

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

**TESE**

**Avaliação dos Atributos Químicos e  
Biológicos de um Planossolo Háplico  
Tratado com Resíduo Industrial visando  
a Produção de Oleaginosas**

**Fabiana de Carvalho Dias**

**2009**



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

**AVALIAÇÃO DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE  
UM PLANOSSOLO HÁPLICO TRATADO COM RESÍDUO  
INDUSTRIAL VISANDO A PRODUÇÃO DE OLEAGINOSAS**

**FABIANA DE CARVALHO DIAS**

*Sob a Orientação da Professora*  
**Clarice de Oliveira**

*e Co-orientação do Professor*  
**Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho**

*e da Pesquisadora*  
**Adriana Maria de Aquino**

Tese submetida como requisito parcial  
para obtenção do grau de **Doutor em  
Ciências**, no Curso de Pós-Graduação  
em Agronomia, Área de Concentração  
em Ciência do Solo.

Seropédica, RJ  
Fevereiro de 2009

631.4  
D541a  
T

Dias, Fabiana de Carvalho, 1979-

**Avaliação dos atributos químicos e biológicos de um planossolo háplico tratado com resíduo industrial visando a produção de oleaginosas / Fabiana de Carvalho Dias – 2009.**  
97 f. : il.

Orientador: Clarice de Oliveira.

Tese (doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Agronomia.

Bibliografia: f. 79-97.

1. Ciência do solo – Teses. 2. Solos – Poluição - Teses. 3. Resíduos industriais - Teses. 4. Fauna do solo – Teses. 5. Sementes oleaginosas - Cultivo – Teses. I. Oliveira, Clarice de, 1960-. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta tese, desde que seja citada a fonte.

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

**FABIANA DE CARVALHO DIAS**

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo.

TESE APROVADA EM 27/02/2009

---

Clarice de Oliveira. Dr<sup>a</sup>. UFRRJ  
(Orientadora)

---

Claudia Pozzi Jantalia. Dr<sup>a</sup>. Embrapa Agrobiologia

---

David Vilas Boas de Campos. Dr. Embrapa Solos

---

Fabiana Soares dos Santos. Dr<sup>a</sup>. UFF

---

Adriana França Figueira. Dr<sup>a</sup>. KORIN Agricultura Natural

A Deus  
À minha mãe, pelo simples motivo de existir.  
Ao Ednaldo, pelo amor e carinho.  
Aos meus irmãos, tios e primos por serem tão especiais.  
Aos meus amigos pelo apoio e carinho em todos os momentos.

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

## **AGRADECIMENTOS**

A minha Orientadora Clarice de Oliveira, pela confiança, ensinamento, 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 estudo concedida;

A empresa Petroflex;

A Embrapa Agrobiologia, laboratório de fauna do solo;

Ao Dr. Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho e Dr. Adriana Maria de Aquino pela orientação e contribuição para a realização deste trabalho;

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

Aos professores Eduardo Lima e Everaldo Zonta pelo apoio em diferentes etapas desse trabalho;

Aos pesquisadores Dra. Janaina Ribeiro Costa Rouws e ao Dr. Segundo Urquiaga pelas contribuições para realização deste trabalho;

Aos amigos laboratoristas Denizia, Irani, Renato, Bruno, Andréa e Jair pelo apoio nas atividades;

Aos amigos estagiários Charles, Marcus, Gilsonley e Fernando pela contribuição na realização dos trabalhos, mesmo nas horas de descanso como final de semana e feriados onde mais trabalhamos;

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

As amigas do alojamento, especialmente Renata, Sandra e Dani, pela descontração e apoio em um dos momentos mais preciosos da minha vida;

**MEUS SINCEROS AGRADECIMENTOS**

## **BIOGRAFIA**

Fabiana de Carvalho Dias nasceu na cidade de Salvador, BA, em 31 de dezembro de 1979. Em 1997 foi diplomada Técnica em Agropecuária pela Escola Agrotécnica Federal de Catu-BA. Chegou à Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro em 1998, diplomando-se em Licenciatura em Ciências Agrícolas em 2002. Ingressou no Curso de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo, CPGA-CS, em 2003, e concluiu sua dissertação de mestrado em março de 2005. Em março de 2005 ingressou no curso de Doutorado no CPGA-CS e na presente data conclui seu trabalho de tese.

## RESUMO

DIAS, Fabiana de Carvalho. **Avaliação dos atributos químicos e biológicos de um Planossolo Háptico tratado com resíduo industrial visando a produção de oleaginosas.** 2009. 97f Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamentos de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, 2009.

Com o desenvolvimento dos grandes centros urbanos ocorre um aumento desordenado na geração de resíduos. Uma adequada disposição final destes resíduos é um desafio que inclui a viabilidade econômica e o aspecto ambiental dessa prática. Os objetivos do presente trabalho foram avaliar o impacto nos atributos químicos do solo, na fitodisponibilidade de nutrientes e metais pesados e na fauna edáfica, numa área cultivada com girassol (*Helianthus annuus L.*) e, posteriormente, soja (*Glycine max*), num Planossolo Háptico Eutrófico (Sxe), tratado com lodo de esgoto gerado pela Petroflex (denominado de LETRIP). O delineamento experimental foi em blocos ao acaso. Os tratamentos constaram de testemunha e doses equivalentes a 50, 150 e 300 Mg ha<sup>-1</sup> do LETRIP. Foram cultivados girassol e soja. No solo, determinaram-se os teores de Ca, Mg, P, K, C orgânico e N total e os teores pseudototais de Cd, Fe, Mn, Pb, Cu e Zn. Essas avaliações foram feitas em amostras coletadas antes e depois de cada plantio (8, 195 e 600 dias após a aplicação do resíduo) e, nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-60 e 60-90 cm. Nas plantas, foram analisados os teores de macronutrientes e metais pesados. A fauna epígea (“pitfall”) e a macrofauna do solo (TSBF) foram avaliadas nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm. O LETRIP propiciou aumento nos teores de matéria orgânica, nutrientes e metais pesados no solo, bem como nas concentrações de macronutrientes, metais pesados e produtividade das culturas do girassol e da soja. Ocorreu lixiviação para as camadas mais profundas do solo, de todos os elementos químicos avaliados. A densidade e os índices de diversidade da fauna epígea, não foram afetadas pela adição deste resíduo. Porém, houve efeito positivo na diversidade, riqueza e equitabilidade da macrofauna do solo.

**Palavras-chave:** Lodo de esgoto. Reciclagem agrícola. Contaminação do solo. Macrofauna do solo.

## ABSTRACT

DIAS, Fabiana de Carvalho. **Evaluation of chemical and biological attributes of a Fragiudult soil treated with industrial residue toward the production of crops for oil extraction.** 2009. 97f. Thesis (Doctor in Agronomy, Soil Science) Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2009.

The development of large urban centers resulted in an inordinate increase in the generation of residues. Adequate disposal of the waste is a challenge that includes solving environmental and economical aspects. The objectives of this study were to assess impact on soil chemical attributes, plants nutrients availability and on heavy metals, and soil fauna. It was used an area cultivated with sunflower (*Helianthus annuus* L.), and soybean (*Glycine max*), of a Fragiudult soil, treated with sewage sludge generated by the company Petroflex (denominated LETRIP). The experimental design was in randomized blocks. The treatments consisted of control and equivalent doses of 50, 150 and 300 Mg ha<sup>-1</sup> of LETRIP. The level in the soil of Ca, Mg, P, K, organic C and total N, and pseudo total levels of Cd, Fe, Mn, Pb, Cu and Zn, were determined. These measurements were made in samples taken before and after each planting (8, 195 and 600 days after the residue application), at depths of 0-15, 15-30, 30-60 and 60-90 cm. In the plants, the levels of nutrients and heavy metals were measured. The epigeous fauna (pitfall) and soil macrofauna (TSBF) were evaluated at 0-15 and 15-30 cm depths. The LETRIP usage resulted in an increase in the levels of organic matter, nutrients and heavy metals in soil, and in the concentration of macronutrients and heavy metals in the sunflower and soybean crops, with a consequent increase in their productivity. There was leaching of all chemical elements measured to deeper sections of the soil. The density of epigeous fauna and the diversity index were not affected by the addition of the residue. However, there was a positive effect on diversity, equitability, and richness of soil macrofauna.

**Key words:** Sewage sludge. Agricultural recycling. Soil contamination. Soil macrofauna.

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Concentrações limites de metais pesados no lodo de esgoto aceitáveis para uso agrícola (base seca); taxa de aplicação anual máxima de metais em solos; e carga máxima acumulada de metais pela aplicação do lodo.	4
<b>Tabela 2.</b> Concentração normal e nível crítico de metais pesados no solo ( $\text{mg kg}^{-1}$ ).	10
<b>Tabela 3.</b> Atividades da fauna do solo no processo de decomposição e na estrutura do solo.	12
<b>Tabela 4.</b> Características químicas e físicas do Planossolo Háptico Eutrófico, nas diferentes profundidades do solo antes da aplicação do resíduo.	18
<b>Tabela 5.</b> Teores pseudototais de metais pesados do Planossolo Háptico Eutrófico, nas diferentes profundidades.	18
<b>Tabela 6.</b> Tratamentos e quantidades do resíduo LETRIP utilizadas no experimento.	19
<b>Tabela 7.</b> Características químicas do resíduo LETRIP.	20
<b>Tabela 8.</b> Aporte de metais pesados no Planossolo, em decorrência da aplicação do resíduo LETRIP.	20
<b>Tabela 9.</b> Aporte de nutrientes no Planossolo, em decorrência da aplicação do resíduo LETRIP.	21
<b>Tabela 10.</b> Grupos funcionais em função do uso do habitat e principal forma de utilização do recurso alimentar, encontrados em Planossolo, em decorrência da aplicação do resíduo LETRIP.	22
<b>Tabela 11.</b> Equações de regressão* dos valores de pH do solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háptico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).	24
<b>Tabela 12.</b> Equações de regressão* dos teores de matéria orgânica do solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háptico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).	26
<b>Tabela 13.</b> Equações de regressão* dos teores de N total no solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háptico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).	28
<b>Tabela 14.</b> Equações de regressão* de teores de K do solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háptico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).	30
<b>Tabela 15.</b> Equações de regressão* de teores de Ca do solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háptico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).	32

- Tabela 16.** Equações de regressão\* de teores de Mg do solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ). 34
- Tabela 17.** Equações de regressão\* de teores de P do solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ). 36
- Tabela 18.** Balanço parcial de nutrientes após o cultivo de girassol e soja em Planossolo tratado com LETRIP. 49
- Tabela 19.** Equações de regressão\* dos teores de zinco, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ). 51
- Tabela 20.** Equações de regressão\* dos teores de cobre, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ). 53
- Tabela 21.** Equações de regressão\* dos teores de ferro, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época coletada no Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ). 54
- Tabela 22.** Equações de regressão\* dos teores de manganês, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época coletada no Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ). 56
- Tabela 23.** Equações de regressão\* dos teores de manganês, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ). 56
- Tabela 24.** Equações de regressão\* dos teores cádmio, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ). 58
- Tabela 25.** Densidade da fauna epígea (número de indivíduos por armadilha por dia), 18 meses após a aplicação de diferentes doses de LETRIP. 64
- Tabela 26.** Número e porcentagem de indivíduos para os diferentes grupos funcionais, aos 18 meses após a aplicação do LETRIP. 65
- Tabela 27.** Densidade da fauna epígea (número de indivíduos por armadilha por dia), 21 meses após a aplicação de diferentes doses de LETRIP. 66
- Tabela 28.** Número e porcentagem de indivíduos para os diferentes grupos funcionais, 21 meses após a aplicação do LETRIP. 67
- Tabela 29.** Riqueza e índices de diversidade de Shannon e de uniformidade de Pielou dos grupos da fauna do solo nos diferentes tratamentos, nas duas épocas de coleta. 69
- Tabela 30.** Densidade da macrofauna edáfica ( $n^\circ$  de ind  $m^{-2}$ ), na profundidade de 0-15 cm, aos 600 dias após a aplicação do LETRIP. 70

**Tabela 31.** Densidade da macrofauna edáfica (nº de ind. m<sup>2</sup>), na profundidade de 15-30 cm, aos 600 dias após a aplicação do LETRIP. 73

**Tabela 32.** Riqueza e índices de diversidade de Shannon e de uniformidade de Pielou dos grupos da fauna do solo nos diferentes tratamentos, nas profundidades de coleta. 76

## ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** 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. 17
- Figura 2.** Valores de pH, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 23
- Figura 3.** Valores de pH no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 23
- Figura 4.** Teores de matéria orgânica, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 25
- Figura 5.** Teores de matéria orgânica no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 26
- Figura 6.** Teores de nitrogênio, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 27
- Figura 7.** Teores de nitrogênio no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 27
- Figura 8.** Teores de potássio, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 29
- Figura 9.** Valores de potássio no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 30
- Figura 10.** Teores de cálcio, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 31

- Figura 11.** Teores de cálcio no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 31
- Figura 12.** Teores de magnésio nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 33
- Figura 13.** Teores de magnésio, no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 33
- Figura 14.** Teores de enxofre, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 35
- Figura 15.** Teores de fósforo, no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 35
- Figura 16.** Teores de CTC e V%, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 37
- Figura 17.** Teores de CTC e V% no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 38
- Figura 18.** Altura da planta, diâmetro do capítulo e massa seca da parte aérea do girassol (EMBRAPA 122-V2000) cultivado num Planossolo (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 39
- Figura 19.** Produtividade e massa de 1000 grãos do girassol (EMBRAPA 122 v-200) cultivado num Planossolo (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 41
- Figura 20.** Massa seca da parte aérea e produtividade da soja (variedade conquista) cultivada num Planossolo (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 42
- Figura 21.** Concentrações de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio em ( $\text{g kg}^{-1}$ ), dos restos culturais e dos grãos do girassol cultivado no Planossolo Háplico Eutrófico (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 43

- Figura 22.** Acúmulo de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio em ( $\text{kg ha}^{-1}$ ), dos restos culturais e dos grãos do girassol cultivado no Planossolo Háplico Eutrófico (SXE) tratado com LETRIP. 45
- Figura 23.** Concentrações de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio em ( $\text{g kg}^{-1}$ ), dos restos culturais e dos grãos da soja cultivada no Planossolo Háplico Eutrófico (SXE) tratado com LETRIP. 47
- Figura 24.** Acúmulo de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio em ( $\text{kg ha}^{-1}$ ), dos restos culturais e dos grãos da soja cultivada no Planossolo Háplico Eutrófico (SXE) tratado com LETRIP. 48
- Figura 25.** Teores de zinco, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 50
- Figura 26.** Teores de zinco no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 50
- Figura 27.** Teores de chumbo, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 52
- Figura 28.** Teores de chumbo no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 52
- Figura 29.** Teores de cobre, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 52
- Figura 30.** Teores de cobre no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 53
- Figura 31.** Teores de ferro, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 54
- Figura 32.** Teores de ferro no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 54

- Figura 33.** Teores de manganês, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 55
- Figura 34.** Teores de manganês no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 55
- Figura 35.** Teores de cádmio, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 57
- Figura 36.** Teores de cádmio no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 57
- Figura 37.** Concentrações de cobre, chumbo, cádmio e zinco em ( $\text{g ha}^{-1}$ ), dos restos culturais e dos grãos do girassol cultivado num Planossolo (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 59
- Figura 38.** Acúmulo de cobre, chumbo, cádmio e zinco em ( $\text{g ha}^{-1}$ ), dos restos culturais e dos grãos do girassol cultivado num Planossolo (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 60
- Figura 39.** Concentrações de cobre, chumbo, cádmio e zinco em ( $\text{g ha}^{-1}$ ), dos restos culturais e dos grãos da soja cultivada num Planossolo (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 61
- Figura 40.** Acúmulo de cobre, chumbo, cádmio e zinco em ( $\text{g ha}^{-1}$ ), dos restos culturais e dos grãos da soja cultivada num Planossolo (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média. 63
- Figura 41.** Representação gráfica da análise de componentes principais (ACP) entre os grupos taxonômicos da fauna edáfica para todos os tratamentos, encontrados após 18 meses da aplicação do resíduo no solo. 65
- Figura 42.** Representação gráfica da análise de componentes principais (ACP) entre os grupos taxonômicos da fauna edáfica para todos os tratamentos, encontrados após 21 meses da aplicação do resíduo no solo. 68
- Figura 43.** Distribuição porcentual dos grupos funcionais da macrofauna, na profundidade de 0-15 cm, encontrados na testemunha (a) e nas doses de 50, 150 e 300  $\text{Mg ha}^{-1}$  de resíduo (b, c, d), na profundidade de 0-15 cm. 71
- Figura 44.** Representação gráfica da análise de componentes principais (ACP) entre os grupos taxonômicos da fauna edáfica para todos os tratamentos, encontrados na profundidade de 0-15 cm. 72

**Figura 45.** Distribuição porcentual dos grupos funcionais da macrofauna, na profundidade de 15-30 cm, encontrados na testemunha (a) e nas doses de 50, 150 e 300 Mg ha<sup>-1</sup> de resíduo (b, c, d), na profundidade de 15-30 cm. 74

**Figura 46.** Representação gráfica da análise de componentes principais (ACP) entre os grupos taxonômicos da fauna edáfica para todos os tratamentos, encontrados na profundidade de 15-30 cm. 75

**Figura 47.** Análise de co-inércia com distribuição das doses de LETRIP em relação às variáveis de macrofauna e química do solo e  $p$  a probabilidade dos agrupamentos ser significativa pelo teste de permutação de Monte Carlo, a 5% de probabilidade. 75

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	1
2	REVISÃO DE LITERATURA .....	2
2.1	Resíduos Sólidos .....	2
2.1.1	Resíduo da Petroflex Indústria e Comércio S/A.....	4
2.1.2	Utilização dos resíduos industriais na agricultura.....	5
2.1.3	Resíduos como fonte de materiais poluidores do solo, planta e água .....	9
2.2	Atividade Biológica .....	11
2.3	Girassol.....	14
2.4	Soja.....	15
3	MATERIAL E MÉTODOS .....	17
3.1	Caracterização da Área Experimental.....	17
3.2	Instalação e Condução do Experimento no Campo .....	18
3.3	Cultivos .....	19
3.4	Análises Químicas.....	19
3.5	Avaliação das Plantas.....	21
3.6	Análises Biológicas.....	21
3.7	Análises Estatísticas .....	22
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	23
4.1	Alterações na Fertilidade do Solo em Decorrência da Aplicação do LETRIP .....	23
4.2	Efeito da Aplicação do LETRIP nas Características Fenológicas do Girassol e da Soja	38
4.2.1	Girassol.....	38
4.2.2	Soja.....	41
4.3	Macronutrientes na Planta.....	42
4.3.1	Concentração de nutrientes no girassol.....	42
4.3.2	Acúmulo de nutrientes no girassol.....	45
4.3.3	Concentração de nutrientes na soja .....	46
4.3.4	Acúmulo de nutrientes na soja .....	47
4.3.5	Balanço parcial de nutrientes.....	48
4.4	Teores de Metais Pesados no Solo em Decorrência da Aplicação do LETRIP .....	49
4.5	Metais Pesados na Planta .....	58
4.5.1	Concentração de metais pesados no girassol.....	58
4.5.2	Acúmulo de metais pesados no girassol.....	60
4.5.3	Concentração de metais pesados na soja .....	61
4.5.4	Acúmulo de metais pesados na soja .....	62
4.6	Fauna do Solo .....	63
4.6.1	Fauna epígea.....	63
4.6.2	Macrofauna do solo .....	69
5	CONCLUSÕES .....	77
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	78
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	79

# 1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento industrial tem ocasionado uma crescente geração de resíduos, e o seu destino final constitui um dos grandes problemas das sociedades devido à escassez de áreas para deposição desses resíduos. Os resíduos são bastante variados, podendo 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). 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. Por apresentarem, geralmente, altos teores de matéria orgânica, a utilização na agricultura tem sido considerada uma das melhores alternativas por aumentar a retenção de umidade em solos arenosos e melhorar a permeabilidade e infiltração nos solos argilosos. Outro aspecto importante seria o fornecimento ao solo de nutrientes essenciais às plantas e a manutenção por determinado tempo de uma boa estrutura e estabilidade dos agregados na superfície.

A presença, muitas vezes, de metais pesados como Cu, Zn, Pb, Mn, Fe e Cd, entre outros elementos, em determinados resíduos, exigem uma avaliação antes da recomendação do uso agrícola, a fim de serem minimizados os riscos de contaminação ambiental. Deste modo, a quantidade de lodo a ser aplicada e o seu efeito no sistema solo-planta dependem da sua própria qualidade e composição, do tipo de solo e das características da planta cultivada.

No setor petroquímico do estado do Rio de Janeiro, a empresa Petroflex, a principal produtora de SBR (borrachas estireno-butadieno) em emulsão (tipo de borracha sintética) da América Latina, gera um resíduo inerente ao processo de fabricação da borracha sintética (SBR). A quantidade de resíduo gerado é cerca de 170 Mg por mês. Atualmente a sua destinação final é a incineração, o que determina em elevado custo. Entretanto, alguns estudos realizados com este resíduo têm indicado baixa concentração de metais pesados e um elevado teor de nutrientes (Freitas et al., 2004; Pereira, 2004; Dias, 2005) o que torna esse resíduo com potencial para utilização em sistemas agrícolas.

O uso do lodo da estação de tratamento de resíduo industrial da Petroflex (LETRIP) na adubação de plantas pode resultar em uma forma de destinação final de baixo custo e com pouco risco de contaminação ambiental. Assim, este trabalho teve a seguinte hipótese: o resíduo gerado pela empresa Petroflex representa uma importante fonte de nutrientes para plantas oleaginosas, não afetando de forma negativa os atributos químicos e biológicos do solo.

Quanto às plantas oleaginosas, a soja e o girassol apresentam grande destaque entre as culturas anuais produtoras de óleo, despertando, atualmente, interesse no novo mercado dos biocombustíveis, em função do elevado teor de óleo e da ampla adaptação às diferentes regiões edafoclimáticas do país.

Assim o objetivo geral deste estudo foi avaliar a influência da aplicação do lodo de esgoto LETRIP num Planossolo Háplico Eutrófico, em alguns atributos químicos e biológicos desse solo e na produtividade da soja e do girassol.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Resíduos Sólidos

Os resíduos, de origem industrial e urbana, têm sido relegados a 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.

A produção de resíduos sólidos faz parte do cotidiano do ser humano. Não se pode imaginar um modo de vida que não gere resíduos sólidos. Devido ao aumento da população humana, à concentração dessa população em centros urbanos, à forma e ao ritmo da ocupação desses espaços e ao modo de vida com base na produção e consumo cada vez mais rápidos de bens, os problemas causados por esses resíduos tendem a se tornar mais visíveis (Philippi Jr e Aguiar, 2005).

Segundo Camargo (2005) os resíduos se apresentam no estado sólido ou semi-sólido, e resultam de atividades industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola e de serviços. Incluem ainda, determinados líquidos, cujas particularidades tornam inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou que exijam, para isso, soluções técnicas e economicamente inviáveis face à melhor tecnologia disponível. Resíduo é o material que depois de usado ou passado seu prazo de validade, ainda carrega um valor agregado.

Os resíduos industriais são gerados tanto nos processos produtivos quanto nas atividades auxiliares, como manutenção, operação de área de utilidades, limpeza, obras e outros serviços. Em função disso, é preciso que as atividades industriais sejam planejadas e operadas de forma a minimizar a geração de resíduos nos processos e atividades. Entre as atividades industriais que influenciam a geração de resíduos industriais estão: aquisição e armazenamento de matérias-primas; operações de produção; limpeza e manutenção de equipamentos e derramamentos e vazamentos. As características dos resíduos industriais são extremamente variadas, em função dos diferentes processos produtivos (Philippi Jr e Aguiar, 2005).

Os resíduos originários das indústrias podem apresentar características tóxicas, inflamáveis, patogênicas, corrosivas, e explosivas. Em função das características, 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.

A reciclagem destes materiais é atualmente uma das mais importantes estratégias para reduzir o impacto ambiental da chamada “vida moderna” e buscar um desenvolvimento sustentado. Dentre os inúmeros materiais recicláveis têm-se aqueles ricos em substâncias orgânicas de origem doméstica, agrícola, urbana e industrial. Um dos destinos mais comuns para a disposição desses resíduos é o solo. Apesar de ricos em carbono e outros elementos, dependendo de sua origem, podem conter substâncias orgânicas e elementos químicos tóxicos aos seres vivos e processos biológicos do solo (Moreira e Siqueira, 2002).

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. 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.

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 tornarem 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).

O uso inadequado do solo pode ser uma fonte muito importante de poluição ambiental. O descuido do homem em controlar a erosão, por exemplo, faz do solo uma fonte potencial de contaminação das correntezas e lagos. O manejo não apropriado de defensivos, de águas de irrigação de baixa qualidade e a disposição indiscriminada de resíduos da indústria ou domésticos pode redundar no acúmulo de substâncias no solo que podem ser tóxicas às plantas e, ao entrar na cadeia alimentar, ser letais aos animais e ao homem. Devido a estas relações e dada à sua importância no ecossistema, o solo ocupa um papel de destaque no controle da qualidade do ambiente. O controle da ação dos resíduos, deste modo, dependerá muito da maneira como serão manejadas as reservas edáficas (Camargo, 2005).

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.

Quando destinados a solos agrícolas, os materiais orgânicos são geralmente aplicados úmidos na superfície, seguido de incorporação ao solo, ou em sulcos ou covas de plantio. Segundo Dynia et al. (2006) a quantidade de lodo de esgoto a ser aplicada é geralmente determinada pelo teor de N e respectiva taxa de mineralização, a qual varia entre 20 e 30 %. Para evitar problemas ambientais ou contaminação dos alimentos, já foram estabelecidos alguns parâmetros técnicos para a orientação na aplicação agrícola de biossólidos. Estes são limites de contaminação por metais pesados no lodo, limites de concentração destes no solo e taxa de carga máxima, conforme apresentados na Tabela 1.

Segundo Camargo (2005), as pesquisas sobre o uso de resíduos na agricultura, desenvolvidas até o momento no país estiveram, em geral, voltadas para a avaliação da eficiência agrônômica desses produtos, sendo a maioria delas realizadas em casa de vegetação, tendo pouca relação com as condições de campo. Os estudos sobre seu efeito na contaminação do solo, das águas e plantas com metais pesados e patógenos ainda são incipientes para orientar eficazmente normas de disposição que orientem com segurança sua disposição de resíduos no solo.

**Tabela 1.** Concentrações limites de metais pesados no lodo de esgoto aceitáveis para uso agrícola (base seca); taxa de aplicação anual máxima de metais em solos; e carga máxima acumulada de metais pela aplicação do lodo.

Metal pesado	Concentração máxima permitida no lodo	Taxa de aplicação anual máxima	Carga máxima acumulada de metais pela aplicação do lodo
	mg kg <sup>-1</sup> (base seca)	kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>
Cd	85	1,9	39
Cu	4300	75	1500
Pb	840	15	300
Ni	420	21	420
Zn	7500	140	2800

Fonte: CETESB (1999)

### 2.1.1 Resíduo da Petroflex Indústria e Comércio S/A

No setor petroquímico, a empresa Petroflex é a principal produtora de SBR (borrachas estireno-butadieno) 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.

Em Duque de Caxias (RJ) os projetos de conservação ambiental estão ajustados ao Termo de Compromisso Ambiental (TCA) firmado com a Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente e a Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Estado do Rio de Janeiro. 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 ETRI (estação de tratamento de resíduos industriais) e os resíduos vegetais de todas as atividades de paisagismo existentes na Petroflex (Freitas et al., 2003).

Segundo Freitas et al. (2003), foram desenvolvidos alguns trabalhos com o resíduo da empresa Petroflex 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.

Estudo procurando diminuir o impacto ambiental deste lodo foi realizado por Reis (1999). Neste trabalho obteve-se a transformação do 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 mg L<sup>-1</sup>.

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.

Dias (2005), avaliando a solubilidade de nutrientes num Planossolo Háptico Eutrófico tratado com resíduo da indústria Petroflex e o seu efeito na nutrição da soja, observou que o lodo da estação de tratamento de resíduo industrial da Petroflex (LETRIP) alterou significativamente a acidez do solo, os teores de fósforo, potássio, valor T e a saturação de bases do solo e que a aplicação deste resíduo acarretou num aumento do rendimento de grãos da soja.

Freitas et al. (2004), avaliando o uso de lodo biológico, gerado no tratamento terciário da ETRI da Petroflex, 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 desses 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), usando os mesmos resíduos, obtiveram resultados semelhantes aos encontrados por Freitas et al. (2004). Ao avaliar a produção de mudas por sementes 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.

Pereira (2004), avaliando o uso do resíduo da indústria Petroflex na inertização de Cd e Zn presentes em resíduo da Ingá, ricos nestes elementos, observou que o resíduo foi capaz de reduzir a biodisponibilidade dos elementos, devido à presença de matéria orgânica na composição deste resíduo.

### **2.1.2 Utilização dos resíduos industriais na agricultura**

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

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).

O uso de resíduos para incremento da matéria orgânica do solo tem sido estudado por diversos autores, devido à matéria orgânica afetar a agregação do solo, influenciando, conseqüentemente, outras características físicas do solo, como: densidade, porosidade, aeração, capacidade de retenção e infiltração de água, entre outras, que são fundamentais à capacidade produtiva do solo. Oliveira et al. (2002), avaliando os efeitos causados por aplicações sucessivas de doses crescentes de lodo de esgoto nos teores de carbono orgânico, num 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, ocasionaram aumentos lineares nos teores de C-orgânico do solo.

Canellas et al. (2001) observaram que a adição de resíduos orgânicos de origem urbana nas amostras dos solos promove alterações na distribuição das frações humificadas da matéria orgânica; diminuição da relação ácido húmico/ácido fúlvico, e, como conseqüência, da qualidade do húmus. Ocorreram, também, transformações na distribuição de C na estrutura dos ácidos húmicos extraídos dos solos com a adição de resíduos decorrentes da alteração do

processo de humificação com diminuição no conteúdo de C alquílico em grupos metilas e metilenos, e aumento de C, atribuído a polissacarídeos.

Araújo et al. (2005) observaram diminuição na matéria seca total, altura da parte aérea e comprimento radicular das plântulas de soja e trigo com o aumento da concentração do composto de lodo têxtil (mistura do lodo biológico com cavaco de madeira), a partir de 38 g L<sup>-1</sup> (38 g de composto em 1.000 mL de água e solução nutritiva).

Rocha et al. (2004), avaliando a nutrição mineral e o crescimento de *Eucalyptus grandis* após aplicação de biossólido na fertilidade de um Latossolo Vermelho-Amarelo Eutrófico, observaram que a fertilidade do solo aumentou gradualmente após a aplicação do biossólido, ocorrendo 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 agrônomico de biossólidos de origem industrial, concluíram que o mesmo apresentava potencial agrônomico, porém seu efeito no crescimento e produtividade das culturas foi aumentado pela complementação mineral, principalmente, potássio. O mesmo foi observado por Costa et al. (2000), que mencionam a necessidade de acrescentar o nutriente K ao lodo contaminado com cromo, provavelmente, devido à inexistência deste elemento na composição deste resíduo.

Vieira et al. (2004), avaliando o efeito da utilização de lodo de esgoto como fonte de fósforo, observaram 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.

Trannin et al. (2005) observaram que o biossólido da indústria de fibras e resinas PET, suplementado com K<sub>2</sub>O e P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, melhora a fertilidade do solo, o estado nutricional e a produtividade do milho. Os teores de metais pesados e de Na no biossólido não limitaram a utilização agrônômica do resíduo. A dose de 10 Mg ha<sup>-1</sup> de biossólido, em base seca, suplementada com K<sub>2</sub>O e 30 % da exigência em P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, proporciona produtividade de milho equivalente à obtida com adubação mineral completa, e que a aplicação deste biossólido na cultura do milho é economicamente viável a uma distância de 66 km da fonte geradora.

Pralon e Martins (2001), acrescentando doses de 50, 100 e 200 g dm<sup>-3</sup> de Ferkal num estéril de extração de argila obtiveram pequeno aumento de K quando comparado ao Ca e Mg.

Nascimento et al. (2004) observaram que a aplicação de doses crescentes do lodo de esgoto promove 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. Também, foi observado um aumento na produção de matéria seca do milho e do feijoeiro, embora abaixo da obtida no tratamento com fertilização mineral completa.

Posso et al. (2004) observaram que o lodo de esgoto de ETE da Indústria Química Pan Americana S/A, quando aplicado ao solo, 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.

Pedroza et al. (2003), avaliando os efeitos de doses crescentes de biossólido sobre a produção e os componentes do algodoeiro herbáceo (*Gossypium hirsutum* L. r. *latifolium* Hutch L), observaram que o algodoeiro (cultivar BRS 187 8H), respondeu favoravelmente à aplicação de biossólido, uma vez que, com exceção das variáveis peso de capulho e porcentagem de fibra, ocorreu efeito significativo das doses de biossólido sobre as demais variáveis relacionadas à produção e componentes do algodoeiro (caroço, peso de pluma,

fitomassa da parte aérea, fitomassa total e da relação fitomassa da parte aérea/fitomassa raiz e fitomassa da raiz).

Vieira et al. (2005) verificaram o efeito direto e residual da adubação com lodo de esgoto, como fonte de P e na produtividade da soja, e observaram que a necessidade de P da cultura da soja pode ser suprida pela adição de lodo de esgoto ao solo e a maior produtividade nos dois anos foi obtida com as duas maiores doses de lodo. Em média, esses tratamentos produziram 547 e 163 kg ha<sup>-1</sup> de grãos a mais, respectivamente, do que os tratamentos testemunha e com adubação mineral.

Silva et al. (2001) observaram que o lodo de esgoto da Estação de Recuperação da Qualidade da Água (ERQ), de Barueri, SP, aumentou a fertilidade do solo pela diminuição da acidez, pelo fornecimento de nutrientes, principalmente de Ca, P, S e Zn, e pelo aumento da CTC efetiva, que os efeitos do lodo de esgoto na fertilidade do solo ocorreram por apenas um ano agrícola e que o lodo de esgoto aumenta os teores de metais pesados do solo, mas não foram observados teores considerados perigosos ao ambiente.

Simonete et al. (2003) observaram que a aplicação do lodo de esgoto aumentou os teores de MO, P, K, Ca, Mg, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Al e H+Al do solo e diminuiu o pH. O acúmulo de macronutrientes e a produção de matéria seca do milho, por outro lado, aumentaram com a aplicação de lodo de esgoto, sendo incrementados pela adição de K mineral.

Santos et al. (2005), estudando o uso de gesso agrícola, do composto de lixo urbano (CLU) e verificando o período de incubação do solo com vinhaça, visando à recuperação de um solo com problemas de sódio trocável, tendo o algodoeiro herbáceo (*Gossypium hirsutum* L.r. *latifolium* Hutch) como cultura teste, observaram que o gesso isolado ou associado ao CLU reduziram o pH e os teores de Na<sup>+</sup> nos lixiviados, e aumentaram os teores de Ca<sup>2+</sup>, a emergência das plântulas e a biomassa seca. A vinhaça, isolada ou associada ao CLU, apresentou menos eficiência na redução do pH e dos teores de sódio nos lixiviados. Nos períodos de incubação do solo, foram encontrados efeitos diferenciados sobre as variáveis analisadas, segundo os tratamentos de gesso, CLU e vinhaça, isolados ou associados.

Costa et al. (2001) observaram que a aplicação de lodo de curtume proporcionou rendimentos de matéria seca de soja superiores aos obtidos na testemunha. O efeito residual do lodo 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 aumentaram com a aplicação dos resíduos de curtume.

Siqueira et al. (2003) verificaram que a utilização de quatro resíduos da indústria de celulose (cinza, griz, dregs e lama) aumentaram o pH e os teores de N, K, Ca e Mg nos solos e promoveram aumentos significativos na produção de matéria seca e conteúdo de nutrientes do milho.

Rodrigues et al. (2004) verificaram que a aplicação do resíduo celulósico teve efeito positivo sobre a nutrição do *Pinus taeda* L., elevando os teores de K, Ca e Mg nas acículas. Também proporcionou maior produção de biomassa nos diferentes compartimentos, maior altura total das árvores, maior diâmetro a altura do peito e, conseqüentemente, ganhos na produção de volume de lenho.

Carvalho-Pupatto et al. (2004) observaram que as escórias podem ser usadas como corretivo de acidez do solo e como fonte de silício. Segundo os autores, as alterações nos atributos químicos do solo estão relacionadas com a composição química das escórias e que a escória de alto-forno proporciona maior crescimento radicular em profundidade e melhor distribuição no perfil do solo e, conseqüentemente, maior produção de massa de matéria seca da parte aérea e produtividade de grãos de arroz.

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. E que a cana-de-açúcar respondeu positivamente à aplicação da escória de siderurgia.

Barbosa Filho (2004) verificou que a aplicação de escória promoveu uma ação corretiva do solo, com conseqüente aumento da disponibilidade de silício, fósforo, cálcio trocável e na porcentagem de saturação de bases (V%) e que a cultura de 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, observaram que mesmo em doses relativamente baixas de escória ( $360 \text{ kg ha}^{-1}$ ), houve diminuição no acúmulo de nutrientes e na produção de matéria seca das mudas de maracujazeiro.

Chaves e Vasconcelos (2006) observaram que o xisto retortado foi capaz de aumentar a soma de bases trocáveis e os teores de enxofre e silício no solo, porém não foi capaz de promover aumento nos valores de pH. E que as plantas de milho não responderam positivamente à aplicação do resíduo, quanto aos parâmetros do crescimento vegetativo.

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, devido a sua alta reatividade. 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). Desta forma alguns autores estão avaliando o uso de resíduos ricos em matéria orgânica como inertizante de metais pesados no solo.

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 às 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.

Paparotte e Maciel (2006) observaram que a aplicação do resíduo de sucata de gesso proveniente da Indústria e Cerâmica Andradense ICASA possibilitou efeito corretivo do solo ao proporcionar um aumento do pH e diminuição da acidez total, liberação de quantidades crescentes de Ca, Mg e K, aumento da CTC, soma de bases e saturação por bases. Nas dosagens superiores a  $12 \text{ Mg ha}^{-1}$  houve uma diminuição no desenvolvimento da alfaca.

Prado e Nathale (2005) observaram que o resíduo de silicato de cálcio funciona como corretivo de acidez do solo e como fonte de Ca e promoveu o aumento do crescimento das mudas de maracujazeiro, considerando altura e número de folhas, diâmetro do caule, matéria seca da parte aérea e das raízes das plantas. O acúmulo de micronutrientes (Cu, Mn, Zn e Fe) nas mudas, aumentou inicialmente, e depois diminuiu nas maiores dosagens do resíduo; entretanto, o teor desses micronutrientes apresentou diminuição linear com a aplicação do resíduo, o que indica que houve diluição dos nutrientes.

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

Altafin et al. (2004), avaliando a utilização do lodo de fosfatização, proveniente da indústria de autopeças Mahle Metal Leve S.A., no preparo de mudas de espécies nativas (mirindiba-rosa, paineira e aroeira-pimenteira) utilizadas em reflorestamento e recuperação de áreas degradadas, observaram que a massa de matéria seca, nos tratamentos em relação ao

encontrado na testemunha foi de 82%, 67% e 78% para as nativas mirindiba-rosa, paineira e aroeira-pimenteira, respectivamente.

Alguns estudos avaliaram a aplicação de resíduos alcalinos como inertizantes de metais pesados. Pinheiro (2003), estudando os resíduos alcalinos: silicato de cálcio gerado pela Petrobrás, resíduo da extração de alumina da bauxita gerado pela Alumar e o lodo do biodigestor da cervejaria Kaiser, como inertizantes de metais pesados presentes no resíduo Ingá, observou que a adição de produtos de reação alcalina causou uma maior imobilização de Zn e Cd pela associação desses elementos às 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.

### **2.1.3 Resíduos como fonte de materiais poluidores do solo, planta e água**

As regiões agrícolas próximas aos grandes centros urbanos são caracterizadas 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 disponíveis aos agricultores. Esses resíduos têm potencial uso agrícola, já que os 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).

Os rios, reservatórios, praias e baías nas proximidades das grandes áreas urbanas encontram-se poluídos em decorrência do destino inadequado dado aos esgotos, efluentes industriais e resíduos sólidos. As alterações são causadas pelo lançamento, descarga ou emissão de substâncias em qualquer estado químico, de forma a comprometer, direta ou indiretamente, as propriedades naturais da água. Entre tais substâncias destacam-se as orgânicas e as inorgânicas (Fiorillo, 2001).

Num ambiente natural, as características físicas, químicas e mesmo biológicas do solo são dependentes do ciclo hidrológico da água. Ao mesmo tempo, a qualidade da água é regulada pela capacidade do solo em absorvê-la, retê-la e conduzi-la ao lençol freático (Rheinheimer, 2003).

A ação antrópica sobre o solo, naturalmente, leva a um desequilíbrio na qualidade e quantidade de água. O uso e manejo inadequados dos solos conduzem à contaminação dos mananciais d'água, cuja velocidade e grau podem ser tão severos que em apenas uma geração se pode transformar um ecossistema limpo e abundante em um agroecossistema escasso e com água de má qualidade (Rheinheimer, 2003).

A contaminação de um solo ou contaminação superficial depende da concentração do contaminante, do seu grau de toxidez, da sua solubilidade em água, densidade, porosidade e permeabilidade e do grau de fraturamento do substrato rochoso. A maioria destas interações pode ser avaliada através dos padrões de águas para consumo humano de acordo com a Portaria N° 538/2004, bem como, suas classes de enquadramento de usos Resolução N° 20/CONAMA (Rheinheimer, 2003).

A Tabela 2 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 2.** Concentração normal e nível crítico de metais pesados no solo (mg kg<sup>-1</sup>).

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)

Dias (2005), verificando a solubilidade dos metais pesados Mn e Cu num Planossolo Háptico Eutrófico (SXE) tratado com resíduo industrial, gerado pela Petroflex Indústria e Comércio S/A, observou que a condição de má drenagem presente na área na maior parte do tempo, propiciando um ambiente de redução, provavelmente, favoreceu a solubilização de compostos de Mn e Cu. A textura do solo, com predomínio de areia até a profundidade de 30 cm, proporcionou condições favoráveis para lixiviação. Nas condições do solo muito arenoso (Planossolo), os teores de Mn e Cu diminuíram com a profundidade do solo, evidenciando riscos de contaminação do lençol freático.

Collier et al. (2004), avaliando metais pesados solo e sua acumulação em plantas de goiabeira (*Psidium guajava L.*) cultivadas em Gleissolo pouco húmico, que recebeu CRSU (composto de resíduo sólido Urbano), observaram que houve incremento dos teores de metais pesados na camada superficial dos solos das duas áreas que receberam aplicação de CRSU, não atingindo níveis críticos. O uso do CRSU na dose de 60 kg por planta/ano<sup>-1</sup> aplicada em superfície, na projeção da copa, não representou risco de acumulação de metais pesados, nas folhas e frutos das plantas cultivadas, acima dos padrões encontrados.

Nascimento et al. (2004), ao aplicar seis doses (0, 10, 20, 30, 40 e 60 Mg ha<sup>-1</sup>) de lodo de esgoto gerado pela ETE da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA), a dois tipos de solos com diferentes teores de argila, concluíram 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.

Lemainski e Silva (2003), avaliando a produção de forragem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu e de *Panicum maximum* cv. Mombaça, cultivados com as doses de 7,5, 15, 30 e 45 Mg ha<sup>-1</sup> de biossólido da ETE da Companhia de Saneamento do Distrito Federal, observaram que a produção das forragens foi equivalente à obtida com fertilizantes comerciais e que as quantidades de metais pesados (Ni, Cd, Cr, Pb), nas doses avaliadas, foram insuficientes para elevar os teores aos níveis críticos no solo.

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

Marques et al. (2003) avaliaram os níveis de metais pesados em plantas de amendoim em solo tratado com lodo de esgoto enriquecido com Pb, em condições de casa de vegetação, e verificaram que a adição, em quantidades crescentes lodo de esgoto, elevou a disponibilidade desse metal no solo e o seu acúmulo nas plantas. Com exceção do Zn, os demais metais analisados (Cu, Fe, Mn, Pb) tiveram suas disponibilidades alteradas no solo. A redução da disponibilidade de zinco no solo promoveu redução significativa deste elemento na parte aérea das plantas de amendoim. O acúmulo de Pb e demais metais pesados nas plantas de amendoim não foram suficientes para promover o surgimento de sintomas de toxicidade nas plantas.

Barros et al. (2003), avaliando a compartimentação de metais na cultura do milho (cultivar pintada), cultivado com resíduos industriais de metalurgia, verificaram que as maiores concentrações de Cu e Mn aconteceram apenas nas raízes de reserva da planta. As concentrações de Fe foram maiores na planta de milho, provavelmente, devido ao maior teor deste elemento no solo. Porém as doses empregadas do resíduo não provocaram acúmulo significativo de metais ao nível de toxidez; mas as aplicações anuais devem ser monitoradas para não haver possibilidade de acúmulo destes elementos na cadeia alimentar (silagem, animais, homem).

Silva et al. (2004), avaliando a solubilização de metais pesados e arsênio em rejeito de mineração de ouro, observaram que as características químicas do rejeito propiciaram alta limitação ao desenvolvimento de plantas a serem usadas para revegetação. O rejeito estudado apresentou baixos teores de matéria orgânica, P e K, elevada acidez, salinidade e alto teor de As.

Vieira et al. (2005) verificaram o efeito direto e residual da adubação com lodo de esgoto na qualidade dos grãos para consumo humano, e observaram que a adição de lodo de esgoto ao solo não ocasiona aumento nos teores de Fe, Zn, Cu, Cd, Pb e Ni nos grãos da soja.

## **2.2 Atividade Biológica**

Em um determinado volume de solo existem materiais de origem mineral e outros com origem orgânica, e esses materiais guardam entre si relações importantes, as quais conferem aos solos inúmeras características dinâmicas. Nesse volume prolifera uma população muito grande e diversificada de organismos vivos, de vários tamanhos, como bactérias, com cerca de 1µm, insetos e minhocas com diâmetro corporal aproximado a 1 mm. Essa comunidade variada, tanto em termos quantitativos quanto qualitativos, está relacionada com diversos processos pedológicos que marcam a evolução do solo (Vargas e Hungria, 1997).

Os organismos do solo podem ser classificados conforme seu tamanho (Lavelle et al., 1997). A microfauna do solo compreende os animais cujo diâmetro corporal varia de 4 µm a 100 µm, e atuam de maneira indireta na ciclagem de nutrientes através da ingestão de bactérias e fungos. A mesofauna do solo apresenta um diâmetro corporal de 100 µm a 2 mm e suas atividades tróficas incluem tanto o consumo de microrganismos e da macrofauna, como também da fragmentação do material vegetal em decomposição. Já os animais da macrofauna apresentam diâmetro corporal entre 2 mm a 20 mm, e tem como principais funções a fragmentação de detritos vegetais e animais e a modificação da estrutura do solo, através da atividade de escavação e produção de coprólitos (Correia e Oliveira, 2000).

A macrofauna invertebrada do solo com diâmetro corporal maior que 2 mm (Swift et al., 1979), compreende mais de 20 grupos taxonômicos diferentes com características morfológicas e funcionais bastante diversas e variáveis conforme o manejo. Não constitui exclusivamente de organismos considerados pragas, mas sobretudo de organismos benéficos como os predadores e os decompositores, que incluem além de insetos outros grupos como as minhocas, por exemplo, o que caracteriza esse estudo como voltado para os aspectos ecológicos e não para entomológicos. A Tabela 3 apresenta a funcionalidade destes diferentes grupos da fauna do solo.

**Tabela 3.** Atividades da fauna do solo no processo de decomposição e na estrutura do solo.

Categoria	Ciclagem de nutrientes	Estrutura do solo
Microfauna (4 µm - 100 µm)	-Regulam as populações de bactérias e fungos; -Alteram a ciclagem de nutrientes.	-Podem afetar a estrutura do solo através de interações com a microflora
Mesofauna (100 µm - 2 mm)	-Regulam as populações de fungos e da microfauna; -Alteram a ciclagem de Nutrientes; -Fragmentam detritos vegetais.	-Produzem pelotas fecais; -Criam bioporos; -Promovem a humificação.
Macrofauna (2 - 20 mm)	-Regulam as populações de fungos e da microfauna; -Estimulam a atividade microbiana.	-Misturam partículas orgânicas e minerais; -Redistribuem a matéria orgânica e microrganismos; -Promovem a humificação; -Produzem pelotas fecais.

Fonte: Correia e Oliveira (2000).

Além da classificação com base nas dimensões corporais, a fauna do solo pode, também, ser classificada com base em aspectos funcionais. Os saprófagos (Blattodea, Dermaptera, Diplopoda, Diplura, Isopoda, Psocoptera e Symphyla) caracterizam-se por se alimentarem diretamente dos resíduos de plantas, fragmentando-os; os predadores (Araneae, Chilopoda, Pseudoscorpionida e Hymenoptera) alimentam-se de outros organismos; as larvas de insetos (larvas de Diptera, Coleoptera, Lepidoptera e Neuroptera), os grupos Coleoptera, Collembola e Thysanoptera e os insetos sociais (Formicidae e Isoptera) podem ser tanto saprófagos como predadores. Os grupos Diptera, Homoptera, Heteroptera e Trichoptera são classificados como não-edáficos e sem funcionalidade conhecida (Correia et al., 1995).

A composição e a distribuição da comunidade da fauna do solo, bem como suas características funcionais, podem ser influenciadas diretamente pelas condições abióticas regentes. Essas condições abióticas (temperatura, luminosidade, umidade, etc.) variam de acordo com estações do ano e com diferentes tipos de habitats e microhabitats. A influência da sazonalidade sobre a fauna pode-se dar nos ciclos de vida dos organismos e na oferta de recursos, os quais vão modificar temporalmente a estrutura da comunidade. Em contrapartida, diferentes habitats e microhabitats vão selecionar e favorecer comunidades de animais com parâmetros fisiológicos e comportamentais mais adaptados a sua dinâmica (Sydow et al., 2007).

A atividade biológica afeta vários processos edáficos e, portanto é fundamental para o adequado funcionamento do solo. Essa atividade depende da composição da biota, que pode ser mensurada e seus valores caracterizam o potencial do solo (Cordeiro et al., 2004).

As características de um solo, bem como a sua qualidade, são determinadas em grande parte pelos organismos nele presentes. Tanto microrganismos como a fauna do solo são capazes de modificar propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, e são aplicáveis a condições de campo e sensíveis a variações no manejo e no clima (Pankhurst e Lynch, 1994; Lavelle, 1996; Souto, 2006; Doran e Parkin, 1994). Percebe-se então que monitorar a fauna de

solo é um instrumento que permite avaliar não só a qualidade de um solo, como também o próprio funcionamento de um sistema de produção, já que esta se encontra intimamente associada aos processos de decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, na interface solo-planta (Correia e Oliveira, 2000; Antonioli et al., 2006). Desta forma, um tipo de manejo agrícola aplicado a uma determinada área pode modificar a disponibilidade dos recursos alimentares da fauna de solo, assim como alterar a estrutura de seu habitat (Correia e Pinheiro, 1999; Silva et al., 2006; Correia e Oliveira, 2000; Reddy et al., 1995).

A influência da macrofauna do solo foi observada por alguns autores, como Oliveira et al. (2007) que ao estudarem a influência da fauna edáfica no processo de decomposição de folhas de duas leguminosas, verificaram que a taxa de decomposição foi influenciada pela presença destes organismos. Alves et al. (2007), ao comparar os diferentes sistemas de uso do solo, verificaram que a fauna foi afetada pelos sistemas de preparo e que houve uma interação com os atributos químicos e físicos avaliados.

Lima et al. (2007), avaliando a diversidade da macrofauna edáfica como indicadora da qualidade do solo em sistemas agroflorestais, observaram que estes sistemas apresentaram maiores valores de diversidade, em relação ao sistema de agricultura de corte e queima e floresta nativa, evidenciando a eficiência do manejo agroflorestral para a macrofauna edáfica. Almeida et al. (2007), estudando a biodiversidade em sistemas agroecológicos, verificaram que o manejo adotado nos consórcios, em algumas áreas, proporcionou uma maior diversidade da fauna do solo, indicando que quando bem manejados, estes sistemas promovem uma melhor preservação do ambiente e assim a sustentabilidade.

No Brasil existem poucos estudos sobre a influência de resíduos sobre a fauna edáfica. Oliveira et al. (2007) observaram a influência das clareiras abertas pela extração petrolífera na distribuição vertical e na incidência de minhocas e cupins e, concluíram que ambos os grupos se encontram, preferencialmente, nas camadas superficiais, tanto nas florestas quanto nas clareiras, sendo contudo encontrados em maior abundância nas clareiras mais “estáveis”, ou seja, nas mais antigas.

Os efeitos dos pesticidas sobre a fauna do solo variam não só em função dos compostos utilizados, como também com o método de aplicação. Paoletti et al. (1995) encontraram que redução de coleópteros carabídeos estava relacionada com a utilização de pesticidas. A aplicação de fertilizantes inorgânicos pode ter um efeito positivo para a fauna do solo, já que ao promover uma maior biomassa vegetal favorece, também, um retorno da matéria orgânica do solo (Fraser, 1994).

Valentim et al. (2007), verificando a relação entre o número de espécies de formigas com a concentração de arsênio no solo, proveniente de uma fábrica de raticidas, observaram que as formigas arborícolas responderam à concentração deste elemento, sendo, portanto, indicadoras do impacto ambiental causado por arsênio.

Do ponto de vista das mudanças nas propriedades biológicas do solo pela aplicação do composto de lixo, ocorre aumento nos teores de matéria orgânica devido à presença de substâncias orgânicas parcialmente decompostas e de células mortas de microrganismos. Assim, espera-se que a adição de composto de lixo aumente a população dos microrganismos presentes no solo, por oferecer um substrato carbônico e, também, por intensificar as atividades enzimáticas envolvidas nos ciclos de N, P e S, até que toda a fonte de energia que ainda esteja presente seja utilizada (Stevenson, 1986). Quando se reutiliza resíduos urbanos como substrato na formação de mudas pode-se afetar tanto os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) quanto às plantas devido à composição muito variada destes compostos e à possibilidade de conterem compostos tóxicos (Fonseca et al., 2005).

Também foram encontrados trabalhos avaliando a influência de resíduos na meso e macrofauna do solo. Melo (2006), avaliando a influência de lodo de esgoto nas populações de ácaros e colêmbolos de solo em cultura de milho, observou que os colêmbolos não foram

afetados pelo lodo; o lodo da ETE de Franca não apresentou efeito negativo à população de acari, e as doses mais favoráveis à população foram 2N, 4N e 8N (doses para suprir duas, quatro e oito vezes a necessidade de N); sendo que estas mesmas doses do lodo de esgoto da ETE de Barueri foram desfavoráveis aos ácaros nos dois primeiros anos. Batista et al. (2006), avaliando a resposta da macrofauna edáfica à aplicação de resíduos industriais em um Planossolo, verificaram que a aplicação de resíduo industrial como Ferkal e LETRIP isoladamente ou misturados afetam a estrutura e a diversidade da macrofauna invertebrada do solo, sendo que o Ferkal favorece a diversidade, a riqueza, a equitabilidade e propicia ambiente para colonização de predadores.

O efeito do lodo de esgoto na atividade microbiana do solo foi estudado por Melloni et al. (2001), que ao avaliar o impacto da utilização do pó de forno de aciaria na microbiota de solos, submetidos a doses desse resíduo, observaram que a atividade microbiana dos solos LVA e LV é reduzida em doses superiores a 2,4 Mg ha<sup>-1</sup> (respiração basal) e superiores a 1 Mg ha<sup>-1</sup> no LV (respiração induzida); a biomassa microbiana no LVA não variou com o resíduo, enquanto no LV ocorre aumento até a dose 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>, comportamento inverso ao apresentado pelo qCO<sub>2</sub> e que as doses do resíduo não afetam as populações de microrganismos diazotróficos endofíticos. Porém, Bettioli et al. (2006) observaram que os valores da biomassa microbiana C e N do solo variaram significativamente com as doses de lodo de esgoto e com as épocas de amostragem, sendo diretamente proporcionais às concentrações de lodo de esgoto.

Há também estudos sobre a influência do lodo de esgoto na micorriza, onde Fonseca et al. (2005) avaliaram a influência de diferentes substratos preparados com composto de resíduos de poda (CRP) e composto de lixo urbano (CLU) na colonização micorrízica e esporulação de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) e no crescimento de mudas de leguminosas arbóreas. Concluíram que os substratos S2 (70% CLU e 20% de CRP) promoveram melhor esporulação dos FMAs, beneficiando as plantas quando foram transplantadas para o campo, tornando o seu uso interessante, principalmente, quando utilizadas para a revegetação de áreas degradadas que, geralmente, possuem poucos propágulos de FMAs.

O efeito do lodo de esgoto na incidência de doenças em diversas culturas foi verificado por Bettioli e Galvão (2006) em milho; Lumsden et al. (1983) no feijão, algodão e rabanete.

### 2.3 Girassol

Entre as culturas temporárias com potencial para ser utilizada na produção de biodiesel, se destacam o girassol e a soja (Holanda, 2004).

O girassol (*Helianthus annuus L.*), planta originária das Américas, tem grande importância, principalmente devido à excelente qualidade do óleo comestível que se extrai de sua semente. Consiste em um cultivo econômico, rústico e que não requer maquinário especializado. Tem um ciclo vegetativo curto e se adapta perfeitamente às condições de solo e clima pouco favoráveis. Para seu cultivo correto são necessários os mesmos conhecimentos e maquinários utilizados na cultura de milho, sorgo ou soja. No começo, durante quase 200 anos, foi cultivado somente como planta ornamental. Nos princípios do século XVI, no entanto, começou a sua utilização como planta oleaginosa, para a extração de azeite, e a verdadeiramente difusão da cultura do girassol na Europa. A partir de 1960, a expansão do cultivo continuou. Na década de 70, com a aparição de sementes híbridas melhoradas, conseqüente, aumentou o rendimento. A área de plantio chegou a 2.800.000 hectares, com a produção de 3.800.000 toneladas de grãos em 1989/90 (Aboissa, 2005).

As principais variedades de girassol existentes no mercado e que têm apresentado boa adaptação em grande parte do território nacional, são: IAC-Uruguaí, Embrapa 122 e Catissol

01. A IAC-Uruguai apresenta ciclo tardio, porte alto, rústico, boa produção de massa verde e seca, com 38% de óleo nos aquênios (frutos do girassol), semente de coloração preta rajada de branco e produção de grãos entre 1.500 e 2.800 quilos por hectare, em solos de média fertilidade. Esta variedade não se adapta à colheita mecanizada sendo indicada para forragem, silagem, alimentação de pássaros e produção de mel. De ciclo precoce, porte médio e desuniforme, a Embrapa 122 consiste numa variedade que possui 43% de óleo nos aquênios, semente de coloração cinza-escura, com produção de grãos entre 1.300 e 2.800 quilos por hectare. Essa variedade apresenta problemas para colheita mecanizada por causa da desuniformidade em altura de planta e ciclo, sendo indicada para a produção de óleo e silagem. A variedade Catissol 01 foi criada e comercializada pela Coordenação de Assistência Técnica Integral (CATI), da Secretaria de Agricultura do Estado de São Paulo, apresenta semente escura, porte médio a alto, precoce, desuniforme. Tem sido indicada para a produção de óleo, adubação verde e silagem (Agecom, 2005).

As características alimentares do óleo fornecido pelo girassol poderão dificultar o seu emprego na produção energética. No entanto, poderão favorecer um deslocamento de parte expressiva do óleo de soja para a produção de biodiesel. O girassol, produzido em safrinhas, na rotação de culturas, pode render 800 litros de óleo por hectare, rendimento próximo ao da soja (Holanda, 2004).

Há também pesquisas que avaliam os aspectos positivos da aplicação do lodo de esgoto no desenvolvimento e na produtividade de culturas para a produção de flores, como o girassol. Camilli et al. (2007) observaram aumento da massa seca total do girassol ao aplicar 15 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto. Ikejiri et al. (2007) estudaram a limitação estomática e mesófila da assimilação de CO<sub>2</sub> em girassol ornamental cultivado com lodo de esgoto e observaram que até 10 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto aumenta as taxas de assimilação de CO<sub>2</sub> em até 17 %. De acordo com Deschamps e Favaretto (1997) o lodo de esgoto apresentou bons resultados como fertilizante para a cultura do girassol.

## 2.4 Soja

A soja é uma planta dicotiledônea, da família Papilionoideae, gênero *Glycine*. A soja cultivada (*Glycine max* L. Merrill) destaca-se como a mais importante cultura de grãos do Brasil, colocando o país como o segundo maior produtor, exportador e processador mundial (EMBRAPA, 2004). A soja é um dos produtos agrícolas mais comercializados no mundo. Isso provavelmente se deve a suas diversas formas de consumo, que se estendem desde a alimentação (humana e animal) até a indústria farmacêutica e siderúrgica. Essa diversidade é possível porque as indústrias de processamento de soja produzem subprodutos (farelo e óleo) que se constituem em importante matéria-prima para diversos setores industriais (Freitas et al., 2001).

Investimentos em pesquisa na soja levaram à "tropicalização", permitindo, pela primeira vez na história, que o grão fosse plantado com sucesso, em regiões de baixas latitudes, entre o trópico de capricórnio e a linha do equador. Essa conquista dos cientistas brasileiros revolucionou a história mundial da soja e seu impacto começou a ser notado pelo mercado a partir do final da década de 80 e mais notoriamente na década de 90, quando os preços do grão começaram a cair. Atualmente, os líderes mundiais na produção mundial de soja são os Estados Unidos, Brasil, Argentina, China, Índia e Paraguai. No Brasil, na safra 2006/07, essa cultura ocupou uma área de 20,687 milhões de hectares, o que totalizou uma produção de 58,4 milhões de toneladas. Os Estados Unidos, maior produtor mundial do grão, responderam pela produção de 86,77 milhões de toneladas de soja. A produtividade média da soja brasileira é de 2823 kg por hectares, chegando a alcançar cerca de 3000 kg/ha no estado de Mato Grosso, o maior produtor brasileiro de soja (Embrapa Soja, 2008).

Os grãos da soja são utilizados para muitos fins, porém a maior importância da soja se prende ao grande volume de farelo que é utilizado nas rações animais e de óleo para a alimentação humana (Criar e plantar, 2008). Porém a soja, apesar de ser maior fonte de proteína que de óleo, pode ser uma importante matéria-prima no esforço de produção de biodiesel, uma vez que quase 90 % da produção de óleo no Brasil provém desta leguminosa (Holanda, 2004).

Alguns estudos vêm sendo realizados com a utilização de lodo de esgoto e resíduos industriais na cultura da soja onde observaram que as quantidades de N presentes nas doses de lodo aparentemente não afetam o processo de fixação de  $N_2$  na cultura da soja e que as necessidades de P da cultura da soja podem ser supridas pela adição de pequenas quantidades de lodo de esgoto ao solo (Vieira et al., 2004) e aumento da fixação do nitrogênio e da nodulação devido à aplicação de lodo de esgoto (Habd-Alla et al., 1999). Aumento da produtividade da soja pela aplicação do lodo da estação de tratamento de resíduos industriais da Petroflex foi observado por Dias (2005). Brown et al. (1997) também observaram resultados positivos na cultura da soja com a aplicação de lodo de esgoto.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Caracterização da Área Experimental

O experimento foi realizado na área experimental da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, localizada em Seropédica, RJ (22°47' de latitude sul e 43°40' de longitude oeste). Segundo a classificação de Köppen, a região possui clima tipo Aw (clima tropical de inverno seco e verão chuvoso).

O experimento foi conduzido em condições de campo, em área de relevo plano (< 3% de declividade), cujo solo está classificado como Planossolo Háptico Eutrófico.

Na Figura 1 são apresentados dados de precipitação e temperatura na área experimental durante a condução do experimento.

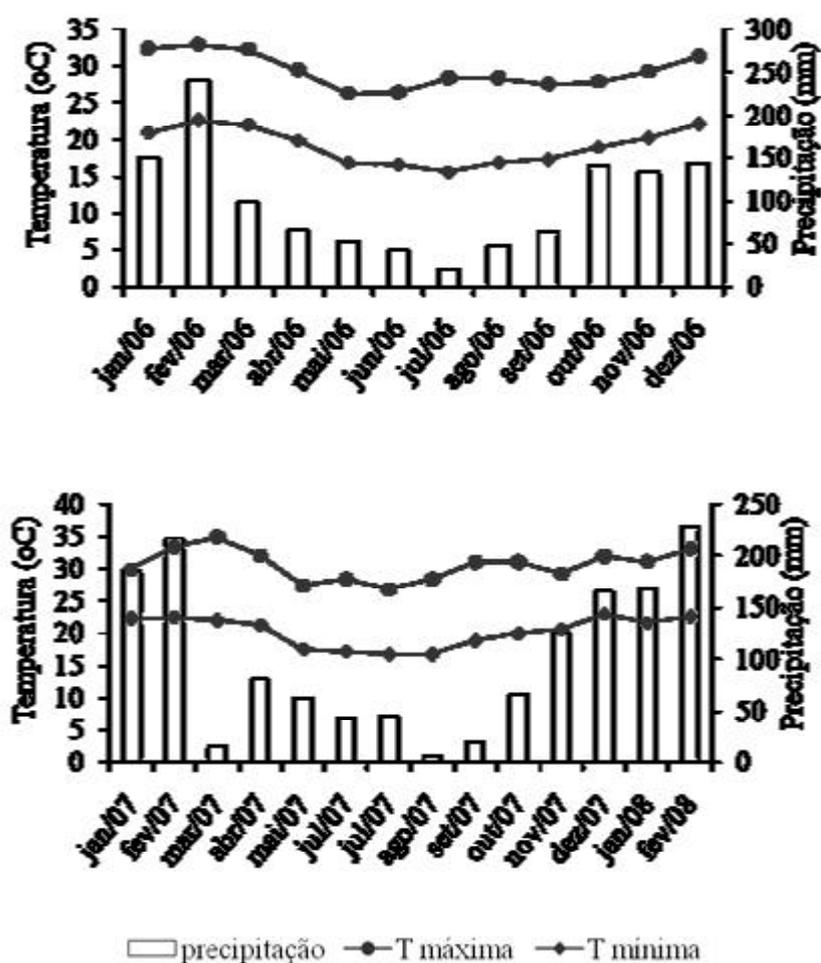


Figura 1. Precipitação pluviométrica e temperatura na área experimental durante a condução do experimento. Fonte: Estação meteorológica da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio de Janeiro, PESAGRO, localizada aproximadamente a 1 Km da área experimental.

As características físicas e químicas do solo em estudo encontram-se nas Tabela 4 e 5.

**Tabela 4.** Características químicas e físicas do Planossolo Háplico Eutrófico, nas diferentes profundidades do solo antes da aplicação do resíduo.

Prof.	pH(H <sub>2</sub> O)	C	M.O. <sup>(1)</sup>	N <sub>Total</sub>	C/N	P <sup>(2)</sup>	K <sup>(2)</sup>	Ca <sup>2+(3)</sup>	Mg <sup>2+</sup> <sub>6</sub>	Na <sup>(2)</sup>	Al <sup>3+(3)</sup>	H+Al <sup>(4)</sup>	V	T
cm	1:2,5	g kg <sup>-1</sup>			mg dm <sup>-3</sup>			cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>				%		
0-15	5,4	15	25	1,8	8,4	15,2	83,0	2,2	1,2	0,1	0,0	3,3	53	3,7
15-30	5,4	11	20	1,5	7,3	10,9	76,1	1,9	1,0	0,1	0,0	3,1	51	3,2
30-60	5,0	6	10	0,8	7,1	3,3	22,7	1,6	0,9	0,1	0,3	2,6	50	2,6
60-90	5,0	5	9	0,6	8,3	3,1	22,9	1,1	1,1	0,1	0,5	2,3	50	2,3

Prof. (cm)	Areia total	Silte	Argila total	Textura
	g kg <sup>-1</sup>			
0-15	680	80	240	Franco-argiloarenosa
15-30	690	20	290	Franco-argiloarenosa
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

**Tabela 5.** Teores pseudototais de metais pesados do Planossolo Háplico Eutrófico, nas diferentes profundidades.

Profundidade cm	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
	mg kg <sup>-1</sup>					
0-15	0,42	2,3	3304,7	104,9	14,4	80,1
15-30	0,36	1,7	6307,5	109,0	13,9	74,8
30-60	0,22	1,6	6358,2	237,3	13,4	52,6
60-90	0,05	1,4	7029,5	303,7	8,3	51,2

### 3.2 Instalação e Condução do Experimento no Campo

O resíduo gerado pela empresa Petroflex foi denominado, neste estudo, de LETRIP (lodo da estação de tratamento de resíduos industriais da Petroflex).

Na área experimental, antes da aplicação do resíduo, foram feitos uma aração e uma gradagem, utilizando uma grade aradora pesada. O resíduo LETRIP foi aplicado com a umidade original (66%), porém, foi determinado um fator de correção para obtenção da dose equivalente em teor de matéria seca. A aplicação do resíduo consistiu em uma pré-incorporação ao solo com o auxílio de enxada e, posteriormente, incorporação definitiva com uma enxada rotativa, sendo incorporado até 15 cm de profundidade.

O experimento constituiu de 4 tratamentos (Tabela 6), com 4 repetições, dispostos em blocos ao acaso, totalizando 16 parcelas. Foram utilizadas as doses equivalentes a 50, 150 e 300 Mg ha<sup>-1</sup> de resíduo LETRIP. Estas doses foram estabelecidas com o objetivo de se obter no solo quantidades de resíduo de 1, 3 e 6 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). Cada parcela compreendeu 25m<sup>2</sup> mais a área de bordadura (parcelas distanciadas em 5 metros uma das outras). O fator dose do resíduo LETRIP compõe a parcela e o fator tempo de coleta e profundidade, a subparcela, constituindo em um fatorial 4 x 3 x 4.

**Tabela 6.** Tratamentos e quantidades do resíduo LETRIP utilizadas no experimento.

Tratamentos	Doses do LETRIP** (Mg ha <sup>-1</sup> )
1*	0
2	50
3	150
4	300

\*Testemunha (sem adição de LETRIP) \*\* Base seca

Foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-60 e 60-90 cm aos 8, 195 dias (depois do cultivo do girassol) e 600 dias (depois da colheita da soja). Foram obtidas amostras compostas a partir da mistura de quatro amostras simples de cada parcela.

### 3.3 Cultivos

Na área experimental foram plantadas, em sucessão, as seguintes oleaginosas: Girassol (*Helianthus annuus L.*) e Soja (*Glycine max*) após 75 dias, aproximadamente, da incorporação dos resíduos. A área útil de cada parcela foi representada pelas cinco fileiras centrais, descartando-se 1 m das extremidades de cada fileira.

O girassol variedade Embrapa 122-V2000 foi semeado no dia 07 de agosto de 2006. O espaçamento utilizado foi de 50 cm entrelinhas e 30 cm entre plantas. Após uma semana foi feito o replantio do girassol, devido a problemas com formigas.

Nos primeiros dias do cultivo do girassol observou-se a presença de formigas saúvas (*Atta spp.*), as quais estavam cortando as plantas. Para o controle das formigas utilizou-se o produto Mirex-S em forma de iscas. O controle foi efetivo, não sendo mais observada a presença destes insetos. Também foi observada a presença de vaquinha (*Diabrotica speciosa*) e para o controle desta praga utilizou-se óleo de neem emulsionado 0,5%. Os teores de metais pesados (Cu, Fe, Mn, Pb e Zn) avaliados no neen foram muito baixos, não sendo detectados pelo método de análise empregado. Decidiu-se por um produto de uso em sistemas orgânicos, visando à baixa concentração de metais pesados no conteúdo do produto. Para controlar as ervas daninhas foi realizada, periodicamente, capina manual.

Após a colheita do girassol a área permaneceu em pousio até o cultivo da soja. A soja variedade Conquista foi semeada no dia 29 de outubro de 2007 (após 1 ano e 5 meses da incorporação do resíduo). As sementes de soja foram inoculadas utilizando-se inoculante turfoso a base de *Bradyrhizobium spp.*, estirpes BR 29 e BR 96. O espaçamento utilizado foi de 50 cm entre linhas e 5 cm entre plantas. Após uma semana fez-se o replantio da soja, devido ao baixo índice de germinação no campo, diferindo do índice de germinação testado em laboratório.

Como controle preventivo de pragas para a cultura da soja, também, foi utilizado óleo de neem emulsionado 0,5%. O controle das ervas daninhas foi realizado por capina manual.

### 3.4 Análises Químicas

As amostras do resíduo LETRIP foram coletadas segundo a ABNT/NBR 10.007 (1987). Posteriormente, as amostras foram secas ao ar, destorroadas, homogeneizadas e passadas através de uma peneira de 2 mm de malha. As amostras foram trituradas em almofariz de ágata e novamente peneiradas, utilizando uma peneira de malha de nylon, com abertura de 210 µm. Para determinação dos teores pseudototais de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn foi realizada a digestão nitro-perclórica 6:1 (Tedesco, 1995), e os extratos obtidos foram analisados por espectrofotometria de absorção atômica. As determinações dos teores de macronutrientes e pH foram realizados de acordo com a metodologia de Tedesco (1995).

A caracterização química do resíduo LETRIP (Tabela 7) mostra que o pH se encontrava próximo a neutralidade e indica que se trata de um material orgânico (35,2%) com a seguinte composição: 1,5% N; 1,9% P; 0,57% K, 1,0 % Ca e 0,22% Mg. A baixa relação C/N mostra que o lodo, em estudo, se encontra estabilizado ou em condições de favorecer uma rápida decomposição/mineralização, liberando os nutrientes contidos no resíduo. Comparando esses valores com os teores médios em lodos de esgotos, mencionados na literatura, verifica-se que os teores de N, Ca e Mg são considerados baixos e os teores de N, P e K são similares aos de um lodo típico segundo USDA (1980).

**Tabela 7.** Características químicas do resíduo LETRIP.

pH	Corg	MO	Ntotal	C/N	P	K	Ca	Mg	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
----- g kg <sup>-1</sup> -----			----- g kg <sup>-1</sup> -----						----- mg kg <sup>-1</sup> -----					
6,8	204	352	15	13,5	19	5,7	10	2,2	1,7	6,7	19515,0	332,0	75,7	104,4

Os teores dos micronutrientes (Cu, Mn e Zn), estiveram no limite inferior estabelecido para a denominação de lodo limpo (Alloway, 1995). Os teores de Cd e Pb foram muito inferiores aos valores médios encontrados em lodos, mencionados na literatura. A Companhia de Saneamento do Paraná (1997) menciona que os limites máximos destes elementos no lodo de esgoto estão na faixa de 20-40mg kg<sup>-1</sup> para Cd, 1000-1500 para Cu, 750-1200 para Pb e 2500-4000 para Zn.

As amostras de solos foram encaminhadas para o Laboratório de Fertilidade do solo e de Poluição e Química do solo da UFRRJ para serem processadas, sendo secas ao ar, destorroadas, homogeneizadas e passadas por peneira de 2 mm de malha, para determinação de Ca, Mg, P, K e N, pH em água e carbono orgânico, segundo métodos da Embrapa (1997). A matéria orgânica foi estimada multiplicando-se o teor de carbono orgânico por 1,724.

Para determinação de 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. Os teores pseudototais dos metais pesados foram determinados por digestão com água régia (HCl:HNO<sub>3</sub>, 3:1, v/v) segundo ISO 11466 (1995), 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.

A Tabela 8 apresenta a entrada de metais pesados no solo, em decorrência da aplicação do resíduo LETRIP.

**Tabela 8.** Aporte de metais pesados no Planossolo, em decorrência da aplicação do resíduo LETRIP.

Doses	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Mg ha <sup>-1</sup>	----- kg ha <sup>-1</sup> -----					
50	0,09	0,34	975,75	16,60	3,79	5,22
150	0,26	1,01	2927,25	49,80	11,36	15,66
300	0,52	2,01	5854,50	99,60	22,72	31,32

A Tabela 9 apresenta o aporte de nutrientes no solo, em decorrência da aplicação do resíduo LETRIP.

**Tabela 9.** Aporte de nutrientes no Planossolo, em decorrência da aplicação do resíduo LETRIP.

Doses Mg ha <sup>-1</sup>	Corg	MO	N total	P	K	Ca	Mg
-----				-----Mg ha <sup>-1</sup> -----			
50	10,2	17,6	0,75	0,95	0,28	0,5	0,1
150	30,6	52,8	2,25	2,85	0,86	1,5	0,3
300	61,2	105,6	4,5	5,7	1,7	3,0	0,6

### 3.5 Avaliação das Plantas

Ao final do ciclo da cultura do girassol mediram-se altura de dez plantas e, posteriormente, foram coletadas as plantas para avaliação do diâmetro do capítulo e determinação da massa seca da parte aérea, produtividade e massa de mil grãos e para a cultura da soja foram avaliadas a massa seca da parte aérea e a produtividade. As plantas de girassol e soja foram separadas em caules e folhas (restos culturais) e grãos, os quais foram secos em estufa, com circulação forçada de ar a 65°C, até atingirem peso constante, moídas em moinho de aço inoxidável, para evitar contaminações com metais pesados, e acondicionados em dessecador e, posteriormente analisados.

A produtividade foi determinada a partir da colheita em área útil de 10 m<sup>2</sup> por parcela. O resultado foi transformado em kg ha<sup>-1</sup> de grãos.

As determinações dos macronutrientes (Ntotal, P, K, Ca e Mg) nas plantas foram realizadas por digestão sulfúrica (Tedesco et al., 1995). E os teores de metais pesados (Cd, Cu, Pb e Zn) nas plantas foram determinados por digestão nitro-perclórica, na proporção 6:1 (Tedesco et al., 1995). Nos extratos obtidos, os teores de metais pesados foram analisados por espectrofotômetro de absorção atômica.

### 3.6 Análises Biológicas

#### a) Fauna epígea

Durante o experimento, foi monitorada a fauna do solo em armadilhas do tipo “pitfall”, para avaliar a atividade da fauna epígea, ou seja, dos componentes que atuam, principalmente na superfície do solo (Moldenke, 1994). Este método consiste na colocação de recipientes no nível do solo com cerca de 10 cm de altura e 10 cm de diâmetro, de forma que, os animais ao se locomoverem, caem acidentalmente nos recipientes. Foram adicionados cerca de 200 ml de formol 4% nas armadilhas, para que os animais não fugissem e fossem conservados. Cada unidade experimental recebeu duas armadilhas, totalizando 32 amostras.

As armadilhas permaneceram no campo durante sete dias, no período de florescimento da soja (18 meses após aplicação do LETRIP) e no final do ciclo da soja (21 meses após aplicação do LETRIP). Após esse tempo as armadilhas foram recolhidas e levadas ao laboratório da Embrapa Agrobiologia, para identificação e contagem dos animais. Os resultados foram expressos em número de indivíduos por armadilha por dia.

#### b) Macrofauna do solo

A metodologia utilizada para a coleta desses invertebrados foi desenvolvida pelo programa de Biologia e Fertilidade dos Solos Tropicais (TSBF) da UNESCO (Anderson e Ingram, 1993), sendo adequada para a extração da macrofauna. Os monólitos de solo de 25 x 25 cm foram retirados em um ponto em cada parcela, nas profundidades de 0-15, 15-30 cm e realizou-se uma revisão manual do solo no campo, a macrofauna coletada foi acondicionada em frascos com líquido conservante, que consistiu de formol 4% (minhocas) ou álcool hidratado a 70% (outros grupos da macrofauna), e devidamente etiquetados. No laboratório, a macrofauna edáfica foi conservada, contada e identificada em nível de grandes

grupos taxonômicos, em geral ordens, de acordo com as descrições fornecidas por Costa et al. (1988), CSIRO (1991) e Dindal (1990). A estratificação visou o estudo da distribuição vertical da macrofauna em relação aos diferentes tratamentos. A macrofauna foi classificada também de acordo com o grupo funcional específico (fitófagos, saprófagos, predadores, etc.). A partir dos resultados obtidos foi estimada a densidade, expressa em número de indivíduos por metro quadrado (ind. m<sup>-2</sup>).

Os indivíduos pertencentes à família Formicidae, pela facilidade da identificação em nível de família, estão apresentados separados dos demais indivíduos da Ordem Hymenoptera.

Os grupos taxonômicos foram reunidos em 6 grupos funcionais, a partir de características relativas ao uso do habitat e a principal forma de utilização do recurso alimentar (Tabela 10).

**Tabela 10.** Grupos funcionais em função do uso do habitat e principal forma de utilização do recurso alimentar, encontrados em Planossolo, em decorrência da aplicação do resíduo LETRIP.

Fitófago	Auchenorrhyncha, Sternorrhyncha.
Predador	Araneae, Chilopoda, Mantodea.
Saprófago	Acari, Blattodea, Diplopoda, Entomobryomorpha, Gastropoda, Isopoda, Poduromorpha, Pscoptera, Oligochaeta, Symphyla, Symphypleona, Thysanoptera.
Imaturos	Casulo de Oligochaeta, Larvas de Coleoptera, de Diptera, de Lepidoptera, de Tricoptera e de Hymenoptera, Pulpa de Lepidoptera.
Sociais	Formicidae, Isopoda.
Outros	Coleoptera, Diptera, Heteroptera, Homoptera, Hymenoptera, Lepidoptera e Orthoptera.

### 3.7 Análises Estatísticas

Para as propriedades químicas foi usada análise de variância para verificar a influência do resíduo em relação à fertilidade do solo, teor de metais pesados no solo nas profundidades, conteúdo de metais pesados no girassol e soja e suas respectivas produtividades. As análises estatísticas foram feitas com o programa Sisvar, versão 4.6 (Ferreira, 2000), consistindo de análises de variância, aplicando o teste F para detectar significância e regressão.

Para as propriedades biológicas, os dados relativos ao número de indivíduos por m<sup>2</sup> e, o respectivo erro padrão foram obtidos a partir da média de cada tratamento. Também foi calculada a diversidade (Índice de Shannon); a riqueza, expressa em número de grupos presentes e a equitabilidade ou uniformidade de Pielou, em cada tratamento. A distribuição vertical foi feita a partir da porcentagem de indivíduos que colonizaram determinada camada em relação ao número total de indivíduos. A diversidade foi computada pela seguinte fórmula:  $H' = -\sum \pi \log(\pi)$ , onde:  $\pi$  é a frequência da taxa na população total (Shannon e Weaver, 1949). O índice de equitabilidade de Pielou  $J' = H'/H'_{max}$ , onde:  $H'$  = índice de Shannon-Weaver,  $H'_{max} = \log S$ , e  $S$  = número total de gêneros numa comunidade amostrada.

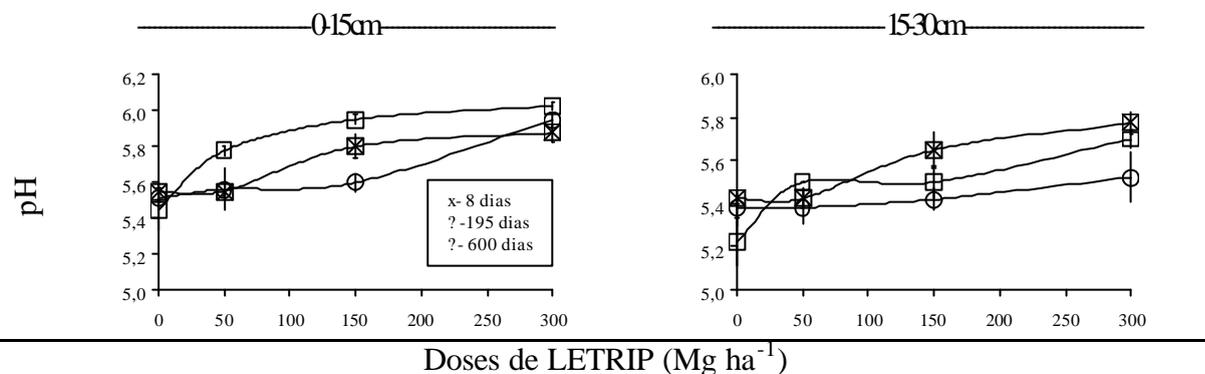
Os dados também foram analisados usando técnicas multivariadas exploratórias de dados como Análise de Componentes Principais para identificar os tratamentos que se assemelham quanto às características avaliadas, utilizando-se o programa XLSTAT (2005).

As variáveis de química e macrofauna edáfica foram estudadas pelo método de análise múltipla denominada análise de co-inércia (AC), para determinar as principais relações entre os dados da macrofauna e as características químicas do solo obtidas em relação às doses de LETRIP, utilizando-se o software ADE4 (Thioulouse et al., 1997). A significância estatística foi produzida pelo teste de permutação de Monte Carlo.

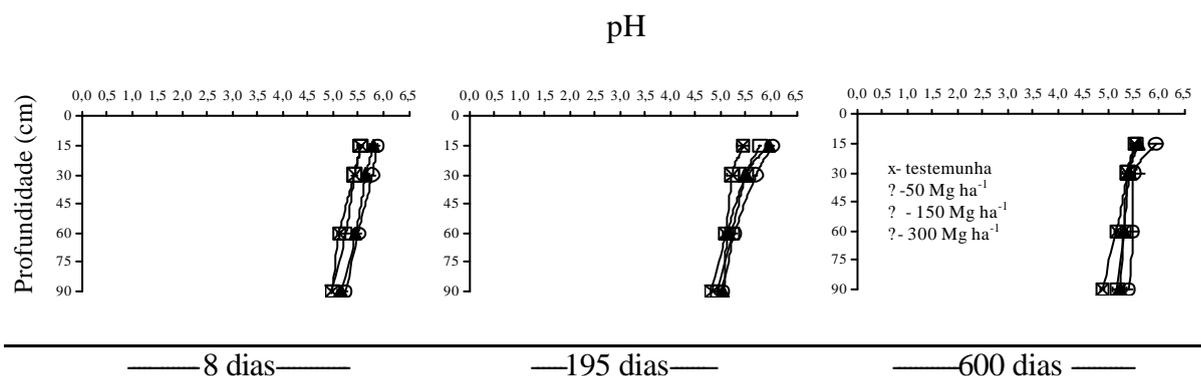
## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Alterações na Fertilidade do Solo em Decorrência da Aplicação do LETRIP

Analisando os valores de pH do solo, em decorrência da aplicação do resíduo, verifica-se que, aos 8 dias da aplicação do resíduo, nas amostras de solo coletadas a 0-15 e 15-30 cm de profundidade, o resíduo propiciou aumento linear significativo no pH do solo (Figura 2), mas com baixa efetividade, sendo que os valores variaram de 5,5 a 5,9, onde o maior valor foi observado na dose de 300 Mg ha<sup>-1</sup>. Após o cultivo do girassol, 195 dias após aplicação do resíduo, o mesmo comportamento foi mantido, observando-se aumento quadrático significativo na profundidade de 0-15 cm e aumento linear significativo na profundidade de 15-30 cm. Atingindo, nesta coleta, o valor máximo de pH do solo (6,0), com a aplicação das doses de LETRIP de 150 e 300 Mg ha<sup>-1</sup>.



**Figura 2.** Valores de pH, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.



**Figura 3.** Valores de pH no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

**Tabela 11.** Equações de regressão\* dos valores de pH do solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

Profundidade (cm)	Época de Coleta (dias)	Equação	$R^2$
0-15	8	$\text{pH}=0,001x+5,54$	0,888
	195	$\text{pH}=-0,00001x^2+0,005x+5,49$	0,961
	600	$\text{pH}=0,001x+5,48$	0,899
15-30	8	$\text{pH}=0,001x+5,41$	0,941
	195	$\text{pH}=0,001x+5,32$	0,802
	600	ns	0,945
30-60	8	$\text{pH}=0,001x+5,18$	0,860
	195	ns	0,532
	600	$\text{pH}=0,0009x+5,19$	0,903
60-90	8	$\text{pH}=0,001x+4,96$	0,943
	195	$\text{pH}=0,0007x+4,87$	0,751
	600	$\text{pH}=0,001x+4,98$	0,825

\*Os modelos de regressão ajustados foram significativos a 5%.

Após o cultivo da soja, 600 dias após aplicação do resíduo, o pH do solo praticamente voltou a seus valores originais, do qual se deduz que o resíduo, devido à perda significativa de bases, diminuiu a influência no pH do solo. Segundo Sousa et al. (2007) nos solos cultivados, a acidez pode ser acentuada pela absorção dos cátions básicos pelas culturas e exportados com as colheitas. A remoção de cátions de caráter básico do solo pela lixiviação, erosão e pelas culturas resulta no aumento de formas trocáveis de  $\text{H}^+$  e de  $\text{Al}^{3+}$  na CTC do solo, favorecendo maiores concentrações destes íons na solução do solo.

Nas camadas mais profundas do perfil, o pH do solo tendeu a ser mais baixo, oscilando ao redor de 5,1, mas o resíduo LETRIP apresentou comportamento similar ao mencionado acima.

Apesar de o resíduo apresentar pH próximo à neutralidade (6,8), as altas doses aplicadas ( $150$  a  $300 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) tiveram pouca influência no pH do solo. Este fenômeno pode obedecer em parte à influência de ácidos orgânicos solúveis provenientes do resíduo no processo de humificação.

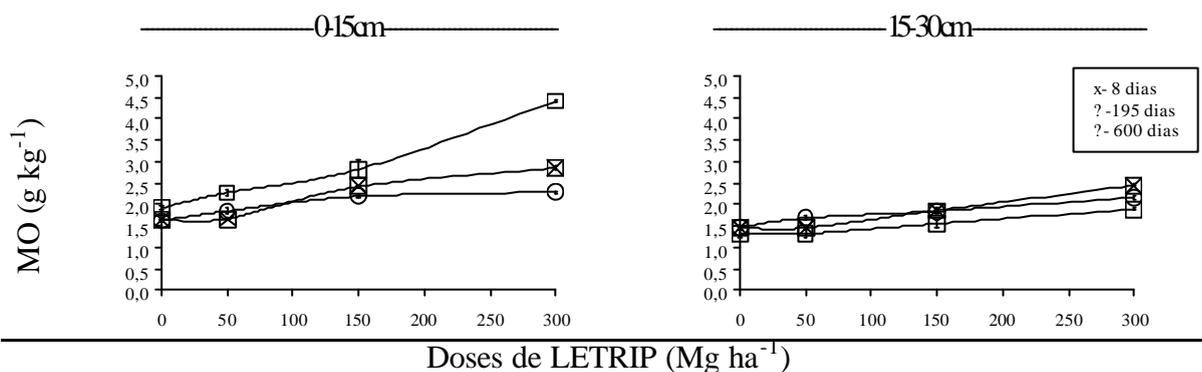
O pH do solo frequentemente é reconhecido como uma das variáveis mais importantes do solo, afetando diversos processos e reações químicas do solo. Os lodos que recebem tratamento com cal ( $\text{CaO}$ ), para a estabilização da matéria orgânica e diminuição da carga de microrganismos patogênicos, têm caráter alcalino e, quando aplicados ao solo, promovem geralmente, um aumento do pH. A diminuição da acidez provocada pela adição de lodos, principalmente os calados, podem aumentar a disponibilidade de nutrientes e reduzir o efeito tóxico do Al sobre as plantas. Os macronutrientes, como N, K, Ca, Mg e S, por efeitos diretos ou indiretos, se apresentam mais disponíveis para as plantas em pH na faixa de 6-6,5 e os micronutrientes, com exceção do Mo, são mais disponíveis em condições de pH mais ácidos. No caso deste estudo, o pH do solo sendo na camada arável ao redor 5,5, não se esperaria limitação para o crescimento das plantas.

Vários resíduos industriais têm sido estudados como corretivos da acidez do solo, tais como: lodo de esgoto (Nascimento et al., 2004; Posso et al., 2004), escórias de siderurgia (Carvalho-Pupatto et al., 2004; Prado e Fernandes, 2001; Barbosa Filho, 2004), resíduo de sucata de gesso (Paparotte e Maciel, 2006), entre outros. Alguns autores têm observado aumento de pH do solo em função da aplicação de resíduos. Dias (2005), avaliando a solubilidade de nutrientes num Planossolo Háplico Eutrófico, tratado com resíduo da indústria

PURAC-Síntese (Ferkal) e o seu efeito na nutrição da soja, observou que o mesmo comportou-se como um eficiente corretivo da acidez do solo, incrementando significativamente os teores de cálcio, valor T e saturação de bases e, levando ao aumento do rendimento de grãos da soja. Amaral Sobrinho et al. (1993), ao estudarem 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.

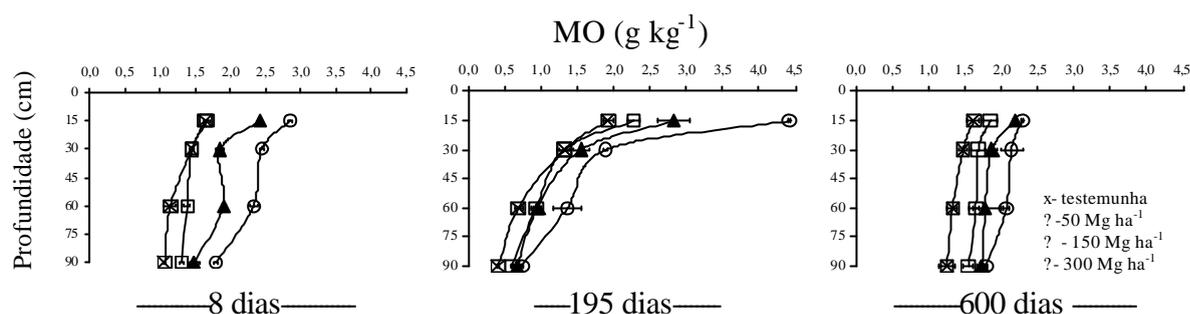
Avaliando o pH do Planossolo em profundidade (Figura 3 e Tabela 11) verifica-se que também houve aumentos lineares significativos no pH, abaixo de 15 cm, após os cultivos, mas esses aumentos foram pequenos. Esses acréscimos de pH em profundidade, certamente estão relacionados com o deslocamento junto com a água da chuva, de substâncias alcalinizantes presentes no LETRIP. Deve-se destacar também que a textura mais arenosa deste solo (Tabela 4) facilita a ocorrência deste mecanismo.

Na Figura 4 observa-se que o lodo de esgoto aplicado aumentou significativamente o teor de matéria orgânica (MO) no solo tanto na camada de 0-15 cm como na 15-30 cm. Quando se compara o tratamento testemunha com o tratamento com a dose de resíduo mais elevada (300 Mg ha<sup>-1</sup>), aos 8 dias, constata-se que os acréscimos foram de 75 e 60% para as camadas de 0-15 cm e 15-30 cm, respectivamente.



**Figura 4.** Teores de matéria orgânica, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

O aumento significativo nos teores de matéria orgânica, em decorrência da adição do resíduo, tem estreita relação com as características do resíduo aplicado, o qual apresenta um teor de matéria orgânica de 35%. A maioria dos atributos do solo e do ambiente relacionados às funções básicas do solo tem estreita relação com a matéria orgânica (Doran, 1997). Dentre estes atributos destaca-se a atividade biológica, capacidade de troca catiônica (CTC), disponibilidade de nutrientes para as plantas e lixiviação de nutrientes.



**Figura 5.** Teores de matéria orgânica no Planosolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

**Tabela 12.** Equações de regressão\* dos teores de matéria orgânica do solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planosolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

Profundidade (cm)	Época de Coleta (dias)	Equação	$R^2$
0-15	8	$MO=0,004x+1,59$	0,946
	195	$MO=0,00001x^2+0,004x+1,79$	0,997
	600	$MO=-0,00001x^2+0,005x+1,61$	0,999
15-30	8	$MO=0,003x+1,36$	0,974
	195	$MO=0,002x+1,27$	0,972
	600	$MO=0,002x+1,52$	0,979
30-60	8	$MO=0,004x+1,19$	0,977
	195	$MO=0,002x+0,73$	0,917
	600	$MO=0,002x+1,43$	0,920
60-90	8	$MO=0,002x+1,12$	0,966
	195	$MO=0,0009x+0,48$	0,779
	600	$MO=-0,0001x^2+0,005x+1,27$	0,972

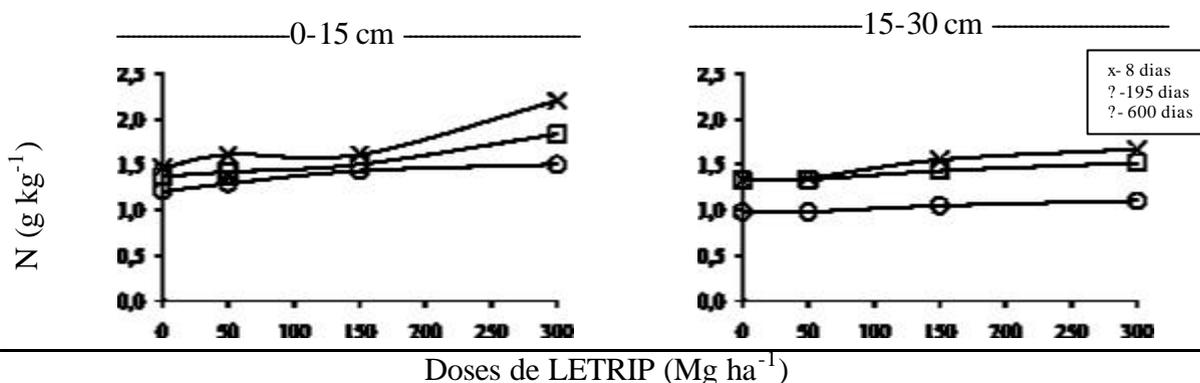
\* Os modelos de regressão ajustados foram significativos a 5%.

Com o maior uso de resíduos orgânicos nas lavouras, é possível diminuir, ao longo dos anos, a aplicação de adubos minerais e melhorar a qualidade do solo, já que os resíduos orgânicos atuam também como condicionadores do solo. Os esterco animais, o lodo de esgoto, o composto de lixo e o resíduo de curtume são alguns dos resíduos orgânicos com maior potencial de aproveitamento (Silva, 2008). Segundo Stevenson (1986), a adição de material orgânico ao solo pode estimular a decomposição de húmus, graças ao aumento da atividade microbiana. Aumento de matéria orgânica, devido à aplicação de resíduos foi encontrado, também, por Oliveira et al. (2002), Rocha et al. (2004), Nascimento et al. (2004), entre outros trabalhos.

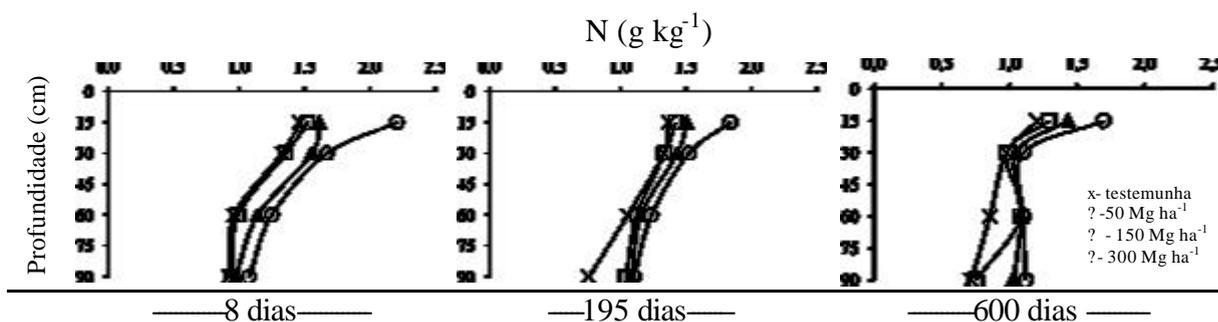
Mesmo após os cultivos de girassol e soja, pode-se verificar um aumento dos teores de MO, nas profundidades de 0-15 cm, provavelmente, devido também aos restos culturais deixados na área e pela lenta decomposição do resíduo. O aumento, no entanto, foi maior após o cultivo do girassol (195 dias), diminuindo sensivelmente aos 600 dias da aplicação, após o cultivo de soja. Nas profundidades inferiores a 15 cm também houve aumentos significativos no teor de MO, após os cultivos (Figura 5 e Tabela 12), confirmando a translocação de matéria orgânica no solo, ajudado pelas operações de preparo do solo.

Analisando os teores de N total no solo, em decorrência da aplicação do resíduo (Figura 6), aos 8 dias após aplicação, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm, observa-se que

ocorreu aumento linear significativo. O qual variou entre 1,5 g kg<sup>-1</sup> (testemunha) a 2,2 g kg<sup>-1</sup>, na dose de 300 Mg ha<sup>-1</sup> de resíduo, na camada de 0-15 cm, e de 1,33 g kg<sup>-1</sup> (testemunha) para 1,67 g kg<sup>-1</sup> (300 Mg ha<sup>-1</sup> de resíduo) na camada de 15-30 cm. Após os cultivos, os teores de N total no solo decresceram em todas as profundidades avaliadas.



**Figura 6.** Teores de nitrogênio, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.



**Figura 7.** Teores de nitrogênio no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

O alto teor de N que o Planossolo em estudo apresentou na testemunha (1,3 a 1,5 g N kg<sup>-1</sup>) pode ser resultado do longo período de pousio, o qual foi superior a 10 anos, com o predomínio da cobertura vegetal de ciperáceas (tiritica) crescendo em solo com drenagem imperfeita, e pode ter reciclado este e outros nutrientes na camada superficial do solo. Esta situação pode ter sido acentuada pela localização do solo em baixada, favorecendo a manutenção da umidade, e embora a textura predominante seja areia, as perdas de nutrientes foram baixas. Além disso, o histórico da área aponta para a ocorrência de adubações anteriores, há anos atrás.

O aumento no teor de N total no solo pela aplicação do LETRIP está associado mais diretamente com as doses de resíduo aplicado (150 a 300 Mg ha<sup>-1</sup>) do que com o conteúdo de N no resíduo (15 g N kg<sup>-1</sup>).

Segundo Reichardt et al. (1979) uma cultura raramente aproveita mais que 60% do nitrogênio aplicado como fertilizante. O restante pode ficar no solo, disponível para as culturas subsequentes, ou perder-se por diversos mecanismos, tais como a volatilização, desnitrificação e lixiviação saindo da zona radicular. A lixiviação tem sido muito estudada

nos últimos anos, considerando sua contribuição para prejudicar a qualidade das águas subterrâneas e superficiais.

**Tabela 13.** Equações de regressão\* dos teores de N total no solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

Profundidade (cm)	Época de Coleta (dias)	Equação	$R^2$
0-15	8	$N=0,002x+1,39$	0,903
	195	$N=0,001x+1,34$	0,943
	600	$N=0,002x+1,20$	0,998
15-30	8	$N=0,001x+1,33$	0,930
	195	$N=0,0006x+1,32$	0,973
	600	$N=0,0004x+0,97$	0,973
30-60	8	$N=0,001x+0,95$	0,985
	195	$N=0,0005x+1,09$	0,973
	600	$N=-0,000005x^2+0,002x+0,90$	0,726
60-90	8	$N=0,0005x+0,91$	0,930
	195	$N=-0,000008x^2+0,0035x+0,81$	0,847
	600	$N=-0,000004x^2+0,003x+0,68$	0,956

\*Os modelos de regressão ajustados foram significativos a 5%.

O nitrogênio é um elemento essencial que, em geral, mais prontamente responde quando bem utilizado e que produz retornos altos quando os demais nutrientes estão acima do mínimo e de forma balanceada (Kopper, 1981). Na forma de nitrato é mais frequentemente aproveitado pelas plantas cuja concentração natural na solução do solo é, em geral, pequena (Reichardt et al., 1979). Assim, elevadas quantidades de fertilizantes nitrogenados são adicionadas, anualmente, aos solos. Apesar dessas adições, o N originado da mineralização da matéria orgânica do solo é considerado a fonte mais importante de N para as culturas, pois contribui para a liberação de N mineral no solo, e conseqüentemente, na disponibilidade de N para as plantas (Raison et al., 1987; Kolberg et al., 1997 e Mattos Júnior et al., 2003).

O lodo de esgoto apresenta vantagem, em relação aos fertilizantes minerais, porque proporciona de forma contínua a liberação dos nutrientes para o solo e para o sistema radicular das plantas, ao longo dos anos. Nascimento et al. (2004) observaram um aumento importante no teor de nitrogênio total do solo devido à aplicação de lodo de esgoto, indicando a eficiência do resíduo em suprir N para o crescimento vegetal. O lodo tem apresentado resultados favoráveis como fertilizante para diversas culturas, dentre elas o sorgo (Oliveira et al., 1995), o milho (Da Ros et al., 1993), o milho e o feijão (Nascimento et al., 2004), sendo, portanto, um fertilizante potencial em diversas condições de solo e clima. Berton et al. (1989) verificaram aumentos dos teores de nitrogênio em plantas de milho e milho, que foram proporcionais ao aumento das doses de lodo de esgoto adicionadas.

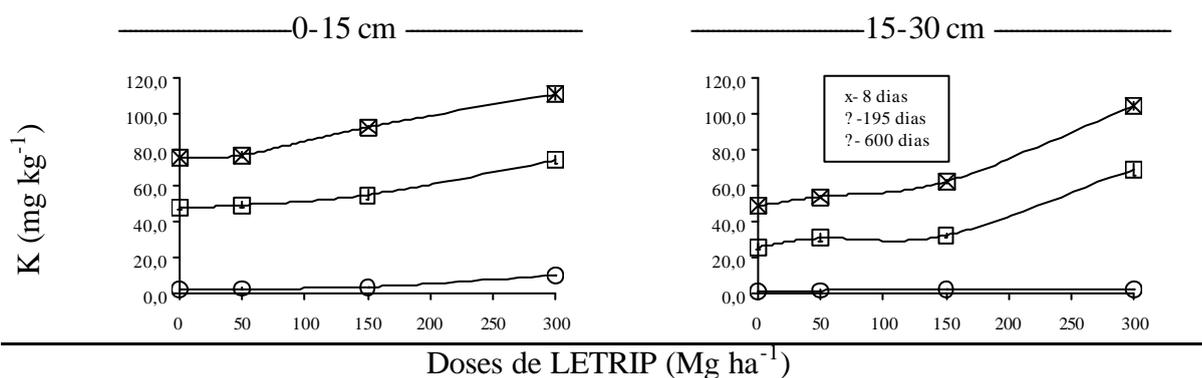
Gonçalves et al. (2003) observaram que o parcelamento da fonte nitrogenada mineral foi um pouco mais eficiente em suprir N às plantas que o bio-sólido aplicado inteiramente no sulco de plantio. No entanto, todos os tratamentos apresentaram valores acima da faixa de teores considerados adequados para esse nutriente para o café, que fica em torno de 26 a 30 g kg<sup>-1</sup> segundo Thomaziello et al. (2000). Por outro lado, segundo Bataglia et al. (1983), o lodo de esgoto teve baixa eficiência como fonte de nitrogênio para o capim-braquiária. A mineralização do nitrogênio orgânico contido nos resíduos, assim como muitos outros processos bioquímicos, é diretamente influenciada pelas propriedades químicas e físicas do solo, pelas origens e características dos resíduos, pelas taxas de aplicação e pelos fatores climáticos (Robinson et al., 2002; Barbarika et al., 1985). Deste modo, encontram-se em

estudos de incubação de lodo de esgoto as mais variadas taxas de mineralização do nitrogênio orgânico: de 40% em 15 semanas (Epstein et al., 1978), de 54% em 17 semanas (Magdoff e Amadon, 1980), de 15% em 16 semanas (Parker e Sommers, 1983), de 1 a 58% em 26 semanas (Chae e Tabatabai, 1986) e de 31% em 15 semanas de incubação (Boeira et al., 2002).

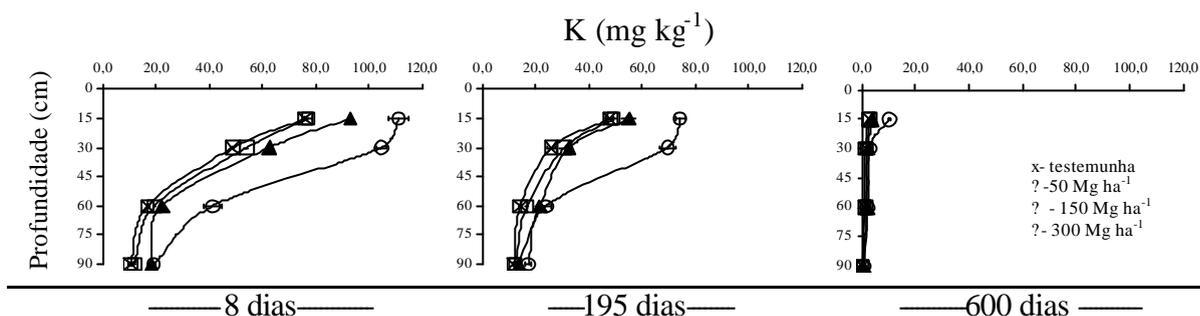
Kelling et al. (1977) em estudo realizado em campo, com aplicações de 3,75; 7,5; 15; 30 e 60 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo líquido digerido anaerobiamente, verificaram que 50% do N orgânico aplicado ao solo via lodo, após um período de três semanas, foi mineralizado. Após quatro meses, aplicações de lodo nas doses de 7,5; 15; 30 e 60 Mg ha<sup>-1</sup> continuaram a mostrar aumento nas concentrações de N inorgânico até 30 cm de profundidade. Magdoff e Amadon (1980), utilizando lodo líquido digerido aerobicamente, verificaram mineralização de 55% do N orgânico no primeiro ano de aplicação do lodo. No segundo ano, a alta taxa de mineralização (79%) indica um provável e significativo efeito residual do lodo referente à aplicação anterior. Em condições de laboratório e de campo, os mesmos autores verificaram que as devidas taxas de mineralização foram semelhantes. Em laboratório, a taxa de mineralização ficou em torno de 54%, enquanto que, no campo, a taxa de mineralização foi de 55% após um ano da aplicação do lodo. Segundo Cogger et al (2004), a USEPA considera uma taxa de mineralização de 20% do N orgânico do lodo de esgoto no primeiro ano após a aplicação do lodo digerido anaerobicamente e de 30% para lodo digerido aerobicamente. No segundo ano, 10% para lodo anaeróbico e 15% para aeróbico. Straus (2000) e CETESB (1999), também sugerem uma taxa de mineralização de 30% para lodo digerido aerobicamente e de 20% para lodo digerido anaerobicamente. A EPA (1997), para uso agrícola do lodo de esgoto, considera uma taxa de mineralização de 25% e 15% respectivamente.

Nas profundidades inferiores a 15 cm também houve aumentos significativos (Figura 7 e Tabela 13) no teor de N total no solo, após cada cultivo, mostrando que houve remoção deste elemento da camada superficial para camadas mais profundas.

Analisando os teores de K em decorrência da aplicação do resíduo (Figuras 8 e 9 e Tabela 14), verificou-se que logo após a aplicação do resíduo (8 dias), nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm, o resíduo propiciou aumento linear significativo nos teores de K, com efeito residual do resíduo após os cultivos do girassol e da soja para na profundidade de 0-15 cm e após o cultivo do girassol para a profundidade de 15-30 cm.



**Figura 8.** Teores de potássio, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.



**Figura 9.** Valores de potássio no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

**Tabela 14.** Equações de regressão\* de teores de K do solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

Profundidade (cm)	Época de Coleta (dias)	Equação	$R^2$
0-15	8	$K=0,132x+73,80$	0,983
	195	$K=0,089x+45,44$	0,941
	600	$K=0,026x$	0,889
15-30	8	$K=0,184x+44,34$	0,929
	195	$K=0,141x+22,03$	0,867
	600	ns	
30-60	8	$K=0,080x+14,90$	0,917
	195	$K=0,032x+15,08$	0,920
	600	ns	
60-90	8	$K=0,03x+11,05$	0,861
	195	$K=0,018x+11,46$	0,973
	600	ns	

\*Os modelos de regressão ajustados foram significativos a 5%.

Como esperado, os teores iniciais de K na camada arável do solo variaram de 49 a 76  $\text{mg kg}^{-1}$ , indicando boa disponibilidade do nutriente no solo.

A adição do LETRIP promoveu aumento linear significativo no teor de K, nas camadas superiores. Aos 8 dias de aplicação os teores subiram de 76  $\text{mg kg}^{-1}$  (testemunha) para 111  $\text{mg kg}^{-1}$  (dose de 300  $\text{Mg ha}^{-1}$ ). Com os cultivos os teores diminuíram significativamente, especialmente, após o cultivo da soja, chegando, neste caso, ao redor de 2,4  $\text{mg kg}^{-1}$  e de 10,1  $\text{mg kg}^{-1}$ , nos tratamentos testemunha e dose de 300  $\text{Mg ha}^{-1}$  na camada de 0-15 cm, respectivamente.

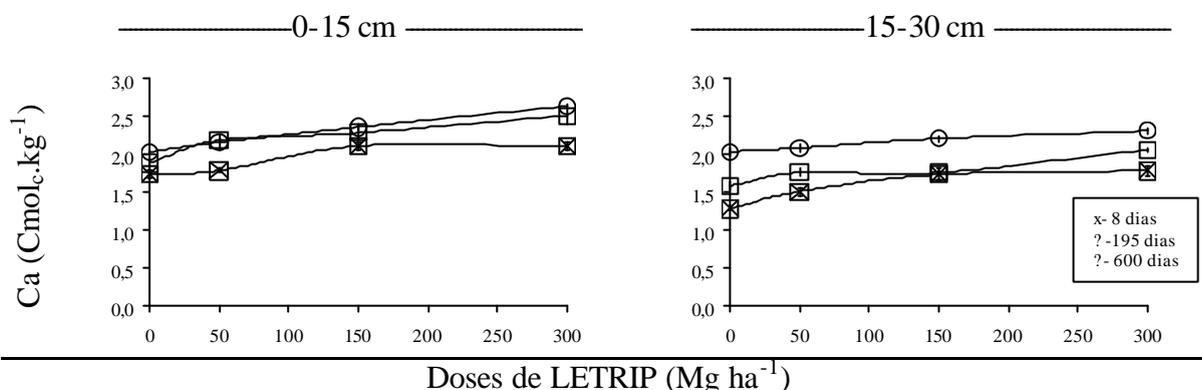
A maior quantidade de K na camada superficial do solo deve-se a deposição do lodo e a maior CTC. O potássio é um elemento altamente solúvel em água, e durante o processo de tratamento dos esgotos permanece em grande parte na fase líquida, ou seja, nos efluentes, deixando o lodo empobrecido neste elemento (Mello et al., 1997). Geralmente há necessidade de suplementação com fertilizante mineral nos solos tratados com lodo (Vieira e Silva, 2004; Berton et al., 1989). O teor de K do LETRIP foi de 5,76  $\text{g kg}^{-1}$  confirma o mencionado na literatura, e por isso a influência do resíduo no aumento inicial de K no solo se deve principalmente às altas doses de resíduo aplicado.

O decréscimo de K após os cultivos de girassol e soja deve-se a exportação deste elemento pelas plantas. O K é o cátion mais abundante na planta, sendo absorvido em grandes

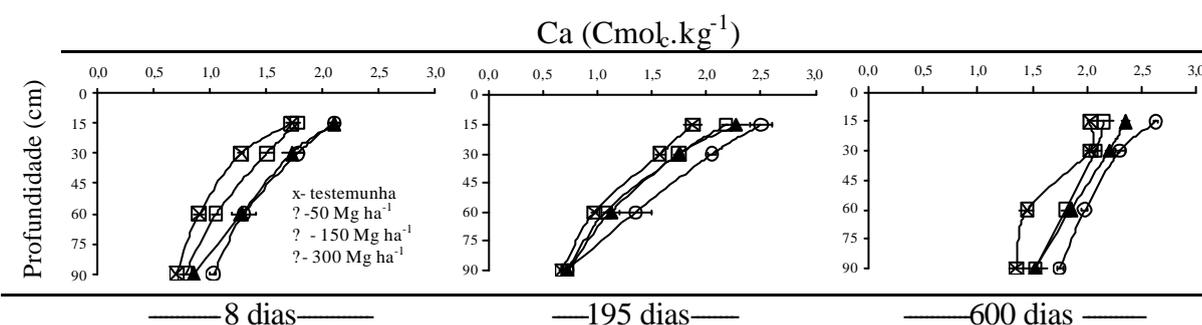
quantidades pelas raízes (Meurer, 2006). Para a produção do girassol, a disponibilidade de K no solo deve ser de média a alta, já que a demanda do girassol é elevada, em torno de 171 kg de K<sub>2</sub>O na parte aérea, para cada tonelada de grãos produzida (Castro e Oliveira, 2005).

Nas profundidades inferiores a 15 cm foram encontrados aumentos lineares significativos após 8 dias da aplicação do resíduo e após o cultivo do girassol. Dias (2005) observou que o teor de K esteve 2 vezes maior que a testemunha, aos 90 cm de profundidade, no Planossolo tratado com 100 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP, mostrando a ocorrência de lixiviação deste elemento.

Avaliando os teores de Ca trocável no solo (Figuras 10 e 11 e Tabela 15), 8 dias após a aplicação do LETRIP, observa-se aumento quadrático significativo nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm. Os teores deste elemento, aos 8 dias de aplicação, na camada superficial, foram de 1,7 e 2,1 cmolc kg<sup>-1</sup>, na testemunha e na dose de 300 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Isto demonstra a grande contribuição do resíduo como fonte de cálcio para o solo. Após os cultivos de girassol e soja os teores deste elemento continuaram aumentando, indicando uma significativa mineralização do resíduo orgânico.



**Figura 10.** Teores de cálcio, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.



**Figura 11.** Teores de cálcio no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

**Tabela 15.** Equações de regressão\* de teores de Ca do solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

Profundidade (cm)	Época de Coleta (dias)	Equação	$R^2$
0-15	8	$Ca = -0,0000007x^2 + 0,004x + 1,68$	0,932
	195	$Ca = 0,002x + 1,97$	0,886
	600	$Ca = 0,002x + 2,04$	0,997
15-30	8	$Ca = -0,000009x^2 + 0,004x + 1,28$	0,996
	195	$Ca = 0,001x + 1,60$	0,902
	600	$Ca = 0,0009x + 2,03$	0,978
30-60	8	$Ca = -0,000008x^2 + 0,0036x + 0,89$	0,998
	195	$Ca = 0,001x + 0,98$	0,966
	600	$Ca = -0,000008x^2 + 0,004x + 1,51$	0,859
60-90	8	$Ca = 0,001x + 0,71$	0,991
	195	ns	
	600	$Ca = 0,001x + 1,39$	0,886

\*Os modelos de regressão ajustados foram significativos a 5%.

Vários autores, estudando a viabilidade do lodo de esgoto como fertilizante e/ou corretivo da acidez do solo, têm verificado aumentos nos teores de cálcio do solo. Silva et al., (1998) estudando o cultivo de cana de açúcar em Nitossolo Vermelho, observaram aumento no teor de Ca e S extraíveis, com o aumento da dose de lodo de esgoto. Oliveira (1998) observou que 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.

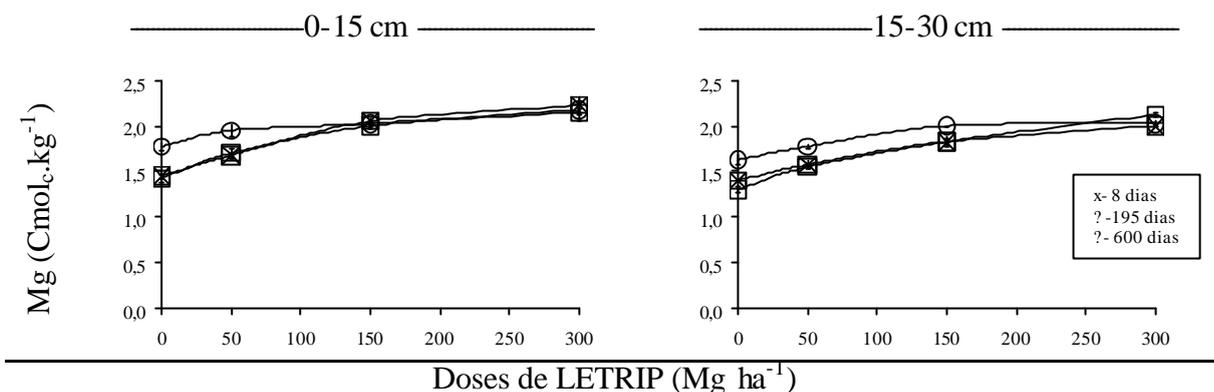
O cálcio participa do fenômeno de troca de cátions, sendo retido como  $Ca^{+2}$  (trocável) nas superfícies com cargas negativas das argilas e da matéria orgânica do solo (Vitti et al., 2006). A matéria orgânica tem como uma de suas funções, a reciclagem e fonte de nutrientes e a capacidade de troca catiônica, controlando a fertilidade e acidez do solo (Mielniczuk, 2008). O Ca e o Mg são absorvidos em quantidades variadas pelas diferentes culturas (Sousa et al., 2007). Para o suprimento de Ca são necessárias doses de 10 a 200  $kg\ ha^{-1}$ , e entre 10 a 40  $kg\ ha^{-1}$  para o Mg, valores que atendem às necessidades da maioria das culturas (Raij, 1991). O aumento de Ca após os cultivos, provavelmente, foi devido aos restos culturais deixados na área e, também, pela lenta e contínua decomposição do resíduo.

Deve-se destacar também que, com o tempo, observou-se um sensível movimento do cálcio para as camadas abaixo de 15 cm do perfil, o que ficou mais claro aos 600 dias da aplicação, após o cultivo de soja. Este fenômeno deve ter sido favorecido pela textura arenosa do Planossolo. Dias (2005) verificou que a adição de LETRIP (100  $Mg\ ha^{-1}$ ) e Ferkal (6  $Mg\ ha^{-1}$ ), neste Planossolo, incrementou os teores de Ca, não somente em superfície, mas notadamente em profundidade, sendo que aos 90 cm de profundidade, aos 30 dias de aplicação, os valores de Ca trocável foram 2,2 vezes maiores que a testemunha.

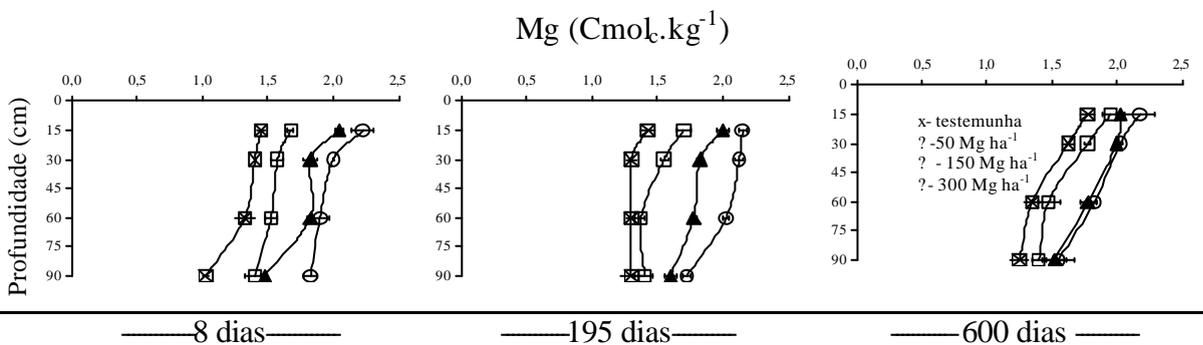
No caso do magnésio, este elemento apresentou comportamento similar ao cálcio. Os teores de Mg trocável no solo, em decorrência da aplicação do resíduo, tiveram aumento quadrático significativo, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm (Figuras 12 e 13 e Tabela 16). Os valores variaram de 1,5  $cmolc\ kg^{-1}$ , na testemunha, para 2,2  $cmolc\ kg^{-1}$ , na dose mais elevada de LETRIP. Após os cultivos, observaram-se também aumentos dos teores de Mg trocável, nas profundidades estudadas. Mesmo após os cultivos de girassol e soja, pode-se verificar aumento dos teores de Mg, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm, provavelmente

devido à influência dos restos culturais deixados na área e também pela contínua decomposição do resíduo.

Como ocorre com os outros macronutrientes, tem-se observado que o teor de Mg aumenta consideravelmente pelo uso de lodo nos solos. Castro et al. (2002), estudando a recuperação de áreas degradadas para fins agrícolas, verificaram que o teor de magnésio aumentou significativamente em função da utilização do lodo de esgoto. Efeito semelhante foi observado por Nascimento et al. (2004) estudando as alterações químicas em solos e no crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo esgoto.



**Figura 12.** Teores de magnésio nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.



**Figura 13.** Teores de magnésio, no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Nas profundidades inferiores a 15 cm (Figura 13) também houve aumentos significativos nos teores de Mg, mas diferente do cálcio, os teores de Mg trocável nas camadas mais profundas do perfil mantiveram-se relativamente estáveis com o passar do tempo, mostrando que a lixiviação do elemento ocorreu logo após a aplicação do resíduo no solo.

Os solos geralmente contêm menos Mg do que Ca, porque o primeiro é menos fortemente adsorvido pelas argilas e pela matéria orgânica, sendo, conseqüentemente, mais sujeito a lixiviação (Lopes, 1998). Assim o excesso de Ca no solo contribui para aumentar a lixiviação do Mg no perfil do solo. As perdas por lixiviação dependem, ainda, da quantidade de água que passa através do solo, favorecido pela textura arenosa, e da concentração de Mg na solução do solo, a qual pode ser aumentada pela adição de sais solúveis (Vitti et al., 2006).

Luchese et al. (2008), avaliando a lixiviação de íons, após a aplicação de resíduos orgânicos de uma indústria farmoquímica, observaram que o  $Mg^{+2}$ , por formar complexo de esfera externa, teve rápida lixiviação e mostraram maior potencial de poluição de águas subterrâneas.

**Tabela 16.** Equações de regressão\* de teores de Mg do solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

Profundidade (cm)	Época de Coleta (dias)	Equação	$R^2$
0-15	8	$Mg = -0,000009x^2 + 0,005x + 1,44$	0,999
	195	$Mg = -0,00001x^2 + 0,005x + 1,44$	0,997
	600	$Mg = 0,001x + 1,83$	0,914
15-30	8	$Mg = -0,000006x^2 + 0,004x + 1,40$	0,999
	195	$Mg = -0,000005x^2 + 0,004x + 1,32$	0,995
	600	$Mg = -0,000008x^2 + 0,004x + 1,62$	0,998
30-60	8	$Mg = -0,000009x^2 + 0,005x + 1,32$	0,999
	195	$Mg = 0,003x + 1,30$	0,963
	600	$Mg = -0,000008x^2 + 0,004x + 1,33$	0,986
60-90	8	$Mg = 0,002x + 1,14$	0,894
	195	$Mg = 0,001x + 1,33$	0,953
	600	$Mg = -0,000006x^2 + 0,003x + 1,26$	0,989

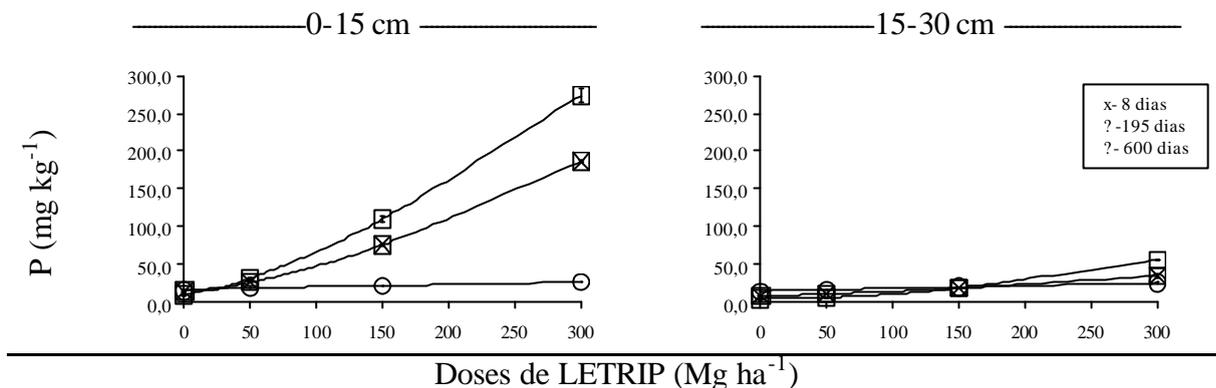
\* Os modelos de regressão ajustados foram significativos a 5%.

Dias (2005) verificou que a adição de LETRIP (25, 50 e 100  $Mg\ ha^{-1}$ ) no Planossolo, ocasionou decréscimo de Mg aos 30 dias e aumento aos 195 dias, na camada de 60-90 cm, comprovando a saída deste elemento, no sistema estudado. Este comportamento do Mg pode ter seguido o movimento dos compostos orgânicos do solo discutido anteriormente. Deve-se destacar que este fenômeno é comum em solos extremamente arenosos.

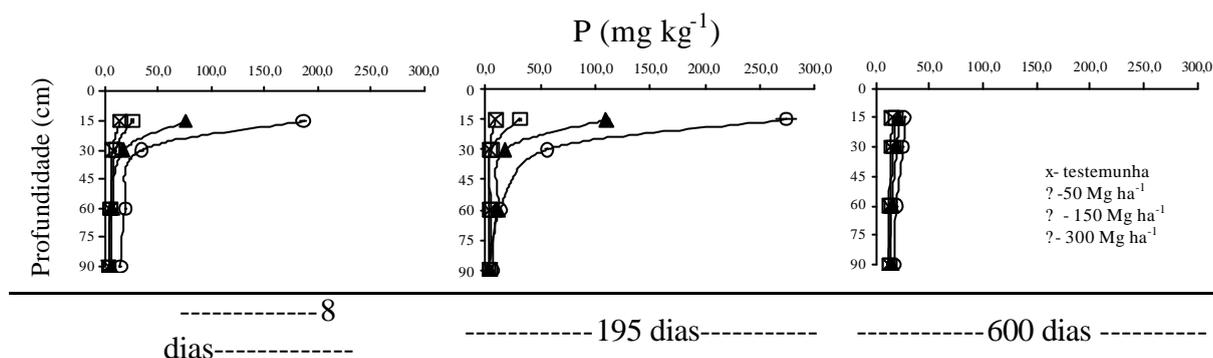
Com relação aos teores de P no solo, ocorreu um aumento quadrático e significativo com o aumento das doses do resíduo na camada de 0-15 cm, e linear significativo na camada de 15-30 cm (Figuras 14 e 15 e Tabela 17). Aos 8 dias da aplicação do LETRIP, os teores de P disponíveis foram de 14,2  $mg\ kg^{-1}$  e 186,3  $mg\ kg^{-1}$ , na testemunha e com a dose de 300  $Mg\ ha^{-1}$ , respectivamente. Após o cultivo de girassol o teor de P atingiu um valor máximo de 273,8  $mg\ kg^{-1}$  com a dose mais elevada do resíduo. Após o cultivo da soja, nesta mesma dose, o teor de P decresceu para 25,9  $Mg\ ha^{-1}$ . Não se tem uma explicação definitiva para este fenômeno uma vez que a quantidade de P extraída pelos cultivos é muito pequena comparada com a perda de P do solo tratado com resíduo. Estes resultados refletem claramente a influência do alto conteúdo de P (19  $g\ kg^{-1}$ ), semelhante a esterco, e a facilidade de mineralização do resíduo, apresentando-se como fonte alternativa para melhorar a fertilidade do solo, mas também demonstra o potencial de perda de P por lixiviação neste Planossolo.

A contribuição do lodo de esgoto para o aumento de P do solo tem sido amplamente divulgada. Segundo Tedesco et al. (2008) os teores de fósforo em lodo de esgoto são relativamente altos, assemelhando-se aos existentes em esterco de animais domésticos. Oliveira (1998) observou que a aplicação de lodo de esgoto urbano (20, 40 e 80  $Mg\ ha^{-1}$ ), nos solos Latossolo Vermelho Amarelo (LV) e Podzólico Vermelho Amarelo (PV) aumentou sensivelmente os teores de P e matéria orgânica. Trindade et al. (2000), estudando os efeitos residuais de biossólidos de origem industrial do Pólo Petroquímico de Camaçari no solo, verificaram que a aplicação de biossólidos aumenta os valores de P no solo. 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, observaram 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.



**Figura 14.** Teores de fósforo, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.



**Figura 15.** Teores de fósforo, no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

**Tabela 17.** Equações de regressão\* de teores de P do solo, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>).

Profundidade (cm)	Época de Coleta (dias)	Equação	R <sup>2</sup>
0-15	8	$P=0,001x^2+0,238x+13,007$	0,999
	195	$P=0,001x^2+0,457x+7,41$	0,999
	600	$P=0,035x+15,65$	0,966
15-30	8	$P=0,09x+6,21$	0,985
	195	$P=0,178x$	0,943
	600	$P=0,036x+14,07$	0,999
30-60	8	$P=0,048x+3,30$	0,874
	195	$P=0,034x+3,90$	0,901
	600	$P=0,023x+11,75$	0,973
60-90	8	$P=0,037x$	0,909
	195	ns	
	600	ns	

\*Os modelos de regressão ajustados foram significativos a 5%.

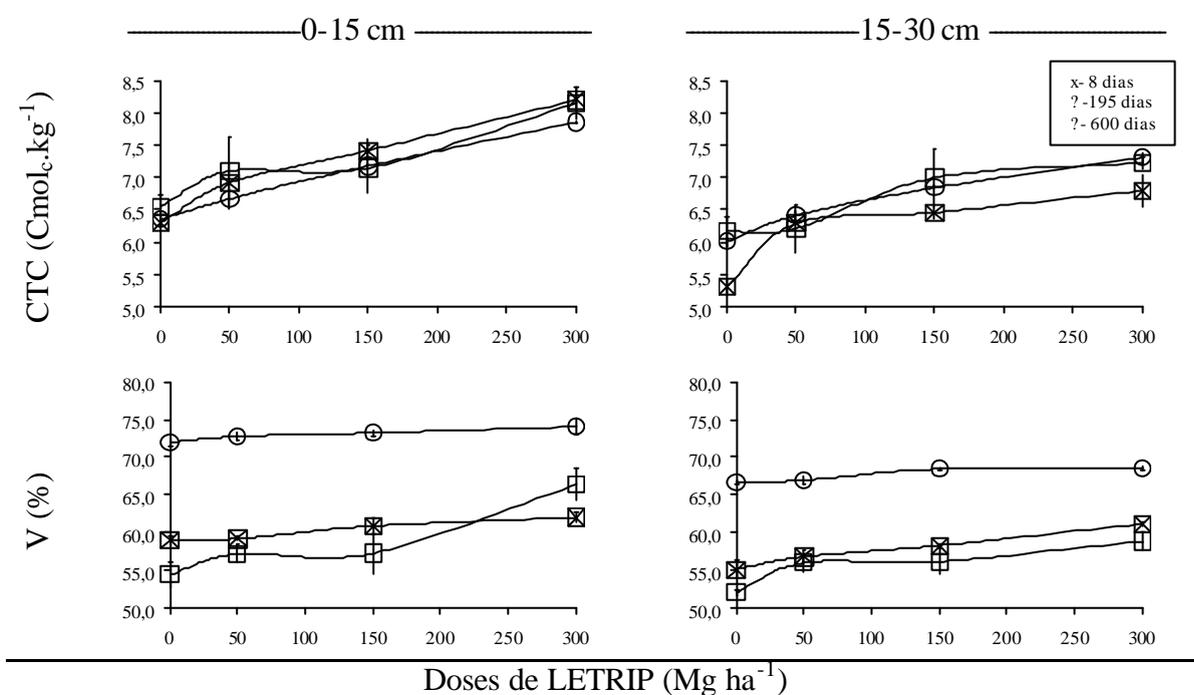
Diversos estudos têm mostrado que a decomposição do lodo de esgoto no solo permite melhor aproveitamento dos nutrientes pelas plantas, em decorrência da liberação dos mesmos através do processo de mineralização da matéria orgânica. De acordo com Tedesco et al. (2008), grande parte do fósforo existente em lodo de esgoto ocorre na forma orgânica, sendo necessária atuação da microbiota para sua disponibilização às plantas. Embora o fósforo possa ocorrer como fósforo inorgânico (Pi) é funcionalmente equivalente ao fósforo orgânico (Po), pois a sua transformação está condicionada a da matéria orgânica (Santos et al., 2008). Barber (1984) menciona que a liberação do fósforo orgânico para a solução do solo é controlada pela taxa de mineralização da matéria orgânica e depende da atividade microbiana.

No presente estudo, um teor mais elevado de P permaneceu na camada superficial do solo em consequência, possivelmente, da deposição do resíduo no local. O P do lodo é menos solúvel no solo em comparação aos superfosfatos, mas oferece maior constância no fornecimento ao longo do tempo. Por outro lado deve-se destacar o baixo consumo deste elemento pela cultura do girassol (Castro e Oliveira, 2005), o que poderia justificar o alto teor encontrado após este cultivo. Aliado a isto, deve-se considerar os restos culturais deixados após a colheita.

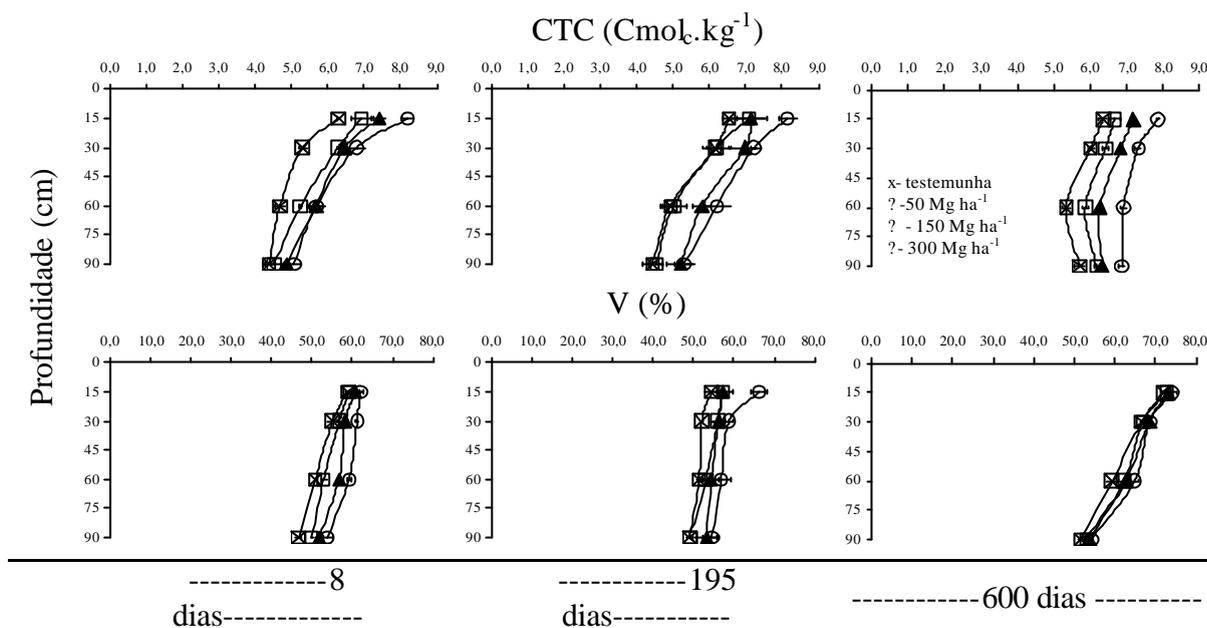
De acordo com Marques (1997), a eficiência do lodo como fonte de fósforo no primeiro cultivo, em comparação ao adubo fosfatado solúvel em água, varia de 20 a 80% em função do tipo de solo, do clima e da cultura. Para a soja, varia de 37 a 83% e para o arroz, de 21 a 52%.

Avaliando os teores de P, em profundidade, foi observado aumento linear significativo, após os dois cultivos na profundidade de 30-60 cm e, somente após a adição do resíduo (8 dias) para a profundidade de 60-90 cm. Este deslocamento de fósforo, em profundidade, pode estar relacionado à lixiviação de componentes orgânicos solúveis no solo associado a este elemento, conforme discutido anteriormente (Figura 15). Ceolato (2007) estudando os impactos da aplicação de lodo de esgoto, na forma líquida, numa área plantada com *Brachiaria decumbens*, num Argissolo Vermelho-Amarelo, por três anos consecutivos, concluiu que o fósforo, durante os anos de experimento, acumulou mais intensamente na camada 0-20 cm, com aumento significativo da concentração de fósforo na camada 20-40 cm, porém inferior que a média encontrada na camada de 0-20 cm, indicando que o fósforo foi pouco lixiviado no perfil do solo, mesmo quando se aplica lodo de esgoto na forma líquida.

A alteração nos valores de CTC e de V% (Figuras 16 e 17) não foi significativa com a aplicação do resíduo. Porém, a CTC aumentou sensivelmente com a aplicação do lodo de esgoto em estudo, variando de 6,3 cmolc kg<sup>-1</sup> (testemunha) para 8,2 cmolc kg<sup>-1</sup> (dose de 300 Mg ha<sup>-1</sup>), aos 8 dias após a aplicação, na camada superficial do solo. A CTC manteve-se mais elevada nesta camada durante todo o período experimental. Este resultado reflete a importância do resíduo como fonte de húmus que influi diretamente na CTC do solo, conforme destacado anteriormente. A maior influência da fração orgânica dos lodos de esgoto nas propriedades químicas do solo está na alteração do seu complexo coloidal. De acordo com Melo et al. (1997), em dose acima de 30 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo, tem sido observada correlação significativa entre a CTC do solo e a qualidade da matéria orgânica por um período que varia de 230 a 300 dias. Valeri et al. (2008), ao avaliarem a resposta do eucalipto à aplicação de composto orgânico, observaram que este composto ocasionou um aumento linear no pH, V% e nos teores de P, K, Ca, Mg e Na no solo, após o período de incubação de 30 dias, havendo decréscimo dos valores de acidez potencial e CTC em função das doses de composto adicionadas.



**Figura 16.** Teores de CTC e V%, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.



**Figura 17.** Teores de CTC e V% no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

O Valor V, não significativo, variou de 59% (testemunha) para 62% (dose de 300 Mg ha<sup>-1</sup>), aos 8 dias após a aplicação, na camada superficial do solo. Esses valores foram mantidos mais elevados na camada superficial do solo. A baixa influência do resíduo na saturação de bases do solo confirma a grande contribuição do resíduo não apenas para a CTC senão também com bases (Ca, Mg, K, etc.), tendendo a manter esta característica do solo estável.

França et al. (2008) verificaram aumento nos valores de pH e nos teores de Ca e V% com o uso de produtos derivados da calcinação da empresa Óxidos do Brasil LTDA. Batistella et al. (2007) observaram também que a adição de Dregs (resíduo da indústria de celulose) elevou os teores de Ca, a soma e saturação por bases e o pH com maior intensidade na camada de 0-5 cm em um Cambissolo.

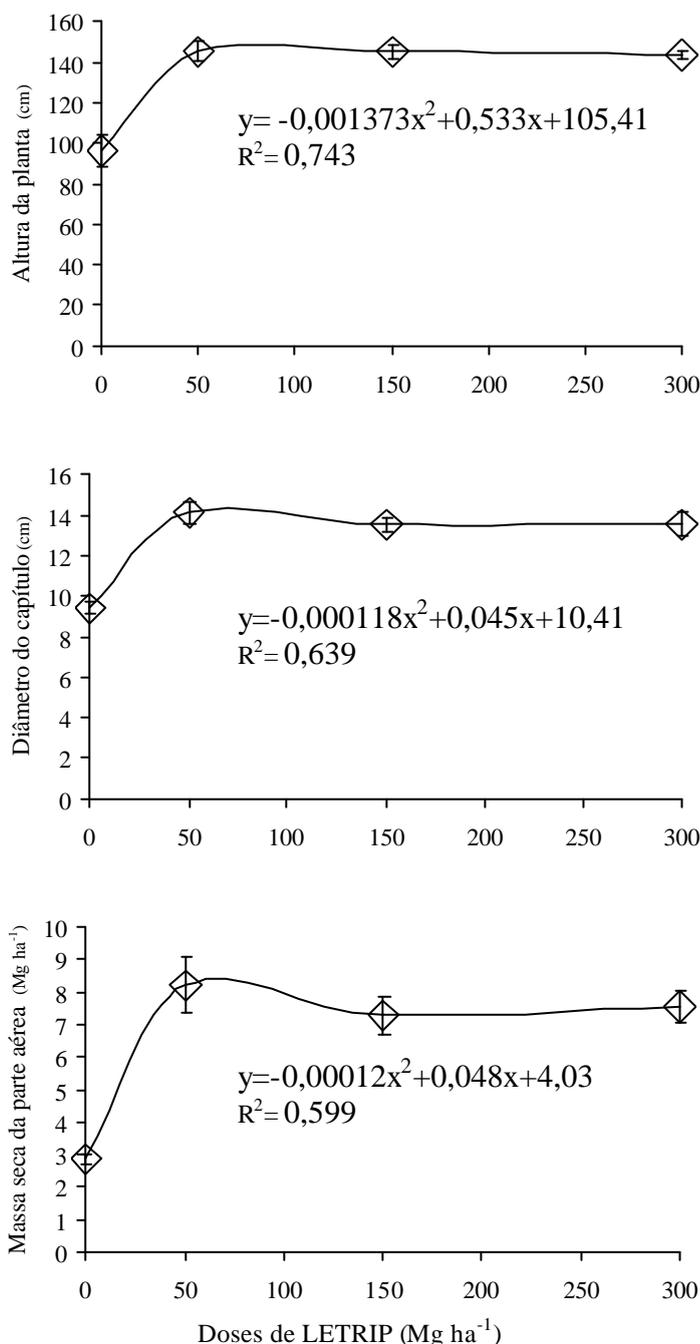
## 4.2 Efeito da Aplicação do LETRIP nas Características Fenológicas do Girassol e da Soja

### 4.2.1 Girassol

A aplicação do LETRIP teve efeito quadrático para todas as características avaliadas (Figuras 18 e 19), com exceção da massa de mil grãos (Figura 19).

De acordo com o modelo ajustado, os valores máximos para diâmetro do capítulo de 14,7 cm, altura da planta de 157 cm, massa seca da planta de 8,8 Mg ha<sup>-1</sup> e produtividade 2722 kg ha<sup>-1</sup>, seriam obtidos, respectivamente, com as doses estimadas de 191, 194, 200 e 254 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP. Comparando os valores máximos estimados com os valores observados na testemunha, o aumento foi de 56% para diâmetro do capítulo, 63% para altura da planta, 207% massa seca da planta e 152% produtividade. De acordo com esses resultados, observa-se que a partir da dose de 50 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP a resposta do girassol para os parâmetros avaliados fica praticamente estabilizada, porém com um leve declínio. Isso indica que o LETRIP apresenta baixo efeito de toxidez para cultura quando utilizado em doses muito elevadas.

A adição dos nutrientes pela aplicação do resíduo, principalmente do nitrogênio, provavelmente favoreceu o crescimento da planta. O parâmetro altura da planta é uma característica morfológica sensivelmente afetada pela adição de nitrogênio (Tanaka, 1981). A altura máxima do girassol no presente estudo foi inferior aquela obtida por Rego Filho et al. (2005) que observaram, para a cultivar Embrapa 122-V2000, altura de 1,70 m, e superior a altura observada por Rezende (2001), 1,45 m.



**Figura 18.** Altura da planta, diâmetro do capítulo e massa seca da parte aérea do girassol (EMBRAPA 122-V2000) cultivado num Planossolo (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Segundo Berretta de Berger e Miller (1995), na cultura de girassol, plantas altas são desejáveis em ambientes com baixo controle de doenças ou solos com baixo nível de fertilidade, e plantas baixas são desejáveis quando existem problemas de acamamento, devido ao alto emprego de fertilizantes ou em ambientes com vento.

O diâmetro do capítulo aumentou de 9 cm, na testemunha, para 14 cm, na dose de 50 Mg ha<sup>-1</sup>. A produtividade do girassol está intimamente ligada ao diâmetro do capítulo que varia geralmente de 10 a 40 cm, e uma média de 20 cm dependendo da variedade ou do híbrido e das condições de desenvolvimento devido ao solo e ao clima (Camargo et al., 2005) e diâmetros de capítulos muito superiores a 17 cm produzem menor quantidade de grãos cheios, resultando em menor produção (CETIOM, 1983). Por outro lado, capítulos muito reduzidos indicam limitações no desenvolvimento com grande influência na produção (Jain et al., 1978).

Camargo et al. (2005), observaram que o diâmetro do capítulo da cultivar Embrapa 122-V2000 variou entre 11,8 e 15 cm, dependendo da época do plantio. Lobo et al. (2006) observaram aumento do diâmetro do capítulo quando aplicado nitrogênio proveniente do lodo de esgoto.

O diâmetro do capítulo é um bom parâmetro para avaliar o desenvolvimento das plantas e a produtividade, entretanto, é comum a falha do enchimento ou ausência de aquênios no centro do capítulo (Castro e Farias, 2005).

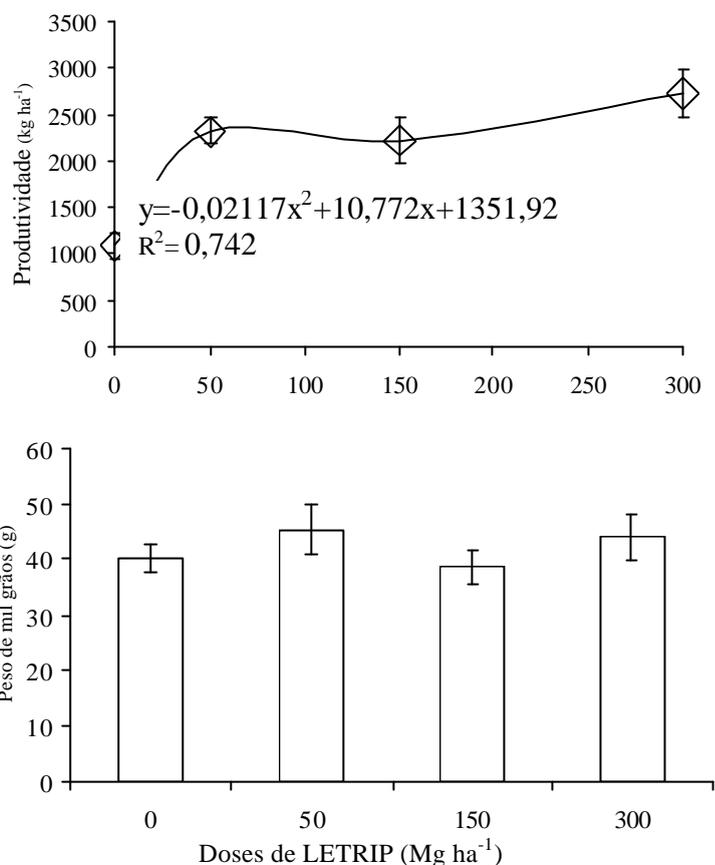
Em relação à massa de 1000 grãos (Figura 19) não foi observada variação significativa com as doses de resíduo, tendo uma massa de 1000 grãos uma média de 42 g, estando ligeiramente abaixo da média segundo Camargo et al. (2005), onde dizem que o número e o peso das sementes de girassol são considerados fatores importantes na produtividade, sendo que a média de 1000 grãos é de 45 a 50 gramas.

A massa de 1000 grãos é influenciada pela densidade de plantas, época de semeadura e fertilidade do solo (Almeida e Silva, 1993). Castro e Farias (2005) observaram um peso médio de 1000 grãos de 63,6 g na cultivar Embrapa 122- V2000.

O acúmulo de massa seca está diretamente relacionado às características fenotípicas e ambientais (Castro e Farias, 2005). A massa seca do girassol aumentou de 2, na testemunha, para 8 Mg ha<sup>-1</sup>, na dose 50 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP. Rezende (2001) observou na cultivar Embrapa 122-V2000 rendimentos de massa seca de 4,37 e 5,40 Mg ha<sup>-1</sup> para as densidades de 40000 e 60000 plantas/ha, respectivamente. Conforme discutido anteriormente, o valor máximo de produção de matéria seca dos resíduos culturais seria obtido com a aplicação da dose de 200 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP. Entretanto, a produção máxima de grãos foi obtida em doses superiores a esta (254 Mg ha<sup>-1</sup>).

O rendimento de grãos variou entre 1081 e 2732 kg ha<sup>-1</sup>, na testemunha e no tratamento com aplicação da dose de 300 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Lobo et al. (2006) observaram aumento da produção de sementes e de massa de 1000 aquênios quando aplicado nitrogênio proveniente do lodo de esgoto. O rendimento dos grãos está intimamente ligado a aspectos fisiológicos inerentes à própria planta e a fatores edafoclimáticos presente durante o seu desenvolvimento (Sangoi e Silva, 1985) e é definida pela densidade de plantas, número e peso de aquênios (Castro e Farias, 2005).

De acordo com os modelos ajustados para as características fenológicas do girassol, observa-se que, apesar da aplicação do LETRIP ter resultado em aumento significativo para altura da planta, diâmetro do capítulo, massa seca da parte aérea e produtividade, o incremento obtido em relação à dose de 50 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP foi pequeno, indicando que, do ponto de vista econômico e sem considerar a necessidade de descarte do resíduo, não se justifica aplicar doses superiores a esta. Por outro lado, caso seja necessário aplicar doses elevadas visando o descarte, a cultura do girassol manterá sua produtividade.



**Figura 19.** Produtividade e massa de 1000 grãos do girassol (EMBRAPA 122 v-200) cultivado num Planossolo (SXe) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

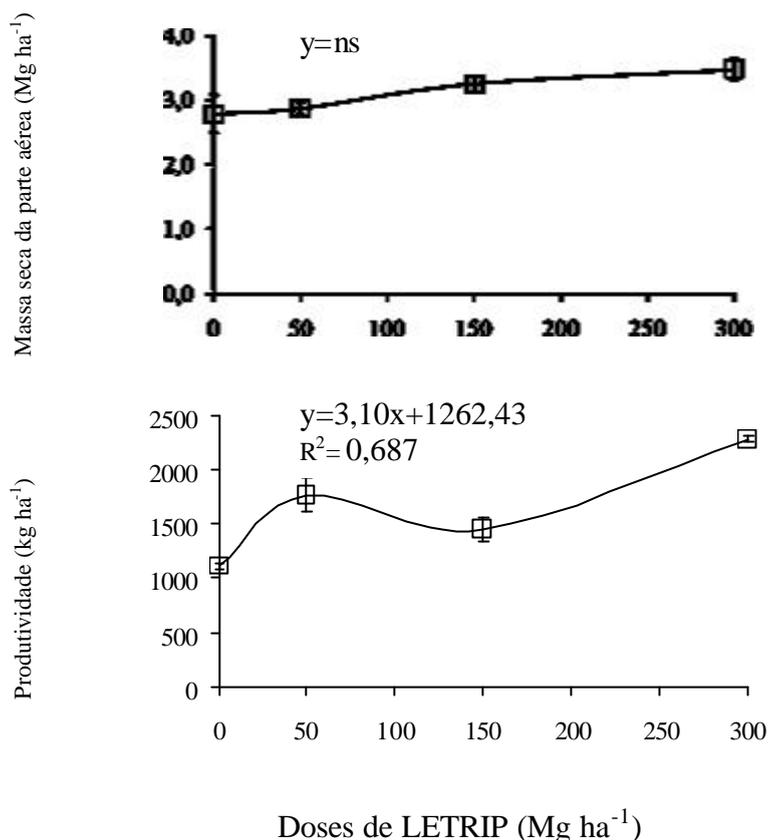
#### 4.2.2 Soja

A aplicação do resíduo não propiciou um aumento significativo na massa seca da parte aérea da soja (Figura 20). Sendo que a massa seca da parte aérea encontrada na maior dose de resíduo foi 25% superior que a da testemunha, variando entre 2,78 e 3,47 Mg ha<sup>-1</sup>, para a testemunha e a dose de 300 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

A aplicação do resíduo propiciou um aumento linear na produtividade da soja (Figura 20), a qual variou entre 1112 e 2276 kg ha<sup>-1</sup>, na testemunha e no tratamento com aplicação da dose de 300 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Sendo que a produtividade, nesta dose de resíduo, foi 104% superior que a produtividade encontrada na testemunha.

A produtividade obtida neste estudo foi similar àquela obtida por Araújo (2004) que observou para cultivar Celeste, uma produtividade de 2000 e 2700 kg ha<sup>-1</sup>, em sistema de plantio direto e convencional, respectivamente. Porém, a produtividade foi inferior a encontrada por Dias (2005), que ao estudar a produtividade da soja (cultivar celeste) cultivada em solo em decorrência da adição dos resíduos gerados pelas indústrias Petroflex e PURAC-Síntese, observou produtividades de 3,93 e 3,5 Mg ha<sup>-1</sup> nas doses de 100 e 6 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP e Ferkal, respectivamente.

Segundo Pires et al. (2005), o rendimento de grãos de soja é formado pelo somatório de “componentes do rendimento”. Os componentes primários são: número de plantas por área, número de legumes por planta, número de grãos por legume e peso do grão (expresso geralmente em peso de 100 grãos).



**Figura 20.** Massa seca da parte aérea e produtividade da soja (variedade conquista) cultivada num Planossolo (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Costa et al. (2001) observaram que a aplicação de resíduos de curtume proporcionou rendimentos de matéria seca de soja superiores aos obtidos na testemunha. Carvalho-Pupatto et al. (2004) observaram que houve resposta quadrática para matéria seca da parte aérea e da produtividade de grãos de arroz. Vieira et al. (2004) observaram que a aplicação do lodo de esgoto aumentou significativamente a massa seca da parte aérea e da produtividade da soja. Aumentos na produtividade da soja, devido à aplicação de resíduos industriais também foram verificados por Corrêa et al. (2008) e em outras culturas como maracujá (Prado e Natale, 2005), banana (Melo e Ligo, 2008) e mamona (Souto et al., 2005). Porém, outros autores encontraram efeito contrário ao usar resíduos industriais. Araújo et al. (2005) observaram que o aumento das concentrações de composto de lodo têxtil provocou a diminuição significativa da massa seca total, altura da parte aérea e comprimento radicular das plântulas de soja e trigo.

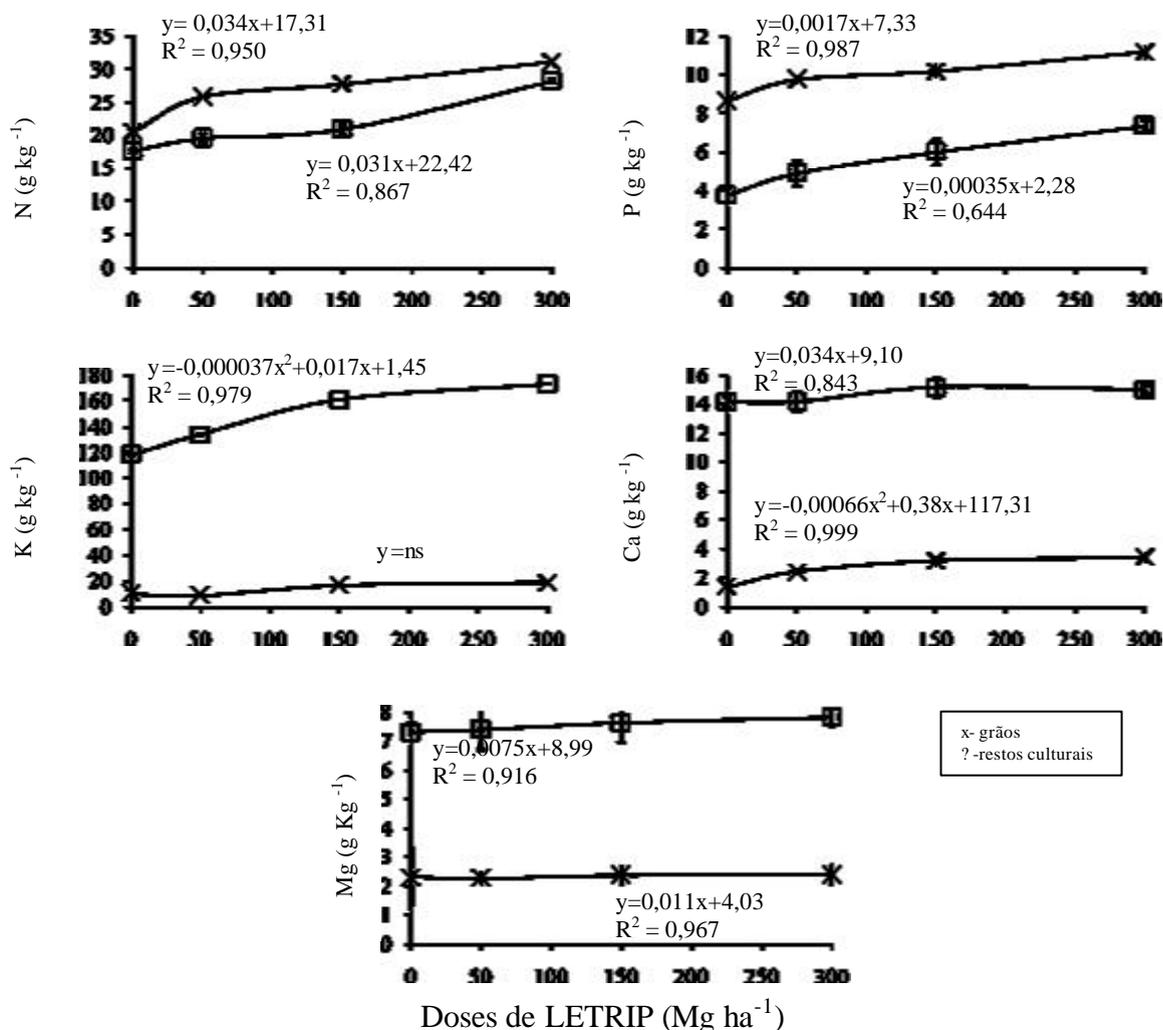
A aplicação do LETRIP propiciou incremento na produtividade da soja, porém do ponto de vista econômico não se justificaria aplicação de doses superiores a 50 Mg ha<sup>-1</sup>.

### 4.3 Macronutrientes na Planta

#### 4.3.1 Concentração de nutrientes no girassol

Avaliando o efeito das diferentes doses de LETRIP nas concentrações de macronutrientes no girassol (Figura 21) observa-se que o aumento da dose propiciou aumento linear nas concentrações de N, P e Mg na parte aérea do girassol (restos culturais e grãos); aumento linear nas concentrações de Ca nos restos culturais e quadrático nas concentrações de

Ca nos grãos. Para as concentrações de K, observa-se aumento quadrático nos restos culturais e não houve aumento significativo para as concentrações nos grãos. Apesar de significativo, a adição de LETRIP promoveu pouco aumento nas concentrações de macronutrientes no girassol, sendo as maiores taxas observadas para N, nos grãos, e Ca, nos restos culturais. De acordo com a Figura 21, para cada Mg de LETRIP aplicada resultou incremento de 0,034 g N kg<sup>-1</sup> de matéria seca dos grãos e 0,034 g Ca kg<sup>-1</sup> de matéria seca dos restos culturais.



**Figura 21.** Concentrações de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio em (g kg<sup>-1</sup>), dos restos culturais e dos grãos do girassol cultivado no Planossolo Háplico Eutrófico (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Verificou-se que as concentrações de N nos restos culturais estão dentro da faixa adequada para o crescimento normal das plantas, pois variaram entre 20,55 g kg<sup>-1</sup> (testemunha) e 31,06 g kg<sup>-1</sup> (maior dose do resíduo). Segundo Dechen e Nachtigall (2007) os teores de N nas plantas variam entre 2 e 75 g kg<sup>-1</sup> de matéria seca da planta, considerando os teores entre 20 e 50 g kg<sup>-1</sup> como adequados para um crescimento normal das plantas.

Os grãos tiveram as maiores concentrações de N e P quando comparado com os restos culturais. Isso é explicado pela translocação deste elemento dos órgãos vegetativos para os reprodutivos, indicando uma elevada taxa de exportação desses nutrientes pelo girassol. O período que se estende até o final do enchimento de aquênios, é caracterizado por uma intensa translocação, notadamente do nitrogênio e do fósforo, dos órgãos vegetais para os

reprodutivos, indicando uma elevada taxa de exportação desses nutrientes pelo girassol (Castro e Oliveira, 2005). O girassol é uma cultura que apresenta elevada capacidade de absorver nutrientes, comparável à soja (Correção, 2004). Essa característica está associada à produção de matéria seca e ao volume de solo explorado pelo sistema radicular, determinando a ciclagem de nutrientes recuperados das camadas mais profundas do solo (Castro e Oliveira, 2005). Em situações onde se aumenta o suprimento de P no solo de uma condição de deficiência até outra de adequada disponibilidade de P, verifica-se que as principais frações de P contidas em órgãos vegetativos das plantas também aumentam. Além disso, o P promove a rápida formação e crescimento das raízes, melhora a qualidade dos frutos, hortaliças e grãos, sendo vital na formação do grão, bem como está envolvido na transferência de características hereditárias (Dechen e Nachtigall, 2007).

Foram encontradas concentrações de 3,71 e 7,35 g kg<sup>-1</sup> de P, nos restos culturais, para a testemunha e maior dose do resíduo (300 Mg ha<sup>-1</sup>), respectivamente. Estes teores estão acima dos considerados adequados para o crescimento normal das plantas, o qual varia entre 1,0 e 1,5 g kg<sup>-1</sup>. Os teores de P nas plantas, no entanto, podem variar de 0,5 a 3,0 g kg<sup>-1</sup> de matéria seca da planta. São raros os sintomas de excesso de P. Contudo as plantas sensíveis podem manifestar sintomas em condições cuja concentração nas folhas seja superior ou igual a 3 g kg<sup>-1</sup> (Dechen e Nachtigall, 2007).

O K é um dos elementos essenciais na nutrição da planta, juntamente com N e P, que se encontra, na forma disponível, em pequenos teores nos solos tropicais muito intemperizados, limitando o rendimento dos cultivos. O K tem grande impacto na produtividade e na qualidade dos cultivos, afetando o incremento do peso e a qualidade de grãos de milho, conteúdo de óleo e proteínas na soja, quantidade do açúcar na cana-de-açúcar e em frutos, de modo geral, na resistência e comprimento da fibra do algodão e outros cultivos que produzem fibra (Dechen e Nachtigall, 2007). As concentrações de K encontrados foram de 117,87 e 173,55 g kg<sup>-1</sup> nos restos culturais, sendo considerados bastante acima do valor adequado para um crescimento normal das plantas, o qual varia entre 10 e 30 g kg<sup>-1</sup>, podendo variar entre 6 e 50 g kg<sup>-1</sup> de matéria seca da planta (Dechen e Nachtigall, 2007). Com o K, também ocorre a translocação do nutriente das filhas para o caule e para o capítulo. No entanto, apenas uma pequena quantidade foi acumulada nos aquênios, de maneira que as concentrações do nutriente mantêm-se elevadas, principalmente, no capítulo e no caule (Castro e Oliveira, 2005). São raros os sintomas causados pelo excesso de K; contudo, quando ocorre acúmulo de K nas folhas mais velhas, este pode causar desidratação nas células vizinhas e rompimento de membranas nas células, provocando o aparecimento de manchas necróticas nas folhas (Dechen e Nachtigall, 2007).

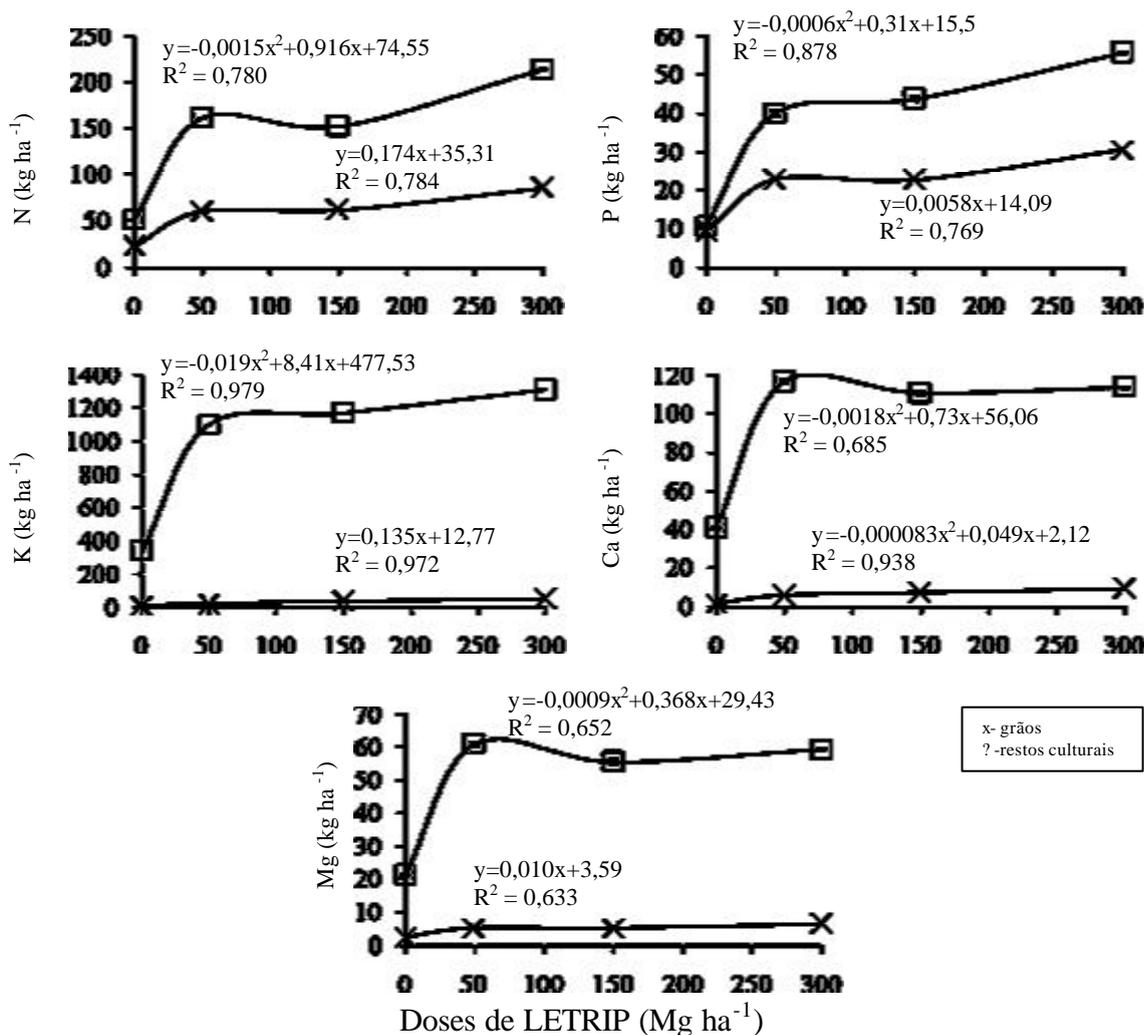
As concentrações de Ca foram de 14,1 e 15,0 g kg<sup>-1</sup> nos restos culturais, para a testemunha e maior dose, respectivamente. Estas concentrações são consideradas adequadas para o crescimento normal das plantas. Segundo Dechen e Nachtigall (2007), os teores de Ca nas plantas variam de 5 a 80 g kg<sup>-1</sup> de matéria seca, sendo consideradas como adequadas, para um crescimento normal das plantas, concentrações entre 10 e 50 g kg<sup>-1</sup>. O Ca influi, indiretamente, no rendimento das culturas, ao melhorar as condições de crescimento das raízes, bem como por estimular a atividade microbiana, auxiliar na disponibilidade do Mo e na absorção de outros nutrientes, além de ajudar a reduzir o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> na planta.

As concentrações de Mg encontradas foram de 7,32 e 7,83 g kg<sup>-1</sup>, nos restos culturais para a testemunha e maior dose, respectivamente. Segundo Dechen e Nachtigall (2007), os teores de Mg nas plantas variam de 1 a 10 g kg<sup>-1</sup> de matéria seca da planta, considerando-se teores entre 3 e 5 g kg<sup>-1</sup> como adequados para um crescimento normal das plantas. A deficiência de Mg caracteriza-se pela ocorrência de clorose entre as nervuras, que progride em intensidade.

Deve-se ressaltar que a cultura do girassol não apresentou sintomas de deficiência ou excesso para nenhum dos nutrientes avaliados, mesmo sendo encontrados valores acima do adequado para um crescimento normal das plantas como para os nutrientes P, K e Mg.

#### 4.3.2 Acúmulo de nutrientes no girassol

A aplicação do LETRIP resultou em aumento quadrático no acúmulo de N, P, K, Ca e Mg, nos restos culturais e para Ca nos grãos do girassol (Figura 22). Nos grãos, aumento de N, P, K e Mg foi linear, e nos restos culturais, de um modo geral, após a dose de 50 Mg ha<sup>-1</sup>, o incremento no teor de nutrientes acumulado foi muito pequeno.



**Figura 22.** Acúmulo de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio em (kg ha<sup>-1</sup>), dos restos culturais e dos grãos do girassol cultivado no Planossolo Háplico Eutrófico (SXE) tratado com LETRIP.

À medida que aumentou a matéria seca produzida por hectare, a quantidade de nutrientes, nos restos culturais do girassol, não seguiu um modelo linear. Segundo Embrapa (2005) à medida que aumenta a matéria seca produzida por hectare, a quantidade de nutrientes nos restos culturais da soja não segue modelo linear.

Para o N nos grãos de girassol, o aumento foi de 174 g ha<sup>-1</sup> para cada Mg de LETRIP aplicada. De acordo com o modelo ajustado, a aplicação de 50 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP resultou incremento de 25% de N em relação ao tratamento testemunha. Quando a dose foi de 300 Mg ha<sup>-1</sup>, o acúmulo de N foi 42% e 147% superior aos tratamentos 150 Mg ha<sup>-1</sup> e testemunha,

respectivamente. Para P nos grãos, para cada Mg de LETRIP aplicada houve um incremento de 5,8 g P ha<sup>-1</sup>. Apesar do aumento linear, a taxa de incremento foi pequena onde, de acordo com o modelo ajustado, a dose de 300 Mg ha<sup>-1</sup> resultou incremento de apenas 12% em relação ao tratamento testemunha. Para o K nos grãos, o aumento foi de 135 g ha<sup>-1</sup> para cada Mg de LETRIP aplicada. A maior dose (300 Mg ha<sup>-1</sup>) resultou incremento de 317% de K em relação ao tratamento testemunha. Para Ca e Mg, de acordo com os modelos ajustados, o incremento foi menor que 10 g ha<sup>-1</sup> para cada Mg de LETRIP aplicada no solo.

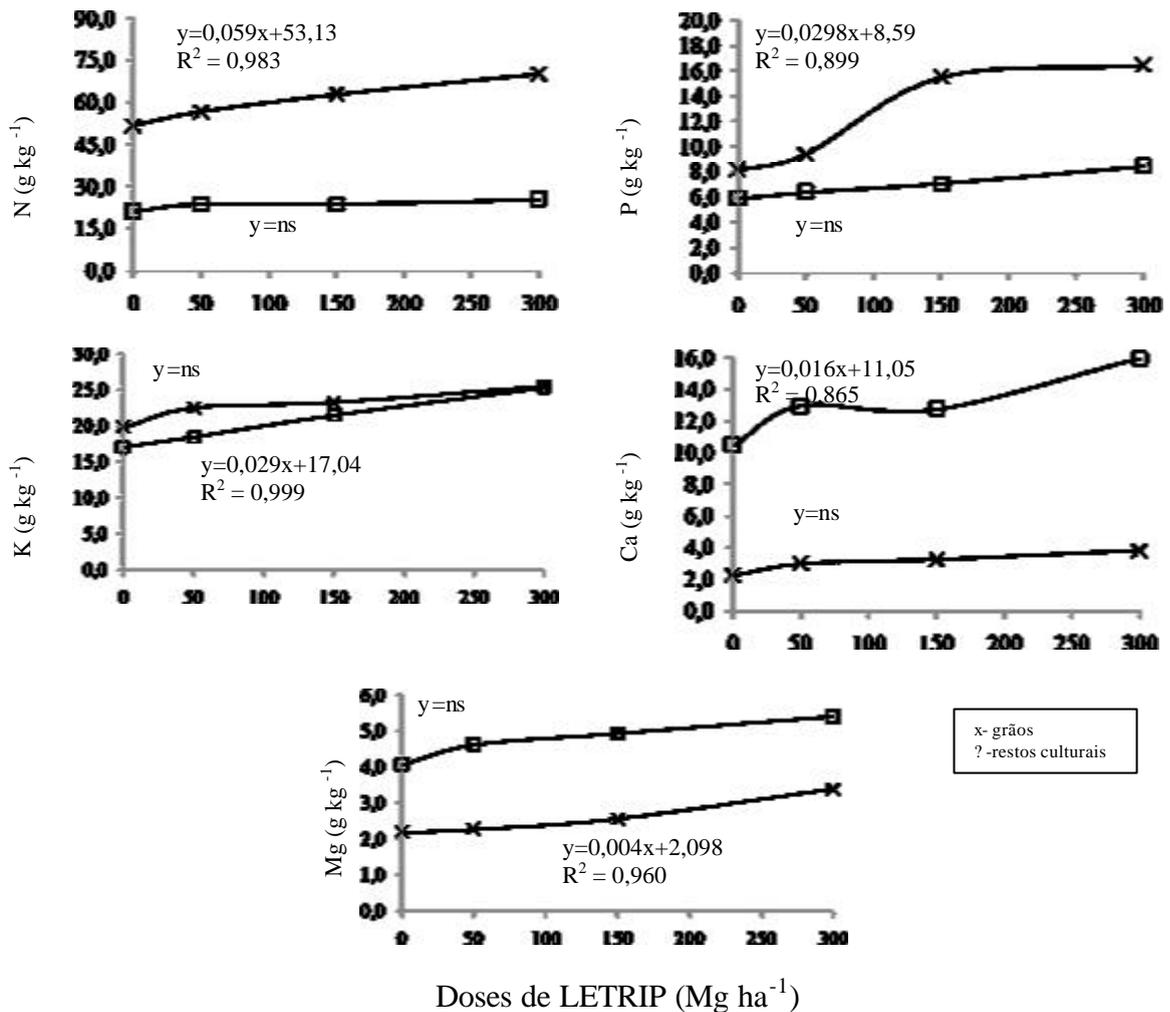
A exigência nutricional é variável com o ciclo de desenvolvimento do girassol, mas de maneira geral, tanto para macro quanto para micronutrientes, acompanha a taxa de acumulação de matéria seca durante o estágio vegetativo até o final da floração (Sfredo, 1983). O girassol acumula, em média, 130, 25 e 450 kg ha<sup>-1</sup> de N, P e K, respectivamente, para uma produtividade de 3.176 kg de aquênios por hectare. Segundo Castro e Oliveira (2005), a quantidade absorvida e exportada de nutrientes pela cultura do girassol, para uma produção de 1000 kg de grãos é de 23, 12, 12, 1,6 e 2,5 kg Mg<sup>-1</sup>, pelos grãos, para os nutrientes N, P, K, Ca e Mg, respectivamente. E nos restos culturais é de 18, 5, 159, 38 e 8,7 kg Mg<sup>-1</sup> para os nutrientes N, P, K, Ca e Mg, respectivamente. O girassol extrai grandes quantidades de nitrogênio, fósforo e potássio do solo, quando comparado com as culturas de soja, trigo e milho (Cordeiro, 1979; Machado, 1979; Gutterres et al., 1988).

### 4.3.3 Concentração de nutrientes na soja

Avaliando o efeito das diferentes doses de LETRIP, nas concentrações de macronutrientes na soja (Figura 23), observou-se que o resíduo propiciou aumento linear significativo nas concentrações de N, P e Mg nos grãos, porém não houve diferença significativa nas concentrações destes nutrientes nos restos culturais. Quanto às concentrações dos elementos K e Ca nos restos culturais, o aumento também foi linear. Apesar do ajuste pelo modelo linear, as taxas de incremento nas concentrações dos macronutrientes na soja foram baixas. Onde, de acordo com o modelo ajustado, observa-se que para cada Mg de LETRIP aplicada à taxa de aumento na concentração dos macronutrientes na planta variou de 0,004 g kg<sup>-1</sup> a 0,059 g kg<sup>-1</sup> para Mg e N, respectivamente. Para Mg, a dose de 50 Mg ha<sup>-1</sup> propiciou um incremento de apenas cerca 9% em relação ao tratamento sem LETRIP. Para o N, esse incremento foi cerca de 6% quando se comparam os mesmos tratamentos.

A avaliação de macronutrientes na soja, em decorrência da aplicação de resíduos, também foi estudada por Trannin et al. (2005), onde avaliando um biossólido industrial para a cultura do milho, observaram aumentos nos teores foliares dos nutrientes N, P, K, Ca e Mg, com a aplicação do resíduo. Costa et al. (2001) observaram aumento nos teores de N, P, K, Ca e Mg com a aplicação do lodo com cromo e do lodo do caleiro em relação à testemunha, porém estes aumentos foram inferiores aos encontrados nos tratamentos com adubação mineral. Aumentos nos teores de nutrientes na soja, devido à aplicação de resíduos industriais também foram verificados por Corrêa et al. (2008), Vieira (2001) e Lemainski e Silva (2006) e em outras culturas como mamona (Souto et al., 2005) e milho (Martins et al., 2003). Porém Vieira et al. (2004) observaram que os grãos de soja não demonstraram diferença significativa, quanto aos teores de macronutrientes, quando comparou os tratamentos que receberam lodo de esgoto com a testemunha e o tratamento que recebeu adubação química. Melo e Ligo (2008), ao estudar o efeito de lodo de esgoto nos teores de macronutrientes de bananeira, observaram que os tratamentos que receberam lodo de esgoto não diferiram da adubação convencional.

Deve-se ressaltar que a soja não apresentou sintomas de deficiência ou excesso para nenhum dos nutrientes avaliados. O que sugere que o LETRIP tem potencial para ser utilizado na adubação dessas culturas.

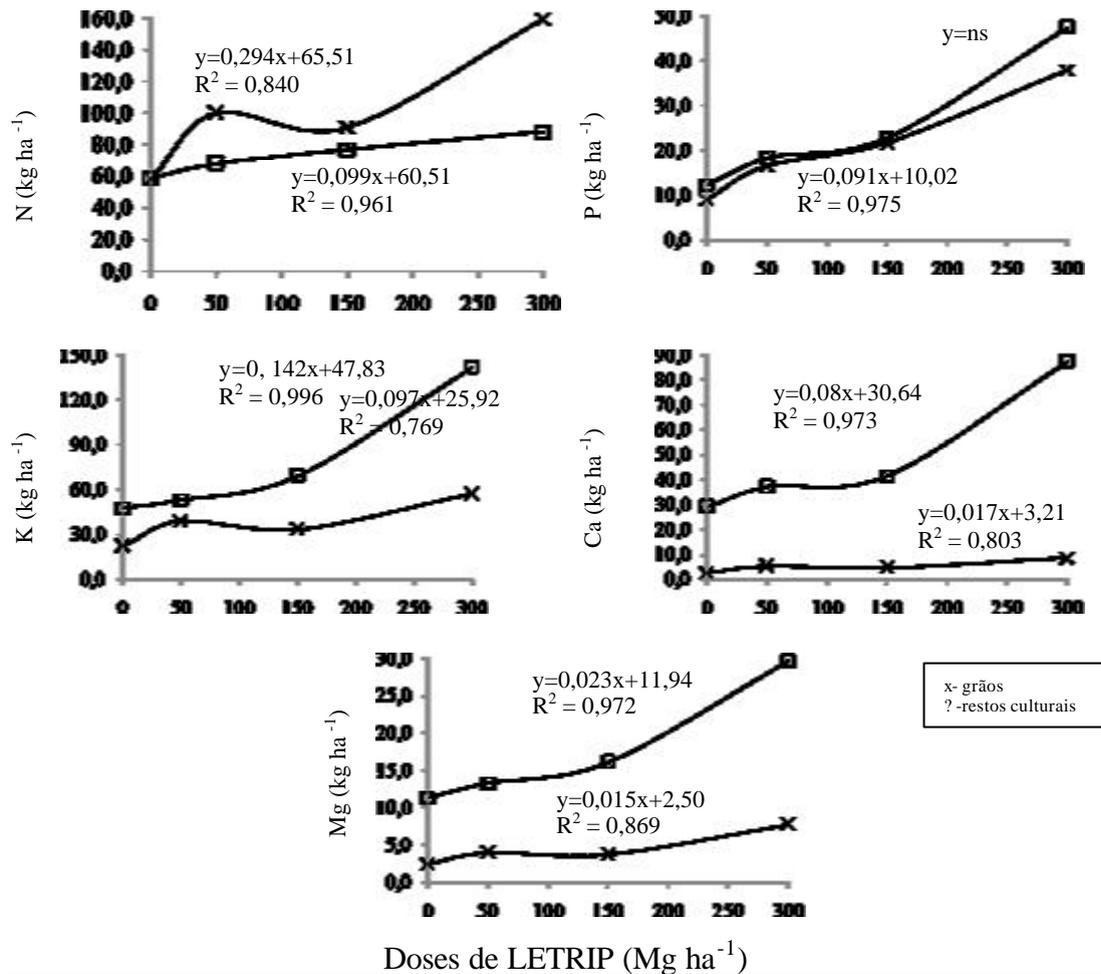


**Figura 23.** Concentrações de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio em (g kg<sup>-1</sup>), dos restos culturais e dos grãos da soja cultivada no Planossolo Háplico Eutrófico (SXE) tratado com LETRIP.

#### 4.3.4 Acúmulo de nutrientes na soja

Avaliando o acúmulo de nutrientes na soja (Figura 24), observou-se aumento linear significativo para os elementos N, P, K, Ca e Mg nos grãos e restos culturais, com exceção do fósforo que apresentou aumento significativo somente nos grãos.

As maiores taxas de acúmulo de macronutrientes na soja foram 294 e 142 g Mg<sup>-1</sup> de LETRIP aplicada para N, nos grãos, e K, nos restos culturais, respectivamente (Figura 24). As demais taxas de acúmulo foram inferiores a 100 g Mg<sup>-1</sup> de LETRIP aplicada no solo. Conforme modelo ajustado, para N nos grãos, a dose de 50 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP propiciou um incremento de 22% em relação ao tratamento testemunha e para a dose 300 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP o incremento foi de 135% em relação ao mesmo tratamento. Quanto ao K, o aumento em relação ao tratamento testemunha foi de 15% e 89% para as doses de LETRIP de 50 Mg ha<sup>-1</sup> e 300 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente.



**Figura 24.** Acúmulo de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio em (kg ha<sup>-1</sup>), dos restos culturais e dos grãos da soja cultivada no Planossolo Háplico Eutrófico (SXE) tratado com LETRIP.

A soja é uma espécie exigente em nutrientes, principalmente no que se refere ao nitrogênio (Pires et al., 2005). Contudo, a maior parte (cerca de 75%) do nitrogênio acumulado pela soja é aportada via fixação biológica de N<sub>2</sub> atmosférico (Herridge et al., 2008). Após o nitrogênio, o potássio é o nutriente absorvido em maior quantidade pelas plantas, exportando até 18,5 kg Mg<sup>-1</sup> de grãos de soja (Tanaka e Mascarenhas, 1992). A extração de nutrientes pela parte aérea da planta ocorreu na seguinte ordem: N > K > Ca > P > Mg, o que está de acordo com os resultados de Bataglia e Mascarenhas (1977) e Caires et al. (2000). Segundo Embrapa (2005), a soja absorve e exporta em média 51, 2, 3, 20, 10 g kg<sup>-1</sup> de N, Mg, Ca, K e P nos grãos, respectivamente. A exportação pelos restos culturais é de 32, 5, 9, 18, e 5 g kg<sup>-1</sup> de N, Mg, Ca, K e P, respectivamente.

#### 4.3.5 Balanço parcial de nutrientes

Analisando o balanço parcial de nutrientes (Tabela 18), observa-se que a quantidade de nutrientes exportada na colheita dos grãos do girassol e da soja é pequena quando comparada a quantidade de nutrientes aportada via LETRIP.

**Tabela 18.** Balanço parcial de nutrientes após o cultivo de girassol e soja em Planossolo tratado com LETRIP.

<b>LETRIP</b>	<b>N<sup>1</sup></b>	<b>P</b>	<b>K</b>	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>
(Mg ha <sup>-1</sup> )			kg ha <sup>-1</sup>		
0	-	-	-	-	-
50	750,0	950,0	280,0	500,0	100,0
150	2250,0	2850,0	860,0	1500,0	300,0
300	4500,0	5700,0	1700,0	3000,0	600,0
<b>Exportação pelos grãos</b>					
<b>girassol</b>					
0	22,2	9,4	10,6	1,5	2,5
50	60,0	22,7	20,0	5,6	5,2
150	61,6	22,6	36,9	7,0	5,3
300	84,9	30,5	51,0	9,2	6,5
<b>soja</b>					
0	57,9	9,1	22,1	2,5	2,4
50	100,3	16,6	39,0	5,3	4,0
150	91,2	21,8	33,4	4,7	3,7
300	159,8	38,0	57,1	8,7	7,7
<b>Balanço parcial</b>					
0	-80,1	-15,8	-32,7	-4	-4,9
50	589,8	910,7	221,0	489,1	90,7
150	2097,2	2805,7	789,7	1488,3	291,0
300	4255,4	5631,5	1591,9	2982,1	585,8

<sup>1</sup> Para efeito do balanço parcial, não foram computadas as perdas e nem o N aportado via FBN.

Conforme discutido anteriormente, o balanço muito positivo de nutrientes no solo está relacionado às elevadas doses de resíduo utilizadas. Desta forma, caso a taxa de mineralização do resíduo seja alta, pode ter favorecido perdas de nutrientes, principalmente por lixiviação, uma vez que as características do solo podem potencializar esse tipo de perda. Isso pode ser verificado pelo incremento de nutrientes abaixo da camada arável do solo (Figuras 7, 9, 11, 13 e 15).

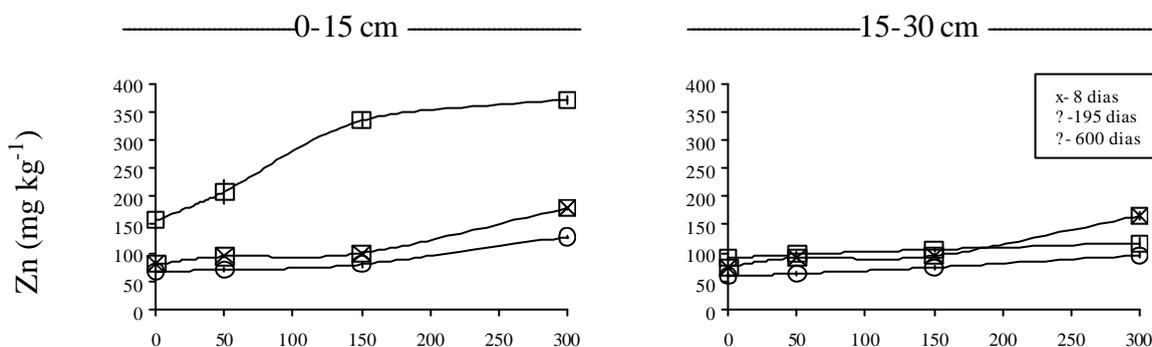
A elevada quantidade de nutrientes aportada via LETRIP atendeu à demanda nutricional das culturas e o excesso não ocasionou fitotoxicidade mesmo quando foram aplicadas doses bastante elevadas.

#### 4.4 Teores de Metais Pesados no Solo em Decorrência da Aplicação do LETRIP

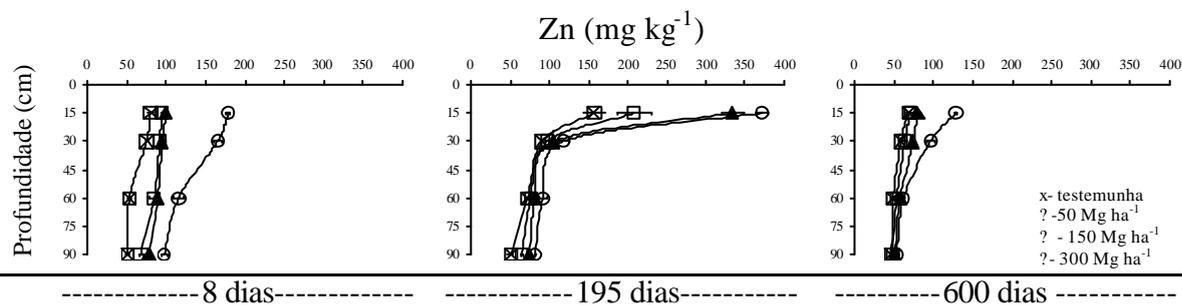
Avaliando os teores de Zn verifica-se que, aos 8 dias da aplicação do resíduo, os teores deste elemento aumentaram de 80,0 mg kg<sup>-1</sup> para 179,04 mg kg<sup>-1</sup>, na camada de 0-15 cm e, de 74,8 mg kg<sup>-1</sup> para 165,1 mg kg<sup>-1</sup> na camada de 15-30 cm (Figura 25). Na Tabela 19 verifica-se que ocorreu interação significativa entre resíduo, coleta e profundidade, demonstrando diferença significativa entre as profundidades e as épocas avaliadas para as doses de resíduo avaliadas. O resíduo propiciou aumento linear significativo nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm para todas as épocas avaliadas, com exceção da profundidade de 0-15 cm, que após 8 dias

da aplicação do resíduo, foi constatado aumento quadrático significativo. Após o cultivo do girassol (195 dias da aplicação do resíduo), em todos os tratamentos, ocorreu aumento significativo deste elemento atingindo um valor máximo de 370,9 mg kg<sup>-1</sup>, na camada superficial do solo, no tratamento com a dose mais elevada de LETRIP. No final do experimento (600 dias após aplicação do resíduo) os teores de Zn decresceram significativamente.

A maior retenção de Zn na camada superficial do solo se deve, provavelmente, a presença de matéria orgânica no solo e no LETRIP. A interação do Zn com a matéria orgânica do solo é amplamente divulgada (Alloway, 1995, Kabata-Pendias, 2001). Nesta interação, o Zn e os grupos funcionais dos compostos orgânicos formam complexos estáveis (innersphere), levando a redução da biodisponibilidade deste elemento. Os ácidos fúlvicos formam quelatos com os íons Zn<sup>+2</sup> (Kiekens, 1995). O Zn quando quelatado torna-se mais móvel no sistema. A presença, também, de resíduos inorgânicos no lodo, tais como: fosfatos, silicatos, óxidos, oxidróxidos e hidróxidos de Fe e Mn, contribuem para a retenção de metais pesados no solo, podendo reduzir o risco de contaminação deste material (Oliveira et al., 2003).



**Figura 25.** Teores de zinco, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.



**Figura 26.** Teores de zinco no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

**Tabela 19.** Equações de regressão\* dos teores de zinco, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háptico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>).

Profundidade (cm)	Época de Coleta (dias)	Equação	R <sup>2</sup>
0-15	8	Zn=0,319x+73,23	0,894
	195	Zn=-0,003x <sup>2</sup> +1,61x+149,25	0,989
	600	Zn=0,204x+61,03	0,907
15-30	8	Zn=0,287x+70,62	0,897
	195	Zn=0,087x+91,92	0,991
	600	Zn=0,126x+57,23	0,991
30-60	8	Zn=0,181x+62,78	0,864
	195	Zn=0,063x+72,51	0,999
	600	Zn=ns	
60-90	8	Zn=0,143x+55,45	0,962
	195	Zn=0,093x+55,93	0,857
	600	Zn=ns	

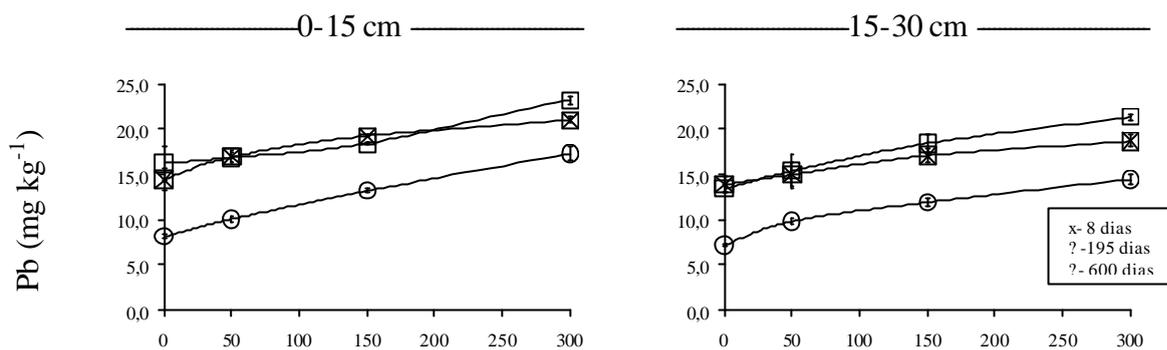
\*Os modelos de regressão ajustados foram significativos a 5%.

O aumento do Zn no solo após o cultivo do girassol, provavelmente, se deve também à redução de compostos de Fe e Mn presentes no sistema e, conseqüentemente, a liberação de Zn associado a tais compostos, tendo em vista que o solo foi coletado após um período de intensas chuvas, quando o Planossolo estudado permanece alagado, temporariamente.

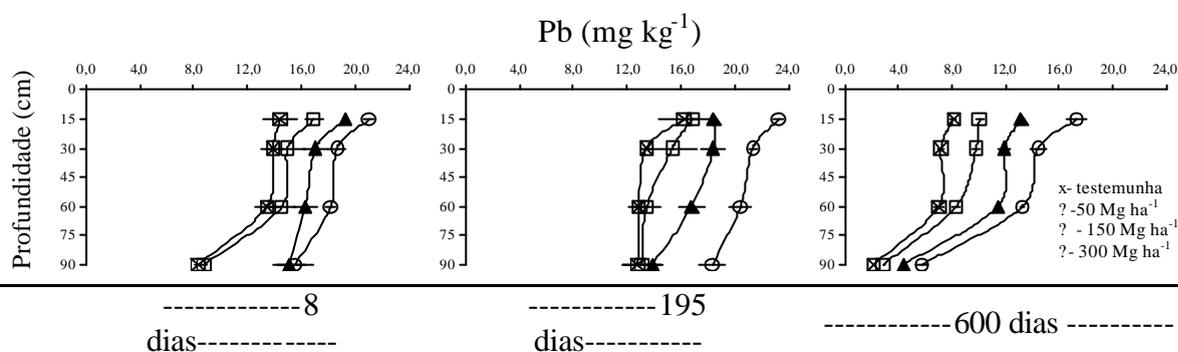
Os teores de Zn em profundidade (Figura 26) tiveram aumento linear significativo, após a aplicação do resíduo, em todas as profundidades. Os maiores valores foram aos 8 dias da aplicação, ocorrendo decréscimo no final do experimento. Aos 90 cm de profundidade, no tratamento com 300 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP, o valor de Zn foi de 97,2 mg kg<sup>-1</sup>, no início do experimento, para 52,9 mg kg<sup>-1</sup>, no final do experimento, denotando remoção deste elemento ao longo do perfil do solo.

A lixiviação deste elemento, em profundidade, deve estar associada à translocação de matéria orgânica no solo (Figura 5). Os 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, com a passagem de água no solo. Hodgson et al. (1966) verificaram em lixiviado do solo que 60 a 70% do Zn solúvel estavam associados a complexos orgânicos solúveis. Oliveira et al. (2003) observaram que com a adição de lodo de esgoto enriquecido com Cd, Zn e Pb, num Latossolo Vermelho-amarelo e Argissolo Vermelho-Amarelo, compostos orgânicos solúveis formaram complexos, principalmente com Zn e Cd, determinando teores consideráveis dos metais na fração solúvel em água.

Dentre os metais determinados, neste estudo, o Pb foi o único elemento que não apresentou aumento significativo pela adição do LETRIP, embora tenha havido acréscimo deste elemento no solo com o aumento da dose aplicada. Este elemento tendeu a acumular-se na camada superficial do solo devido à incorporação do resíduo e dos restos culturais (Figuras 27 e 28). A elevação do pH, também, promove a formação de precipitados na forma de hidróxidos de fosfato e carbonatos de Pb e complexos insolúveis com a matéria orgânica. O pH mais elevado, na camada superficial do solo (Figuras 2 e 3), pode ter contribuído para o maior teor deste elemento nesta camada. A baixa mobilidade de Pb no solo tem sido atribuída a forte afinidade deste elemento, principalmente, com argilas e oxi-hidróxidos de Fe, Al e Mn (Davies, 1995).

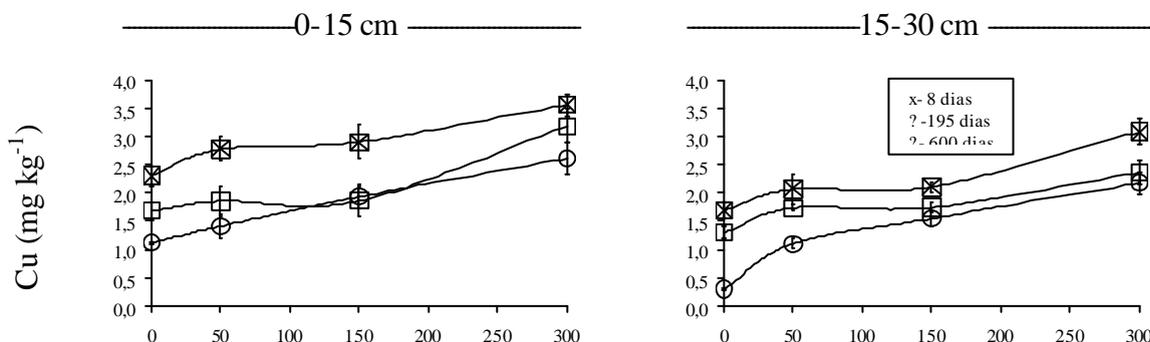


**Figura 27.** Teores de chumbo, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

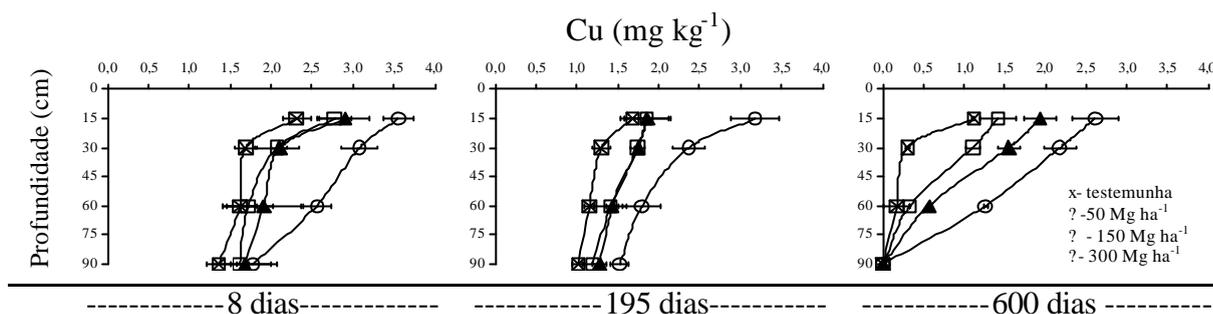


**Figura 28.** Teores de chumbo no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Os teores de Cu no solo (Figuras 29 e 30) aumentaram com a dose de lodo aplicada e se mantiveram mais elevados na camada superficial. Ocorreu somente interação significativa entre resíduo e profundidade, demonstrando que não houve diferença significativa entre as épocas avaliadas (Tabela 20).



**Figura 29.** Teores de cobre, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.



**Figura 30.** Teores de cobre no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

**Tabela 20.** Equações de regressão\* dos teores de cobre, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

Profundidade (cm)	Equação	$R^2$
0-15	$Cu=0,004x+1,70$	0,976
15-30	$Cu=0,004x+1,22$	0,942
30-60	$Cu=0,003x+0,969$	0,971
60-90	$Cu=ns$	

\*Todos os modelos de regressão ajustados foram significativos a 5%.

Dentre os micronutrientes, o Cu é o menos móvel no solo graças a sua forte adsorção nos colóides orgânicos e inorgânicos do solo. Na matéria orgânica, o Cu é retido principalmente pelos ácidos húmicos e fúlvicos, formando complexos estáveis (Abreu et al., 2007). Segundo Bayer e Mielniczuk (2008), a formação de complexos com compostos orgânicos reduz a possibilidade da precipitação como óxidos no solo. Dessa forma, quelatação de Zn e Cu, entre outros, por ácidos orgânicos de baixo peso molecular aumenta a sua disponibilidade, pois o quelato torna-se uma forma de depósito desses elementos.

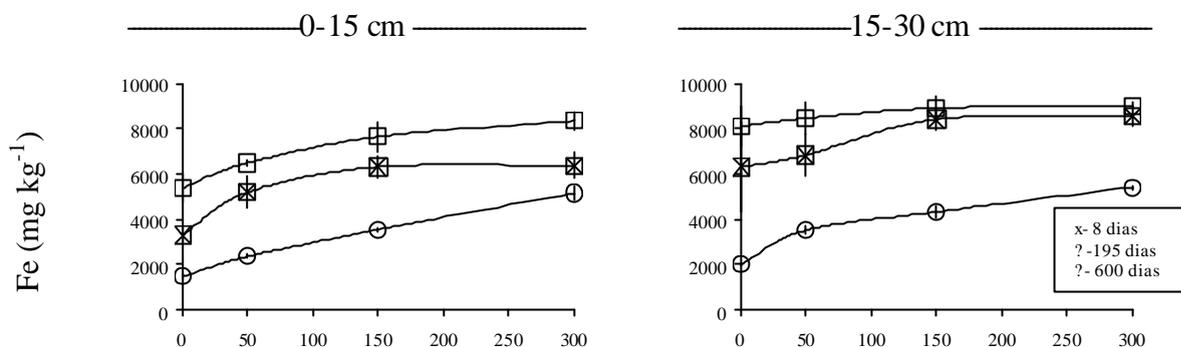
De acordo a Mello (1997) o Cu adicionado ao solo permanece no sistema, por longo período de tempo, uma vez que este elemento é fixado fortemente pela matéria orgânica, pelos óxidos de Fe, Al e Mn e pelos minerais de argila, sendo um dos menos móveis entre os metais pesados. Desta forma, o elemento tende a se acumular na serrapilheira acima da superfície do solo ou nas camadas superficiais do mesmo. A disponibilidade deste elemento, também, diminui fortemente com o aumento de pH.

Observou-se, em profundidade, aumento linear significativo somente até 60 cm, evidenciando que à medida que aumenta a dose do resíduo, há um aumento nos teores pseudototais de Cu.

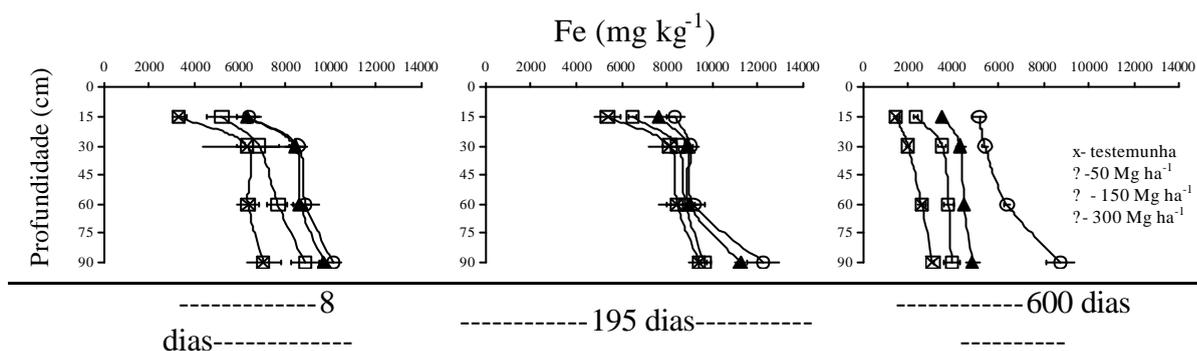
Quando se comparam os teores de Cu da primeira coleta (aos 8 dias) com as demais coletas (aos 120 e 600 dias) verifica-se que, em todos os tratamentos estudados, ocorreram decréscimos deste elemento, em todas as camadas, em profundidade. Esses dados demonstram mobilidade deste elemento ao longo do perfil do solo (Figura 30). A mobilidade de Cu pode ser devido à mineralização da matéria orgânica, aumentando a disponibilidade deste elemento no solo. A lixiviação de Cu também foi encontrada pelos autores Velasco-Molina et al. (2006) ao avaliar teores de nitrogênio e metais pesados no solo decorrentes da aplicação de biossólido em plantio florestal.

Os teores de Fe (Figuras 31 e 32), também, aumentaram com a aplicação do LETRIP e apresentaram somente interação entre resíduo e época avaliada. Ocorreu um aumento

quadrático na primeira coleta e, nas outras duas, o aumento foi linear (Tabela 21). Os teores de Fe estiveram mais elevados após o cultivo do girassol, diminuindo significativamente após o cultivo da soja.



**Figura 31.** Teores de ferro, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.



**Figura 32.** Teores de ferro no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

**Tabela 21.** Equações de regressão\* dos teores de ferro, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época coletada no Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

Época de Coleta (dias)	Equação	$R^2$
8	$Fe = -0,054x^2 + 24,86x + 5849,85$	0,988
195	$Fe = 6,099x + 8002,59$	0,941
600	$Fe = 13,15x + 2456,31$	0,986

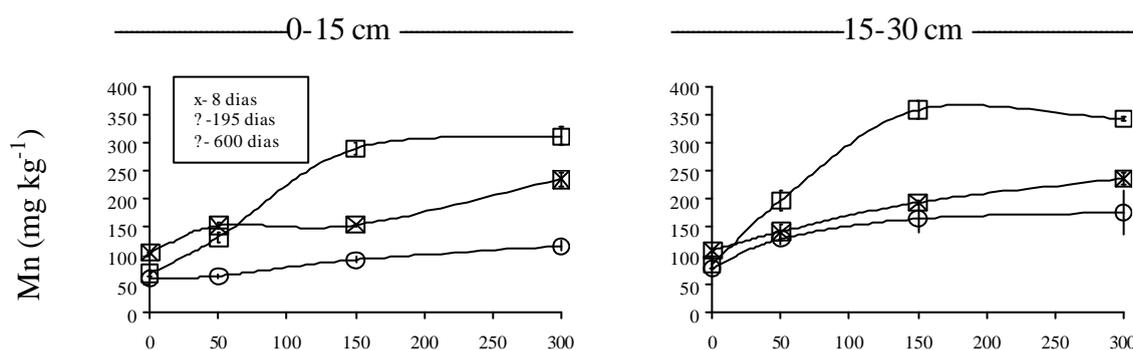
\*Os modelos de regressão ajustados foram significativos a 5%.

O aumento observado, após a segunda coleta, está associado à solubilidade de Fe no sistema pesquisado, onde vários processos ocorrem simultaneamente, como a adição de resíduos contendo vários compostos, entre eles, os de Fe e matéria orgânica e alteração de pH. Aliado a isto, o Planossolo em estudo, se caracteriza por uma drenagem deficiente, possuindo um horizonte Bt, argiloso, de densidade do solo elevada e semipermeável. A posição deste solo, na parte mais baixa da paisagem, favorece o acúmulo de água durante parte do ano,

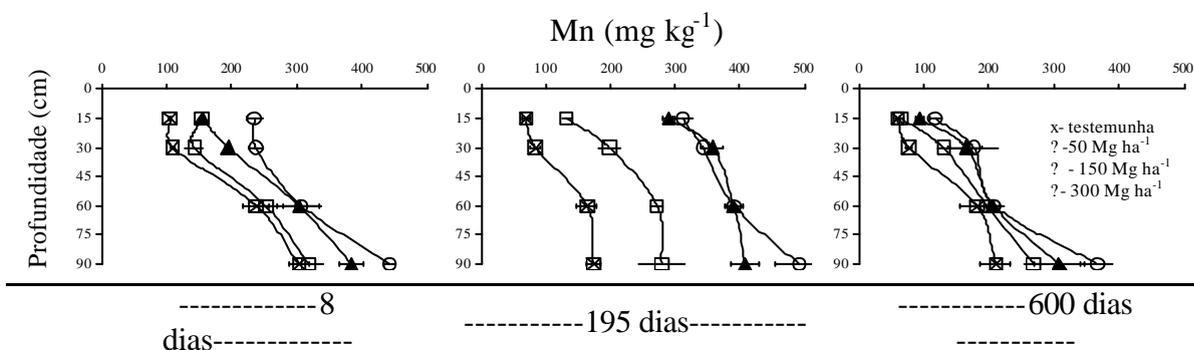
intercalando, condições redutoras com ambientes de oxidação. Considerando a complexidade do meio, não se pode discutir, separadamente, os processos que estão influenciando mais diretamente a solubilidade do ferro. Como mencionado, anteriormente, a segunda amostragem do solo foi feita logo após um período de chuva, encontrando o solo saturado de água.

Em profundidade não houve aumento significativo de ferro. Dias (2005), no entanto, observou que a aplicação de LETRIP (50 e 100 Mg ha<sup>-1</sup>) neste Planossolo elevou significativamente os teores deste elemento em profundidade. O Fe forma complexos e quelatos com a matéria orgânica, os quais são responsáveis pela migração deste elemento em profundidade (Figura 32).

Analisando os teores de manganês no solo (Figuras 33 e 34) observa-se que aumentaram pela adição do LETRIP. Na primeira coleta (8 dias) e na última coleta (600 dias da aplicação) os aumentos foram linear significativos. Na segunda coleta (195 dias) o aumento foi quadrático significativo. Ocorreu interação entre o resíduo e as profundidades avaliadas (Tabelas 22 e 23), com aumento quadrático significativo em todas as profundidades. Na segunda coleta os teores de Mn aumentaram significativamente quando comparados à primeira coleta e diminuíram no final do experimento. Comparando o tratamento testemunha com o tratamento com 300 Mg ha<sup>-1</sup>, aos 90 cm de profundidade (Figura 34), verifica-se que o teor de Mn variou de 173,75 mg kg<sup>-1</sup> para 491,13 mg kg<sup>-1</sup>, afirmando que houve lixiviação deste elemento.



**Figura 33.** Teores de manganês, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.



**Figura 34.** Teores de manganês no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

**Tabela 22.** Equações de regressão\* dos teores de manganês, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época coletada no Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

Época de Coleta (dias)	Equação	$R^2$
8	$Mn=0,38x+194,46$	0,986
195	$Mn=-0,005x^2+2,31x+120,42$	0,999
600	$Mn=0,265x+143,53$	0,919

\*Os modelos de regressão ajustados foram significativos a 5%.

**Tabela 23.** Equações de regressão\* dos teores de manganês, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

Profundidade (cm)	Equação	$R^2$
0-15	$Mn=-0,001x^2+0,872x+77,12$	0,999
15-30	$Mn=-0,003x^2+1,45x+90,41$	0,999
30-60	$Mn=-0,002x^2+1,05x+194,08$	1,000
60-90	$Mn=-0,002x^2+1,16x+231,18$	0,999

\*Todos os modelos de regressão ajustados foram significativos a 5%.

Analisando o comportamento do Mn no solo verifica-se grande semelhança com o de ferro. A magnitude de mecanismo, no entanto, é menos notável devido aos menores teores de Mn adicionados ao solo pelo resíduo.

No solo, os compostos de Mn, similares aos compostos de ferro, são muito susceptíveis às mudanças do estado de redução, estando associados à oxi-hidróxidos insolúveis e/ou quelatado pela matéria orgânica.

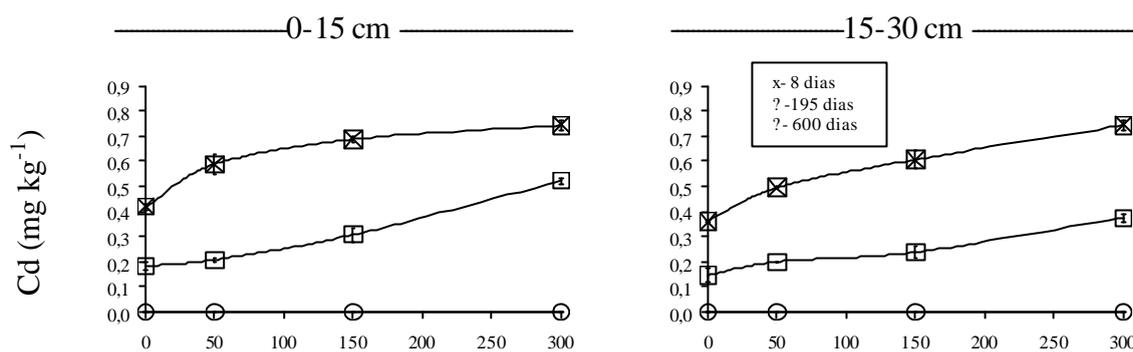
Quando em ambiente redutor os óxidos e hidróxidos de Mn são reduzidos a óxidos mangânicos ( $Mn^{4+}$ ) e óxidos manganosos ( $Mn^{2+}$ ) aumentam, desta forma, a solubilidade deste elemento.

Como discutido anteriormente, tendo em vista 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, ligado a compostos orgânicos em solução. Considerando a textura do solo (Tabela 4) este elemento pode permanecer adsorvido, em profundidade, pelas cargas negativas presentes na superfície dos colóides.

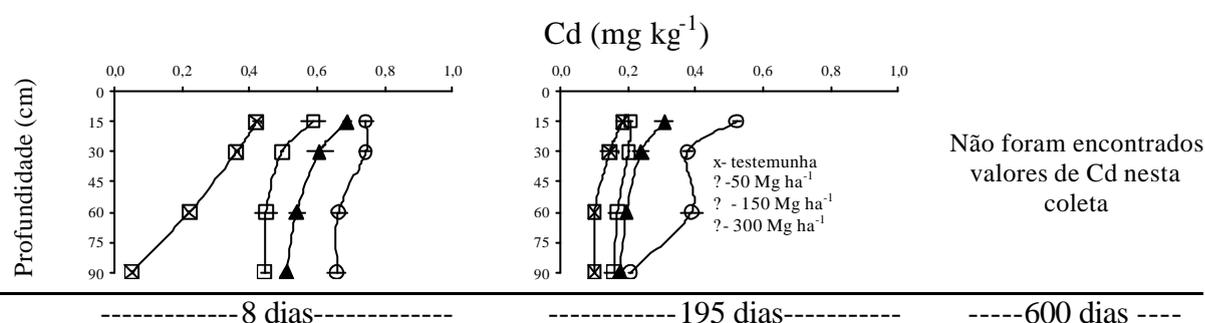
A aplicação do LETRIP causou aumento nos teores de Cd no solo (Figuras 35 e 36), com interação significativa entre resíduo, coleta e profundidade, demonstrando diferença significativa entre as profundidades e as épocas avaliadas (Tabela 24). Os teores de Cd foram significativamente menores após os cultivos, chegando a níveis não detectáveis, no final do experimento.

De acordo com Alloway (1995), o Cd tende a ser mais móvel no solo e, portanto, mais disponível para as plantas do que outros metais. Os processos de fixação, preferencialmente, aos de precipitação, parecem controlar a distribuição de Cd entre as formas solúveis e as retidas pelos constituintes do solo. O pH do solo afeta diretamente a dinâmica do Cd, sendo considerado que a pH maior que 6,0 é improvável a mobilidade deste elemento.

Semelhante ao ocorrido com os outros elementos, com a adição do LETRIP ocorreu formação de compostos orgânicos solúveis que, complexando o Cd, aumentou os teores deste elemento na fração solúvel em água e, conseqüentemente, a biodisponibilidade deste elemento.



**Figura 35.** Teores de cádmio, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm do Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.



**Figura 36.** Teores de cádmio no Planossolo, após aplicação do resíduo (8 dias) e após os cultivos do girassol variedade Embrapa 122-V2000 (195 dias) e da soja variedade Conquista (600 dias). Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

A concentração média de cádmio nos solos está na faixa de 0,06-1,1 mg kg<sup>-1</sup>, com uma média mundial calculada ao redor de 0,53 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata-Pendias e Pendias, 1992). O teor de cádmio, no Planossolo em estudo, atingiu valores a partir de 0,59 mg kg<sup>-1</sup>, com a aplicação do resíduo, na camada superficial do solo. No tratamento com a dose mais elevada o teor de Cd foi de 0,79 mg kg<sup>-1</sup>, mostrando que a aplicação do LETRIP promoveu concentrações, relativamente elevadas, deste elemento no solo.

Segundo Stevenson (1986) o Cd tem tendência para se acumular em plantas e animais, sendo mais móvel no solo e mais facilmente absorvido pelas plantas do que outros metais pesados, particularmente Pb e Cu, tendo maior potencial para movimentar-se do solo para a planta e desta para os animais.

Discutindo as alterações nos teores de Cd, em profundidade, encontra-se que aos 8 dias após a aplicação do resíduo houve aumento quadrático significativo nos teores de Cd no solo, em todas as profundidades (Tabela 24). Após o cultivo do girassol, o aumento foi quadrático significativo somente na primeira profundidade, sendo que nas outras profundidades houve aumento linear significativo.

O teor de Cd foi mais elevado, em profundidade, aos 8 dias da aplicação do resíduo, decrescendo aos 195 dias, sendo que aos 600 dias não foi detectado este elemento no solo (Figura 36). Semelhante ao observado para os outros metais, o cádmio, também, foi removido do sistema em estudo.

**Tabela 24.** Equações de regressão\* dos teores cádmio, em função das doses de resíduo LETRIP, para cada época de coleta e profundidade do Planossolo Háplico Eutrófico, com o respectivo coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>).

Profundidade (cm)	Época de Coleta (dias)	Equação	R <sup>2</sup>
0-15	8	$Cd = -0,000005x^2 + 0,003x + 0,439$	0,969
	195	$Cd = 0,000002x^2 + 0,0005x + 180$	0,999
	600	Cd=ns	
15-30	8	$Cd = -0,000003x^2 + 0,002x + 0,376$	0,988
	195	$Cd = 0,0007x + 0,148$	0,975
	600	Cd=ns	
30-60	8	$Cd = -0,000005x^2 + 0,003x + 0,254$	0,941
	195	$Cd = 0,0009x + 0,099$	0,947
	600	Cd=ns	
60-90	8	$Cd = -0,000009x^2 + 0,004x + 0,120$	0,869
	195	$Cd = 0,0003x + 121$	0,826
	600	Cd=ns	

\*Os modelos de regressão ajustados foram significativos a 5%.

Apesar do aumento significativo nos teores dos elementos Zn, Cd, Mn, Fe e Cu, no solo, pela aplicação do resíduo, todos os metais pesados estudados estiveram dentro da faixa de concentração normal no solo (Alloway, 1995). Estes dados refletem os baixos teores de metais pesados no LETRIP (Tabela 7). Devendo-se considerar também as altas doses aplicadas deste resíduo.

A diferença na mobilidade dos metais pesados no solo tem sido mencionada por diversos autores (Kabata-Pendias e Pendias, 2001; Alloway, 1995). Sendo o Cd considerado de alta mobilidade, o Zn e o Mn de mobilidade intermediária, enquanto o Cu e Pb de baixa mobilidade. Apesar desta diferença, observou-se nesse estudo lixiviação da maioria dos elementos.

O Planossolo em estudo por apresentar condição de má drenagem e, periodicamente, estado de redução, favoreceu a solubilização de alguns metais. Por outro lado a textura, com predomínio de areia até a profundidade de 90 cm, proporcionou condições favoráveis para lixiviação. Os metais pesados migraram, provavelmente, ligados às superfícies adsorventes dos compostos orgânicos e argilas, podendo acumular em camadas mais profundas do solo, com maior teor de argila.

Os resultados obtidos alertam para riscos de contaminação do lençol freático e para a necessidade de monitoramento constante da área, em caso de aplicação de resíduos.

## 4.5 Metais Pesados na Planta

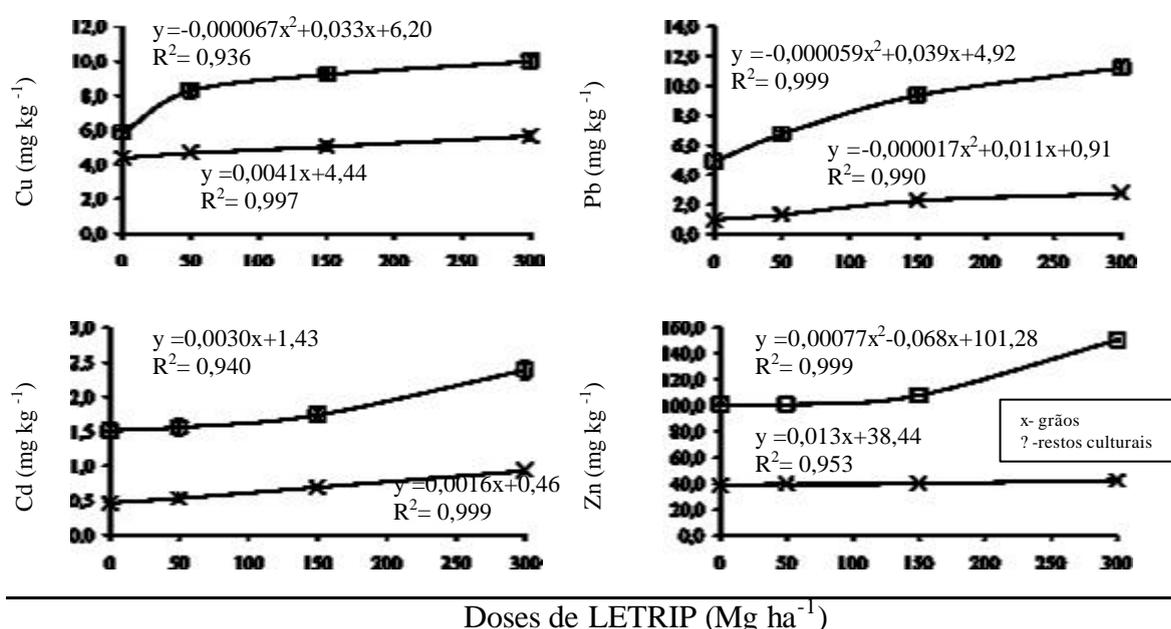
### 4.5.1 Concentração de metais pesados no girassol

Avaliando o efeito das diferentes doses de LETRIP nas concentrações de metais pesados no girassol (Figura 37), observa-se, nos restos culturais, que a aplicação do resíduo propiciou um aumento quadrático significativo para as concentrações de Cu, Pb e Zn e linear significativo para Cd. Nos grãos, o aumento foi linear significativo para os metais Cu, Cd e Zn e quadrático significativo para Pb. Contudo, apesar do resíduo ter propiciado esse aumento nas concentrações dos metais pesados, de um modo geral, a taxa de resposta em função da dose de LETRIP foi baixa, sendo encontrada a maior taxa para Zn nos grãos, onde pode-se

observar que para cada Mg de LETRIP aplicada resultou num incremento de 0,013 mg de Zn kg<sup>-1</sup> de matéria seca dos grãos.

As maiores concentrações foram encontradas nos tratamentos que receberam a maior dose (300 Mg ha<sup>-1</sup>), onde foram encontradas as concentrações, nos restos culturais, (em mg kg<sup>-1</sup>): 9,99 de Cu, 11,24 de Pb, 2,39 de Cd, e 150,27 de Zn. Deve-se destacar que os teores de metais pesados considerados fitotóxicos são em mg kg<sup>-1</sup>: de 60 a 125 para Cu, 100 a 400 para Pb, 3 a 8 para Cd e 70 a 400 para Zn (Kabata-Pendias e Pendias, 1985). Desta forma, os teores de metais pesados encontrados nos restos culturais e nos grãos de girassol indicaram, a partir dos dados máximos citados anteriormente, que os teores fitotóxicos não foram alcançados com as doses aplicadas do resíduo.

Deve-se destacar, no entanto, que os teores de Cd estão relativamente altos. Teores mais elevados também foram verificados no solo (Figura 35 e 36), com aplicação do resíduo, durante o desenvolvimento desta cultura.



**Figura 37.** Concentrações de cobre, chumbo, cádmio e zinco em (g ha<sup>-1</sup>), dos restos culturais e dos grãos do girassol cultivado num Planossolo (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Andreoli (2001) encontrou 0,48; 7,5; 2,80 e 113 mg kg<sup>-1</sup> de Cd, Cu, Pb e Zn no girassol cultivado em solo tratado com lodo de esgoto. Comparando os resultados obtidos por este autor com os apresentados na Figura 37, observa-se que a cultura do girassol absorveu concentrações mais elevadas destes metais, no presente estudo.

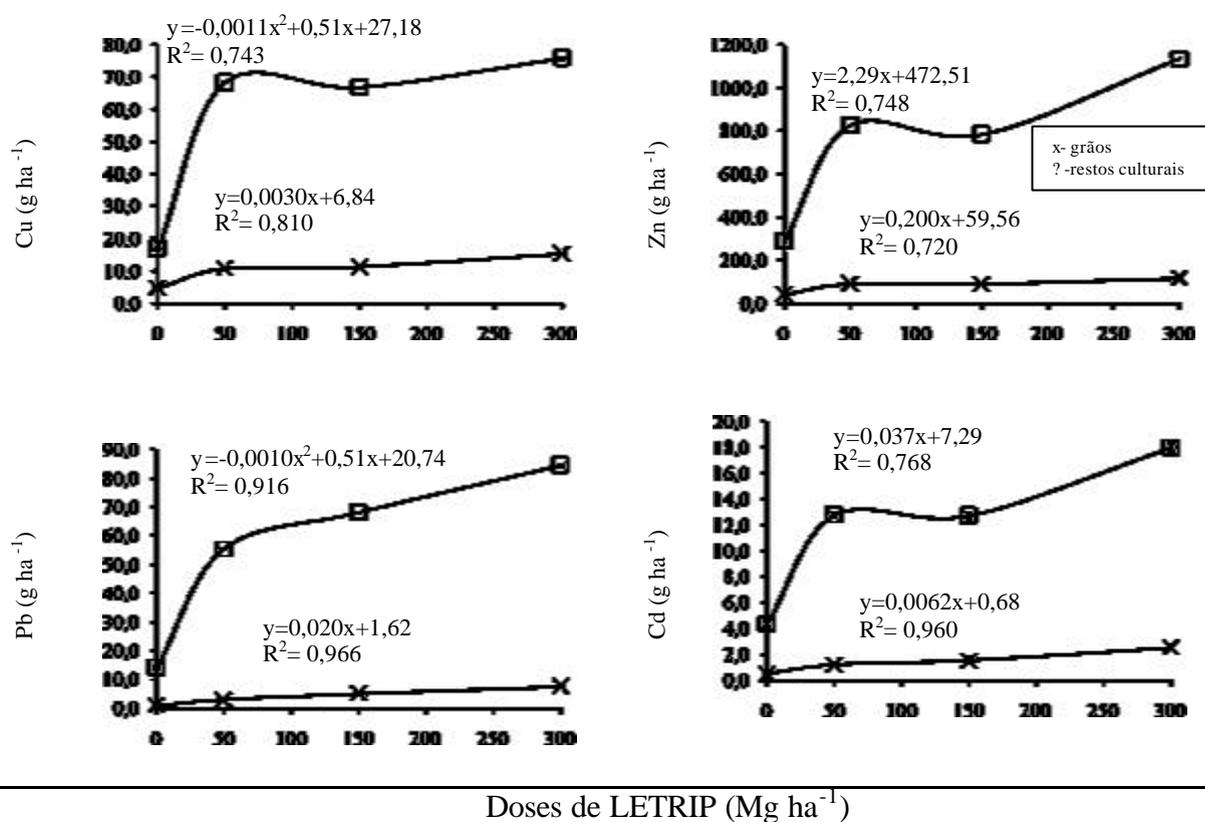
Neste estudo foram observados menores teores de metais nos grãos quando comparados aos restos culturais. A absorção de metais pesados por plantas cultivadas em solos tratados com biossólido dependerá da concentração do metal, do genótipo da planta, da taxa de aplicação, do período de interação entre os metais do biossólido e o solo, que é mediado pelas propriedades físico-químicas do solo, especialmente o pH (Amaral Sobrinho e Velloso, 1993).

O aumento de metais pesados em plantas, em decorrência da aplicação de resíduos, foi observado por Tamanini et al. (2005) ao avaliar o teor de metais pesados no solo e a absorção pelo milho, em área degradada tratada com altas doses de biossólido. Rangel et al. (2006) observaram incrementos nos teores de Mn e Zn em folhas e grãos de milho com a seqüência de aplicações anuais sucessivas dos lodos de esgoto, sendo que os teores destes elementos e

também do Ni e do Pb permaneceram abaixo dos limites considerados tóxicos para as folhas. Maiores teores de metais pesados nas folhas que em grãos foram observados em vários estudos (Soon et al., 1980; Silva et al., 2006 e Rangel et al., 2006). Gonçalves et al. (2006) observaram que não ocorreu aumento nos teores de metais pesados na parte aérea de plantas ao avaliar a disponibilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo de xisto para o feijoeiro.

#### 4.5.2 Acúmulo de metais pesados no girassol

Avaliando o efeito das diferentes doses de LETRIP no acúmulo de metais pesados no girassol (Figura 38), observa-se que a aplicação do resíduo propiciou um aumento quadrático significativo para as concentrações dos metais pesados Cu e Pb e linear significativo para Cd e Zn nos restos culturais. Nos grãos houve aumento linear significativo para todos os metais avaliados.



**Figura 38.** Acúmulo de cobre, chumbo, cádmio e zinco em (g ha<sup>-1</sup>), dos restos culturais e dos grãos do girassol cultivado num Planossolo (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

O acúmulo de metais pesados nas plantas pode ocorrer sem que haja manifestação de sintomas de toxicidade e prejuízo para a produção das culturas (Jeevan Rao e Shantaran, 1996).

A aplicação do resíduo resultou em aumento no acúmulo de metais pesados no girassol, porém com baixa taxa de resposta, com exceção do Zn, o qual apresentou a maior taxa, sendo 0,2 g Zn por Kg de matéria seca dos grãos e 2,29 g Zn por Kg de matéria seca dos restos culturais.

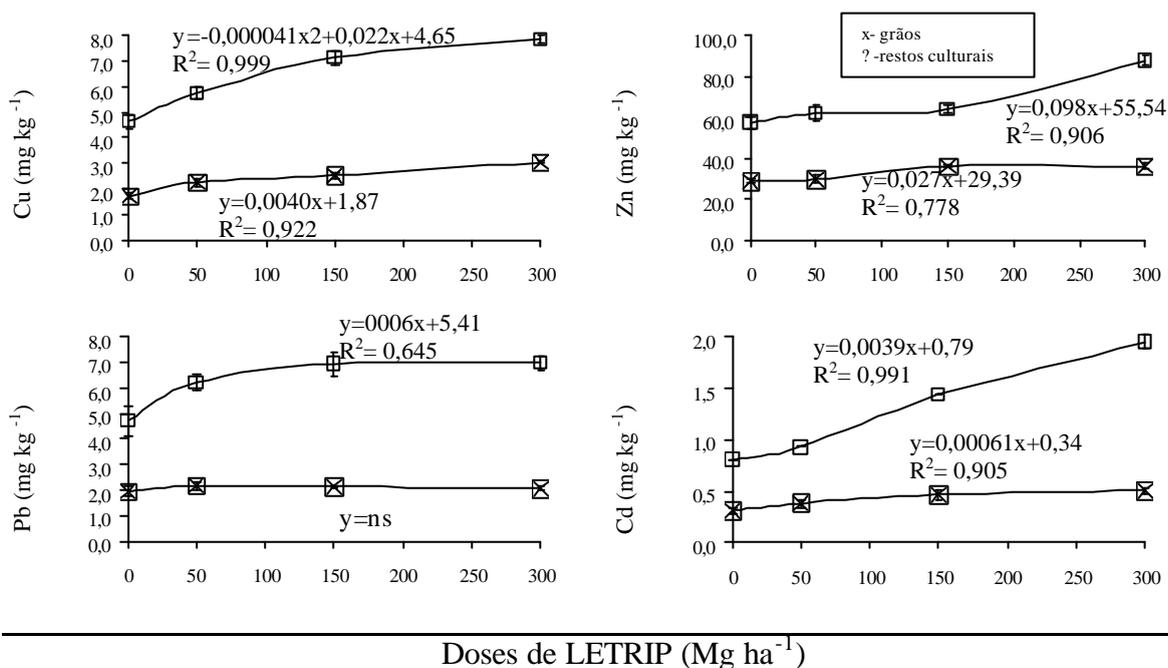
O incremento do acúmulo de Zn no girassol, com o aumento das doses de LETRIP, está associado ao aumento da forma disponível desse elemento no solo. Berton et al. (1989) e

Nascimento et al. (2004) observaram aumento na absorção de Zn pelas plantas de milho em função das doses de lodo de esgoto aplicadas no solo.

Segundo Tan (2000) o girassol (*Helianthus annuus* L.) é uma das plantas capazes em absorver seletivamente metais pesados, sendo, entre outras culturas, eficiente em acumular metais pesados (Accioli e Siqueira, 2000).

#### 4.5.3 Concentração de metais pesados na soja

Avaliando o efeito das diferentes doses de LETRIP nas concentrações de metais pesados na soja (Figura 39), observa-se que o resíduo propiciou aumento linear nos teores de Zn e Cd nos restos culturais e grãos da soja, enquanto para o Cu propiciou aumento quadrático nos restos culturais e linear nos grãos. Houve aumento linear nos teores de Pb somente para os restos culturais, o aumento de Pb nos grãos não foi significativo. Apesar de significativo, o aumento nas concentrações desses metais pesados, nos grãos da soja, apresentou baixa taxa de resposta. De acordo com a Figura 39, o metal que apresentou maior taxa de resposta foi o Zn, onde para cada Mg de LETRIP aplicada resultou em incremento de 0,027 mg Zn kg<sup>-1</sup> de matéria seca dos grãos e 0,098 mg Zn kg<sup>-1</sup> de matéria seca dos restos culturais.



**Figura 39.** Concentrações de cobre, chumbo, cádmio e zinco em (g ha<sup>-1</sup>), dos restos culturais e dos grãos da soja cultivada num Planossolo (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

Comparando os teores de Cu e Zn neste estudo com os publicados por Embrapa (2005), verifica-se que os teores de Cu nos grãos e restos culturais, neste estudo, estão baixos. Os teores de Zn nos grãos foram semelhantes. Nos restos culturais, no entanto, os teores de Zn estão muito acima. Segundo Embrapa (2005), a cultura de soja absorve e exporta 10 e 16 mg kg<sup>-1</sup> de Cu, nos grãos e restos culturais, respectivamente. Os teores de Zn foram de 40 e 21 mg kg<sup>-1</sup>, nos restos culturais e nos grãos, respectivamente.

As maiores concentrações foram encontradas, nos grãos, nos tratamentos que receberam a maior dose (300 Mg ha<sup>-1</sup>), em mg kg<sup>-1</sup>: 3,04 de Cu, 2,07 de Pb, 0,51 de Cd, 36,30

de Zn. Os quais, ao serem comparados com os teores considerados fitotóxicos por Kabata-Pendias e Pendias (1985) não alcançaram os valores máximos de toxidez.

Os teores de Cd encontrados nos restos culturais da soja, ao aplicar as maiores doses de resíduo, foram superiores a concentração normal de Cd em plantas, o qual segundo Ross (1994) é de  $0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Ao analisar os teores de metais pesados no solo e na planta observou-se a diminuição dos teores destes elementos no solo após cada cultivo, devido à absorção destes elementos pela planta e também pelas perdas por lixiviação, como discutido no item “metais pesados no solo”.

Trannin et al. (2005) avaliando um biossólido industrial para a cultura do milho observou aumentos lineares nos teores foliares de Cu, Zn e Fe com a aplicação do resíduo. Ferreira et al. (2003), avaliando as alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e soja pela utilização de resíduos de curtume e carbonífero, observaram que os teores de Cr, Ni, Cd e Zn, determinados na parte aérea e nos grãos das culturas, não foram influenciados pela adição dos resíduos, em relação à testemunha. Porém, Melo e Ligo (2008), ao estudar o efeito de lodo de esgoto nos teores de metais pesados na bananeira, observaram que os tratamentos que receberam lodo de esgoto apresentaram teores similares aos encontrados no tratamento com adubação convencional. Vieira et al. (2004) observaram que os grãos de soja não demonstraram diferença significativa quanto aos teores de metais pesados, quando comparado com os tratamentos que receberam lodo de esgoto com a testemunha e o tratamento que recebeu adubação química.

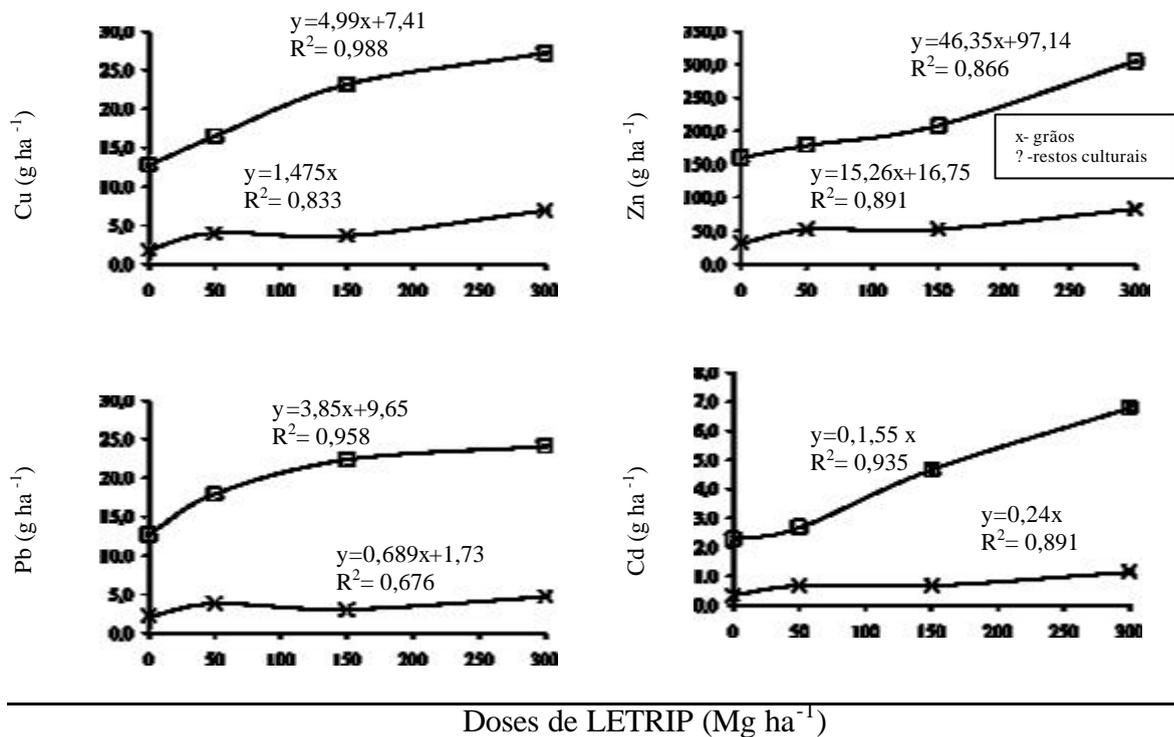
#### **4.5.4 Acúmulo de metais pesados na soja**

Avaliando o efeito das diferentes doses de LETRIP no acúmulo de metais pesados na soja (Figura 40), observa-se que a aplicação do resíduo propiciou aumento quadrático significativo para as concentrações de Cu, Pb e Cd e linear significativo para Zn, nos restos culturais. Nos grãos houve aumento linear significativo para os metais Cu, Pb, Cd e Zn.

Na soja, de forma semelhante ao girassol, o Zn foi o metal pesado que apresentou a maior taxa de acúmulo. De acordo com o modelo ajustado, para cada Mg de LETRIP aplicada houve um incremento de  $46,35 \text{ g ha}^{-1}$ . Entretanto, apesar do aumento no acúmulo de metais pesados na soja, a quantidade acumulada é considerada baixa.

Há uma grande variação quanto à sensibilidade de espécies vegetais aos metais pesados. Em revisão realizada por Adriano (2001), 48 culturas foram classificadas de muito sensíveis a muito tolerantes a diversos metais pesados. A sensibilidade à presença de metais pesados no solo diminui, na seguinte ordem, para essas culturas: amendoim (*Arachis hypogaea* L.), soja (*Glycine max* (L.) Merrill) e milho (*Zea mays* L.). Dentro da espécie vegetal, a tolerância ou sensibilidade também pode variar.

De acordo com o Decreto No 55.871, de 26 de março de 1965 (Anvisa, 1965), ainda em vigor, os limites máximos de tolerância (LMT) em alimentos (matéria seca) para os elementos Cd, Cu, Pb e Zn são, respectivamente, 1, 30, 0,2 e 50 e  $\text{mg kg}^{-1}$ . Segundo a Associação Brasileira das Indústrias de Alimentação (ABIA, 1985), os LMT de Cu, Pb e Zn permitidos em grãos são de 30, 8 e  $50 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente. Com bases nessas informações, observou-se que, nas duas culturas estudadas, que os teores de Cu, Zn e Cd nos grãos, em todos os tratamentos, encontraram-se abaixo do LMT estabelecidos por ambas instituições, porém os teores de Pb encontram-se abaixo do LMT somente segundo a ABIA (1985).



**Figura 40.** Acúmulo de cobre, chumbo, cádmio e zinco em ( $\text{g ha}^{-1}$ ), dos restos culturais e dos grãos da soja cultivada num Planossolo (SXE) tratado com LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão da média.

## 4.6 Fauna do Solo

### 4.6.1 Fauna epígea

#### a) Composição e distribuição da comunidade de fauna do solo

Analisando a Tabela 25, observa-se que os indivíduos coletados nas armadilhas aos 18 meses após aplicação do resíduo, foram classificados em 22 grupos taxonômicos, sendo que foi feita a distinção entre adultos e imaturos.

A aplicação do resíduo não resultou em um incremento significativo no número total de indivíduos da fauna epígea (Tabela 25). O grupo Entomobryomorpha apresentou as maiores densidades, não diferindo entre os tratamentos. Ao se analisar os diferentes grupos, observa-se que nos tratamentos com as maiores doses de resíduo, os grupos Symphypleona e Poduromorpha apresentaram um aumento na densidade de cerca de 100 e 30%, respectivamente, em relação a testemunha. O aumento na densidade desses organismos, provavelmente, deve-se ao aumento de matéria orgânica adicionada ao solo através da aplicação do resíduo.

O grupo Acari apresentou uma menor densidade de indivíduos. Os ácaros possuem ciclos de vida curtos e respondem rapidamente a fontes orgânicas, reproduzindo-se em abundância, porém há um efeito pontual desta reprodução, que é chamado de agregação de produção, o que acarreta uma alta variabilidade espacial (Rodrigues et al., 2007; Swift et al., 1979).

**Tabela 25.** Densidade da fauna epígea (número de indivíduos por armadilha por dia), 18 meses após a aplicação de diferentes doses de LETRIP.

LETRIP (Mg ha <sup>-1</sup> )	Testemunha		50		150		300	
Unidades taxonômicas	Nº ind.am.dia <sup>-1</sup>	Erro padrão						
Acari	14,91	1,74	13,23	1,52	12,09	1,31	11,96	2,80
Araneae	0,18	0,07	0,41	0,10	0,43	0,07	0,34	0,11
Auchenorrhyncha	0,36	0,13	0,27	0,16	0,14	0,08	0,11	0,07
Coleoptera	0,95	0,38	1,71	0,05	1,16	0,59	0,98	0,33
Diplopoda	0,30	0,12	0,47	0,14	0,16	0,03	0,43	0,20
Diptera	0,25	0,14	0,29	0,15	0,20	0,04	0,18	0,02
Entomobryomorpha	156,96	24,90	132,98	31,99	162,77	36,52	159,52	39,33
Poduromorpha	10,77	4,78	8,46	2,80	12,98	2,30	20,80	10,25
Symphyleona	10,77	2,72	25,77	12,89	23,00	4,02	17,71	8,28
Formicidae	0,43	0,11	0,93	0,22	0,71	0,38	1,02	0,05
Heteroptera	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,04	0,00	0,00
Homoptera	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hymenoptera	0,24	0,10	0,20	0,09	0,39	0,09	0,16	0,04
Isopoda	0,38	0,11	0,41	0,13	0,54	0,24	0,89	0,31
Isoptera	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Larva de Coleoptera	0,05	0,05	0,07	0,07	0,04	0,04	0,02	0,02
Larva de Diptera	0,25	0,16	0,27	0,16	0,25	0,17	0,41	0,27
Larva de Lepidoptera	0,16	0,16	0,20	0,17	0,00	0,00	0,14	0,07
Larva de Tricoptera	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Larva de Hymenoptera	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Lepidoptera	0,02	0,02	0,05	0,03	0,00	0,00	0,02	0,02
Orthoptera	0,13	0,06	0,24	0,09	0,25	0,03	0,09	0,03
Pscoptera	0,04	0,02	0,05	0,03	0,05	0,03	0,07	0,03
Sternorrhyncha	0,39	0,16	0,48	0,22	0,63	0,21	0,39	0,12
Thysanoptera	0,71	0,35	0,54	0,35	0,32	0,16	0,45	0,07
<b>Total</b>	<b>198,32</b>		<b>187,06</b>		<b>216,14</b>		<b>215,70</b>	

Na Tabela 26 observa-se que o saprófago foi o grupo funcional que mais se destacou em todos os tratamentos, em decorrência, principalmente, do Entomobryomorpha.

Na Análise de componentes Principais (ACP) observa-se que os grupos Symphyleona, Entomobryomorpha, Poduromorpha, Pscoptera e Isopoda estiveram associados às maiores doses de resíduo, sendo estes organismos classificados como saprófagos em função do seu hábito alimentar, pode-se inferir que o aumento das doses do resíduo propiciou aumento da matéria orgânica do solo e conseqüentemente da densidade desses organismos (Figura 41). O incremento de matéria orgânica no solo promove aumento de colêmbolos (Aquino et al., 2000 e Culik et al., 2001), sendo que o hábito alimentar dos colêmbolos se dá na superfície dos resíduos orgânicos (Huber, 2003).

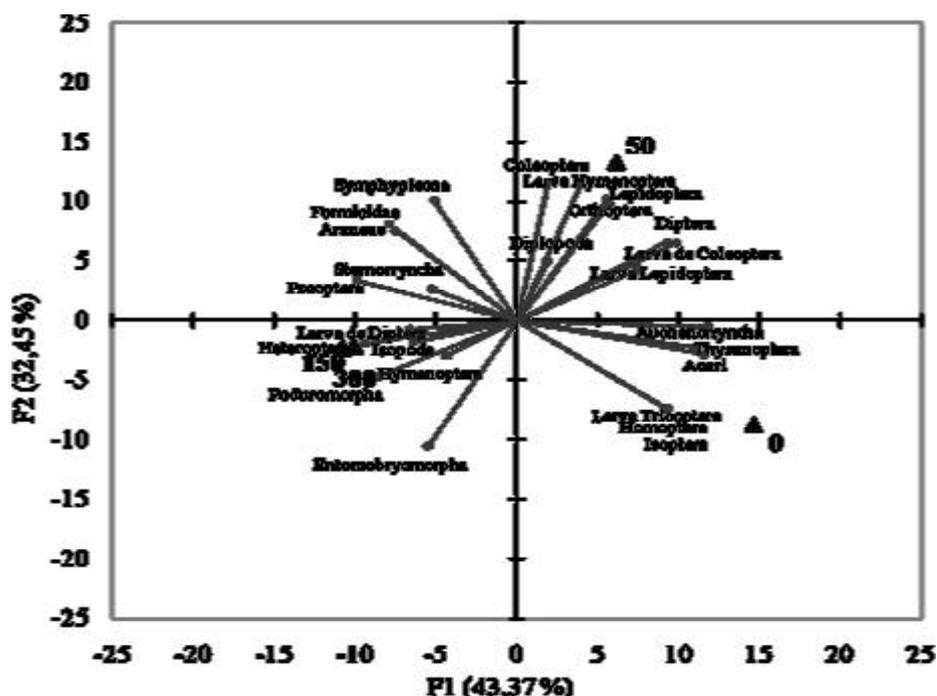
A presença dos metais pesados (Pb e Cd) no solo, não influenciou a densidade dos organismos. Apesar do aumento significativo dos teores desses metais no solo com a

aplicação do resíduo, os mesmos estiveram abaixo do limite de fitotoxicidade, como discutido no item “metais pesados na planta”.

Através da ACP, observou-se que os componentes 1 e 2 explicaram 75,83% das variações entre os tratamentos, sendo 43,37%, explicado pelo CP1 e 32,45% pelo CP2 (Figura 41).

**Tabela 26.** Número e porcentagem de indivíduos para os diferentes grupos funcionais, aos 18 meses após a aplicação do LETRIP.

Grupos funcionais	Testemunha		50		150		300	
	Nº ind.arm.dia <sup>-1</sup>	% do total						
Fitófago	0,75	0,38	0,75	0,40	0,77	0,36	0,50	0,23
Predador	0,18	0,09	0,41	0,22	0,43	0,20	0,34	0,16
Saprófago	194,84	98,26	181,86	97,28	211,91	98,10	211,84	98,21
Imaturos	0,48	0,24	0,55	0,30	0,29	0,13	0,57	0,26
Sociais	0,45	0,23	0,93	0,50	0,71	0,33	1,02	0,47
Outros	1,59	0,80	2,45	1,31	1,91	0,88	1,43	0,66



**Figura 41.** Representação gráfica da análise de componentes principais (ACP) entre os grupos taxonômicos da fauna edáfica para todos os tratamentos, encontrados após 18 meses da aplicação do resíduo no solo.

Na Tabela 27 observa-se que os indivíduos coletados, aos 21 meses após aplicação do resíduo (após colheita da soja), foram classificados em 20 grupos taxonômicos, sendo que, com a distinção feita entre adultos e imaturos chegou-se a 23 grupos (20 grupos de organismos adultos + 3 grupos de larvas). De um total de 23 grupos encontrados na área, observou-se que a maior parte dos grupos (20) ocorreu em ambas as coletas.

A aplicação do resíduo não resultou em aumento no número total de indivíduos da fauna epígea coletada aos 21 meses após a aplicação desse resíduo comparado com a testemunha (Tabela 27). Ao se analisar os diferentes grupos, observa-se que nos tratamentos com as maiores doses de resíduo, os grupos Symphypleona, Emtombryomorpha e Araneae apresentaram um aumento na densidade de cerca de 93, 44 e 122%, respectivamente, em relação a testemunha.

**Tabela 27.** Densidade da fauna epígea (número de indivíduos por armadilha por dia), 21 meses após a aplicação de diferentes doses de LETRIP.

LETRIP (Mg ha <sup>-1</sup> )	Testemunha		50		150		300	
Grupos	Nº ind arm dia <sup>-1</sup>	Erro padrão						
Acari	7,66	1,89	4,48	0,83	10,77	3,23	6,66	0,73
Araneae	1,39	0,21	1,14	0,21	1,54	0,15	3,09	1,88
Auchenorrhyncha	0,29	0,11	0,23	0,08	0,21	0,06	0,23	0,11
Blattodea	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Coleoptera	0,30	0,06	1,93	1,04	1,29	0,56	1,82	0,82
Diplopoda	0,09	0,03	0,16	0,10	0,30	0,19	0,20	0,20
Diptera	0,54	0,09	0,48	0,08	0,41	0,09	0,50	0,21
Entombryomorpha	8,77	1,22	11,46	2,70	13,80	1,43	12,64	3,47
Poduromorpha	0,13	0,10	0,14	0,07	0,36	0,22	0,05	0,03
Symphypleona	2,54	1,03	2,11	0,42	3,59	1,16	4,91	1,66
Formicidae	5,63	5,39	1,48	1,00	0,59	0,35	0,64	0,18
Gastropoda	0,02	0,02	0,04	0,02	0,18	0,11	0,02	0,02
Heteroptera	0,00	0,00	0,07	0,07	0,23	0,23	0,00	0,00
Hymenoptera	0,11	0,06	0,34	0,06	0,16	0,09	0,14	0,05
Isopoda	0,02	0,02	0,04	0,04	0,09	0,05	0,02	0,02
Larva de Coleoptera	0,13	0,03	0,14	0,09	0,20	0,05	0,09	0,03
Larva de Diptera	0,07	0,03	0,05	0,02	0,04	0,04	0,18	0,04
Larva de Lepidoptera	0,00	0,00	0,04	0,02	0,05	0,03	0,00	0,00
Oligochaeta	0,00	0,00	2,23	2,23	0,00	0,00	0,00	0,00
Orthoptera	0,41	0,16	0,46	0,07	0,21	0,09	0,48	0,30
Sternorrhyncha	1,84	1,53	4,25	4,11	3,16	2,18	2,23	1,90
Thysanoptera	0,14	0,03	0,05	0,02	0,29	0,17	0,23	0,06
Mantodea	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Total</b>	<b>30,05</b>		<b>31,38</b>		<b>37,46</b>		<b>34,14</b>	

Esses resultados estão de acordo com Melo (2006) que ao avaliar a influência de dois lodos de esgoto nas populações de microartrópodes de solo em cultura de milho, observaram que os colêmbolos não sofreram influência com a aplicação dos lodos de esgoto e que a população de Acari não apresentou efeito negativo em solo com aplicação do lodo de esgoto da ETE de Franca, porém no solo com aplicação de lodo de esgoto da ETE de Barueri os ácaros foram afetados negativamente.

Segundo Pimentel e Warneke (1989), o lodo de esgoto aumenta a população de colêmbolos. Porém nesse estudo não foi verificado aumento na densidade de colêmbolos representado pelos grupos: Entomobryomorpha, Poduromorpha e Symphypleona, com o aumento das doses de LETRIP.

Ocorreu menor densidade de indivíduos aos 21 meses após a aplicação do resíduo em relação à coleta anterior, provavelmente, devido às condições climáticas.

A Tabela 28 mostra o número de indivíduos por armadilha por dia e a porcentagem de indivíduos por grupo funcional, em função da sua ocorrência nos tratamentos. Observa-se as maiores porcentagens do grupo saprófago nas maiores doses do resíduo. Todos os grupos funcionais não diferiram entre os tratamentos.

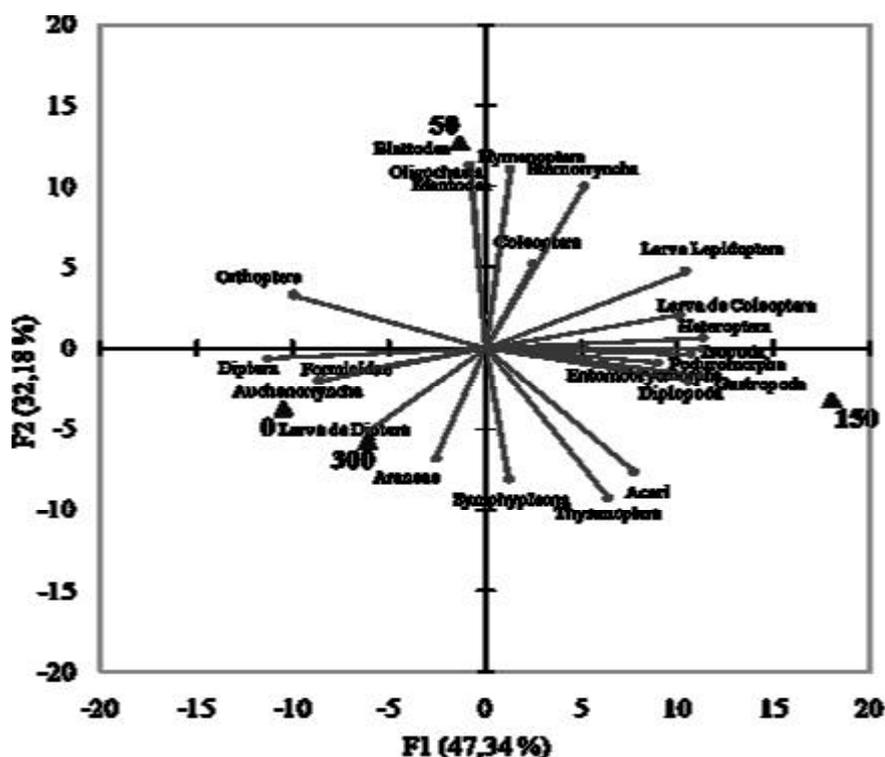
**Tabela 28.** Número e porcentagem de indivíduos para os diferentes grupos funcionais, 21 meses após a aplicação do LETRIP.

	Testemunha		50		150		300	
	Nº ind.arm.dia <sup>-1</sup>	%						
Fitófago	2,13	7,07	4,48	15,38	3,38	9,01	2,46	7,22
Predador	1,39	4,63	1,16	3,98	1,54	4,10	3,09	9,05
Saprófago	19,36	64,41	18,50	63,48	29,38	78,41	24,73	72,44
Imaturos	0,20	0,65	0,23	0,80	0,29	0,76	0,27	0,78
Sociais	5,63	18,72	1,48	5,09	0,59	1,57	0,64	1,88
Outros	1,36	4,52	3,29	11,27	2,30	6,15	2,95	8,63

Verificou-se através da Análise de Componentes Principais (ACP), que os componentes 1 e 2 explicaram 81,77% das variações entre os tratamentos. O CP1 explicou 52,44% e o CP2 29,33% (Figura 42).

Os grupos Isopoda, Gastropoda, Diplopoda, Thysanoptera, Entomobryomorpha e Symphypleona, entre outros, estiveram associados às maiores doses do resíduo, junto aos maiores teores de matéria orgânica, nutrientes e metais pesados do solo. Os teores dos metais pesados adicionados pelo LETRIP não influenciaram a densidade desses organismos no solo. Bruce et al. (1999) observaram que lodo de esgoto contaminado com Cu e Zn não influenciou a abundância de Collembola.

Posthuma e Van Straalen (1993) e Bruce et al. (1999) relataram que há espécies de ácaros e colêmbolos que se adaptam a solos contaminados com metais pesados.



**Figura 42.** Representação gráfica da análise de componentes principais (ACP) entre os grupos taxonômicos da fauna edáfica para todos os tratamentos, encontrados após 21 meses da aplicação do resíduo no solo.

### b) Índices de diversidade da comunidade de fauna do solo

O índice de diversidade propicia verificar a diversidade qualitativa e quantitativa de uma comunidade, sendo que um alto valor para o índice de diversidade é um indicativo, na maioria dos casos, de uma comunidade bem estruturada, onde ocorrem muitas espécies e geralmente poucos exemplares por espécie, sendo que o contrário pode ser verdadeiro e, neste caso, a cadeia alimentar é bastante frágil (Costa et al., 1993).

A Tabela 29 apresenta os índices de diversidade e de equitabilidade, assim como a riqueza de espécies dos diferentes tratamentos nas duas épocas de coleta analisadas.

Embora a testemunha tenha apresentado um maior número de grupos, os seus índices de diversidade e equitabilidade foram menores em decorrência de uma maior predominância do grupo Acari e Entomobryomorpha.

O tratamento que recebeu a dose de 50 Mg ha<sup>-1</sup> foi o que apresentou os maiores índices de diversidade. O tratamento que recebeu a dose de 150 Mg ha<sup>-1</sup>, apesar de apresentar a segunda maior riqueza de espécies, foi o que possuiu os menores índices de equitabilidade e diversidade pelo fato de ser o único tratamento em que ocorreu o grupo Oligochaeta.

Analisando as épocas de coleta, observa-se um considerável aumento nos índices de diversidade e equitabilidade da primeira para a segunda época de coleta em todos os tratamentos estudados e um aumento na riqueza de grupos apenas nos tratamentos 2 e 3 (50 e 150 Mg ha<sup>-1</sup>). Os organismos da fauna edáfica apresentam comportamento sazonal ou são ativos apenas em determinados períodos do ano. Além disso, apresentam caráter oportunista, explorando condições favoráveis do solo para aumentarem rapidamente suas populações, as quais podem, logo em seguida, serem diminuídas novamente (Pizzani et al., 2007).

**Tabela 29.** Riqueza e índices de diversidade de Shannon e de uniformidade de Pielou dos grupos da fauna do solo nos diferentes tratamentos, nas duas épocas de coleta.

LETRIP (Mg ha <sup>-1</sup> )	Coleta	Riqueza	Pielou	Shannon
Testemunha	1 <sup>a</sup>	23	0,160	1,226
	2 <sup>a</sup>	18	0,557	2,753
50	1 <sup>a</sup>	21	0,200	1,510
	2 <sup>a</sup>	23	0,602	2,997
150	1 <sup>a</sup>	19	0,173	1,343
	2 <sup>a</sup>	20	0,507	2,653
300	1 <sup>a</sup>	20	0,181	1,403
	2 <sup>a</sup>	18	0,538	2,740

De acordo com os resultados observados no presente estudo, a aplicação do resíduo não comprometeu a atividade da fauna epigea, indicando que esses organismos atuam de forma eficiente na sua decomposição. Desta forma, espera-se que a liberação de nutrientes seja similar a ocorrida em outros resíduos orgânicos. Além disso, demonstra que não há elementos inibidores da fauna do solo, sugerindo que este resíduo pode ser utilizado por agricultores, sem comprometer os sistemas agrícolas.

#### 4.6.2 Macrofauna do solo

Os indivíduos coletados (Tabela 30) foram classificados em 19 grupos taxonômicos, sendo que, com a distinção feita entre adultos e larvas chegou-se a 21 grupos.

Na Tabela 30 observa-se que os grupos Formicidae e Oligochaeta apresentaram as maiores densidades.

A testemunha apresentou o maior número de indivíduos m<sup>-2</sup>, porém deve-se levar em conta que esse valor foi devido a grande quantidade de formigas encontradas na testemunha, porém algo pontual, pois como pode-se observar, o erro padrão mostra que apenas um bloco apresentou grande quantidade de formigas. Desta forma, excluindo o grupo formiga do total, observa-se que houve aumento da densidade de indivíduos com a aplicação do LETRIP, onde pode-se verificar aumentos de 61, 87 e 86% quando se compara a testemunha com as doses de 50, 150 e 300 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP.

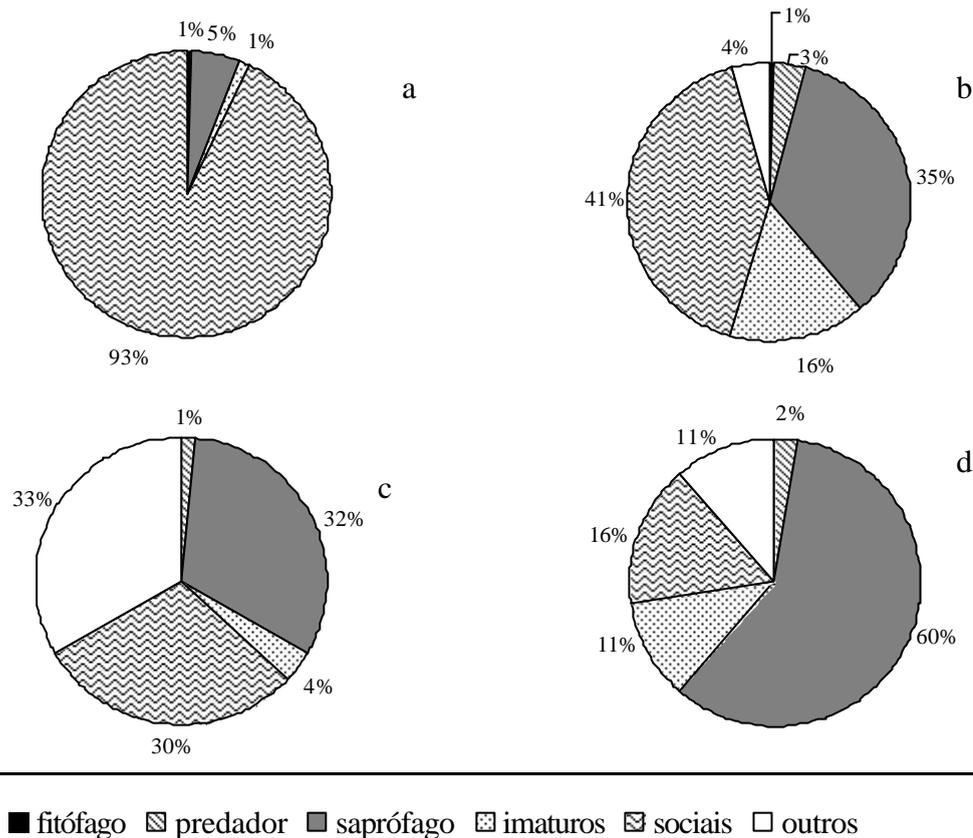
O aumento na densidade da macrofauna do solo era esperado, visto que os organismos foram coletados na profundidade de 0-15 cm, na qual o LETRIP foi incorporado, desta forma o aumento da densidade está relacionado diretamente com o aumento nos teores de matéria orgânica e nutrientes do solo, proporcionado pelo aumento das doses do LETRIP.

**Tabela 30.** Densidade da macrofauna edáfica (nº de ind m<sup>-2</sup>), na profundidade de 0-15 cm, aos 600 dias após a aplicação do LETRIP.

LETRIP (Mg ha <sup>-1</sup> )	Testemunha		50		150		300	
	Ind. m <sup>2</sup>	Erro padrão						
Araneae	0	0,0	8	4,6	0	0,0	0	0,0
Blattodea	4	4,0	4	4,0	0	0,0	0	0,0
Casulo de Oligochaeta	24	19,0	52	52,0	4	4,0	4	4,0
Chilopoda	0	0,0	12	7,7	8	8,0	12	12,0
Coleoptera	4	4,0	20	7,7	20	10,1	52	28,8
Diplopoda	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	4,0
Formicidae	2712	2706,7	244	217,8	168	142,0	80	53,1
Gastropoda	0	0,0	4	4,0	0	0,0	144	113,3
Heteroptera	0	0,0	4	4,0	0	0,0	0	0,0
Hymenoptera	0	0,0	0	0,0	8	8,0	4	4,0
Isopoda	0	0,0	0	0,0	4	4,0	4	4,0
Larva de Coleoptera	8	4,6	12	7,7	12	7,7	32	14,6
Larva de Diptera	4	4,0	8	8,0	0	0,0	16	16,0
Larva de Lepidoptera	4	4,0	16	16,0	4	4,0	4	4,0
Oligochaeta	152	80,7	196	66,1	176	39,7	140	26,4
Orthoptera	0	0,0	0	0,0	160	160,0	0	0,0
Sternorrhyncha	16	16,0	4	4,0	0	0,0	0	0,0
Symphyla	8	8,0	16	11,3	24	24,0	0	0,0
Pulpa de Lepidoptera	0	0,0	4	4,0	0	0,0	0	0,0
<b>Total</b>	<b>2936</b>		<b>604</b>		<b>588</b>		<b>496</b>	

A Figura 43 apresenta os grupos funcionais da macrofauna encontrados na profundidade de 15 cm do solo tratado com resíduo, onde pode ser observado que na testemunha houve predomínio do grupo social, o que pode ser explicado pela grande quantidade de formigas encontrada neste tratamento. Observa-se também aumento do grupo saprófago com o aumento das doses, o qual se apresenta em 5% do total de indivíduos encontrados na testemunha, passando a 60% do total de indivíduos encontrados no tratamento que recebeu maior dose do resíduo. Este aumento é devido ao aumento nos teores de matéria orgânica, como já foi mencionado acima. Desta forma, pode-se inferir que o LETRIP alterou os grupos funcionais, na profundidade de 0-15 cm, favorecendo principalmente o grupo saprófago.

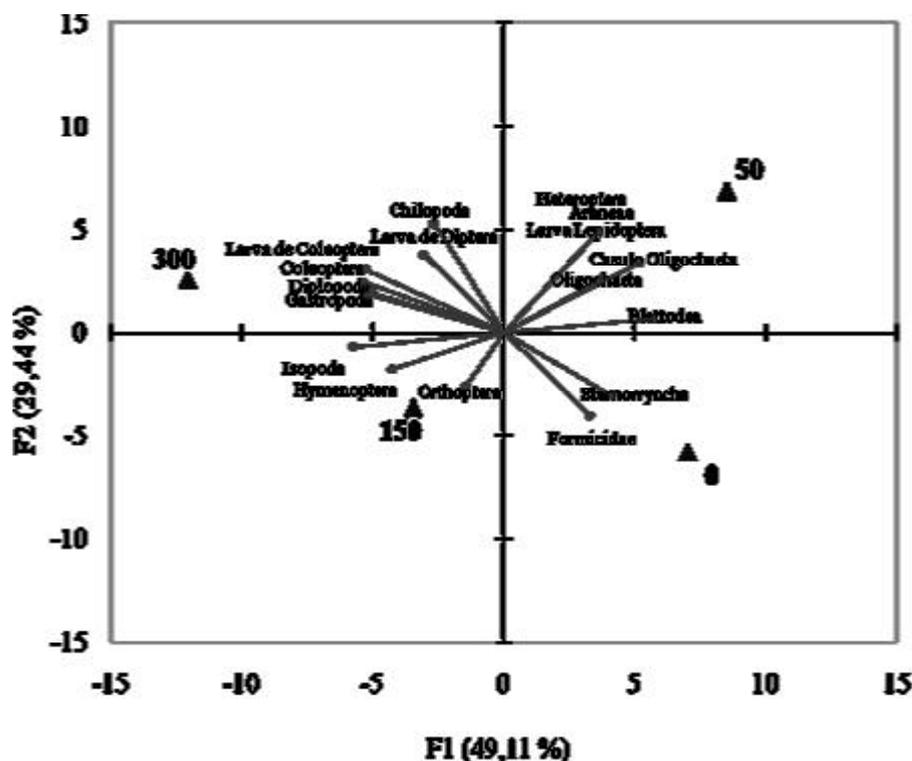
Rodrigues (2004) avaliando o efeito de resíduo da indústria de papel e celulose nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo na nutrição e biomassa do *Pinus taeda* L., observou que o resíduo celulósico aumentou a quantidade de Ácaros e Collembolas no solo.



**Figura 43.** Distribuição porcentual dos grupos funcionais da macrofauna, na profundidade de 0-15 cm, encontrados na testemunha (a) e nas doses de 50, 150 e 300 Mg ha<sup>-1</sup> de resíduo (b, c, d), na profundidade de 0-15 cm.

Verificou-se através da Análise de Componentes Principais (ACP), que os componentes 1 e 2 explicaram 78,55% das variações entre os tratamentos. O CP1 explicou 49,11% e o CP2 29,44% (Figura 44).

Os grupos Isopoda, Gastropoda, Diplopoda, entre outros, estiveram associados às maiores doses do resíduo, junto aos maiores teores de matéria orgânica, nutrientes e metais pesados do solo. Porém a presença dos metais pesados não influenciou negativamente a densidade desses organismos no solo. Essa análise confirma o que já foi discutido anteriormente, onde o aumento das doses do resíduo acarretou aumento no número de indivíduos, os quais pertencem ao grupo saprófago.



**Figura 44.** Representação gráfica da análise de componentes principais (ACP) entre os grupos taxonômicos da fauna edáfica para todos os tratamentos, encontrados na profundidade de 0-15 cm.

Na Tabela 31 observa-se que os indivíduos coletados foram classificados em 10 grupos taxonômicos, sendo que, com a distinção feita entre adultos e imaturos chegou-se a 13 grupos, sendo que os grupos Formicidae e Oligochaeta apresentaram as maiores densidades de indivíduos.

As minhocas desempenham um papel importante no funcionamento do ecossistema, alterando as populações e atividade de microrganismos responsáveis pelos processos de mineralização e humificação e, em consequência, exercendo influência sobre o ciclo de matéria orgânica e a disponibilidade de nutrientes assimiláveis pelas plantas (Decäens et al., 2003). São conhecidos como “engenheiros do ecossistema”, pois suas atividades levam à criação de estrutura biogênicas (galerias, ninhos, câmaras e bolotas fecais), que modificam as propriedades físicas dos solos onde vivem e a disponibilidade de recursos para outros organismos (Wolters, 2000). Além disso, são importantes como ferramenta na bioindicação de solos contaminados por resíduos químicos (Hankard et al., 2003).

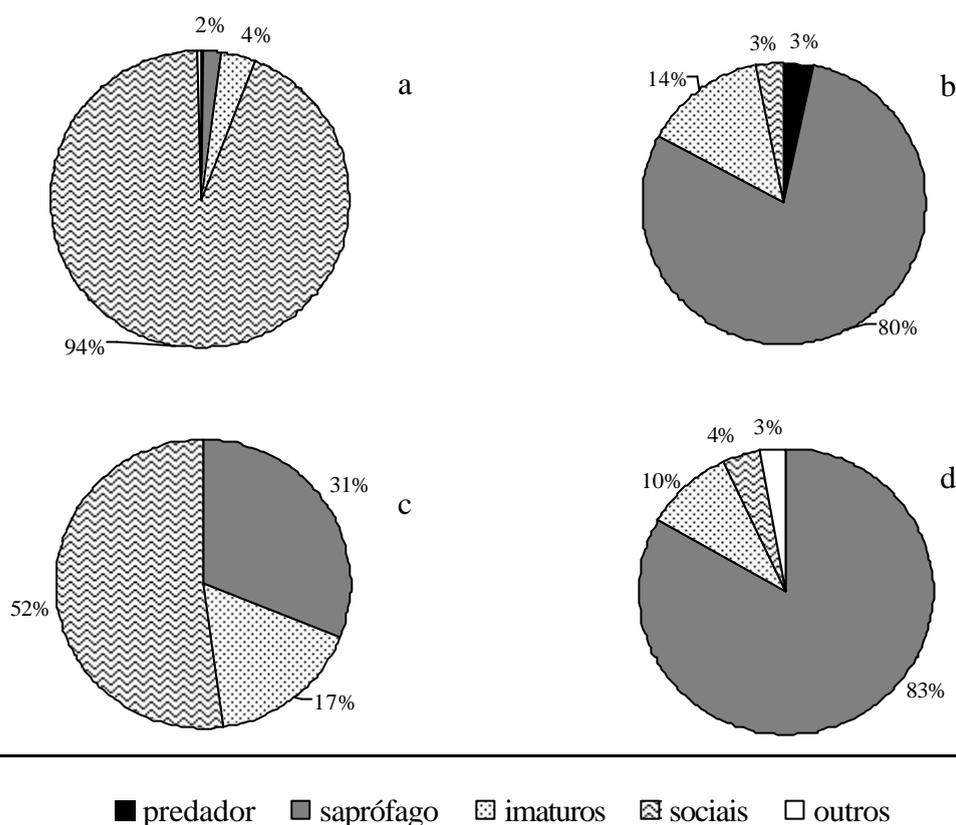
A testemunha apresentou o maior número de indivíduos  $m^{-2}$ , porém, assim como na profundidade de 15 cm, deve-se levar em conta que esse valor foi devido a maior densidade de formigas encontrada na testemunha, porém algo pontual, pois como se pode observar o erro padrão mostra, também, que apenas um bloco apresentou grande quantidade de formigas. Desta forma, excluindo o grupo formiga do total, observa-se que houve aumento da densidade de indivíduos com a aplicação do LETRIP, onde se pode verificar aumentos de 91 e 109% quando se compara a testemunha com as doses de 150 e 300  $Mg\ ha^{-1}$  de LETRIP.

O aumento na densidade da macrofauna do solo era esperado, devido ao aumento, nesta profundidade, dos teores de matéria orgânica e nutrientes do solo, proporcionado pelo aumento das doses do LETRIP.

**Tabela 31.** Densidade da macrofauna edáfica (nº de ind. m<sup>2</sup>), na profundidade de 15-30 cm, aos 600 dias após a aplicação do LETRIP.

LETRIP (Mg ha <sup>-1</sup> )	Testemunha		50		150		300	
Grupos	Ind. m <sup>2</sup>	Erro padrão						
Blattodea	0	0,0	4	4,0	0	0,0	0	0,0
Casulo de Oligochaeta	80	74,8	12	12,0	40	30,3	28	23,0
Chilopoda	4	4,0	4	4,0	0	0,0	0	0,0
Coleoptera	0	0,0	0	0,0	0	0,0	8	4,6
Diplopoda	0	0,0	0	0,0	4	4,0	0	0,0
Formicidae	1920	1920,0	4	4,0	276	270,7	12	7,7
Heteroptera	4	4,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Larva de Coleoptera	0	0,0	4	4,0	0	0,0	0	0,0
Larva de Diptera	0	0,0	0	0,0	40	40,0	0	0,0
Larva de Lepidoptera	0	0,0	0	0,0	4	4,0	0	0,0
Oligochaeta	40	13,9	88	40,5	160	44,8	240	28,5
Symphyla	4	4,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Pulpa de Lepidoptera	0	0,0	0	0,0	4	4,0	0	0,0
<b>Total</b>	<b>2052</b>		<b>116</b>		<b>528</b>		<b>288</b>	

A Figura 45 apresenta os grupos funcionais da macrofauna encontrada na profundidade de 15-30 cm do solo tratado com resíduo, onde podemos observar que na testemunha houve predomínio do grupo social, ocorrendo o mesmo que na profundidade de 0-15 cm. Observa-se também aumento dos grupos saprófago e imaturos com o aumento das doses, os quais representam 2 e 4% do total de indivíduos encontrados na testemunha, passando a 10 e 83% do total de indivíduos encontrados no tratamento que recebeu maior dose do resíduo, respectivamente. O aumento no grupo saprófago é devido ao aumento nos teores de matéria orgânica, como já foi mencionado acima. Desta forma, pode-se inferir que o LETRIP alterou os grupos funcionais nesta profundidade, favorecendo principalmente os grupos saprófago e imaturos. Na maior dose do LETRIP observa-se o aparecimento de alguns organismos, os quais por terem baixa densidade foram agrupados em “outros”.

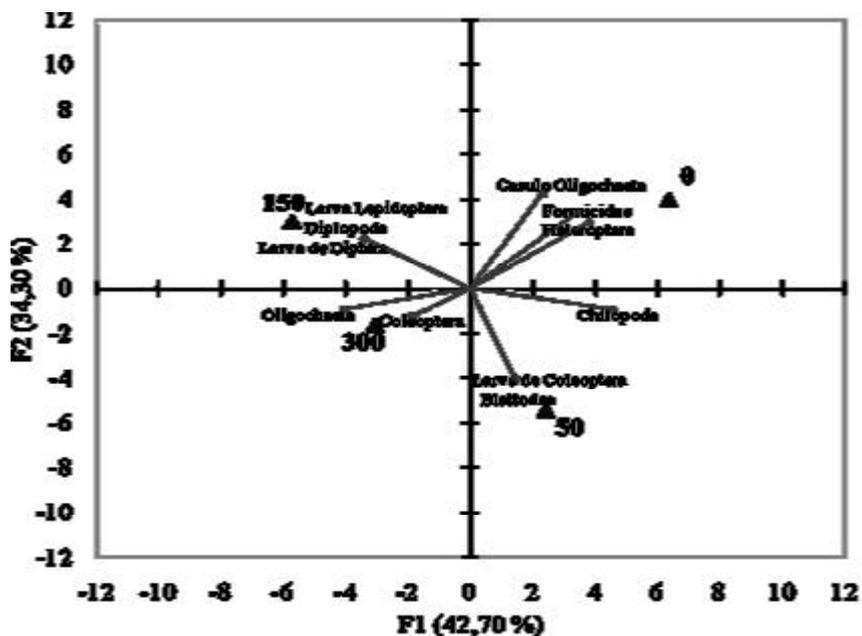


**Figura 45.** Distribuição percentual dos grupos funcionais da macrofauna, na profundidade de 15-30 cm, encontrados na testemunha (a) e nas doses de 50, 150 e 300 Mg ha<sup>-1</sup> de resíduo (b, c, d), na profundidade de 15-30 cm.

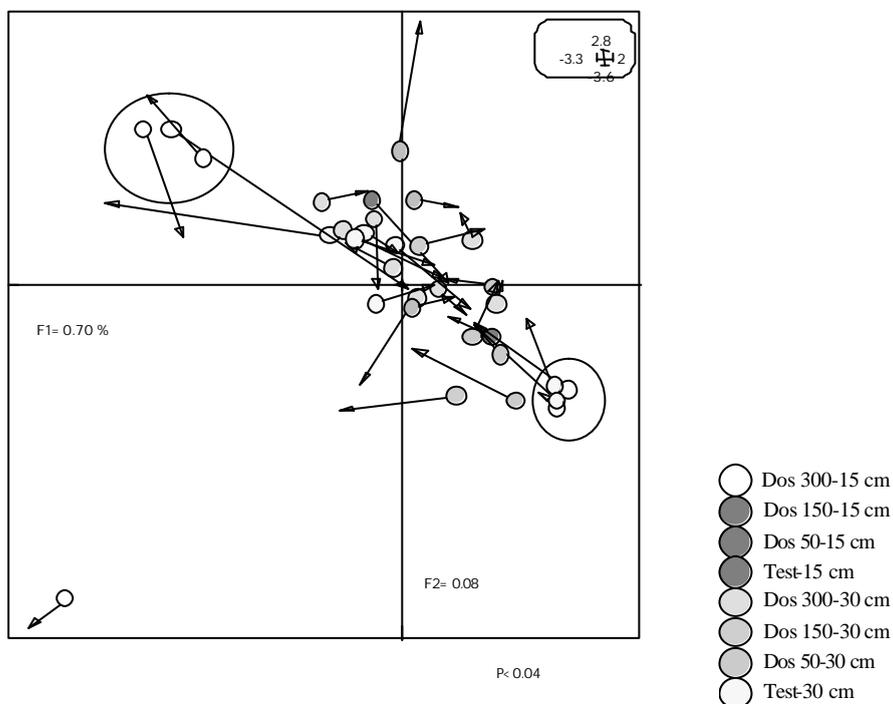
Verificou-se através da Análise de Componentes Principais (ACP), que os componentes 1 e 2 explicaram 77% das variações entre os tratamentos. O CP1 explicou 42,70% e o CP2 34,30% (Figura 46).

Os grupos Oligochaeta e Diplopoda, entre outros, estiveram associados às maiores doses do resíduo, junto aos maiores teores de matéria orgânica, nutrientes e metais pesados do solo. Porém a presença dos metais pesados parece não ter influenciado negativamente a densidade desses organismos no solo. Essa análise confirma o que já foi discutido anteriormente, onde o aumento das doses do resíduo acarretou aumento no número de indivíduos, os quais pertencem ao grupo saprófago.

A interação entre a macrofauna edáfica e os atributos químicos foi altamente significativa ( $p < 0,01$ ) e explica a distribuição das doses em relação aos eixos da Figura 47. Observa-se clara separação da dose de 300 Mg ha<sup>-1</sup> das demais, na profundidade de 15 cm e da testemunha na profundidade de 30 cm. A macrofauna apresentou correlação positiva nessa dose de Letrip pelo maior aporte de macro e micronutrientes ao solo.



**Figura 46.** Representação gráfica da análise de componentes principais (ACP) entre os grupos taxonômicos da fauna edáfica para todos os tratamentos, encontrados na profundidade de 15-30 cm.



**Figura 47.** Análise de co-inércia com distribuição das doses de LETRIP em relação as variáveis de macrofauna e química do solo e  $p$  a probabilidade dos agrupamentos ser significativa pelo teste de permutação de Monte Carlo, a 5% de probabilidade.

A Tabela 32 apresenta os índices de diversidade e de equitabilidade, assim como a riqueza de espécies dos diferentes tratamentos nas duas profundidades analisadas.

Na profundidade de 0-15 cm, a riqueza de espécies e os índices de Shannon e Pielou aumentaram com a aplicação do LETRIP.

Na profundidade de 15-30 cm, houve um aumento nos índices de diversidade nas doses de 50 e 150 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP, diminuindo na maior dose (300 Mg ha<sup>-1</sup>), onde podemos inferir que a dose de 300 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP pode ter causado um efeito negativo, provavelmente pela presença de metais pesados.

Analisando as duas profundidades, observa-se uma considerável diminuição nos índices de diversidade e equitabilidade e riqueza encontrados na camada mais profunda, em todos os tratamentos. Isso é provável, devido ao resíduo ser incorporado na camada de 0-15 cm, levando a maiores teores de nutrientes e matéria orgânica quando comparada com a camada de 15-30 cm.

A influência de resíduos industriais na macrofauna do solo também foi verificado por Batista et al. (2006) ao avaliarem a resposta da macrofauna edáfica à aplicação de resíduos industriais em um Planossolo e observarem que a aplicação de resíduo industrial como Ferkal e LETRIP isoladamente ou misturados afetam a estrutura e a diversidade da macrofauna invertebrada do solo, sendo que o Ferkal favorece a diversidade, a riqueza, a equitabilidade e propicia ambiente para colonização de predadores.

De acordo com os resultados observados no presente estudo, a aplicação do resíduo afetou positivamente a macrofauna do solo, aumentando os índices de Shannon, Pielou e riqueza dos organismos.

**Tabela 32.** Riqueza e índices de diversidade de Shannon e de uniformidade de Pielou dos grupos da fauna do solo nos diferentes tratamentos, nas profundidades de coleta.

LETRIP (Mg ha <sup>-1</sup> )	Profundidade (cm)	Riqueza	Pielou	Shannon
Testemunha	0-15	10	0,04	0,50
	15-30	6	0,04	0,42
50	0-15	15	0,25	2,27
	15-30	6	0,19	1,31
150	0-15	11	0,24	2,18
	15-30	7	0,19	1,68
300	0-15	12	0,29	2,62
	15-30	4	0,11	0,88

## 5 CONCLUSÕES

- A adição do LETRIP aumentou o pH e os teores de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio no solo.
- Nas condições do solo arenoso (Planossolo), os aumentos de nutrientes em profundidade, indicam que a aplicação de LETRIP, contribuiu para a lixiviação de nutrientes.
- A aplicação do LETRIP aumentou as concentrações de N, P, Ca e Mg, nos restos culturais e grãos do girassol e da soja.
- Em todos os tratamentos com a aplicação do LETRIP, os teores de Zn, Cd, Mn, Fe e Cu, no solo, estiveram dentro da faixa de concentração normal no solo.
- Ocorreu aumento Mn, Fe, Pb, Cd, Zn e Cu, em profundidade no Planossolo, pela adição do LETRIP, alertando para riscos de contaminação do lençol freático,
- Os teores dos elementos Zn, Cd, Pb e Cu, aumentaram significativamente, nos restos culturais e grãos do girassol e da soja, pela aplicação do resíduo, porém estiveram abaixo da faixa de concentração fitotóxica.
- O Zn apresentou a maior taxa de resposta em relação a aplicação do resíduo.
- A aplicação do LETRIP propiciou aumento de produtividade no girassol e soja. Na dose de 300 Mg ha<sup>-1</sup>, foram obtidos aumentos de 153% e 104%, em relação a testemunha, para as culturas de girassol e soja, respectivamente.
- No girassol, a altura da planta e o diâmetro do capítulo, aumentaram com a aplicação do LETRIP, não havendo diferença significativa para a massa seca de 1000 grãos.
- O incremento obtido em relação à dose de 50 Mg ha<sup>-1</sup> de LETRIP, para altura da planta, diâmetro do capítulo, massa seca da parte aérea e produtividade do girassol, foi pequeno, indicando que, do ponto de vista econômico e sem considerar a necessidade de descarte do resíduo, não se justifica aplicar doses superiores a esta.
- A densidade da fauna epígea e da macrofauna do solo foram afetadas, positivamente, pela adição do LETRIP.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Do ponto de vista de poluição do solo, até a dose de  $300 \text{ Mgha}^{-1}$  não se observou problemas relacionados à aplicação do LETRIP, sendo o mesmo observado para a fauna do solo. Entretanto antes de uma recomendação final deste resíduo para uso na agricultura seria interessante estudar o efeito do resíduo nos fungos micorrízicos arbusculares e na biomassa microbiana do solo.

Estudos devem ser realizados para avaliar as aplicações das doses estudadas, mas em futuras aplicações e, adicionalmente, estudar o efeito residual na disponibilidade de nutrientes, assim como na possível poluição do solo por metais pesados.

Deve-se destacar que as considerações mencionadas acima são derivadas da experiência no solo Planossolo Háplico Eutrófico, sendo que qualquer extrapolação para outras condições deve ser previamente avaliada.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABIA (São Paulo, SP). Compêndio da legislação dos alimentos. São Paulo, 1985. Não paginado.
- ABOISSA. Girassol. Disponível em <<http://www.aboissa.com.br/girassol/derivados.htm>>. Acesso em 20/09/2005.
- ABREU Jr, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Cátions trocáveis, saturação por bases e capacidade de troca de cátions em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano. *Scientia Agricola*, 58:813-824, 2001.
- ABREU Jr., C. H.; MURAOKA, T.; LAVORRANTE, 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*, 24:635-647, 2000.
- ABREU Jr., C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Carbono orgânico, nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26:769-780, 2002.
- ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados. In: ALVAREZ V., V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M. Tópicos em Ciência do Solo, 2:645-692, 2002.
- ABREU, C. A.; LOPES, A. S.; SANTOS, G. C. G. Micronutrientes. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. Fertilidade do solo. Viçosa, MG. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 645-736p.
- ACCIOLY, A. M. A. e SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.299-352.
- ADRIANO, D. C. Trace elements in the terrestrial environment: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals. New York: Springer, 2001. 867p.
- AGECOM. Girassol. Disponível em <[http://www.agecom.ba.gov.br/exibe\\_noticia.asp?cod\\_noticia=12456](http://www.agecom.ba.gov.br/exibe_noticia.asp?cod_noticia=12456)>. Acesso em 20/09/2005.
- ALLEONI, L. R. F.; BORBA, R. P.; CAMARGO, O. A. Metais pesados: da cosmogênese aos solos brasileiros. In: VIDAL-TORRADO, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P.; CARDOSO, E. J. Tópicos Ciência do Solo, 4: 1-42, 2005.
- ALLOWAY, B. J. Heavy metals in soils. London: Blackie A. e P., Second Edition, 1995. 368p.
- ALMEIDA, M. L.; SILVA, P. R. F. Efeito de densidade e época de semeadura e de adubação nas características agronômicas de girassol. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.28, n.7, p.833-841, 1993.
- ALMEIDA, M. V. R.; SILVA, P. Q.; OLIVEIRA, R. T.; ARAÚJO, A. L.; OLIVERIA, T. S. Fauna edáfica em sistemas consorciados conduzidos por agricultores familiares no município de Choró, CE. In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Gramado-RS. Anais... Gramado-RS, 2007. 1 CD ROOM.

- ALTAFIN, V. L., POLÔNIO, W., MEDEIROS, G. A., BRANDÃO, M. F., ZUIN, F. D., BUSCARATO, E. A., MENEZES, M. O. Utilização de lodo de fosfatização na produção de mudas de espécies nativas. Engenharia ambiental, Espírito Santo do Pinhal, v.1, n.1, p45-50, 2004.
- ALVES, M. V.; SCHNEIDER, J.; SANTOS, J. C. P.; KLAUBERG FILHO, O.; GOIS, D. T.; TOLEDO, G. C. Organismos edáficos em Latossolo bruno sob diferentes sistemas de preparo do solo. In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Gramado-RS. Anais... Gramado-RS, 2007. 1 CD ROOM.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B. e VELLOSO, A. C. X. Poluição do solo por metais pesados. In: Resumo do XXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Goiânia-GO. Anais... Goiânia, 1993. Volume 1. p.81-82.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; COSTA, L. M.; DIAS, L. E.; BARROS, N. F. Aplicação de resíduos siderúrgicos em um Latossolo: efeitos na correção do solo e na disponibilidade de nutrientes e metais pesados. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v. 17, n. 1, p. 271-276, 1993.
- AMBIENTEBRASIL<<http://www.ambientebrasil.com.br/composer.php3?base=resíduos/index.php3econteudo=/resíduos.html>> Acesso em: 22 jan. 2007.
- ANDERSON, J. M. e INGRAM, J. S. I. Tropical Soil Biological and Fertility: a handbook of methods. 2 ed. Wallingford: CAB International, 1993, 221p.
- ANDRADE, C. A. e MATTIAZZO, M. E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantações florestais de *Eucalyptus grandis*. Scientia Forestalis, Piracicaba, n.58, p.59-72, 2000.
- ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Qualidade da matéria orgânica e estoque de carbono e nitrogênio em Latossolo tratado com biossólido e cultivado com eucalipto. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 29:803-816, 2005.
- ANDREOLI, C. V.; de LARA I.; FERNANDES, F. Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções. 2.ed. Curitiba: Sanepar, Finep, 2001. 288 p.
- ANTONIOLLI, Z. I.; CONCEIÇÃO, P. C.; BÖCK, V.; PORT, O.; SILVA, D. M.; SILVA, R. F. Método alternativo para estudar a fauna do solo. Ciência Florestal, Santa Maria, out-dez, 2006, v.16, n.4, p. 407-417.
- ANVISA. Decreto no 55.871, de 26 de março de 1965. Disponível em: <[http://www.anvisa.gov.br/legis/decretos/55871\\_65.htm](http://www.anvisa.gov.br/legis/decretos/55871_65.htm)>. Acesso em: 17 fev. 2009.
- AQUINO, A. M.; MERLIM, A. O.; CORREIA, M. E. F.; MERCANTE, F. M. Diversidade da Macrofauna do Solo como Indicadora do Sistemas de Plantio Direto para a Região Oeste do Brasil. In: Reunião Brasileira sobre Biologia do Solo, 24; Reunião sobre Micorrizas, 8; Simpósio Brasileiro de Microbiologia do Solo, 7; Reunião Brasileira de Biologia do Solo, 3, Fertibio. Santa Maria – RS, 2000.
- ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. S.; CARDOSO, P. F. Composto de lodo têxtil em plântulas de soja e trigo. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.40, n.6, p.549-554. 2005.
- 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--10007: Amostragem de resíduos. Rio de Janeiro, 1987. 63p.

- BARBARIKA, A. Jr.; SIKORA, L. J.; COLACICCO, D. Factors affecting the mineralization of nitrogen in sewage sludge applied to soils. *Soil Science Society of America Journal*. v. 49, p. 1403-1406, 1985.
- BARBER, S. A. *Soil nutrient bioavailability: A mechanistic approach*. New York, Wiley-Interscience, 1984. 398 p.
- 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.
- BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J.; FOSNECA, I. C. B. Condutividade hidráulica saturada e não saturada de Latossolo Vermelho Eutroférico tratado com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28:403-407, 2004.
- BARROS, R. G.; VERA, R.; SANTANA, J. G.; MORAIS, N. R.; LEANDRO, W. M. Compartimentação de metais em plantas de milho adubado com resíduos industriais em solo de cerrado de goiânia-go. In: XXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29. 2003, Ribeirão Preto-SP. Anais... Ribeirão Preto-SP, 2003. 1 CD ROOM.
- BATAGLIA, O. C. e MASCARENHAS, H. A. A. Absorção de nutrientes pela soja. Campinas: Instituto Agrônomo, 1977. 36p. (Boletim Técnico, 41).
- BATAGLIA, O. C., FURLANI, A. M. C., TEIXEIRA, J. P. F., FURLANI, P. R.; GALLO, J.R. 1983. Métodos de Análise Química de Plantas. Boletim Técnico do IAC, vol.78, 48p.
- BATISTA, I.; DIAS, F. C.; AQUINO, A. M.; MAZUR, N.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; OLIVEIRA, C. Resposta da macrofauna edáfica à aplicação de resíduos industriais em um Planossolo. In: FERTBIO 2006, Bonito-MS. Anais... Bonito-MS, 2006. 1 CD ROOM.
- BATISTELLA, F.; ALBUQUERQUE, J. A.; MEDEIROS, J. C.; ROSA, J. D.; PÉRTILE, P.; GRAH, J.; PHILIPPI, T. Efeitos da utilização de resíduos alcalinos da indústria de celulose sobre os atributos químicos e físicos de um Cambissolo Húmico Álico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. Gramado-RS. Anais... Gramado-RS, 2007. 1 CD ROOM.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. p.7-18.
- BEHLING, M. Avaliação do potencial agrícola e dos impactos da aplicação de resíduos industriais em área de Planossolo, na UFRRJ. 2005. 108p. Dissertação (Mestrado em Agronomia -- Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica--RJ.
- BERRETTA DE BERGER, M.; MILLER, J. F. Estudio genético de seis fuentes de estatura reducida de planta en girassol. In: International Sunflower Conference, 11., 1985, Mar del Plata. Proceedings... Paris: International Sunflower Association, 1985. p.651-657.
- BERROW, M. L. e MITCHELL, R. L. Location of trace elements in soil profiles: total and extractable content of individual horizons. *Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 71:103-121, 1980.
- BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A. e VALADARES, J. M. A. S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 13, p. 187-192, 1989.
- BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 13:187-192, 1989.

- BETTIOL, W. e GALVÃO, J. A. H. Efeito do lodo de esgoto na incidência da podridão do colmo do milho causada por *Fusarium*. In: BETTIOL, W. e CAMARGO, O. A. (Ed.). Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Empraba Meio Ambiente, 2006. p.243-253.
- BETTIOL, W.; FERNANDES, S. A. P.; CERRI, C. C. Efeito do lodo de esgoto na atividade microbiana do solo. In: BETTIOL, W. e CAMARGO, O. A. (Ed.). Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Empraba Meio Ambiente, 2006. p.207-226.
- BOEIRA, R. C. e 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.
- BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 37, n.11, p. 1639-1647, nov. 2002.
- BRADY, N. C. Natureza e propriedades dos solos. 7.ed.. Rio de Janeiro, Freitas Bastos, 1989. 898p.
- BRASIL, MINISTÉRIO DO INTERIOR. Diretrizes nacionais de limpeza urbana: 1ª fase – formulação do programa. Rio de Janeiro: Sema/CNDU/Abes, 1983. p.234-236.
- BROWN, S.; ANGLE, J. S.; CHANEY, R. L. Correction of limed biosolid induced manganese deficiency on a long term field experiment. Journal of Environmental Quality, 26:1375-1384, 1997.
- BRUCE, L.; McCracken, D.; FOSTER, G.; AITKEN, M. The effects of sewage sludge on grassland edaphic and hemiedaphic collembolan populations. Pedobiologia, v. 43, p.209-220, 1999.
- CAIRES, E. F. e FONSECA, A. F. Absorção de nutrientes pela soja cultivada no sistema de plantio direto em função da calagem na superfície. Bragantia. 2000, v. 59, n. 2, pp. 213-220.
- CAMARGO, F. A. O.; BENTO, F. M.; JACCQUES, R. J. S.; ROESCH, L. F. W.; FRANKENBERGER, W. T. Uso de microorganismos para a remediação de metais. In: CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; REICHERT, J. M. Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007, v.5. 468-496p.
- CAMARGO, M. F.; DUARTE, W. M.; NIED, A. H. Avaliação de diâmetro do capítulo do girassol em relação à época de semeadura e os sistemas de cultivo. In: II Congresso Brasileiro de Plantas Oleaginosas, Óleos, Gorduras e Biodiesel, 2005, Varginha. II Congresso Brasileiro de Plantas Oleaginosas, Óleos, Gorduras e Biodiesel. Varginha, 2005.
- CAMARGO, O. A. De resíduo a fertilizante: uma análise prospectiva do meio ambiente. In: XXX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. Recife-PE. Anais... Recife-PE, 2005. 1 CD ROOM.
- CAMILLI, L.; IKEJIRI, L.; KLEIN, J.; RODRIGUES, J. D.; BOARO, C. S. F. Produtividade e estimativa da eficiência de carboxilação in vivo da enzima rubisco em girassol ornamental cultivado em lodo de esgoto. Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 5, supl. 2, p. 858-860, jul. 2007.
- 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.

- CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; RUMJANEK, V. M.; MORAES, A. A.; GURIDI, F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 36, n. 12, p. 1529-1538, dez. 2001.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. Fertilidade do solo. Viçosa, MG. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 375-470p.
- CARVALHO-PUPATTO, J. G.; BULL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C. Atributos químicos do solo, crescimento radicular e produtividade do arroz de acordo com a aplicação de escórias. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.39, n.12, p.1213-1218, dez. 2004.
- CASTRO, C. e FARIAS, J. R. B. Ecofisiologia do Girassol. In: LEITE, R. M. V. B. C.; BRIGHENTI, A. M.; CASTRO, C. (Org.). *Girassol no Brasil*. 1 ed. Londrina, PR: Embrapa Soja, 2005, v. 1, p. 163-218.
- CASTRO, C. e OLIVEIRA, F. A. Nutrição e adubação do girassol. In: LEITE, R. M. V. B. C.; BRIGHENTI, A. M.; CASTRO, C. *Girassol do Brasil*. Londrina: Embrapa Soja, 2005. p.317-374.
- 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. p.234-236.
- CEOLATO, L. C. Lodo de esgoto líquido na disponibilidade de nutrientes e alterações dos atributos químicos de um Argissolo. 2007, 52p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical)- Instituto Agronômico de Campinas, Campinas-SP.
- CETESB. Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – critério para projeto e operação: manual técnico. São Paulo. ABIA, 1999. Norma Técnica P. 4230. 32 p.
- CETIOM. 1983. Physiologie de la formation du rendement chez le tournesol. *Information Techniques*, v.83, p.3-72.
- CHAE, Y. M. e TABATABAI, M. A. Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes. *Journal of Environmental Quality*. v. 15, n. 2, p. 1986.
- CHAVES, L. H. G., VASCONCELOS, A. C. F. Alterações de atributos químicos do solo e do crescimento de plantas de milho pela aplicação de xisto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, n.1, p.84–88, 2006.
- COGGER, C. G.; BARY, A. I.; SULLIVAN, D. M.; MYHRE, E. A. Biosolids processing effects on first and second year available nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, v. 68, p. 162-167, 2004.
- COLLIER, L. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; VELLOSO, A. C. X. Efeito do composto de resíduo sólido urbano no teor de metais pesados em solo e goiabeira. *Bragantia*, Campinas, v.63, n.3, p.415-420, 2004.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. Manual técnico para a utilização agrícola do lodo de esgoto do Paraná. Curitiba. 96p. 1997.
- CORDEIRO, D. S.; SFREDO, G. J.; BORKET, C. M.; SARRUGE, J. R.; PALHANO, J. B.; CAMPOS, R. J. Calagem adubação e nutrição mineral. In: EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Soja, Ecologia, manejo e adubação da soja. Londrina: EMBRAPA, CNPSo, 1979. p.19-62. (Circular Técnica, 2).

- CORDEIRO, F. C.; DIAS, F. C.; MERLIN, A. O.; CORREIA, M. E. F.; AQUINO, A. M.; BROWN, G. Diversidade da Macrofauna do Solo como Indicadora da Qualidade do Solo em Sistema de Manejo Orgânico de Produção. Revista Universidade Rural, Série Ciência da vida. Seropédica, RJ, EDUR, v.24, n.2, Jul.-Dez., p.29-34, 2004.
- CORRÊA, J. C.; BÜLL, L. T.; PAGANINI, W. S.; GUERRINI, I. A. Disponibilidade de metais pesados em Latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 2008, v. 43, n. 3, p.411-419.
- CORREÇÃO e manutenção da fertilidade do solo. In: Tecnologias de produção de soja – região central do Brasil 2005. Londrina: Embrapa Soja: Embrapa Cerrados: Embrapa Agropecuária Oeste: Fundação Meridional, 2004. p.57-80 (Embrapa Soja, Sistemas de Produção, 6).
- CORREIA, M. E. F. e OLIVEIRA, L. C. M. Fauna do solo: aspectos gerais e metodológicos. Série Documentos, n. 112. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, fev. 2000. 15p.
- CORREIA, M. E. F. e PINHEIRO, L. B. A. Monitoramento da fauna de solo sob diferentes coberturas vegetais em um sistema integrado de produção agroecológica, Seropédica (RJ). Circular Técnica, n. 3. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, dez. 1999. 46p.
- CORREIA, M. E. F.; FARIA, S. M.; CAMPELLO, E. F. e FRANCO, A. A. Organização da comunidade de macroartrópodos edáficos em plantios de eucalipto e leguminosas arbóreas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, Viçosa-MG, Anais...Viçosa-MG, 1995. 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.
- COSTA, C.; VANIN, S. A.; CASARI-CHEN, S. A. Larvas de Coleoptera do Brasil. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo: FAPESP, 1988, 282p.
- COSTA, E. C.; LINK, D.; MEDINA, L. D. Índice de Diversidade para a Entomofauna da Bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.). Ciência Florestal, Santa Maria, v.3, n.1, p. 65-75, 1993.
- CRIAR E PLANTAR. Soja. Disponível em <http://www.criareplantar.com.br/agricultura>. Acesso em 09/03/2008.
- CSIRO. The insects of Australia: a textbook for students and research workers. 2 v., 2 ed. Cornell University Press, New York, 1991, 1136p.
- CULIK, M. P.; SOUZA, J. L.; VENTURA, J. A. Collembola Biodiversity in Tropical Agricultural environments of Espírito Santo, Brazil. Vitória: EMCAPER, 2001.
- DA ROS, C. O.; AITA, C.; CERETTA, C. A.; FRIES, M. R. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-ervilhaca. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas. v. 17, p. 257-261, 1993.
- DAVIES, B. E. Lead. In: Alloway, B.J., ed. Heavy metals in soils. New York, John Wiley, p.261-277. 1995.

- DECÄENS, T.; JIMÉNEZ, J. J.; ESCOBAR, G.; SCHNEIDMADL, J.; SANZ, J. I.; HOYOS, P.; THOMAS, R. J. Impacto del uso de la tierra em la macrofauna del suelo de los Llanos Orientales de Colombia. In: JIMÉNEZ, J. J. e THOMAS, R. J. (eds.) El arado natural: lãs comunidades de macroinvertebrados del suelo em lãs savanas neotropicales de Colombia. Cali, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical (Publicación CIAT n° 336), 2003, p.21-45.
- DECHEN, A. R. e NACHTIGALL, G. R. Elementos requeridos à nutrição de plantas. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. Fertilidade do solo. Viçosa, MG. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 91-132p.
- DESCHAMPS, C. e FAVARETTO, N. Efeito do lodo complementado com fertilizante mineral na produtividade e desenvolvimento da cultura do feijoeiro e do girassol. Sanare, 8:33-38, 1997.
- DIAS JÚNIOR, H. E.; MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; SILVA, R. Metais pesados, densidade e atividade microbiana do solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 22:631-640, 1998.
- DIAS, F. C. Dinâmica e disponibilidade de nutrientes e metais pesados em Planossolo tratado com resíduos industriais. 2005. 92p. Dissertação (Mestrado em Agronomia -- Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica--RJ.
- DIAS, F. C.; BEHLING, M.; BATISTA, I.; MAZUR, N.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; OLIVEIRA, C. Disponibilidade de Mn e Cu em Planossolo tratado com resíduo industrial. In: XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Recife-PE. Anais... Recife-PE, 2005. 1 CD ROOM.
- DINDAL, D. Soil biology guide. Ed. John Wiley and Sons. New York, 1990, 1348p. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo: FAPESP, 1988, 282p.
- DORAN, J. W. e PARKIN, T. B., Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (eds). Defining soil quality for a sustainable environment. SSSAJ, Madison, (Publication Number 35), 1994. p.3-22.
- DORAN, J. W. Soil quality and sustainability. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. Rio de Janeiro-RJ. Anais... Rio de Janeiro, 1997. 1CD ROOM.
- DYNIA, J. F.; BOEIRA, R. C.; SOUZA, M. D. Nitrato no perfil de um Latossolo Vermelho distroférico cultivado com milho sob aplicações seqüenciais de lodo de esgoto. In: BETTIOL, W. e CAMARGO, O. A. (Ed.). Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Empraba Meio Ambiente, 2006. p.79-90.
- EMBRAPA SOJA. Disponível em <<http://www.cnpso.embrapa.br>>. Acesso dia 09/03/2008.
- EMBRAPA. Tecnologia de produção de soja – região central do Brasil – 2006. Londrina: Embrapa Soja: Embrapa Cerrados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2005. 220p. (Sistemas de produção 9).
- EMBRAPA. Tecnologias de produção de soja - Paraná 2005. Londrina: EMBRAPA-Soja, 2004. 224p. (Sistemas de Produção/Embrapa Soja, n.5).
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de Métodos de Análise de Solos. Rio de Janeiro, 1997. 212p.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Risk assessment guidance for superfund waste sites: a field and laboratory reference. Washington D.C.: EPA, 1989.

EPA (Environmental Protection Agency – Australia). Environmental Guidelines: Use and disposal of biosolids products. October, 1997. 109p.

EPSTEIN, E.; KEANE, D. B.; MEISINGER, J. J.; LEGG, J. O. Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge compost. *Journal of Environmental Quality*, v. 7, n. 2, p. 217-222, 1978.

EYSINK, G. G. J. e MORAES, R. P. Subsídios para manejo e recuperação de ecossistemas aquáticos contaminados por metais pesados. In: DIAS, J. E. e MELLO, J. W. V. Recuperação de áreas degradadas. Viçosa: UFV. Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. 235-246p.

FERNANDES, D. M.; MIGGIOLARO, A. E.; FREITAG, E. E.; BÜLL, L. T. Correção de acidez do solo, três meses após a reaplicação de lodos de esgoto, escória e lama cal no sistema de plantio direto. In: FertBio 2008, Londrina- PR. Anais... Londrina-PR, 2008. 1 CD-ROM.

FERRAZ JUNIOR, A. S. L.; SOUZA, S. R.; CASTRO, S. R. P.; PEREIRA, R. B. Adubação de alface com lodo de esgoto de cervejaria. *Horticultura Brasileira*, Brasília, v.21, n.1, p.60-63, 2003.

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; TEDESCO, M. J.; BISSANI, C. A. Alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e soja pela utilização de resíduos de curtume e carbonífero. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2003, v. 27, n. 4, pp. 755-763.

FERREIRA, D. F. Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0. In...45a Reunião Anual da Região Brasileira da Sociedade internacional de Biometria. UFSCar, São Carlos, SP, Julho de 2000. p.255-258.

FIORILLO, C. A. P. Recursos hídricos. In: Curso de Direito Ambiental Brasileiro. 2º ed. Ed. Saraiva. 2001. p.100-104.

FLOHR, L.; BRENTANO, D. M.; CARVALHO-PINTO, C. R. S.; MACHADO, V. G.; MATIAS, W. G. Biotemas, p. 7-18, 2005.

FONSECA, F. A.; SAGGIN-JUNIOR, O. J.; SILVA, E. M. R.; LELES, P. S. S. Fungos micorrízicos arbusculares na produção de mudas de leguminosas arbóreas em substratos de resíduos urbanos. In: XXX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. Recife-PE. Anais... Recife-PE, 2005. 1 CD ROOM.

FORTES NETO, P. Degradação de biossólido incorporado ao solo avaliada através de medidas microbiológicas. 2000. 113p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.

FRANÇA, A. C.; SILVA, G. D.; SILVA, A. A.; COELHO, A. T. C. P.; REIS, M. R.; SANTOS, E. A. Utilização de materiais residuários do processo de calcinação da empresa Óxidos do Brasil industrial LTDA. In: FertBio 2008, Londrina-PR. Anais... Londrina-PR, 2008. 1 CD-ROM.

FRASER, P. M. The impact of soil and crop management practices on soil macrofauna. In: PANKHURST, C. E.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R.; GRACE, P. R., eds. *Soil Biota: management in sustainable farming systems*. Melbourne: CSIRO, p. 25-132, 1994.

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.
- FREITAS, S. M.; MARGARIDO, M. A.; BARBOSA, M. Z.; FRANCA, T. J. F. Análise da dinâmica de transmissão de preços no Mercado Internacional de Farelo de Soja, 1990-99. Revista Agricultura em São Paulo, v.48, n.1, p.1-20, 2001.
- GALDOS, M. V.; de MARIA I. C.; CAMARGO, O. A. – Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho Eutrófico tratado com lodo de esgoto. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 28:569-577, 2004.
- GOMES, J. C.; TRINDADE, A. V.; SANTOS, J. A. G.; MAIS, I. C. S. Avaliação agrônômica de biossólidos de origem industrial. In: FERTBIO 2000, Santa Maria-RS. Anais.... Santa Maria-RS, 2000. 1 CD ROOM.
- GONÇALVES, F. T. A.; BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; FERREIRA, T. L. Uso do biossólido como fonte de nitrogênio no plantio do cafeeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. Ribeirão Preto-SP. Anais... Ribeirão Preto-SP, 2003. 1 CD ROOM.
- GONÇALVES, P. B.; MIYAZAWA, M.; OLIVERIA, E. L.; PAVAN, M. A. Disponibilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo de xisto pirobetuminoso para o feijoeiro. XXIX Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química. Águas de Lindóia- SP. Anais... Águas de Lindóia-SP, 2006.1 CD ROM.
- GRIPPI, S. Lixo, reciclagem e sua história: guia para as prefeituras brasileiras. Rio de Janeiro (Brasil): Interciência, 2001. 134 p.
- GUERRA, A. J. T. e BOTELHO, R. G. M. Erosão dos solos. In: CUNHA, S. B. e GUERRA, A. J. T. Geomorfologia do Brasil. 3.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003. 181-192p.
- GUTERRES, J. F.; BARNI, N. A.; COMIN, C. M. V. Nutrição e adubação. In: GIRASSOL: indicações para o cultivo no Rio Grande do Sul. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS, 1988. 66p.
- HABD-ALLA, M. H.; YAN, F.; SCHUBERT, S. Effects of sewage sludge application on nodulation, nitrogen fixation, and plant growth of faba bean, soybean and lupin. Journal of Applied Botany, Zeitschrift fuer Angewandte Botanik, Berlin, v. 73, p. 69-75, 1999.
- HANKARD, P. K.; SVENDSEN, C.; WRIGHT, J.; WIENBERG, C.; FISHWICK, S. K.; SPURGEON, D. J.; WEEKS, J. M. Biological assessment of contaminated land using earthworm biomarkers in support of chemical analysis. Science of the Total Environment, v.330, p.9-20, 2003.
- HART, B. T. Uptake of trace metals by sediments and suspended particulates: a review. Hidrologia, 91: 299-313. 1982.
- HERRIDGE, D. F.; PEOPLES, M. B.; BODDEY, R. M. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. Plant Soil, v. 311, p. 1–18, 2008.
- HODGSON, J. F.; LINDSAY, W. L.; TRIERWEILER, J. F. Micronutrient cation complexing in soils solution: II. Complexing of zinc and copper in displaced solution from calcareous soils. Soil Science Society of America Proceedings, Madison, 30:723-726, 1966.
- HOLANDA, A. Biodiesel e inclusão social. Brasília: Câmara dos Deputados. 2004. 200p.
- HUBER, A. C. K. Estudos da mesofauna (ácaros e colêmbolos) e macrofauna (minhocas) no processo da vermicompostagem. Pelotas, 2003. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Solos), Universidade Federal de Pelotas, 2003.

- IKEJIRI, L.; CAMILLI, L.; KLEIN, J.; RODRIGUES, J. D.; BOARO, C. S. F. Avaliação da limitação estomática e mesofílica da assimilação de CO<sub>2</sub> em girassol ornamental cultivado com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Biociências*, Porto Alegre, v. 5, supl. 2, p.855-857, 2007.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDISATION - ISO. Soil quality, extraction of trace elements soluble in aqua regia, ISO 11466, 1995.
- ISO 11466 International Standard: Soil quality – Extraction of trace elements soluble in aquaregia, 03–01, 1995.
- JAIN, K. K.; VAISH, D. P.; GUPTA, H. K.; MATHUR, S. S. 1978. Studies on hollow seednes in sunflower. In: International Sunflower Conference, 8, Minneapolis, USA, 1978. International Sunflower Association. p.138-147.
- JEEVAN RAO, K. e SHANTARAM, M. V. Effect of urban solid wastes on dry matter yield, uptake of micronutrients and heavy metals by maize plants. *J. Environ. Biol.*, 17:25-32, 1996.
- KABATA PENDIAS, A. e PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. 2. ed. Boca Raton: CRC, 1992. 365 p.
- KABATA-PENDIAS, A. e PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. Boca Raton: CRC Press, 1984. 315 p.
- KABATA-PENDIAS, A. e PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. 3rd ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413p.
- KABATA-PENDIAS, A. e PENDIAS, H.. Trace elements in soils and plants. CRC Press. Inc. Boca Raton, 1985. 315p.
- KELLING, K. A.; WALSH, L. M.; KEENEY, D. R.; RYAN, J. A. e PETERSON, A. E. A field study of the agricultural use of sewage sludge: II. Effect on soil N and P. *Journal of Environmental Quality*, v. 6, n. 4, p. 345-352, 1977.
- KIEKENS, L. Zinc. In: ALLOWAY, B. J., ed. Heavy metals in soils. London, Blackie Academic, 1995. p.284-303.
- KLAUBERG-FILHO, O.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Fungos micorrízicos arbusculares em solos de área poluída com metais pesados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26:125-134, 2002.
- KOLBERG, R. L.; ROUPPET, B.; WESTFALL, D. G.; PETERSON, G. A. Evaluation of na in situ net soil nitrogen mineralization method in dryland agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*. v. 61, p. 504-508, 1997.
- KOPPER, A. Fatores climáticos e edáficos na cultura cafeeira: O nitrogênio. In: MALAVOLTA, E.; YAMADA, T.; GUIDOLIM, J. A. Nutrição e adubação do cafeeiro. Instituto da Potassa e Fosfato: Instituto Internacional da Potassa, 1981. p. 50-53.
- LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*, n.33, p.3-16, 1996.
- LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE, M.; WOLTERS, V.; ROGER, P.; INESON, P.; HEAL, O. W.; DHILLION, S. Soil function in changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology*. 33, 1997. pp.159-193.
- LEMAINSKI, J.; SILVA, J. E. Avaliação agronômica e econômica da aplicação de biossólido na produção de soja. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.41, p.1477-1484, 2006.
- LEMAINSKI, J.; SILVA, J. E. Biossólido como fertilizante na produção de Pastagens no Distrito Federal. In: XXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. Ribeirão Preto-SP. Anais... Ribeirão Preto-SP, 2003. 1 CD ROOM.

- LIMA, S. S.; AQUINO, A. M.; LEITE, L. F. C.; SILVA, P. H. S.; CASTRO, A. A. J. F.; OLIVEIRA, F. C. Diversidade da macrofauna edáfica em agroflorestas de diferentes estádios sucessionais. *Revista Brasileira de Agroecologia*, out.2007, v.2, n.2, p. 1029-1033.
- LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H.; SÁ, R. O.; BARBOSA, L. Manejo da Adubação nitrogenada na cultura do girassol avaliando os parâmetros de produtividade e qualidade de óleo.. In: 3º Congresso Brasileiro de Plantas Oleaginosas, Óleos, Gorduras e Biodiesel, 2006, Varginha - MG. Anais do 3º Congresso Brasileiro de Plantas Oleaginosas, Óleos, Gorduras e Biodiesel, 2006. p. 264-268.
- LOPES, A. S. Manual internacional de fertilidade do solo. Piracicaba, Instituto da Potassa e Fosfato – Potafós, 1998. p.79-85.
- LOPES, J. C.; RIBEIRO, L. G.; ARAÚJO, M. G.; BERALDO, M. R. B. S. Produção de alface com doses de lodo de esgoto. *Horticultura Brasileira*, v. 23, n. 1, 2005. p.143-147.
- LUCHESE, A. V. L.; COSTA, A. C. S.; SOUZA JÚNIOR, I. G. Lixiviação de íons após aplicação de resíduos orgânicos de indústria farmoquímica. In: XXXI CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. Gramado-RS. Anais... Gramado-RS, 2007. 1 CD-ROM.
- LUCHESE, A. V.; COSTA, A. C. S.; SOUZA JÚNIOR, I. G. Lixiviação de íons após a aplicação de resíduos orgânicos de uma indústria farmoquímica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.12, n.2, p.189-199, 2008.
- LUMDSEN, R. D.; LEWIS, J. A.; MILLNER, P. D. Effect of composted sewage sludge on several soilborne pathogens and diseases. *Phytopathology*, v. 73,p.1543-1548, 1983.
- MACHADO, P. R. Absorção de nutrientes por duas variedades de girassol (*Helianthus annuus*, L) em função da idade e adubação em condições de campo. Piracicaba, 1979. 83p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- Macrofauna do Solo como Indicadora dos Sistemas de Plantio Direto para a Região Oeste do Brasil. In: Reunião Brasileira sobre Biologia do Solo, 24; Reunião sobre Micorrizas, 8; Simpósio Brasileiro de Microbiologia do Solo, 7; Reunião Brasileira de Biologia do Solo, 3, Fertbio. Santa Maria – RS, 2000.
- MAGDOFF, F. R. e AMADON, J. F. Nitrogen availability from sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, v. 9, n. 3, p. 451-455, 1980.
- MALAVOLTA, E. Manual de nutrição mineral de plantas. São Paulo, Agronômica Ceres, 2006. 638p.
- 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.
- MARQUES, M. O. Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar. Jaboticabal: Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias- UNESP, 1997. 111p. Tese de Livre Docência.
- MARQUES, M. O.; CAMILOTTI, F.; IANHEZ, G. L. O.; SILVA, A. R.; TASSO JUNIOR, L. C. Metais pesados em plantas de amendoim fertilizadas com lodo de esgoto contaminado com chumbo. In: XXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, Ribeirão Preto-SP. Anais... Ribeirão Preto-SP, 2003. 1 CD ROOM.

- MARTINS, R. S.; BATAGLIA, O. C.; CAMARGO, O. A.; CANTARELLA, H. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.27, n.3, p.563-574, 2003.
- MATTOS JÚNIOR, D.; ALVA, A. K.; PARAMASIVAM, S.; GRAETZ, D. A. Nitrogen mineralization and volatilization in a sandy entisol of Florida under citrus. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. v. 34, n. 13 e 14, p. 1803-1824, 2003.
- 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*, Brasília, v. 36, n. 12, p. 1547-1554, dez. 2001.
- MELO, L. A. S. e LIGO, M. A. V. Amostragem de solo e uso de "litterbags" na avaliação populacional de microartrópodos edáficos. *Scientia Agricola*, v. 56, n.3, p. 523-528, 1999.
- MELO, L. A. S. e LIGO, M. A. V. Efeitos do lodo de esgoto aplicado na cultura de bananeiras "Grande Naine". Comunicado técnico 45-- Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2008. 5 p.
- MELO, L. A. S. Influência de lodos de esgoto nas populações de ácaros e colêmbolos de solo em cultura de milho. In: BETTIOL, W. e CAMARGO, O. Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Empraba Meio Ambiente, 2006. p.227-242.
- MELO, W. J. e MARQUES, O. M. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W. e CAMARGO, O. A. (Ed.). Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.193-142.
- 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. Palestras. Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. CD-ROM.
- MEURER, E. J. Potássio. In: FERNANDES, M. S. Nutrição mineral de plantas. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p.282-298.
- MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. p.1-6.
- MOLDENKE, A. R. Arthropods. In: WEAVER, R. W., ANGLE, S., BOTTOMLEY, P., BEZDICEK, D., SMITH, S., TABATABAI, A., WOLLUM, A. eds. *Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties*. Madison: SSSA, 1994. Part 2. p.517-542.
- MOREIRA, F. M. S. e SIQUEIRA, J. O. *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras: Ed. UFLA, 2002. 626p.
- NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. 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.
- NOVAIS, R. F. e MELO, J. W. V. Relação solo-planta. In: NOVAIS, R. F.; V., V. H. A.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. *Fertilidade do solo*. Viçosa, MG. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 133-204p.
- OLIVEIRA, C. Avaliação do potencial de contaminação de dois solos agrícolas com lodo de esgoto enriquecido com cádmio, chumbo e zinco. Seropédica: UFRRJ, 1998. 186 p. Tese de Doutorado.

- OLIVEIRA, C.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N. Solubilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto enriquecido. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:171-181, 2003.
- OLIVEIRA, F. C. e MATTIAZZO, M. E. Metais pesados em Latossolo tratado com lodo de esgoto e em plantas de cana-de-açúcar. *Scientia Agrícola*, v. 58, n. 3. Piracicaba, 2001. p.581-593.
- OLIVEIRA, F. C.; MARQUES, M. O.; BELLINGIERI, P. A.; PERECIN, D. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. *Scientia Agrícola*. Piracicaba, v. 52, n. 2, p. 360-367, maio/ago., 1995.
- OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ABREU Jr., C. H. Alterações em atributos químicos de um Latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 37:529-538, 2002.
- OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um Latossolo Amarelo 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, 2002.
- OLIVEIRA, J. B. *Pedologia aplicada*. Jaboticabal: Funep, 2001. 414p.
- OLIVEIRA, T. A.; ANTONY, L. M. K.; COSTA, A. S. V.; PREZOTTI, L. Distribuição vertical da fauna edáfica na província petrolífera de Urucu-Amazonas. In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Gramado-RS, Anais... Gramado-RS, 2007, 1CD ROOM.
- OLIVEIRA, W. R. D.; SILVA, G. T. A.; RODRIGUES, K. M.; CORREIA, M. E. F.; CAMPELLO, E. F. C.; RESENDE, A. S. Colonização da serrapilheira de leguminosas por artrópodes edáficos ao longo do processo de decomposição. In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Gramado-RS, Anais... Gramado-RS, 2007, 1CD ROOM.
- PAGE, A. L.; LOGAN, T. J.; RYAN, J. A. Land application of sludge: food chain implications. Chelsea: Lewis Publishers, 1987, 168p.
- PANKHURST, C. E.; LYNCH, J. L. The role of the soil biota in sustainable agriculture. In: PANKHURST, C. E.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R.; GRACE, P. R., eds. *Soil Biota: management in sustainable farming systems*. Melbourne: CSIRO, p. 3-12, 1994.
- PAOLETTI, M. G.; SCHWEIGL, U.; FAVRETO, M. R. Soil macroinvertebrates, heavy metals and organochlorines in low and high input apple orchards and a coppiced woodland. *Pedobiologia*, Jena, v. 39, p. 20-33, 1995.
- PAPAROTTE, I. A. e MACIEL, C. A. C. Efeitos do resíduo de gesso da indústria cerâmica sobre as propriedades químicas do solo. *Engenharia Ambiental*. Espírito Santo do Pinhal, v.3, n.1, p.32-41, 2006.
- PARKER, C. F. e SOMMERS, L. E. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. *Journal of Environmental Quality*. v. 12, n. 1, 1983.
- PAVAN, M. A.; CHAVES, J. C. D.; SIQUEIRA, R.; ANDROCIOLI FILHO, A. Cultura do cafeeiro: O sistema de plantio adensado e a melhoria da fertilidade do solo. *Informações Agronômicas*, 80:1-7,1997.
- PEDROZA, J. P.; HAANDEL, A. C. V.; BELTRÃO, N. E. M.; DIONÍSIO, J. A. Produção e componentes do algodoeiro herbáceo em função da aplicação de biossólidos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.7, n.3, p.483-488, 2003.
- 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. 69p.

- PHILIPPI JR, A., AGUIAR, A. O. Resíduos Sólidos: Características e gerenciamento. In.: PHILIPPI JR, A. Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável. Barueri, SP. Manole, 267-321. 2005.
- PIERZYNSKI, G. M. Plant nutrient aspects of sewage sludge. In: CLAPP, C. E.; LARSON, W.; DOWDY, R. (Eds.). Sewage sludge: land utilization and the environment. Madison: ASA/SSSA, 1994. p.21-25.
- PIMENTEL, D. e WARNEKE, A. Ecological effects of manure, sewage sludge and other organic wastes on arthropod populations. *Agricultural Zoology Reviews*, v. 3, p. 1-30, 1989.
- PINHEIRO, R. S. Inertização de resíduos perigosos através do uso de resíduos industriais alcalinos. 2003. 57p. Dissertação (Mestrado em Agronomia -- Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica-RJ.
- PIRES, J. L. F.; CUNHA, G. R.; THOMAS, A. L. Fatores promotores de rendimento em modelos de produção para soja. In.: SANTOS, H. P.; FONTANELI, R. S.; SPERA, S. T.; PIRES, J. L.; TOMM, G. O. Eficiência de soja cultivada em modelos de produção sob sistema de plantio direto. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2005. p.36-80.
- PIZZANI, R., HICKMAN, C.; LOVATO, T. Índice da Biota do Solo em Sistema de Azevém+Ervilhaca/Milho e Campo Nativo. Anais do XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Gramado-RS, Anais... Gramado-RS, 2007, 1CD ROOM.
- 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.
- POHLMAN, A. A. e McCOLL, J. G. Kinetics of metal dissolution from forest soils by soluble organic acids. *Journal of Environmental Quality*. 15:86-92, 1986.
- 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.
- POSTHUMA, L. e VAN STRAALLEN, N. M. Heavy metal adaptation in terrestrial invertebrates: a review of occurrence, genetics, physiology and ecological consequences. *Comparative Biochemistry and Physiology*, v. 106C, n.1, p.11-38, 1993.
- PRADO, R. M. e 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. e NATALE, W. Desenvolvimento inicial e estado nutricional do maracujazeiro em resposta à aplicação de lodo têxtil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.40, n.6, p.621-626, 2005.
- PRADO, R. M. e 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. e MARTINS, M. A. Utilização do resíduo industrial ferkal na produção de mudas de *Mimosa caesalpiniaefolia*, em estéril de extrato de argila, inoculadas com fungos micorrízicos arbusculares e rizóbio. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.25, p.55-63, 2001.
- RAIJ, B. van. Avaliação da fertilidade do solo. Piracicaba, POTAFOS, 1991. 343p.
- RAISON, R. J.; CONNELL, M. J.; KHANNA, P. K. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ. *Soil Biology and Biochemistry*. v. 19, p. 521-530, 1987.

- RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W.; DYNIA, J. F. Efeito de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 30:583-594, 2006.
- 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.
- REDDY, M. V.; KUMAR, V. P. K.; REDDY, V. R. Earthworm biomass response to soil management in semi-arid tropical Alfisol agroecosystems. *Plant and Soil*, 19, p. 317-321, 1995.
- REGO FILHO, L. DE M.; OLIVEIRA, L. A. A. de; ANDRADE, W. E. de B. Características básicas de crescimento para o girassol cultivares Catissol e Embrapa 122-V2000 na região Norte Fluminense. In: Congresso Brasileiro de Plantas Oleaginosas, Óleos, Gorduras e Biodiesel 2., 2005, Varginha. Anais...Varginha : Ufla. Prefeitura Municipal de Varginha, 2005b. p. 93-96. CD-ROM
- REICHARDT, K.; LIBARDI, P. L.; VICTÓRIA, R. L.; VIEGAS, G. P. Dinâmica do nitrogênio num solo cultivado com milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 23, p. 17-20, 1979.
- 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. 139p.
- RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. Pedologia: base para distinção de ambientes. 4. ed. Viçosa: NEPUT, 2002. 338p.
- REVOREDO, M. D. Atributos químicos e bioquímicos de um Latossolo tratado com lodo de esgoto contaminado com níquel e cultivado com sorgo. 2005. 88 f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.
- REVOREDO, M. D. e MELO, W. J. M. Disponibilidade de níquel em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com sorgo. *Bragantia*, Campinas, v.65, n.4, p.679-685, 2006.
- REZENDE, E. A. R.; SIQUEIRA, G. R.; SANTOS, R. V.; MAZO, M. S. Desempenho de cultivares de girassol (*Helianthus annuus* L) para silagem em diferentes densidades de semeadura na safra. In: XXXVIII Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2001, Piracicaba - SP. Anais. Piracicaba - SP : SBZ, 2001.
- RHEINHEIMER, D. S.; GONÇALVES, C. S.; PELLEGRINI, J. B. R. Impacto das atividades agropecuárias na qualidade da água. *Ciência e Ambiente*, 27:85-96, 2003.
- RHEINHEIMER, D. S.; LABANOWSKI, J.; ELSASS, F.; CAMBIER, P.; SANTOS, M. A. S.; TESSIER, D. Heavy metal transport modeling in soil: sorption/desorption phenomena, water fluxes and contaminant fate. In: CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; REICHERT, J. M. Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007, v.5. 135-180p.
- ROBINSON, M. B.; POLGLASE, P. J.; WESTON, C. J. Loss of mass and nitrogen from biossolids applied to a pine plantation. *Australian Journal of Soil Research*. v. 40, p. 1027-1039, 2002.
- 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.

- RODRIGUES, C. M. Efeito da Aplicação de resíduos da Indústria de Papel e Celulose nos Atributos Químicos, Físicos e Biológicos do Solo, na Nutrição e Biomassa de *Pinus taeda* L. 109 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Setor de Ciências agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.
- RODRIGUES, C. M.; BELLOTE, A. F. J.; DEDECEK, R. A.; GOMES, F. S. Aplicação de resíduo celulósico e seus efeitos sobre a nutrição e a produtividade do *Pinus taeda* L. In: XXX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, Recife-PE. Anais... Recife-PE, 2005. 1 CD ROOM.
- RODRIGUES, K. M., CORREIA, M. E. F., AQUINO, A. M.; BIANCHI, M. O.; BATISTA, I.; ESPÍNDOLA, J. A. A. Efeito da cobertura viva do solo e da adubação orgânica sobre a fauna do solo epígea. In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Gramado-RS, Anais... Gramado-RS, 2007, 1CD ROOM.
- ROSS, S. M. Toxic metals in soil-plants systems. John Wiley & Sons, 1994. 496p.
- SANGOI, L. e SILVA, P. R. F. Comportamento fenológico de cultivares de girassol em função da época de semeadura e do regime hídrico. *Agronomia Sul Riograndense*, v. 21, n. 2, p. 213-232, 1985.
- SANTOS, D. R.; CASSOL, P. C.; KAMINSKI, J.; ANGHINONI, I. Fósforo orgânico do solo. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. p.101-112.
- SANTOS, F. S. Remediação de áreas contaminadas com metais pela disposição de resíduos perigosos da produção de zinco. 2005. 85p. Tese (Doutorado em Agronomia -- Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica--RJ.
- SANTOS, M. F. G.; OLIVEIRA, F. A.; CAVALCANTE, L. F.; MEDEIROS, J. F.; SOUZA, C. C. Solo sódico tratado com gesso agrícola, composto o de lixo o urbano e vinhaça. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.9, n.3, p.307-313, 2005.
- 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.
- SFREDO, G. J. Absorção de nutrientes por duas cultivares de girassol (*Helianthus annuus* L.) em função da idade da planta, em condições de campo. 1983. 99f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- SILVA, C. A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. 597-621p.
- SILVA, C. A.; RANGEL, O. J. P.; DYNIA, J. F.; MANZATO, C. V. Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em Latossolo sucessivamente tratado com lodos de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2006, v.30, n.2, p.353-364.
- SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEIXE, C. A.; MENDONÇA, E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 33, p. 1-8, 1998.
- SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEIXE, C. A.; BERNARDES, E. M. Efeito de lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 36, n. 5, p. 831-840, maio 2001.

- 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, 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, R. F.; AQUINO, A. M.; MERCANTE, F. M.; GUIMARÃES, M. F. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da Região do Cerrado. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, abril, 2006, v.41, n.4, p.697-704.
- 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.
- SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C.; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 38, n. 10, p. 1187-1195, out. 2003.
- SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C.; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.38, n.10, p.1187-1195, 2003.
- SIQUEIRA, C. H.; BARROS, N. F.; NEVES, J. C. L.; LEITE, F. P.; TEIXEIRA, J. L.; NOVAIS, R. F. Eficiência agrônômica e efeito no solo de resíduos da indústria de celulose. In: XXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, Ribeirão Preto-SP. Anais... Ribeirão Preto-SP, 2003. 1 CD ROOM.
- SOON, Y.K.; BATES, T. E. e MOYER, J. R. Land application of chemically treated sewage sludge: III. Effects on soil and plant heavy metal content. Journal of Environmental Quality, 9:497-504, 1980.
- SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. M.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F.; V., V. H. A.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. Fertilidade do solo. Viçosa, MG. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 205-274p.
- SOUTO, L. S.; LOBO, T. F.; SILVA, L. M.; FERNANDES, D. M.; LACERDA, N. B. . Níveis e formas de aplicação de lodo de esgoto na nutrição e crescimento inicial da mamoneira. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e ambiental, Campina Grande - PB, p. 274 - 277, 01 dez. 2005.
- SOUTO, P. C. Acumulação e decomposição da serrapilheira e distribuição dos organismos edáficos em área de Caatinga na Paraíba, Brasil. 2006. Tese (Doutorado em Agronomia-Concentração de Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal da Paraíba, Areia-PB. 146p.
- STEVENSON, F. J. Cycles of soil-carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York, John Willey e Sons, 1986. 380p.
- STRAUS, E. L. Normas da utilização de lodos de esgoto na agricultura. In: BETTIOL, W. e CAMARGO, O. A. Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto, Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 215-224.
- SWAINE, D. J. e MITCHELL, R. L. Trace elements distributions in soil profile. European Journal of Soil Science, 11:347-367, 1960.

- SWIFT, M.J.; HEAL O.W.; ANDERSON J.M. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Blackwell: Blackwell Scientific Publications, 1979, Studies in Ecology, v.5. 372p.
- SYDOW, V.G. et al. Aspectos Estruturais da Fauna do Solo em Áreas Sob Influência do Processamento do Carvão Mineral no Sul do Brasil. In: VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu-MG. Anais... Caxambu-MG, 2007. 1 CD ROOM.
- TAMANINI, C. R.; ANDREOLI, C. V.; MOTTA, A. C. V.; CARNEIRO, C. Teor de metais pesados no solo e absorção pelo milho em área degradada tratada com altas doses de bio-sólido. In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande-MS, Anais... Campo Grande-MS, 2005. 1 CD ROOM.
- TAN, K.H. Environmental soil science. 2.ed. New York: Marcel Dekker Inc., 2000. 452p.
- TANAKA, R. T. e MASCARENHAS, H. A. A. Soja, nutrição correção do solo e adubação. Campinas: Fundação Cargill, 1992. 60p. (Série Técnica, 7).
- TANAKA, R. T. NUTRICAÇÃO MINERAL E ADUBAÇÃO DE CULTURA DE GIRASSOL. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 7, n. 82, p. 74-79, 1981.
- 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. O. C. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. p.113-136.
- TER BRAAK, C.J.F., SMILAUER, P. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 332 pp. 1998.
- THIOULOUSE, J.; CHESSEL, D.; DOL'EDEC, S.; OLIVIER, J. M. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. Statistics Computing, v.7, p.75-83, 1997.
- THOMAZIELLO, R. A.; FAZUOLI, L. C.; PEZZOPANE, J. R. M.; FAHL, J. I. e CARELLI, M. L. C. Boletim Técnico 187. Café Arábica: Cultura e técnicas de produção. Campinas. Instituto Agrônomo, 2000. 82p.
- TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Avaliação agrônômica de um bio-sólido industrial para a cultura do milho. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.40, n.3, p.261-269, mar. 2005.
- TRINDADE, A. V.; GRAZZIOTTI, P. H.; TÓTOLA, M. R. Utilização de características microbiológicas na avaliação da degradação ou recuperação de uma área sob mineração de ferro. Revista Árvore, Viçosa, MG, v. 24, n. 3, p. 683-688, 2000.
- TRUGUILHO, P. F., LIMA, J. T., MORI, F. A. Correlação canônica das características químicas e físicas da madeira de clones de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus saligna*, Cerne, v. 9, n. 1, p. 66-80, 2003.
- USDA (United State Department of Agriculture). Report and recommendation on organic farming. Washington, US Government. 94p. 1980.
- VALENTIM, C.L.; SOLAR, R.R.C.; SCHMIDT, F.A. RIBAS, C.R. SCHOEREDER, J.H. Formigas como bioindicadoras de impacto ambiental causado por arsênio. Biológico, São Paulo, v.69, suplemento 2, p.297-300, 2007.
- VALERI, S. V. V.; BARRETO, V. C. M.; CRUZ, M. C. P. Resposta do eucalipto à aplicação de composto orgânico. In: Fertbio 2008, Londrina-PR. Anais... Londrina-PR, 2008. 1 CD-ROM.

- VARGAS, M.A.T e HUNGRIA, M. *Biologia dos solos dos Cerrados*. EMBRAPA-CPAC, Planaltina-DF, 524p., 1997.
- VAZ, L. M. S. e GONÇALVES, J. L. M. Crescimento inicial e fertilidade em um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. *Sitientibus*, n 26, p. 151-174. 2002.
- VELASCO-MOLINA, M.; MATTIAZZO, M. E.; ANDRADE, C. A.; POGGIANI, F. Nitrogênio e metais pesados no solo e em árvores de eucalipto decorrentes da aplicação de biossólido em plantio florestal. *Scientia Forestalis*, n.71, p25-35, 2006.
- VIEIRA, R. F. e SILVA, C. M. M. S. Utilização de lodo de esgoto como fonte de fósforo na cultura de soja. Jaguariúna, SP. Embrapa Meio Ambiente, 2004. 3p (CNPMA. Circular técnica 6).
- VIEIRA, R. F. Sewage sludge effects on soybean growth and nitrogen fixation. *Biology and Fertility of Soils*, v.34, p.196-200, 2001.
- 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.
- VIEIRA, R. F.; TANAKA, R. T.; TSAI, S. M.; PÉREZ, D. V.; SILVA, C. M. M. S. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.40, n.9, p.919-926, set. 2005.
- VITTI, G. C.; LIMA, E. CICARONE, F. Cálcio, magnésio e enxofre. In: FERNANDES, M. S. *Nutrição mineral de plantas*. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p.299-326.
- WILKS, D.S. *Statistical methods in the atmospheric science: an introduction*. New York: Academic Press. 1995. 467p.
- WOLTERS, V. Invertebrate control of soil organic matter stability. *Biology and Fertility of Soil*, v.31, p.1-19, 2000.
- XLSTAT 7.0, Addinsoft. Paris, France, 2005.