentou a fração residual, indicando que a solubilidade dos metais em estudo decresceu com o tempo de incubação.

Galdos et al. (2004), verificou que ao aplicar lodo de esgoto ao solo, houve um incremento nos teores de Cu, Ni e Zn no solo e de Zn no milho. Nascimento et al. (2004), ao aplicar seis doses (0, 10, 20, 30, 40 e 60 Mg ha<sup>-1</sup>) de lodo de esgoto da ETE-Mangueira (COMPESA), a dois tipos de solos com diferentes teores de argila, verificou que os teores de Zn, Cu, Mn, Fe e Pb no lodo, nos solos e nas plantas, estiveram abaixo dos limites fitotóxicos e estabelecidos para utilização agrícola, o que permite sua aplicação ao solo, sem danos ao ambiente.

Rangel et al. (2004) avaliando o acúmulo de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em Latossolo Vermelho adubado com fontes de lodo de esgoto e cultivado com milho observou que a aplicação de lodo de esgoto aumentou os teores totais de Cu, Ni e Zn em solo, no entanto, houve diminuição nos teores totais dos metais pesados em solo com o cultivo sequencial de milho.

Oliveira et al. (2004) avaliando a distribuição de Cd e Zn em plantas de arroz crescidas em dois tipos de solos contaminados com lodo de esgoto enriquecido com estes metais observaram que a menor dose (20 Mg ha<sup>-1</sup>) de lodo enriquecido com Cd e Zn no Latossolo Vermelho-Amarelo e Argissolo Vermelho-Amarelo aumentou significativamente a biomassa vegetal das plantas de arroz, que se manteve estável nas doses 40 e 80 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo e sem mostrar sintomas de toxidez. Os metais pesados em estudo concentraram-se nas raízes, limitando a passagem destes elementos para a parte aérea e que as plantas de arroz mostraram-se tolerantes a teores elevados de Cd (50 mg kg<sup>-1</sup>) e Zn (833 mg kg<sup>-1</sup>). As altas doses de Pb, aplicadas com o lodo não afetaram sensivelmente os teores de Pb na parte aérea das plantas, nas raízes os teores deste elemento alcançaram 80 mg kg<sup>-1</sup>, demonstrando a elevada tolerância deste órgão a este elemento.

Mazur (1997) observou que o Podzólico Vermelho-Amarelo, por ser arenoso e de baixo teor de matéria orgânica, atingiu valores de pH próximos a 8, declinado após a 16ª semana de aplicação do resíduo, podendo supor que as reações dominantes nesse sistema foram as reações de precipitação/dissolução, que poderiam então explicar a redução da concentração de Pb, Zn e Cu até a 16ª semana, acompanhando naturalmente elevação do pH e o aumento da concentração na planta, simultaneamente ao decréscimo de pH.

Silva et al. (2002) avaliando o efeito da aplicação do biossólido na adição de metais pesados em Latossolo no cerrado observaram que os níveis dos metais pesados (Cd, Pb e Hg) no biossólido gerado nas estações de tratamento de esgotos (ETEs) de Brasília mostraram-se abaixo dos níveis críticos restritivos para sua utilização agrícola, o que permite sua aplicação ao solo dentro dos limites toleráveis de impacto ambiental.

Oliveira et al. (2002b) avaliando os efeitos da aplicação sucessiva de composto de lixo urbano sobre o acúmulo dos metais pesados Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn no solo e em plantas de cana-de-açúcar observaram que a aplicação das doses de composto de

lixo proporcionou, nos dois anos agrícolas, acréscimos significativos nos teores de Cu e Zn do solo; o aumento do Cr foi detectado apenas no segundo ano e os elementos Cd, Ni e Pb não foram detectados por apresentarem concentrações abaixo do limite de determinação de método analítico. Os teores de metais nas folhas, colmo e caldo das plantas de cana-de-açúcar não foram aumentados pela aplicação sucessiva do composto.

A Tabela 6 apresenta as concentrações normais e níveis críticos de metais pesados no solo, a qual é utilizada como parâmetro para avaliação de contaminação em solos pela adição de resíduos industriais e orgânicos.

**Tabela 6.** Concentração normal e nível crítico de metais pesados no solo ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ).

Elemento	Concentração normal	Nível crítico
Cd	0,01-2	3-8
Co	0,5-65	25-50
Cu	2-250	60-125
Mn	20-10000	1500-3000
Ni	2-750	100
Pb	2-300	100-400
Zn	1-900	70-400

Fonte: Kabata-Pendias e Pendias (1984)

Accioly et al. (2000), avaliando o pó de forno elétrico (PFE) de siderurgia como fonte de micronutrientes e de contaminantes para plantas de milho, verificou que o PFE atuou como fonte de micronutrientes, principalmente de Zn e de Fe, mas devido à presença de Cd e Pb, seu uso agrícola torna-se limitado.

Santos et al. (2003), estudando fracionamento sequencial de zinco e chumbo num Latossolo Vermelho tratados com resíduo de siderurgia, utilizando o pó-de-aciária observaram que, embora, tenha havido um incremento nos teores de Zn e Pb com a adição de resíduo, esses foram inferiores aos teores de alerta da Cetesb.

Amaral Sobrinho et al. (1997) avaliando as modificações da solubilidade de metais pesados em amostras do horizonte Bt do Podzólico Vermelho-Amarelo, incubadas por sete semanas e por dezoito meses com doses crescentes dos resíduos alcalino e ácido da CSN observaram redução dos metais pesados Zn, Mn, Pb, Ni, Cd e Cu após dezoito meses de incubação. Tal redução de solubilidade ocorreu devido à passagem das formas mais solúveis para as formas óxido e residual. A redução da solubilidade dos metais pesados estudados foi atribuída à adsorção específica e/ou coprecipitação desses metais nos óxidos de Fe e Mn.

Silva et al. (2004), caracterizando o rejeito de mineração de ouro para avaliar a solubilização de metais pesados e arsênio, observou que as características químicas do rejeito evidenciam a alta limitação ao desenvolvimento de plantas a serem usadas para revegetação, apresentando como restrições os baixos teores de matéria orgânica, P e K, elevada acidez, salinidade e alto teor de As. O potencial de geração de acidez e de solubilização de elementos como As, Fe e S, apresentado pelo rejeito pode acarretar problemas ambientais, como a drenagem ácida e contaminação de solos e cursos d'água.

Amaral Sobrinho et al. (1998) avaliando, em colunas de amostras de terra, a mobilidade de alguns metais pesados provenientes do resíduo siderúrgico ácido da CSN observaram que no resíduo ácido, elevadas concentrações de Pb, Cu e Cr ocasionaram a mobilização desses metais para os primeiros 5 cm da coluna de solo. O Zn, Mn, Ni e Cd, nas colunas contendo o resíduo, apresentaram o mesmo padrão de distribuição, isto é, aumento da concentração com a profundidade.



A Tabela 7 apresenta as concentrações normais e níveis críticos de metais pesados em plantas, a qual é utilizada como parâmetro para avaliação de contaminação em plantas pela adição de resíduos industriais e orgânicos.

**Tabela 7.** Concentração normal e nível crítico de metais pesados em plantas ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ).

Elemento	Concentração normal	Plantas contaminadas
Cd	0,2-0,8	5-30
Co	0,05-0,5	15-50
Cu	4-15	20-100
Mn	15-1000	300-500
Ni	0,02-5	10-100
Pb	0,1-10	30-300
Zn	8-400	100-400

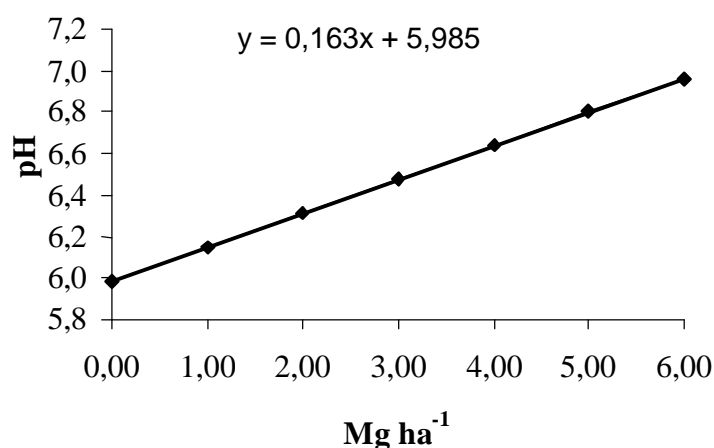
Fonte: Ross (1994)

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Resíduos Industriais Utilizados

##### 3.1.1 Resíduo Ferkal

A coleta deste resíduo consistiu em retirar amostras do topo, meio e base da pilha de resíduos, formando uma amostra composta (ABNT, 1987). Para o estabelecimento das quantidades usadas para neutralização do pH foi realizado um ensaio preliminar. Este ensaio consistiu em misturar quantidades crescentes do resíduo alcalino ao solo da área experimental para obtenção de uma curva de neutralização (Figura 1).



**Figura 1.** Curva de neutralização da mistura de diferentes doses do resíduo Ferkal com o Planossolo.

A partir desta curva determinou-se a quantidade de Ferkal necessária para se atingir pH de equilíbrio nos valores desejados. As quantidades de Ferkal aplicadas para atingir os valores de pH foram de 3,16 e 6,22 Mg ha<sup>-1</sup> visando à elevação do pH do solo a 6,5 e 7,0, respectivamente. Para facilidade na aplicação utilizou-se doses de 3 e 6 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria seca.

Algumas características químicas do Ferkal são mostradas na Tabela 8 e 9.

**Tabela 8.** Características químicas dos resíduos e produtos utilizados no experimento.

Produtos	C	MO	N total	C/N	P	K	Ca	Mg
	g kg <sup>-1</sup>				g kg <sup>-1</sup>			
LETRIP	204	351,7	15,11	13,5	18,92	5,76	10,40	2,22
Ferkal	9,6	16,5	2,42	4,0	11,60	0,20	205,92	4,69
Termofosfato	7,2	12,4	0,48	15	87,86	1,22	171,6	73,01
	%		kg/m <sup>3</sup>		kg/m <sup>3</sup>			
Composto biorgânico	20		18,16		33,77	2,19	0,70	0,17

**Tabela 9.** Teores totais de metais pesados nos resíduos e produtos aplicados ao solo e na soja durante a condução do experimento.

Produtos	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
LETRIP	0,90	28,18	6110,38	84,22	25,71	38,05
Ferkal	1,08	2,73	14,23	95,46	24,53	2,34
Termofosfato Yoorin	1,26	84,38	2969,48	25,16	50,15	1,61
mg kg <sup>-1</sup>						
Composto Biorgânico	0,06	2,07	142,63	20,02	0,04	296,76

### 3.1.2 Resíduo LETRIP

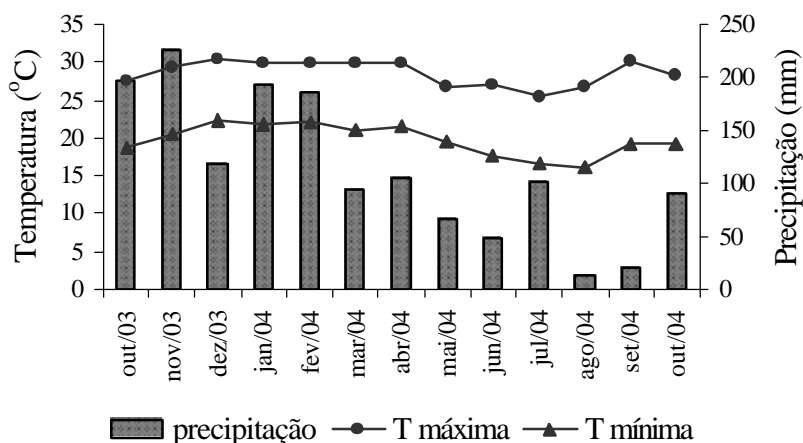
Foram utilizadas as doses equivalentes a 25, 50 e 100 Mg ha<sup>-1</sup> de resíduo LETRIP. Estas doses foram estabelecidas com o objetivo de se obter no solo quantidades de resíduo de 0,5, 1 e 2 vezes o valor máximo anual de biossólido a ser aplicado no solo em base seca (50 Mg ha<sup>-1</sup>), segundo normas da CETESB (1999).

Algumas características químicas do Ferkal são mostradas na Tabela 8 e 9.

### 3.2 Instalação e Condução do Experimento no Campo

O experimento foi realizado na área experimental da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, próximo ao Departamento de Fitopatologia. Localizada entre os paralelos 22° 49' e 22° 45' de latitude sul e os meridianos 43° 38' e 43° 42' de longitude oeste de Greenwich, com altitude de 33 m.

Na Figura 2 são apresentados os dados de precipitação pluviométrica e temperatura na área experimental durante a condução do experimento. Observa-se que o clima apresenta-se quente e úmido, sem inverno pronunciado. A precipitação média anual é de 1300 mm, sendo que as chuvas concentram-se no período de outubro a março. Os índices pluviométricos se reduzem consideravelmente no período de maio a setembro chegando próximo a zero em agosto. A temperatura média anual foi de 25°C.



**Figura 2.** Precipitação pluviométrica e temperatura na área experimental durante a condução do experimento. Fonte: Estação meteorológica da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio de Janeiro, PESAGRO, localizada aproximadamente a 1 km da área experimental.

O solo foi classificado como Planossolo Háplico eutrófico (SXe). As características físicas e químicas do solo em estudo encontram-se na Tabela 10 e 11.

**Tabela 10.** Teores de metais pesados, no solo Planossolo Háplico eutrófico, nas diferentes profundidades.

Profundidade cm	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
0-10	0,52	2,16	4807,15	75,37	29,03	48,39
10-20	0,88	2,37	5516,90	77,35	29,68	42,33
20-30	1,35	2,41	5284,21	58,23	30,95	34,50
30-60	1,80	2,51	4321,25	68,14	28,46	37,03
60-90	1,44	2,25	4630,96	93,64	19,54	57,19

**Tabela 11.** Características químicas e físicas do Planossolo Háplico eutrófico nas diferentes profundidades.

Prof. cm	pH (H <sub>2</sub> O) 1:2,5	C	M.O. <sup>(1)</sup> g kg <sup>-1</sup>	N Total	C/N	P <sup>(2)</sup>	K <sup>(2)</sup>	Ca <sup>2+(3)</sup>	Mg <sup>2+(6)</sup>	Na <sup>(2)</sup>	Al <sup>3+(3)</sup>	H+Al <sup>(4)</sup>	V	T
0-10	5,4	14,8	25,0	1,77	8,4	15,2	83,0	2,2	1,2	0,11	0,0	3,3	53,0	3,7
10-20	5,4	11,3	20,0	1,54	7,3	10,9	76,1	1,9	1,0	0,10	0,0	3,1	50,8	3,2
20-30	5,2	8,0	14,0	1,13	7,1	5,0	37,4	1,7	1,0	0,08	0,1	2,8	50,7	2,9
30-60	5,0	6,0	10,0	0,84	7,1	3,3	22,7	1,6	0,9	0,08	0,3	2,6	50,4	2,6
60-90	5,0	5,0	9,0	0,60	8,3	3,1	22,9	1,1	1,1	0,09	0,5	2,3	50,5	2,3

Prof. (cm)	Areia total		Silte		Argila total		Textura
	g kg <sup>-1</sup>						
0-10	680		80		240		Franco-argiloarenosa
10-20	690		20		290		Franco-argiloarenosa
20-30	730		90		180		Franco-arenosa
30-60	610		300		90		Franco-arenosa
60-90	510		210		280		Franco-argiloarenosa

<sup>(1)</sup> Matéria Orgânica

<sup>(2)</sup> Extraído com HCl 0,05N e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,025N

<sup>(3)</sup> Extraído com KCl

<sup>(4)</sup> Extraído com acetato de cálcio

Utilizaram-se dois resíduos industriais, Ferkal e LETRIP, incorporados até 20 cm de profundidade. O experimento contou com 12 tratamentos pela combinação de diferentes doses Ferkal e LETRIP (Tabela 12).

**Tabela 12.** Tratamentos e quantidades ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) dos resíduos Ferkal e LETRIP utilizados no experimento.

Tratamentos	Ferkal	LETRIP
1*	0,0	0,0
2	0,0	25
3	0,0	50
4	0,0	100
5	3,0	0,0
6	3,0	25
7	3,0	50
8	3,0	100
9	6,0	0,0
10	6,0	25
11	6,0	50
12	6,0	100

\* Testemunha

Foram realizadas 3 repetições e os tratamentos foram dispostos em blocos ao acaso, totalizando 36 parcelas. Cada parcela compreendeu  $16\text{m}^2$  mais a área de bordadura (parcelas distanciadas em 4 metros uma das outras). Os fatores doses do resíduo LETRIP e Ferkal compõem a parcela e o fator tempo de coleta a subparcela. As parcelas foram divididas ao meio, ficando metade da parcela para monitoramento do solo sem plantio e a outra metade cultivada com soja.

Na área experimental, antes da aplicação dos resíduos, fez-se uma aração e duas gradagens, utilizando uma grade aradora pesada. O Ferkal por apresentar elevada umidade (60%) foi seco ao sol até atingir umidade média de 25% sendo, posteriormente, destorroado e peneirado para aumento de sua superfície de contato com o solo. Este resíduo foi aplicado manualmente e incorporado com enxada rotativa. O resíduo LETRIP, por outro lado, foi aplicado com a umidade original (80%), porém determinou-se um fator de correção para obtenção da dose equivalente em teor de matéria seca. A aplicação deste resíduo consistiu em uma pré-incorporação ao solo com o auxílio de enxada e, posteriormente, incorporação definitiva com uma enxada rotativa.

Em decorrência da declividade do terreno ocorreu acúmulo de água nos blocos I e II, sendo necessário fazer drenagem nessa área do terreno. A drenagem consistiu em abrir valetas até 20 cm, construídas manualmente, a céu aberto, pelo método da drenagem superficial. O excesso de água foi conduzido por gravidade a um canal principal de drenagem já existente, na área experimental.

Foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-30, 30-60 e 60-90 cm, aos 30 e 120 dias após a aplicação dos resíduos. Coletou-se amostra composta que consistiu na mistura de quatro amostras simples de cada parcela experimental.

### 3.3 Preparo das Amostras

#### 3.3.1 Solos

As amostras de solos coletadas foram secas ao ar, destorroadas, homogeneizadas e passadas por peneira de 2 mm de malha, para determinação de macronutrientes (Ca,

Mg, P, K, Na), alumínio, hidrogênio + alumínio, pH e carbono do solo. Para determinação de metais pesados (Mn, Fe, Cu, Zn, Cd e Pb) as amostras foram trituradas em almofariz de ágata e peneiradas utilizando peneira de nylon de 210 µm de malha.

### **3.3.2 Plantas**

Caules, folhas e raízes foram secos em estufa com circulação forçada de ar a 70°C até atingirem peso constante, moídas em moinho de aço inoxidável, para evitar contaminações com metais pesados, e acondicionadas em dessecador para posterior análise.

### **3.4 Avaliações no Solo**

Nos solos foram determinados os teores de macronutrientes, alumínio, carbono orgânico e  $pH_{H_2O}$  na proporção 1:2,5 (solo:água) segundo metodologia da EMBRAPA (1979). A matéria orgânica foi estimada multiplicando-se o teor de carbono orgânico por 1,724.

Na Tabela 13 e 14 são apresentados a entrada de nutrientes no solo em decorrência da aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP.

**Tabela 13.** Aporte de nitrogênio, fósforo e potássio no Planossolo, em decorrência da aplicação dos resíduos.

Tratamento		Elemento	Ferkal	LETRIP	Total
Ferkal	LETRIP				
Mg ha <sup>-1</sup>				kg ha <sup>-1</sup>	
0	0	N	0	0	0
0	25		0	378	378
0	50		0	756	756
0	100		0	1511	1511
3	0		7	0	7
3	25		7	378	385
3	50		7	756	763
3	100		7	1511	1518
6	0		15	0	15
6	25		15	378	392
6	50		15	756	770
6	100		15	1511	1526
0	0	P	0	0	0
0	25		0	207	207
0	50		0	413	413
0	100		0	826	826
3	0		15	0	15
3	25		15	207	222
3	50		15	413	428
3	100		15	826	841
6	0		30	0	30
6	25		30	207	237
6	50		30	413	443
6	100		30	826	856
0	0	K	0	0	0
0	25		0	120	120
0	50		0	239	239
0	100		0	478	478
3	0		1	0	1
3	25		1	120	120
3	50		1	239	240
3	100		1	478	479
6	0		1	0	1
6	25		1	120	121
6	50		1	239	240
6	100		1	478	479

**Tabela 14.** Aporte de carbono, cálcio e magnésio no Planossolo, em decorrência da aplicação dos resíduos.

Tratamento		Elemento	Ferkal	LETRIP	Total	
Ferkal	LETRIP					
	Mg ha <sup>-1</sup>			kg ha <sup>-1</sup>		
0	0	C	0	0	0	
0	25		0	5100	5100	
0	50		0	10200	10200	
0	100		0	20400	20400	
3	0		29	0	29	
3	25		29	5100	5129	
3	50		29	10200	10229	
3	100		29	20400	20429	
6	0		58	0	58	
6	25		58	5100	5158	
6	50		58	10200	10258	
6	100		58	20400	20458	
0	0		Ca	0	0	0
0	25			0	260	260
0	50			0	520	520
0	100			0	1040	1040
3	0	618		0	618	
3	25	618		260	878	
3	50	618		520	1138	
3	100	618		1040	1658	
6	0	1236		0	1236	
6	25	1236		260	1496	
6	50	1236		520	1756	
6	100	1236		1040	2276	
0	0	Mg		0	0	0
0	25			0	56	56
0	50			0	111	111
0	100			0	222	222
3	0		14	0	14	
3	25		14	56	70	
3	50		14	111	125	
3	100		14	222	236	
6	0		28	0	28	
6	25		28	56	84	
6	50		28	111	139	
6	100		28	222	250	

O teor total de metais pesados foi determinado por digestão nitro-perclórica 2:1 (Scott, 1978), utilizando bloco de digestão. Nos extratos foram analisadas as concentrações de metais pesados, por espectrofotometria de absorção atômica, empregando-se chama de ar-acetileno e equipamento VARIAN-AA600.

Na Tabela 15 e 16 são apresentados a entrada de metais pesados no solo em decorrência da aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP.



**Tabela 15.** Aporte de ferro, manganês e zinco no Planossolo, em decorrência da aplicação dos resíduos.

Tratamento		Elemento	Ferkal	LETRIP	Total
Ferkal	LETRIP				
Mg ha <sup>-1</sup>			kg ha <sup>-1</sup>		
0	0	Fe	0,00	0,00	0,00
0	25		0,00	152,76	152,76
0	50		0,00	305,52	305,52
0	100		0,00	611,04	611,04
3	0		0,04	0,00	0,04
3	25		0,04	152,76	152,80
3	50		0,04	305,52	305,56
3	100		0,04	611,04	611,08
6	0		0,08	0,00	0,08
6	25		0,08	152,76	152,84
6	50		0,08	305,52	305,60
6	100		0,08	611,04	611,12
0	0	Mn	0,00	0,00	0,00
0	25		0,00	2,11	2,11
0	50		0,00	4,21	4,21
0	100		0,00	8,42	8,42
3	0		0,28	0,00	0,28
3	25		0,28	2,11	2,39
3	50		0,28	4,21	4,49
3	100		0,28	8,42	8,70
6	0		0,57	0,00	0,57
6	25		0,57	2,11	2,68
6	50		0,57	4,21	4,78
6	100		0,57	8,42	8,99
0	0	Zn	0,00	0,00	0,00
0	25		0,00	0,95	0,95
0	50		0,00	1,90	1,90
0	100		0,00	3,80	3,80
3	0		0,01	0,00	0,01
3	25		0,01	0,95	0,96
3	50		0,01	1,90	1,91
3	100		0,01	3,80	3,81
6	0		0,01	0,00	0,01
6	25		0,01	0,95	0,96
6	50		0,01	1,90	1,91
6	100		0,01	3,80	3,81

**Tabela 16.** Aporte de cobre, cádmio e chumbo no Planossolo, em decorrência da aplicação dos resíduos.

Tratamento		Elemento	Ferkal	LETRIP	Total	
Ferkal	LETRIP					
	Mg ha <sup>-1</sup>			kg ha <sup>-1</sup>		
0	0	Cu	0,00	0,00	0,00	
0	25		0,00	0,70	0,70	
0	50		0,00	1,41	1,41	
0	100		0,00	2,82	2,82	
3	0		0,01	0,00	0,01	
3	25		0,01	0,70	0,71	
3	50		0,01	1,41	1,42	
3	100		0,01	2,82	2,83	
6	0		0,02	0,00	0,02	
6	25		0,02	0,70	0,72	
6	50		0,02	1,41	1,43	
6	100		0,02	2,82	2,84	
0	0		Cd	0,00	0,00	0,00
0	25			0,00	0,02	0,02
0	50			0,00	0,04	0,04
0	100			0,00	0,09	0,09
3	0	0,00		0,00	0,00	
3	25	0,00		0,02	0,02	
3	50	0,00		0,04	0,04	
3	100	0,00		0,09	0,09	
6	0	0,01		0,00	0,01	
6	25	0,01		0,02	0,03	
6	50	0,01		0,04	0,05	
6	100	0,01		0,09	0,10	
0	0	Pb		0,00	0,00	0,00
0	25			0,00	0,64	0,64
0	50			0,00	1,29	1,29
0	100			0,00	2,57	2,57
3	0		0,07	0,00	0,07	
3	25		0,07	0,64	0,71	
3	50		0,07	1,29	1,36	
3	100		0,07	2,57	2,64	
6	0		0,15	0,00	0,15	
6	25		0,15	0,64	0,79	
6	50		0,15	1,29	1,44	
6	100		0,15	2,57	2,72	

### 3.5 Cultivo da Soja

Na área experimental foi plantada a soja (cultivar Celeste), após 40 dias, aproximadamente, da incorporação dos resíduos. As parcelas consistiram numa área de 8m<sup>2</sup>. O espaçamento foi de 40 cm entre linhas e a densidade das plantas foi de 20 por metro linear para evitar a ocorrência de plantas invasoras. A área útil de cada parcela foi

representada pelas três fileiras centrais, descartando-se 1 m das extremidades de cada fileira. As sementes foram inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum*, estirpes Br 29 e Br 96, recomendadas para a cultura da soja. Fez-se uma adubação suplementar com fósforo equivalente a 60 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, aplicando-se 400 kg ha<sup>-1</sup> de Termofosfato Yoorin no momento da semeadura.

A escolha da cultivar celeste foi baseada em seu potencial de desenvolvimento nas condições climáticas da região, onde apresentou altos rendimentos (Araújo, 2004; Padovan, 2002).

O controle das plantas espontâneas foi realizado através de capinas manuais, aos 20 e aos 40 dias após a emergência da soja. As plantas invasoras de maior infestação encontradas no experimento foram *Cyperus esculentus* L. e *Cyperus rotundus* L. (tiririca).

O controle das pragas *Diabrotica speciosa* e *Ceratomyza sp.* foi realizado sempre que a população de insetos atingiu o nível crítico de dano econômico. Para tanto utilizou-se o inseticida Composto Biorgânico. Observou-se outras espécies como *Nezara viridula* (percevejo verde), *Pseudoplusia includens* (lagarta falsa-medideira), no entanto encontraram-se abaixo do nível de dano econômico. Foi observado sintomas de ferrugem asiática no final do ciclo, porém não realizou-se intervenções.

### **3.6 Avaliações em Plantas**

#### **3.6.1 Metais pesados**

Aos 55 dias após a emergência (DAE) das plântulas foram coletadas cinco plantas para determinação dos teores de Cd, Cu, Pb, Zn, Mn e Fe. As plantas foram lavadas em água deionizada e secas em estufa de ventilação forçada a 65°C. A determinação de metais pesados nas folhas, caules, grãos e raízes, foi realizada por digestão nitro-perclórica, na proporção 6:1, pelo método de Tedesco et al. (1995). Os extratos obtidos foram analisados para os metais pesados acima citados, por espectrofotômetro de absorção atômica.

#### **3.6.2 Produção de grãos**

A produção de grãos foi determinada a partir da colheita em área útil de 4 m<sup>2</sup> por parcela, realizada aos 116 dias após o plantio. O resultado foi transformado em Mg ha<sup>-1</sup> de grãos a 13 % de umidade.

### **3.7 Análises Estatísticas**

Foi utilizada a análise de variância para verificar a influência dos resíduos em relação à fertilidade do solo, conteúdo de metais pesados no solo para cada profundidade, conteúdo de metais pesados na soja e produção da soja.

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do SAEG (Sistema para Análises Estatísticas e Genéticas), versão 5.0 (Euclides, 1983), e constaram as análises de variância, aplicando o teste F para detectar significância a 5 e 1%.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Alterações de Características Químicas do Solo Devido à Adição dos Resíduos.

O Planossolo Háptico eutrófico (SXE), no qual se realizou o estudo, apresentou antes da aplicação de resíduos (Tabela 11), pH 5,4 na camada superficial do solo (0-20 cm), decrescendo até 5,0 a partir dos 30 cm de profundidade. Como consequência dos valores de pH ao redor de 5,5, ocorreu ausência de Al trocável na camada arável e com o aumento da acidez observou-se aumento no teor deste elemento atingindo valor elevado ( $0,5 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ) na camada de 60-90 cm de profundidade, onde se espera que tenha pouca influência no crescimento radicular da cultura em estudo. Os teores de Ca e Mg se encontravam em nível médio, mas comum no solo em estudo. A relação Ca/Mg foi ao redor de 2,0, da qual deduz-se que poderia apresentar-se como limitação na disponibilidade de Ca para culturas que tenham alta demanda de cálcio.

A acidez trocável (H+Al) na camada de 0-30 cm foi, praticamente, devido à presença do hidrogênio derivado da matéria orgânica. Até 20 cm de profundidade o teor de P apresentou valor médio ocorrendo, no entanto, um decréscimo nas camadas mais profundas. Os teores de K estiveram adequados na camada arável decrescendo, consideravelmente, em profundidade. O teor de matéria orgânica, abaixo de  $25 \text{ g kg}^{-1}$ , pode ser considerado normal neste tipo de solo.

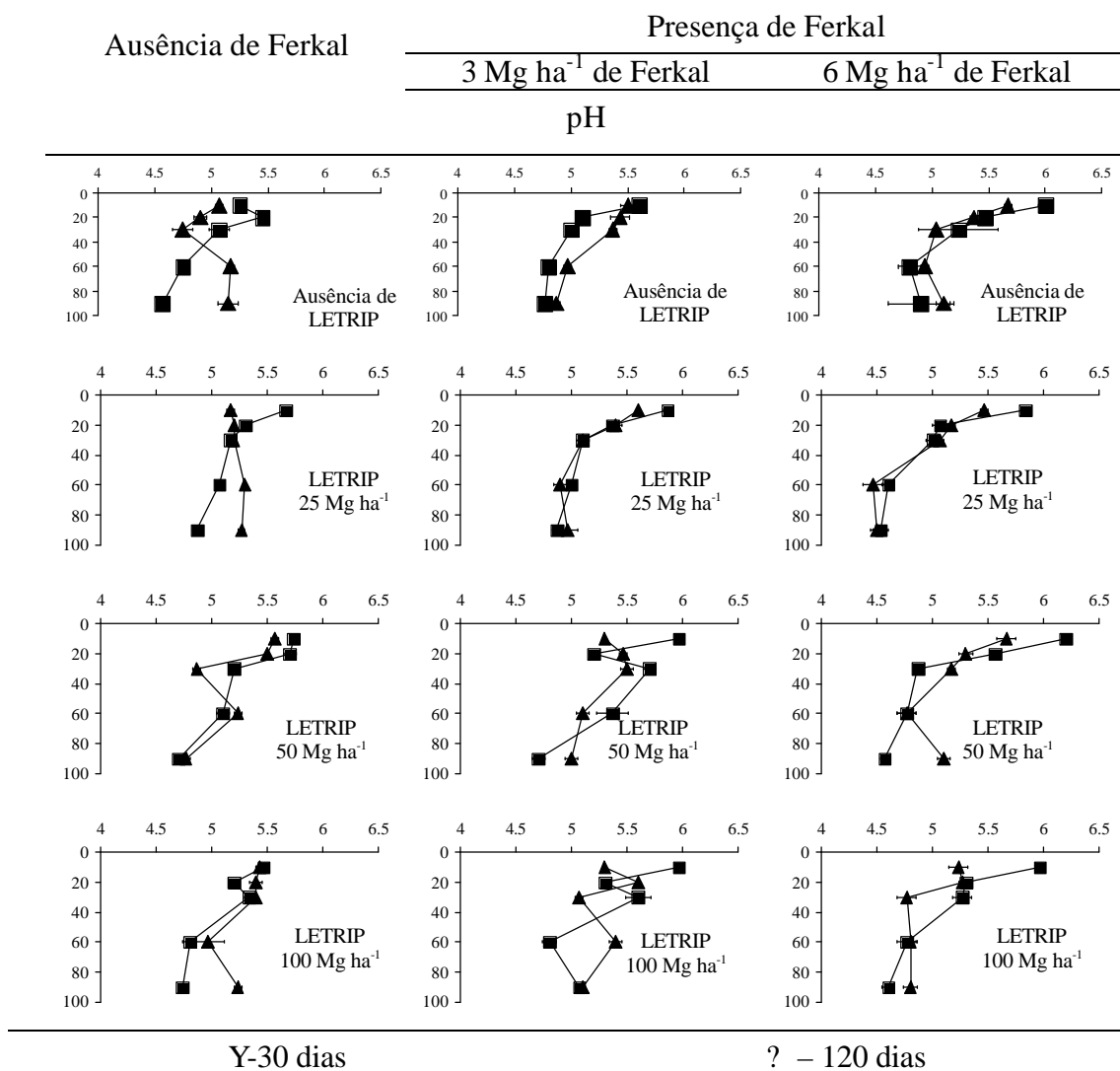
Nas diferentes camadas estudadas os teores de Na estiveram baixos e praticamente constantes, ao redor de  $0,1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ . Deve-se destacar que as condições favoráveis de fertilidade que apresenta este solo podem estar associadas ao longo período de pousio, superior a 10 anos, onde o predomínio da cobertura vegetal de ciperáceas (tiririca) pode ter reciclado os nutrientes e até favorecido acúmulo na camada superficial do solo. Esta situação pode ter sido favorecida pela localização do solo em baixada onde se manteve úmido, e embora a textura predominante seja areia as perdas de nutrientes foram baixas. O próprio umedecimento do solo por longo tempo pode ter favorecido o aumento do pH do solo na camada superficial ao favorecer as condições de redução do solo. Além disso, o histórico da área aponta para a ocorrência de adubações anteriores, há anos atrás.

#### 4.1.1 Valores de pH

Na Figura 3 são apresentados os valores de pH no Planossolo aos 30 e 120 dias, após a aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades do solo.

Embora as quantidades aplicadas de Ferkal de 3 e  $6 \text{ Mg ha}^{-1}$  tenham sido definidas, previamente, pela realização de uma curva de neutralização de acidez, em laboratório, visando a elevação do pH do solo a 6,5 e 7,0, respectivamente, esses valores não foram atingidos em condições de campo. Isto se deve, provavelmente, a incorporação menos eficiente do resíduo ao solo no campo, a impossibilidade de manutenção de umidade constante e controlada e ao tempo de reação dos resíduos com o solo e pelo fato do solo ser um sistema aberto.

Analisando a Figura 3 observa-se que os resíduos ocasionaram elevação significativa de pH mais efetivamente na camada superficial do solo (0-10 cm), sendo que, o valor mais elevado (6,2), aos 30 dias após aplicação ocorreu no tratamento onde se adicionou  $50 \text{ Mg ha}^{-1}$  de LETRIP com  $6 \text{ Mg ha}^{-1}$  de Ferkal. Esses resultados se devem a alcalinidade dos resíduos (Tabela 3 e 4), sendo que o Ferkal é um produto registrado como corretivo da acidez do solo.



**Figura 3.** Valores de pH (em H<sub>2</sub>O) das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXe), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Resíduos industriais têm sido estudados com o objetivo de dar, aos mesmos, uso viável do ponto de vista ambiental e econômico, principalmente, quando apresentam reação alcalina, quantidades consideráveis de nutrientes e baixos teores de metais pesados. Bissani et al. (2003) avaliando o potencial de correção da acidez do solo do resíduo “dregs+grits” verificou que a eficiência do mesmo foi maior na camada de 0-20 cm e, parcialmente, na camada de 20-50 cm. O tratamento padrão (CaCO<sub>3</sub>+MgCO<sub>3</sub>) usado no experimento reagiu mais rapidamente, aumentando os valores de pH ao longo do tempo. Os tratamentos com maiores doses do resíduo, no entanto, apresentaram maior efeito residual no final do período experimental e ao longo do tempo. O pH do solo para alguns tratamentos com resíduo manteve-se elevado e superior ao padrão, estabilizando a pH acima de pH 6,0, aos 240 dias após aplicação.

Comparando os tratamentos que receberam somente o resíduo LETRIP com a testemunha encontra-se que com a aplicação da dose de 25 Mg ha<sup>-1</sup> do resíduo obteve-se o valor de pH mais elevado (5,7), na camada de 0-10 cm, aos 30 dias de aplicação. Nas demais doses os valores foram inferiores. Nas camadas mais profundas (30-60 e

60-90 cm) os valores de pH, pela aplicação do resíduo LETRIP, foram semelhantes aos da testemunha denotando a baixa mobilidade deste resíduo no solo.

Quando se compara os valores de pH dos tratamentos que receberam somente Ferkal com a testemunha observa-se que ocorreu um aumento gradativo e significativo do pH com o aumento da dose. Valor de pH mais elevado (6,0) foi obtido com a aplicação da maior dose ( $6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), aos 30 dias. De maneira geral, os valores de pH nos tratamentos que receberam os dois resíduos foram superiores aos da testemunha. Abreu Junior et al. (2000) estudando a reação do solo e acidez potencial em solos tratados com composto de lixo observou que a aplicação deste composto aumentou o pH e reduziu a acidez potencial dos solos. Pinheiro (2003) avaliando a eficiência dos resíduos silicato de Ca e Alumar (pH 9,57 e 10,40, respectivamente) na inertização do resíduo gerado pela Ingá, tornando os metais pesados presentes nesse resíduo menos solúveis observou que os resíduos causaram uma maior imobilização de Zn e Cd pela associação desses elementos a frações químicas mais estáveis.

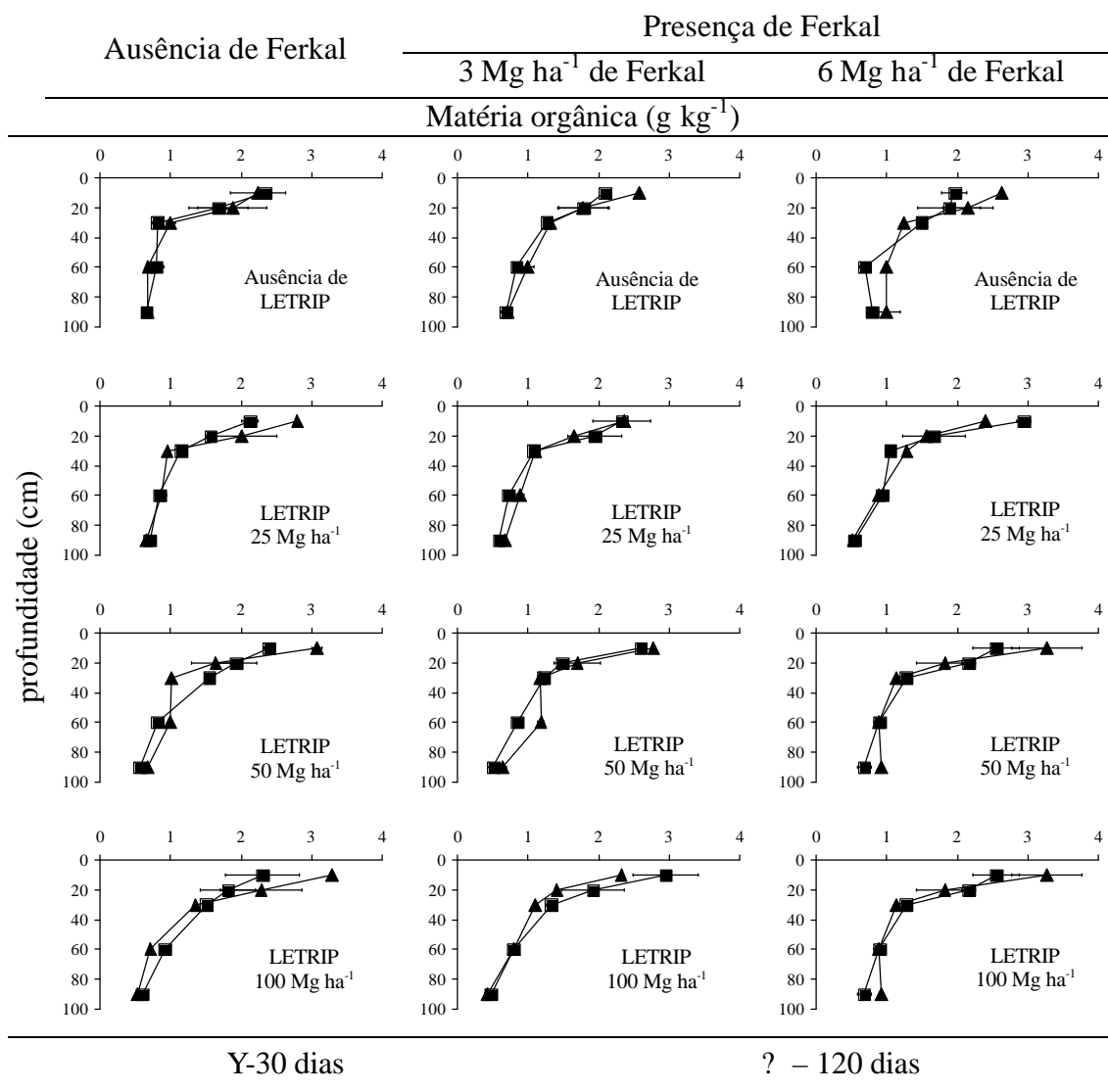
Analisando os tratamentos que receberam os dois resíduos, simultaneamente, observa-se que em todos os tratamentos os valores de pH foram superiores aos tratamentos que receberam a mesma dose de LETRIP quando aplicado isoladamente. Por outro lado, quando se compara o pH dos tratamentos que receberam os dois resíduos, simultaneamente, com os tratamentos que receberam a mesma dose de Ferkal quando aplicado, isoladamente, observa-se que praticamente não diferiram. Esses resultados mostram que o Ferkal foi o principal responsável pela elevação do pH nos tratamentos onde foram adicionados os dois resíduos.

#### 4.1.2 Teores de matéria orgânica do solo

Na [Figura 4](#) são apresentados os teores de matéria orgânica no Planossolo aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades do solo.

Analisando a [Figura 4](#) observa-se que a adição dos dois resíduos ocasionou elevação significativa do teor de matéria orgânica mais efetivamente na camada superficial do solo (0-10 cm), sendo que o teor mais elevado ( $3,27 \text{ g kg}^{-1}$ ) ocorreu no tratamento onde se aplicou  $6 \text{ Mg ha}^{-1}$  de Ferkal com  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  de LETRIP, aos 120 dias. Esse valor corresponde a 1,5 vezes o valor da testemunha. Teores de matéria orgânica mais elevados na camada superficial do solo deve-se à maneira pela qual foram incorporados os resíduos e no modo de preparação do terreno. Esse efeito foi observado por diversos autores quando se aplicou lodo de esgoto (Abrahão, 1992; Marques, 1997; Nascimento et al. 2004).

Comparando os tratamentos que receberam somente o resíduo LETRIP com a testemunha encontra-se que com a dose  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  deste resíduo obteve-se o teor de matéria orgânica mais elevado ( $3,30 \text{ g kg}^{-1}$ ), na camada de 0-10 cm, aos 120 dias após a aplicação. Abaixo de 10 cm, os teores de matéria orgânica, pela aplicação do resíduo LETRIP, foram semelhantes à testemunha, denotando a baixa mobilidade deste resíduo no solo. Teores mais elevados de matéria orgânica eram esperados, considerando que este resíduo apresenta, em sua composição, maiores teores de matéria orgânica quando comparado ao Ferkal (Tabela 8). Oliveira et al. (2002c), avaliando os efeitos de aplicações sucessivas de composto de lixo orgânico sobre os teores de carbono orgânico, observou que os teores de C-orgânico do solo foram diretamente proporcionais às doses de aplicação.



**Figura 4.** Teores de matéria orgânica das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Avaliando o teor de matéria orgânica dos tratamentos que receberam somente o Ferkal com a testemunha observa-se que com a dose mais elevada (6 Mg ha<sup>-1</sup>) ocorreu um aumento da matéria orgânica, atingindo o valor mais elevado de 2,63 g kg<sup>-1</sup>, aos 120 dias após aplicação. Esse valor corresponde a 1,2 vezes o valor da testemunha.

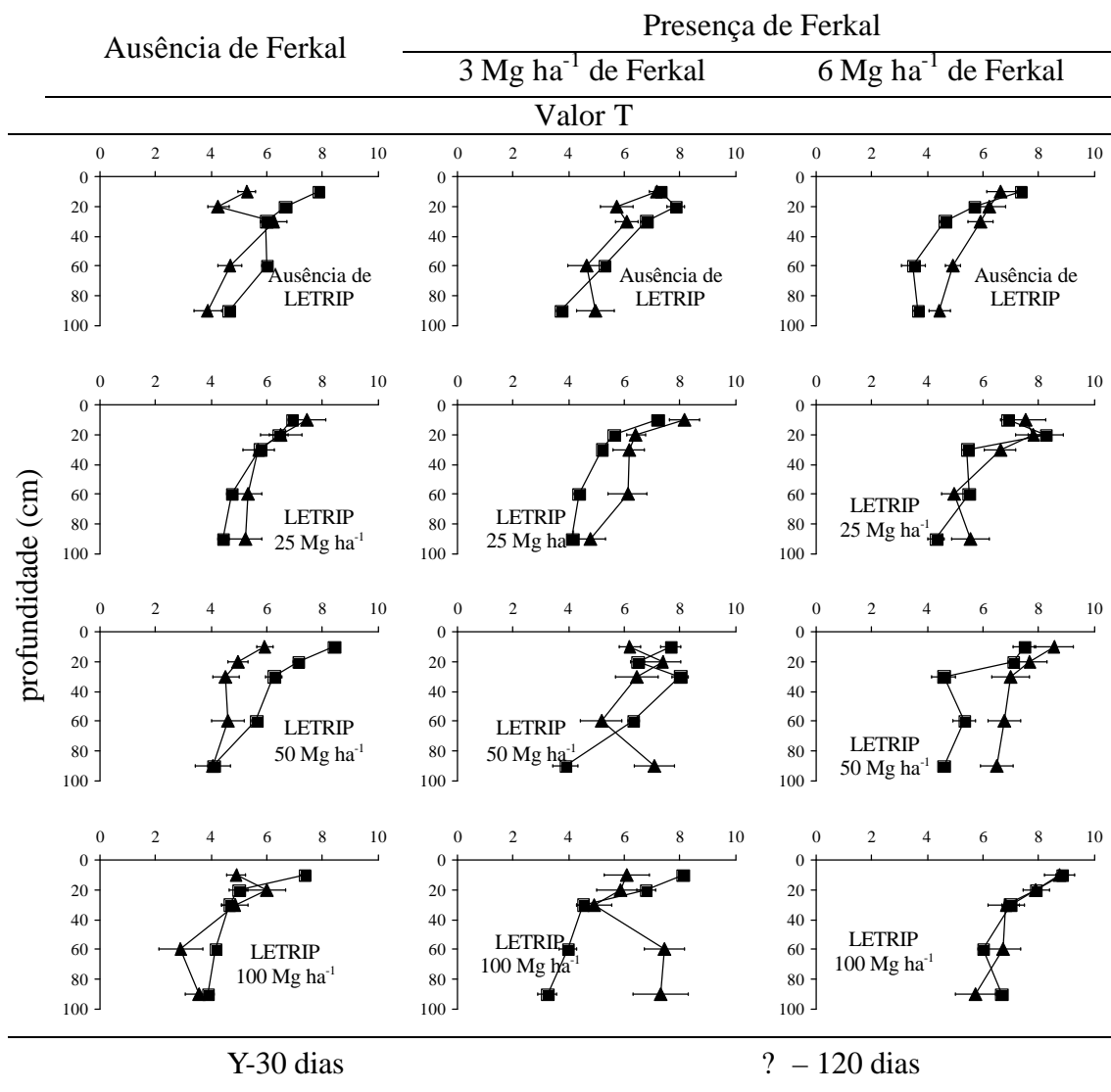
Behling (2005) avaliando o potencial agrícola e os impactos da aplicação de resíduos industriais Ferkal e LETRIP em área de Planossolo até a profundidade de 90 cm verificou que com a aplicação dos resíduos houve aumento de N mineral, em todas as camadas do solo, ocorrendo lixiviação de nitrato.

#### 4.1.3 Valor T

Os resultados do valor T no Planossolo aos 30 e 120 dias, após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades do solo são apresentados na Figura 5.

O valor T, em todos os tratamentos, se manteve mais elevado na camada de 0-20 cm e decresceu com a profundidade do solo. O valor T mais elevado na camada superficial do solo se deve a presença da matéria orgânica já presente no solo (Tabela 11) e/ou adicionada pelos resíduos Ferkal e LETRIP (Tabela 8).

Analisando a Figura 5 encontra-se que somente os tratamentos com 50 Mg ha<sup>-1</sup> e 100 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP combinados com 3 e 6Mg ha<sup>-1</sup> de Ferkal tiveram o valor T alterado pela adição de resíduos. A adição simultânea de LETRIP e Ferkal, em doses elevadas, causou aumento significativo no valor T, esta alteração pode estar relacionada com o aumento de pH. A elevação do pH pode aumentar a CTC efetiva do solo pelo aumento das cargas dependentes de pH na superfície de colóides orgânicos e inorgânicos do solo.



**Figura 5.** Distribuição do valor T das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Comparando o valor T da testemunha com os tratamentos que receberam somente LETRIP encontra-se que ocorreu acréscimo significativo em todos os tratamentos. Esse valor, provavelmente está associado ao aporte de quantidades consideráveis de C-orgânico ao solo pela adição do LETRIP (Tabela 14).

Analisando os tratamentos que receberam somente Ferkal observa-se que a adição deste resíduo também alterou significativamente o valor T do solo até 30 cm. A pequena quantidade de C-orgânico adicionada pelo Ferkal (Tabela 14) foi suficiente para alterar esse valor.



De maneira geral, quando comparados à testemunha, o valor T aumentou significativamente em profundidade somente nos tratamentos com as doses mais elevadas dos resíduos (6 Mg ha<sup>-1</sup> de Ferkal com 50 e 100 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP) indicando que parte da matéria orgânica do solo, provavelmente, foi translocada para as camadas mais profundas do solo. Essa lixiviação, provavelmente, está associada a natureza da matéria orgânica presente no Ferkal, a qual é constituída de células mortas de bactérias, material de baixo peso molecular, susceptível a translocação ao longo do perfil do solo. Deve-se destacar também que a textura do solo em estudo facilita a ocorrência desse mecanismo.

Com o tempo ocorreu aumento do valor T em profundidade nos tratamentos onde foram adicionados Ferkal. No tratamento de 100 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP + 3 Mg ha<sup>-1</sup> de Ferkal aos 90 cm, ocorreu aumento no valor T de 98% em relação a testemunha. Esses resultados mostram a ocorrência de lixiviação de compostos orgânicos em profundidade.

De acordo com Meurer et al. (2000) e Melo e Marques (2000), dentre os principais efeitos da aplicação de composto de lixo urbano sobre os atributos químicos dos solos ácidos, destaca-se a elevação do pH, a neutralização da acidez trocável, a redução da acidez potencial, o aumento da disponibilidade de P, K, Ca, Mg e o aumento da capacidade de troca catiônica.

Oliveira et al. (2002a) avaliando os efeitos causados por aplicações sucessivas de doses crescentes de lodo de esgoto sobre a CTC ao pH atual de um Latossolo Amarelo distrófico, cultivado com cana-de-açúcar, em dois anos agrícolas observaram que o lodo aumentou a capacidade de troca de cátions do solo, porém não foram verificados aumentos proporcionais às doses aplicadas. As alterações na CTC foram mais bem explicadas pelas variações no pH do que pelos acréscimos de C-orgânico.

#### 4.1.4 Teores de cálcio

Na Figura 6 são apresentados os teores de cálcio no Planossolo aos 30 e 120 dias após a aplicação dos resíduos nas diferentes profundidades do solo.

Observa-se que a adição dos resíduos Ferkal e LETRIP aumentou, significativamente, o teor de Ca nas camadas superficiais do solo (0-20 cm). O teor mais elevado (3,70 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>), no entanto, foi obtido pela adição de 6 Mg ha<sup>-1</sup> de Ferkal com 100 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP, na camada de 0-10 cm, aos 30 dias. Esse valor corresponde a um aumento de 61% em relação à testemunha. Esses resultados se devem a presença de vários compostos contendo cálcio no resíduo Ferkal (Tabela 3) e LETRIP (Tabela 8). O conteúdo de Ca colocado por meio do Ferkal foi de 618 e 1235 kg ha<sup>-1</sup> nas doses de 3 e 6 Mg ha<sup>-1</sup> e pelo LETRIP de 260, 520 e 1040 nas doses de 25, 50 e 100 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

Alguns trabalhos tem sido desenvolvidos com resíduos industriais visando o aumento no teor de nutrientes, como complemento ou até mesmo como substituto de fertilizantes comerciais. Pralon e Martins (2001) avaliando os efeitos da inoculação com fungos micorrízicos arbusculares e/ou rizóbio associado à adição do resíduo Ferkal na produção de mudas de *Mimosa caesalpiniaefolia* em estéril de extração de argila encontrou aumentos consideráveis de Ca no estéril de extração de argila e nas plantas pela adição do Ferkal. Castilhos et al. (2002), avaliando as alterações químicas no solo decorrentes da aplicação de dois diferentes lodos de curtume, observaram que com a aplicação do lodo do caleiro, houve uma maior quantidade de cálcio no solo. Costa et al. (2000) também encontraram aumento no teor de Ca no solo quando aplicaram o lodo do caleiro.



viabilidade do uso do gesso no processo produtivo agrícola. Uma característica importante do uso do gesso tem sido a alta solubilidade e, conseqüente mobilidade, causando aumento de Ca no solo, em profundidade.

A adição dos dois resíduos ocasionou teores mais elevados, não somente em superfície, mas notadamente em profundidade. Aos 90 cm de profundidade no tratamento 100 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP + 6 Mg ha<sup>-1</sup> de Ferkal, aos 30 dias, os valores de Ca foram 2,2 vezes maiores que a testemunha na mesma profundidade. Aos 120 dias, esses valores decresceram para 1,3 o que pode estar associado a mobilidade deste elemento no sistema, favorecido pela textura mais arenosa do solo, nas camadas de 20-60 cm.

#### **4.1.5 Teores de magnésio**

Na Figura 7 são apresentados os teores de Mg no Planossolo aos 30 e 120 dias após a aplicação dos resíduos nas diferentes profundidades do solo.

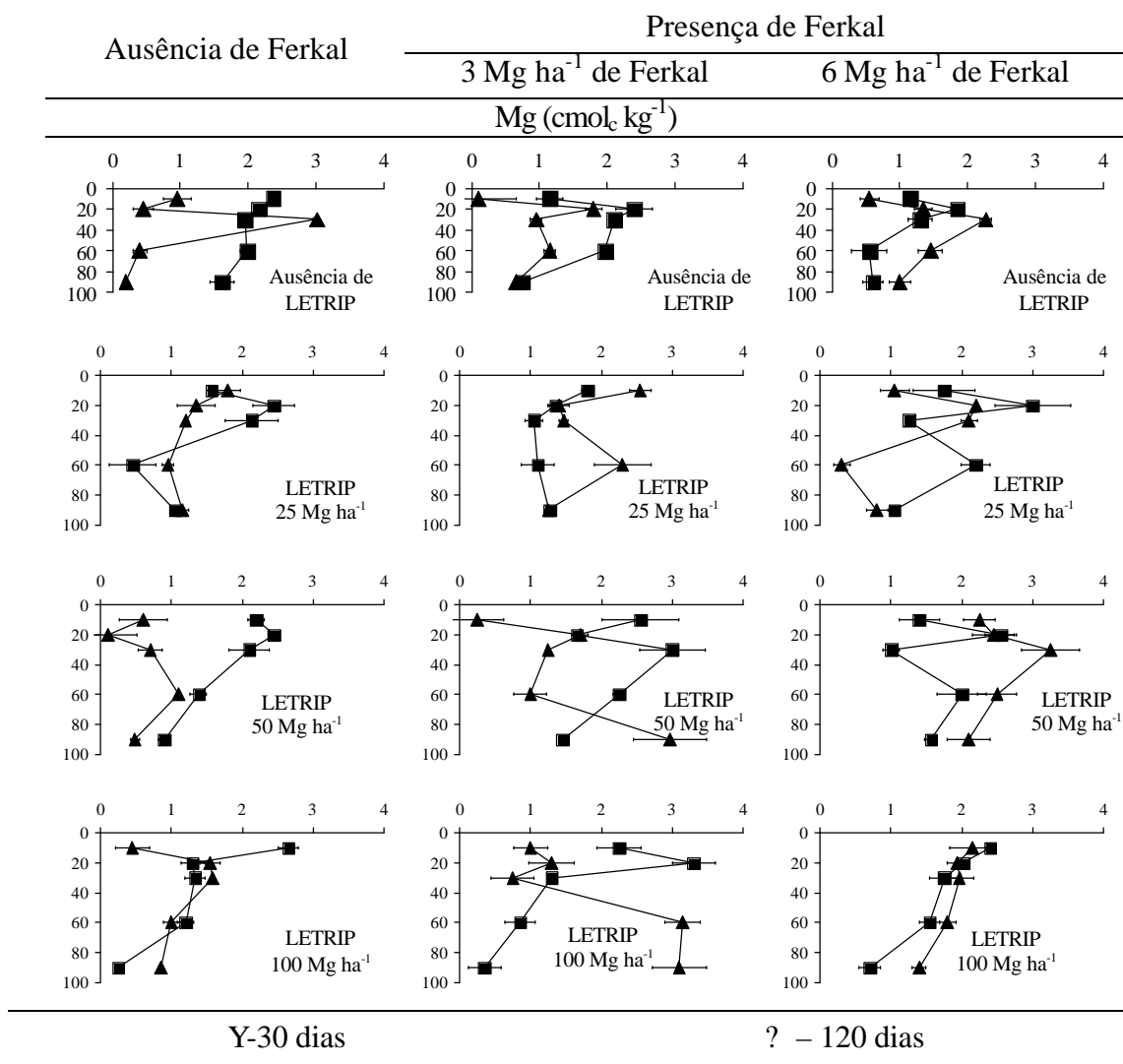
Analisando a Figura 7 observa-se que mesmo com a adição das maiores doses dos resíduos Ferkal e LETRIP não houve elevação de Mg em relação a testemunha.

Quando se compara os teores de Mg nos diferentes tratamentos aos 30 e 120 dias observa-se decréscimo aos 30 dias e aumento aos 120 dias, na camada de 60-90 cm, o que comprova a saída deste elemento, no sistema estudado. Assim como para o Ca, é provável que nos primeiros dias após a aplicação deste resíduo os teores de Mg na camada superficial eram superiores. A primeira avaliação feita aos 30 dias de aplicação, no entanto, não permitiu comprovar esse valor mais elevado de Mg, mas este comportamento do Mg pode ter seguido o movimento dos compostos orgânicos do solo visto anteriormente. Deve-se destacar que este fenômeno é comum em solos extremamente arenosos (informação verbal)<sup>1</sup>.

Diversos pesquisadores têm estudado o uso de resíduos industriais como fornecedor de Mg para o solo. Castro et al. (2002) avaliando o efeito do lodo de esgoto como recuperador de áreas degradadas com finalidade agrícola, verificou que houve aumento significativo do teor de magnésio em função da utilização do lodo. Esse mesmo efeito foi observado por Nascimento et al. (2004) quando estudou as alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto.

---

<sup>1</sup> Informação fornecida por Segundo Urquiaga-Caballero, em Seropédica-RJ, em Dezembro de 2004.



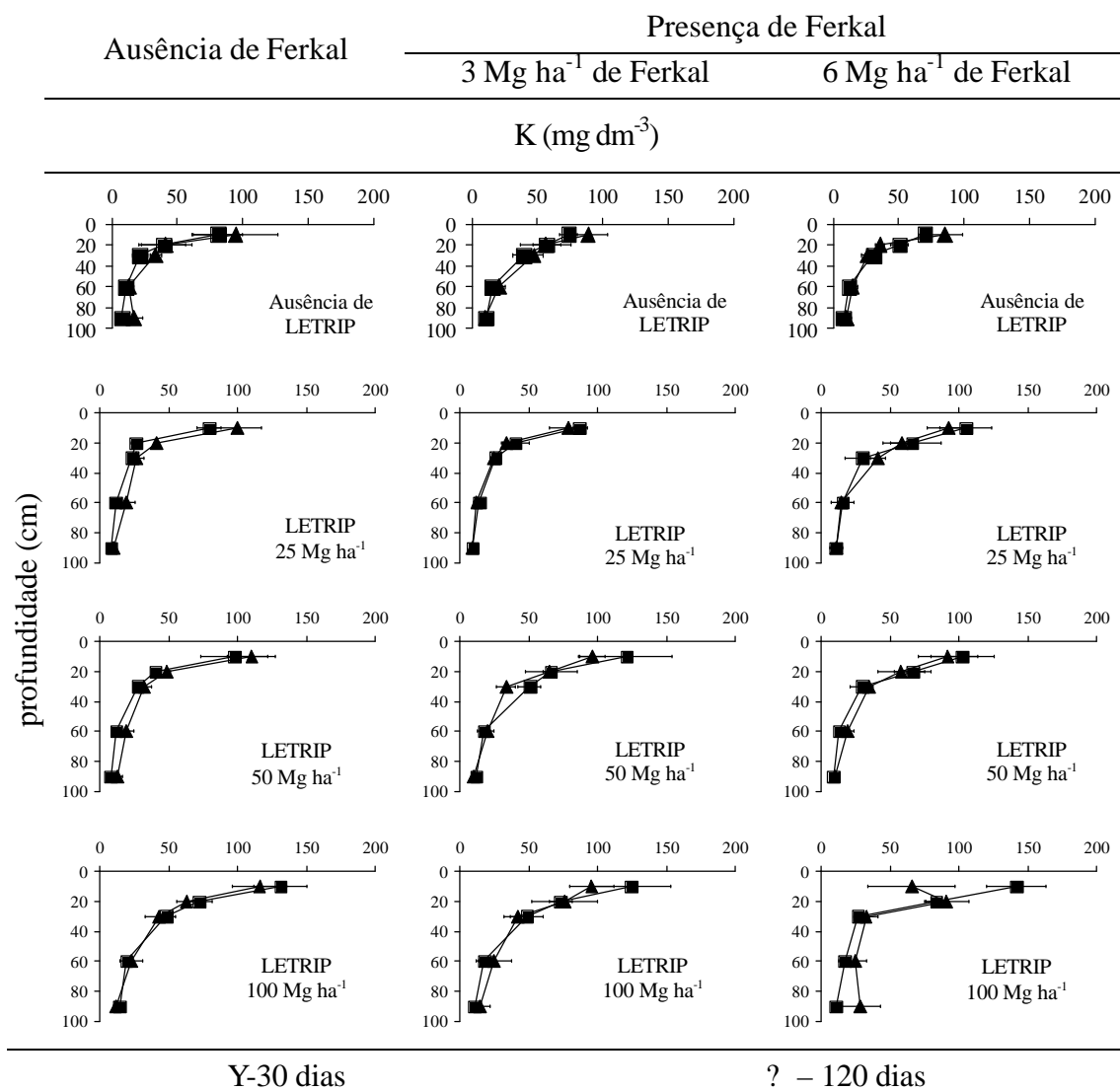
**Figura 7.** Teores de magnésio (extraível) das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXe), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

#### 4.1.6 Teores de potássio

A alteração nos teores de K ocorrida no Planossolo aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos nas diferentes profundidades do solo são apresentados na Figura 8.

Analisando a Figura 8 observa-se que a adição dos resíduos Ferkal e LETRIP, simultaneamente, ocasionou elevação de K. Teores mais elevados de K estiveram presentes nos tratamentos com LETRIP. Isto se deve ao maior aporte causado por este resíduo na ordem de 239 a 478 vezes superiores ao resíduo Ferkal (Tabela 13). Na dose mais elevada (100 Mg ha<sup>-1</sup>), a 90 cm de profundidade, o teor de K esteve 2 vezes maior que a testemunha, mostrando a ocorrência de lixiviação deste elemento no solo, conforme mencionado para outros elementos.

A maior dose de Ferkal combinada com a maior dose de LETRIP ocasionou aumento de K, na camada de 0-10 cm, aos 30 dias.



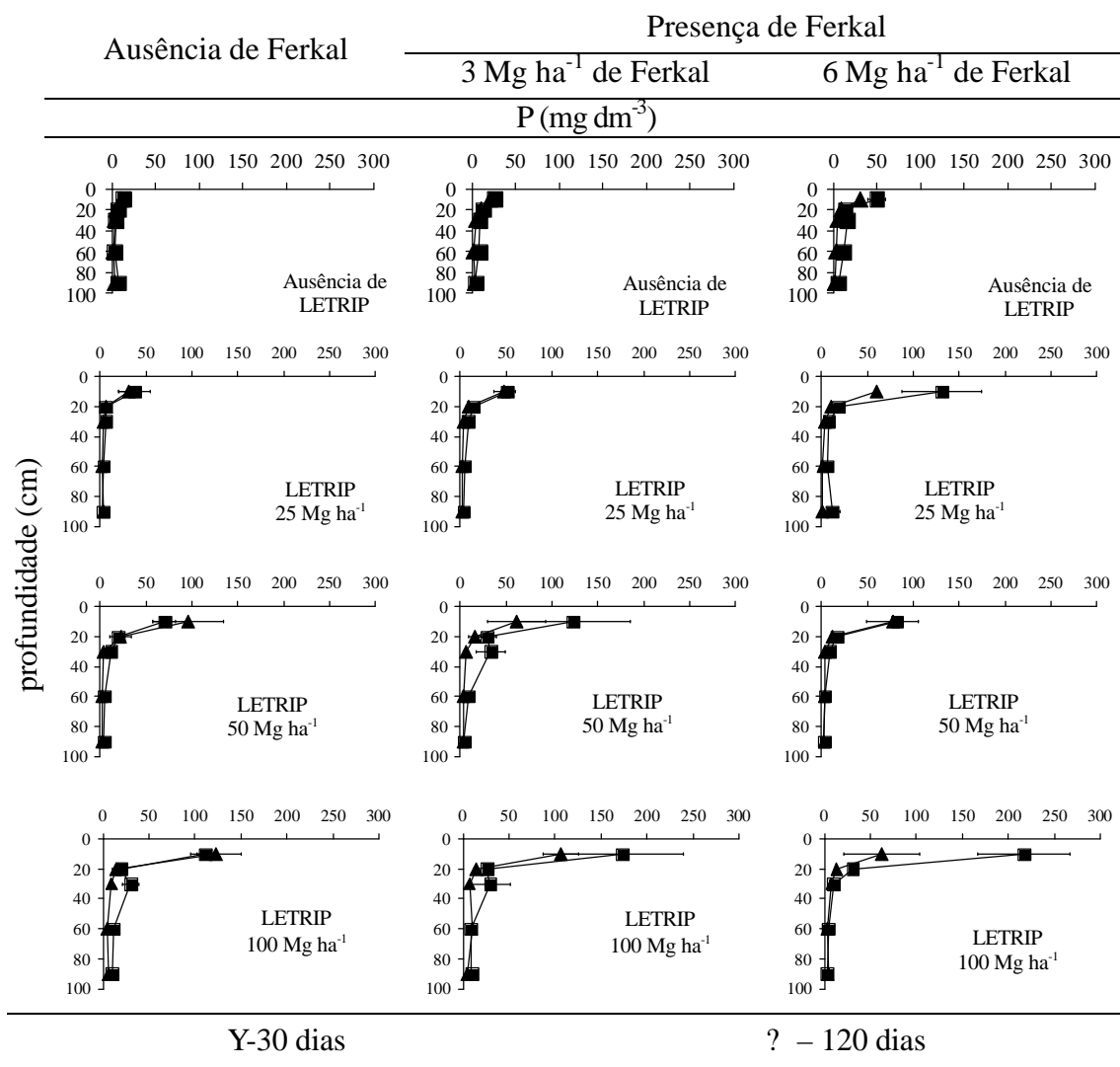
**Figura 8.** Teores de potássio (extraível) das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXe), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Quando se aplicou LETRIP, isoladamente, observa-se que os teores de K aumentaram significativamente na maior dose, na camada de 0-10 cm. Comparando o Ferkal, aplicado isoladamente, com a testemunha observa-se que não houve aumento significativo de K.

Riekerk (1978), estudando lixiviação de K, Ca e Mg em áreas que receberam biossólidos aplicou 247 Mg ha<sup>-1</sup> de biossólidos em um solo florestal cascalhento, verificou perdas anuais, devidas ao tratamento, correspondentes a 8% do N adicionado, 15% do Ca e 1% do K.

#### 4.1.7 Teores de fósforo

Na Figura 9 são apresentados os teores de P no Planossolo aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos nas diferentes profundidades do solo.



**Figura 9.** Teores de fósforo (extraível) das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXe), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Observa-se que a adição dos resíduos ocasionou elevação de P, na camada superficial do solo (0-10 cm), sendo que os teores mais elevados ( $172,97$  e  $216,96 \text{ mg dm}^{-3}$ ) ocorreram nos tratamentos onde se aplicou  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  de LETRIP com  $3$  e  $6 \text{ Mg ha}^{-1}$  de Ferkal, respectivamente, aos 30 dias. Vários autores têm verificado que os resíduos industriais são fornecedores potenciais de P. Trannin et al. (2000) aplicando um bio-sólido industrial da empresa Rhodia-ster S.A. na cultura do milho, observaram que o mesmo apresentava potencial de utilização como fertilizante na cultura do milho, principalmente como fornecedor de nitrogênio e fósforo. Trindade et al. (2000), estudando o efeito residual de bio-sólidos de origem industrial do Pólo Petroquímico de Camaçari no solo verificou que a aplicação de bio-sólidos aumenta os valores de P no solo.

Comparando os tratamentos que receberam somente o resíduo LETRIP com a testemunha encontra-se que há um aumento gradativo e significativo com o aumento da dose, na camada de 0-10 cm. O teor mais elevado ( $122,47 \text{ mg dm}^{-3}$ ) foi obtido com a maior dose, na camada de 0-10 cm, aos 120 dias após aplicação do resíduo. Vieira et al. (2004), avaliando o efeito da utilização de lodo de esgoto, como fonte de fósforo, na fixação de nitrogênio e na produção da soja, observou que a necessidade de P na cultura

da soja pode ser suprida por meio da aplicação de pequenas doses de lodo de esgoto, sem prejuízo para o processo simbiótico ou mesmo para a produção.

Quando se compara o teor de P dos tratamentos que receberam somente o resíduo Ferkal com a testemunha observa-se que a dose  $6 \text{ Mg ha}^{-1}$  promoveu um aumento do elemento. Teor de P mais elevado ( $49,79 \text{ mg dm}^{-3}$ ) foi obtido com a aplicação da maior dose ( $6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), na camada de 0-10 cm, aos 30 dias. Silva et al. (1998) estudando o cultivo da cana-de-açúcar em Terra Roxa Estruturada, observaram aumento na absorção de P, mas apenas para a dose máxima estudada ( $30 \text{ Mg ha}^{-1}$ ).

Pralon e Martins (2001) avaliando a utilização do resíduo Ferkal na produção e mudas de sabiá em estéril de extração de argila, inoculadas com fungos micorrízicos arbusculares e rizóbio verificaram que houve um aumento significativo do teor de P na parte aérea das plantas com a aplicação de Ferkal no tratamento controle (sem inoculação).

O aporte de P ao solo pela aplicação dos resíduos foi de  $826 \text{ kg ha}^{-1}$  de LETRIP e  $30,4 \text{ kg ha}^{-1}$  de Ferkal. A quantidade de P proporcionada pela adição do resíduo LETRIP foi 27 vezes maior.

#### **4.1.8 Saturação de bases (V%)**

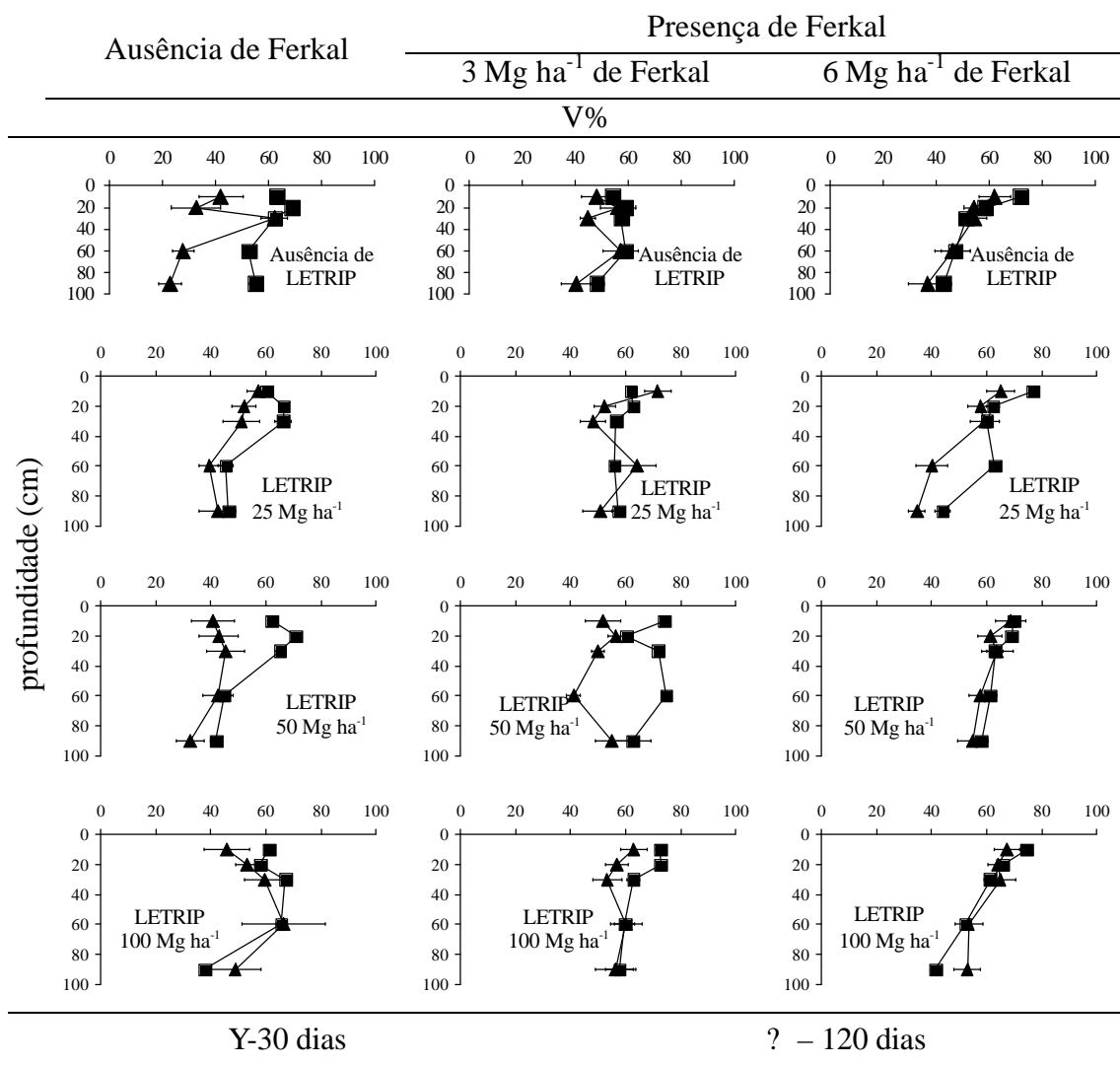
Na Figura 10 são apresentados os valores de V% no Planossolo aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP nas diferentes amostras de solo das profundidades estudadas.

Analisando a Figura 10 observa-se que a adição dos resíduos ocasionou elevação gradativa e significativa do V% mais efetivamente na camada de 0-10 cm, sendo que o valor mais elevado (76,77%) ocorreu no tratamento onde se aplicou  $6 \text{ Mg ha}^{-1}$  de Ferkal com  $25 \text{ Mg ha}^{-1}$  de LETRIP, na camada de 0-10, aos 30 dias. Nas camadas abaixo de 10 cm o V% foi semelhante ao encontrado na testemunha, em todos os tratamentos. Dias et al. (2000) avaliando o comportamento dos diferentes resíduos orgânicos adicionados ou não de fertilizantes minerais ao solo verificou que a aplicação do lodo de esgoto foi superior ao esterco de galinha na saturação de bases. Corrêa et al. (2004) analisando o índice de acidez ao longo do perfil do solo e o efeito na produtividade na soja em função de doses de biossólidos e resíduos industriais aplicados em superfície, no sistema de plantio direto observou que os resíduos aplicados, durante prazo de três meses de reação, alteraram o V% até a profundidade de 40 cm, ao longo de todo o perfil do solo.

Comparando os tratamentos que receberam somente resíduo LETRIP com a testemunha encontra-se que este resíduo alterou significativamente a saturação de bases, em todas as profundidades.

Quando se compara os valores da testemunha com os tratamentos que receberam somente o Ferkal observa-se que ocorreu aumento significativo do V% com o aumento da dose, na camada 0-10 cm. Valor de V% mais elevado (71,63%) foi obtido com a aplicação da maior dose ( $6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), aos 30 dias.

Na maioria dos tratamentos os valores mais elevados de V% foram atingidos aos 30 dias após aplicação dos resíduos.



**Figura 10.** Distribuição do valor V% das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

## 4.2 Alterações de Teores Totais de Metais no Solo Devido à Adição dos Resíduos.

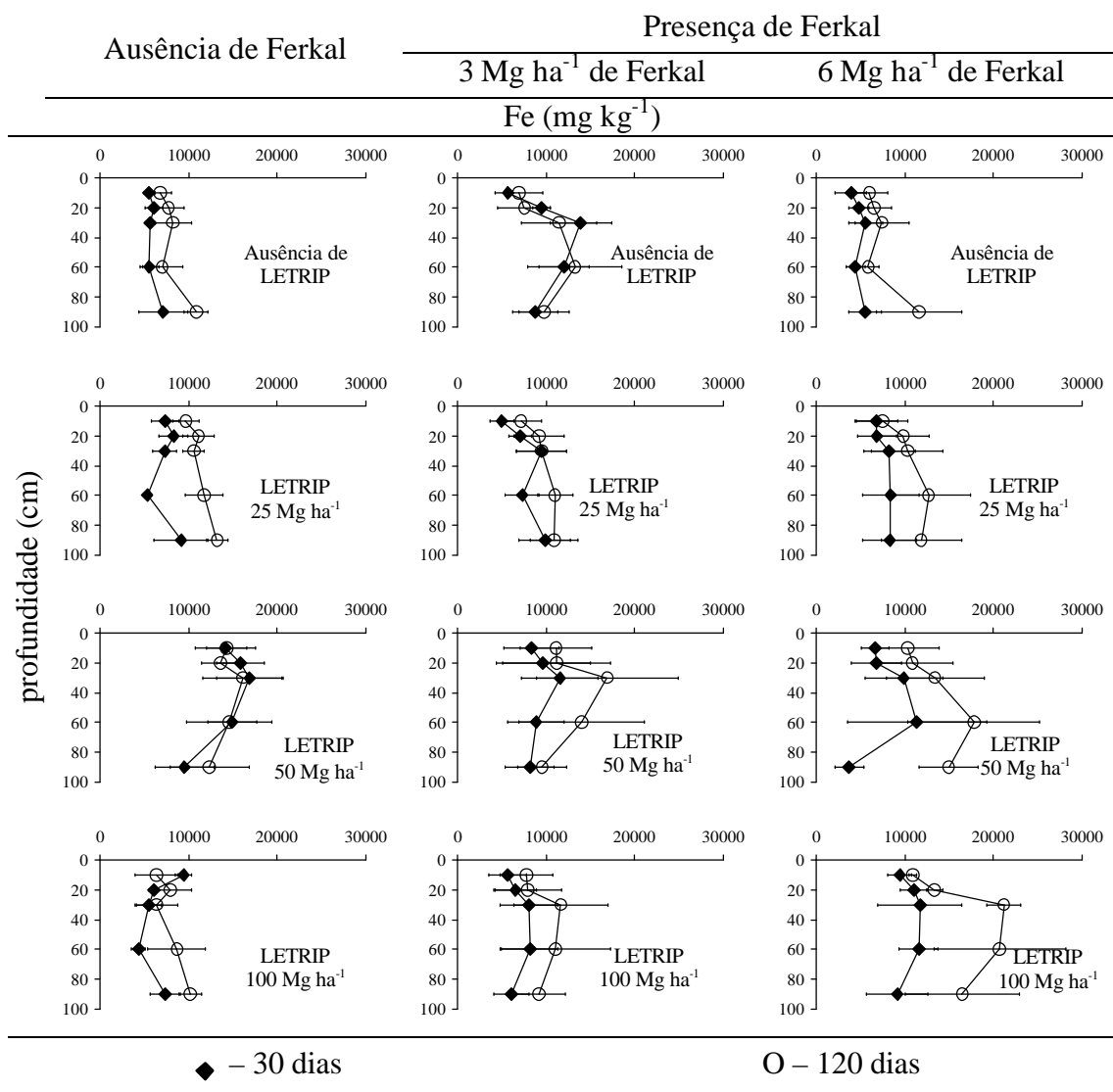
### 4.2.1 Teores de ferro

Na Figura 11 são apresentados os teores de Fe no Planossolo aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP nas diferentes amostras de solo das profundidades estudadas.

Analisando a Figura 11 observa-se que a adição dos resíduos, praticamente, aumentou o teor de Fe em todos os tratamentos estudados.

Quando se comparam os tratamentos que receberam, somente, LETRIP e a Testemunha, aos 30 dias observam-se que houve um aumento significativo de Fe no solo pela adição deste resíduo. No entanto, foram encontrados teores mais elevados deste elemento no tratamento com 50 Mg ha<sup>-1</sup>. O maior aporte de Fe ao solo pela adição do resíduo LETRIP (Tabela 15) quando comparado ao resíduo Ferkal determinou os teores mais elevados deste elemento no resíduo.





**Figura 11.** Teores totais de ferro das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Em profundidade, os teores de Fe nos tratamentos com resíduo LETRIP quando comparados com a Testemunha foram mais elevados. Mostrando que ocorreu lixiviação deste elemento ao longo do perfil do solo.

Essa lixiviação está associada ao aumento da solubilidade de Fe no sistema em estudo. Neste sistema vários processos estão ocorrendo, simultaneamente, entre eles: adição de resíduos contendo vários compostos, tais como, os de Fe e matéria orgânica; alteração de pH e mudanças no estado de redução do solo. Dado a complexidade do meio não se pode discutir, isoladamente, os processos que estão influenciando mais diretamente na solubilidade do ferro.

A umidade do solo manteve-se elevada, por períodos longos, devido a posição deste em cota mais baixa na paisagem, condições de má-drenagem e precipitações. Ocorreram, também, alagamentos periódicos. Isto determinou condições de redução no meio, que consiste na presença de bactérias anaeróbicas que no seu processo de respiração oxidam o carbono orgânico utilizando compostos minerais como aceptores finais de elétrons. Dentre esses compostos estão os óxidos férricos ( $Fe^{3+}$ ) que em

condição de redução são reduzidos a óxidos ferrosos ( $\text{Fe}^{2+}$ ) aumentando, conseqüentemente, a solubilidade do ferro.

O ferro solúvel em água varia em função do pH do solo. À medida que o pH aumenta, a concentração deste elemento, a sua concentração decresce devido a reações de adsorção, de precipitação e de complexação com matéria orgânica do solo.

De modo geral a presença de matéria orgânica contribui para aumentar o estado de redução do solo, no entanto, a maior contribuição do material orgânico para este processo, provavelmente, está associado a maior quantidade de material prontamente decomponível que o mesmo apresenta. Oliveira (1998) usando um lodo esgoto rico em compostos orgânicos e com alto conteúdo de ácido fúlvico solúvel ( $\text{AF/AH}=0,24$ ) encontrou que parte do Cd se mantinha, complexado, em solução por ácidos orgânicos.

A textura das diferentes camadas no solo (Tabela 11), com predomínio da fração areia, permitiu a translocação de ferro. O Fe procedente do solo e do resíduo migrou, provavelmente, associado à matéria orgânica pela ligação deste elemento com as superfícies adsorventes dos diferentes compostos orgânicos. A translocação de compostos orgânicos, em profundidade, foi observada neste experimento e discutida anteriormente (Figura 4).

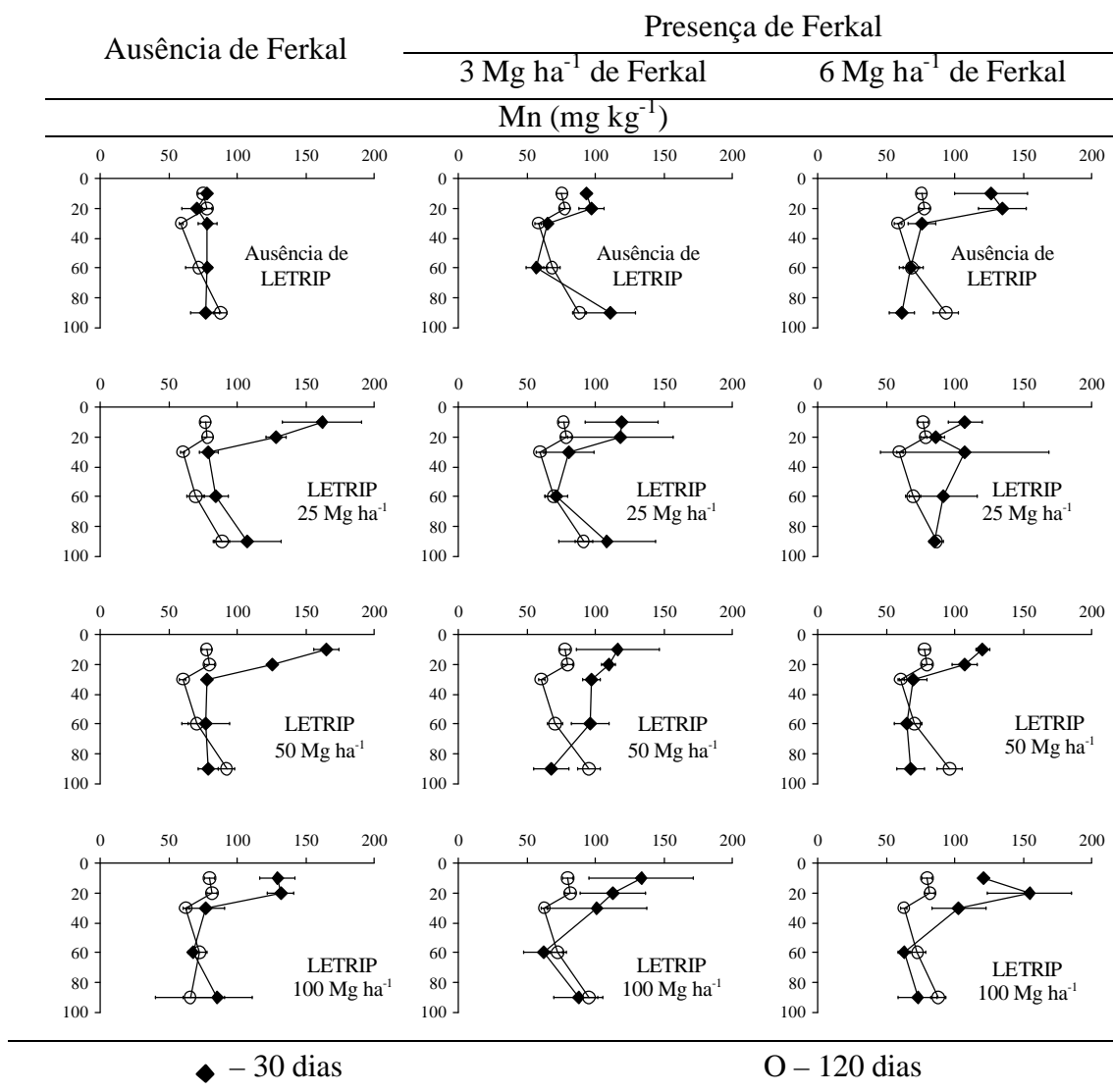
Avaliando o teor de Fe nos tratamentos que receberam Ferkal com a Testemunha, aos 30 dias, verifica-se que ocorreu decréscimo deste elemento no tratamento com  $3 \text{ Mg ha}^{-1}$  na camada de 0-10 cm. No tratamento de  $6 \text{ Mg ha}^{-1}$ , por outro lado, ocorreram decréscimos em todas as camadas avaliadas, mostrando, que a adição deste resíduo, provavelmente por apresentar teores mais elevados de matéria orgânica de mais rápida decomposição contribuiu para a maior redução no meio e conseqüente maior solubilização do ferro. O Fe solubilizado foi removido para camadas inferiores. Aos 120 dias ocorreu maior acúmulo de Fe, nas camadas inferiores. De acordo com Alloway et al. (1985) as moléculas orgânicos solúveis, de baixo peso molecular, formam complexos solúveis (quelatos) com os metais pesados. Quando ligados aos ácidos orgânicos solúveis, os metais pesados ficam “protegidos” de reações com grupos funcionais de componentes inorgânicos dos solos, o que possivelmente, reduz sua biodisponibilidade. Os complexos formados são provavelmente menos adsorvidos e/ou precipitados e, de menor disponibilidade para as plantas do que na forma de íons livres (Neal e Sposito, 1986).

Na maioria dos tratamentos com aplicação conjunta dos resíduos ocorreram decréscimo de Fe, aos 30 dias, em todas as camadas, em profundidade. Quando se compara os tratamentos que receberam, somente, LETRIP e os que receberam LETRIP +Ferkal aos 30 dias verifica-se que a adição do Ferkal ocasionou decréscimos nos teores de Fe em todos os tratamentos, sendo mais expressivo na camada superficial do solo (0-20 cm). O Fe removido dessa camada, em alguns tratamentos acumulou nas camadas mais profundas (30-90 cm), em outros, saiu do sistema em estudo. Quando se verifica a combinação das maiores doses de LETRIP e Ferkal encontram-se aumentos expressivos de Fe, em todas as camadas, o que pode ser devido ao maior efeito complexante da matéria orgânica. Deve-se salientar que o aporte C-orgânico pela adição de  $100 \text{ Mg ha}^{-1}$  de LETRIP e  $6 \text{ Mg ha}^{-1}$  de Ferkal foi de 20400 e  $57,6 \text{ kg ha}^{-1}$ , respectivamente.

Considerando haver certa similaridade no comportamento do Fe e de outros metais no solo, é possível que processo semelhante ao descrito ocorrem com outros metais neste solo. Sendo mais facilmente observado para o Fe devido às altas concentrações deste elemento no meio.

#### 4.2.2 Teores de manganês

Na Figura 12 são apresentados os teores de Mn no Planossolo aos 30 e 120 dias após a aplicação dos resíduos, nas diferentes amostras de solo das profundidades estudadas.



**Figura 12.** Teores totais de manganês das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXe), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Avaliando os tratamentos com apenas LETRIP, aos 30 dias, em relação a testemunha observa-se que ocorreram aumentos de Mn pela aplicação deste resíduo.

Em profundidade se observou alteração mais pronunciada no tratamento de 25 Mg ha<sup>-1</sup> na camada de 60-90 cm. Obteve-se teor de Mn 1,4 vezes superior que na testemunha, na mesma profundidade. Esse acúmulo ocorreu na camada do solo com maior teor de argila, indicando que ocorreu lixiviação de Mn da camada superficial, passando mais facilmente pela camada de 20-60 cm (mais arenosa) ficando retido na camada mais argilosa (60-90 cm) do solo.

O comportamento de Mn no solo é semelhante ao observado para o ferro (Figura 11), no entanto, a magnitude do mecanismo é menos notável devido aos menores teores de Mn adicionados ao solo pelos resíduos (Tabela 15).

No solo os compostos de Mn, semelhante ao que ocorre com os compostos de ferro, são muito susceptíveis às mudanças do estado de redução. Normalmente nos solos o Mn se encontra associado a oxi-hidroxidos insolúveis ou quelatado pela adição de matéria orgânica.

Em ambiente redutor os óxidos e hidróxidos de Mn são reduzidos a óxidos mangânicos ( $Mn^{4+}$ ) e óxidos manganosos ( $Mn^{2+}$ ) aumentando desta forma a solubilidade deste elemento. Considerando, como discutido anteriormente, a ocorrência de reações de oxi-redução na área em estudo pode-se afirmar que a lixiviação de Mn, em profundidade, está associada a este processo. O Mn migrou em profundidade, provavelmente, ligado a compostos orgânicos ou em solução, sendo adsorvido, em profundidade (60-90 cm) a cargas negativas presentes na superfície dos colóides.

Quando se compara os teores de Mn dos tratamentos de Ferkal com a testemunha, aos 30 dias, verifica-se que ocorreram aumentos de Mn pela aplicação deste resíduo, somente, na dose de  $6 Mg ha^{-1}$ . Em profundidade ocorreu decréscimo no teor de Mn, denotando lixiviação deste elemento. Por outro lado, no tratamento  $3 Mg ha^{-1}$  o Mn translocado acumulou aos 60-90 cm, na camada mais argilosa.

Com relação aos tratamentos em que foram aplicados os dois resíduos nota-se que a acumulação de Mn foi maior na combinação das maiores doses, aos 30 dias.

Na maioria dos tratamentos em que foram adicionados os resíduos ocorreu decréscimo de Mn na camada de 60-90 cm, aos 30 dias, e acréscimo nas mesmas camadas aos 120 dias, indicando lixiviação de Mn para as camadas inferiores do solo, com o tempo.

#### **4.2.3 Teores de cádmio**

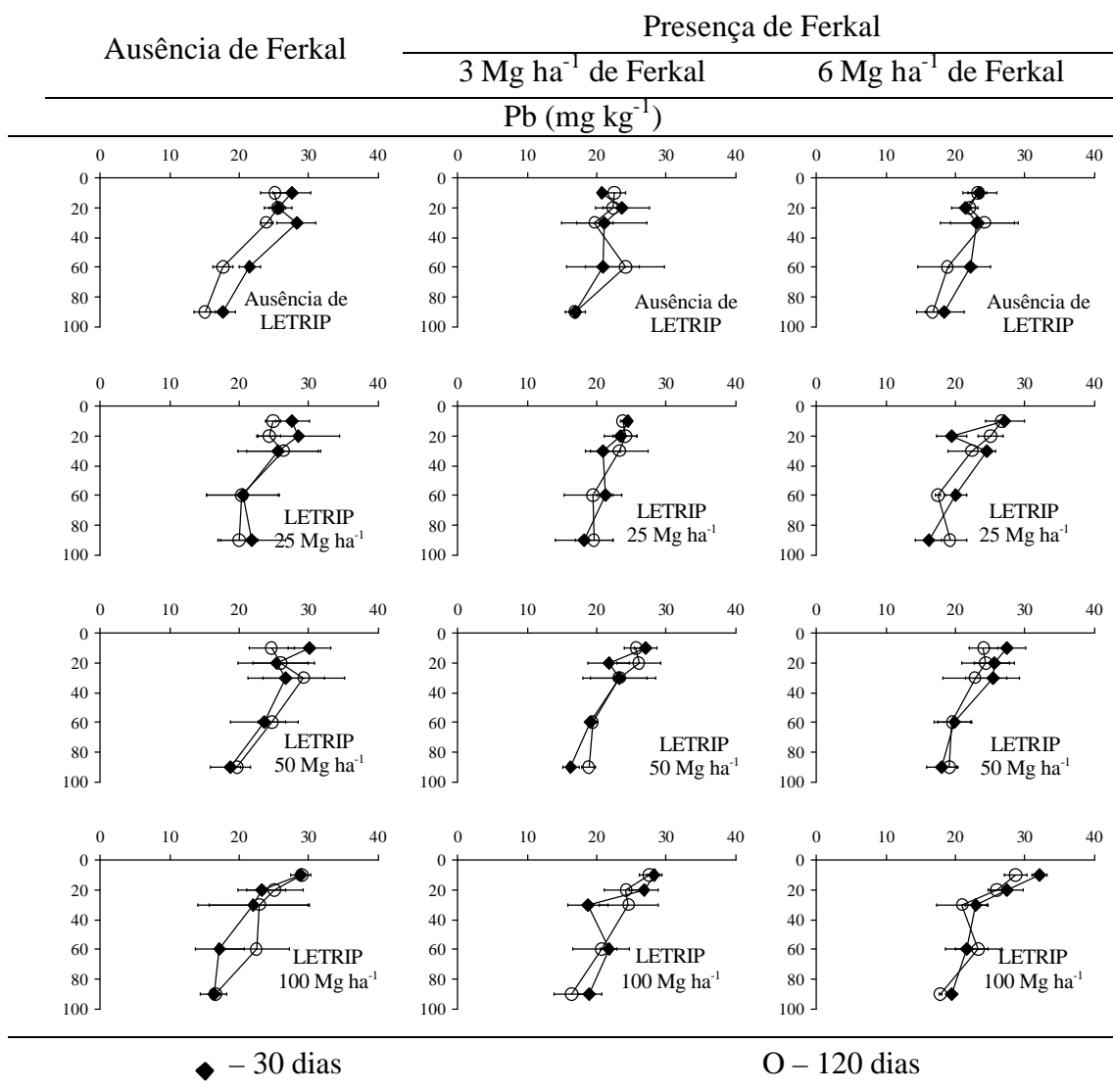
Os teores de Cd no Planossolo aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos nas diferentes profundidades estudadas são mostrados na Figura 13.

Nesta Figura, verifica-se que a adição dos resíduos não alterou os teores de Cd em relação a testemunha. Os teores de Cd estiveram abaixo de  $2,0 mg kg^{-1}$  de terra, sendo que ocorreu aumento gradativo em profundidade. Esse valor se encontra no limite superior da concentração normal de metais no solo (Tabela 6).

De modo geral, os maiores teores de Cd são observados aos 30 dias, havendo pequena redução aos 120 dias, indicando, possível, lixiviação para as camadas inferiores do solo. A textura do solo, possivelmente, facilitou a mobilidade deste elemento.

A maior mobilidade de Cd em solos e, portanto, maior disponibilidade que outros metais pesados tem sido amplamente divulgada (Alloway, 1995; Kabata-Pendias e Pendias, 1984).





**Figura 14.** Teores totais de chumbo das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXe), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

A forte interação deste elemento aos compostos de Fe e matéria orgânica presente no meio podem justificar os teores mais elevados na camada superficial do solo em estudo.

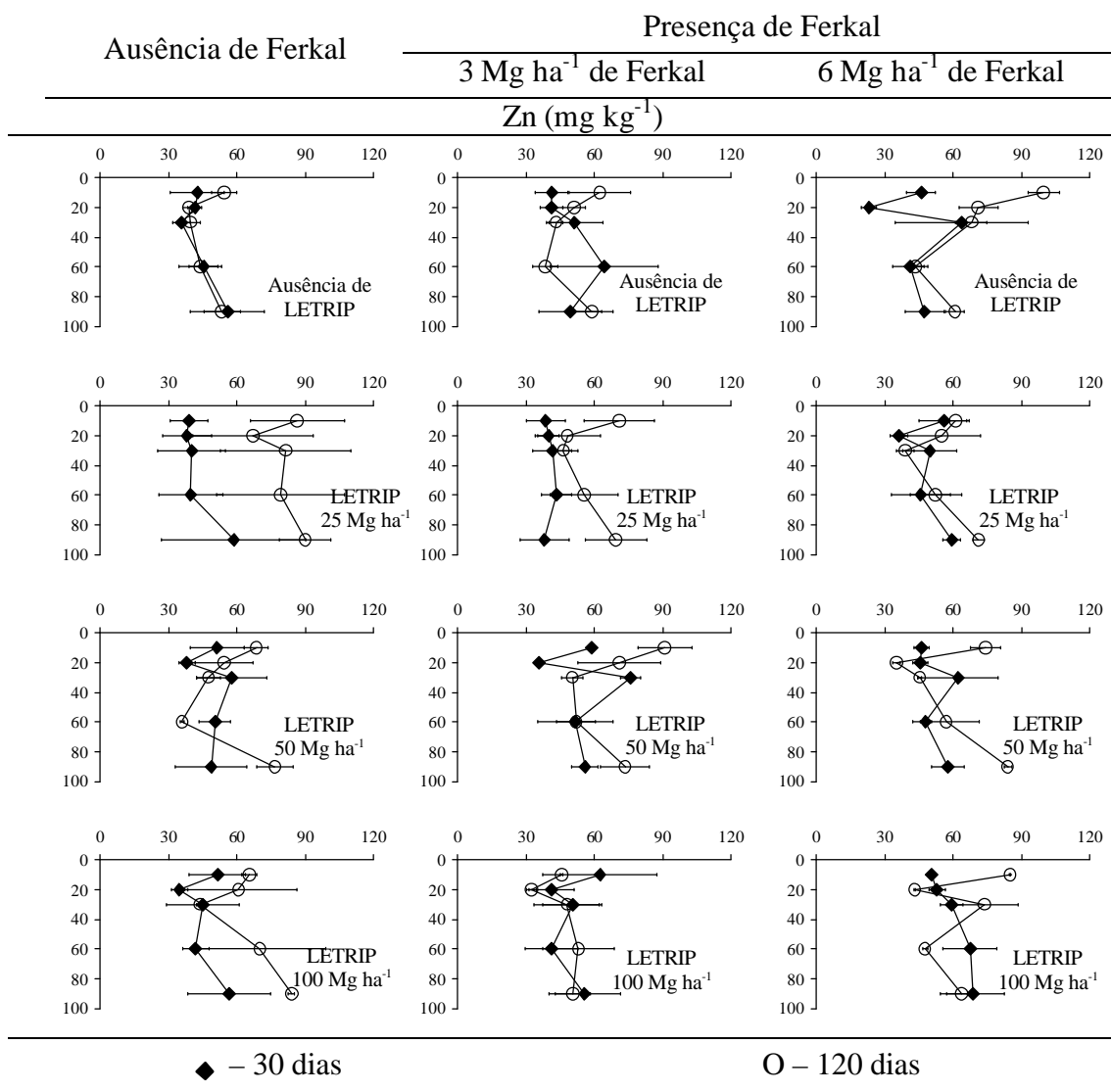
O pH é outro parâmetro que influencia na disponibilidade de Pb. Em pH elevado este elemento tende a precipitar-se como fosfato, carbonato ou hidróxido. A adição de compostos fosfatados afeta, também, a disponibilidade deste elemento pela formação de precipitados com o fosfato de baixíssima solubilidade (Alloway, 1995; Kabata-Pendias e Pendias, 1984).

Silva e Lemainski (2003) estudando o biofósforo como fertilizante na produção de milho e soja no Distrito Federal, verificaram que não houve impacto de aumento nos teores dos metais pesados Cd, Cr, Ni e Pb, incorporados ao solo pelas doses crescentes de biofósforo. Resultados semelhantes foram observados por Andreoli et al. (2003), Nascimento et al. (2004), Rangel et al. (2000) e Silva et al. (2002).

#### 4.2.5 Teores de zinco

A Figura 15 apresenta os teores de Zn, nas diferentes amostras de solo das profundidades estudadas, aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos.

Quando se compara a testemunha e os tratamentos com os resíduos observa-se que ocorreu maior concentração de Zn na camada de 0-30 cm, decrescendo em seguida, tornando a aumentar aos 60-90 cm de profundidade. Esses dados evidenciam a movimentação de Zn ao longo do perfil do solo. O teor de Zn no solo atingiu valor máximo de  $99,7 \text{ mg kg}^{-1}$  se encontrando dentro da faixa considerada comum para solos agrícolas (Tabela 6).



**Figura 15.** Teores totais de zinco das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXE), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

A maior retenção do Zn na camada superficial do solo se deve a presença de matéria orgânica e elevação do pH do solo em decorrência da aplicação dos resíduos. A matéria orgânica apresenta grande capacidade de adsorção de Zn. Neste processo ocorre a formação de complexos estáveis (inner-sphere) com os grupos funcionais dos compostos orgânicos, reduzindo a biodisponibilidade deste elemento. Em solução, o Zn freqüentemente, pode encontrar-se quelatado. De acordo com Kiekens (1995) os ácidos

fúlvicos formam quelatos com os íons Zn em uma ampla faixa. Dessa forma, aumentando a solubilidade e, conseqüentemente, a mobilidade desse elemento. De acordo com este autor grande parte do zinco presente em solução do solo e em águas superficiais parece estar ligada a um composto de coloração amarelada e com propriedades semelhantes ao ácido fúlvico. Verloo (1979) verificou que 16% do Zn solúvel estava nesta forma em um lixiviado do solo. Hodgson et al. (1966) verificou em lixiviado do solo que 60 a 70% do Zn solúvel estavam associados a complexos orgânicos solúveis. Compostos simples como aminoácidos, ácidos fúlvicos e ácidos orgânicos de baixo peso molecular são efetivos complexantes ou agentes quelatantes de Zn, levando a maior mobilidade deste elemento.

A biodisponibilidade da maioria dos metais decresce com o aumento do pH, isto deve-se a reação de precipitação, adsorção e queelação.

#### **4.2.6 Teores de cobre**

Na Figura 16 são apresentados os teores de Cu no Planossolo aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos nas diferentes profundidades estudadas.

Observa-se, nesta figura, que a aplicação do resíduo LETRIP contribuiu para a elevação do teor deste elemento na camada arável do solo.

Comparando os teores de Cu em profundidade na testemunha e nos tratamentos com resíduos observa-se que aos 30 dias ocorreu, em geral, decréscimo no teor deste elemento a partir dos 10 cm, indicando lixiviação. Aos 120 dias após aplicação dos resíduos, verifica-se decréscimos mais intensivos de Cu, ao longo do perfil do solo, reafirmando a mobilidade do mesmo elemento.

Muitos experimentos (Mazur, 1997; Mesquita, 2002; Oliveira, 1998; Pereira, 2004; Pinheiro, 2003) tem sido realizados com resíduos contendo elevados teores de matéria orgânica se fundamentando na importância da mesma na diminuição da solubilidade do metais pesados. Sob condições extremamente ácidas, o colóide exibe baixa carga negativa e, assim, tem pequena capacidade adsortiva. Sob condições alcalinas, a capacidade adsortiva do húmus excede, consideravelmente, a da maioria das argilas silicatadas (Oliveira, 1998).

No entanto, além da matéria orgânica atuar como um dreno de Cu, as moléculas solúveis de baixo peso molecular produzidas durante a decomposição microbiana do resíduo orgânico no solo, formam complexos solúveis (quelatos) com os metais. Assim associados à matéria orgânica, os metais ficam protegidos de reações com os componentes inorgânicos do solo, o que os tornariam indisponíveis para a absorção pelos vegetais.

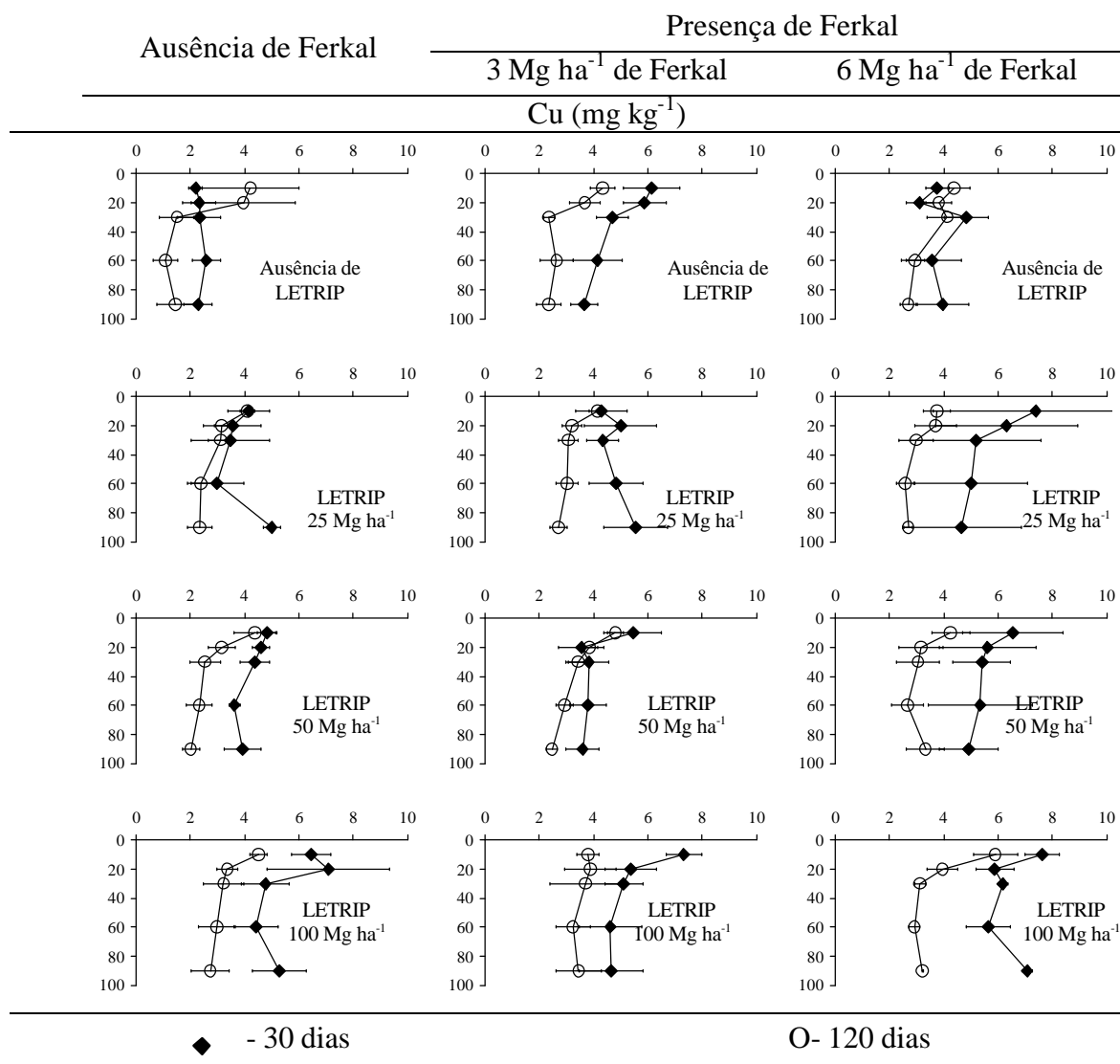
Esse mecanismo de queelação ocorre com mais freqüência com ferro, zinco, cobre e manganês.

O Cu tem sido considerado um elemento de baixa mobilidade no solo e isso se deve a alta afinidade deste elemento com grupos carboxílicos e fenólicos, formando complexos de elevada estabilidade com a matéria orgânica (Schnitzer, 1969). No presente experimento, no entanto, observou-se mobilidade de Cu o que pode ser devido a mineralização da fração orgânica contendo Cu, aumentando a disponibilidade deste no solo.

A literatura tem amplamente demonstrando a diferença entre os metais quanto a mobilidade no solo. Sendo o Cd considerado de alta mobilidade, o Zn e o Mn de mobilidade intermediária, enquanto, o Cu e Pb de baixa mobilidade (Alloway, 1995). Apesar desta diferença, observou-se nesse estudo lixiviação da maioria dos elementos. Sendo para Fe e Cu, mais expressiva. Isto, provavelmente, deve estar relacionado com as características dos resíduos, entre elas, o conteúdo de matéria orgânica e composição



da mesma. O fracionamento da matéria orgânica dos resíduos poderia fornecer dados valiosos para melhor entendimento dos dados.



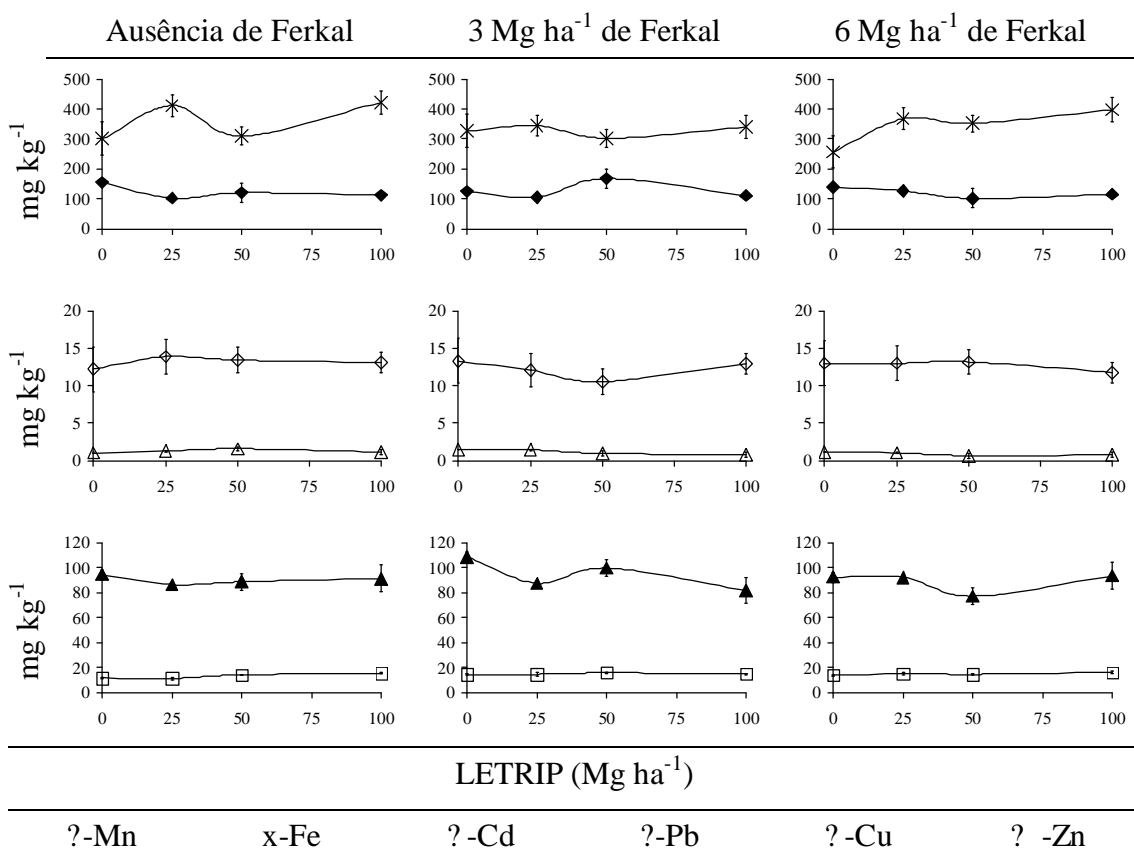
**Figura 16.** Teores totais de cobre das amostras do Planossolo Háplico eutrófico (SXe), aos 30 e 120 dias após aplicação dos resíduos, nas diferentes profundidades. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Propriedades do solo como: a condição de má drenagem que manteve, provavelmente, a maior parte do tempo, o ambiente em estado de redução, favorecendo a solubilização de alguns metais e a textura com predomínio de areia até a profundidade de 30 cm que proporcionou condições favoráveis para lixiviação. Esses resultados alertam para riscos de contaminação do lençol freático por metais. Estudos mais aprofundados, na área são necessários para que se possa recomendar a utilização desses resíduos na mesma.

É característica do Planossolo apresentar um horizonte B, com acúmulo de argila. No Planossolo em estudo, o incremento de argila inicia-se à partir de 30 cm de profundidade. O maior teor de metais nesta camada, evidencia adsorção desses metais pela argila e compostos orgânicos que para esta camada, também, migraram.

### 4.3 Avaliação dos Teores de Metais Pesados e Produção de Grãos na Cultura da Soja.

As concentrações de metais pesados na planta de soja cultivada no Planossolo tratado com os resíduos Ferkal e LETRIP são mostrados na Figura 17.



**Figura 17.** Distribuição dos teores totais de manganês, ferro, zinco, cobre, chumbo e cádmio na planta inteira da soja, em função das doses de Ferkal e LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Observa-se que os teores de Mn, Fe, Cd, Pb, Cu e Zn na planta inteira da soja estiveram abaixo do limite inferior da faixa de nível crítico de metais pesados em plantas como descrito em Ross (1994). Os teores dos diferentes elementos estudados, no entanto, variaram com a aplicação diferentes tratamentos. Com relação aos teores de Mn ocorreram decréscimos significativos (32%) quando os resíduos foram aplicados simultaneamente, no solo. Os teores totais de Fe, no entanto, aumentaram significativamente (32%) quando os resíduos foram aplicados simultaneamente, no solo. Os teores totais de Pb variaram pouco (10,55-13,91 mg kg<sup>-1</sup>) com a aplicação dos resíduos, no solo. Os teores de Cd diminuíram significativamente (33%) em todos os tratamentos. Os teores totais de Zn aumentaram significativamente (15%) nos tratamentos onde se aplicou somente o resíduo Ferkal, no solo. Os teores totais de Cu aumentaram significativamente nos tratamentos onde se aplicaram somente o resíduo LETRIP (33%) e quando aplicado simultaneamente com o resíduo Ferkal (39%).

Resultados semelhantes foram encontrados por outros autores estudando o lodo de esgoto. Nascimento et al. (2004), ao aplicar seis doses (0, 10, 20, 30, 40 e 60 Mg ha<sup>-1</sup>) de lodo de esgoto da ETE-Mangueira (COMPESA), a dois tipos de solos com diferentes teores de argila, verificou que os teores de Zn, Cu, Mn, Fe e Pb no lodo, nos solos e nas plantas de milho e feijão, estiveram abaixo dos limites fitotóxicos e

estabelecidos para utilização agrícola, o que permite sua aplicação ao solo, sem danos ao ambiente.

Oliveira et al. (2002b) avaliando os efeitos da aplicação sucessiva de composto de lixo urbano no acúmulo de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em plantas de cana-de-açúcar observaram que os teores de metais nas folhas, colmo e caldo dessas plantas não aumentaram pela aplicação sucessiva do composto.

#### **4.3.1 Concentração de Mn e Fe**

Os teores de Mn e Fe nas diferentes partes da planta de soja cultivada no Planossolo tratado com os resíduos Ferkal e LETRIP são mostrados na Figura 18.

Comparando as diferentes partes da planta observa-se que os teores de Mn na folha foram superiores aos dos demais órgãos avaliados, provavelmente, devido a aplicação foliar do composto biorgânico, que mesmo tendo um teor muito inferior de Mn quando comparado aos outros resíduos, foi aplicado via foliar.

Comparando os teores deste elemento nos tratamentos com ausência e presença de Ferkal observa-se que não ocorreu aumento das concentrações de Mn.

Avaliando os teores de Mn, na folha, pela adição de resíduo LETRIP observa-se que com a adição desse resíduo os teores decresceram de 88,9 mg kg<sup>-1</sup> (na testemunha) para 57,0 mg kg<sup>-1</sup> (na dose de 25 Mg ha<sup>-1</sup>) e se mantiveram nesse valor nas demais doses.

Os teores de Mn encontraram-se dentro da faixa de concentração normal de metais pesados em plantas.

Com a adição dos dois resíduos ocorreu aumento no teor de Mn na folha pela aplicação do tratamento de 3 + 50 Mg ha<sup>-1</sup> decrescendo no tratamento 3 + 100 Mg ha<sup>-1</sup> aos teores semelhantes aos da testemunha.

No caule, grão e raiz os teores foram mais baixos e mantiveram-se ao redor de 20,0; 26,89 e 6,04 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. A aplicação de resíduos não causou alteração nos teores de Mn nesses órgãos.

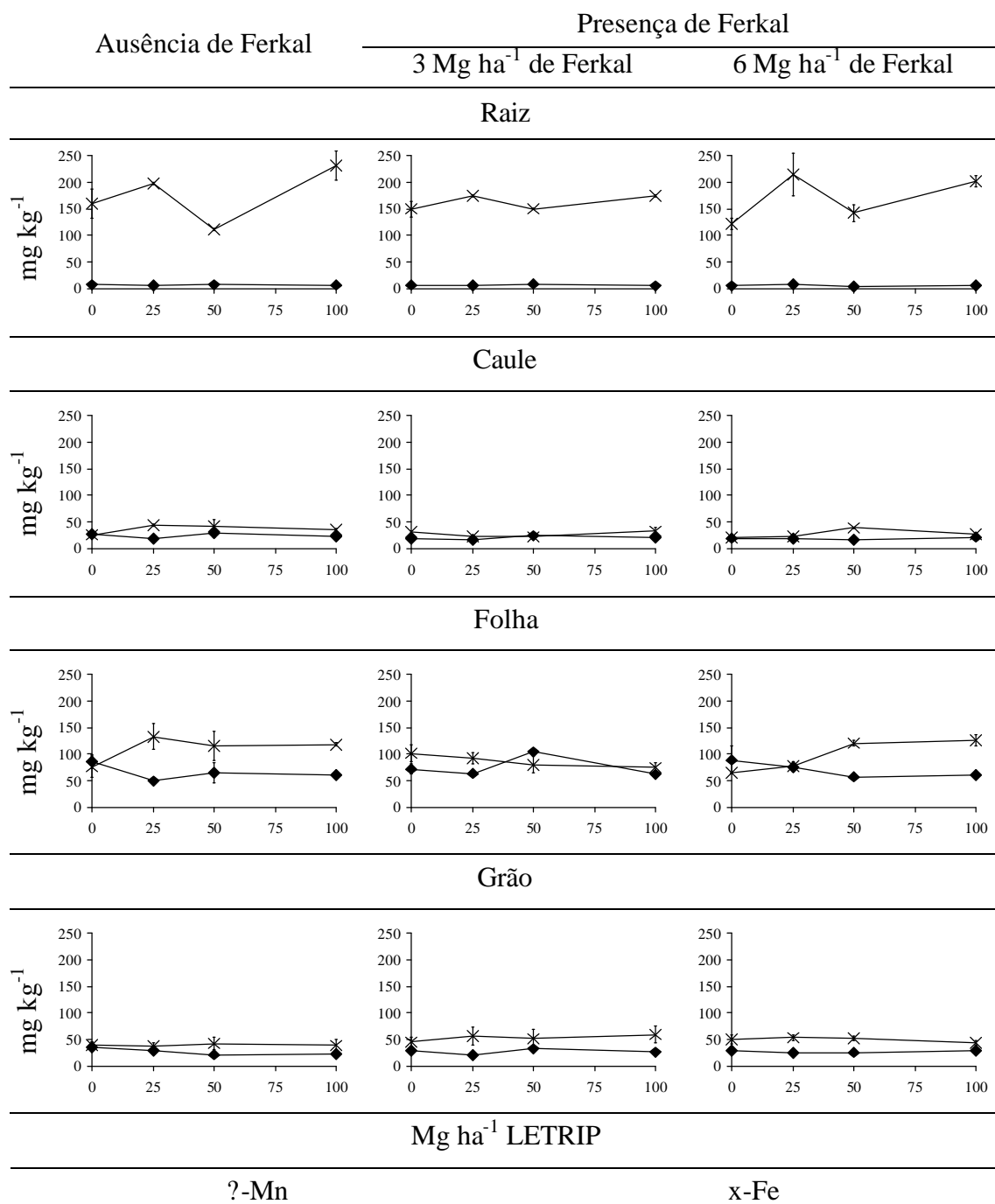
Teores de metais nas plantas, em todos os tratamentos estiveram dentro da faixa considerada normal por Ross (1994).

Analisando os teores de Fe na planta verifica-se que os teores deste elemento foram mais elevados na raiz, órgão que se comportou como um filtro natural deste elemento para a parte aérea. Na raiz, a adição da dose mais baixa de Ferkal não alterou de forma significativa os teores de Fe. Com a adição da dose mais elevada, no entanto, os valores decresceram de 159,7 para 121,7 mg kg<sup>-1</sup>.

Neste órgão a aplicação do resíduo LETRIP elevou os teores de Fe em 71,4 mg kg<sup>-1</sup> na dose mais alta. A aplicação conjunta dos resíduos causou alteração nos teores de Fe quando se aplicaram as doses mais altas aumentando teor em 117,4 mg kg<sup>-1</sup>.

Na folha, a adição dos resíduos causou pouca mudança no teor de Fe ocorrendo pequeno aumento (49,9 mg kg<sup>-1</sup>) na combinação de 6 Mg ha<sup>-1</sup> de Ferkal + 100 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP.

Os teores de Fe no caule e grão foram mais baixos e em média de 30,0 e 47,47 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Não ocorrendo alteração pela aplicação dos resíduos.

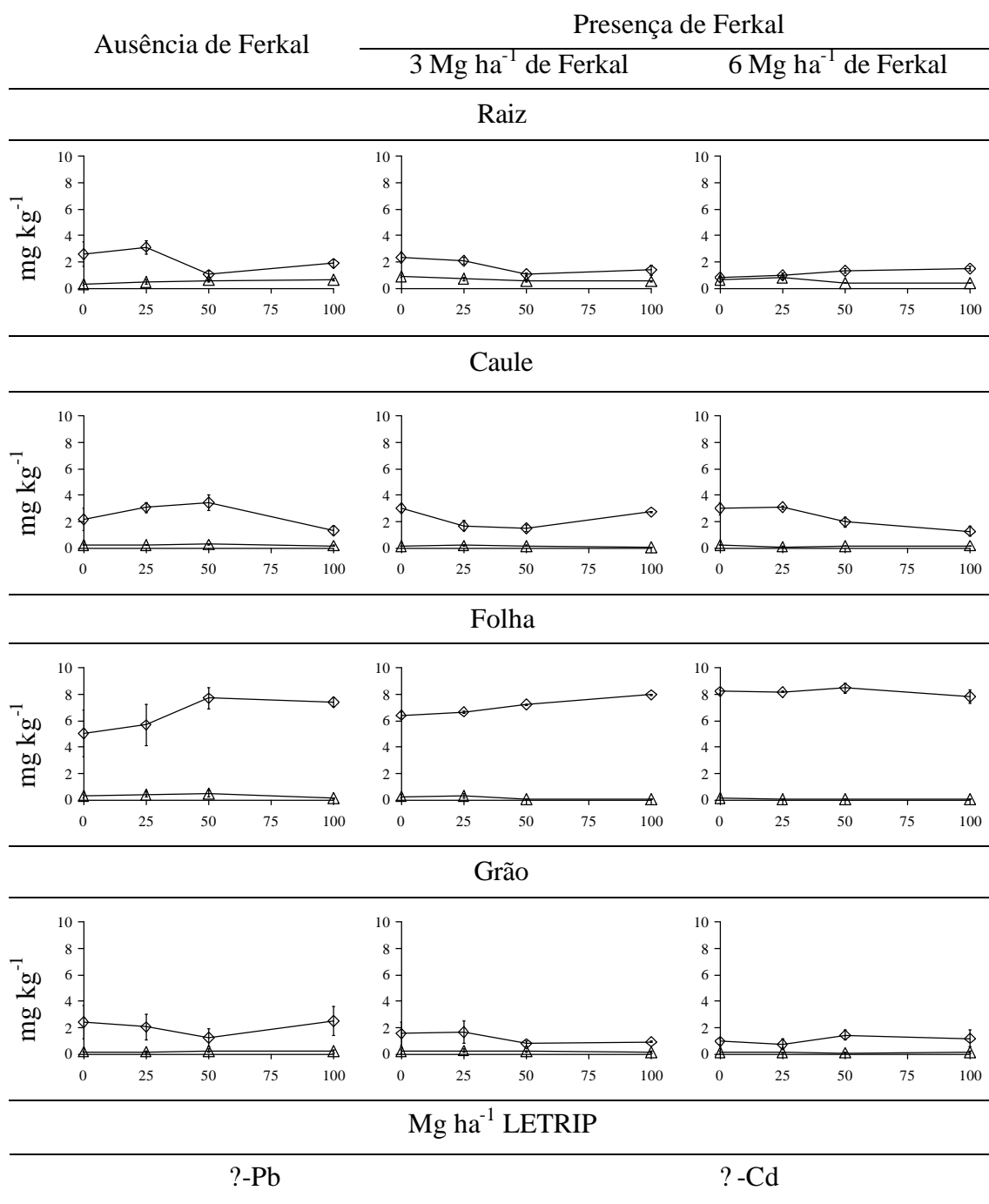


**Figura 18.** Teores totais de manganês e ferro das amostras da cultura da soja, coletadas aos 160 dias após aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

#### 4.3.2 Concentração de Pb e Cd

As concentrações de Pb e Cd na raiz, caule, folha e grão da soja cultivada no Planossolo em função das doses dos resíduos Ferkal e LETRIP são mostrados na Figura 19.

Analisando os teores de Pb na folha observa que o teor deste elemento foi mais elevado que nas outras partes da planta em todos os tratamentos. A adição de Ferkal ao solo incrementou significativamente (de 5,04 para 8,21 mg kg<sup>-1</sup>) o teor de Pb sendo mais elevado na maior dose (6 Mg ha<sup>-1</sup>).



**Figura 19.** Teores totais de chumbo e cádmio das amostras da cultura da soja, coletadas aos 160 dias após aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Com a aplicação do resíduo LETRIP, também, ocorreu aumento, porém não significativo, indo de 5,0 para 7,71 mg kg<sup>-1</sup> na dose de 50 Mg ha<sup>-1</sup>. Com a aplicação da dose mais elevada, no entanto, o teor decresceu. Quando se aplicou os dois resíduos ocorreu aumento gradativo de Pb nos tratamentos com a dose de 3 Mg ha<sup>-1</sup> de Ferkal e crescentes doses de LETRIP. Por outro lado, no tratamento com 6 Mg ha<sup>-1</sup> de Ferkal e crescentes doses de LETRIP o teor de Pb ocasionou um aumento maior, porém se manteve, praticamente, constante com o aumento das doses de LETRIP.

Quando se avaliam os teores de Pb na raiz, caule e grãos, com ausência ou presença, de resíduos Ferkal e/ou LETRIP observa-se que ocorreu, de modo geral, uma leve alteração nos teores deste elemento.

Considerando que o teor de Pb considerado normal para as plantas varia de 0,2 a 20 mg kg<sup>-1</sup> (Alloway, 1995) e o Cd igual a 0,71 mg kg<sup>-1</sup> (Adriano, 1986) pode-se dizer que nas diferentes partes da planta de soja os valores de Pb estiveram nessa faixa. Os teores de Pb no solo, assim com os resíduos aplicados foram baixos.

Avaliando os teores de Cd nas diferentes partes da planta observa que estes se mantiveram baixos variando de 0,04 mg kg<sup>-1</sup> na folha a 0,89 mg kg<sup>-1</sup> na raiz. O teor deste elemento na raiz foi levemente superior quando comparado com as outras partes da planta.

Comparando os diferentes tratamentos estudados se observam diferenças significativas nos teores de Cd absorvidos pela soja. Segundo Kabatas-Pendias et al. (1992) normalmente o teor de Cd nas plantas varia de 0,1 a 2,4 mg kg<sup>-1</sup>, baseados nesses valores pode-se considerar os teores de Cd nas diferentes partes na planta se encontravam dentro da faixa de concentração normal (Tabela 7). Como já foram discutidos para o Pb, esses resultados devem-se aos baixos teores de Cd nos diferentes tratamentos estudados.

Oliveira (1998) avaliando a distribuição de Cd e Pb em plantas de arroz crescidas em dois solos observou que os metais pesados em estudo concentraram-se fundamentalmente nas raízes, órgão que comportou-se como filtro natural, limitando a passagem destes elementos para a parte aérea.

#### **4.3.3 Concentração de Zn e Cu**

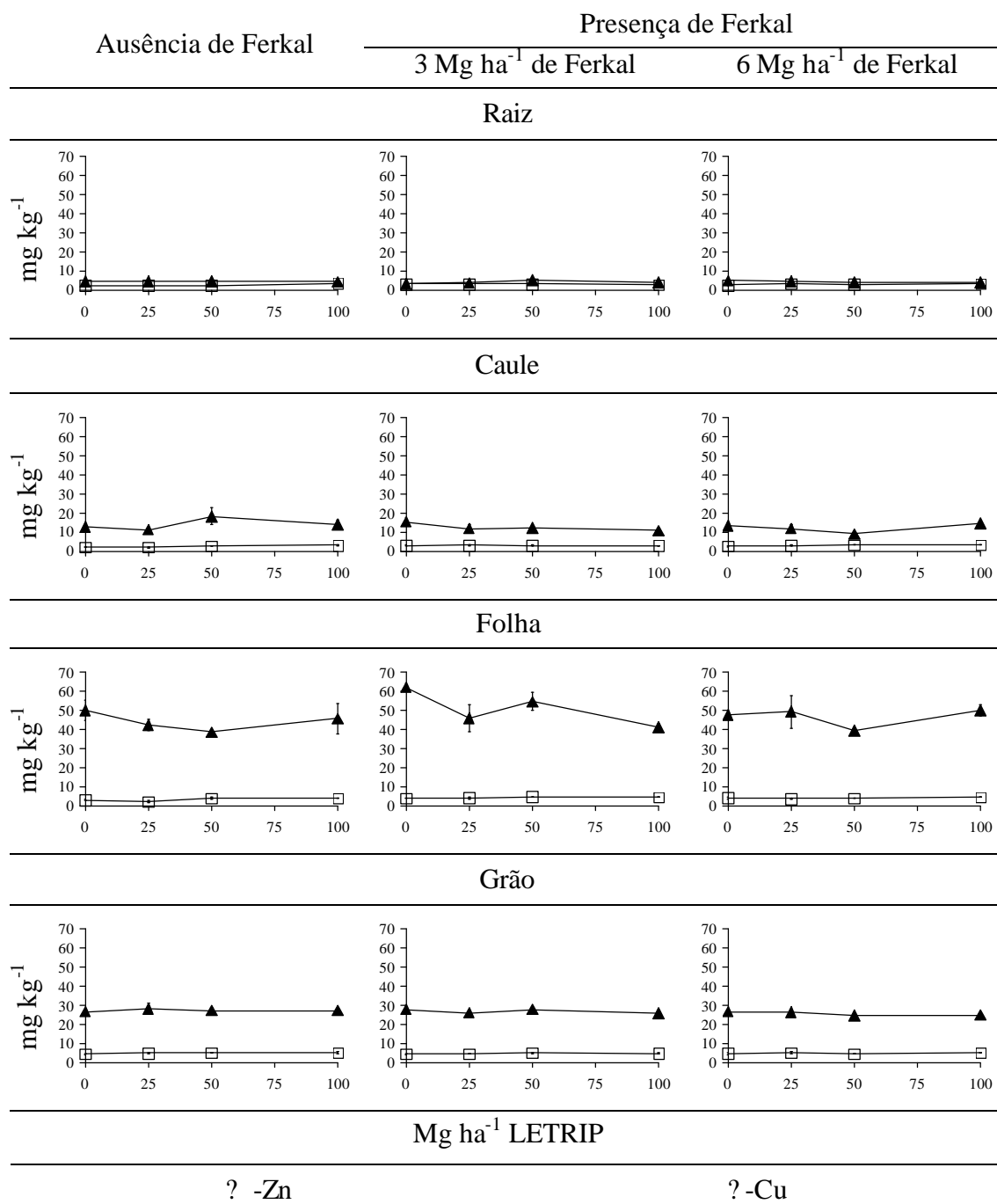
Na Figura 20 são apresentados os teores de Zn e Cu nas diferentes partes da planta de soja cultivada no Planossolo em função das doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Observa-se que na folha os teores de Zn foram superiores quando comparadas às demais partes da planta, variando de 62,0 a 38,6 mg kg<sup>-1</sup> nos tratamentos com 3 Mg ha<sup>-1</sup> de Ferkal e 50 Mg ha<sup>-1</sup> de resíduo LETRIP, respectivamente. Esses valores não diferem dos encontrados por Oliveira (1998), que avaliando a distribuição de Zn em plantas de arroz crescidas em dois solos tratados com lodo enriquecido com este elemento observou que o mesmo concentrou-se nas raízes.

As maiores concentrações de Zn na folha deve-se, provavelmente, a aplicação foliar do composto biorgânico (Tabela 9), o qual apresentou o teor de Zn mais elevado que os resíduos LETRIP e Ferkal e foi aplicado via foliar para controle de pragas.

Com a adição das diferentes doses do resíduo LETRIP, os valores de Zn nas folhas se mantiveram praticamente constante e ao redor de 42,2 mg kg<sup>-1</sup>. Quando se adicionou os dois resíduos ocorreu decréscimo no teor de Zn sendo mais pronunciado no tratamento de 3 Mg ha<sup>-1</sup> de Ferkal +100 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP. Na raiz, caule e grão os teores de Zn foram ao redor de 12,9; 4,29 e 26,54 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Esses valores se mantiveram praticamente constantes nos diversos tratamentos estudados. Em todos os tratamentos os teores de Zn estiveram abaixo da faixa de nível crítico de metais pesados em plantas (Tabela 7).

Os teores de Cu foram mais baixos, quando comparado ao Zn, variando de 0,05 mg kg<sup>-1</sup> no caule a 0,48 mg kg<sup>-1</sup> na folha, estando esses teores na faixa de concentração normal de metais pesados em plantas. Havendo diferenças significativas entre os tratamentos estudados.



**Figura 20.** Teores totais de zinco e cobre das amostras da cultura da soja, coletadas aos 160 dias após aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

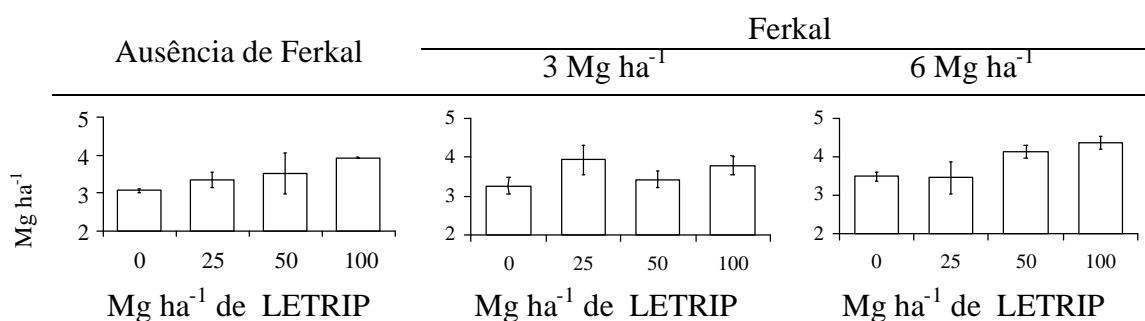
Vários autores tem estudado a influência da aplicação de resíduos no teor de metais pesados em plantas, dentre eles Accioly et al. (2000), que avaliando o pó de forno elétrico (PFE) de siderurgia como fonte de micronutrientes e de contaminantes para plantas de milho, verificou que o PFE atuou como fonte de micronutrientes, principalmente de Zn e de Fe, mas devido à presença de Cd e Pb, seu uso agrícola torna-se limitado. Nascimento et al. (2004), ao aplicar seis doses (0, 10, 20, 30, 40 e 60 Mg ha<sup>-1</sup>) de lodo de esgoto da ETE-Mangueira (COMPESA), em dois tipos de solos com diferentes teores de argila, verificou que os teores de Zn, Cu, Mn, Fe e Pb no lodo,

nos solos e nas plantas, estiveram abaixo dos limites fitotóxicos e estabelecidos para utilização agrícola, o que permite sua aplicação ao solo, sem danos ao ambiente.

#### 4.3.4 Rendimento de grãos da soja

A apresenta o rendimento de grãos da planta de soja (cultivar Celeste) cultivada no Planossolo tratado com diferentes doses do resíduo Ferkal e LETRIP.

Comparando o tratamento testemunha com os tratamentos com Ferkal observa-se que ocorreu aumento do rendimento de grãos com a aplicação deste resíduo, variando de 3,06 (ausência de Ferkal) para 3,50 Mg ha<sup>-1</sup> (6 Mg ha<sup>-1</sup> de Ferkal).



**Figura 21.** Rendimento de grãos da cultura da soja, em função das doses de Ferkal e LETRIP. Barras verticais em cada coluna representam o erro-padrão da média.

Com a aplicação de LETRIP ocorreu aumento significativo do rendimento do grão com o aumento da dose atingindo o valor de 3,93 Mg ha<sup>-1</sup> na dose mais elevada.

O rendimento mais elevado (4,37 Mg ha<sup>-1</sup>) foi obtido quando se aplicou conjuntamente a dose mais elevada dos resíduos (6 Mg ha<sup>-1</sup> de Ferkal +100 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP). Porém este aumento não foi significativo. Neste tratamento a adição do resíduo incrementou a produtividade em 1300 kg ha<sup>-1</sup>.

O aumento da produção vegetal pela aplicação de resíduos industriais tem sido observado por Rocha et al. (2004) avaliando os efeitos da aplicação de doses crescentes de biossólido na nutrição mineral e no crescimento de *Eucalyptus grandis*, observou que o biossólido influenciou positivamente a nutrição das plantas, gerando uma produção de madeira semelhante à obtida no tratamento que só recebeu adubação mineral, quando a dose de biossólido foi equivalente a 12 Mg ha<sup>-1</sup>.

Silva et al. (1998) estudando o cultivo da cana-de-açúcar em Terra Roxa Estruturada observaram que com o aumento da dose de lodo de esgoto ocorreu aumento na produção de colmos e açúcar da cana.

Carvalho-Pupatto et al. (2003), estudando o efeito de escória de alto forno no crescimento radicular e na produtividade de arroz, através da aplicação de cinco doses em Latossolo Vermelho-Escuro, observou que o mesmo melhora a condição química do solo, aumentando o crescimento e a superfície radicular do arroz e eleva os teores de silício no solo e na planta, resultando em aumento da produtividade.

Konrad et al. (2002) avaliando as alterações nas características químicas do solo e o rendimento da cultura do milho resultante da adição de lodos de curtume verificaram que os resíduos de curtume aplicados ao solo promoveram rendimentos de milho equivalentes aos obtidos com adubação mineral mais calagem.



## 5. CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo permitiram obter as seguintes conclusões:

1. O resíduo Ferkal comportou-se como um eficiente corretivo da acidez do solo, incrementou significativamente os teores de cálcio, valor T e a saturação de bases do solo.
2. O resíduo LETRIP alterou significativamente a acidez do solo, os teores de fósforo, potássio, valor T e a saturação de bases do solo.
3. A aplicação conjunta dos resíduos Ferkal e LETRIP favoreceu o aumento significativo do carbono do solo.
4. O Ferkal comportou-se como uma fonte eficiente de Ca para o solo evidenciando a alta solubilidade deste elemento no resíduo, o qual repercutiu no aumento da saturação de bases.
5. Em todos os tratamentos com a aplicação do resíduo, com exceção do Cd, os elementos Mn, Fe, Pb, Zn e Cu, aumentaram suas concentrações na camada arável do solo, porém os teores destes elementos estiveram abaixo do nível crítico de contaminação do solo.
6. Nas condições do solo muito arenoso (Planossolo) os conteúdos totais de Mn, Fe, Zn, Pb e Cu diminuíram com a profundidade do solo, evidenciando riscos de contaminação do lençol freático, futuramente.
7. Em todos os tratamentos com a aplicação do resíduo, os elementos Mn, Fe, Pb, Cd, Zn e Cu estiveram dentro da faixa de concentração normal de metais pesados em plantas.
8. A aplicação do resíduo LETRIP aumentou significativamente o rendimento de grãos da soja.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAHÃO, E. C. Efeito das doses de lodo de esgoto sobre a fertilidade, atividade de amilase e celulase de um Latossolo Vermelho--Escuro textura média. 1992. 110p. Trabalho de Graduação -- Faculdade de Ciências Agrária e Veterinárias -- UNESP, Jaboticabal--SP.
- ABREU JÚNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A. F.; ALVAREZ, V. F. C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 24, n. 3, p.635--647, 2000.
- ACCIOLY, A. M. A, FURTINI NETO, A. E., MUNIZ, J. A., FAQUIN, V., GUEDES, G. A. A. Pó de forno elétrico de siderurgia como fonte de micronutrientes e de contaminantes para plantas de milho. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 35, n. 7, 2000.
- ADRIANO, D. C. *Trace elements in the terrestrial Enviroment*. Springer--Valag. 1986. 533 p.
- ALLOWAY, B. J. *Heavy metals in soils*. London: Blackie A. & P., Second edition, 1995. 368p.
- ALLOWAY, B. J.; TILLS, A. R.; MORGAN, H. Trace substancers in environmental health. *Science Total Environmental*. v. 18, 1985, p. 187--201.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; COSTA, L. M.; DIAS, L. E.; BARROS, N. F. Aplicação de resíduo siderúrgico em um Latossolo: efeitos na correção do solo e na disponibilidade de nutrientes e metais pesados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 17, p. 299--304, 1993.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; COSTA, L. M.; OLIVEIRA, C. Mobilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico ácido. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 22, p. 345--353, 1998.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; OLIVEIRA, C. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 21, p. 9--16, 1997.
- AMARAL, R. D. *Avaliação de um resíduo da indústria de zinco como corretivo da acidez e fertilizante do solo e fonte de metais pesados para as plantas*. 1994. 70p. Dissertação de Mestrado -- Universidade Federal de Viçosa, Viçosa--MG.
- ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C.; PEGORINI, E. S.; SOUZA, M. L. P. Efeito da aplicação de lodo de esgoto nos teores de metais pesados de solos, folhas e grão de milho (*Zea mays*). In: XXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto--SP. *Anais...* Ribeirão Preto--SP: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2003. 1 CD ROOM.
- ARAÚJO, E. S. *Estimativa da quantidade de N acumulada pelo sistema radicular da soja e sua importância para o balanço de N do solo*. 2004. 71p. Dissertação (Mestrado em Agronomia -- Ciência do Solo) -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica--RJ.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR--10004: Classificação de resíduos*. Rio de Janeiro, 1987. 8p.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR--10007*: Amostragem de resíduos. Rio de Janeiro, 1987. 63p.
- BARBOSA FILHO, M. P. ; ZIMMERMANN, F. J. P. ; SILVA, O. F. Influência da escória silicatada na acidez do solo e na produtividade de grãos do arroz de terras altas. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v. 28, n. 2, p. 325--333, 2004.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O., (eds.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Gênese, Porto Alegre, 1999, p.9--26.
- BELING, M. *Avaliação do potencial agrícola e dos impactos da aplicação de resíduos industriais em área de Planossolo, na UFRRJ*. 2005. Dissertação (Mestrado em Agronomia -- Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica--RJ.
- BERNADES JÚNIOR, C. et al. Avaliação do impacto ambiental provocado por locais de disposição de resíduos sólidos. In: XIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 1985, Maceió. *Separata*. São Paulo: CETESB, 1985. 29 p.
- BISSANI, C. A., TEIXEIRA, J. R., GIANELLO, C., PAJARA, F. F. D. Utilização de resíduos sólidos alcalinos de indústrias de celulose na correção da acidez do solo. I. Aspectos agrônômicos. In: XXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2003, Ribeirão Preto--SP. *Anais...* Ribeirão Preto--SP: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2003. 1 CD ROOM.
- BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V. *Mineralização de nitrogênio de lodos de esgoto aplicados em Latossolo*. Pesquisa em andamento. EMBRAPA Meio Ambiente, n. 2, p. 2, 1999.
- BRASIL, MINISTÉRIO DO INTERIOR. *Diretrizes nacionais de limpeza urbana: 1ª fase – formulação do programa*. Rio de Janeiro: Sema/CNDU/Abes, 1983.
- CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; MORAES, A. A.; RUMJANEK, V. M.; OLIVARES, F. L. Avaliação de características de ácidos húmicos de resíduos de origem urbana: I. Métodos espectroscópicos (UV--Vis, IV, RMN 13C--CP/MAS) e microscopia eletrônica de varredura. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 24, n. 4, p.741--750, 2000.
- CARVALHO--PUPATTO, J. G., BULL, L. T., CRUSCIOL, C. A. C., MAUAD, M., SILVA, R. H. Efeito de escória de alto forno no crescimento radicular e na produtividade de arroz. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 38, n. 11, p. 1323--1328, 2003.
- CASTILHOS, D. D.; WALLY, M. S.; SILVA, D. G. Alterações químicas e rendimento de aveia em um planossolo submetido à aplicação de lodos de curtume. In: FERTBIO 2002, Rio de Janeiro--RJ. *Anais...* Rio de Janeiro--RJ, 2002. 1 CD ROOM.
- CASTRO, L. A. R. de; ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S.; TAMANINI, C. R.; FERREIRA, A. C. Efeitos do lodo de esgoto como recuperador de áreas degradadas com finalidade agrícola. V SIMPOSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. *Anais...*, 2002.
- CETESB. *Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – critério para projeto e operação: manual técnico*. São Paulo. ABIA, 1999. p. 4230.

- CORRÊA, J. C.; BULL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; MAUAD, M.; TECCHIO, M. A. Índices de acidez no perfil do solo e produtividade da soja em função da aplicação de biossólidos e resíduos industriais em sistema de plantio direto. In: FERTBIO 2004, Lages--SC. *Anais....* Lages--SC, 2004. 1 CD ROOM.
- COSTA, C. N., CASTILHOS, D. D., CASTILHOS, R. M. V., KONRAD, E. E., PASSIANOTO, C. C., RODRIGUES, C. G. Efeito da adição de lodos de curtume sobre as alterações químicas do solo, rendimento de matéria seca e absorção de nutrientes em soja. *Revista Brasileira de Agrociência*, v. 7 n. 3, p. 189--191, 2001.
- COSTA, C. N.; CASTILHOS, D. D.; KONRAD, E. E.; RODRIGUES, C. G.; PASSIANOTO, C. C. Efeito residual da adição de lodos de curtume sobre o rendimento de matéria seca e absorção de nutrientes em soja. In: FERTBIO 2000, Santa Maria--RS .. *Anais....* Santa Maria--RS, 2000. 1 CD ROOM.
- DIAS, F. L. F.; BELLINGIERI, P. A.; SANTOS, C. C. Avaliação do lodo de esgoto, composto orgânico e esterco de galinha na cultura de alface. In: FERTBIO 2000, Santa Maria--RS. *Anais....* Santa Maria--RS, 2000. 1 CD ROOM.
- DUTCH, J.; WOLSTENHOLME, R.; BENGTSSON, J.; LUNDKVIST, H. The effects of the sludge application to a hesthland site prior to planting with Sitka spruce. *Forest Ecology and Management*, v. 66, n. 1/3, p. 151--163, 1994.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Manual de Métodos de Análise de Solos*. Rio de Janeiro, 1979.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *Risk assessment guidance for superfund waste sites: a field and laboratory reference*. Washington D.C.: EPA, 1989.
- EUCLYDES, R. F. *Manual de utilização do programa SAEG* (Sistema para Análises Estatísticas e Genéticas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa--MG, 1983. 59p.
- FISHER, R. F. Amelioration of degraded rain forest soils by plantations of native trees. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v. 59, p. 544--549, 1995.
- FORTES, J. L. O. *Reabilitação de depósito de rejeito de refino de bauxita com o uso de resíduos industriais e leguminosas arbóreas*. 2000. 185p. Tese (Doutorado em Agronomia -- Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica--RJ.
- FRANCO, A. A., CAMPELLO, E. F. C., SILVA, E. M. R., FARIA, S. M. de. Revegetação de solos degradados, *Comunicado Técnico*, 9. EMBRAPA--CNPAB, 1992, 11p.
- FREITAS, F. C.; OLIVIERA, A. L. G.; OLIVEIRA, S. A. S.; MALHEIROS, M. G.; LYRIO, J. J.; CHAGAS, K. A.; MAURI, J.; LIMA, E.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; ZONTA, E. Acúmulo de nutrientes na produção de mudas de frutíferas, utilizando resíduos industriais como substrato agrícola. In: FERTBIO 2004, Lages--SC. *Anais....* Lages--SC, 2004. 1 CD ROOM.
- FREITAS, F. C.; SÁ, P. G. S.; SANTOS, M. P. Germinação e repicagem de espécies de manguezal em diferentes concentrações de lodo da ETRE – petroflex – misturado ao substrato. In: MANGROVE. Salvador--BA. *Anais...* Salvador--BA, 2003. p. 242.
- GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 3, p. 569--577, 2004.

GOMES, J. C.; TRINDADE, A. V.; SANTOS, J. A. G.; MAIS, I. C. S. Avaliação agronômica de biossólidos de origem industrial. In: FERTBIO 2000, Santa Maria--RS .. *Anais....* Santa Maria--RS, 2000. 1 CD ROOM.

GRIPPI, S. *Lixo, reciclagem e sua história: guia para as prefeituras brasileiras*. Rio de Janeiro: Interciência, 2001. 138p.

HENRY, C. L.; COLE, D. W.; HARRISON, R. B.; BENGTSSON, J.; LUNDKVIST, H. Use of municipal sludge to restore and improve site productivity in forestry: the Pack Forest Sludge Research Program. *Forest Ecology and Management*, v. 66, n. 1/3, p. 137--149, 1994.

HODGSON, J. F.; LINDSAY, W. L.; TRIERWEILER, J. F. Micronutrient cation complexing in soil solution: II. Complexing of zinc and copper in displaced solution from calcareous soils. *Soil Science Society of America Journal*, Proc. 30, 723--726, 1966.

HUE, N. V. Sewage sludge. In: RECHCIGL, J.E.,ed. *Soil amendments and environmental quality*. Boca Raton, CRC Press, 1995. p.199--247.

KABATA--PENDIAS, A. PENDIAS, H. *Trace elements in soils and plants*. Boca Raton, Flórida: CRC Press, 1984. 315p.

KABATA--PENDIAS, A.; DUDKA, S.; CHIPECKA, A.; GAWINSOWSKA, T. In: *Biogeochemistry of Trace Metals*, ed. Ariano D.C. Lewis Publishers, Boca Raton, Chapter 3, 1992.

KIEKENS, L. Zinc. In: ALLOWAY, B. J., ed. *Heavy metals in soils*. New York, John Wiley, 1995, p. 261--277.

KONRAD, E. E.; CASTILHOS, D. D. Alterações químicas do solo e crescimento do milho decorrentes da adição de lodos de curtume. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, p. 257--265, 2002.

LUCHESI, E. B.; FAVERO, L. O. B.; LENZI, E. *Fundamentos da química do solo: teoria e prática*. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 2001. 182p.

MALHEIROS, M. G.; FREITAS, F. C.; OLIVIERA, A. L. G.; OLIVEIRA, S. A. S.; LYRIO, J. J.; CHAGAS, K. A.; LIMA, E.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; ZONTA, E. Utilização de resíduos industriais como substrato agrícola na produção de oleráceas. In: FERTBIO 2004, Lages--SC. *Anais....* Lages--SC, 2004. 1 CD ROOM.

MARQUEZ, M. O. *Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana--de--açúcar*. 1997. 111p. Tese de Livre Docência -- Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias--UNESP, Jaboticabal--SP.

MARTINS, J. L. *Toxidez de cádmio e chumbo para as plantas e microorganismos do solo*. 1984. 109p. Dissertação (Mestrado em Agronomia -- Ciência do Solo) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre--RS.

MAZUR, N. *Níquel, chumbo, zinco e cobre em solos que receberam composto de resíduos sólidos urbanos*. 1997. 129p. Tese (Doutorado em Agronomia -- Solos e Nutrição de Plantas) -- Universidade Federal de Viçosa, Viçosa--MG.

MELLONI, R., SILVA, F. A. M., MOREIRA, F. M. S, FURTINI NETO, A. E. Pó de forno de aciaria elétrica na microbiota do solo e no crescimento de soja. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 36, n. 12, p. 1547--1554, 2001.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W., CAMARGO, O. A. *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. 312p.

- MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E. Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. *Anais*. Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Cd.
- MESQUITA, A. A. *Remediação de áreas contaminadas por metais pesados provenientes de lodo de esgoto*. 2002. 68p. Dissertação (Mestrado em Agronomia -- Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica--RJ.
- MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; SELBACH, P. A. Poluentes do solo e do ambiente. In: MEURER, E. J. *Fundamentos de química do solo*. Gênese, Porto Alegre--RS, 2000. 174p.
- NASCIMENTO, C. W. A., BARROS, D. A. S., MELO, E. E. C. et al. Soil chemical alterations and growth of maize and bean plants after sewage sludge application. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 2, p.385--392, 2004.
- NEAL, R. H.; SPOSITO, G. Effects of soluble organic matter and sewage sludge amendments on cadmium sorption by soils at low cadmium concentrations. *Soil Sci.*, 142: 164--172. 1986.
- OLIVEIRA, C. *Avaliação do potencial de contaminação de dois solos agrícolas com lodo de esgoto enriquecido com cádmio, chumbo e zinco*. 1998. 191p. Tese (Doutorado em Agronomia -- Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica--RJ.
- OLIVEIRA, C.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; 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. 28, p. , 2004.
- OLIVEIRA, C.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N. Solubilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto enriquecido. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p.171--181, 2003a.
- OLIVEIRA, C.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; SANTOS, F. S. Solubilidade de cádmio y zinco em suelos agrícolas tratados con lodo residual enriquecido. *Terra*, v. 21. p. 351--363, 2003b.
- OLIVEIRA, F. C., MATTIAZZO, M. E., MARCIANO, C. R., ABREU JUNIOR, C. H. Alterações em atributos químicos de um Latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, p.737--746, 2002a.
- OLIVEIRA, F. C., MATTIAZZO, M. E., MARCIANO, C. R., ABREU JUNIOR, C. H. Fitodisponibilidade e teores de metais pesados em um Latossolo Amarelo eutrófico eutrófico e em plantas de cana-de-açúcar adubadas com composto de lixo urbano. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 37, n. 4, p. 529--538, 2002b.
- OLIVEIRA, F. C., MATTIAZZO, M. E., MARCIANO, C. R., ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um Latossolo Amarelo eutrófico eutrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, n.2, p. 505--519, 2002c.
- ORGANIZAÇÃO PANAMERICANA DA SAÚDE (OPAS). *Hazardous waste and health in Latin America and the Caribbean*. Panamerican Health Organization. Environmental – Series Nº 14. Washington: OPAS, 1994.
- PADOVAN, M. P. *Desempenho da soja, sob manejo orgânico, para produção de grãos e adubação verde*. 2002. 88 p. Tese (Doutorado em Agronomia -- Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica--RJ.

- PARIS, I. A. The landfill: its place in waste treatment. In: ISWA (ed.) *International Directory of Solid Waste Management 1994/95*. The ISWA Yearbook, Londres: James & James Science Publisher, 1995, p.120--123.
- PEREIRA, A. C. C. *Uso de produtos industriais na inertização de Cd e Zn presentes em resíduo classe I*. 2004. Dissertação (Mestrado em Agronomia -- Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica--RJ.
- PINHEIRO, R. S. *Inertização de Resíduos perigoso através do uso de resíduos industriais alcalinos*. 2003. Dissertação (Mestrado em Agronomia -- Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica--RJ.
- POGGIANI, F.; GUEDES, M. C.; BENEDETTI, V. Aplicabilidade de biossólido em plantações florestais: I. Reflexo no ciclo dos nutrientes. In: BETTIOL, W., CAMARGO, O. A. *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. 312p.
- POSSO, P. R.; FRADE JUNIOR, E. F.; LIMA, E. Avaliação do uso de lodo biológico de ETE como substrato para produção de mudas. In: FERTBIO 2004, Lages--SC. *Anais....* Lages--SC, 2004. 1 CD ROOM.
- PRADO, R. M., COUTINHO, E. L. M., ROQUE, C. G., VILLAR, M. L. P. Avaliação da escória de siderurgia e de calcários como corretivos da acidez do solo no cultivo da alface. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 37, n. 4, p. 539--546, 2002.
- PRADO, R. M., FERNANDES, F. M. Resposta da cana-de-açúcar à aplicação de escória de siderurgia como corretivo de acidez do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 25, n. 1, p.199--207, 2001.
- PRADO, R. M., NATALE, W. Efeitos da aplicação da escória de siderurgia ferrocromo no solo, no estado nutricional e na produção de matéria seca de mudas de maracujazeiro. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v. 26, n. 1, p. 140--144, 2004.
- PRALON, A. Z.; MARTINS, M. A. Utilização do resíduo industrial Ferkal na produção de mudas de *Mimosa caesalpiniaefolia*, em estéril de extração de argila, inoculadas com fungos micorrízicos arbusculares e rizóbio. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 25, n. 1, p. 55--63, 2001.
- RANGEL, O. J. P., SILVA, C. A., BETTIOL, W., GUILHERME, L. R. G., DYNIA, J. F. Acúmulo de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em Latossolo Vermelho adubado com fontes de lodo de esgoto e cultivado com milho. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 28, n. 1, p. 15--23, 2004.
- RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C. W. Acúmulo de Mn, Zn, Cu, Ni e Pb em Latossolo cultivado com milho sob efeito de fontes e doses de lodo de esgoto. In: FERTBIO 2000, Santa Maria--RS. *Anais...* Santa Maria--RS. 2000. 1 CD ROOM.
- REIS, J. L. R. *Estudo da Biodegradabilidade em Efluentes de Indústria de Borracha Sintética*. 1999. (Dissertação de mestrado) -- Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro--RJ.
- RIEKERK, H. The behavior of nutrient elements added to a Forest soil with sewage sludge. *Soil Science Society of America Journal*, 42:810--816,1978.
- ROCHA, G. N.; GONÇALVES, J. L. M.; MOURA, I. M. Mudanças da fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 4, p. 623--639, 2004.
- ROSS, S. M. *Toxic metals in soil-plant systems*. John Wiley & Sons, 1994. 496p.

- SANTOS, F. S. *Remediação de áreas contaminadas com metais pela disposição de resíduos perigosos da produção de zinco*. 2005. Tese (Doutorado em Agronomia -- Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica--RJ.
- SANTOS, G. C. G., PACKER, A. P., BERTON, R. S. Fracionamento sequencial de zinco e chumbo em Latossolos Vermelhos tratados com resíduo de siderurgia. In: XXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2003, Ribeirão Preto--SP. *Anais...* Ribeirão Preto--SP: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2003. 1 CD ROOM.
- SCHNITZER, M.. Reactions between fulvic acid, a soil humic compound, and inorganic soil constituents. *Soil Science Society of America Journal Proc.* v. 33, p. 75--81, 1969.
- SCOTT, K. Cause and control of losses of chromium during nitric--perchloric acid oxidation of aquatic sediments. *Analyst*, Cambridge (England), v.103, p. 754--758, 1978.
- SILVA, F. C., BOARETTO, A. E., BERTON, R. S., ZOTELLI, H. B., PEXE, C. A., MENDONÇA, E. Cana--de--açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto: nutrientes, metais pesados e produtividade. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 33, n. 1, p. 1--8, 1998.
- SILVA, F. C., SILVA, C. A., BERGAMASCO, A. F., RAMALHO, A. L. Efeito do período de incubação e de doses de composto de lixo urbano na disponibilidade de metais pesados em diferentes solos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 38, n. 3, p. 403--412, 2003.
- SILVA, J. E.; LEMAINSKI, J. Biossólido como fertilizante na produção de milho e soja no Distrito Federal. In: XXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2003, Ribeirão Preto--SP. *Anais...* Ribeirão Preto--SP: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2003. 1 CD ROOM.
- SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agrônômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I – Efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em Latossolo no cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, p. 487--495, 2002.
- SILVA, J., MELLO, J. W. V., CORRÊA, M. L. T. Uso de uma escória de aciaria como fonte de fertilizante fosfatado e zinco para uso agrícola. In: XXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2003, Ribeirão Preto--SP. *Anais...* Ribeirão Preto--SP: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2003. 1 CD ROOM.
- SILVA, L. S, CAMARGO, F. A. O., CERETTA, C. A. Composição da fase sólida orgânica do solo. In: MEURER, E. J. *Fundamentos de química do solo*. Gênese, Porto Alegre--RS, 2000. 174p.
- SILVA, S. R., PROCÓPIO, S. O., QUEIROZ, T. F. N., DIAS, L. E. Caracterização de rejeito de mineração de ouro para avaliação de solubilização de metais pesados e arsênio e revegetação local. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28:189--196, 2004.
- TACKETT, S. L.; WINTERS, E. R.; PUZ, M. J. Leaching of heavy metals from composted sewage sludge as a function of pH. *Can. J.Soi. Soc.*, 66:763--765, 1986.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. Análise de solo, plantas e outros materiais. *Boletim técnico* n. 5, 2ª edição, Departamento de Solos, UFRGS, Porto Alegre, 1995. 174p.



- TEDESCO, M. J.; SELBACH, P. A.; GIANELLO, C.; CAMARGO, F. A. O. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (eds.) *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Gênese, Porto Alegre--RS, 1999. p.9--26.
- TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; GUILHERME, L. R. G.; LIMA, J. M.; PETENUSSO, M.; CORREA, A. E. Aplicação de um biossólido industrial na cultura do milho. In: FERTBIO 2000, Santa Maria--RS. *Anais...* Santa Maria--RS. 2000. 1 CD ROOM.
- TRINDADE, A. V.; GOMES, J. C.; GONZAGA, J.; ANDRADE, A. M. M. Efeito residual de biossólidos de origem industrial sobre solo e planta. In: FERTBIO 2000, Santa Maria--RS. *Anais...* Santa Maria--RS. 2000. 1 CD ROOM.
- TSUTYA, M. T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W., CAMARGO, O. A. *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. 312p.
- VERLOO, M. *Essential and Non-essential Trace Elements in the Systems Soil--Water--Plant*, ed. Cottene, A., State University, Gent, 1979.
- VIEIRA, R. F.; TANAKA, R. T.; SILVA, C. M. M. S. Utilização do lodo de esgoto na cultura da soja. *Boletim de pesquisa e desenvolvimento 21*-- Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 26 p.
- WELCH, J. E.; LUND, L. J. Zinc movement in sewage--sludge--treated soils as influenced by soil properties, irrigation water quality and soil moisture level. *Soil Sci.*, 147:208--214, 1989.
- WUTKE, A. C. P.; GARGANTINI, H. Avaliação das possibilidades de escórias de siderurgia como corretivos da acidez do solo. *Bragantia*, 21(46): 795--805, 1962.

## 7. ANEXO

**Tabela 17.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP na fertilidade do solo, na profundidade de 0-10 cm.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio							
		pH	C	Ca	Mg	K	P <sup>1</sup>	V	T
Bloco	2	0,0034 <sup>ns</sup>	0,0827 <sup>ns</sup>	0,0415 <sup>ns</sup>	0,1496 <sup>ns</sup>	11573,49 <sup>***</sup>	32,477 <sup>**</sup>	712,43 <sup>***</sup>	5,3144 <sup>***</sup>
Ferkal	2	0,6958 <sup>***</sup>	0,0156 <sup>ns</sup>	16,415 <sup>***</sup>	0,0485 <sup>ns</sup>	326,85 <sup>ns</sup>	17,016 <sup>ns</sup>	1440,39 <sup>***</sup>	5,9281 <sup>***</sup>
LETRIP	3	0,1690 <sup>***</sup>	0,2489 <sup>*</sup>	0,0645 <sup>ns</sup>	1,918 <sup>***</sup>	3233,99 <sup>**</sup>	120,809 <sup>***</sup>	267,93 <sup>***</sup>	0,8173 <sup>**</sup>
Ferkal* LETRIP	6	0,1276 <sup>***</sup>	0,0416 <sup>ns</sup>	0,4441 <sup>***</sup>	1,1963 <sup>***</sup>	344,32 <sup>ns</sup>	6,630 <sup>ns</sup>	87,05 <sup>***</sup>	2,7022 <sup>***</sup>
Erro (A)	22	0,0052	0,0624	0,0730	0,1374	767,37	6,813	5,539	0,1856
Época	1	2,5878 <sup>***</sup>	0,3015 <sup>*</sup>	0,1,403 <sup>ns</sup>	10,427 <sup>***</sup>	1194,63 <sup>ns</sup>	44,288 <sup>*</sup>	1747,89 <sup>ns</sup>	9,5282 <sup>ns</sup>
Erro (B)	2	0,0082	0,0613	0,4951	0,8283	1644,89	9,156	549,11	2,9746
Ferkal*Época	2	0,1195 <sup>***</sup>	0,1778 <sup>*</sup>	0,8637 <sup>***</sup>	1,7568 <sup>***</sup>	1302,89 <sup>ns</sup>	17,503 <sup>**</sup>	125,01 <sup>***</sup>	5,7624 <sup>***</sup>
LETRIP *Época	3	0,0685 <sup>***</sup>	0,0386 <sup>ns</sup>	0,5945 <sup>***</sup>	1,5454 <sup>***</sup>	2410,68 <sup>**</sup>	5,617 <sup>ns</sup>	151,10 <sup>***</sup>	4,4542 <sup>***</sup>
Ferkal* LETRIP*Época	6	0,0822 <sup>***</sup>	0,2181 <sup>***</sup>	0,4804 <sup>***</sup>	1,5649 <sup>***</sup>	416,11 <sup>ns</sup>	6,552 <sup>ns</sup>	127,04 <sup>***</sup>	1,3484 <sup>***</sup>
Resíduo	22	0,0052	0,0406	0,0734	0,2007	592,17	2,784	7,282	0,1596
CV%		1,28	13,59	10,12	28,80	25,08	20,93	4,36	5,51

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para raiz de x.

**Tabela 18.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP na fertilidade do solo, na profundidade de 10-20 cm.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio							
		pH	C	Ca <sup>1</sup>	Mg	K	P <sup>2</sup>	V	T
Bloco	2	0,0044 <sup>ns</sup>	0,6737 <sup>**</sup>	0,0738 <sup>ns</sup>	0,0134 <sup>ns</sup>	1120,44 <sup>ns</sup>	0,2689 <sup>*</sup>	479,68 <sup>***</sup>	3,8851 <sup>***</sup>
Ferkal	2	0,0127 <sup>ns</sup>	0,0405 <sup>ns</sup>	1,316 <sup>***</sup>	2,6896 <sup>***</sup>	1871,74 <sup>*</sup>	0,2573 <sup>*</sup>	229,49 <sup>***</sup>	12,7762 <sup>***</sup>
LETRIP	3	0,1454 <sup>***</sup>	0,1014 <sup>ns</sup>	0,9141 <sup>***</sup>	0,2861 <sup>ns</sup>	3828,64 <sup>***</sup>	0,5608 <sup>***</sup>	167,70 <sup>***</sup>	2,2676 <sup>***</sup>
Ferkal* LETRIP	6	0,1142 <sup>***</sup>	0,0516 <sup>ns</sup>	0,9279 <sup>***</sup>	1,2555 <sup>***</sup>	469,83 <sup>ns</sup>	0,1067 <sup>ns</sup>	51,87 <sup>***</sup>	2,8568 <sup>***</sup>
Erro (A)	22	0,0055	0,1164	0,0331	0,1560	471,06	0,0652	6,952	0,2022
Época	1	0,00003 <sup>ns</sup>	0,0003 <sup>ns</sup>	0,5000 <sup>***</sup>	9,4250 <sup>***</sup>	16,95 <sup>ns</sup>	0,7949 <sup>**</sup>	2251,62 <sup>**</sup>	2,1097 <sup>ns</sup>
Erro (B)	2	0,00006	0,1093	0,0069	0,2538	961,34	0,0756	350,17	6,9685
Ferkal*Época	2	0,2594 <sup>***</sup>	0,0669 <sup>ns</sup>	0,5937 <sup>***</sup>	1,0137 <sup>**</sup>	150,17 <sup>ns</sup>	0,0219 <sup>ns</sup>	439,09 <sup>***</sup>	1,6500 <sup>**</sup>
LETRIP *Época	3	0,0598 <sup>***</sup>	0,0195 <sup>ns</sup>	0,4658 <sup>***</sup>	0,1022 <sup>ns</sup>	29,86 <sup>ns</sup>	0,0118 <sup>ns</sup>	45,26 <sup>**</sup>	2,0467 <sup>***</sup>
Ferkal* LETRIP *Época	6	0,0731 <sup>***</sup>	0,0625 <sup>ns</sup>	0,4920 <sup>***</sup>	1,5543 <sup>***</sup>	148,41 <sup>ns</sup>	0,0154 <sup>ns</sup>	156,39 <sup>***</sup>	2,8879 <sup>***</sup>
Resíduo	22	0,0051	0,0791	0,0358	0,1261	382,14	0,0367	9,685	0,2212
CV%		1,34	27,21	10,23	19,26	34,77	17,77	5,28	7,16

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para raiz de x. <sup>2</sup>Dados transformados para log x.

**Tabela 19.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP na fertilidade do solo, na profundidade de 20-30 cm.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio							
		pH <sup>1</sup>	C	Ca <sup>1</sup>	Mg <sup>1</sup>	K	P <sup>2</sup>	V	T
Bloco	2	0,0010 <sup>ns</sup>	0,0032 <sup>ns</sup>	0,0064 <sup>ns</sup>	0,0039 <sup>ns</sup>	290,19 <sup>ns</sup>	0,1209 <sup>ns</sup>	457,59 <sup>***</sup>	3,8851 <sup>***</sup>
Ferkal	2	0,0197 <sup>***</sup>	0,0042 <sup>*</sup>	0,0620 <sup>***</sup>	0,0897 <sup>***</sup>	422,28 <sup>*</sup>	0,0842 <sup>ns</sup>	144,93 <sup>***</sup>	12,7762 <sup>***</sup>
LETRIP	3	0,0056 <sup>**</sup>	0,0333 <sup>***</sup>	0,0961 <sup>***</sup>	0,0837 <sup>***</sup>	412,76 <sup>*</sup>	0,3947 <sup>**</sup>	144,54 <sup>***</sup>	2,2676 <sup>***</sup>
Ferkal* LETRIP	6	0,0101 <sup>***</sup>	0,0586 <sup>***</sup>	0,0937 <sup>***</sup>	0,0907 <sup>***</sup>	344,35 <sup>*</sup>	0,1548 <sup>ns</sup>	109,93 <sup>***</sup>	2,8568 <sup>***</sup>
Erro (A)	22	0,0012	0,0012	0,0048	0,0099	115,65	0,0693	8,530	0,2022
Época	1	0,0093 <sup>***</sup>	0,0513 <sup>***</sup>	0,2576 <sup>***</sup>	0,0001 <sup>ns</sup>	33,75 <sup>ns</sup>	2,5705 <sup>***</sup>	972,77 <sup>ns</sup>	2,1097 <sup>ns</sup>
Erro (B)	2	0,0002	0,0009	0,0024	0,0072	26,32	0,1698	480,63	6,9685
Ferkal*Época	2	0,0003 <sup>ns</sup>	0,0097 <sup>**</sup>	0,0229 <sup>*</sup>	0,4832 <sup>***</sup>	146,04 <sup>ns</sup>	0,0215 <sup>ns</sup>	373,87 <sup>***</sup>	1,6500 <sup>**</sup>
LETRIP *Época	3	0,0051 <sup>**</sup>	0,0219 <sup>***</sup>	0,0302 <sup>**</sup>	0,0261 <sup>ns</sup>	70,41 <sup>ns</sup>	0,0345 <sup>ns</sup>	97,43 <sup>***</sup>	2,0467 <sup>***</sup>
Ferkal* LETRIP *Época	6	0,0086 <sup>***</sup>	0,0260 <sup>***</sup>	0,0179 <sup>*</sup>	0,1721 <sup>***</sup>	108,39 <sup>ns</sup>	0,0511 <sup>ns</sup>	38,32 <sup>**</sup>	2,8879 <sup>***</sup>
Resíduo	22	0,0012	0,0019	0,0064	0,0110	171,46	0,0345	11,13	0,2212
CV%		1,52	6,29	5,04	6,46	38,41	22,05	5,71	7,16

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para raiz de x. <sup>2</sup>Dados transformados para log de x.

**Tabela 20.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP na fertilidade do solo, na profundidade de 30-60 cm.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio							
		pH	C	Ca	Mg	K	P <sup>1</sup>	V	T
Bloco	2	0,0119 <sup>ns</sup>	0,0121 <sup>**</sup>	0,0115 <sup>ns</sup>	0,0315 <sup>ns</sup>	582,61 <sup>***</sup>	0,7612 <sup>ns</sup>	408,39 <sup>***</sup>	5,3685 <sup>***</sup>
Ferkal	2	0,7556 <sup>***</sup>	0,0064 <sup>*</sup>	0,6450 <sup>***</sup>	2,8235 <sup>***</sup>	23,19 <sup>ns</sup>	0,9481 <sup>ns</sup>	718,15 <sup>***</sup>	2,0927 <sup>***</sup>
LETRIP	3	0,1058 <sup>**</sup>	0,0069 <sup>*</sup>	0,3685 <sup>***</sup>	1,0769 <sup>***</sup>	175,39 <sup>ns</sup>	1,3596 <sup>ns</sup>	422,77 <sup>***</sup>	1,4582 <sup>***</sup>
Ferkal* LETRIP	6	0,1495 <sup>***</sup>	0,0145 <sup>***</sup>	0,3006 <sup>***</sup>	0,6549 <sup>**</sup>	25,59 <sup>ns</sup>	0,9611 <sup>ns</sup>	313,81 <sup>***</sup>	5,1361 <sup>***</sup>
Erro (A)	22	0,0162	0,0018	0,0279	0,1371	57,19	0,8955	39,04	0,1132
Época	1	0,2392 <sup>**</sup>	0,0153 <sup>***</sup>	1,1125 <sup>***</sup>	0,0183 <sup>ns</sup>	306,33 <sup>*</sup>	9,7044 <sup>***</sup>	918,86 <sup>ns</sup>	0,8577 <sup>ns</sup>
Erro (B)	2	0,0223	0,0004	0,0158	0,0125	71,52	0,4609	817,50	5,6911
Ferkal*Época	2	0,0798 <sup>**</sup>	0,0218 <sup>**</sup>	0,5619 <sup>***</sup>	0,8479 <sup>**</sup>	5,99 <sup>ns</sup>	0,0019 <sup>ns</sup>	3,232 <sup>ns</sup>	4,2494 <sup>***</sup>
LETRIP *Época	3	0,1155 <sup>***</sup>	0,0107 <sup>ns</sup>	0,2777 <sup>**</sup>	1,4739 <sup>***</sup>	17,73 <sup>ns</sup>	0,2028 <sup>ns</sup>	157,55 <sup>***</sup>	0,7507 <sup>**</sup>
Ferkal* LETRIP *Época	6	0,0706 <sup>***</sup>	0,0179 <sup>**</sup>	0,4183 <sup>***</sup>	3,1196 <sup>***</sup>	20,00 <sup>ns</sup>	0,5119 <sup>ns</sup>	365,62 <sup>***</sup>	2,0743 <sup>***</sup>
Resíduo	22	0,0124	0,0040	0,0513	0,1197	61,45	0,3061	17,134	0,1501
CV%		2,25	12,73	19,51	24,01	47,01	26,97	7,78	6,64

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para raiz de x.

**Tabela 21.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP na fertilidade do solo, na profundidade de 60-90 cm.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio							
		pH <sup>1</sup>	C	Ca <sup>1</sup>	Mg	K <sup>2</sup>	P <sup>2</sup>	V	T
Bloco	2	0,0008 <sup>ns</sup>	0,0012 <sup>ns</sup>	0,0167 <sup>ns</sup>	0,0912 <sup>ns</sup>	0,1569 <sup>**</sup>	0,0692 <sup>ns</sup>	419,50 <sup>***</sup>	4,2873 <sup>***</sup>
Ferkal	2	0,0097 <sup>***</sup>	0,0226 <sup>**</sup>	0,3611 <sup>***</sup>	2,617 <sup>***</sup>	0,0000 <sup>ns</sup>	0,0671 <sup>ns</sup>	967,91 <sup>***</sup>	3,8112 <sup>***</sup>
LETRIP	3	0,0026 <sup>*</sup>	0,0379 <sup>***</sup>	0,3302 <sup>***</sup>	1,8498 <sup>***</sup>	0,0718 <sup>ns</sup>	0,1245 <sup>ns</sup>	344,55 <sup>***</sup>	1,9208 <sup>***</sup>
Ferkal* LETRIP	6	0,0105 <sup>***</sup>	0,0298 <sup>***</sup>	0,2497 <sup>***</sup>	1,1483 <sup>***</sup>	0,0184 <sup>ns</sup>	0,0652 <sup>ns</sup>	186,62 <sup>***</sup>	4,2784 <sup>***</sup>
Erro (A)	22	0,0008	0,0042	0,0149	0,1128	0,0271	0,0928	32,11	0,2210
Época	1	0,0570 <sup>***</sup>	0,0256 <sup>***</sup>	0,4125 <sup>***</sup>	2,4200 <sup>***</sup>	0,1326 <sup>*</sup>	0,6985 <sup>**</sup>	522,17 <sup>ns</sup>	1,5159 <sup>ns</sup>
Erro (B)	2	0,0002	0,0004	0,0254	0,0337	0,0290	0,1042	675,41	6,8055
Ferkal*Época	2	0,0049 <sup>*</sup>	0,0103 <sup>*</sup>	0,0388 <sup>ns</sup>	2,6188 <sup>***</sup>	0,0315 <sup>ns</sup>	0,0112 <sup>ns</sup>	72,30 <sup>ns</sup>	4,9350 <sup>***</sup>
LETRIP *Época	3	0,0011 <sup>ns</sup>	0,0047 <sup>ns</sup>	0,3752 <sup>***</sup>	2,5841 <sup>***</sup>	0,0057 <sup>ns</sup>	0,0335 <sup>ns</sup>	385,79 <sup>***</sup>	1,6311 <sup>***</sup>
Ferkal* LETRIP *Época	6	0,0040 <sup>**</sup>	0,0045 <sup>ns</sup>	0,1099 <sup>***</sup>	0,7868 <sup>***</sup>	0,0335 <sup>ns</sup>	0,0766 <sup>ns</sup>	118,52 <sup>**</sup>	3,9260 <sup>***</sup>
Resíduo	22	0,0011	0,0028	0,0149	0,0771	0,0242	0,7357	23,21	0,1775
CV%		1,48	14,28	13,92	24,23	15,41	50,64	10,32	8,09

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para raiz de x. <sup>2</sup>Dados transformados para log de x.

**Tabela 22.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na profundidade de 0-10 cm.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio					
		Mn	Zn	Cd <sup>1</sup>	Fe	Cu	Pb
Bloco	2	182,289 <sup>ns</sup>	1212,665 <sup>**</sup>	0,0000891 <sup>***</sup>	1803686 <sup>***</sup>	16,439 <sup>**</sup>	35,712 <sup>ns</sup>
Ferkal	2	539,463 <sup>ns</sup>	373,189 <sup>ns</sup>	0,0000006 <sup>ns</sup>	2601897 <sup>ns</sup>	7,323 <sup>ns</sup>	31,425 <sup>ns</sup>
LETRIP	3	1301,010 <sup>ns</sup>	184,772 <sup>ns</sup>	0,0000037 <sup>***</sup>	7991774 <sup>***</sup>	10,147 <sup>*</sup>	85,238 <sup>**</sup>
Ferkal* LETRIP	6	927,824 <sup>ns</sup>	501,603 <sup>*</sup>	0,0000001 <sup>ns</sup>	2003032 <sup>ns</sup>	2,321 <sup>ns</sup>	9,522 <sup>ns</sup>
Erro (A)	22	654,112	178,927	0,0000005	1039988	2,753	15,729
Época	1	36807,36 <sup>***</sup>	9805,083 <sup>*</sup>	0,000041 <sup>*</sup>	3563740 <sup>ns</sup>	23,117 <sup>ns</sup>	45,531 <sup>***</sup>
Erro (B)	2	1090,090	1720,134	0,0000067	2830334	11,565	1,125
Ferkal*Época	2	572,2544 <sup>ns</sup>	264,279 <sup>ns</sup>	0,00000009 <sup>ns</sup>	6824793 <sup>ns</sup>	4,868 <sup>ns</sup>	9,100 <sup>ns</sup>
LETRIP *Época	3	960,228 <sup>ns</sup>	331,237 <sup>ns</sup>	0,0000008 <sup>ns</sup>	3352295 <sup>ns</sup>	5,386 <sup>ns</sup>	7,572 <sup>ns</sup>
Ferkal* LETRIP *Época	6	911,2086 <sup>ns</sup>	747,945 <sup>*</sup>	0,0000005 <sup>ns</sup>	3933435 <sup>ns</sup>	3,361 <sup>ns</sup>	3,911 <sup>ns</sup>
Resíduo	22	654,132	260,783	0,0000011	3959359	2,698	4,109
CV%		25,59	26,74	12,95	24,77	33,24	7,71

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para arcoseno de x

**Tabela 23.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na profundidade de 10-20 cm.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio					
		Mn <sup>1</sup>	Zn <sup>1</sup>	Cd	Fe	Cu	Pb
Bloco	2	0,000325*	0,001304***	9,737381***	2524187***	13,70026**	27,78146**
Ferkal	2	0,000043 <sup>ns</sup>	0,000002 <sup>ns</sup>	0,047419 <sup>ns</sup>	6913891 <sup>ns</sup>	1,867628 <sup>ns</sup>	182,8261 <sup>ns</sup>
LETRIP	3	0,000240 <sup>ns</sup>	0,000017 <sup>ns</sup>	0,037411 <sup>ns</sup>	5694421 <sup>ns</sup>	4,398777 <sup>ns</sup>	17,53874 <sup>ns</sup>
Ferkal* LETRIP	6	0,000223 <sup>ns</sup>	0,000094 <sup>ns</sup>	0,012198 <sup>ns</sup>	3904866 <sup>ns</sup>	2,684733 <sup>ns</sup>	13,73050 <sup>ns</sup>
Erro (A)	22	0,000099	0,000095	0,028983	2209759	2,888871	15,68337
Época	1	0,005218***	0,001412 <sup>ns</sup>	0,349024***	4181069 <sup>ns</sup>	29,75496 <sup>ns</sup>	29,63862 <sup>ns</sup>
Erro (B)	2	0,000002	0,000381	0,019613	3082152	17,61620	0,990706
Ferkal*Época	2	0,000040 <sup>ns</sup>	0,000019 <sup>ns</sup>	0,006548 <sup>ns</sup>	6956029 <sup>ns</sup>	0,496286 <sup>ns</sup>	23,04728 <sup>ns</sup>
LETRIP*Época	3	0,000129 <sup>ns</sup>	0,000147 <sup>ns</sup>	0,015797 <sup>ns</sup>	4001150 <sup>ns</sup>	4,648383 <sup>ns</sup>	2,760669 <sup>ns</sup>
Ferkal*LETRIP*Época	6	0,000228 <sup>ns</sup>	0,000425***	0,004209 <sup>ns</sup>	5114903 <sup>ns</sup>	4,163298 <sup>ns</sup>	3,533548 <sup>ns</sup>
Resíduo	22	0,000098	0,000081	0,019487	2384399	2,138191	18,33551
CV%		10,13	13,53	14,69	17,20	34,75	13,00

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para arcoseno de x

**Tabela 24.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na profundidade de 20-30 cm.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio					
		Mn	Zn	Cd <sup>1</sup>	Fe	Cu	Pb
Bloco	2	2507,412*	2014,082*	12,96154***	4700992***	6,253907	646,1718***
Ferkal	2	187,204 <sup>ns</sup>	508,6677 <sup>ns</sup>	0,02168 <sup>ns</sup>	2507711 <sup>ns</sup>	8,503025 <sup>ns</sup>	88,15065 <sup>ns</sup>
LETRIP	3	484,181 <sup>ns</sup>	176,6850 <sup>ns</sup>	0,04502 <sup>ns</sup>	1075924 <sup>ns</sup>	3,331284*	29,25975 <sup>ns</sup>
Ferkal*LETRIP	6	290,790 <sup>ns</sup>	766,6507 <sup>ns</sup>	0,01017 <sup>ns</sup>	8442588 <sup>ns</sup>	1,344825 <sup>ns</sup>	8,105108 <sup>ns</sup>
Erro (A)	22	688,249	494,2047	0,03977	3794056	2,001942	66,32443
Época	1	10315,05*	5,585668 <sup>ns</sup>	0,00488 <sup>ns</sup>	1086313 <sup>ns</sup>	41,66116*	0,078551 <sup>ns</sup>
Erro (B)	2	1673,685	211,2939	0,13422	4680092	6,633884	4,201767
Ferkal*Época	2	198,692 <sup>ns</sup>	406,2063 <sup>ns</sup>	0,02625 <sup>ns</sup>	1426335 <sup>ns</sup>	1,427515 <sup>ns</sup>	14,95341 <sup>ns</sup>
LETRIP*Época	3	261,121 <sup>ns</sup>	686,7833 <sup>ns</sup>	0,02259 <sup>ns</sup>	1259232 <sup>ns</sup>	0,515382 <sup>ns</sup>	7,534189 <sup>ns</sup>
Ferkal*LETRIP*Época	6	286,786 <sup>ns</sup>	318,9446 <sup>ns</sup>	0,04162 <sup>ns</sup>	1496121 <sup>ns</sup>	1,288112 <sup>ns</sup>	12,59567 <sup>ns</sup>
Resíduo	22	688,231	363,0126	0,03031	6192032	1,837386	12,29219
CV%		36,28	36,31	9,47	23,23	35,88	14,84

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para arcoseno de x

**Tabela 25.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na profundidade de 30-60 cm.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio					
		Mn	Zn <sup>1</sup>	Cd	Fe	Cu <sup>1</sup>	Pb
Bloco	2	90,474 <sup>ns</sup>	25,112 <sup>***</sup>	16,536 <sup>***</sup>	4643695 <sup>***</sup>	0,5087 <sup>*</sup>	318,7349 <sup>**</sup>
Ferkal	2	66,704 <sup>ns</sup>	0,574 <sup>ns</sup>	0,0081 <sup>ns</sup>	4122547 <sup>ns</sup>	0,5869 <sup>*</sup>	2,776398 <sup>ns</sup>
LETRIP	3	290,945 <sup>ns</sup>	0,747 <sup>ns</sup>	0,0893 <sup>***</sup>	1025853 <sup>ns</sup>	0,3477 <sup>ns</sup>	6,288416 <sup>ns</sup>
Ferkal* LETRIP	6	229,543 <sup>ns</sup>	0,836 <sup>ns</sup>	0,0057 <sup>ns</sup>	7645775 <sup>ns</sup>	0,0778 <sup>ns</sup>	23,38993 <sup>ns</sup>
Erro (A)	22	211,980	1,378	0,0123	5353444	0,1333	39,41865
Época	1	151,441 <sup>ns</sup>	1,078 <sup>ns</sup>	0,0416 <sup>ns</sup>	2680028 <sup>**</sup>	3,0620 <sup>*</sup>	0,244541 <sup>ns</sup>
Erro (B)	2	1886,36	0,905	0,0146	3746002	0,4983	3,321448
Ferkal*Época	2	34,539 <sup>ns</sup>	0,956 <sup>ns</sup>	0,0082 <sup>ns</sup>	9811818 <sup>ns</sup>	0,0316 <sup>ns</sup>	4,914074 <sup>ns</sup>
LETRIP*Época	3	426,508 <sup>ns</sup>	2,678 <sup>ns</sup>	0,0581 <sup>*</sup>	1453668 <sup>ns</sup>	0,0524 <sup>ns</sup>	11,91298 <sup>ns</sup>
Ferkal* LETRIP*Época	6	204,511 <sup>ns</sup>	2,121 <sup>ns</sup>	0,0083 <sup>ns</sup>	9578126 <sup>ns</sup>	0,0770 <sup>ns</sup>	12,23405 <sup>ns</sup>
Resíduo	22	205,294	1,215	0,0150	1507658	0,0780	7,474191
CV%		19,92	15,85	7,52	37,16	15,51	13,17

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para raiz.

**Tabela 26.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na profundidade de 60-90 cm.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio					
		Mn	Zn <sup>1</sup>	Cd	Fe	Cu <sup>2</sup>	Pb
Bloco	2	657,5663 <sup>ns</sup>	7,089 <sup>*</sup>	12,961 <sup>***</sup>	3014117 <sup>***</sup>	0,000061 <sup>***</sup>	36,97876 <sup>ns</sup>
Ferkal	2	731,5055 <sup>ns</sup>	2,248 <sup>ns</sup>	0,0217 <sup>ns</sup>	8992560 <sup>ns</sup>	0,000044 <sup>**</sup>	1,369353 <sup>ns</sup>
LETRIP	3	835,3013 <sup>ns</sup>	1,874 <sup>ns</sup>	0,0450 <sup>ns</sup>	7727528 <sup>ns</sup>	0,000067 <sup>***</sup>	17,10080 <sup>ns</sup>
Ferkal* LETRIP	6	574,9262 <sup>ns</sup>	0,754 <sup>ns</sup>	0,0102 <sup>ns</sup>	1526746 <sup>ns</sup>	0,000013 <sup>ns</sup>	9,188069 <sup>ns</sup>
Erro (A)	22	246,9335	1,706	0,0398	2412005	0,000007	18,11299
Época	1	479,4972 <sup>ns</sup>	21,223 <sup>ns</sup>	0,0049 <sup>ns</sup>	2899549 <sup>***</sup>	0,000455 <sup>*</sup>	0,188337 <sup>ns</sup>
Erro (B)	2	424,5446	8,924	0,1342	1838046	0,000096	3,515438
Ferkal*Época	2	4114,655 <sup>ns</sup>	0,987 <sup>ns</sup>	0,0262 <sup>ns</sup>	4632706 <sup>*</sup>	0,000004 <sup>ns</sup>	2,173367 <sup>ns</sup>
LETRIP*Época	3	953,1225 <sup>ns</sup>	2,056 <sup>ns</sup>	0,0226 <sup>ns</sup>	4313950 <sup>ns</sup>	0,000006 <sup>ns</sup>	10,63104 <sup>ns</sup>
Ferkal* LETRIP*Época	6	931,4046 <sup>ns</sup>	1,103 <sup>ns</sup>	0,0416 <sup>ns</sup>	6666360 <sup>ns</sup>	0,000005 <sup>ns</sup>	4,500999 <sup>ns</sup>
Resíduo	22	329,6838	1,279	0,0303	1159856	0,000007	10,08957
CV%		443,9277	14,61	9,47	34,98	14,69	17,59

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para raiz. <sup>2</sup> Dados transformados para arcoseno de x



**Tabela 27.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na planta inteira da soja.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio					
		Mn	Zn	Cd	Fe	Cu	Pb
Ferkal	2	252,86 <sup>ns</sup>	632,36 <sup>**</sup>	1,0723 <sup>***</sup>	743,18 <sup>ns</sup>	1,9884 <sup>ns</sup>	3,8809 <sup>ns</sup>
LETRIP	3	145,85 <sup>ns</sup>	98,62 <sup>ns</sup>	0,4365 <sup>**</sup>	3282,75 <sup>ns</sup>	12,4603 <sup>**</sup>	2,5976 <sup>ns</sup>
Ferkal* LETRIP	6	1708,77 <sup>*</sup>	214,34 <sup>ns</sup>	0,2427 <sup>*</sup>	17033,67 <sup>**</sup>	9,0757 <sup>**</sup>	0,6263 <sup>ns</sup>
Bloco	2	1504,70 <sup>*</sup>	221,11 <sup>ns</sup>	0,2209 <sup>*</sup>	3869,17 <sup>ns</sup>	3,5813 <sup>ns</sup>	3,3476 <sup>ns</sup>
Resíduo	22	560,84	77,29	0,0774	2756,72	1,5717	6,4640
CV%		19,11	9,65	24,85	15,23	8,75	19,99

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

**Tabela 28.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na raiz da soja.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio					
		Mn	Zn	Cd <sup>1</sup>	Fe <sup>1</sup>	Cu <sup>2</sup>	Pb <sup>2</sup>
Ferkal	2	4,25805 <sup>ns</sup>	0,999613 <sup>*</sup>	0,04369 <sup>ns</sup>	0,3844 <sup>ns</sup>	0,000005 <sup>*</sup>	0,000037 <sup>***</sup>
LETRIP	3	1,89440 <sup>ns</sup>	0,408414 <sup>ns</sup>	0,01231 <sup>ns</sup>	16,345 <sup>***</sup>	0,000003 <sup>ns</sup>	0,000018 <sup>**</sup>
Ferkal* LETRIP	6	8,00392 <sup>***</sup>	1,076136 <sup>*</sup>	0,05063 <sup>*</sup>	2,6737 <sup>ns</sup>	0,000005 <sup>**</sup>	0,000016 <sup>***</sup>
Bloco	2	10,0109 <sup>**</sup>	0,183356 <sup>ns</sup>	0,00053 <sup>ns</sup>	0,1033 <sup>ns</sup>	0,000003 <sup>ns</sup>	0,000029 <sup>***</sup>
Resíduo	22	1,52487	0,297065	0,01744	1,4220	0,000001	0,000003
CV%		20,43	12,76	17,71	9,25	6,44	14,07

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para raiz. <sup>2</sup>Dados transformados para arco seno de x

**Tabela 29.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados no caule da soja.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio					
		Mn <sup>1</sup>	Zn <sup>2</sup>	Cd	Fe <sup>2</sup>	Cu	Pb
Ferkal	2	1,0607 <sup>*</sup>	0,000019 <sup>ns</sup>	0,024388 <sup>**</sup>	0,00027 <sup>**</sup>	1,279405 <sup>***</sup>	0,213919 <sup>ns</sup>
LETRIP	3	0,4047 <sup>ns</sup>	0,000015 <sup>ns</sup>	0,0113469 <sup>*</sup>	0,00008 <sup>ns</sup>	0,662506 <sup>***</sup>	1,652840 <sup>*</sup>
Ferkal* LETRIP	6	0,3526 <sup>ns</sup>	0,000041 <sup>***</sup>	0,008855 <sup>*</sup>	0,00015 <sup>**</sup>	0,295835 <sup>**</sup>	2,523005 <sup>***</sup>
Bloco	2	0,0672 <sup>ns</sup>	0,000135 <sup>***</sup>	0,000418 <sup>ns</sup>	0,00011 <sup>ns</sup>	0,004866 <sup>ns</sup>	1,520001 <sup>*</sup>
Resíduo	22	0,2479	0,000007	0,00320536	0,00004	0,089081	0,427422
CV%		11,03	7,70	32,16	12,21	10,45	27,88

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para raiz. <sup>2</sup>Dados transformados para arco seno de x

**Tabela 30.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados na folha da soja.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio					
		Mn <sup>1</sup>	Zn	Cd <sup>1</sup>	Fe <sup>1</sup>	Cu <sup>1</sup>	Pb <sup>1</sup>
Ferkal	2	1,245 <sup>ns</sup>	136,5472 <sup>ns</sup>	0,2830 <sup>***</sup>	3,765 <sup>ns</sup>	0,2619 <sup>***</sup>	0,390 <sup>**</sup>
LETRIP	3	2,750 <sup>ns</sup>	151,6732 <sup>ns</sup>	0,0517 <sup>**</sup>	3,444 <sup>ns</sup>	0,1514 <sup>***</sup>	0,163 <sup>ns</sup>
Ferkal* LETRIP	6	2,597 <sup>ns</sup>	125,0376 <sup>ns</sup>	0,0328 <sup>*</sup>	4,942 <sup>*</sup>	0,0428 <sup>ns</sup>	0,077 <sup>ns</sup>
Bloco	2	2,306 <sup>ns</sup>	125,9388 <sup>ns</sup>	0,6609 <sup>***</sup>	2,237 <sup>ns</sup>	0,0088 <sup>ns</sup>	0,193 <sup>ns</sup>
Resíduo	22	1,229	60,17384	0,0105	1,682	0,0203	0,073
CV%		13,38	16,42	29,37	13,26	7,33	10,15

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para raiz.

**Tabela 31.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP nos valores totais de metais pesados no grão da soja.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio					
		Mn <sup>2</sup>	Zn	Cd	Fe	Cu <sup>1</sup>	Pb
Ferkal	2	0,000002 <sup>ns</sup>	9,142992 <sup>*</sup>	0,023983 <sup>ns</sup>	558,6218 <sup>**</sup>	0,0093 <sup>ns</sup>	3,330754 <sup>ns</sup>
LETRIP	3	0,000057 <sup>ns</sup>	1,950738 <sup>ns</sup>	0,000653 <sup>ns</sup>	30,77579 <sup>ns</sup>	0,0214 <sup>ns</sup>	0,392166 <sup>ns</sup>
Ferkal* LETRIP	6	0,000074 <sup>*</sup>	3,219129 <sup>ns</sup>	0,004575 <sup>ns</sup>	73,75131 <sup>ns</sup>	0,0081 <sup>ns</sup>	0,717673 <sup>ns</sup>
Bloco	2	0,000150 <sup>**</sup>	24,51012 <sup>***</sup>	0,202294 <sup>***</sup>	2953,032 <sup>***</sup>	0,0821 <sup>**</sup>	0,336298 <sup>ns</sup>
Resíduo	22	0,000023	2,506668	0,008733	92,33028	0,0126	1,689893
CV%		9,37	5,95	53,54	20,28	5,16	89,08

<sup>ns</sup> não significativo, \*, \*\*, \*\*\*, significativo até 5%, 1% e a 0,1%, respectivamente, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para raiz. <sup>2</sup>Dados transformados para arcosseno de x

**Tabela 32.** Análise de variância para efeito dos resíduos Ferkal e LETRIP na produção da soja<sup>1</sup>.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio
Ferkal	2	0,0352 <sup>ns</sup>
LETRIP	3	0,0604 <sup>*</sup>
Ferkal* LETRIP	6	0,0147 <sup>ns</sup>
Bloco	2	0,0114 <sup>ns</sup>
Resíduo	22	0,0152
CV%		6,47

<sup>ns</sup> não significativo, \* significativo até 5%, pelo teste F.

<sup>1</sup>Dados transformados para raiz.

**Tabela 33.** Relação Ca:Mg no Planossolo Háplico eutrófico (SXE), após 30 e 120 dias de aplicação de Ferkal e LETRIP, em diferentes profundidades

Tratamentos		Profundidades (cm)									
(Mg ha <sup>-1</sup> )		0-10		10-20		20-30		30-60		60-90	
Ferkal	LETRIP	30	120	30	120	30	120	30	120	30	120
0	0	1	1	1	2	1	0	1	2	1	3
0	25	1	1	1	1	1	1	4	1	1	1
0	50	1	2	1	18	1	2	1	1	1	1
0	100	1	3	1	1	1	1	1	1	4	1
3	0	2	31	1	1	1	2	1	1	1	2
3	25	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1
3	50	1	10	1	1	1	1	1	1	1	0
3	100	1	2	0	1	1	2	2	0	4	0
6	0	3	6	1	1	1	0	2	0	2	1
6	25	2	3	1	1	1	1	1	5	1	1
6	50	3	1	1	1	2	0	1	0	1	1
6	100	2	2	1	1	1	1	1	1	2	1

**Tabela 34.** Relação Mg:K no Planossolo Háplico eutrófico (SXE), após 30 e 120 dias de aplicação de Ferkal e LETRIP, em diferentes profundidades

Tratamentos		Profundidades (cm)									
(Mg ha <sup>-1</sup> )		0-10		10-20		20-30		30-60		60-90	
Ferkal	LETRIP	30	120	30	120	30	120	30	120	30	120
0	0	11	4	21	4	35	35	72	12	87	5
0	25	8	7	37	13	36	18	15	19	49	44
0	50	9	2	24	1	30	8	46	22	46	15
0	100	8	2	7	10	11	14	24	17	7	29
3	0	6	0	16	13	21	8	49	21	28	24
3	25	8	13	13	16	16	24	31	74	54	53
3	50	8	1	10	10	23	14	50	20	48	116
3	100	7	4	18	7	10	7	19	50	13	82
6	0	6	3	14	15	17	33	18	39	30	38
6	25	7	4	18	15	16	20	56	8	39	28
6	50	5	10	15	16	13	36	60	51	70	86
6	100	7	13	9	8	26	24	35	28	26	19

**Tabela 35.** Relação Ca:K no Planossolo Háplico eutrófico (SXE), após 30 e 120 dias de aplicação de Ferkal e LETRIP, em diferentes profundidades

Tratamentos		Profundidades (cm)									
(Mg ha <sup>-1</sup> )		0-10		10-20		20-30		30-60		60-90	
Ferkal	LETRIP	30	120	30	120	30	120	30	120	30	120
0	0	11	4	22	7	30	8	38	23	45	12
0	25	11	8	26	17	26	22	55	19	42	33
0	50	11	5	23	14	26	13	32	12	33	14
0	100	4	5	7	8	13	10	28	10	30	24
3	0	13	13	14	8	16	13	25	23	31	39
3	25	11	15	19	21	27	21	34	47	40	40
3	50	9	11	12	13	20	21	52	19	26	29
3	100	10	10	7	9	10	15	29	17	47	16
6	0	22	15	10	20	12	12	32	19	44	19
6	25	12	15	12	14	24	15	28	40	24	32
6	50	13	14	12	13	23	11	33	23	40	53
6	100	10	20	13	12	34	26	31	23	63	15