

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

DISSERTAÇÃO

Nitrogênio e Metais Pesados em Área de Planossolo da
UFRRJ Cultivada com Soja (cv. Celeste) Após
Aplicação de Resíduos Industriais

Maurel Behling

2005



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

**NITROGÊNIO E METAIS PESADOS EM ÁREA DE PLANOSSOLO
DA UFRRJ CULTIVADA COM SOJA (CV. CELESTE) APÓS
APLICAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS**

MAUREL BEHLING

Sob a Orientação do Professor
Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho

e Co-orientação da Professora
Clarice de Oliveira

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

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2005

631.826

B419n

T

Behling, Maurel, 1977-

Nitrogênio e metais pesados em área de planossolo da UFRRJ cultivada com soja (Cv. Celeste) após aplicação de resíduos industriais / Maurel Behling. – 2005.

124f.: il.

Orientador: Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho.

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

Bibliografia: p. 75-87.

1. Solos – Teor de metal pesado – Teses. 2. *Glicine max* – Efeito dos metais pesados – Teses. 3. Resíduos industriais – Lixiviação – Teses. 4. Nitrificação – Teses. I. Amaral Sobrinho, Nelson Moura Brasil do. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Agronomia. III. Título.

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

MAUREL BEHLING

Dissertação submetida ao curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo, como requisito para obtenção do grau de **Mestre em Ciências** em Agronomia.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 18 / 02 / 2005

Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho. Dr. UFRRJ
(Orientador)

Nelson Mazur. Dr. UFRRJ

Maria da Conceição Rivoli Costa. Dr. UNITAU

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais Edeimar e Elari Behling.

As minhas irmãs, Adriane e Luciana Behling.

A minha filha Maria Eduarda, a qual trouxe uma nova fase em minha vida.

Ao amigo Polaco lá da Gleba Primavera (Sorriso-MT) com quem muito aprendi sobre operação de máquinas agrícolas, um grande professor.

Em memória dos amigos que ao longo desta jornada perdi, os amigos da Gleba Primavera, ao Zé Knap, que graças as suas caronas muitas vezes pude visitar minha família no tempo que estava na Agrotécnica de Cuiabá-MT, ao Jota Viganó e sua F1000 turbinada, aos demais amigos que as vidas perderam nas estradas deste Brasil a fora. Em memória de Carlos Alberto Begrow, o “Manteiga” o qual me apontou o caminho, me empurrou para os primeiros passos, a pessoa que me espelhei como agrônomo, e com quem aprendi a ter paciência, nos momentos difíceis e complicados, nestes momentos ele simplesmente dizia: “fique tranquilo nós vamos dar um jeito”...

“Um homem precisa viajar. Por sua conta, não por meio de histórias, imagens, livros ou TV. Precisa viajar por si, com seus olhos e pés, para entender o que é seu. Para um dia plantar as suas próprias árvores e dar-lhes valor. Conhecer o frio para desfrutar do calor. E o oposto. Sentir a distância e o desabrigo para estar bem sob o próprio teto. Um homem precisa viajar para lugares que não conhece para quebrar a arrogância que nos faz ver o mundo como imaginávamos, e não simplesmente como é ou pode ser. Que nos faz doutores do que não vimos, quando deveríamos ser alunos, e simplesmente ir e ver”.

Amyr Klink

“As pessoas falam das outras com mágoa,
ao invés de matarem essa sede com água;
água no olhar dos meninos, filhos, sobrinhos e afilhados.
Estamos quase ilhados, e dando maus exemplos,
deixando de fazer amigos e fazendo tormentos.
Vivemos um tenso momento, onde o sorriso
tem que valer mais que a fúria pois o coração é quem tudo segura
e muitas vezes se desfaz em dor. Ele nasceu para o amor,
ele não tem tempo, nem idade, nasceu para a felicidade,
e quem não quiser ver assim, não pode olhar para mim,
pois estou longe da inveja; quero aprender mais e não competir,
quero o que sempre vivi, ter mais amigos e caminhar pelos trilhos.
Chegar sempre onde está o amor seja a
lonjura que for, quero simplesmente chegar.”

(Paulinho Pedra Azul)

**“Se cabe a mim acreditar ou não em Deus
Também cabe a mim acreditar, na minha existência ”...**

MB.

AGRADECIMENTO

A “Deus”, por tudo, pela vida, por seu sopro e pelo seu espírito. Descobrimos que não devemos ficar esperando por Deus para solucionar nossos problemas, pois cabe á nós a liberdade de tomar as decisões que nos são pertinentes, no entanto também nos cabe a responsabilidade por elas, Deus apenas nos guia, não nos proíbe de nada;

A minha família pelo apoio e pela confiança em mim depositada. Obrigado, não por ter me apontado o caminho, mas por ter-me dado à liberdade de seguir pelo caminho que achava ser meu. Sem vocês, seria impossível esta caminhada, uma pessoa bem acompanhada, nunca está só;

À Sandy, não a do Júnior, à minha;

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ, principalmente ao Departamento de Solos e ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo, pelo apoio no desenvolvimento deste trabalho;

A CAPES e FAPERJ, pelo apoio financeiro;

Ao professor, orientador e amigo Dr. Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho, por sua orientação, dedicação e pela confiança depositada na condução deste trabalho;

À amiga e segunda mãe Conceição Rivoli, à “6ção”, pelos momentos de grande alegria, a mim concedidos;

Ao professor Dr. Nelson Mazur pela amizade e aprendizado;

À professora Dra. Clarice de Oliveira, pela coorientação e por todo o apoio prestado na realização deste trabalho;

Aos professores Lúcia Helena Cunha dos Anjos e Marcos Gervásio Pereira, pelos ensinamentos, exemplo, e amizade;

Ao amigo e irmão Arison José Pereira, o “Piu Piu”, pela grande amizade e pelos bons momentos que juntos compartilhamos como moradores do quarto 313 no alojamento M3, e como sócios da Armando S.A., nosso primeiro empreendimento como empresários. Valeu mano;

Ao Francisco Fadigas e a Fabiana Soares (a Espanhola), pessoas com quem muito aprendi, e tenho como exemplo de competência e dedicação;

À Fabiana Dias, a baiana, pelo prazer de compartilhar este trabalho;

Ao Raul Berwanger, grande amigo, desde os tempos de agrotécnica, e que muito colaborou na realização deste trabalho;

Aos amigos da “República do Rui”, Cesar Rui, Raul Rui, Claudinei Rui e as “Ruidetes” Dominique, Paula e Patrícia;

À Luciana Duque, à “Lu”, pela amizade, por compartilhar comigo um momento muito importante em minha vida, obrigado, por seus conselhos, por sua alegria;

À Ana Carolina Callegario, pelo seu “bom dia”, que sempre tornou o meu dia muito mais agradável, obrigado;

Ao Onar e ao Sérgio da horticultura por toda a assistência prestada na condução do experimento durante a fase de campo;

Ao Henrique da Fertilidade, pela ajuda na condução do experimento;

Aos secretários da pós-graduação Luciene e Roberto pelo seu bom atendimento, eficiência e bom humor;

Aos colegas do Laboratório de Química do Solo Márcio, Vinícius, Sintia, Carolina, José Antônio, Itaynara, Rayssa, Maruzanete, Johnny, Marcelo pela ajuda no trabalho e agradáveis momentos;

Agradeço também a todos que direta ou indiretamente colaboraram para realização deste trabalho, por meio de suas palavras de apoio, incentivo, críticas e sugestões.

Obrigado!!!

BIOGRAFIA

MAUREL BEHLING, filho de Edeimar Behling e Elari Behling, nasceu em 30 de março de 1977, na cidade de Campo-Erê - SC.

Ingressou na Escola Agrotécnica Federal de Cuiabá-MT em 1993, concluindo o curso de Técnico em Agropecuária no ano de 1995. No ano de 1996 concluiu o curso de Pós-Técnico em Zootecnia pela Escola Agrotécnica Federal de Santa Teresa-ES. Graduou-se em Agronomia no ano de 2002, na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, sendo bolsista de iniciação científica do CNPq na área de Química e Poluição do Solo, no período de setembro de 1999 a 31 de agosto de 2002. Em março de 2003 ingressou no Mestrado no Curso de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo na UFRRJ, onde foi bolsista da CAPES no primeiro ano, e do programa bolsa nota 10, da FAPERJ, no segundo ano.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	1
2.	REVISÃO DE LITERATURA.....	2
2.1	Definição de Resíduos.....	2
2.2	Classificação Geral dos Resíduos.....	2
2.3	O Controle de Resíduos	3
2.4	A Disposição Final dos Resíduos.....	3
2.5	O Uso Agrícola de Resíduos.....	5
2.6	A Cultura da Soja	9
3.	MATERIAL E MÉTODOS	11
3.1	Caracterização da Área Experimental:.....	11
3.2	Resíduo Industrial da PURAC SÍNTESSES:.....	12
3.3	Resíduo Industrial da PETROFLEX	13
3.4	Caracterização dos Resíduos.....	14
3.5	Delineamento Experimental:	15
3.6	Instalação do Experimento:.....	15
3.7	Condução do Experimento.....	16
3.7.1	Coletas de solo e análises químicas.....	16
3.7.2	Drenagem do terreno.....	17
3.7.3	Controle de plantas invasoras e de pragas	17
3.8	Variáveis Avaliadas.....	18
3.8.1	No solo	18
3.8.2	Na planta	18
3.9	Tratamento Estatístico dos Dados	19
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	20
4.1	Distribuição das Chuvas.....	20
4.2	Análise de pH do Solo.....	22
4.3	Carbono Orgânico.....	28
4.4	Nitrogênio Orgânico	31
4.5	Nitrogênio Mineral.....	35
4.6	Metais Pesados no Solo.....	41
4.7	Produção da Soja	52
4.8	Teor de Nitrogênio na Cultivar de Soja Celeste	65
4.9	Biodisponibilidade de Metais Pesados para as Plantas de Soja.....	69
4.10	Considerações Finais	73
5.	CONCLUSÕES	74
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	75
7.	ANEXOS.....	88

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Forma de disposição final de resíduos em função do grau de periculosidade .	4
Tabela 2. Características químicas e físicas do solo (Planossolo Háplico) nas diferentes profundidades.	11
Tabela 3. Concentração pseudo-total de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn no solo, antes da aplicação dos resíduos.....	11
Tabela 4. Características dos resíduos Ferkal® e LETRIP, em estudo.....	14
Tabela 5. Teor de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn nos resíduos e produtos aplicados ao solo e nas plantas durante a condução do experimento.....	15
Tabela 6. Descrição dos tratamentos utilizados no experimento.....	16
Tabela 7. Valores de pH na camada de 0 – 20 cm do solo , em função de diferentes doses do resíduo LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.	24
Tabela 8. Valores de pH na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do resíduo Ferkal e do tempo de aplicação.	26
Tabela 9. Valores de pH na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do resíduo LETRIP e do Tempo de aplicação.....	27
Tabela 10. Teores de Carbono (g kg^{-1}) na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do resíduo LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.....	30
Tabela 11. Valores de N-orgânico (g kg^{-1}) na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.	34
Tabela 12. Valores de N-mineral (mg kg^{-1}) na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.	39
Tabela 13. Concentração normal e nível crítico de metais pesados no solo (mg kg^{-1})..	42
Tabela 14. Massa acumulada pela cultivar celeste aos 55 dias após a emergência (DAE), submetida as diferentes doses de Ferkal e LETRIP.....	52
Tabela 15. Nodulação da cultivar de soja celeste, aos 55 dias após a emergência (DAE), submetida a diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.....	53
Tabela 16. Dias ocorrido entre a semeadura e o florescimento das plantas do cultivar Celeste, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.	55
Tabela 17. Dias ocorrido entre a semeadura e a maturação das plantas do cultivar Celeste, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.	56
Tabela 18. Altura média (cm) das plantas do cultivar Celeste, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.	56
Tabela 19. Altura média (cm) de inserção das primeiras vagens das plantas do cultivar Celeste, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.	58
Tabela 20. Índice de acamamento das plantas do cultivar Celeste em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.....	59
Tabela 21. Número de plantas por metro linear do cultivar Celeste em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.....	60

Tabela 22. Número de vagens por planta do cultivar Celeste em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.	61
Tabela 23. Número de grãos por planta do cultivar Celeste em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.	63
Tabela 24. Produtividade ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) de grãos de soja, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.....	64
Tabela 25. Teor de nitrogênio total (g kg^{-1}) nas raízes de soja, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.	66
Tabela 26. Teor de nitrogênio total (g kg^{-1}) no caule de soja, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.	67
Tabela 27. Teor de nitrogênio total (g kg^{-1}) nas folhas de soja, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.	67
Tabela 28. Teor de nitrogênio total (g kg^{-1}) nos grãos de soja, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.	69
Tabela 29. Concentração normal e níveis de metais pesados em plantas (mg kg^{-1}).	72

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Precipitação pluviométrica e temperatura do ar no município de Seropédica, RJ, (valores médios mensais do ano de 2004), dados do Posto Agrometeorológico da Estação Ecologia Agrícola Km 47, Pesagro-Rio/INMET... 12
- Figura 2.** Curva de neutralização da mistura do resíduo Ferkal + solo. 13
- Figura 3.** Fases de ocorrência das principais pragas da soja (FUNDAÇÃO – MT, 2001).
..... 17
- Figura 4.** Balanço hídrico pelo método de THORNTHWAITE & MATHER (1955), do município de Seropédica, RJ, para a cultura da soja, (valores médios mensais do período de 1995 a 2004), dados do Posto Agrometeorológico da Estação Ecologia Agrícola Km 47, Pesagro-Rio/INMET. 20
- Figura 5.** Diagrama Ombrotérmico pelo método de BAGNOULS & GAUSSEN (1957), determinando a duração e intensidade da estação seca do município de Seropédica, RJ, (valores médios mensais do período de 1995 a 2004), dados do Posto Agrometeorológico da Estação Ecologia Agrícola Km 47, Pesagro-Rio/INMET... 21
- Figura 6.** Valores do pH do solo em razão da profundidade, da dose de Ferkal, da dose de LETRIP e das épocas de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão..... 23
- Figura 7.** Valores médios de pH na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses de LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal... 25
- Figura 8.** Valores de pH na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do resíduo Ferkal e do tempo de aplicação. 26
- Figura 9.** Valores de pH na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses de LETRIP e do tempo de aplicação. 28
- Figura 10.** Distribuição dos teores de carbono orgânico em profundidade, em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão..... 29
- Figura 11.** Teor de carbono na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses de LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal. 31
- Figura 12.** Teores de nitrogênio orgânico do solo, em razão da profundidade, da época de coleta e das doses de Ferkal e LETRIP aplicadas. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão..... 32
- Figura 13.** Relação C:N do solo, em razão da profundidade, da época de coleta e das doses de Ferkal e LETRIP aplicadas. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão..... 33
- Figura 14.** Teor de N orgânico na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal. . 35
- Figura 15.** Teores de N– NH_4^+ do solo, em razão da profundidade, da época de coleta e das doses de Ferkal e LETRIP aplicadas. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão. 37
- Figura 16.** Teores de N– NO_3^- do solo, em razão da profundidade, da época de coleta e das doses de Ferkal e LETRIP aplicadas. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão. 38

Figura 17. Teor de N-mineral na camada de 0 – 20cm do solo, em função de diferentes doses de LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.	40
Figura 18. Teor de N-mineral na camada de 0 – 20 cm do solo em função do tempo de aplicação dos resíduos.....	40
Figura 19. Teor de Cd no solo em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão.	43
Figura 20. Teor de Cu no solo em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão	45
Figura 21. Teor de Fe no solo em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão	46
Figura 22. Teor de Mn no solo em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão	48
Figura 23. Teor de Pb no solo em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão	49
Figura 24. Teor de Zn no solo em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão	50
Figura 25. Número de nódulos podres devido ao efeito de doses crescentes do lodo da estação de tratamento de resíduos industriais da Petroflex (LETRIP).....	54
Figura 26. Altura média das plantas do cultivar de soja Celeste, em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.....	57
Figura 27. Altura média de inserção das primeiras vagens das plantas do cultivar de soja Celeste em função de diferentes doses do LETRIP e Ferkal.	58
Figura 28. Índice de acamamento das plantas do cultivar de soja Celeste em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal. .	60
Figura 29. Número de plantas por metro do cultivar de soja Celeste, em função de diferentes doses do resíduo Ferkal.	61
Figura 30. Número de vagens por planta do cultivar de soja Celeste em função de diferentes doses do LETRIP.	62
Figura 31. Número de grãos por planta do cultivar de soja Celeste em função de diferentes doses do LETRIP.	63
Figura 32. Produtividade (kg.ha ⁻¹) de grãos do cultivar de soja Celeste, em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal. .	65
Figura 33. Teor de nitrogênio total (g kg ⁻¹) nas raízes do cultivar de soja Celeste, em função de diferentes doses do LETRIP.	66
Figura 34. Teor de nitrogênio total (g kg ⁻¹) nas folhas do cultivar de soja Celeste, em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.....	68
Figura 35. Teor de metais pesados nas plantas de soja aos 55 DAP, cultivadas com diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão.	71

RESUMO

BEHLING, Maurel. **Nitrogênio e metais pesados em área de Planossolo da UFRRJ cultivada com soja (cv. Celeste) após a aplicação de resíduos industriais.** Seropédica: UFRRJ, 2005. 124p. (Dissertação, Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo).

O estudo foi desenvolvido com o objetivo de avaliar o efeito da adição de dois resíduos (Ferkal e o Lodo da Estação de Tratamento de Resíduos Industriais da Petroflex (LETRIP)) na correção da acidez do solo, fornecimento de nutrientes, aumento no teor de matéria orgânica, riscos de contaminação por metais pesados e na produtividade da cultivar de soja Celeste em uma área de PLANOSSOLO. O experimento foi desenvolvido na área experimental da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, durante o ano agrícola 2003/04, localizada em Seropédica, Estado do Rio de Janeiro. Os tratamentos foram compostos pela combinação das doses de 0, 25, 50 e 100 Mg ha⁻¹ de LETRIP com 0, 3 e 6 Mg ha⁻¹ de Ferkal. A instalação das parcelas experimentais seguiu o delineamento experimental de blocos ao acaso, esquema fatorial 4 x 3, com 12 tratamentos e 3 repetições, totalizando 36 parcelas experimentais. A área útil de cada parcela compreendeu 16 m² mais a área de bordadura. O solo foi preparado no dia 03 de outubro de 2003, no dia 08 de outubro o resíduo Ferkal foi aplicado manualmente em quantidades equivalentes a 3,0 e 6,0 Mg ha⁻¹ de matéria seca, e incorporado ao solo com enxada rotativa. O LETRIP foi aplicado no período de 15 de novembro a 17 de dezembro de 2003, as doses de 25, 50 e 100 Mg ha⁻¹ de matéria seca e incorporado com enxada rotativa. A semeadura da soja foi realizada no dia 13 a 20 de janeiro de 2004, aproximadamente 40 dias após a aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP em 50% da área da parcela, o espaçamento entre linhas foi de 40 cm e a densidade de plantas foi de 20 por metro linear. A área útil de cada parcela foi representada pelas três fileiras centrais, descartando-se um metro das extremidades de cada fileira. As sementes foram inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum*, estirpes BR 29 e BR 96, recomendadas para a cultura da soja. Foi feita uma adubação suplementar com fósforo equivalente a 60 kg ha⁻¹ de P₂O₅, aplicando-se 400 kg ha⁻¹ de Termofosfato Yoorin no momento da semeadura. Os efeitos isolados das doses dos resíduos Ferkal e LETRIP foram lineares ocorrendo um aumento da produção com o aumento isolado das doses de cada resíduo. Embora, as maiores produções foram obtidas na combinação das doses destes resíduos, sendo que a maior dose de Ferkal combinada com a maior dose de LETRIP possibilitou uma produtividade superior a 4000 kg ha⁻¹, um incremento de produtividade superior a 1300 kg ha⁻¹ em relação à testemunha. Os resultados obtidos demonstram o potencial desses resíduos na utilização agrícola, em substituição aos adubos minerais, sendo necessário um cuidado especial quanto as relações de equilíbrio entre N-orgânico e mineral (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻) e as alterações nos teores de metais pesados, devendo estes serem monitorados ao longo do tempo e serem adotados manejos que visem preservar a matéria orgânica do solo.

Palavras chave: *Glycine max*, biossólidos, carbono orgânico, nitrificação, lixiviação, biodisponibilidade.

ABSTRACT

BEHLING, Maurel. **Nitrogen and heavy metals in an area of Planossolo of the UFRRJ cultivated with soy (cv. Celeste) after application of industrial residue.** Seropédica: UFRRJ, 2005. 124p. (Dissertation, Master Science in Agronomy, Soil Science).

The study was developed with the objective of evaluating the effect of addition of two residues (Ferkal and Mud from the Petroflex Treatment Station of Industrial Residues - LETRIP) in reduction of soil acidity, supply of nutrients, increasing in organic matter content, risk of heavy metal contamination and in the productivity of soy cultivar Celeste, in an area of PLANOSSOLO (Fragiudult). The experiment was developed in an area at the Rural Federal University of Rio de Janeiro campus, during the agricultural year of 2003/04, located in Seropédica, State of Rio de Janeiro (BR). The treatments were set by combination of dosages of 25, 50 and 100 Mg ha⁻¹ of LETRIP with 3 and 6 Mg ha⁻¹ of Ferkal, plus testimony without both residues. The installation of the experimental plots followed the random experimental block design, factorial 4 x 3, with 12 treatments and 3 repetitions, with a total of 36 plots. The useful area of each plot was 16 m² plus the adjoining area. The soil was plowed on October 3rd, 2003, and the Ferkal residue was applied on October 8th, manually, in amounts equivalent to 3.0 and 6.0 Mg ha⁻¹ of dry matter, and incorporated to the soil with a rotative hoe. LETRIP was applied in the period from November 15th to December 17th, 2003, at the dosage of 25, 50 and 100 Mg ha⁻¹ of dry matter and incorporated with a rotative hoe. The soy was planted from January 13 to 20th, 2004, approximately 40 days after application of residues Ferkal and LETRIP in 50% of the plots area. The spacing among lines was of 40 cm and the density of plants was of 20 plants for linear meter. The useful area of each plot was represented by the three central rows, being discarded a meter of each row ends. The seeds were inoculated with *Bradyrhizobium japonicum*, ancestries BR 29 and BR 96, recommended for the soy culture. It was made A supplement of fertilizer was applied, equivalent to 60 kg ha⁻¹ of P₂O₅, or 400 kg ha⁻¹ of Termophosphate Yoorin at the planting. The isolated effects of dosages of Ferkal and LETRIP residues showed a linear pattern, with the increase of soy productivity with increasing dosages of each residue. Though, the largest productions were obtained in the combination of dosages of the residues. The highest dosage of combined Ferkal with the highest dosage of LETRIP resulted in productivity higher than 4000 kg ha⁻¹, an increment of productivity of 1300 kg ha⁻¹ when compared to the testimony. The results obtained demonstrated the potential of those residues for agricultural usage, substituting partially mineral fertilizers. However, it is necessary a special care while equilibrating ratios among organic and mineral N (N–NH₄⁺ and N–NO₃⁻ + N–NO₂⁻), and alterations in content of heavy metals, that should be monitored along the time. Also, soil management practices that preserve organic matter should be used.

Keywords: *Glycine max*, biosolids, organic carbon, nitrification, leaching, bioavailability.

1. INTRODUÇÃO

O avanço industrial, nas últimas décadas, tem gerado grande quantidade e variedade de resíduos, causando sérios problemas ambientais. Com o passar do tempo e aumento destes problemas, bem como a escassez dos recursos naturais, e maior conscientização da sociedade, muitos estudos estão voltados para o reaproveitamento e formas menos impactantes de destinação destes resíduos. Uma alternativa para o reaproveitamento deste material tem sido a sua aplicação ao solo. Com o aumento dos custos dos fertilizantes comerciais e a escassez de áreas disponíveis próximas aos grandes centros urbanos para o despejo dos resíduos industriais e urbanos, o uso destes materiais na agricultura tornou-se uma alternativa atrativa tanto do ponto de vista de reciclagem de nutrientes quanto do ponto de vista econômico (MESQUITA, 2002). Muitos destes resíduos apresentam quantidades apreciáveis de nutrientes para as culturas como N, P, K e matéria orgânica, podendo, desse modo, ser usado como um fertilizante. O reaproveitamento de determinados resíduos pode proporcionar, aos agricultores, a oportunidade de reduzir os custos com fertilizantes inorgânicos e a solução para a disposição deste material, pelos órgãos responsáveis.

A aplicação de resíduos ao solo com finalidades agrícolas, requer muitos estudos, pois existem dificuldades para o estabelecimento de estratégias para o controle de resíduos no Brasil, decorrentes, entre outros motivos, da escassez de dados e estudos técnicos sobre o assunto. Dados técnicos e estudos sobre os meios ar, água, e solo são poucos, ou estão dispersos, ou não são adequadamente divulgados, o que limita o surgimento de novos estudos e discussões sobre o assunto.

O desafio está em entender como as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo afetam a capacidade deste em atuar como um receptor de resíduos, com um mínimo de efeitos indesejáveis para o ambiente. Portanto, o solo não deve funcionar como um simples depósito de resíduos, e nem o resíduo utilizado como forma de descarte. Solo e resíduo devem ser manejados como um sistema integrado de modo a obter-se o melhor aproveitamento possível.

O reaproveitamento agrícola dos resíduos gerados pelas indústrias Purac Sínteses (Ferkal) e Petroflex (LETRIP) irá diminuir o volume a ser disposto em aterros, reduzindo a poluição do solo e das águas subterrâneas por metais pesados e nitratos. O resíduo da Purac Sínteses apresenta potencial como corretivo da acidez do solo e o Lodo da Estação de Tratamento de Resíduos Industriais da Petroflex (LETRIP) é uma fonte de nutrientes e matéria orgânica para as plantas. Considerando essas hipóteses, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o efeito isolado e combinado da adição dos dois resíduos para correção da acidez do solo; fornecimento de nutrientes; aumento no teor de matéria orgânica, e riscos de contaminação por metais pesados em uma área de PLANOSSOLO, no campus da UFRRJ. Avaliou-se a dinâmica de C e as relações de equilíbrio entre N-orgânico e mineral ($N-NH_4^+$ e $N-NO_3^- + N-NO_2^-$), as alterações nos teores pseudo-totais de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn, e o comportamento da cultura da soja (cultivar Celeste), submetida as diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Definição de Resíduos

Resíduos são substâncias, produtos, ou objetos, que se tornaram incapazes de utilização para os fins que foram produzidos, ou são restos de um processo de produção, transformação ou utilização e, em ambos os casos, pressupõem que o detentor se tenha de desfazer deles (FORMOSINHO et al., 2000; DAVIS et al., 1991).

Convém realçar que não há uma definição única de resíduo a nível mundial, pois se verifica uma acentuada diferenciação nas diversas legislações. A procedência dos resíduos é muito variada pois está associada a toda a atividade humana. De um modo geral podemos qualificar os resíduos quanto a sua procedência em domésticos, comerciais, industriais, hospitalares, agrícolas, de serviço e de varrição (NBR 10.004; SCHALCH, 1995).

A Resolução CONAMA Nº.7, de 4 de maio de 1994, determina de forma abrangente o conteúdo do termo “resíduos”, incluindo no rol as sucatas, os desperdícios, os rejeitos, as escórias, as sobras, as carcaças, os lixos, as aparas, os descartes, as cinzas, as borras, as lamas, os lodos, as limalhas, os cacos e os cavacos. Além disso, a aludida resolução classificou os resíduos em perigosos, indesejáveis e outros, fixando regras específicas para cada uma das classes (FIORILLO, 2001).

NAUMOFF e PERES (2000) citam que os resíduos sólidos são originados das atividades dos diversos ramos da indústria, tais como: metalúrgica; química; petroquímica; papelaria; alimentícia etc., sendo bastante variados, podendo ser representados por cinzas, lodos, óleos, resíduos alcalinos ou ácidos, plásticos, papéis, madeiras, fibras, borrachas, metais, escórias, vidros e cerâmicas, dentre outros.

2.2 Classificação Geral dos Resíduos

Os resíduos podem ser classificados quanto a sua origem em urbanos, industriais, de serviços de saúde, atividades rurais, serviços de transportes e rejeitos radioativos. Igualmente podem ser classificados, não em termos da sua proveniência, mas da sua natureza físico-química, em: metais, vidros, papel, têxteis, vegetais, pilhas, plásticos, lamas de depuração, etc. (FORMOSINHO et al., 2000). Entretanto, a classificação mais importante diz respeito à periculosidade, determinando a forma de destinação do resíduo, podendo ser divididos segundo a NBR 10.004 em:

- a) Resíduos Classe I – Perigosos: resíduos que em função de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade, podem apresentar risco à saúde pública ou efeitos adversos ao meio ambiente;
- b) Resíduos Classe II – Não perigosos:
 - Resíduo Classe II A – não Inertes: resíduos que não se enquadram na Classe I – perigosos ou Classe II B – inertes. Podem ter propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água;
 - Resíduos Classe II B – Inertes: resíduos que não sofrem transformações físicas, químicas ou biológicas significativas a ponto de acarretar risco à saúde e ao meio ambiente (restos construção, vidros, certos plásticos e borrachas de difícil decomposição).

A classificação acima mencionada é baseada na sua periculosidade e solubilidade, de acordo com a Norma Brasileira — NBR 10.004. Durante o processamento industrial podem ser gerados Resíduos Sólidos Perigosos, Não-Inertes ou Inertes, o que exige atenção nos setores operacional e de meio ambiente da indústria, a fim de evitar a mistura desses resíduos durante as atividades de acondicionamento, coleta, tratamento e destino final. Atualmente, algumas indústrias brasileiras estão realizando programas internos baseados nas normas ISO-14000 para reciclagem e reaproveitamento dos seus resíduos sólidos, pois a segregação do material, ainda na fonte geradora, diminui o volume total de resíduos, reduz os gastos operacionais e, em alguns casos, pode gerar uma nova receita para a indústria (RODRIGUES PEREIRA, 2003; JOHN, 2000).

2.3 O Controle de Resíduos

Quando se trata de um problema de controle de resíduos é necessário que essa abordagem siga uma hierarquia (FORMOSINHO et al., 2000):

- i) Em primeiro lugar é necessário verificar se não será possível evitar a produção do resíduo, por exemplo, utilizando produtos fabricados de forma diferente, ou prolongando o tempo de vida útil do produto.
- ii) Em segundo lugar é necessário verificar se não é possível encontrar uma nova serventia para esse produto, em que grande parte das suas propriedades ainda possam ser rentabilizadas, caso por exemplo, de um pneu que seja recauchutado; grande parte dos materiais usados para sua fabricação e toda a tecnologia vão ser aproveitados, apenas acrescentando-se a borracha gasta durante o seu primeiro ciclo de vida.
- iii) Finalmente, quando não é possível aproveitar grande parte do valor do produto pode-se tentar a terceira alternativa, ou seja, aproveitar a matéria prima que o constitui. Quando se fabricam produtos idênticos, como no caso do uso de sucatas de aço para produzir perfis e chapas, com características similares ao do produto original, está-se realizando uma operação denominada reciclagem.

Os três princípios mencionados constituem a conhecida sigla dos 3 erres: reduzir, reutilizar e reciclar (FORMOSINHO et al., 2000; SOARES & GRIMBERG, 1998).

A prevenção à poluição refere-se a qualquer prática que vise à redução e/ou eliminação, seja em volume, concentração ou toxicidade, das cargas poluentes na própria fonte geradora. Inclui modificações nos equipamentos, processos ou procedimentos, reformulação ou replanejamento de produtos e substituição de matérias primas e substâncias tóxicas que resultem na melhoria da qualidade ambiental (FIGUEIREDO et al., 2000).

2.4 A Disposição Final dos Resíduos

Os resíduos apresentam hoje uma grave ameaça à vida no planeta por duas razões: a quantidade produzida é superior ao espaço disponível para depositar os resíduos e quase todas as substâncias químicas comercializadas são, potencialmente, danosas à saúde humana. De modo geral, os resíduos resultam de atividades produtivas industriais ou de sistemas de tratamento de diversas origens, podendo se apresentar nas formas sólida, semi-sólida, líquida e gasosa (FORMOSINHO et al., 2000).

A falta de cuidado pode ameaçar o solo, a água e o ar. Em função das suas características, exigem cuidados especiais quanto ao manuseio, acondicionamento,

coleta, transporte e destino final (AMARAL SOBRINHO, 1993). A forma final de descarte dependerá do grau de periculosidade do resíduo conforme a Tabela 1.

Tabela 1. Forma de disposição final de resíduos em função do grau de periculosidade

Grau de periculosidade	Forma de descarte
INERTES	ATERRO CONVENCIONAL
NÃO INERTES	ATERRO CONVENCIONAL
PERIGOSOS	ATERRO ESPECIAL
PERIGOSOS ESPECIAIS	ESTOCAGEM

Fonte: ARROIO e CANTINI, 1986.

Em virtude da extrema diversidade dos tipos de resíduos e da grande faixa de variação da concentração de seus constituintes, não existe uma regra geral para determinar qual processo de tratamento ou de disposição final é mais adequado para um resíduo em especial. Na escolha de um método de tratamento ou de disposição, será absolutamente necessário conhecer em detalhes as características do resíduo, sua origem, seus constituintes e a faixa de variação desses constituintes (FORMOSINHO et al., 2000).

Os processos de tratamento têm como objetivo submeter o resíduo a reações físicas, químicas ou biológicas para fazer com que o mesmo perca suas características de periculosidade, promover uma redução de volume ou mudança de alguma propriedade física ou química (FORMOSINHO et al., 2000).

Atualmente, o problema com maior dificuldade de solução diz respeito a resíduos perigosos orgânicos, os quais, em virtude das deficiências de mão de obra qualificada, não têm seus constituintes determinados (USEPA, 1999; FORMOSINHO et al., 2000). Recomenda-se nesse caso, a incineração, com controle de poluição atmosférica e de monitoramento de efluentes líquidos e gasosos. Esse processo é uma alternativa para redução do seu volume, sendo bastante discutida. Os que a defendem consideram que é uma forma de eliminar possíveis riscos para a saúde pública, enquanto os que a combatem argumentam que a má operação dos incineradores pode ser uma nova fonte de poluição/contaminação atmosférica (gases e material particulado), além do alto custo da operação (RODRIGUES PEREIRA, 2003).

A disposição dos resíduos em aterros industriais é muito utilizada, pois essas grandes escavações no terreno armazenam grande volume desse material. Contudo, os aterros sanitários precisam ser construídos e operados com grande segurança, para que não ocorra contato do material com o solo ou percolação de líquidos para o aquífero livre (RODRIGUES PEREIRA, 2003; USEPA, 2000).

No caso de poluição/contaminação do meio ambiente, próximo de aterros industriais, o responsável pelo empreendimento pode ter transtornos jurídicos para justificar esse passivo ambiental. Vale observar que as normas brasileiras de aterros de resíduos perigosos (NBR 10157) e não perigosos (NBR 13896) estabelecem que, após o encerramento da capacidade do aterro, a empresa responsável deverá monitorar as águas subterrâneas por 20 anos e realizar a manutenção do mesmo (RODRIGUES PEREIRA, 2003).

SCHIANETZ (1999) observa que o problema dos passivos ambientais é uma das características das sociedades industriais modernas, sendo o resultado de muitas décadas de produção industrial despreocupada da eliminação dos seus produtos. Os materiais

tóxicos ou radioativos armazenados em aterros e em deposições abandonadas apresentam grande poder contaminante no solo e riscos à saúde pública, sendo que os passivos ambientais podem ser encarados de forma mais ampla, já que a água (superficial e subterrânea) é um excelente meio para conduzir as substâncias contaminantes até os seres vivos.

Em função destes e de outros problemas relacionados com a destinação de resíduos, principalmente devido aos grandes custos envolvidos, buscaram-se formas alternativas de utilização, entre elas o reaproveitamento, vem ganhando importância dia a dia. Dentre as inúmeras vantagens do reaproveitamento dos resíduos (JOHN, 2000), pode-se citar:

- diminuição da quantidade de resíduos enviados para aterros industriais, diminuindo assim, os custos com destinação e transporte;
- economia de energia e redução no consumo de recursos naturais não-renováveis;
- melhoria de imagem da empresa frente ao mercado consumidor;
- redução dos custos industriais mediante a incorporação de resíduos em seus processos produtivos, e;
- o resíduo passa a ser um subproduto da empresa.

A aplicação de resíduos ao solo com finalidades agrícolas, requer muitos estudos, pois existem dificuldades para o estabelecimento de estratégias para o controle de resíduos no Brasil, decorrentes, entre outros motivos, da escassez de dados e estudos técnicos sobre o assunto. Dados técnicos e estudos sobre os meios ar, água, e solo são poucos, ou estão dispersos, ou não são adequadamente divulgados, o que limita o surgimento de novos estudos e discussões sobre o assunto. Deve-se atender as recomendações do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, N. 001/1986), que no artigo 2º disciplina o licenciamento de atividades modificadoras do meio ambiente, a qual dependerá da elaboração de Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), a serem submetidos à aprovação do órgão estadual competente e do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

Das três alternativas para a disposição final de resíduos sólidos: águas superficiais; atmosfera e solo - esta última representa uma oportunidade para o manejo de resíduos, entretanto, existe a possibilidade de efeitos ambientais adversos. O desafio está em entender como as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo afetam a capacidade deste em atuar como um receptor de resíduos, com um mínimo de efeitos indesejáveis para o ambiente. Portanto, o solo não deve funcionar como um simples depósito de resíduos, e nem o resíduo utilizado como forma de descarte. Solo e resíduo devem ser manejados como um sistema integrado de modo a obter-se o melhor aproveitamento possível. Cada solo apresenta uma capacidade máxima de assimilação de resíduos. Essa capacidade acha-se relacionada as características do solo, condições ambientes e plantas a serem cultivadas. Entende-se que o solo é um elemento depurador, efetivo em filtrar (BOUWER & CHANEY, 1974) e o sistema solo-planta atua como um reator renovável, no qual os resíduos passariam a atuar como fonte de energia e não como grande problema ambiental (PAGANINI, 1997).

2.5 O Uso Agrícola de Resíduos

O uso agrícola tem sido indicado como uma possível alternativa para disposição final de resíduos, representando além de um benefício social, descarte menos impactante no ambiente, um benefício de ordem econômica pela reciclagem dos

nutrientes nele contidos (BETTIOL e CARVALHO, 2000; MARQUES, 1990; DA ROS et al., 1993 e SILVA, 1995). Em função da sua composição, o resíduo pode apresentar características indesejáveis sob o ponto de vista agrônomo, tais como: desbalanço de nutrientes, materiais orgânicos recalcitrantes, elevadas concentrações de sais solúveis e metais pesados (cádmio; mercúrio; chumbo; níquel; zinco, e alumínio). Preocupação que tem aumentado nos últimos anos, quanto à lixiviação e contaminação das águas subterrâneas e transferência para a cadeia alimentar (ZHU e ALVA, 1993; MATTIAZZO, 1994).

Um outro aspecto que não pode ser desconsiderado na utilização agrônoma de um bio-sólido, diz respeito ao nitrogênio (N) aplicado via resíduo, devido a sua taxa de mineralização, que é dependente de características do bio-sólido aplicado (SERNA e POMARES, 1992; COX, 1995; SHEPHERD, 1996) e características do local onde é aplicado (LINDERMANN e CARDENAS, 1997; ARTIOLA, 1991), podendo levar à translocação de nitrato no perfil do solo e, conseqüentemente, contaminação de águas subterrâneas (MEDALIE et al., 1994; OLIVEIRA, 1995; ANJOS, 1999).

O nitrogênio ocupa uma posição de destaque entre os elementos essenciais ao desenvolvimento das plantas. Apesar de apresentar-se na camada arável do solo, em alguns casos em quantidades relativamente elevadas (mais de 7000 kg ha⁻¹), sua baixa disponibilidade, somada à grande necessidade pelos vegetais, faz com que seja um dos nutrientes mais limitantes à produtividade da maioria das culturas (STEVENSON, 1982a; CAMARGO, 1996 citado CAMARGO et al., 1999b). Esta baixa disponibilidade é decorrente de que 95% ou mais do nitrogênio do solo encontra-se na forma orgânica, sendo somente uma pequena parte mineralizada pela microbiota do solo durante o ciclo de uma determinada cultura (BREMNER, 1965; STEVENSON, 1982b; CAMARGO et al., 1999a; citado por CAMARGO et al., 1999b).

Na avaliação da qualidade do solo, têm-se buscado identificar indicadores que sejam sensíveis às mudanças no manejo do solo. O pH afeta a disponibilidade de nutrientes, e dos metais pesados, podendo ser utilizado como indicador em relação ao monitoramento destes a campo. BOEIRA et al. (2002), observaram correlações significativas entre os valores medidos de pH e as quantidades extraídas de N–NH₄⁺ e N–NO₃⁻.

Os ciclos biogeoquímicos do carbono e do nitrogênio estão relacionados aos processos de acidificação do solo. Em sistemas fechados sob vegetação natural há balanço de ácidos e bases, não gerando acidez no solo. Solos agrícolas funcionam como sistemas abertos, onde a retirada de alcalinidade através da colheita dos grãos e lixiviação de nitratos promovem um déficit de bases nestes sistemas, refletindo em aumento nos índices de acidez. Sistemas de preparo e de culturas podem interferir distintamente no processo de acidificação do solo através de seu efeito no rendimento das culturas e no potencial de perdas de nitrato por lixiviação (ZANATTA, et al., 2004).

A dinâmica do nitrogênio no sistema solo-planta é bem complexa e difícil de ser medida, pois envolve muitos processos de transformações e perdas do nitrogênio, os quais são influenciados por outros processos igualmente complexos, como atividade de microrganismos do solo, fluxos de água, etc. (BERGAMASCO et al., 2002).

A absorção do nitrogênio do solo é, principalmente, na forma de amônio (N–NH₄⁺) e nitrato (N–NO₃⁻), e é regulada não somente pela disponibilidade química e espacial de nitrogênio no solo, mas também pela atividade e número de sistemas de transporte celular, transporte das raízes para o colmo, e utilização para crescimento e estoque (KEULEN e WOLF, 1986). Os resultados de nitrogênio obtidos por SAMPAIO et al. (1984) e BITTENCOURT et al. (1986), indicaram que o solo

contribuiu com grande quantidade do nitrogênio absorvido pelas plantas, o que pode estar relacionado ao aumento da fertilidade do solo (URQUIAGA et al., 1991), proveniente da mineralização da matéria orgânica.

A maior parte do N total do solo está ligada à matéria orgânica do solo (MOS), apresentando menos de 5 % do N na forma mineral (amônio e nitrato) a qual é absorvida diretamente pelas plantas (WHIETHÖLTER, 2000). Em termos de liberação para a fase mineral, o N-orgânico é constituído por formas prontamente mineralizáveis com taxa anual de mineralização em torno de 10% e por formas estáveis com taxas menores que 0,6% ao ano (HEBERT, 1982). A mineralização é resultante da degradação de formas orgânicas do nitrogênio exercida pela atividade microbiana durante os cultivos, disponibilizando nitrogênio mineral às plantas. De acordo com os dados compilados de PAUL e CLARK (1996) por SIQUEIRA e MOREIRA (1997), a contribuição do N-mineralizado aos cultivos, durante o ano, é cerca de 20 vezes a da fixação biológica do nitrogênio atmosférico. A mineralização representa uma grande potencialidade, sendo, entretanto, pouco explorada como complemento à recomendação de adubação nitrogenada. O processo de mineralização desempenha um papel significativo no ciclo do nitrogênio, sendo responsável pela transformação do N-orgânico presente no tecido vegetal e resíduos orgânicos, para formas inorgânicas simples.

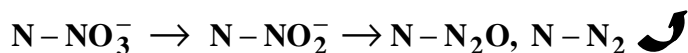
A aplicação de resíduos ao solo, por anos sucessivos, traz grandes preocupações no que diz respeito à poluição do ambiente com metais pesados e nitrogênio inorgânico. Ao contrário dos aspectos relacionados com metais pesados, o potencial de lixiviação de nitrogênio, proveniente da aplicação de lodo de esgoto em áreas agrícolas, não tem sido avaliado nos solos tropicais. Nos Estados Unidos e em diversos países da Europa verifica-se, através de inúmeros trabalhos científicos, que este problema tem recebido grande atenção, principalmente, no que concerne aos riscos de contaminação das águas subterrâneas (HUE, 1995).

De acordo com MUCHOVEJ e REHCIGL (1995), águas com concentrações de N-NO_3^- maiores que 3 mg L^{-1} já são consideradas contaminadas. Segundo esses autores, a Organização Mundial da Saúde (OMS) estabelece para água potável, concentração máxima aceitável de 10 mg L^{-1} , padrão também adotado no Brasil pela Comissão Nacional de Normas e Padrões para Alimentos do Ministério da Saúde (BRASIL, 1990).

Avaliando as concentrações de N-NO_3^- a 80 cm de profundidade num Ultissol sob floresta, ASCHMANN et al. (1992), encontraram que doses de até 200 kg ha^{-1} de N-total, aplicadas via lodo de esgoto aeróbio, não ofereceram riscos de contaminação de águas subterrâneas. Em condições de clima e cobertura vegetal semelhantes aos de ASCHMANN et al. (1992), MEDALIE et al. (1994) verificaram ser possível a aplicação de até 740 kg ha^{-1} de N-total via lodo de esgoto anaeróbio num Inceptissol. A comparação entre estes estudos evidencia que o potencial de perda de N-NO_3^- por lixiviação não depende apenas do clima, do tipo de solo e cobertura vegetal, mas também de características do lodo, principalmente aquelas determinadas pelo processo de geração do resíduo. Sobre este aspecto, SHEPHERD (1996) verificou maiores perdas por lixiviação em solos tratados com lodo de esgoto digerido e líquido, seguido por lodo digerido desidratado e lodo cru.

A utilização de biossólidos, como fonte de N requer, portanto, um acompanhamento do processo de mineralização deste elemento no solo, uma vez que excessivas quantidades de N-NO_3^- , poderão por meio dos processos de lixiviação e desnitrificação, contaminar águas subterrâneas ou provocar o desprendimento de óxido

nitroso (VIEIRA, 2004; ALVES et al., 2000). No solo existem muitas bactérias desnitrificantes (*Pseudomonas* e *Achromobacter*, por exemplo) que, em condições anaeróbicas, utilizam nitratos em vez de oxigênio no processo respiratório (SOUSA et al., 2004; RAVEN et al., 1999). Ocorre, então, a conversão de $N-NO_3^-$ em $N-N_2$, que retorna à atmosfera, fechando o ciclo do nitrogênio:



O processo de desnitrificação é executado por vários microrganismos. As condições de baixa concentração de oxigênio necessárias para a desnitrificação têm sido por longo tempo reconhecida como característica de solos encharcados e outros habitats como os pântanos e brejos. Condição freqüentemente existente dentro dos agregados do solo mesmo na ausência de água excessiva. Em consequência, a desnitrificação é um processo virtualmente universal nos solos. Um suprimento fresco de material orgânico, pronto para ser decomposto, é a fonte de energia requerida pelas bactérias desnitrificantes e, se outras condições são apropriadas, há promoção de desnitrificação. A falta de uma fonte de energia permite o aumento da concentração de $N-NO_3^-$ na água do solo até níveis excessivos (RAVEN et al., 1999; SOUSA et al., 2004).

Embora o solo atue como uma barreira natural de proteção de aquíferos subterrâneos, os fatores que governam sua capacidade de reter metais e $N-NO_3^-$, são extremamente complexos, o que dificulta sobremaneira o seu entendimento e as possibilidades de previsões acerca do comportamento desses elementos, principalmente, quando essa previsão tem que ser realizada em longo prazo (OLIVEIRA e MATTIAZZO, 2001). Conforme esses autores, sabe-se que a maior ou menor mobilidade dos metais pesados no solo será determinada pelos atributos do solo, como teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de cátions, teor de matéria orgânica entre outros, que influenciarão as reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxiredução.

A geração e controle de resíduos em empreendimentos industriais bem como os resíduos de origem urbana despertam grande interesse de técnicos, ambientalistas e da sociedade em geral, pois está diretamente relacionada com a segurança e proteção do meio ambiente. Por outro lado, a atual crise de energia elétrica no Brasil exige medidas e procedimentos que reduzam o consumo e os custos das atividades industriais. Assim, a reciclagem e o reaproveitamento dos resíduos sólidos e o reuso de água aparecem como procedimentos promissores para redução dos custos operacionais (energia elétrica, matéria-prima e mão-de-obra), tendo ainda a vantagem de diminuir os volumes de resíduos gerados que precisam ser dispostos no meio ambiente (RODRIGUES PEREIRA, 2003).

Embora a aplicação de resíduos ao solo esteja se tornando mais difundida como regulamento das autoridades para proteger a qualidade da água, ainda não está bem claro se o solo é, de fato, o local mais apropriado para receber todos os resíduos gerados pela ação antrópica (CAMERON et al., 1997). Faz-se necessário a implementação de ações para quantificar e caracterizar os resíduos gerados, de modo a definir os sistemas de tratamento ou condicionamento mais adequados, bem como o seu reaproveitamento e até mesmo a reciclagem. Com isso, o setor industrial e demais entidades responsáveis terão segurança de que a destinação final dos resíduos não ocasionará problemas de poluição/contaminação ambiental, e estarão cumprindo a legislação específica vigente, bem como, atendendo a expectativa da sociedade e evitando futuros transtornos com passíveis ambientais (RODRIGUES PEREIRA, 2003).

2.6 A Cultura da Soja

O Brasil é o segundo produtor mundial de soja (AGRIANUAL, 2005), com produtividade média, nos últimos três anos, de 2.500 kg ha⁻¹. Apesar de a soja ser considerada cultura de grandes produtores, o tamanho médio das áreas cultivadas no País é de 38,02 hectares (IBGE, 1998). A cultura da soja possui potencial para exercer múltiplas funções em sistemas de produção. Além de gerar produto de elevado valor biológico, como o alto teor de proteína dos grãos, cerca de 40% (HUNGRIA et al., 1994), apresenta capacidade de fixar biologicamente elevadas quantidades de nitrogênio.

De acordo com MARCOS FILHO (1986), as regiões aptas à cultura da soja são as que apresentam boa distribuição de precipitações pluviais (500-700 mm) durante o ciclo das plantas. O desenvolvimento da soja está condicionado pelos fatores ambientais, sendo que a água é o principal fator que altera sua produtividade no tempo e no espaço (FAO, 1995).

Segundo VERNETTI (1983), o zoneamento climático da cultura da soja tem a finalidade de indicar as regiões onde as condições de clima são mais favoráveis. Estas regiões são classificadas em aptas, marginais e inaptas. Entretanto, sabe-se que, mesmo nas melhores regiões agrícolas do mundo, o zoneamento climático não elimina problemas como a ocorrência de secas, uma vez que as suas condições climáticas estão sujeitas a fenômenos meteorológicos adversos. A frequência e a intensidade desses fenômenos é menor nas regiões preferenciais e maior nas marginais, podendo chegar a níveis intoleráveis nas regiões inaptas. A expansão da cultura da soja para novas regiões produtoras e o frequente surgimento de variedades mais produtivas e mais adaptadas, justificam o estudo do comportamento destas variedades em áreas até então consideradas não aptas para o cultivo da mesma.

BERGAMASCHI et al. (1977) afirmaram que sementeiras mais tardias realizadas em regiões mais quentes permitem que a planta de soja atinja porte razoável, com menor redução no seu potencial de produção. Assim, visando o rendimento da cultura, os cultivares de ciclo longo são mais vantajosos para sementeiras tardias em locais quentes pois, nessas condições, os precoces, mesmo contando com boa disponibilidade térmica e hídrica, têm seu porte e altura de inserção das primeiras vagens consideravelmente reduzidos, aumentando as perdas de colheita.

A melhor época de sementeira varia em função do cultivar, da região de cultivo e das condições ambientais do ano agrícola, afetando de modo acentuado, a arquitetura e o comportamento da planta, podendo causar variação drástica no rendimento, bem como no porte das plantas. As perdas na colheita mecânica, podem chegar a níveis muito elevados quando semeada em época inadequada, devido ao porte baixo das plantas (EMBRAPA, 1996). Além da época, outros fatores como a população de plantas afetam as características agrônomicas da soja.

A aplicação de lodo de esgoto ou industrial na cultura da soja é uma forma alternativa e eficiente para sua disposição. KINKLE et al. (1987) e HECKMAN et al. (1987a e 1987b) demonstraram que a população de *Bradyrhizobium japonicum* aumentou durante um período de 10 anos após a aplicação de altas taxas de lodo de esgoto. Por outro lado, REDDY et al. (1983) mostraram que a população de *B. japonicum* USDA 110 foi reduzida quando exposta a solo com aplicação recente de altas doses de lodo de esgoto, em decorrência da presença de metais pesados. ANGLE et al. (1992) contestaram esta afirmação com base na atividade dos metais no solo. Segundo estes autores, a ligação, quelação e precipitação de metais em solos com lodo de esgoto são significativas, fazendo com que suas atividades no solo sejam pequenas.

MADARIAGA e ANGLE (1992) reportaram que o rápido declínio na população de *Bradyrhizobium*, logo após a aplicação do lodo, pode ser devido à presença de concentrações tóxicas de sais solúveis no lodo. McGRATH et al. (1988) e GILLER et al. (1989) mostraram que somente populações ineficientes de *Rizobium leguminosarum* bv. *trifolii* sobreviveram em solo onde foi adicionado lodo 30 - 50 anos antes. Estes autores observaram redução significativa na fixação biológica do N₂ quando comparado ao tratamento controle, isto é, sem adição de lodo de esgoto. Recentemente, HABD-ALLA et al. (1999) demonstraram que a aplicação de lodo de esgoto à cultura da soja pode aumentar tanto a fixação do nitrogênio quanto a sua nodulação.

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) a aproximadamente 80 km da cidade do Rio de Janeiro, RJ. O experimento foi conduzido em condições de campo, em área de relevo plano (< 3% de declividade), cujo solo foi classificado como PLANOSSOLO HÁPLICO. As características físicas e químicas do solo em estudo encontram-se na Tabela 2 e na Tabela 3.

Tabela 2. Características químicas e físicas do solo (Planossolo Háplico) nas diferentes profundidades.

Profundidade cm	pH (H ₂ O) 1:2,5	C _{org.} g kg ⁻¹	N _{org} g kg ⁻¹	N _{mineral}		Areia	Silte	Argila	Silte/ argila	GF
				NH ₄ ⁺ mg kg ⁻¹	NO ₃ ⁻ mg kg ⁻¹					
0-10	5,4	14,8	1,75	9,82	8,91	628	115	257	2,2	32,7
10-20	5,4	11,3	1,52	8,27	8,32	590	109	301	2,8	29,1
20-30	5,2	8,0	1,12	7,64	6,47	560	120	320	2,7	15,3
30-60	5,0	6,0	0,83	5,02	5,54	501	105	394	3,8	16,4
60-90	5,0	5,0	0,59	4,40	3,98	433	100	467	4,7	17,3

Tabela 3. Concentração pseudo-total de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn no solo, antes da aplicação dos resíduos.

Profundidade cm	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
0 – 10	0,52	2,16	4807,15	75,37	29,03	48,39
10 – 20	0,87	2,37	5516,90	77,35	29,68	42,33
20 – 30	1,35	2,41	5284,21	58,25	30,95	34,50
30 – 60	1,80	2,51	4321,25	68,14	28,45	37,03
60 – 90	1,44	2,25	4630,96	93,64	19,54	57,19

Segundo a classificação de Köppen, a região possui clima tipo Aw (clima tropical de inverno seco e verão chuvoso). A temperatura média do ano 2004 foi de 24,21° C sendo os meses de janeiro e fevereiro os mais quentes, e os mais frios junho e julho, com temperatura máxima absoluta ultrapassando os 38°C e a mínima absoluta

não sendo inferior a 11°C. A umidade relativa do ar apresenta valores acima de 65 % ao longo do ano. A precipitação total do ano de 2004 foi de 1221,9 mm e o total de chuvas do mês mais seco não ultrapassou 50 mm (Figura 1), dados do Posto Agrometeorológico da Estação Ecologia Agrícola Km 47, Pesagro-Rio/INMET.

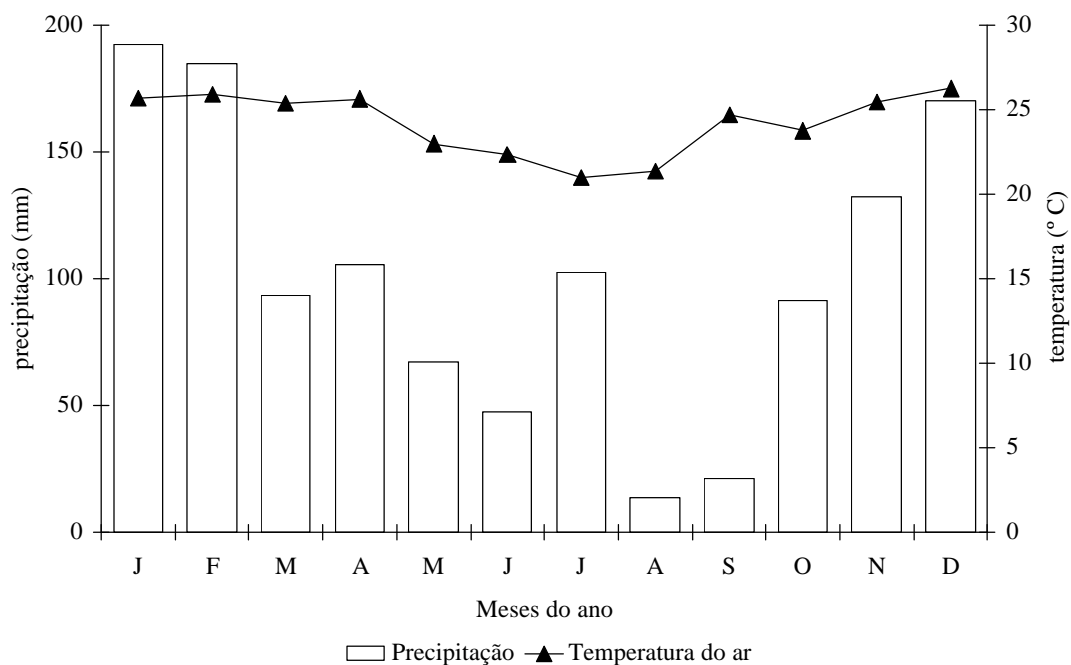


Figura 1. Precipitação pluviométrica e temperatura do ar no município de Seropédica, RJ, (valores médios mensais do ano de 2004), dados do Posto Agrometeorológico da Estação Ecologia Agrícola Km 47, Pesagro-Rio/INMET.

3.2 Resíduo Industrial da PURAC SÍNTESES:

É um resíduo alcalino denominado de Ferkal[®], sendo produzido pela PURAC SÍNTESES INDÚSTRIA E COMÉRCIO LTDA, localizada em Campos - RJ. Trata-se de uma biomassa microbiana obtida pela coagulação e precipitação do material protéico celular dos lactobacilos utilizados na fabricação de ácido láctico, ao se alcalinizar o mosto fermentado com um excesso de cal à temperatura de 80° C. O material é separado por filtração em filtro rotativo à vácuo, utilizando gesso como pré-camada, o qual a ele se incorpora. Algumas de suas características encontram-se na Tabela 4.

Este resíduo foi utilizado para elevar o pH do solo na área experimental a valores de 5,8; 6,5 e 7,0. Para o estabelecimento das quantidades usadas para neutralização do pH foi realizado um ensaio preliminar. Esse ensaio consistiu em misturar quantidades crescentes do resíduo alcalino ao solo da área experimental para obtenção de uma curva de neutralização (Figura 2). A partir desta curva determinou-se a quantidade de Ferkal necessária para se atingir pH de equilíbrio nos valores desejados. As quantidades de Ferkal aplicadas para atingir os valores de pH foram de: 0; 3,16 e 6,22 Mg ha⁻¹ respectivamente, para efeitos práticos aplicou-se 0; 3 e 6 Mg ha⁻¹.

Na Figura 2, é apresentada a curva de neutralização proveniente da mistura de diferentes doses do resíduo Ferkal com o solo.

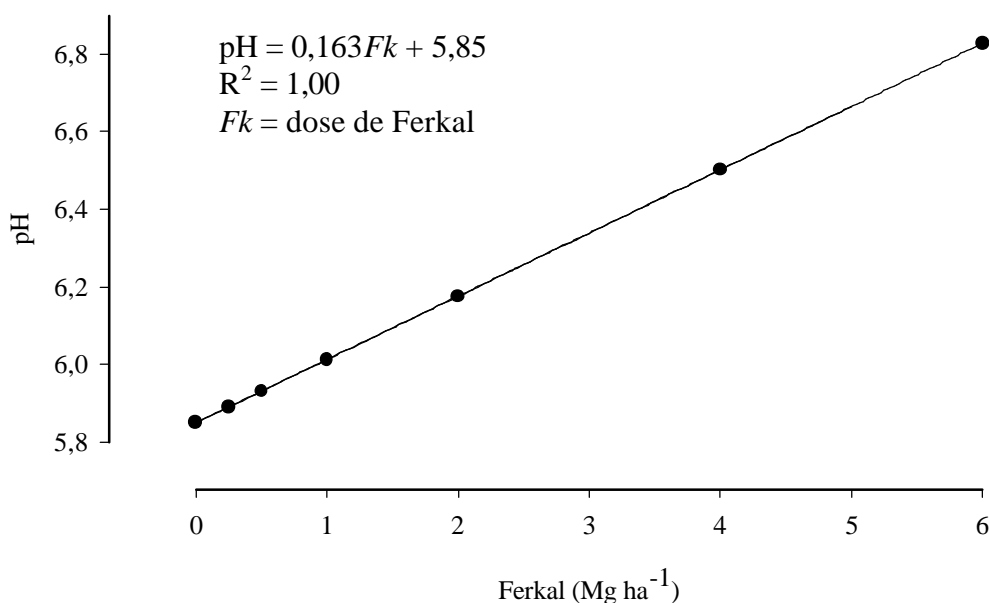


Figura 2. Curva de neutralização da mistura do resíduo Ferkal + solo.

3.3 Resíduo Industrial da PETROFLEX

A PETROFLEX INDÚSTRIA e COMÉRCIO S/A é produtora de borracha sintética (SBR), e a geração de resíduos é inerente ao processo de fabricação, uma vez que o látex, produto da reação de copolimerização do butadieno e do estireno, fica aderido às paredes dos vasos de processo. Na produção gera-se um volume de resíduos considerável, a empresa vem buscando nos últimos anos, encontrar soluções para eliminar seu passivo ambiental e a manutenção dos certificados de suas unidades industriais pela norma ISO-14000, obtidos desde 1996 (REIS et al., 1999).

A partir de 1996, pressões dos órgãos de controle ambiental, face ao programa de despoluição da Baía de Guanabara, levaram a Petroflex a implantar um sistema de gestão ambiental e a buscar parcerias com universidades, visando reduzir o passivo ambiental (REIS et al., 1999).

Implantou-se, ao longo dos anos, um sistema de gestão ambiental baseado nas normas ISO-14000 estabelecendo-se objetivos e metas que reduziram o impacto de suas operações nas áreas onde estão instaladas as suas unidades. Na fábrica de Duque de Caxias-RJ, os projetos estão hoje 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 (FEEMA).

O volume de resíduos, que em 1996 chegava a 39 mil toneladas, reduziu-se a pouco mais de 2 mil toneladas em 2001. Sua destinação atual é a incineração, o que determina um elevado custo para destinação final. Busca-se o desenvolvimento de uma rota alternativa para destinação de seu principal resíduo, o lodo da estação de tratamento de resíduos industriais – ETRI (REIS et al., 1999; MIRANDA NETO, 2002).

Foram testadas as doses equivalentes a 25, 50 e 100 Mg ha⁻¹. As doses do Lodo da Estação de Tratamento de Resíduos Industriais da Petroflex (**LETRIP**) foram determinadas com o objetivo de se aplicar ao solo 0,5; 1 e 2 vezes o valor máximo anual a ser aplicado de biossólido no solo em base seca (50 Mg ha⁻¹), segundo normas da

CETESB (1999), CONAMA (2005). Algumas características físicas, químicas e morfológicas do resíduo encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4. Características dos resíduos Ferkal® e LETRIP, em estudo.

Características	Resíduos	
	Ferkal ¹	LETRIP ²
Forma	Sólida	Sólida
Cor	Creme	Cinza Escuro
Umidade	70 – 80 %	80 %
pH H ₂ O	10,5 – 12,5	6,5 – 8,5
Carbono Orgânico	9,6 g kg ⁻¹	204,0 g kg ⁻¹
N-total	2,42 g kg ⁻¹	15,11 g kg ⁻¹
Lactato de Cálcio	2 %	-
Fosfato de Cálcio	1 %	-
Hidróxido de Cálcio	35 %	-
Sulfato de Cálcio	15 %	-
Ca + Mg	210,61 g kg ⁻¹	12,62 g kg ⁻¹
P	11,60 g kg ⁻¹	18,92 g kg ⁻¹
K	0,20 g kg ⁻¹	5,76 g kg ⁻¹

¹ Análise realizada pelo Centro de Análises da UFRRJ, Campus DR. Leonel Miranda;

² Análise realizada pela Hidroquímica Engenharia e Laboratórios LTDA.

3.4 Caracterização dos Resíduos

As amostras dos resíduos Ferkal e LETRIP foram coletadas segundo a ABNT/NBR 10.007, e após coleta, as amostras foram secas ao ar, destorroadas, homogeneizadas e passadas através de uma peneira de 2 mm de malha. Também foram coletadas amostras do Termofosfato Yoorin (usado como fonte de fósforo) e do produto para controle das pragas Composto Biorgânico da Natural Rural. Para determinação dos teores totais de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn, as amostras foram trituradas em almofariz de ágata e novamente peneiradas, utilizando uma peneira de malha de nylon, com abertura de 210 µm, com exceção do composto Biorgânico que foi apenas filtrado (produto líquido). Foi realizado à digestão nitro perclórica 2:1 (SCOTT, 1978), e os extratos obtidos foram analisados por espectrofotometria de absorção atômica. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 5.

Com o teor de metais pesados nos resíduos determinou-se a quantidade máxima a ser aplicada, tanto para os resíduos Ferkal e LETRIP, como também para o Termofosfato Yoorin e o Composto Biorgânico, para efeito de comparação. Segundo a resolução do CONAMA (2005) e da norma técnica P 4.230 da CETESB (1999), tem-se na prática como principais limitantes da dose de bio sólido a ser aplicado no campo, as quantidades de metais pesados adicionados via bio sólido e o fornecimento de nitrogênio (N) para a cultura de interesse.

A dose de bio sólido determinada em função dos metais pesados, considera o elemento que apresentar a maior limitação (% de limitação), ou seja, o quanto de sua concentração no bio sólido representa em porcentagem da concentração máxima permitida em bio sólidos segundo CONAMA (2005) e CETESB (1999). O elemento de maior limitação, determina a taxa anual máxima em Mg ha⁻¹ de peso seco permitida, a ser aplicada, apresentando a menor taxa de aplicação.

Os teores dos elementos Cd, Cu, Pb e Zn quantificados na Tabela 5, estiveram dentro da faixa permitida pela resolução do CONAMA (2005) e CETESB (1999), que regulam o uso de biossólidos em áreas agrícolas no Brasil e no Estado de São Paulo. As doses dos resíduos aplicados neste experimento, não ultrapassaram a taxa de aplicação anual máxima permitida de metais em solos agrícolas, conforme os órgãos citados acima (Anexo 3, Anexo 4, Anexo 5 e Anexo 6). Os elementos Fe e Mn não foram considerados neste procedimento, porque não são considerados na resolução do CONAMA (2005), nem nas normas da CETESB (1999), por apresentarem uma limitação menor que os elementos considerados.

Tabela 5. Teor de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn nos resíduos e produtos aplicados ao solo e nas plantas durante a condução do experimento.

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

3.5 Delineamento Experimental:

A instalação das parcelas experimentais seguiu o delineamento experimental de blocos ao acaso, esquema fatorial 4 x 3, e 12 tratamentos com 3 repetições, totalizando 36 parcelas experimentais. A área útil de cada parcela compreendeu 16 m² mais a área de bordadura (parcelas distanciadas em 4 metros uma das outras). Os fatores doses do resíduo LETRIP e Ferkal compõem a parcela e o fator tempo de coleta a subparcela, no caso das variáveis avaliadas no tempo.

3.6 Instalação do Experimento:

Antes da aplicação dos resíduos o solo foi submetido a uma aração e duas gradagens (03 e 04/10/2003), utilizando a grade aradora pesada. Em função da sua alta umidade (60 %) o resíduo Ferkal, primeiramente, foi espalhado ao sol para secagem em lonas plásticas, até se obter uma umidade média de 25%, após seco foi destorroado e peneirado para aumento de sua superfície. No dia 08/10/2003 o resíduo foi aplicado manualmente em quantidades equivalentes a 3,0 e 6,0 Mg ha⁻¹ de matéria seca, e posteriormente, incorporado ao solo com enxada rotativa.

A aplicação do LETRIP realizada no período de 15 de novembro a 17 de dezembro de 2003, foi feita com a umidade original (78%), no entanto, adotou-se um fator de correção para obtenção da dose correspondente a matéria seca do mesmo. A melhor forma de aplicação encontrada foi através da adição das doses do lodo diretamente na área do experimento. Em seguida, o lodo foi espalhado e pré-incorporado ao solo com auxílio de uma enxada. Para uniformizar a distribuição do produto foi realizada, adicionalmente, a incorporação com enxada rotativa.

Foram utilizados os tratamentos descritos na Tabela 6.

Tabela 6. Descrição dos tratamentos utilizados no experimento.

Tratamentos	Doses dos resíduos	
	Ferkal	LETRIP
	Mg ha ⁻¹	
1 (testemunha)	0	0
2	0	25
3	0	50
4	0	100
5	3	0
6	3	25
7	3	50
8	3	100
9	6	0
10	6	25
11	6	50
12	6	100

Cada parcela foi dividida ao meio (Anexo 2), sendo que metade da parcela foi cultivada com soja (cv. Celeste), e a outra metade foi mantida livre de plantas para o monitoramento da dinâmica química dos elementos. A semeadura da soja foi realizada no dia 13 a 20/01/2004, aproximadamente 40 dias após a aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP (DAAR), o espaçamento entre linhas foi de 40 cm e a densidade de plantas foi de 20 por metro linear para evitar a ocorrência de plantas daninhas. A área útil de cada parcela foi representada pelas três fileiras centrais, descartando-se 1 m das extremidades de cada fileira. As sementes foram inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum*, estirpes BR 29 e BR 96, recomendadas para a cultura da soja. Foi feita uma adubação suplementar com fósforo equivalente a 60 kg ha⁻¹ de P₂O₅, aplicando-se 400 kg ha⁻¹ de Termofosfato Yoorin no momento da semeadura.

3.7 Condução do Experimento

3.7.1 Coletas de solo e análises químicas

Amostras de terra foram retiradas no tempo zero (antes da aplicação dos resíduos) e aos: 30 e 120 dias após a aplicação para determinação dos metais pesados. Coletou-se quatro amostras simples de solo de cada parcela experimental, e misturou-se para formar uma amostra composta, totalizando 4 repetições por parcela, nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-30, 30-60 e 60-90 cm. Após secagem ao ar, as amostras foram destorroadas, homogeneizadas e passadas através de uma peneira de 2 mm de malha. Posteriormente, foram trituradas em almofariz de ágata e peneiradas, utilizando uma peneira de malha de náilon, com abertura de 210 µm e submetidas a digestão nitro-perclórica (SCOTT, 1978). Os extratos foram analisados por espectrofotometria de absorção atômica, para os teores de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn, empregando-se o equipamento VARIAN- AA600.

O pH (1:2,5) e os teores de carbono orgânico (CO) foram determinados pelo método proposto pela EMBRAPA (1997a). A determinação dos teores de N- NH₄⁺ e N- NO₃⁻ + N- NO₂⁻ foi feita por extração com KCl 2 mol L⁻¹, seguida de destilação em meio alcalino com MgO e liga de Devarda (TEDESCO et al., 1995). Considerou-se desprezível a concentração de N- NO₂⁻ presente nas amostras de solo. Assim os resultados de N- NO₃⁻ + N- NO₂⁻ obtidos, foram expressos na forma de N- NO₃⁻. Com base nestas determinações foi estimado, por diferença, os teores de N-orgânico. Essas análises foram realizadas nos laboratórios do Departamento de Solos da UFRRJ.

3.7.2 Drenagem do terreno

Em conseqüência da declividade do terreno ocorreu acúmulo de água nos Blocos I e II. Para contornar o problema foram construídas manualmente valetas a céu aberto, pelo método da drenagem superficial (Anexo 1 e Figura 4 do Anexo 15). O excesso de água foi conduzido por gravidade ao local de menor cota do terreno, ou seja, um canal principal de drenagem já existente.

3.7.3 Controle de plantas invasoras e de pragas

O controle das plantas espontâneas foi realizado através de capinas manuais, aos 20 e aos 40 dias após a emergência da soja. Plantas de *Cyperus esculentus* L. e *Cyperus rotundus* L. (tiririca) apresentaram maior infestação quando comparada as demais espécies.

As principais pragas observadas infestando a cultura da soja foram a *Diabrotica speciosa* e *Ceratomyza sp.* (vaquinha), que atacam a área foliar da soja, de preferência as folhas mais novas e macias ocasionando atraso no desenvolvimento das plantas. O controle foi realizado sempre que necessário, ou seja, quando a população de insetos atingiu o nível crítico de dano econômico. Para o controle utilizou-se o inseticida “Composto Biorgânico”. Observou-se outras espécies como *Nezara viridula* (percevejo verde), *Pseudoplusia includens* (lagarta falsa-medideira), no entanto, ficaram abaixo do nível de dano econômico, não sendo necessário o seu controle, pois as mesmas não incidiram em seu período crítico de ocorrência (Figura 3).

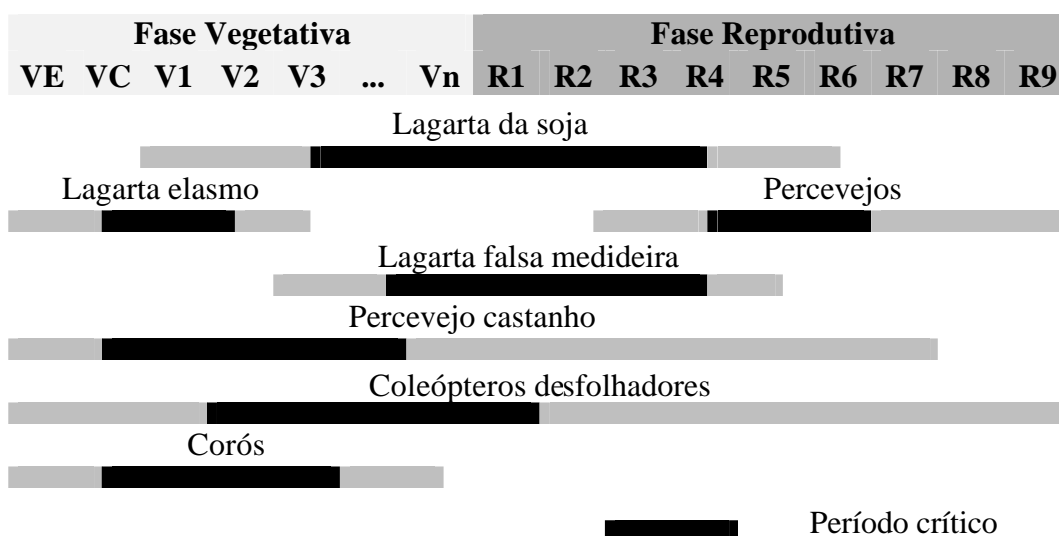


Figura 3. Fases de ocorrência das principais pragas da soja (FUNDAÇÃO – MT, 2001).

Quanto a doenças não foram realizadas intervenções, sendo observado sintomas de ferrugem asiática no final do ciclo, diagnóstico realizado e confirmado pelo Dr. José Tadashi Yorinori pesquisador da Embrapa Soja (Londrina, PR – maio 2004).

3.8 Variáveis Avaliadas

3.8.1 No solo

- ✓ Metais pesados no solo: foram avaliados os teores pseudo-totais (digestão nitro-perclórica 2:1) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn na primeira coleta aos 30 dias após a aplicação dos resíduos, e aos 120 dias, nas amostras de solo coletadas nas diferentes profundidades;
- ✓ N-total no solo: foi avaliado pelos resultados dos teores totais de N presentes nas amostras de solo coletadas aos 30 e aos 120 dias, após aplicação dos resíduos;
- ✓ $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^- + N-NO_2^-$ no solo: foram avaliados pelos resultados das determinações dos teores de N-inorgânico nas amostras de solo, coletadas aos 30, 60 e 120 dias nas várias profundidades;
- ✓ C orgânico no solo: avaliado pelos resultados dos teores totais de C-orgânico presentes nas amostras de solo coletadas aos 30, 60, 120 e aos 180 dias, após aplicação dos resíduos;
- ✓ pH no solo: avaliado pelos resultados das determinações nas amostras de solo, coletadas nas várias profundidades e ao longo do período de realização do experimento.

3.8.2 Na planta

- ✓ Floração: identificada quando acima de 50% das plantas situadas na área útil apresentaram as primeiras flores.
- ✓ Nodulação: foram retiradas cinco plantas de cada parcela, aos 55 dias após a emergência (DAE) das plântulas, correspondendo aos estádios de pré-florescimento e formação de vagens, respectivamente. O sistema radicular foi recuperado, lavado e posteriormente contados os nódulos (**viáveis**: nódulo de aparência normal, presença da leghemoglobina, conferida pela cor avermelhada; **podres**: cor marrom-clara ou verdosa, com superfície externa rugosa e consistência mais mole; e, **verdes**: nódulo de aparência normal, mas seu interior é branco esverdeado, ou apenas um pouco rosado, adaptado de ARAÚJO (2004), os quais foram levados à estufa de ventilação forçada à 65 °C até massa constante.
- ✓ Massa acumulada na parte aérea: foi colhido (cortado próximo ao solo) em 1 m² na área útil e pesada a ‘massa verde’. Foram separadas cinco plantas ao acaso, pesadas, lavadas com água deionizada secadas em estufa de ventilação forçada à 65° C, até peso constante, e determinada a massa seca.
- ✓ Nitrogênio total e metais pesados acumulados pelas plantas (parte aérea): as cinco plantas utilizadas na avaliação para determinar a massa acumulada na parte aérea, após a secagem, foram moídas e analisadas para a determinação do teor de nitrogênio, por digestão sulfúrica e destilação à vapor (TEDESCO et al., 1995). Os teores de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn, foram determinados a partir da digestão nitroperclórica, na proporção de 6:1, pelo método de TEDESCO et al., (1995).
- ✓ Ciclo de maturação: quando 95% das vagens alcançaram a maturação, apresentando a coloração típica da cultivar Celeste no estágio de maturação R₈, (FEHR, 1977);

- ✓ Altura média das plantas: foi determinada a média da altura das plantas na área útil, medindo a partir da superfície do solo até a extremidade do caule principal, na época da maturação.
- ✓ Altura média de inserção das primeiras vagens: determinada a partir da superfície do solo, após observar toda a área útil.
- ✓ Acamamento: foi avaliado, por ocasião da colheita, conforme a seguinte escala: a) quase todas as plantas eretas; b) todas as plantas levemente inclinadas ou até 25% das plantas acamadas; c) todas as plantas inclinadas ou até 25% das plantas acamadas; d) todas as plantas severamente inclinadas ou 50 a 80% das plantas acamadas; e) mais de 80% das plantas acamadas.
- ✓ Produção de grãos: determinado a partir da colheita de 2,4 m² da área útil de cada parcela; o resultado foi transformado em Mg ha⁻¹ de grãos à 13 % de umidade.

3.9 Tratamento Estatístico dos Dados

As análises estatísticas referentes aos dados de solo foram realizadas para os valores médios da camada de 0 a 20 cm, os dados obtidos até os 180 dias após a aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP foram analisados estatisticamente como parcelas subdivididas no tempo, considerando o delineamento em blocos ao acaso, com análise de variância e regressão múltipla para as doses dos resíduos e épocas de amostragem, quando houve interação significativa.

Para verificar possíveis efeitos das doses de resíduo sobre as variáveis estudadas em cada camada do solo, ou seja, estudo da distribuição dos efeitos em profundidade, foi usado apenas a barra de erro padrão.

Nas avaliações dos dados de planta (florescimento, ciclo, altura de plantas, acamamento, produtividade de grãos, nitrogênio, metais, etc.) foram realizadas análises paramétricas univariadas, onde inicialmente, foram aplicados testes de normalidade e homogeneidade da variância dos erros. Atendidas as pressuposições para a análise de variância, foram aplicados testes de significância (“teste F”). As variáveis cujo “teste F” foi significativo ($p < 0,05$), foram submetidas então à análise de regressão múltipla para a escolha do modelo matemático aproximativo que melhor se ajustou às observações, dentro da matriz gerada pelo fatorial 4 x 3 resultado das combinações entre os níveis de LETRIP e Ferkal.

A seleção das funções de melhor ajuste dos modelos obedeceu a significância dos coeficientes dos parâmetros da regressão, avaliados pelo teste ‘t’, e dos coeficientes de determinação da equação (R^2), pelo teste F. As funções de melhor ajuste foram expressas como superfícies de respostas, segundo ALVAREZ V. (1994).

Os programas estatísticos utilizados para a realização das análises foram o SAEG (versão 8.0), SIGMAPLOT (versão 6.0) e STATISTICA (versão 5.1).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Distribuição das Chuvas

A precipitação média mensal da região onde se instalou o experimento apresenta uma grande estacionalidade, concentrando-se nos meses de outubro a março (primavera e verão), que é a estação chuvosa. Curtos períodos de seca, chamados de veranicos, ocorrem em meio a esta estação, principalmente no mês de fevereiro, criando sérios problemas para a cultura da soja. No período de maio a setembro os índices pluviométricos mensais reduzem-se bastante, podendo chegar à zero (Figura 4).

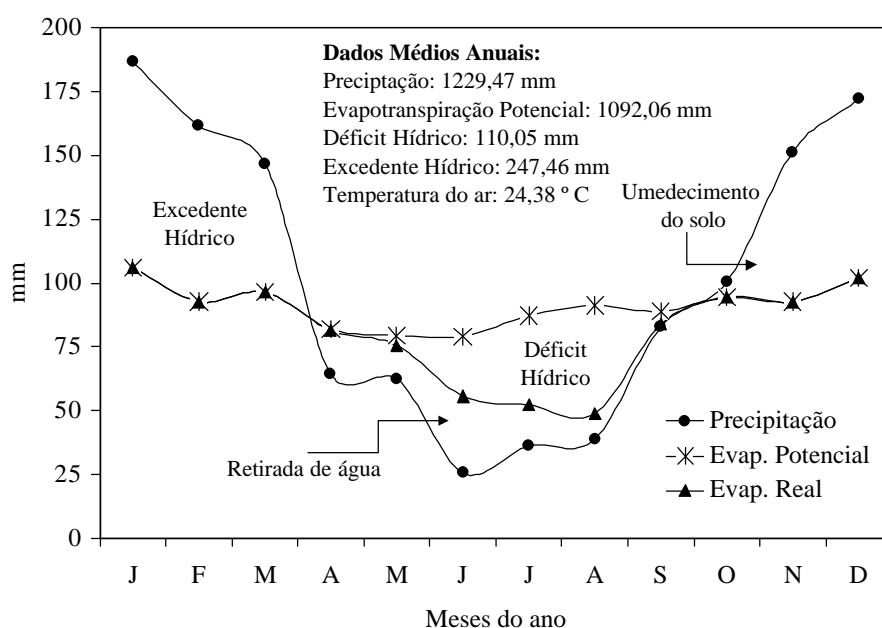


Figura 4. Balanço hídrico pelo método de THORNTHWAITE & MATHER (1955), do município de Seropédica, RJ, para a cultura da soja, (valores médios mensais do período de 1995 a 2004), dados do Posto Agrometeorológico da Estação Ecologia Agrícola Km 47, Pesagro-Rio/INMET.

No conceito de muitos climatologistas (BAGNOULS e GAUSSEN, 1957, apud DAMBRÓS; DIAS; FONZAR, 1981), considera-se mês seco todo aquele que apresentar uma precipitação em mm de chuva menor que duas vezes o valor da temperatura média em °C ($P < 2T^{\circ}\text{C}$). Mês úmido será aquele em que a precipitação em mm for maior do que duas vezes o valor da temperatura média em °C ($P > 2T^{\circ}\text{C}$). Por esta razão, a escala das temperaturas na Figura 5 é o dobro da escala das precipitações.

O período seco ou de "inverno", é caracterizado pela estiagem, ocorrendo entre abril-setembro, com destaque para os meses de junho, julho e agosto, quando são registrados os menores índices pluviométricos (Figura 4). Estas informações, cotejadas com as curvas ombrotérmicas de BAGNOULS & GAUSSEN (1957, apud DAMBRÓS; DIAS; FONZAR, 1981), observadas na Figura 5, permitem caracterizar uma estação

seca de 3 meses de duração, o que está de acordo com a classificação de Köppen (clima do tipo Aw).

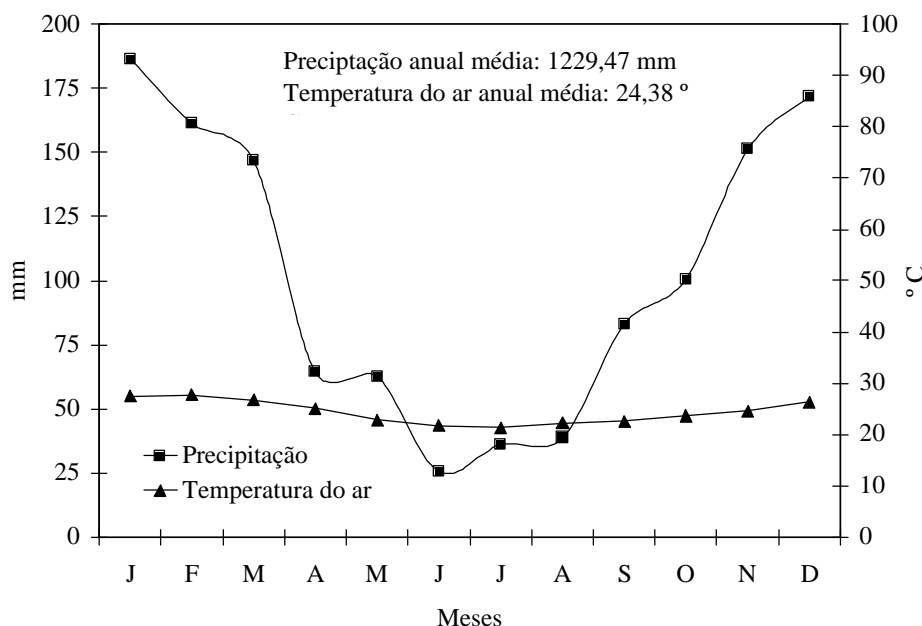


Figura 5. Diagrama Ombrotérmico pelo método de BAGNOULS & GAUSSEN (1957), determinando a duração e intensidade da estação seca do município de Seropédica, RJ, (valores médios mensais do período de 1995 a 2004), dados do Posto Agrometeorológico da Estação Ecologia Agrícola Km 47, Pesagro-Rio/INMET.

Para a cultura da soja, a deficiência hídrica, deve ser observada em duas fases do seu ciclo. A primeira fase é a de sementeira e emergência, que corresponde ao 1º decêndio. Nela, a deficiência hídrica não deve ser maior que 10 mm. A outra fase é a do enchimento do grão, e corresponde ao período que vai do 10º ao 12º decêndios. Neste período, a soma das deficiências hídricas não deve ser superior a 20 mm (EMBRAPA, 1997b). Com relação a área de estudo, a princípio não se tem limitações hídricas para o cultivo da soja, única limitação são os períodos de veranicos no mês de fevereiro, que pode ser contornado ajustando-se a época de plantio.

Com relação a dinâmica das precipitações com o solo, ocorre a saturação por água, por determinados períodos, deixando o solo sujeito a condições de redução, devido ao tipo de solo (planossolo) e a localização, já que, a área do experimento se encontra posicionada em cotas mais baixas da paisagem. Essa condição de saturação tem papel importante, pois altera o equilíbrio dos elementos e dos compostos no solo, desencadeando uma série de mudanças, que fazem com que o comportamento desse solo seja completamente diferente na época chuvosa, da época seca, principalmente, em relação à dinâmica de nitrogênio.

O ciclo de umedecimento e secagem do solo, bem como a sua saturação, resulta em transformações particularmente importantes para o estudo da dinâmica dos resíduos aplicados no solo. A condição de saturação que ocorre, principalmente, nos meses de dezembro a fevereiro (Figura 4), altera o equilíbrio natural, desencadeando uma série de transformações nas características físicas, químicas, biológicas e eletroquímicas desse meio (SOUSA et al., 2004).

4.2 Análise de pH do Solo

O solo utilizado para o trabalho apresentava originalmente (camada 0 a 20 cm) pH igual a 5,4, valor esse, apropriado para exploração agrícola (Tabela 2). Valores justificados pelo longo período de pousio em que se encontrava a área de estudo e, pela textura predominante do solo (> 65 % de areia, nos primeiros 20 cm). Verifica-se na Figura 6 que os resíduos testados apresentaram eficiência em elevar o pH do solo, possibilitaram o ajuste do pH para valores um pouco acima de 6,0, nas maiores doses de Ferkal e LETRIP, as quais proporcionam condições adequadas para o crescimento de plantas.

O Ferkal um resíduo alcalino teve influência no pH do solo, no entanto, não foram atingidos os valores de pH que eram esperados através do ajuste da curva de neutralização (Figura 2). Na camada de 0 a 10 cm aos 30 e 180 dias observou-se os maiores incrementos no pH do solo que variou de 5,4 a 6,0, sendo que, o valor mais elevado foi obtido com a dose 6 Mg ha⁻¹. Esses valores apresentaram diferença em todas as épocas em relação a testemunha. Resultados similares foram observados aos 60 e 120 dias, entretanto, em menor intensidade, variando de 5,1 a 5,7, ou seja, não foi atingida a faixa de pH esperada para cada dose aplicada (pH 6,5 e 7,0, respectivamente), provavelmente devido a lixiviação de bases em profundidade, já que o resíduo foi incorporado nos primeiros 20 cm do solo, bem como as condições de incubação e as condições do solo em estudo serem bem diferentes, estando o solo sujeito a grande intensidade de precipitações em curto períodos de tempo. Na camada de 10 a 20 cm foi observado uma menor elevação no pH do solo, diminuindo, ainda mais, com o aumento da profundidade, não diferindo em relação as épocas de coleta.

O resíduo LETRIP, apresentou influência no pH do solo (0-10 cm) mais acentuada aos 180 dias, com valor de pH 6,0, na dose de 100 Mg ha⁻¹, chegando a 6,2 na dose de 50 Mg ha⁻¹. As demais épocas apresentaram valores inferiores. Aos 60, 120 e 180 dias foram observados valores de pH, em profundidade, maiores que aos trinta dias, na dose de 100 Mg ha⁻¹ de LETRIP na ausência do Ferkal (Figura 6). A elevação do pH devido a aplicação do resíduo LETRIP pode ser explicado devido a formação de compostos orgânicos hidrossolúveis de baixo peso molecular, liberados pelo processo de decomposição, semelhante ao que ocorre com resíduos vegetais em solos ácidos (FRANCHINI et al., 1999)

A combinação dos dois fatores (Ferkal x LETRIP), apresentou comportamento distinto, o maior valor de pH aos 180 dias é observado na combinação de 25 Mg ha⁻¹ de LETRIP com 6 e 3 Mg ha⁻¹ de Ferkal, no entanto, na combinação de 50 Mg ha⁻¹ de LETRIP com 6 e 3 Mg ha⁻¹ de Ferkal os maiores valores de pH são observados aos 30 dias, ocorrendo o mesmo na combinação de 100 Mg ha⁻¹ de LETRIP com 3 Mg ha⁻¹ de Ferkal. Quando se analisa a combinação da maior dose de Ferkal com a maior dose de LETRIP, praticamente, não há diferença entre os 30, 60 e 180 dias, sendo os menores valores de pH, aos 120 dias. Observa-se que nas profundidades inferiores ocorreu uma redução de pH para esta combinação de doses dos resíduos.

Este comportamento, diferenciado de pH, entre as diferentes combinações de Ferkal e do LETRIP, é resultante de interações altamente significativas (p<0,0001) entre os resíduos, o tempo de aplicação, e o próprio ambiente. As variações do pH, são resultantes de maior ou menor processo de mineralização da matéria orgânica, associada as melhores condições de temperatura e umidade em cada época, para as maiores ou menores concentrações de matéria orgânica no solo.

Outro fator a se considerar na variação dos valores de pH diz respeito as condições de drenagem da área e, as intensas precipitações ocorridas durante o período

de realização do experimento (Figura 1 e Figura 4). A saturação do solo com água por determinado tempo eleva o pH do meio até próximo a neutralidade. No entanto, solos ácidos sofrem um pequeno decréscimo nos primeiros dias de saturação, este decréscimo inicial se verifica em decorrência do acúmulo de CO_2 , e o aumento subsequente devido as reações de oxirredução que se processam com o consumo de hidrogênio, determinado pela natureza e conteúdo de matéria orgânica (SOUSA et al., 2004).

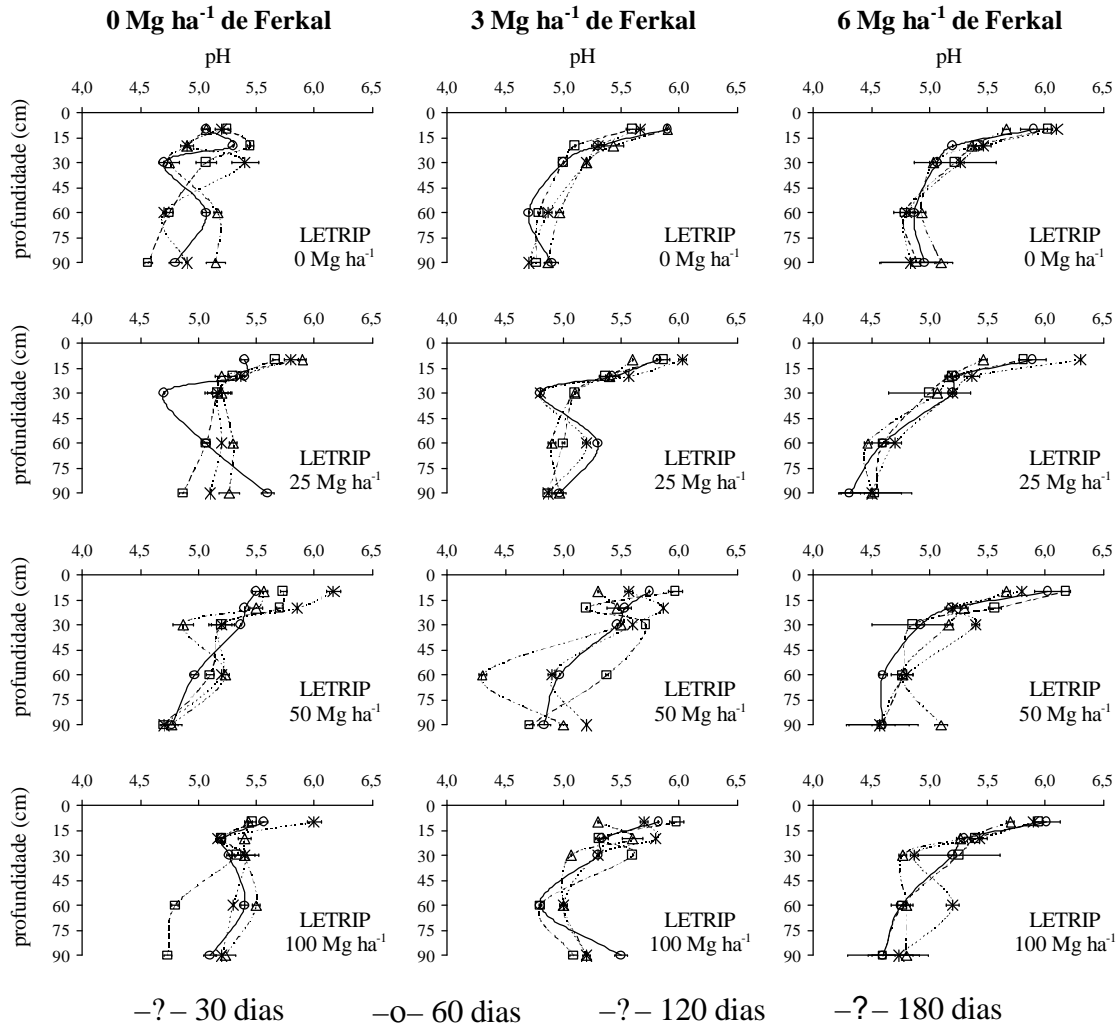


Figura 6. Valores do pH do solo em razão da profundidade, da dose de Ferkal, da dose de LETRIP e das épocas de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão.

A análise de variância apresentada na Tabela 7, para os dados de pH na camada de 0 – 20 cm de espessura, revelou efeito altamente significativo para os dois fatores, doses de LETRIP e doses de Ferkal, e também sua interação ($p < 0,001$). Na análise de regressão, escolheu-se um modelo quadrático para o LETRIP e para a interação entre os fatores, e linear para o Ferkal (Figura 7).

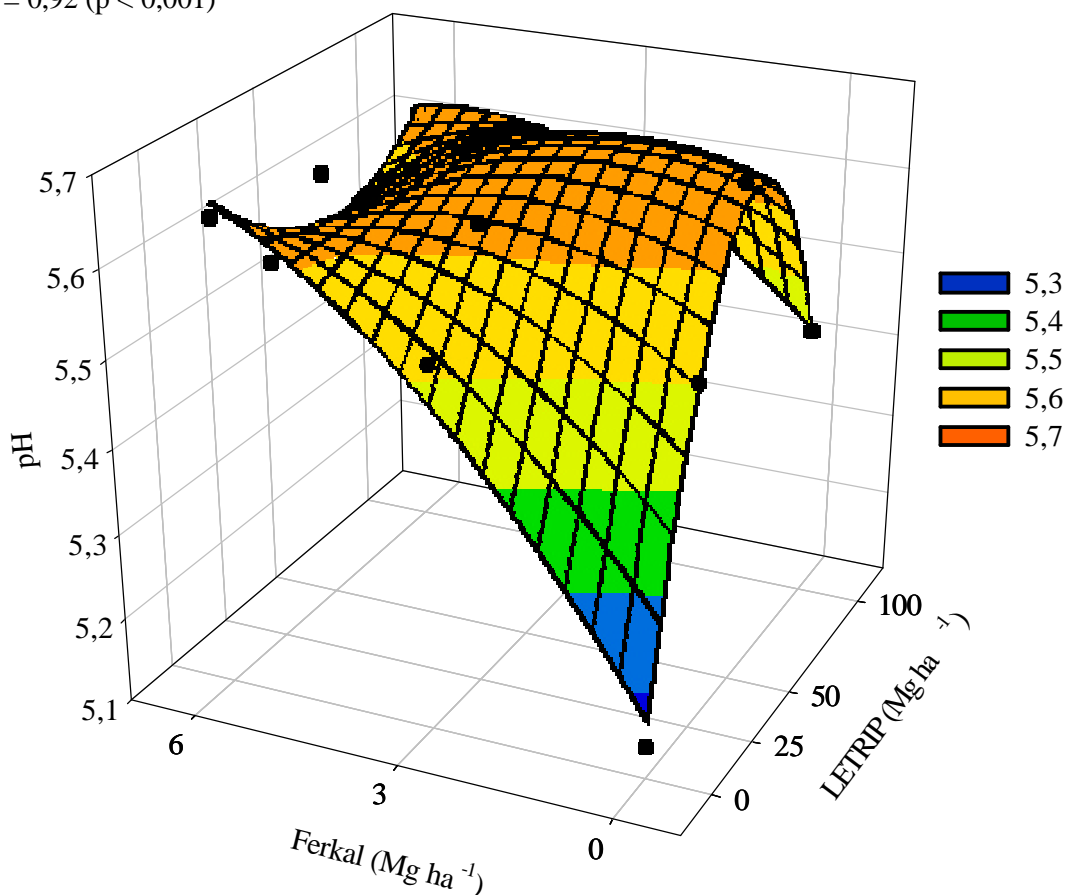
Tabela 7. Valores de pH na camada de 0 – 20 cm do solo , em função de diferentes doses do resíduo LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.

Dose de Ferkal (Mg ha ⁻¹)	Dose de LETRIP (Mg ha ⁻¹)				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	5,14	5,50	5,68	5,43	5,44
3	5,53	5,63	5,58	5,61	5,59
6	5,64	5,55	5,62	5,62	5,61
Efeito LETRIP	5,44	5,56	5,62	5,55	5,54
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	0,001499 ^{ns}	C.V. (%): 1,50			
Ferkal	0,409316 ^{**}	^{ns} = não significativo			
LETRIP	0,221055 ^{**}	^{**} = significativo ao nível de 1% de probabilidade			
Ferkal x LETRIP	0,2100037 ^{**}				

Observa-se na Figura 7 que o efeito quadrático positivo do LETRIP apresenta um ponto de máxima na dose 50 Mg ha⁻¹, na camada de 0 a 20 cm do solo. O resíduo Ferkal apresenta um aumento gradativo do pH com o aumento da dose, sendo que, na maior dose de Ferkal, 6 Mg ha⁻¹, o efeito quadrático do LETRIP, passa a ser negativo, e sua magnitude de resposta em relação ao pH, é reduzida, não apresentando uma variação expressiva de pH, esse fato, deve-se provavelmente ao Ferkal ter um papel maior na elevação dos valores de pH. Na sua maior dose de Ferkal o LETRIP passa a ter uma expressão menor nos valores de pH. BASTA e TABATABAI (1992), realizando um experimento com diferentes sistemas de cultivo, concluíram que o pH teve maior influência que as outras propriedades do solo (CTC, teor de matéria orgânica, conteúdo de óxidos de Fe, Mn e Al e argila total) na distribuição das frações químicas de Cd, Co, Ni e Zn, conseqüentemente na disponibilidade destes as plantas.

$$Z = 5,724 + 0,0165Pt - 0,000139Pt^2 - 0,00337FkPt - 0,0000289FkPt^2 + 0,1232Fk - 0,007032Fk$$

$$R^2 = 0,92 \text{ (} p < 0,001 \text{)}$$



Fk: doses do resíduo Ferkal em Mg ha⁻¹, *Pt*: doses do resíduo LETRIP em Mg ha⁻¹

Figura 7. Valores médios de pH na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses de LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.

Na Tabela 8 são apresentados os valores de pH, em função da dose de Ferkal e do tempo de aplicação. Através da análise de variância verifica-se haver efeito altamente significativo para o efeito isolado e também para a interação entre estes fatores ($p < 0,0001$).

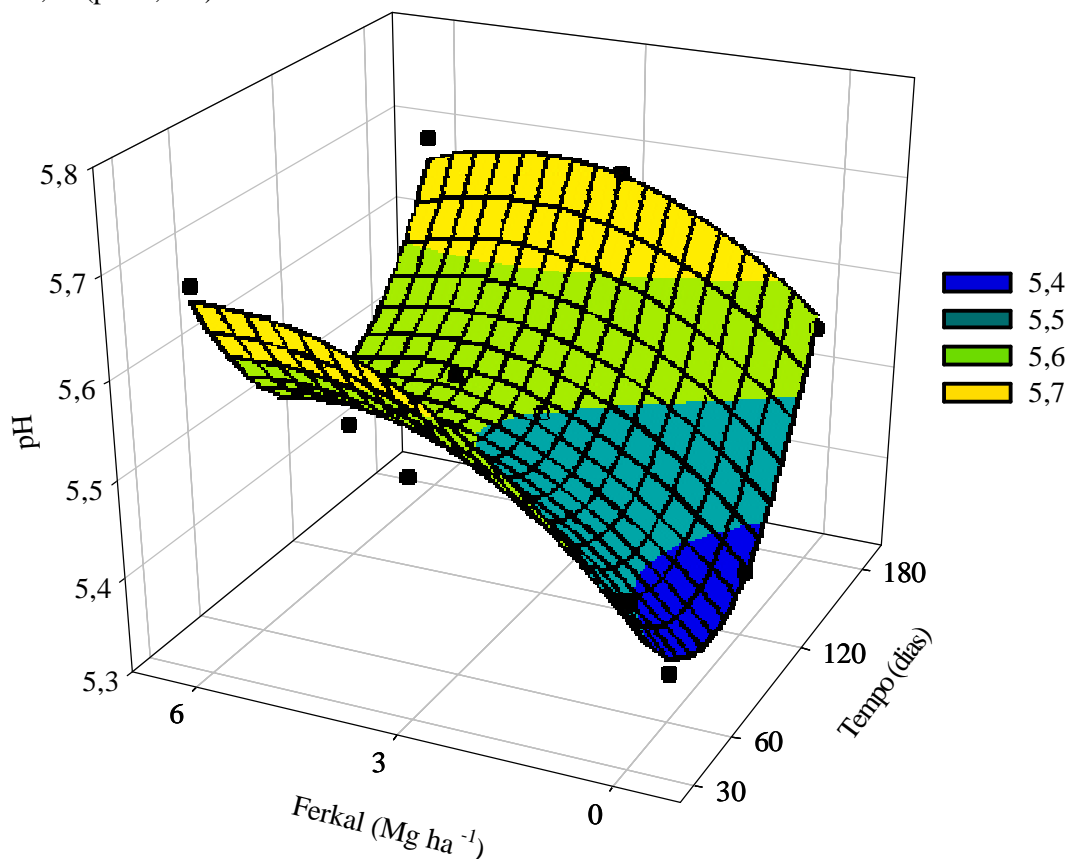
Na Figura 8, através da análise de regressão, escolheu-se um modelo linear para o Ferkal e para sua interação com o tempo de aplicação. O efeito isolado do tempo de aplicação apresentou um efeito quadrático negativo. Aos trinta dias após a aplicação do resíduo Ferkal, os valores de pH foram elevados em função do efeito das doses de Ferkal, chegando a valores próximos a 5,7. Com o tempo há um decréscimo nestes valores aos 60 dias, independente da dose de Ferkal, o que, provavelmente, está associada ao regime hídrico e flutuação do lençol freático, pois o período de 180 dias após a aplicação do resíduo coincide com o período de menores precipitações, embora esse decréscimo de pH aos 60 dias fosse menor com o aumento da dose de Ferkal.

Tabela 8. Valores de pH na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do resíduo Ferkal e do tempo de aplicação.

Dose de Ferkal (Mg ha ⁻¹)	Tempo após aplicação (dias)				Efeito Ferkal
	30	60	120	180	
0	5,47	5,35	5,37	5,56	5,44
3	5,55	5,61	5,50	5,69	5,59
6	5,69	5,59	5,45	5,70	5,61
Efeito Tempo	5,57	5,52	5,44	5,65	5,54
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	0,001499 ^{ns}	C.V. (%): 1,50			
Ferkal	0,409316 ^{**}	^{ns} = não significativo			
Tempo	0,2719604 ^{**}	^{**} = significativo ao nível de 1% de probabilidade			
Ferkal x Tempo	0,0367694 ^{**}				

$$Z = 5,58989 - 0,005453Tp + 0,00002962Tp^2 - 0,0001332TpFk + 0,08344Fk - 0,07031Fk^2$$

$$R^2 = 0,88 \text{ (} p < 0,001 \text{)}$$



Tp: tempo decorrido após a aplicação do resíduo (dias)

Figura 8. Valores de pH na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do resíduo Ferkal e do tempo de aplicação.

Quando se analisa os valores de pH em função de diferentes doses do LETRIP e do tempo de aplicação dos resíduos (Tabela 9), também se observa, na análise de variância, uma interação altamente significativa para o efeito isolado das doses de LETRIP e para a interação com o tempo de aplicação ($p < 0,001$).

Na Figura 9, observa-se comportamento do LETRIP semelhante ao do Ferkal e, sua interação com o tempo de aplicação, ou seja, decréscimo de pH após os trinta dias até mais ou menos os 90 dias, com posterior aumento dos seus valores, ocorrendo um efeito quadrático positivo para o efeito das doses de LETRIP e negativo para o tempo de aplicação do mesmo. No entanto, ao contrário do Ferkal, o modelo que melhor ajustou-se aos dados não apresentou interação entre os fatores.

Tabela 9. Valores de pH na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do resíduo LETRIP e do Tempo de aplicação.

Tempo Aplicação (dias)	Dose de LETRIP (Mg ha ⁻¹)				Efeito Tempo
	0	25	50	100	
30	5,47	5,54	5,72	5,55	5,57
60	5,44	5,52	5,56	5,54	5,52
120	5,39	5,46	5,47	5,45	5,44
180	5,44	5,74	5,74	5,67	5,65
Efeito LETRIP	5,44	5,56	5,62	5,55	5,54
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	0,001499 ^{ns}		C.V. (%): 1,50		
LETRIP	0,221055 ^{**}		^{ns} = não significativo		
Tempo	0,2719604 ^{**}		^{**} = significativo ao nível de 1% de		
LETRIP x Tempo	0,0337067 ^{**}		probabilidade		

Foram também verificados aumentos significativos para os valores de pH, com o aumento das doses de LETRIP (Figura 9). A elevação do pH do solo pode ter sido causada pela liberação de compostos de amônia provenientes no resíduo. Diferentemente, desses resultados, BOEIRA et al., (2002) constataram redução nos valores de pH com aplicação de doses crescentes de lodo anaeróbio em Latossolo Vermelho distroférico com textura argilosa. Embora SLOAN e BASTA (1995) constataram aumentos lineares no pH com aplicação de doses crescentes de lodo anaeróbio sem calagem em solos ácidos.

$$Z = 5,623 + 0,006366Pt - 0,000052Pt^2 - 0,00585Tp - 0,000029Tp^2$$

$$R^2 = 0,80 \text{ (} p < 0,001 \text{)}$$

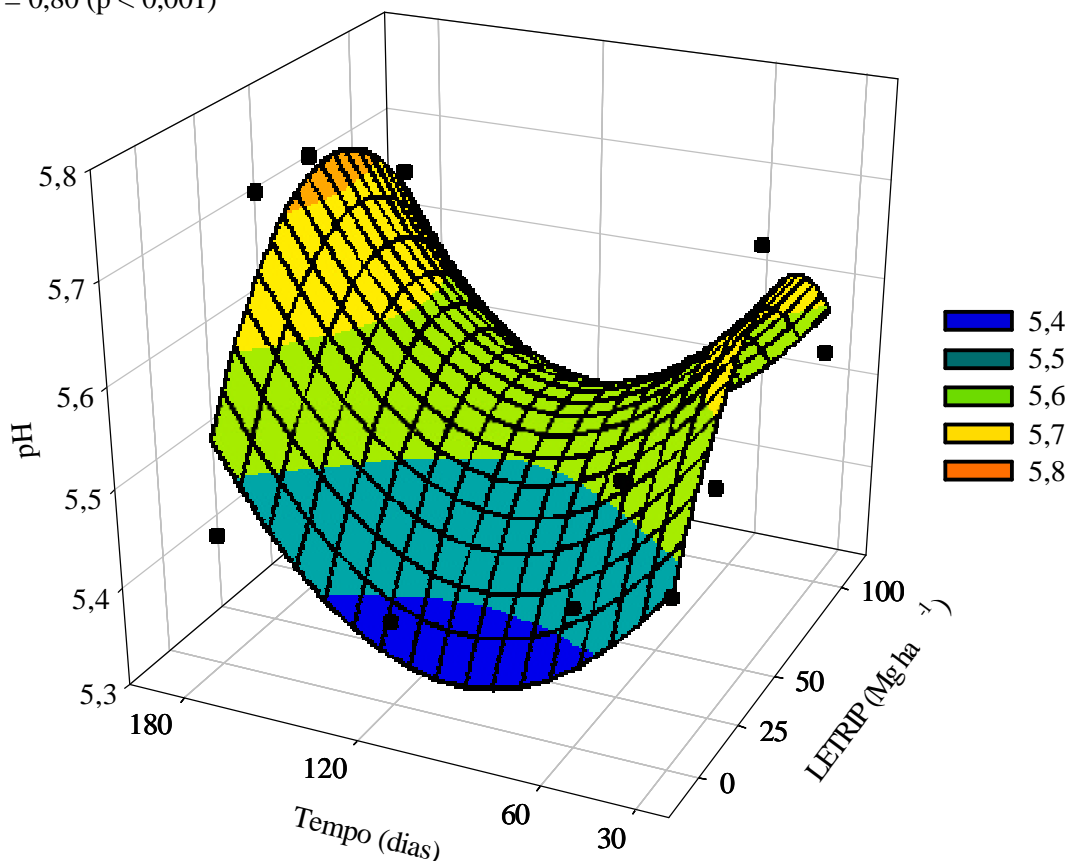


Figura 9. Valores de pH na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses de LETRIP e do tempo de aplicação.

4.3 Carbono Orgânico

A adição dos resíduos promoveu alterações nos atributos químicos do solo estudado. Ocorreram aumentos nos teores de Carbono e Nitrogênio, decorrente da composição dos resíduos (Tabela 4). BORGES e COUTINHO, (2004) observaram aumentos lineares dos teores de matéria orgânica em Neossolo Quartzarênico órtico típico e Latossolo Vermelho eutroférrico argiloso, devido ao teor de material orgânico presente no biossólido aplicado em ambos os solos. Os teores de carbono orgânico apresentaram-se elevados, principalmente, na camada superficial (0-10 cm), com teores 1,5 vezes maiores que a testemunha, na combinação da maior dose de Ferkal com a maior dose do resíduo da LETRIP, sofrendo reduções em profundidade para todos os tratamentos (Figura 10). Percebe-se um acúmulo de carbono orgânico na camada mais superficial (0 - 10 cm), seguida de uma transição abrupta para a camada de 10 – 20 e 20 – 30 cm e mais suavemente, para as camadas de 30 – 60 cm e 60 – 90 cm. Comportamento semelhante foi observado por MELO et al. (1997) e GONÇALVES e CERRETA (1999), visto que esta distribuição em profundidade depende, principalmente, do modo pelo qual se incorpora a matéria orgânica no solo (FEITOSA, 2003). Os diferentes sistemas de preparo do solo e rotações de culturas, observados por SILVEIRA e STONE (2001), mostraram também um decréscimo do teor de carbono em profundidade.

Os maiores teores de Corgânico nas camadas superficiais do solo estudado, em relação as camadas inferiores, se devem ao fato do acúmulo dos resíduos na camada de incorporação do mesmo (0 a 20cm). Dessa forma, favorecendo a mineralização devido ao maior contato do material orgânico com o solo e acelerando, dessa forma, a ação dos microorganismos decompositores.

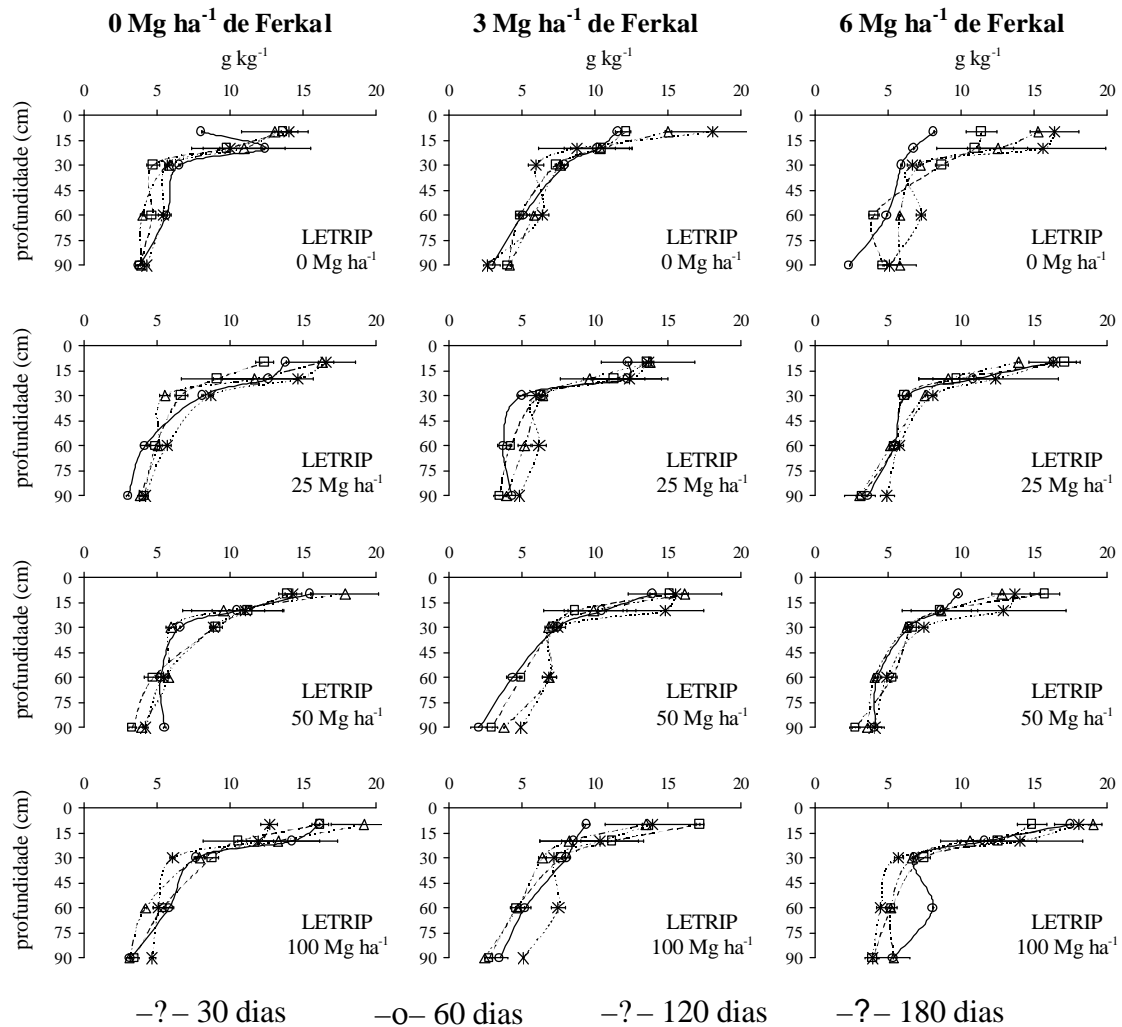


Figura 10. Distribuição dos teores de carbono orgânico em profundidade, em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão.

O estudo dos valores de carbono orgânico na camada de 0 a 20 cm, em função das diferentes doses de LETRIP e Ferkal, mostrou através da análise de variância dos dados haver um efeito altamente significativo para o Ferkal, não havendo, entretanto, efeito significativo nem para as doses de LETRIP nem para o tempo de aplicação (Tabela 10), embora haja efeito altamente significativo para a interação entre os fatores Ferkal e LETRIP.

Tabela 10. Teores de Carbono (g kg^{-1}) na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do resíduo LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.

Dose de Ferkal (Mg ha^{-1})	Dose de LETRIP (Mg ha^{-1})				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	11,66	11,95	13,49	10,83	11,98
3	11,01	13,27	11,82	13,13	12,31
6	13,81	12,65	13,72	15,08	13,81
Efeito LETRIP	12,16	12,62	13,01	13,01	12,70
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	14,47097 *	C.V. (%): 20,52			
Ferkal	45,84009 **	ns = não significativo			
LETRIP	5,88003 ns	** = significativo ao nível de 1% de probabilidade			
LETRIP x Ferkal	17,39965 **				

O modelo de regressão que melhor se ajustou aos dados, apresentou um efeito linear para o efeito de Ferkal, quadrático e positivo para o LETRIP, tendo a interação entre os fatores efeito linear e quadrático (Figura 11). O aumento da dose de Ferkal afetou de forma positiva o acúmulo de Carbono no solo, sendo que o LETRIP teve um efeito de máxima, mais ou menos na dose de 50 Mg ha^{-1} , dentro da dose zero de Ferkal. Entretanto, na maior dose de Ferkal o maior acúmulo de C orgânico foi observado na maior dose de LETRIP, sendo que nesta dose, o efeito quadrático do LETRIP passou a ser negativo.

O aumento de C orgânico no solo com aplicações crescentes de lodo de esgoto também foi observado por LINDSAY e LOGAN (1998) em experimento de campo, com doses crescentes até 300 Mg ha^{-1} . Segundo BOEIRA et al. (2002), o aumento do C orgânico propicia melhorias em diversas propriedades do solo, e esta é uma das principais vantagens do uso de biossólidos na agricultura, principalmente, na recuperação de áreas degradadas. A aplicação de altas doses, no entanto, pode liberar N-mineral acima das necessidades de um cultivo, com risco potencial de lixiviação de nitrato no solo e contaminação das águas subsuperficiais.

$$Z = 11,24 + 0,0721Pt - 0,000735Pt^2 - 0,0158FkPt - 0,00192FkPt^2 + 0,02554Fk - 0,0655Fk^2$$

$$R^2 = 0,78 \text{ (} p < 0,001 \text{)}$$

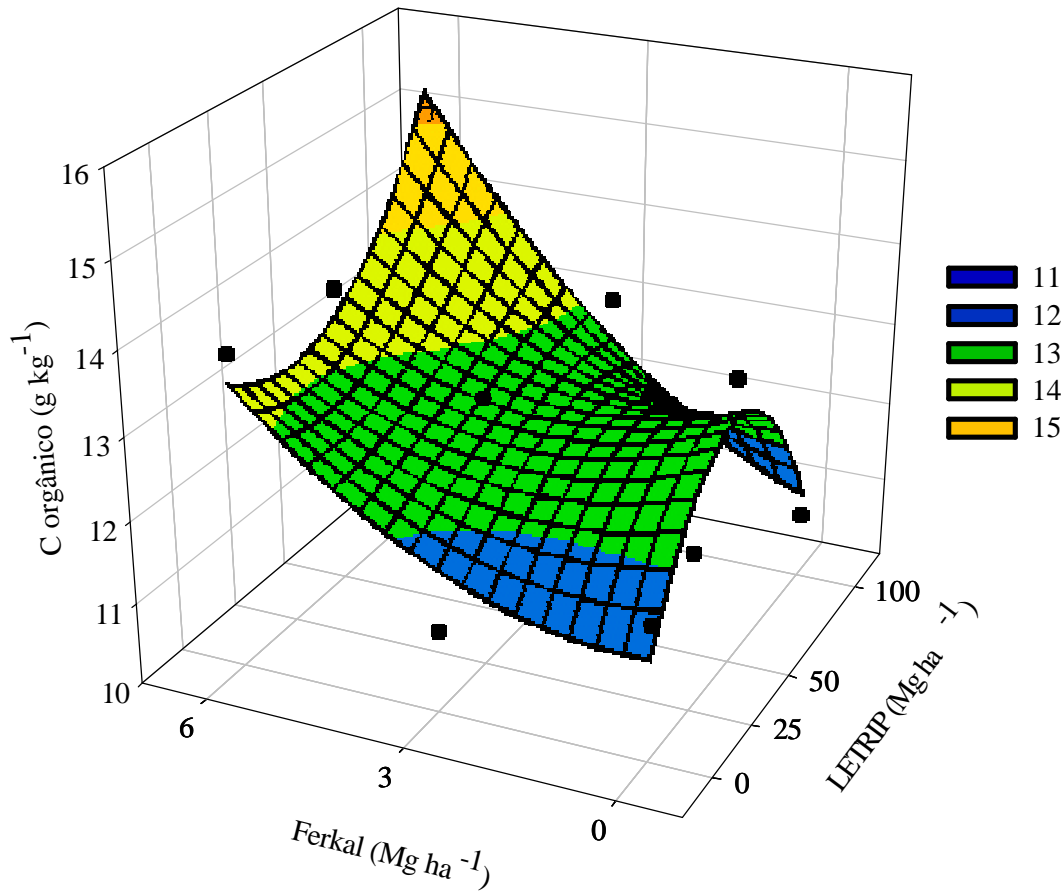


Figura 11. Teor de carbono na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses de LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.

4.4 Nitrogênio Orgânico

Na Figura 12 observa-se que os maiores valores de N-orgânico são resultantes da combinação da maior dose de Ferkal com a maior dose de LETRIP, não se observando diferença entre as épocas de coleta na camada superficial do solo (0-20 cm), diferindo a partir dos 30 cm, sendo maiores os valores aos 30 dias e, menores aos 120 dias, indicando que está ocorrendo o processo de mineralização e posterior perda por lixiviação ou desnitrificação do $N-NO_3^-$. INMAN et al. (1982) verificaram que, apesar da lixiviação de $N-NO_3^-$ a 1,0 m de profundidade, doses de 150 e 300 $Mg\ ha^{-1}$ (base seca) de um composto a base de lodo de esgoto proporcionaram 30 meses após sua aplicação, aumentos de duas a três vezes nos teores de N orgânico da camada de 0-15 cm do solo quando comparado a testemunha.

Segundo BRADY (1989) existe uma relação íntima entre a matéria orgânica e a quantidade de nitrogênio presente no solo. A quantidade de carbono compõe uma larga e bem definida proporção desta matéria orgânica, não causando surpresa que a razão carbono/nitrogênio seja quase constante. A disponibilidade de N e o contato dos resíduos com o solo são os fatores que exercem maior controle sobre a decomposição de resíduos pobres em N (elevada relação C:N). RECOUS et al. (1995) mostraram que a decomposição de palha de milho e a quantidade de N imobilizada dependem da

disponibilidade de N no solo. O contato entre os resíduos e o solo, que varia principalmente, em função do tamanho das partículas dos resíduos e da sua localização e forma de incorporação no solo (superfície ou incorporados), influencia as possibilidades de colonização do substrato pelos microrganismos, a disponibilidade de N para a decomposição e as condições abióticas (umidade e temperatura).

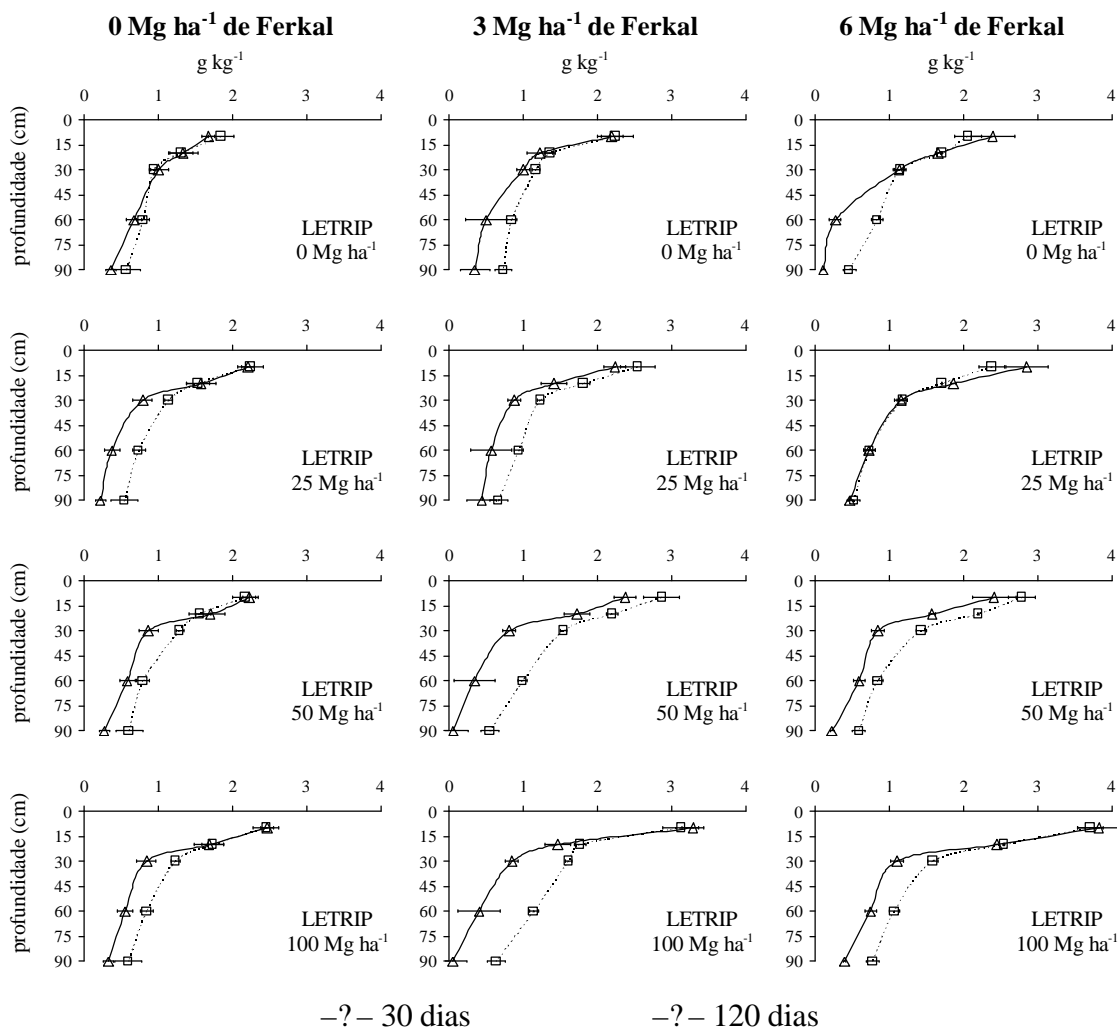


Figura 12. Teores de nitrogênio orgânico do solo, em razão da profundidade, da época de coleta e das doses de Ferkal e LETRIP aplicadas. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão.

O teor de N contido, sob diferentes formas, no húmus ou matéria orgânica estável é de 5-5,5 % e o de C de 50-58 %, fornecendo uma relação C:N entre 9 e 12. A proporção C:N na matéria orgânica da camada de aradura de solos aráveis geralmente é de 8:1 a 15:1, com uma média de 10:1 a 12:1. Esta proporção pouco varia numa determinada região climática, pelo menos em solos manuseados de forma semelhante (BRADY, 1989). As variações que podem ocorrer parecem estar, de uma maneira geral, ligadas às condições climáticas, especialmente temperatura, assim como, distribuição e intensidade das chuvas (BRADY, 1989).

Na Figura 13, observa-se na camada superficial do solo até os 30 cm de profundidade, que, de forma geral, a relação C:N é menor nos tratamentos do que na testemunha. No entanto, quando se observava, o comportamento da relação C:N em profundidade, esta, aumenta consideravelmente. Esse comportamento, provavelmente,

está associado as perdas de $N-NO_3^-$ por lixiviação, ou através do processo de desnitrificação (RAVEN et al., 1999; BRADY, 1989), já que, não se observa aumentos significativos de C orgânico em profundidade (Figura 10). Assim, a relação C:N do material adicionado ao solo, tem grande influência na disponibilidade do N no solo, e relações em torno de 20:1 representam, em termos aproximados, a linha divisória entre imobilização e liberação (mineralização) de N. Geralmente, relação C:N acima de 30:1 indica o predomínio de imobilização; entre 20 e 30:1 haveria um equilíbrio entre imobilização e mineralização e menor que 20:1 geralmente ocorre predomínio de mineralização do N. A baixa relação C:N do solo corrobora com os indícios de estar havendo uma intensa mineralização do N, maximizando as perdas por lixiviação e/ou desnitrificação.

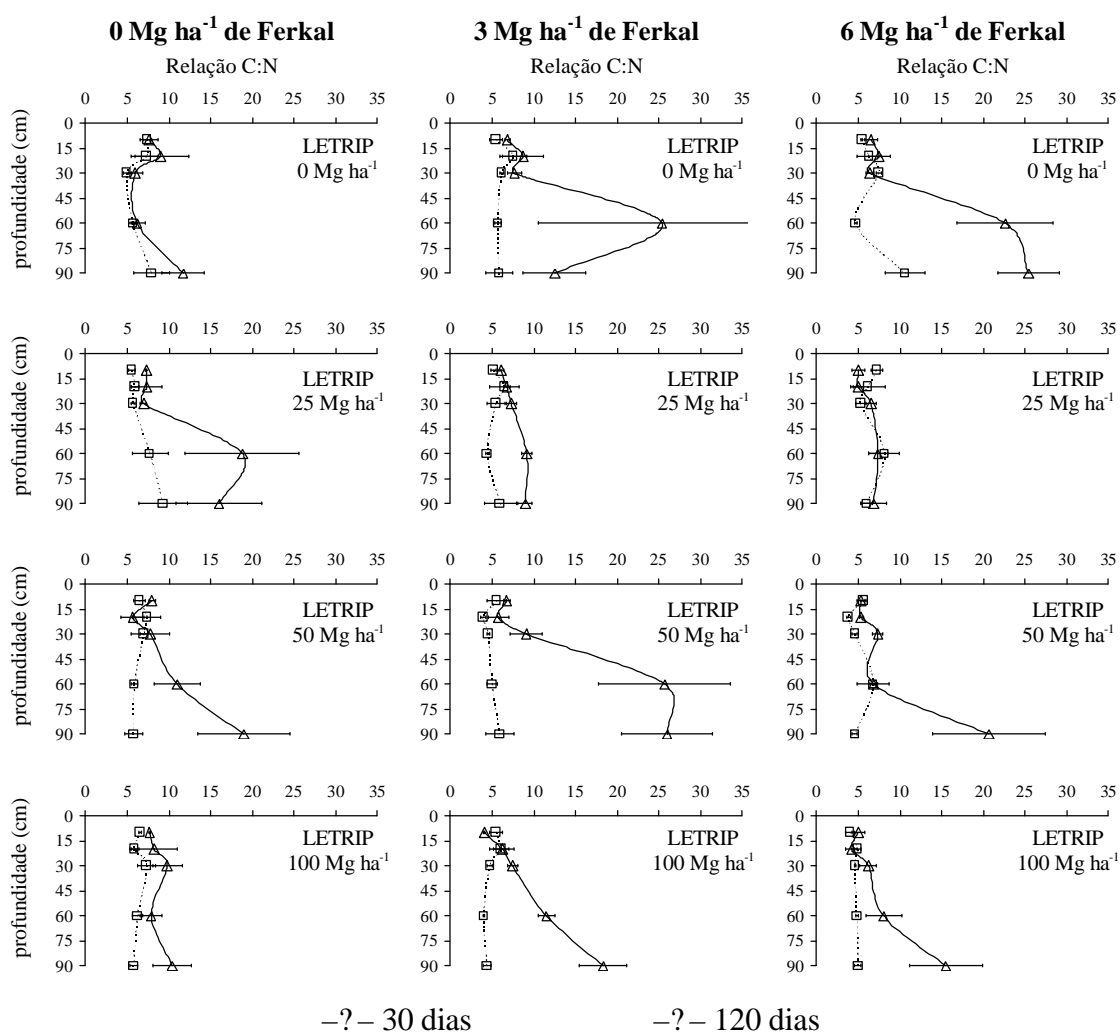


Figura 13. Relação C:N do solo, em razão da profundidade, da época de coleta e das doses de Ferkal e LETRIP aplicadas. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão.

A análise de variância na Tabela 11 mostra os teores de N-orgânico na camada de 0–20 cm de profundidade, resultante da combinação de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP, que houve um efeito altamente significativo para o efeito isolado e para o efeito da interação entre as doses de Ferkal e LETRIP ($p < 0,001$), não tendo efeito, o tempo de aplicação.

Tabela 11. Valores de N-orgânico (g kg^{-1}) na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.

Dose de Ferkal (Mg ha^{-1})	Dose de LETRIP (Mg ha^{-1})				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	1,54	1,89	1,91	2,08	1,86
3	1,76	2,00	2,29	2,41	2,12
6	1,95	2,20	2,24	3,13	2,38
Efeito LETRIP	1,75	2,03	2,15	2,54	2,12
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	0,7402562 **		C.V. (%): 15,93		
Ferkal	1,658204 **		ns = não significativo		
LETRIP	1,953502 **		** = significativo ao nível de 1% de probabilidade		
Ferkal x LETRIP	0,2428007 **				

O modelo de regressão, que melhor se ajustou aos dados, apresentou efeito linear para os fatores Ferkal e LETRIP e, efeito linear para a interação entre ambos os fatores, obtendo-se um bom ajuste, com um coeficiente de determinação igual a 0,93 (Figura 14). O aumento das doses de Ferkal e LETRIP afetaram de forma positiva o acúmulo de N-orgânico no solo, sendo os maiores valores observados resultantes da interação entre o dois fatores, tendo-se um incremento de 100 % em relação a testemunha. Os teores obtidos por OLIVEIRA et al. (2001) e FRANCO et al. (2003) mostram aumento dos teores de N nas camadas mais superficiais de solos tratados com biossólidos, porém nesses estudos o resíduo foi incorporado ao solo em doses mais elevadas (até 300 Mg ha^{-1}). Em solos sob eucalipto e após 12 meses da aplicação das doses de biossólido até 40 Mg ha^{-1} , sem posterior incorporação no sistema de cultivo mínimo, SOARES (2003) observou redução da concentração de N no solo.

$$Z = 1,6691 + 0,00425359Pt + 0,03790Fk + 0,0011362FkPt$$

$$R^2 = 0,93 \text{ (} p < 0,0001 \text{)}$$

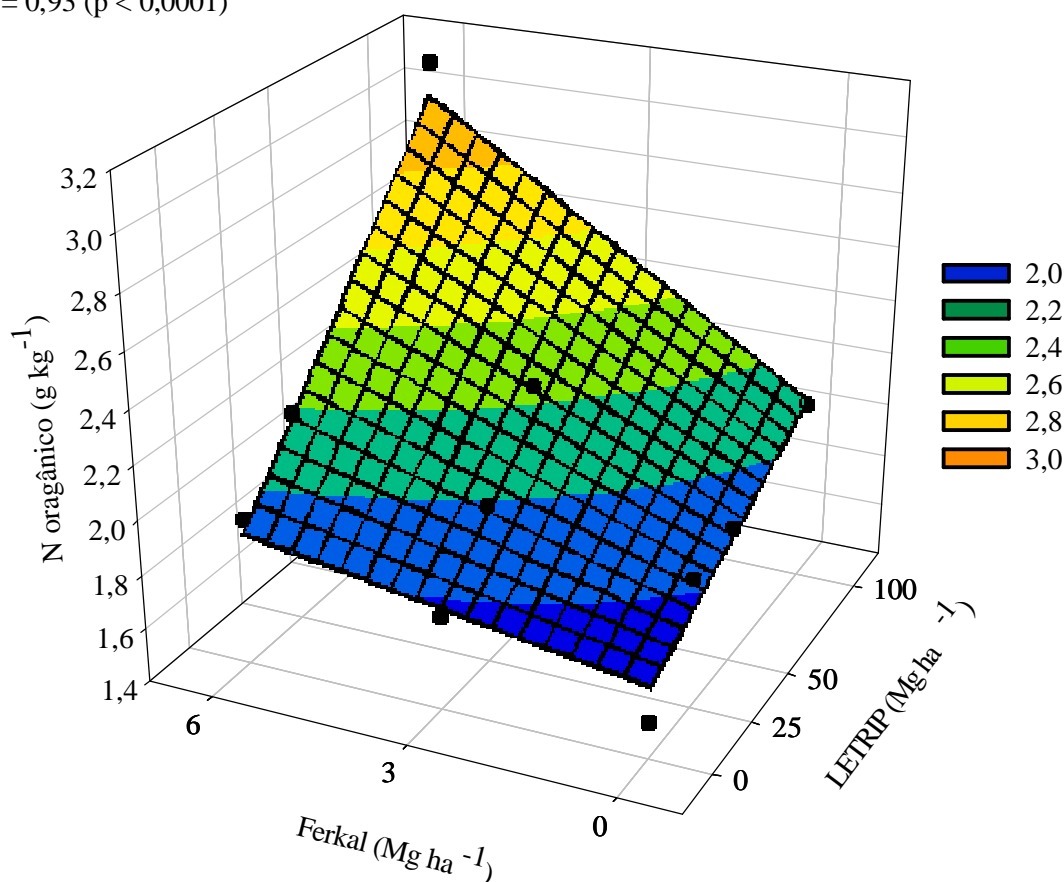


Figura 14. Teor de N orgânico na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.

4.5 Nitrogênio Mineral

A aplicação de doses crescentes dos resíduos Ferkal e LETRIP proporcionou aumentos crescentes na concentração de N-inorgânico (Figura 17), sendo os teores de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ semelhantes (Figura 15 e Figura 16). Normalmente em solos sob condições de oxidação ocorre predomínio de $N-NO_3^-$, em condições de redução ocorre o acúmulo de $N-NH_4^+$, pois a ausência de oxigênio interrompe a mineralização do nitrogênio na forma amoniacal e o $N-NO_3^-$ é rapidamente reduzido a N_2O e N_2 voláteis, desaparecendo em poucos dias de saturação, ou seja, acelera o processo de desnitrificação (SOUSA et al., 2004 ; RAVEN, 2004). A alteração de períodos de umedecimento com saturação do solo e períodos secos, justifica o equilíbrio encontrado entre as duas frações ($N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$) neste experimento. Houve uma maior concentração de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ em superfície e diminuição em profundidade, para todos os tratamentos. Para a dose zero de Ferkal e LETRIP (testemunha) as diferenças de concentração em função da variação de profundidade são menores (Figura 15 e Figura 16).

Os teores de N-mineral ($N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$) foram maiores nos tratamentos com maior dose do LETRIP. O maior teor é observado no tratamento resultante da

combinação da maior dose de Ferkal com a maior dose de LETRIP (tratamento 12, Tabela 6). Nestes tratamentos, a média dos teores de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$, foi de 24 e 32 $mg\ kg^{-1}$, correspondendo a um incremento de 58,3 % e 43,75 %, respectivamente, comparado a testemunha nos primeiros 10 cm de profundidade. Nas profundidades a partir dos 20 cm esta diferença diminui consideravelmente (Figura 15 e Figura 16).

VIEIRA e CARDOSO (2003) demonstraram que logo após a adição de biossólido ao solo ocorre um intenso processo de mineralização do N-orgânico do biossólido, bem como perdas por volatilização do $N-NH_4^+$ (FERREIRA, 1995; URQUIAGA et al., 1989). Como as avaliações no solo neste experimento somente tiveram início aos 30 dias após a aplicação dos resíduos, as transformações iniciais de N, neste solo, não foram observadas.

De forma geral, a maior mineralização ocorreu aos 60 dias após aplicação dos resíduos, o que está de acordo com as variações dos valores de pH no solo em função do tempo decorrido da aplicação, ou seja, nessa época são observados os menores valores de pH.

Outro aspecto relevante a considerar no processo de mineralização é a influência do C como substrato para microrganismos aeróbios e anaeróbios, e o O_2 disponível para o desenvolvimento dos processos de decomposição. A condição de aumento nos teores da matéria orgânica pode ocasionar um aumento de atividades por microrganismos, conseqüentemente, elevando a taxa de respiração e o consumo de O_2 (ANDREOLI e CARNEIRO, 2002).

Além da mineralização da fração orgânica do N-resíduos, provavelmente está ocorrendo a nitrificação. O aumento no teor de $N-NO_3^-$ pela deposição de biossólidos ao solo tem sido comum, em diferentes sistemas de manejo, cultivo, clima e solo, bem como em sistemas agrícolas, pastagens e florestas (SPEIER, 1999).

Segundo MOLINA (2004) o aumento dos teores de N-mineral após a aplicação de biossólidos tem sido frequentemente encontrado na literatura, inclusive em profundidade no solo, o que é indicativo de lixiviação do nutriente. Há de se destacar o papel da incorporação do resíduo ao solo, realizado nesse experimento, aumentando a taxa de mineralização do N-mineral e, conseqüentemente, a disponibilidade de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$, permitindo excesso de N-mineral que fica passível de lixiviação no perfil do solo se não houver sincronia com a absorção pelas.

KELLING et al. (1977) encontraram significativas perdas de nitrogênio por lixiviação em Molissolos cultivados com cereais que receberam 1,72 e 5,44 $Mg\ ha^{-1}$ de N-total, via lodo de esgoto. OLIVEIRA et al. (2001) observaram que, a aplicação em solos de doses de lodo de esgoto, a partir de 33 $Mg\ ha^{-1}$ ocasionou riscos de poluição das águas subterrâneas com nitrato, demonstrando que o nitrogênio deva ser um fator restritivo quando da definição das taxas e freqüências de aplicação de resíduos. Segundo VIEIRA e CARDOSO (2003) as quantidades de lodo de esgoto a serem aplicados ao solo devem ser diferentes no período da seca e das águas mesmo quando se baseiam nas necessidades de N em decorrência das perdas desse elemento em períodos de intensas precipitações.

Embora inicialmente fosse julgado que as perdas de $N-NO_3^-$ por lixiviação em solos brasileiros fossem mínimas (VITOUSEK, 1983; REIS e BARROS, 1990), devido à existência de cargas elétricas positivas em profundidade no solo (DYNIA, 2000), estudos recentes mostram que mesmo Latossolos podem apresentar lixiviação de $N-NO_3^-$. OLIVEIRA et al. (2001) observaram perdas $>100\ kg\ N-NO_3^-\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ em solos que receberam lodo de esgoto ou mesmo adubação nitrogenada convencional para

a cultura da cana-de-açúcar. Lixiviação de $N-NO_3^-$ dessa magnitude, representa um óbvio problema ambiental. Mesmo em solos eletropositivos e com alto teor de argila, DYNIA (2000) observou que o $N-NO_3^-$ movimentava-se além da zona de exploração radicular da maioria das culturas, alcançando profundidades de 2 a 6 m e acumulando-se nessa profundidade. Além disso, a lixiviação de $N-NO_3^-$ também contribui para aumentar a lixiviação de Ca e Mg (CAHN et al., 1993).

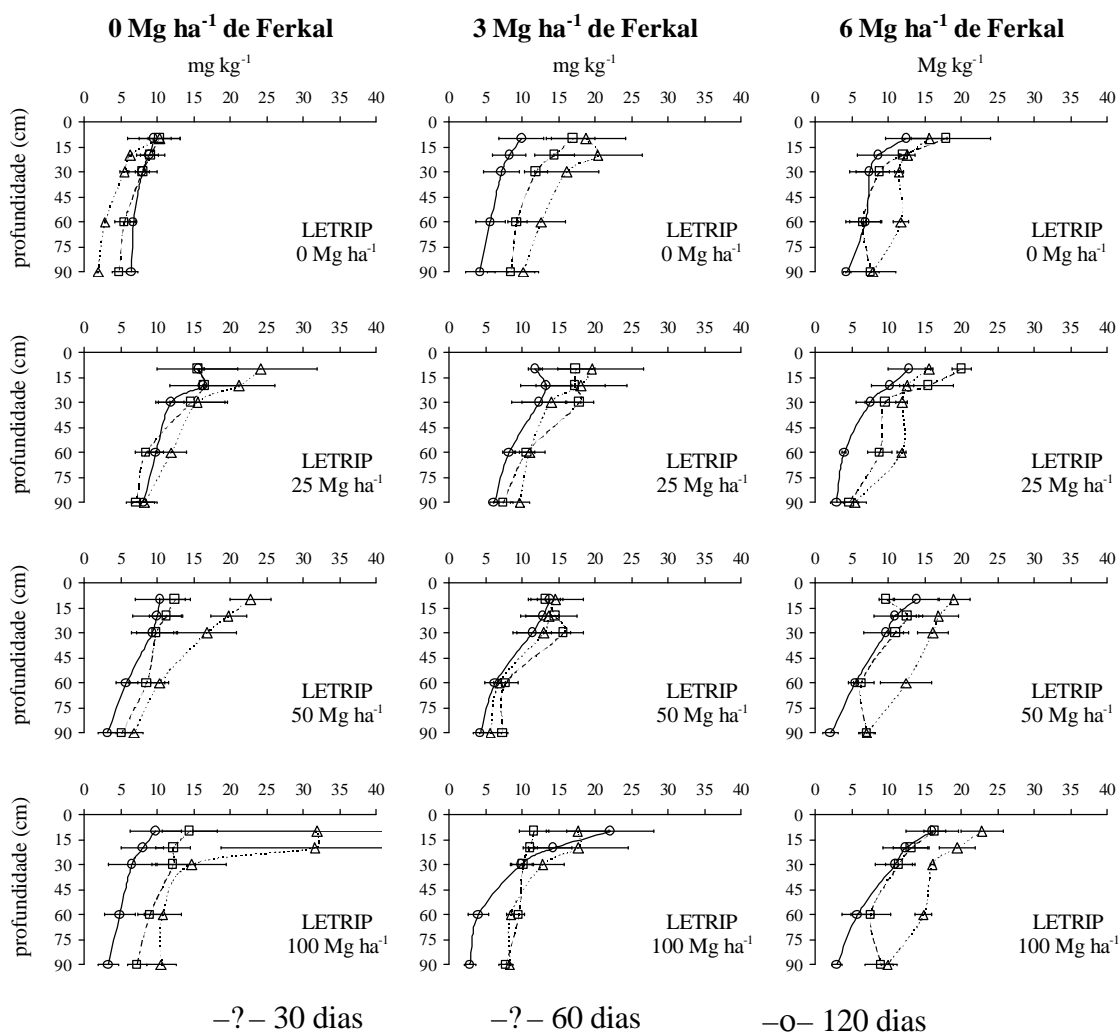


Figura 15. Teores de $N-NH_4^+$ do solo, em razão da profundidade, da época de coleta e das doses de Ferkal e LETRIP aplicadas. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão.

A maior quantidade de N aportada no solo resultante das doses crescentes de Ferkal e do LETRIP, pode também ocasionar maiores perdas de nitrato por lixiviação. A lixiviação de nitratos no perfil do solo promove o aumento da acidez do solo, pois ocorre um desbalanço de ácidos e bases, pela saída do N do ciclo, o que pode explicar a diminuição do pH, em profundidade, na maior dose de Ferkal combinada com a maior dose do LETRIP. HELYAR (1976) enfatiza que o ciclo fechado do N em um ecossistema é neutro, pois se ocorrer a nitrificação (processo ácido) o processo reverso (alcalino) de redução ocorre dentro da planta ou microrganismo durante o metabolismo

do $N-NO_3^-$. No entanto, se o nitrato for perdido do sistema por lixiviação, o ciclo do N será acidificante. Estudos realizados por SLATERRY (1998) também relatam que a principal causa do declínio dos valores de pH foi a remoção da alcalinidade do sistema, através de grãos e da lixiviação de nitrato.

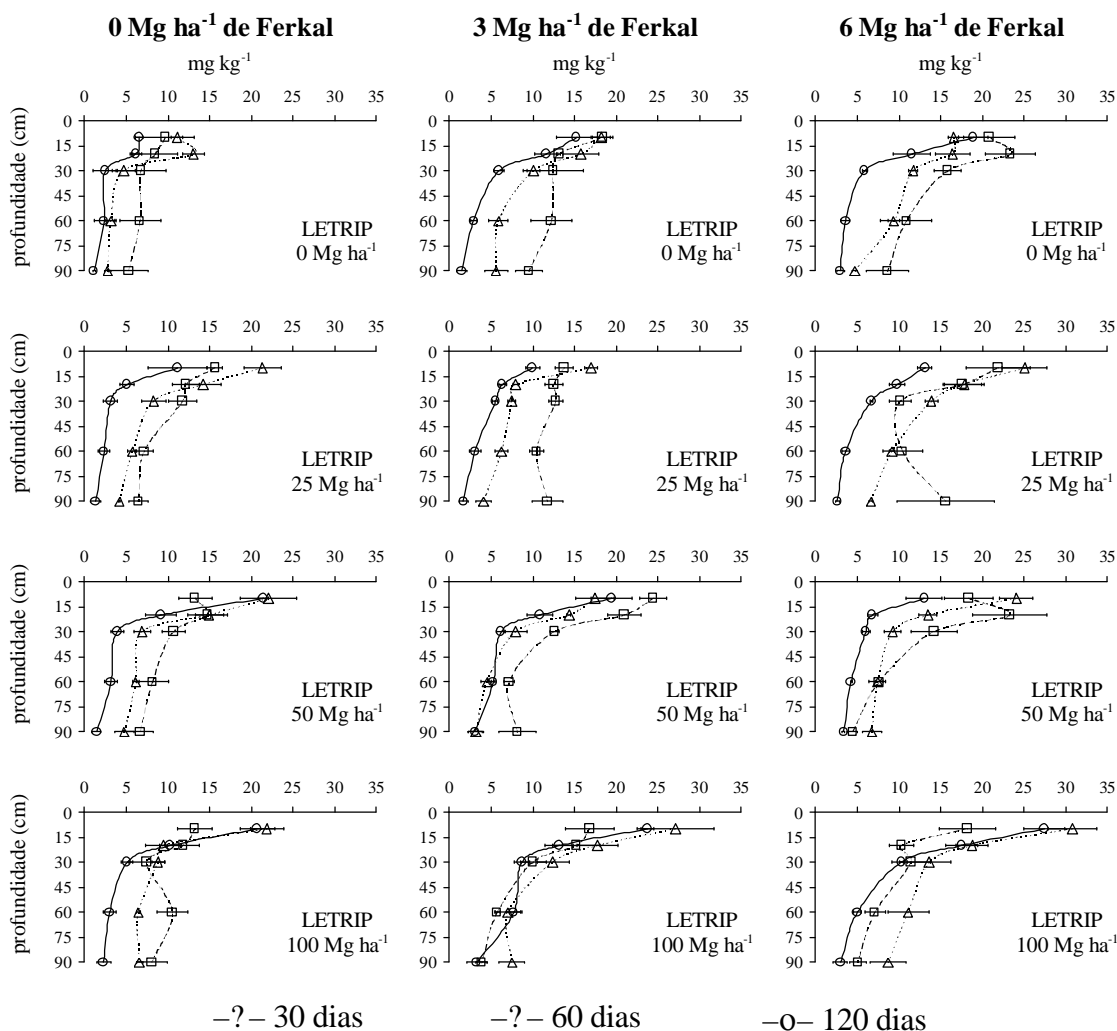


Figura 16. Teores de $N-NO_3^-$ do solo, em razão da profundidade, da época de coleta e das doses de Ferkal e LETRIP aplicadas. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão.

A análise de variância, para o N-mineral na camada 0 a 20 cm, da Tabela 12, mostrou haver efeito altamente significativo para os fatores isolados, Ferkal e LETRIP, bem como, a interação entre estes dois fatores, que também apresentou efeito altamente significativo ($p < 0,001$).

O modelo de regressão que melhor se ajustou aos dados, pode ser visualizado na Figura 17, tanto as doses de Ferkal quanto as doses de LETRIP e, a interação entre os fatores, apresentou um efeito linear. Observa-se também que este modelo, teve um coeficiente de determinação (R^2) baixo.

O aumento das doses dos resíduos Ferkal e LETRIP, elevou significativamente, o conteúdo de N-mineral no solo (Figura 17). Este aumento está relacionado com a taxa de aplicação dos resíduos. Em média, a maior dose de Ferkal combinada com a maior dose de LETRIP, apresentou um incremento de 130 %, de N-mineral, no solo,

comparada com a testemunha. Como houve diferença significativa entre os teores de N da testemunha e dos tratamentos com resíduos, pode-se assumir que o N-mineral encontrado foi, principalmente, oriundo da mineralização do N orgânico adicionado com os resíduos e não do N do solo.

Tabela 12. Valores de N-mineral (mg kg^{-1}) na camada de 0 – 20 cm do solo, em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.

Dose de Ferkal (Mg ha^{-1})	Dose de LETRIP (Mg ha^{-1})				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	18,20	31,47	30,33	32,52	28,13
3	30,17	27,45	31,67	34,68	30,99
6	31,15	32,00	30,33	37,18	32,67
Efeito LETRIP	26,50	30,31	30,77	34,80	30,60
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	922,2389 **		C.V. (%): 31,26		
Ferkal	189,3804 **		** = significativo ao nível de 1% de probabilidade		
LETRIP	310,5455 **				
Ferkal x LETRIP	129,5719 **				

Com relação ao tempo de aplicação dos resíduos a análise de variância mostrou haver efeito isolado do tempo de coleta, no entanto, não foi possível um ajuste de modelo de regressão, devido ao número de graus de liberdade para testar o modelo. Só foi possível testar o modelo linear, este não se ajustou bem aos dados, $R^2 < 0,16$. A tendência dos dados é apresentar um comportamento quadrático, no entanto, não há graus de liberdade suficientes para se testar este modelo, sendo necessário um maior número de avaliações no tempo, para confirmação do efeito quadrático (Figura 18). Observa-se também uma tendência de diminuição dos teores de N-mineral ao longo do tempo, o que pode ser ocasionado devido a perdas por lixiviação ou desnitrificação do N-NO_3^- .

Em solo sob gramíneas, na Inglaterra, foram observadas taxas de mineralização da ordem de 0,02 a 1,90 kg N ha^{-1} , com valores mais altos relacionados aos períodos de reumidecimento do solo após a estação seca (HATCH et al., 1990). Com a continuidade do período chuvoso, pode existir uma queda na concentração deste íon em decorrência da grande mobilidade de N-NO_3^- no solo, que pode, então, ser lixiviado.

$$Z = 23,6958 + 0,105884Pt - 1,17523Fk - 0,009583FkPt$$

$$R^2 = 0,64 \text{ (} p < 0,01 \text{)}$$

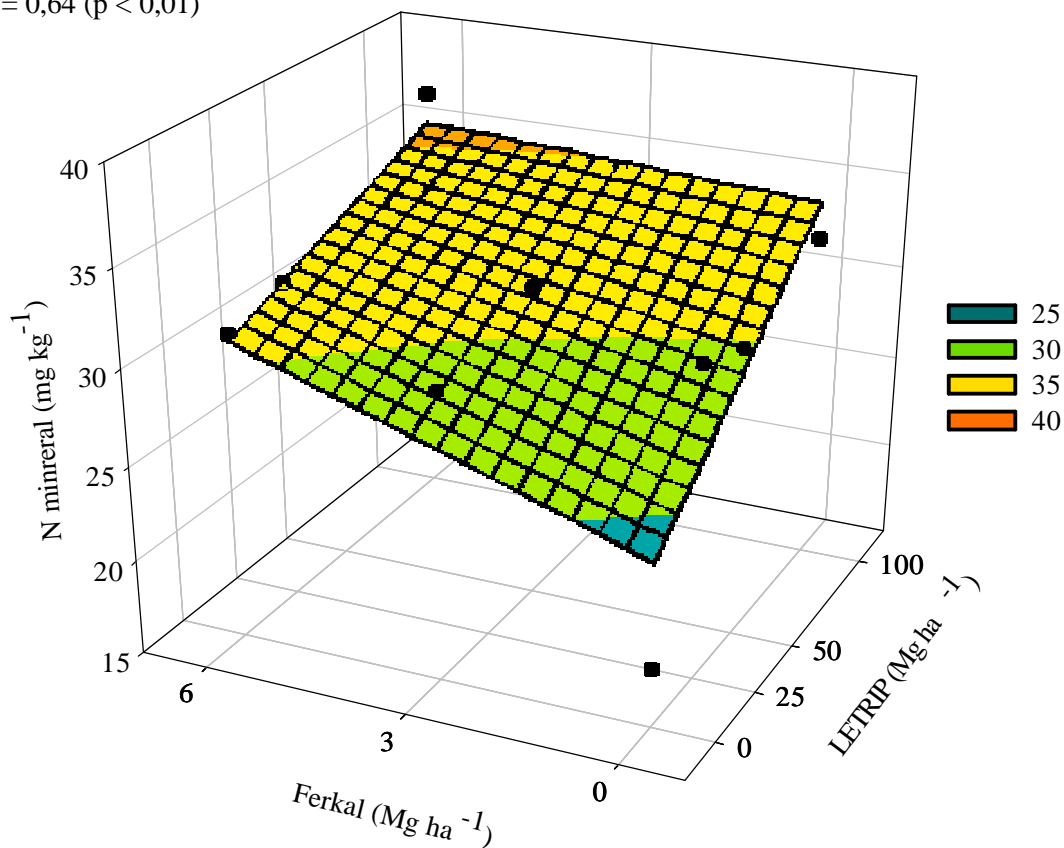


Figura 17. Teor de N-mineral na camada de 0 – 20cm do solo, em função de diferentes doses de LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.

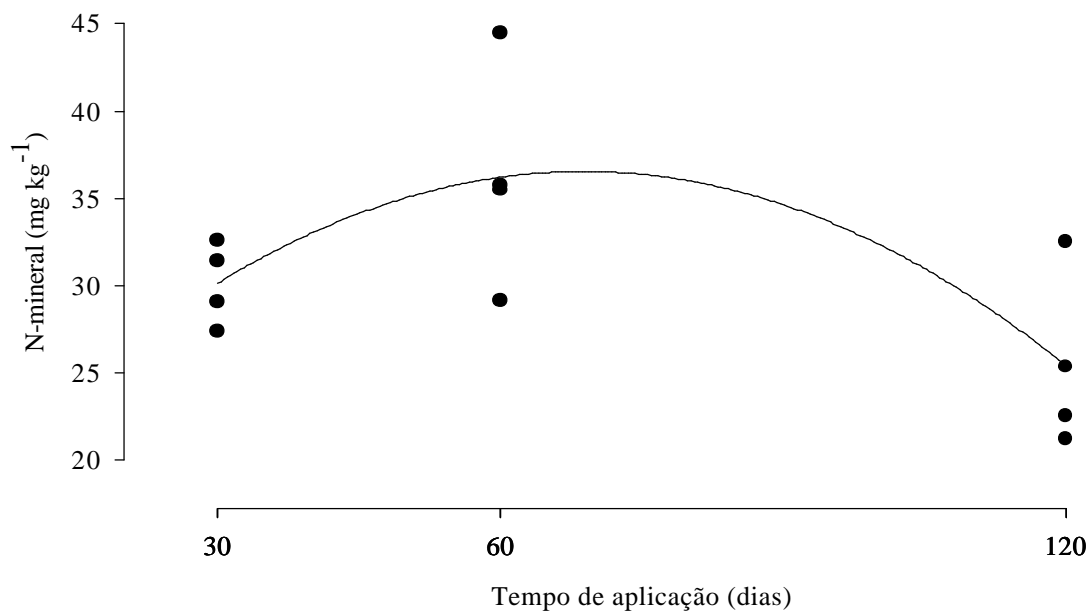


Figura 18. Teor de N-mineral na camada de 0 – 20 cm do solo em função do tempo de aplicação dos resíduos.

As perdas por lixiviação ou desnitrificação do $N-NO_3^-$ estão relacionadas as intensas precipitações que ocorreram durante o período de realização do experimento (Figura 1) e pela condição de encharcamento da área de estudo, onde a mesma possui uma drenagem impedida. Em solos saturados ocorre um acúmulo de $N-NH_4^+$, pois a ausência de oxigênio interrompe a nitrificação do nitrogênio na forma amoniacal. O $N-NO_3^-$ é rapidamente reduzido a N_2O e N_2 voláteis, desaparecendo do solo em poucos dias de saturação (SOUSA et al., 2004). A perda inicial ocorre logo após a saturação do solo, quando o $N-NO_3^-$, que tinha sido mineralizado durante o período aeróbio, é desnitrificado a N_2O e N_2 . O $N-NH_4^+$ que é formado pela mineralização da matéria orgânica é estável na zona reduzida do solo. No entanto, o $N-NH_4^+$ pode ser nitrificado e posteriormente, se difundir para as zonas reduzidas e ser desnitrificado pelos microorganismos anaeróbios a N_2O e N_2 (SOUSA et al., 2004).

4.6 Metais Pesados no Solo

A Tabela 5 apresenta os resultados dos teores de metais pesados nos resíduos Ferkal, LETRIP, e no Termofosfato Yoorin e Composto Biorgânico. Os níveis dos metais Cd, Cu, Pb e Zn, estiveram no limite inferior dos teores para biossólidos (Tabela 13), segundo KABATA-PENDIAS e PENDIAS, (2000). O manganês apresentou concentrações 1,6 e 1,4 vezes maior que o limite inferior dos teores de Mn indicado para a maioria dos biossólidos, para o Ferkal e LETRIP respectivamente. O Cu apresentou-se 1,7 vezes maior que o limite inferior, no adubo Termofosfato Yoorin. O Zn, no entanto, apresentou-se 3,3 vezes maior no Composto Biorgânico. Essas concentrações um pouco elevadas, no entanto, não constituem um problema tão preocupante, já que o Cu, Mn e Zn, são micronutrientes para a maioria das culturas. Salvo, entretanto, para o Zn, no caso do Composto Biorgânico onde este é aplicado via foliar, podendo ter uma absorção muito alta pelas plantas. De forma geral, os teores de metais nos resíduos Ferkal e LETRIP foram menores que os teores encontrados no Termofosfato Yoorin, exceção para o Mn e Zn, embora, seus teores tenham sido menores que os do Composto Biorgânico. Nenhum dos elementos apresentou restrições para utilização agrícola, estando bem abaixo dos níveis máximos admissíveis, de metais pesados, em biossólidos destinados à utilização agrícola, segundo resoluções do CONAMA (2005) e CETESB (1999).

Com relação às concentrações limites permitidas (Anexo 3, Anexo 4, Anexo 5 e Anexo 6), para a aplicação em solo, o elemento Pb apresentou maior restrição, com uma % de limitação de 2,9; 3,1 e 6,0 % para o Ferkal, LETRIP e Termofosfato Yoorin, respectivamente. Para o composto Biorgânico o Zn foi o elemento mais restritivo, com uma % de limitação de 4 %. A taxa de aplicação anual máxima permitida de aplicação em função do elemento mais restritivo, segundo CONAMA (2005) e CETESB (1999), foi de 815,3; 2.652,0; 332,3 $Mg\ ha^{-1}$ e 9.435,2 $m^3\ ha^{-1}$ para o Ferkal, LETRIP, Termofosfato e Composto Biorgânico, respectivamente. A taxa de aplicação máxima dos resíduos Ferkal e LETRIP foi bem menor que a do Termofosfato Yoorin, adubo usado comercialmente, como fonte de fósforo, e empregado em larga escala na agricultura convencional e orgânica.

A poluição do solo por metais pesados está relacionada a processos de acúmulo e transporte destes elementos que dependem, em grande parte, das suas interações com a fase sólida do solo (AMARAL SOBRINHO et al., 1997). Tais interações são complexas, envolvendo reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução,

complexação e oxi-redução com as fases inorgânicas e orgânicas do solo (SPOSITO, 1984), sendo a importância relativa dessas interações diferentes para cada elemento em cada condição físico-química do solo (McBRIDE, 1994). Dependendo da solubilidade dos metais pesados no solo, da quantidade aplicada e das propriedades do solo, poderá ocorrer movimentação vertical no perfil do solo atingindo os mananciais de água subterrâneos, ou ser carregado por escoamento superficial contaminando as águas superficiais. Caso sejam absorvidos pelas plantas e microrganismos, podem apresentar riscos efetivos ou potenciais à saúde humana e ao ambiente (AMARAL SOBRINHO, 1999a).

A combinação da maior dose de Ferkal com a maior dose do LETRIP (6 e 100 Mg ha⁻¹) não alterou, significativamente, o teor de metais pesados em relação à testemunha, que para Cd e Cu, foi menor do que 1 e 7 mg kg⁻¹ e para Pb, 35 mg kg⁻¹. Os teores mais elevados observados, não atingiram os níveis críticos no solo, apresentando-se na faixa de concentração normal, com exceção do Cd que independente do tratamento apresentou concentração próxima ao limite inferior do nível crítico segundo KABATA-PENDIAS e PENDIAS (2000), apresentados na Tabela 13.

Tabela 13. Concentração normal e nível crítico de metais pesados no solo (mg kg⁻¹).

Elemento	Concentração normal	Nível crítico
Cd	0,01 – 2	3 – 8
Cu	2 – 250	60 – 125
Mn	20 – 10000	1500 – 3000
Pb	2 – 300	100 – 400
Zn	1 – 900	70 – 400

Fonte: KABATA-PENDIAS e PENDIAS (2000)

Os teores totais de Cd observados na Figura 19, foram inferiores a 2,0 mg kg⁻¹ de terra, sendo que os menores teores são observados na camada superficial, ocorrendo aumentos gradativos com o aumento da profundidade do solo, comportamento que corrobora com a mobilidade deste elemento no solo e pela textura do solo estudado. Não se observa diferenças significativas através da barra de erro padrão para os tratamentos e a época de coleta das amostras, sendo significativa essa diferença somente para a maior dose do LETRIP (100 Mg ha⁻¹), na camada de 0 – 10 cm do solo. Os maiores valores são observados aos trinta dias com sua redução de 40 % aos 120 dias, indicando estar ocorrendo a lixiviação deste elemento para as camadas sub-superficiais na maior dose do LETRIP.

Alguns trabalhos (OLIVEIRA e MATTIAZZO, 2001; FILIUS et al., 1998; LEE et al., 1996; NAIDU et al., 1994; CHRISTNSEN, 1984) apontam a faixa de pH 5 a 7, como o pH de baixa mobilidade do Cd, faixa esta encontrada nas condições do experimento. CHRISTNSEN (1984) mostrou que a adsorção de Cd, por solos arenosos e francos, aumentou por um fator de três para cada unidade de pH elevada, entre pH 4 – 7,7. Observações semelhantes de aumento de pH foram feitas em dois oxissolos; um Andisol e um Alfisol por NAIDU et al. (1994) o qual foi atribuído ao aumento na superfície de cargas positivas. YUAN & LAVKULICH (1997) e FILIUS et al. (1998) verificaram que a variação de uma unidade no pH resultou em uma grande diferença na adsorção de cádmio. LEE et al. (1996) estudando a adsorção de cádmio num intervalo

de pH entre 3,0 e 10,0, verificaram que aumentando de 2 a 3 unidades no valor do pH, a porcentagem do metal adsorvido aumentou de 0 a 100%, sendo que a adsorção chegou próxima a 100% a pH 6,0, para um solo com altos teores de argila e matéria orgânica, e a pH 9,0 para um solo com baixos teores, demonstrando que a transição de 0 para 100% de cádmio adsorvido não ocorre nos mesmos valores de pH para todos os tipos de solos.

MOLINA (2004) observou que os teores de Cd total e extraível (com Mehlich 3), estiveram abaixo do limite de detecção, ou seja, concentrações inferiores a $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ de terra. O mesmo foi observado por ANDRADE e MATTIAZZO (2000) na mesma área experimental doze meses após a aplicação de biossólido. CAMARGO et al. (2003), após a aplicação de lodo de esgoto, em dose total de até 80 Mg ha^{-1} , durante quatro anos, também não conseguiram detectar Cd extraível (com DTPA e Mehlich 3) nas amostras de terra.

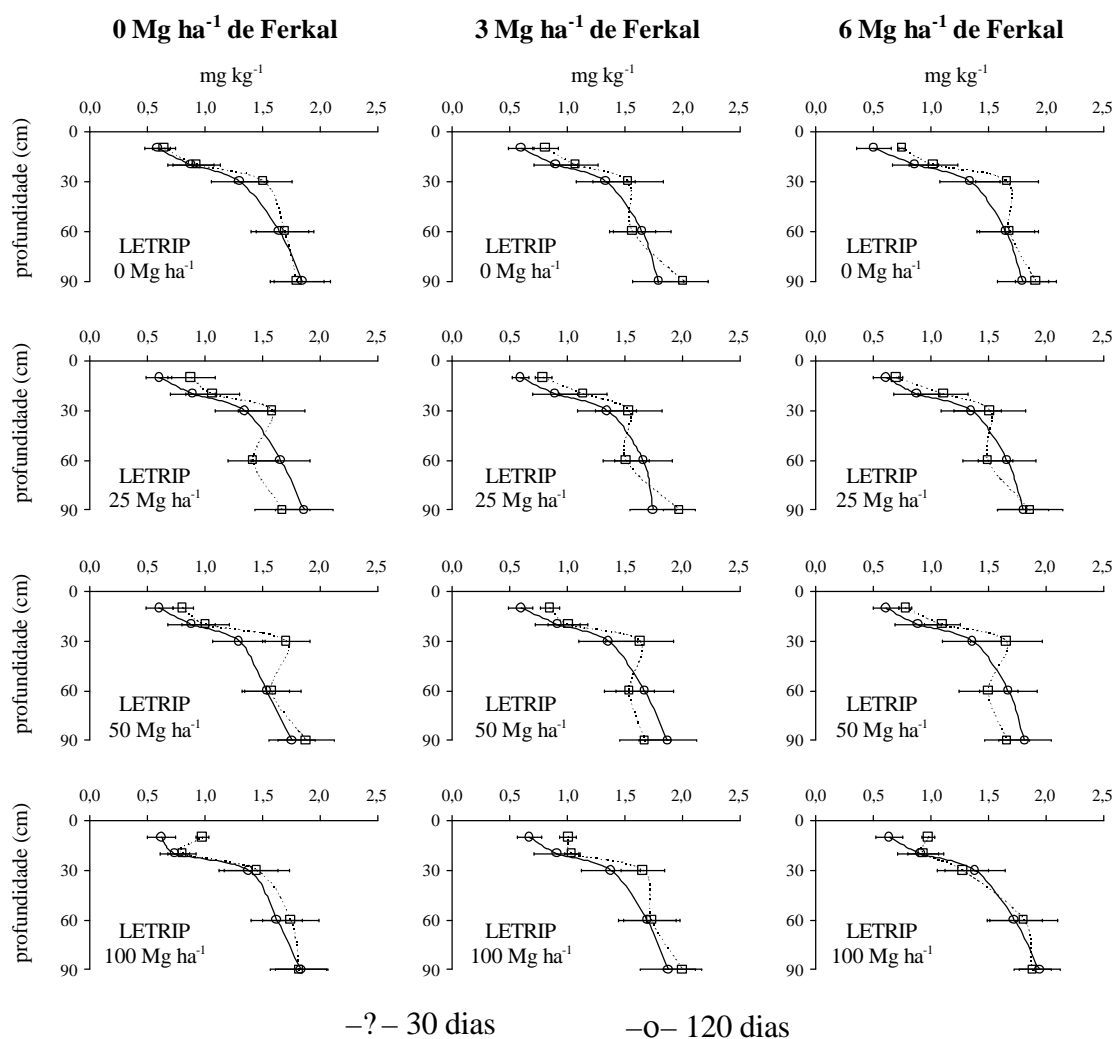


Figura 19. Teor de Cd no solo em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão.

O teor elevado de Cd neste solo em profundidade, tanto na testemunha e nos tratamentos (Figura 19), quanto na caracterização da área antes da aplicação dos resíduos (Tabela 3), pode ser explicado pelo seu material de origem, já que, o mesmo é formado de sedimento de caráter arenoso e argiloso do quaternário (RAMOS et al., 1973). A concentração de Cd em solos não contaminados por fontes antropogênicas é governada pelo teor na rocha de origem. Os solos derivados de rochas ígneas contêm

entre 0,1 e 0,3 mg kg⁻¹, os oriundos de rochas metamórficas entre 0,1 –1,0 mg kg⁻¹ enquanto, nos provenientes das sedimentares, o teor pode chegar a 10 mg kg⁻¹. Nas proximidades das minas de Zinco, os teores de Cd são muito mais altos, até centenas de mg kg⁻¹ (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2000).

A concentração de Cu total presente no solo mostra que as doses dos resíduos Ferkal e LETRIP contribuíram para a elevação do teor desse elemento (Figura 20) , ocorrendo um acúmulo na camada superficial de 0 –10 cm. Aos 30 dias após a aplicação dos resíduos, houve uma redução dos seus teores com decorrer do tempo, o que, evidencia uma lixiviação desse elemento e contraria a observação de que o Cu é um elemento de baixa mobilidade no perfil do solo (RODELLA, 1993). Tendo em vista a forma com que o elemento se apresenta, predominantemente, em biossólidos, ligado a fração orgânica, de acordo com BERTONCINI (2002), pode-se supor que houve mineralização dessa fração orgânica contendo Cu com a conseqüente disponibilização do elemento para o meio. A maior retenção do cobre pela fração orgânica confirma a capacidade deste cátion em formar complexos orgânicos. SCHNITZER (1969) observou a reação do cobre, simultaneamente, com os grupos COOH e OH fenólicos, formando complexos altamente estáveis com a matéria orgânica. Entretanto, o fato de um metal estar ligado a fração orgânica, não significa que não possa percolar no perfil do solo, pois complexos com ácidos fúlvicos, ou outros ácidos orgânicos de baixo peso molecular, podem ser bastante solúveis.

Muitos estudos têm demonstrado que os metais pesados Pb e Cu apresentam baixa mobilidade, acumulando-se na superfície dos solos contaminados, enquanto que Zn, Mn e principalmente, Cd são relativamente mais móveis, apresentando maior risco de contaminação da água subterrânea (SHEPPARD e THIBAUT, 1992). O Cu tende a formar complexos altamente estáveis com ácidos húmicos e outros ligantes orgânicos pouco solúveis (MELO et al, 1997, citado por ANDRADE e MATTIAZZO (2000); McLAREN e CRAWFORD, 1973; MULLINS et al., 1982).

MATOS et al. (1996) avaliaram a mobilidade de metais em horizontes de um latossolo vermelho-amarelo e verificaram a baixa mobilidade do cobre devido a sua forte retenção em todos os horizontes, e não apenas naqueles onde os teores de argila e/ou matéria orgânica são mais elevados, mas também no horizonte C.

MOLINA (2004) observou diferença entre os tratamentos em experimento com lodo de esgoto somente na camada 0-10 cm de profundidade. Os valores apresentados por este autor foram, em média, inferiores aos apresentados por ANDRADE e MATTIAZZO (2000), que não observaram efeito das doses de biossólidos no teor total de Cu no solo, após doze meses de aplicação, para o mesmo experimento, atribuindo o fato ao modo de aplicação do biossólido no ensaio (em superfície sem posterior incorporação ao solo), o que não favorece a decomposição do material devido à limitada superfície de contato biossólido-solo.

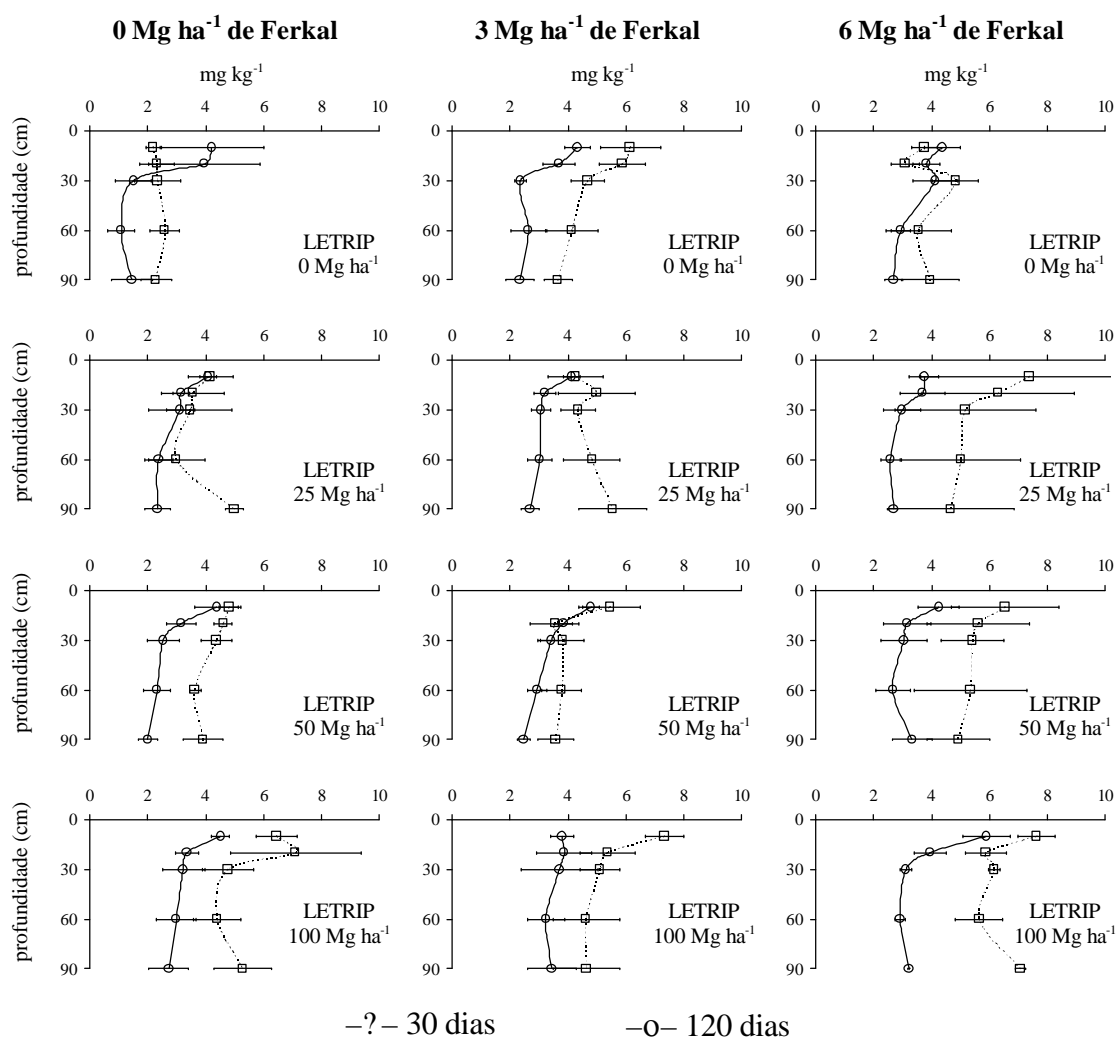


Figura 20. Teor de Cu no solo em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão

Com a evolução e o crescimento da agricultura brasileira os micronutrientes, principalmente, o Fe e o Mn, tornaram-se cada vez mais importantes e merecedores da pesquisa, tanto em casos de aparecimento de deficiências como na ocorrência de toxidez (ABREU, 2004). Observa-se na Figura 21, que o aumento da dose de Ferkal, na ausência do LETRIP, diminuiu os teores de Fe no solo. No entanto, quando se considera a combinação da maior dose de Ferkal, com a maior dose do LETRIP, o aumento nos teores de Fe é expressivo, ou seja, o efeito complexante da matéria orgânica é maior. A associação do Fe, procedente do solo e dos próprios resíduos, com a matéria orgânica pode ter levado à formação de óxidos de Fe e Mn de baixa solubilidade, em novas superfícies adsorventes intermediárias por ligantes orgânicos de difícil oxidação, ocorrendo predomínio, na fração residual de Fe e Mn (KEEFER e SINGH, 1986).

As condições de intensas precipitações e de difícil drenagem da área de estudo, levam a saturação com água do solo, determinando condições semelhantes a de solos alagados, ou seja, condições de redução, devido à respiração anaeróbia de bactérias, que oxidam o carbono da matéria orgânica, utilizando compostos minerais como receptores finais dos elétrons. Os primeiros compostos minerais que são assim reduzidos são o nitrato, os óxidos mangânicos e os óxidos férricos. A redução ocorre nesta sequência devido à afinidade pelos elétrons, que diminui na mesma ordem entre aqueles

compostos. Em consequência da redução, o $N-NO_3^-$ é perdido nas formas gasosas de N_2 e N_2O e o Mn e o Fe se acumulam no solo nas formas divalentes, Mn^{2+} e Fe^{2+} (VAHL et al., 2003). Devido a ordem de afinidade por elétrons, o $N-NO_3^-$ deve diminuir o acúmulo de Mn^{2+} e Fe^{2+} e o Mn deve diminuir o acúmulo do Fe^{2+} , durante o período de saturação do solo. Levando isto em conta e considerando que a fonte de elétrons para a redução destes três compostos é o C orgânico, a quantidade de Fe^{2+} acumulada no solo durante o período de saturação deve ser positivamente relacionada ao teor de C orgânico e inversamente relacionada aos teores de $N-NO_3^-$ e de Mn. VAHL et al. (1999), trabalhando com 34 solos, observaram relação positiva entre o Fe^{2+} acumulado e os teores de Fe extraído por oxalato e C orgânico, e negativa com os teores de Mn e $N-NO_3^-$ iniciais, entretanto, com exceção dos teores de Fe, os efeitos quantitativos das outras variáveis foram insignificantes, provavelmente devido ao efeito de outros fatores que variam muito entre os solos, encobrindo os efeitos das variáveis estudadas.

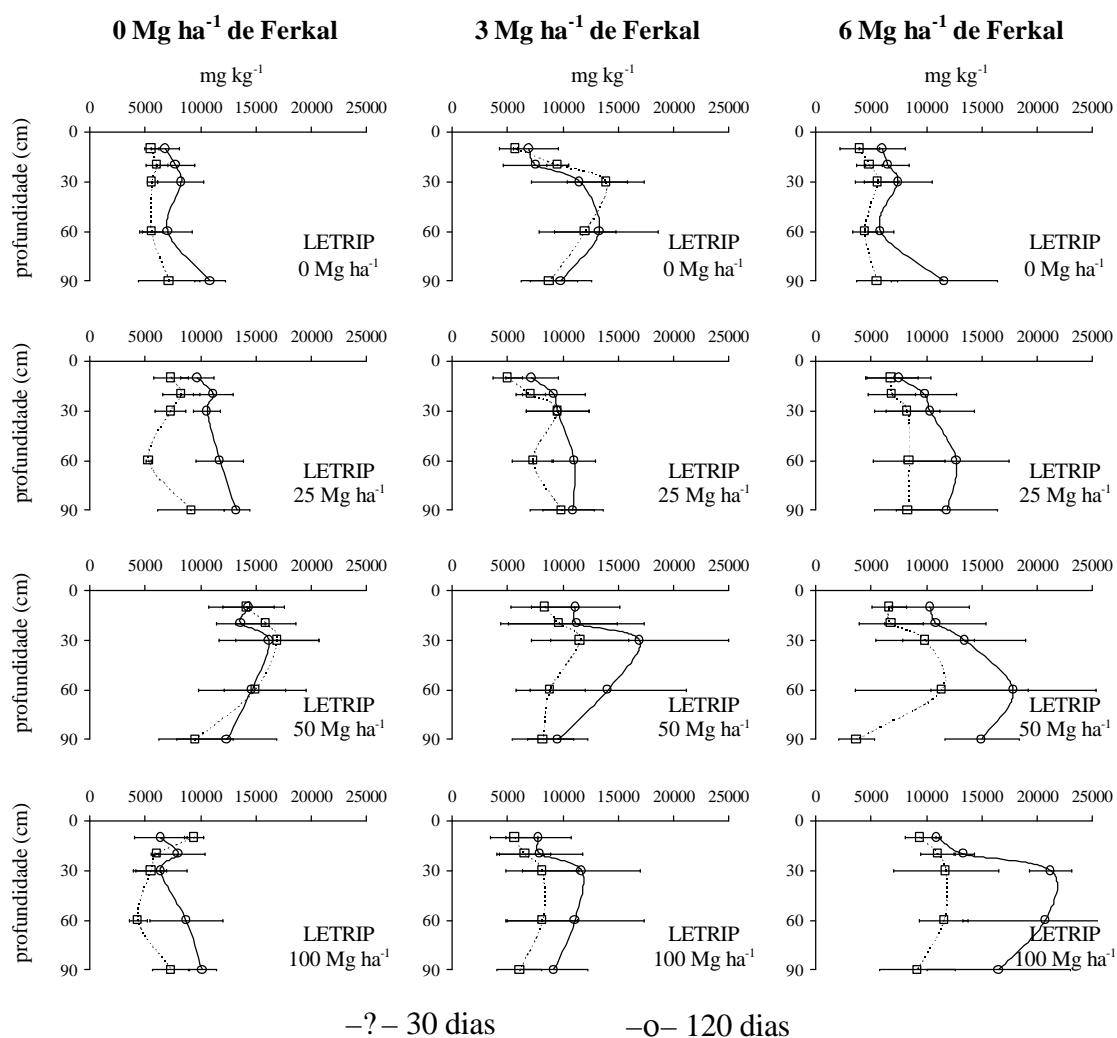


Figura 21. Teor de Fe no solo em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão

A mais importante alteração química que ocorre em solos saturados é a redução dos óxidos férricos (Fe^{3+}) a óxidos ferrosos (Fe^{2+}), com conseqüente aumento da

solubilidade do ferro. As transformações que ocorrem em um solo em condições de redução são marcadamente afetadas pela química do ferro, em função da grande quantidade de óxidos e hidróxidos de ferro que podem sofrer redução e da reatividade de óxidos de ferro que podem sofrer redução e da reatividade do ferro com outros compostos do solo (SOUSA et al., 2004).

A concentração do Fe^{2+} na solução do solo aumenta até atingir um máximo, diminuindo em seguida. Esse comportamento varia em função do pH, do teor de matéria orgânica e do conteúdo e reatividade dos óxidos de ferro. SOUSA et al. (2004), revisando trabalhos sobre o assunto, verificaram teores críticos de ferro na solução do solo, que varia desde 30 mg L^{-1} até 500 mg L^{-1} . Um dos principais problemas relacionados ao ferro, diz respeito a toxidez indireta causada por um desbalanceamento nutricional múltiplo, devido à presença de ferro em excesso na solução do solo, o que pode inibir a absorção de outros nutrientes (P, K, Ca e Mg segundo SOUSA et al., 2004; e o Zn WOOLHOUSE (1983)).

No solo, o Mn ocorre sob três estados de oxidação (Mn^{2+} , Mn^{3+} , Mn^{4+}), como óxidos insolúveis ou quelado. É largamente absorvido na forma Mn^{2+} após liberação de um quelado ou após a redução de óxidos de valências superiores. O efeito da calagem sobre a disponibilidade de Mn se deve, principalmente, ao incremento dos sítios de adsorção no solo em decorrência da existência de cargas dependentes de pH, como observado por ALLOWAY (1990) e, por conseguinte, da densidade de cargas negativas presentes na superfície dos colóides.

Os teores de Mn estão também diretamente relacionados à textura do solo, pois os menores teores do elemento são obtidos para os solos mais arenosos, situação na qual as deficiências do elemento são mais comuns (LOPES e ABREU, 2000).

É de conhecimento que com a elevação do pH do solo, micronutrientes como Zn, Fe, Cu, Mn diminuem a sua solubilidade no solo e pode agravar problemas de deficiência em solos pobres.

Na Figura 22 observa-se que houve um aumento no teor de Mn no solo com o aumento nas doses dos resíduos, tendo maior acumulação, na combinação da maior dose de Ferkal com a maior dose de LETRIP, com um teor 1,5 vezes maior que a testemunha. A concentração maior ocorre aos 30 dias, na camada superficial, até os 30 cm, reduzindo consideravelmente aos 120 dias para todos os tratamentos, exceto para a testemunha, onde não ocorre diferença entre as épocas de coleta. No entanto, na camada de 60 a 90 cm, os teores são menores aos 30 dias e, maiores aos 120 dias, indicando que ocorreu lixiviação de Mn para as camadas inferiores do solo. Esse fato está associado a condição de redução do solo na área de estudo, determinando a redução dos óxidos mangânicos (Mn^{4+}) a óxidos manganosos (Mn^{2+}) ocorrendo quase coincidentemente com a redução do nitrato (SOUSA et al., 2004).

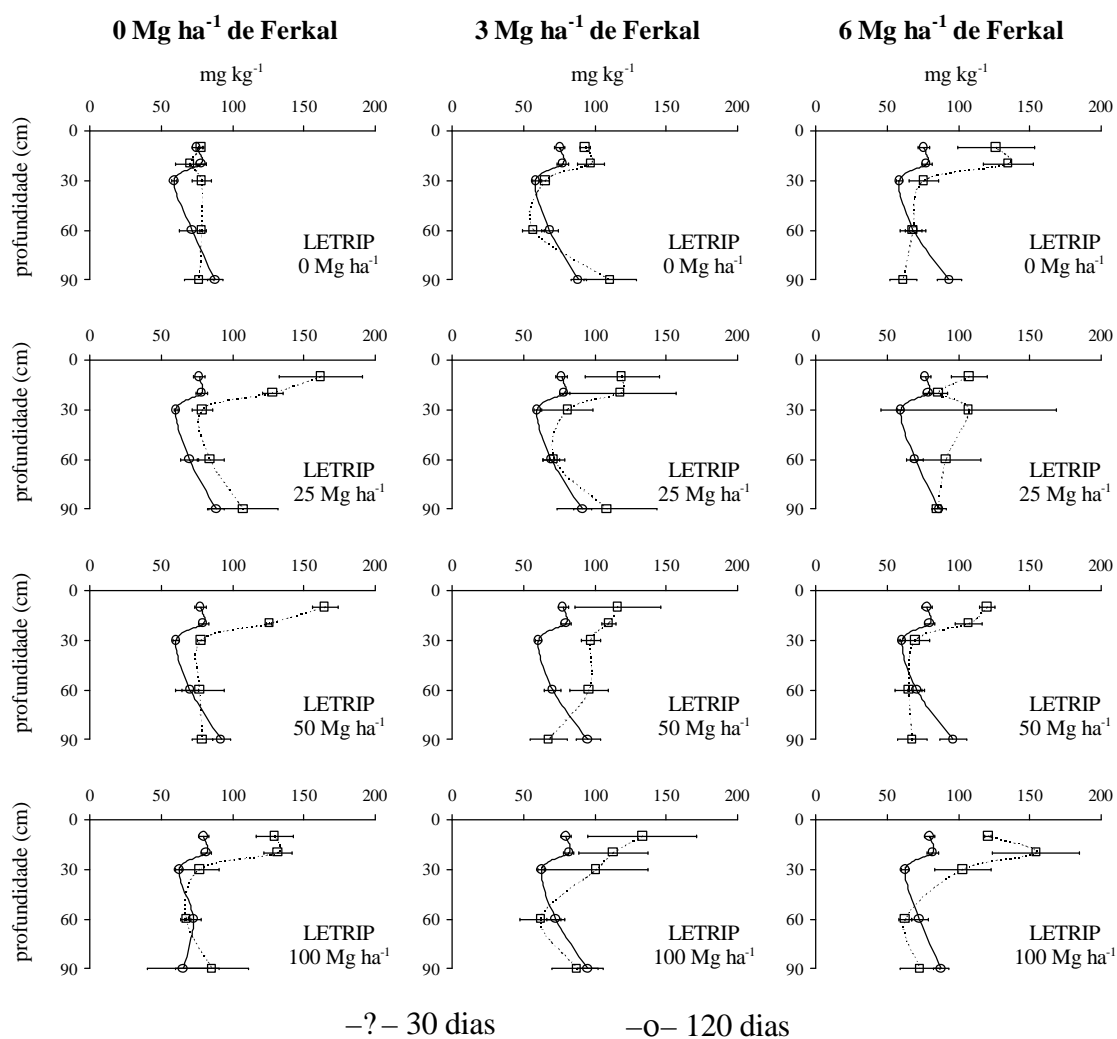


Figura 22. Teor de Mn no solo em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão

A Figura 23 apresenta a distribuição dos teores de Pb, em profundidade, relacionada as diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP e a duas épocas de avaliação. Observou-se um incremento nos teores de chumbo somente na combinação da maior dose do LETRIP com a maior dose do resíduo Ferkal, não tendo diferença entre os demais tratamentos, nem entre as profundidades amostradas em relação a testemunha. O maior acúmulo de Pb foi observado na camada superficial para todos os tratamentos e independente do tempo de avaliação. O Pb é um elemento que apresenta baixíssima mobilidade no solo, acumulando-se, geralmente, na camada superficial (ALLOWAY, 1990; AMARAL SOBRINHO, 1998 e 1999b).

O Pb é um dos metais pesados mais abundantes, tendo uma concentração média de 10 a 20 mg kg⁻¹ no solo (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2000). Por isso o Pb é considerado um dos metais pesados menos móveis, acumulando-se, naturalmente, nos horizontes superficiais. O Pb associa-se principalmente a minerais de argila, óxido-hidróxidos de Fe, Al e Mn, além da matéria orgânica. Em alguns solos, pode estar concentrado em partículas de CaCO₃ ou em fosfatos (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2000). Em valores altos de pH, o Pb precipita-se como hidróxido, fosfato ou carbonato. A calagem também pode promover a formação de complexos Pb-matéria orgânica (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2000). Existem evidências de que a matéria orgânica do solo forma quelatos de baixa solubilidade com o Pb. A localização

de Pb próxima a superfície do solo está relacionada à acumulação superficial de matéria orgânica (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2000) o que corrobora com as concentrações superficiais observados na Figura 23, os resíduos Ferkal e LETRIP foram incorporados na camada de 0 a 20 cm.

Além da calagem e da matéria orgânica, também a adição de adubos fosfatados afeta a disponibilidade de Pb. O Pb forma com fosfatos, precipitados de baixíssima solubilidade. A adição de adubos fosfatados a solos contaminados com Pb é a forma mais usual de remediação de eventuais problemas de toxidez com Pb (TRAINA e LAPERCHE, 1999).

Só foi observado um incremento nos teores de chumbo na maior dose do LETRIP combinada com a maior dose do resíduo Ferkal, não tendo diferença entre os demais tratamentos e a profundidade amostrada em relação a testemunha. O maior acúmulo de Pb é observado na camada superficial para todos os tratamentos e independente do tempo de avaliação.

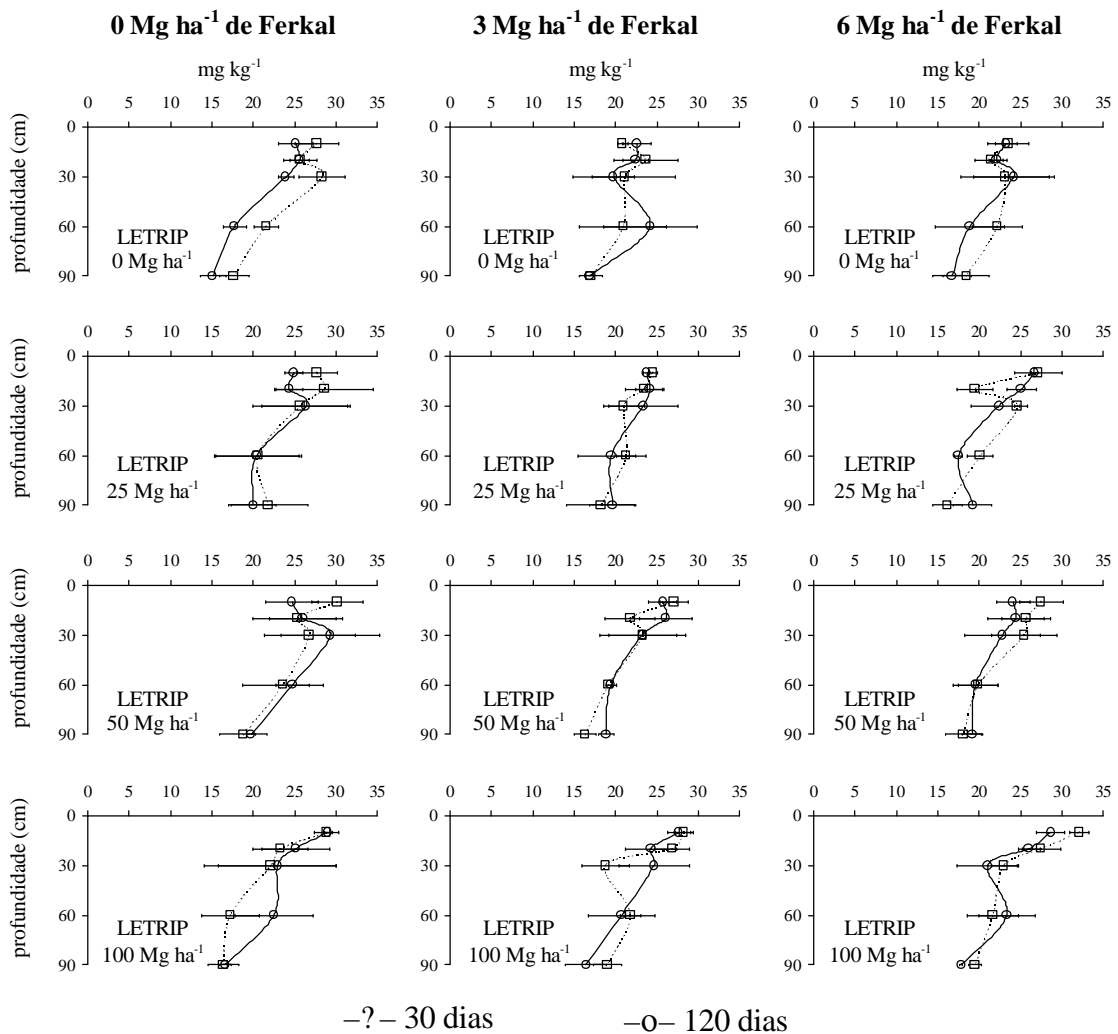


Figura 23. Teor de Pb no solo em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão

Os teores totais de Zn indicam o efeito significativo das doses aplicadas dos resíduos Ferkal e LETRIP sobre o teor de Zn total nas diferentes profundidades, sendo que na dose de 50 Mg ha⁻¹ do LETRIP ocorreu um maior acúmulo de Zn na profundidade de 20 a 30 cm, além de um maior acúmulo na camada superficial. Nos

demais tratamentos ocorreu um maior acúmulo superficial, aumentando também em profundidade quando comparado a testemunha, apresentando evidências de movimentação no perfil do solo (Figura 24). MOLINA (2004) observou comportamento semelhante com aplicação de doses crescentes de biofósforo em *Eucalyptus grandis*, em Latossolo Vermelho, 55 meses após a aplicação. O aumento do teor total de Zn no solo já havia sido destacado por ANDRADE e MATTIAZZO (2000) 360 dias após a aplicação do biofósforo, tendo um acúmulo na camada de 30 a 60 cm no mesmo experimento.

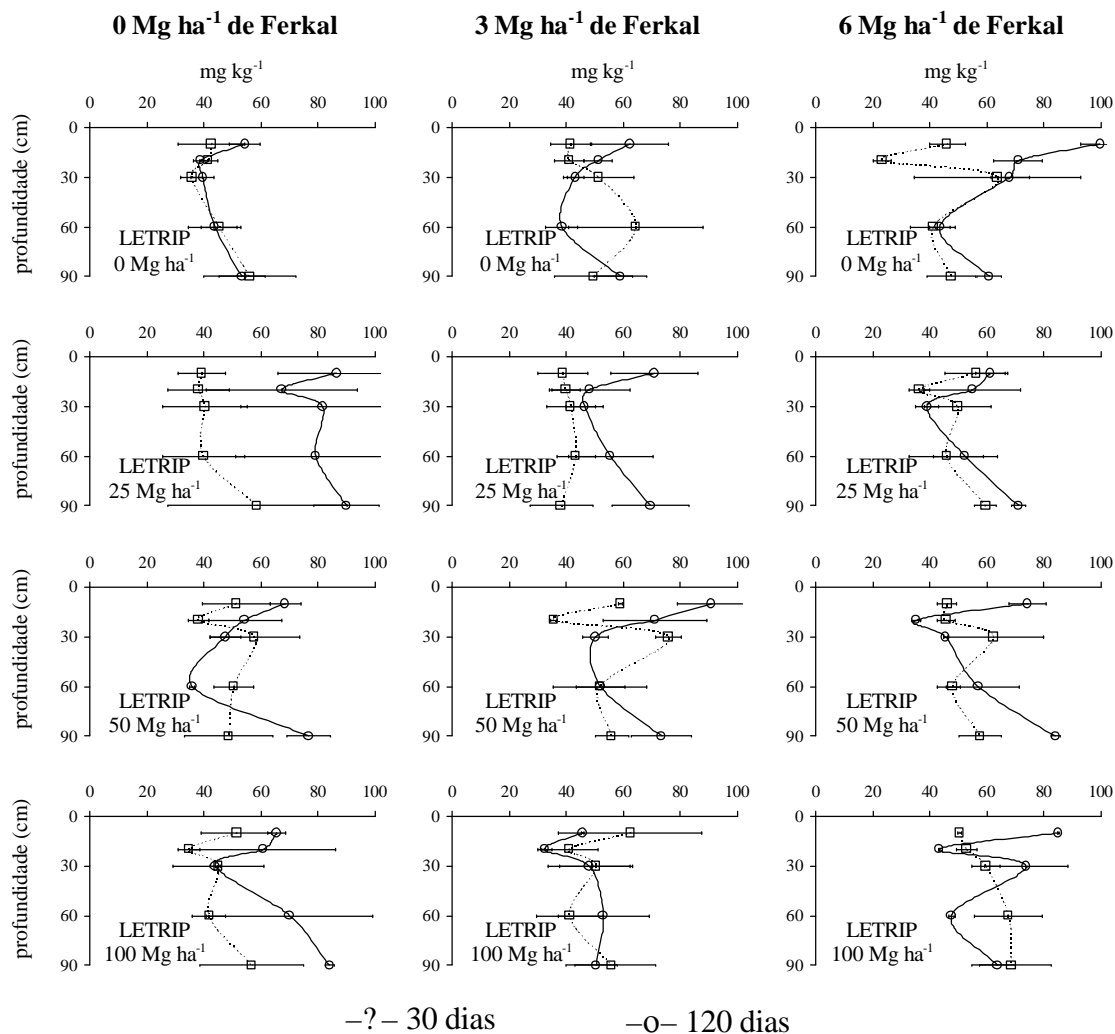


Figura 24. Teor de Zn no solo em função das doses de Ferkal e LETRIP e da época de coleta. Barras horizontais em cada ponto representam o erro-padrão

Em função do trabalho de BERTONCINI (2002), pode-se sugerir que a mineralização das formas orgânicas, às quais o Zn estava associado nos resíduos, contribuíram para o seu fornecimento ao solo. Embora tenha ocorrido acúmulo de Zn em profundidade, os teores totais desse elemento ficaram abaixo do intervalo de concentração apresentados por PURVES (1985) citado por ANDRADE e MATTIAZZO (2000), que vai de 100 – 300 mg kg⁻¹ de terra, para solos não contaminados por Zn. No entanto, atinge na camada superficial (0-10 cm) o nível crítico segundo KABATA-PENDIAS e PENDIAS (2000), que vai de 70 a 400 mg kg⁻¹ (Tabela 13).

O teor de Zn presente em solos depende diretamente da concentração de Zn na rocha de origem. Porém, também depende de fatores, como pH e conteúdo de matéria orgânica. Segundo KABATA-PENDIAS e PENDIAS (2000) e PURVES (1985), a faixa comum nos solos é de 10 – 300 mg Zn kg⁻¹, sendo o valor médio de 50 mg Zn kg⁻¹. Entretanto, estima-se que o conteúdo normal varie, sendo os menores teores os apresentados por solos derivados de granitos e gnaisses e os maiores os apresentados por solos derivados de rochas sedimentares (KIEKENS, 1990).

A movimentação de Zn no perfil de solos foi verificada por MATTIAZZO (1994) em estudos com o elemento aplicado sob forma de sal a diferentes solos ácidos, também por ZHU e ALVA (1993) citada por ANDRADE e MATTIAZZO (2000) com o Zn aplicado via biossólido, sendo que nesse caso os autores verificaram alta correlação entre carbono orgânico dissolvido (C.O.D.) e Zn em lixiviados, concluindo que o Zn se movimentou no perfil do solo na forma de complexos com substâncias orgânicas solúveis.

A adsorção de Zn pelos solos e seus constituintes tem sido extensivamente estudada. Argilas e matéria orgânica podem adsorver Zn fortemente e, aparentemente, dois mecanismos de adsorção de Zn ocorrem: um em condições ácidas, relacionada a sítios de troca catiônica e outro, em condições alcalinas, que é considerado quimissorção, sendo altamente afetado pelos ligantes orgânicos (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2000). Em solos extremamente lixiviados, os ácidos húmicos podem peptizar o Zn e moverem-se para cima ou para baixo no perfil dependendo do regime hídrico prevalecente.

Na literatura existem diversos trabalhos com resultados que corroboram os aqui apresentados. ANDREOLI et al. (2003), não observaram acúmulo de Cd, com a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto alcalino em Latossolo Vermelho Eutrófico. Estes autores obtiveram incrementos nos teores de Cu e Zn no solo proporcional às doses aplicadas sem, no entanto, aumentar a absorção e/ou acúmulo desses metais no tecido vegetal das plantas. SIMONETE e KIEHL (2002) e MONTERROSO et al. (2003), também observaram incrementos significativos nos teores totais de Cu e Zn no solo, em função da adição de lodo de esgoto. MONTERROSO et al. (2003), ressaltam que embora não tenha sido detectado efeito fitotóxico isso não é sinônimo de ausência de transferência de Cu e Zn do solo para as plantas. GRASSI-FILHO et al. (2003), explicam a acumulação de Zn na superfície do solo em função do incremento nos valores de matéria orgânica causado pela adição de biossólido. Por outro lado, AFYUN et al. (2003) observaram níveis elevados de Cd no solo após aplicar lodo de esgoto em diferentes doses até 100 Mg ha⁻¹.

De forma geral, com exceção do Cd e do Fe, os demais elementos estão mais concentrados na profundidade de 0 –10 cm, isto é, acumularam-se superficialmente. Segundo SPOSITO (1989), nos solos intemperizados ocorre uma alta interação de metais pesados com os grupos funcionais de superfície das partículas do solo, fazendo com que esses metais se acumulem superficialmente. O Cu e o Pb tendem a formar complexos mais estáveis com a fração orgânica do solo.

Os teores mais elevados de carbono, conseqüentemente de matéria orgânica (Figura 11) e maiores valores de pH (Figura 9), resultantes do maior aporte de resíduos, provavelmente, favoreceram a formação de complexos estáveis (“inner-sphere”) com grupos funcionais das frações orgânica e mineral do solo, ficando pouco disponível para as plantas. SILVA et al. (2000), estudando a concentração de metais pesados nas raízes do milho cultivado com adição de substâncias húmicas, concluíram que as substâncias húmicas reduziram os teores desses elementos nas raízes, devido principalmente a absorção de metais pesados, reduzindo sua bioponibilidade.

4.7 Produção da Soja

A cultivar celeste utilizada no experimento apresentou acumulação de massa seca inferior aos valores encontrados por PADOVAN (2002), de 8,33 Mg ha⁻¹. Embora, o rendimento obtido em massa seca mostrou-se próximo aos valores encontrados por este mesmo autor (Tabela 14), verifica-se que todos os tratamentos alcançaram boa acumulação de biomassa (de 1,96 a 5,31 Mg ha⁻¹), considerando o curto período correspondente e a emergência das plântulas e sua coleta (55 dias). A massa acumulada apresentou efeito significativo isolado entre os fatores Ferkal e LETRIP, tendo efeito significativo para interação entre estes dois fatores somente para o rendimento em massa seca.

Tabela 14. Massa acumulada pela cultivar celeste aos 55 dias após a emergência (DAE), submetida as diferentes doses de Ferkal e LETRIP.

Tratamentos		Massa fresca				Massa seca				Rendimento
Ferkal	LETRIP	Raiz	Caule	Folha	Total	Raiz	Caule	Folha	Total	massa seca
—Mg ha ⁻¹ —		—Mg ha ⁻¹ —				—Mg ha ⁻¹ —				%
0	0	1,13	6,96	4,09	12,18	0,39	2,20	1,39	3,98	32,6
0	25	0,61	3,69	2,50	6,79	0,27	0,93	0,76	1,96	28,8
0	50	0,83	5,70	2,64	9,16	0,40	1,54	1,13	3,07	33,5
0	100	0,78	4,84	2,95	8,57	0,25	1,82	1,08	3,15	36,8
3	0	1,49	9,64	5,32	16,45	0,64	2,81	1,86	5,31	32,3
3	25	1,13	6,96	4,41	12,50	0,36	1,27	1,16	2,79	22,3
3	50	1,15	8,52	4,27	13,95	0,36	2,68	1,48	4,52	32,4
3	100	1,27	8,45	4,69	14,40	0,48	2,29	1,54	4,30	29,8
6	0	0,98	7,62	3,95	12,55	0,35	1,93	1,56	3,85	30,6
6	25	0,74	4,13	2,45	7,32	0,28	1,22	1,23	2,73	37,3
6	50	1,10	7,40	4,29	12,79	0,39	1,42	1,73	3,54	27,7
6	100	1,24	5,65	3,99	10,88	0,37	0,95	1,09	2,41	22,1
Média		1,04	3,80	6,63	11,46	0,38	1,33	1,75	3,47	30,9
Fontes Variação		F da análise de variância								
Bloco		0,01 ^{ns}	0,00 ^{ns}	0,40 ^{ns}	0,15 ^{ns}	0,18 ^{ns}	0,19 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0,01 ^{ns}	0,85 ^{ns}
Ferkal		8,61 ^{ns}	7,29*	7,47*	7,83**	5,82**	3,82*	4,27*	3,79*	1,48 ^{ns}
LETRIP		3,58 ^{ns}	2,42*	4,01*	3,46*	3,70*	3,45*	3,69*	4,03*	0,25 ^{ns}
LETRIP x Ferkal		1,06 ^{ns}	0,70 ^{ns}	0,14 ^{ns}	0,27 ^{ns}	2,03 ^{ns}	0,60 ^{ns}	0,60 ^{ns}	0,41 ^{ns}	2,58*
C.V. (%)		24,24	27,76	30,43	28,32	26,65	29,10	43,45	34,00	23,09

*, ** significativo ao nível de 5 e 1 % respectivamente

Analisando-se o número total de nódulos por planta não se observa efeito significativo, através da análise de variância, para o efeito isolado de doses de Ferkal e LETRIP, nem para a interação destes fatores; tendo efeito significativo somente as doses de LETRIP para o número de nódulos viáveis. O número de nódulos verdes, teve efeito altamente significativo para os fatores isolados e para a interação entre eles, no entanto, nenhum dos modelos de regressão testados ajustou-se aos dados. Com relação

ao número de nódulos podres, o único fator a apresentar efeito significativo foi o LETRIP, aumentando o número de nódulos podres, com o aumento da dose LETRIP (Figura 25). O modelo de regressão que melhor se ajustou aos dados, apresentou efeito quadrático, obteve um bom ajuste, com um coeficiente de regressão igual a 0,64. O aumento da dose de LETRIP afetou de forma negativa a fixação biológica de nitrogênio, aumentando positivamente o número de nódulos podres por planta. Para a massa seca de nódulos houve efeito significativo somente para o efeito da interação entre os fatores (Tabela 15).

Verificou-se que aos 55 dias após a emergência (DAE), a cultivar celeste apresentou um grande número de nódulos por planta, valores estes maiores que os encontrados por PADOVAN (2002), no entanto, os valores de massa nodular foram menores (Tabela 15). Segundo VARGAS et al. (1982), uma planta de soja bem nodulada deve mostrar no campo, no estágio de florescimento, entre 15 a 30 nódulos por planta ou 100 a 200 mg de massa nodular por planta. Considerando-se apenas o número total de nódulos, a maioria dos tratamentos apresentou um número de nódulos por planta, superior a trinta. No entanto, quando se analisa o número de nódulos viáveis, observa-se que 58 % dos tratamentos apresentaram menos de 15 nódulos viáveis por planta, e que, o aumento da dose de LETRIP aumentou o número de nódulos podres.

Tabela 15. Nodulação da cultivar de soja celeste, aos 55 dias após a emergência (DAE), submetida a diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Tratamentos		Nº. de nódulos planta ⁻¹				Massa nodular mg planta ⁻¹
Ferkal Mg ha ⁻¹	LETRIP Mg ha ⁻¹	Total	Viáveis	Verdes	Podres	
0	0	44	14	18	13	411,6
0	25	23	6	15	2	171,4
0	50	32	8	7	18	352,5
0	100	45	17	4	23	368,7
3	0	38	14	2	22	335,0
3	25	45	15	8	23	410,4
3	50	37	16	11	9	379,8
3	100	45	5	1	39	305,0
6	0	33	9	15	9	239,5
6	25	27	8	6	13	279,3
6	50	44	15	15	15	349,9
6	100	51	7	2	42	434,3
Média		38,61	11,12	8,62	18,91	336,4
Fonte Variação		Quadrado Médio				
Bloco		1507,11 ^{**}	212,68 ^{**}	40,09 [*]	314,72 ^{ns}	144188,40 ^{**}
Ferkal		92,49 ^{ns}	30,75 ^{ns}	92,09 ^{**}	262,27 ^{ns}	4003,72 ^{ns}
LETRIP		356,73 ^{ns}	31,33 ^{ns}	159,14 ^{**}	1011,16 [*]	12525,24 ^{ns}
LETRIP x Ferkal		191,43 ^{ns}	76,56 [*]	80,99 ^{**}	192,06 ^{ns}	24876,90 [*]
C.V. (%)		37,05	52,04	43,60	62,98	28,62

*, ** significativo ao nível de 5 e 1 % respectivamente

O nitrogênio é o nutriente mineral que mais afeta a fixação biológica do nitrogênio, existindo uma alta correlação entre os teores de N no solo e o número de nódulos podres por planta ($r=0,66$). Em condições de alta disponibilidade de N, as plantas preferem o nitrogênio combinado e não nodulam ou param a fixação se já estão noduladas. A nitrogenase, enzima catalisadora da fixação do nitrogênio, utiliza grandes quantidades de ATP como fonte de energia, tornando a fixação de nitrogênio um processo metabólico oneroso, daí a preferência da planta por vias de menor custo energético (RAVEN et al., 1999). A paralisação da atividade fixadora inicia o processo de degeneração, seu início depende também de muitos fatores como: deficiência em determinados elementos essenciais; condições de umidade; ataque de parasitas, e etc.

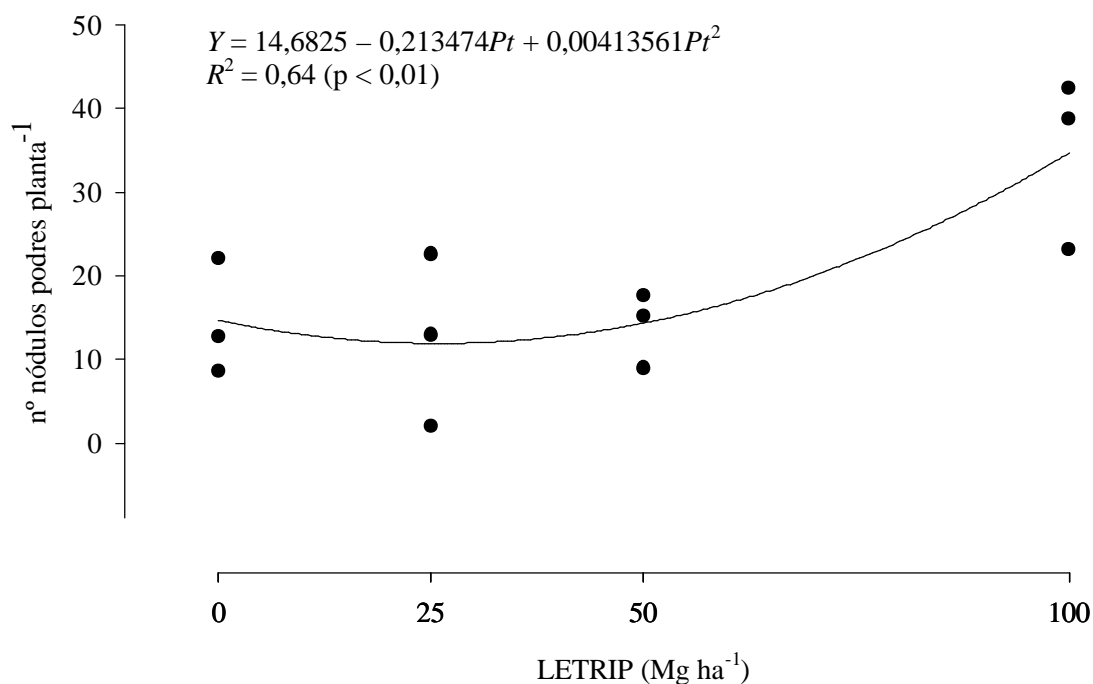


Figura 25. Número de nódulos podres devido ao efeito de doses crescentes do lodo da estação de tratamento de resíduos industriais da Petroflex (LETRIP).

DÖBEREINER et al. (1966), num trabalho desenvolvido com soja e feijão, SANTOS (1987) estudando caupi e CARVALHO e STANFORD (1999), com leucena, demonstraram que a fixação biológica de N₂ está estritamente relacionada à massa nodular. A elevada nodulação alcançada pela cultivar celeste, indica um bom desempenho em relação à FBN, no entanto, com o aumento das doses do LETRIP, sua eficiência foi reduzida consideravelmente. JOHNSON, et al (1975) verificaram que a soja possui alta atividade de absorção de N-mineral (prontamente absorvível) do solo. Isto implica na redução da FBN de acordo com o aumento progressivo do nível de nitrogênio nessa forma no solo.

McGRATH et al. (1988) e GILLER et al. (1989) mostraram que somente populações ineficientes de *Rizobium leguminosarum* bv. *trifolii* sobreviveram em solo onde foi adicionado lodo 30 – 50 anos antes. Estes autores observaram redução significativa na fixação biológica do N₂ quando comparado ao tratamento controle, isto é, sem adição de lodo de esgoto. HABD-ALLA et al. (1999) demonstraram que a

aplicação de lodo de esgoto à cultura da soja pode aumentar tanto a fixação do nitrogênio quanto a sua nodulação.

Na análise de variância para os dados de floração (Tabela 16), não se observa efeito significativo para interação nem para o efeito isolado dos fatores Ferkal e LETRIP. O período médio de florescimento do cultivar Celeste foi de 50 dias, este período, foi maior que o observado por PADOVAN (2002) quando cultivou esta variedade, nesta mesma época, observando um ciclo médio de florescimento de 44 dias.

Tabela 16. Dias ocorrido entre a semeadura e o florescimento das plantas do cultivar Celeste, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Dose de Ferkal (Mg ha ⁻¹)	Dose de LETRIP (Mg ha ⁻¹)				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	50	50	50	49	50
3	52	49	50	50	50
6	50	50	50	50	50
Efeito LETRIP	51	50	50	50	50
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	2,333333 ^{ns}				
Ferkal	1,5833333 ^{ns}				
LETRIP	2,324074 ^{ns}				
Ferkal x LETRIP	1,324074 ^{ns}				

C.V. (%): 2,00
^{ns} = não significativo

Com relação ao ciclo de maturação, através da análise de variância, não houve efeito significativo dos fatores isolados, nem da interação entre eles, sobre o ciclo de maturação da cultivar Celeste. Apenas, observa-se que o retardamento da época de plantio (janeiro) apresentou redução, comparado ao ciclo normal da cultivar (± 150 dias, plantio de setembro a dezembro), o que concorda parcialmente com os resultados obtidos por BHÉRING et al (1991), CÂMARA (1991) e PEIXOTO (2000). PADOVAN (2002) observou um encurtamento menor do ciclo de maturação da cultivar Celeste, obtendo um ciclo médio de 130 dias, para esta mesma época de plantio.

Em um trabalho desenvolvido por GANDOLFI, et al (1982), estes observaram, de maneira geral, sob fotoperíodos curtos, as cultivares prolongaram o período vegetativo com temperaturas mais baixas, resposta contrária a obtida em dias longos. Entretanto, observam-se nos dados de precipitação e temperatura já apresentados na Figura 1 que houve apenas uma pequena redução na temperatura durante o ciclo da cultivar Celeste, a qual, provavelmente, promoveu pouca influência no seu ciclo.

O resultado da análise de variância para os dados de altura média das plantas (Tabela 18), demonstrou não haver efeito significativo de interação entre os fatores Ferkal e LETRIP, porém, cada fator apresentou efeito isolado significativo ($p < 0,005$). Na Figura 26, pode-se observar que o modelo escolhido foi o linear para ambos os fatores, no entanto, não apresenta um bom ajuste, visto que o coeficiente de regressão (R^2) é menor que 0,4. Pode-se observar que o efeito isolado do Ferkal condicionou uma maior altura média das plantas quando comparada ao LETRIP. Outro fator que poderia estar influenciando altura das plantas seria a época de plantio, já que a mesma foi

realizada em período posterior a época normal de semeadura (10 a 15/01/04). A altura média das plantas da cultivar Celeste (Tabela 18) foi menor que o observado por PADOVAN (2002), no plantio realizado em época normal recomendada para a cultivar (01/12/99). Vários autores verificaram redução na altura das plantas de soja, devido à menor duração do período vegetativo, relacionado a atrasos na semeadura (SEDIYAMA et al., 1972; TRAGNAGO e BONETTI, 1984; MARCOS FILHO, 1986; BHÉRING, 1989; CÂMARA, 19991).

Tabela 17. Dias ocorrido entre a semeadura e a maturação das plantas do cultivar Celeste, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Dose de Ferkal (Mg ha ⁻¹)	Dose de LETRIP (Mg ha ⁻¹)				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	116	119	118	118	118
3	114	115	116	113	115
6	114	118	115	119	117
Efeito LETRIP	115	117	116	117	116
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	11,19444 ^{ns}				C.V. (%): 1,77
Ferkal	32,02778 ^{ns}				
LETRIP	9,370370 ^{ns}				^{ns} = não significativo
Ferkal x LETRIP	5,953704 ^{ns}				

Tabela 18. Altura média (cm) das plantas do cultivar Celeste, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Dose de Ferkal (Mg ha ⁻¹)	Dose de LETRIP (Mg ha ⁻¹)				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	70,0	66,3	83,7	73,3	73,3
3	83,3	66,3	90,0	88,3	82,0
6	88,3	79,0	86,7	84,0	84,5
Efeito LETRIP	80,6	70,6	86,8	81,9	79,9
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	13,02778 ^{ns}				C.V. (%): 8,79
Ferkal	412,1111 [*]				
LETRIP	417,0000 [*]				[*] = significativo ao nível de 5% de probabilidade
Ferkal x LETRIP	75,55556 ^{ns}				

$$Z = 71,95 + 0,055Pt + 1,861Fk$$

$$R^2 = 0,36 \text{ (} p < 0,05 \text{)}$$

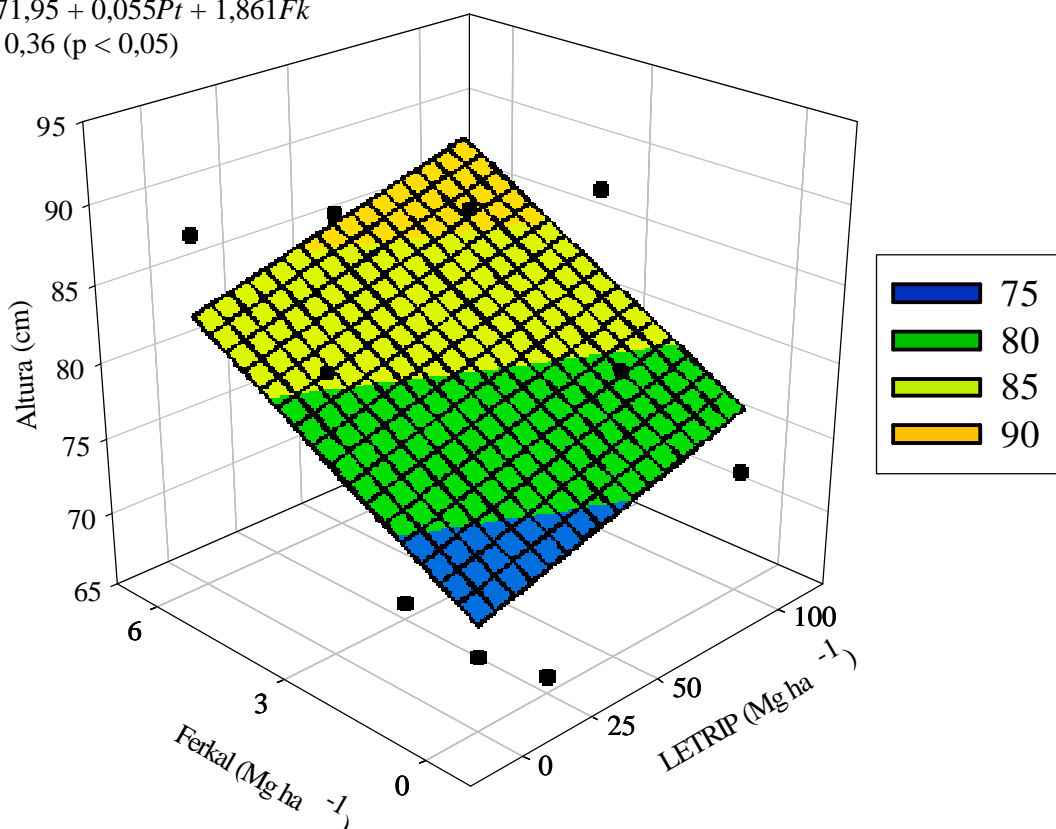


Figura 26. Altura média das plantas do cultivar de soja Celeste, em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.

A altura média de inserção das primeiras vagens teve efeito de interação das doses dos resíduos ($p < 0,05$) (Tabela 19). Observa-se na Figura 27 que o efeito combinado de Ferkal com LETRIP condicionou uma maior altura média de inserção das primeiras vagens. Sendo o efeito de Ferkal quadrático e o LETRIP linear. Na menor dose de Ferkal o efeito do LETRIP é positivo, no entanto, com aumento da dose de Ferkal o efeito de LETRIP passa a ser negativo, diminuindo a altura de inserção das primeiras vagens. MARCHIORI et al., (1999) em plantio de safrinha observou que a altura de inserção da primeira vagem e a altura final de plantas variaram de acordo com o ciclo de maturação dos cultivares, ou seja, com o aumento do ciclo de maturação ocorreu maior altura final de planta e maior altura de inserção da primeira vagem. Aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP provocou um efeito benéfico sobre a altura de inserção das primeiras vagens, ou seja, mesmo em semeadura posterior à época normal, resultando no encurtamento do ciclo de maturação, possibilitaram uma maior altura de inserção das primeiras vagens, beneficiando o processo de colheita mecânica.

Tabela 19. Altura média (cm) de inserção das primeiras vagens das plantas do cultivar Celeste, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Dose de Ferkal (Mg ha ⁻¹)	Dose de LETRIP (Mg ha ⁻¹)				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	14,0	15,0	16,7	15,7	15,3
3	14,7	13,0	16,0	16,7	15,1
6	18,7	15,7	17,7	16,7	17,2
Efeito LETRIP	15,8	14,6	16,8	16,3	15,9
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	45,19444 *		C.V. (%):8,17		
Ferkal	15,52778 *				
LETRIP	8,324074 *		* = significativo ao nível de 5% de probabilidade		
Ferkal x LETRIP	4,157407 *				

$$Z = 14,584 + 0,01803Pt - 0,000012Pt^2 + 0,01204FkPt - 0,00279Fk^2Pt - 0,9986Fk + 0,2516Fk^2$$

$$R^2 = 0,62 \text{ (} p < 0,005 \text{)}$$

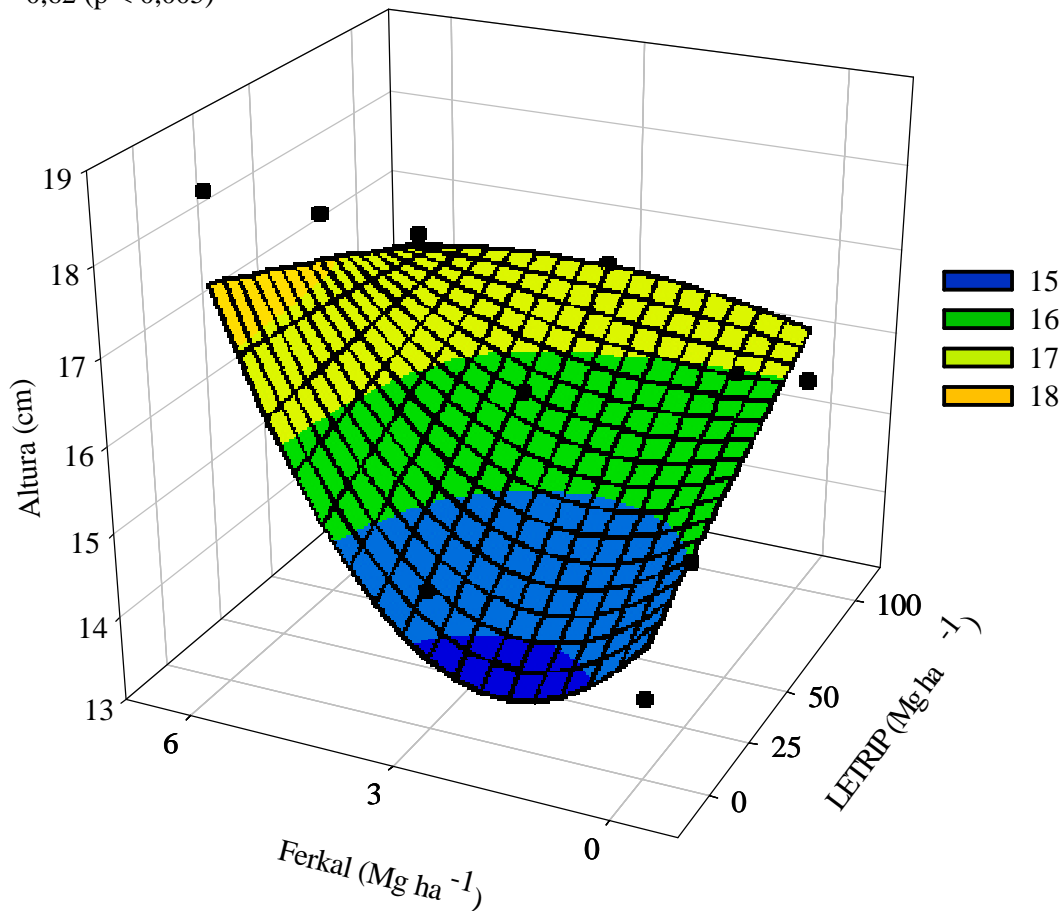


Figura 27. Altura média de inserção das primeiras vagens das plantas do cultivar de soja Celeste em função de diferentes doses do LETRIP e Ferkal.

A variável índice de acamamento (Tabela 20) é apresentada sob a forma de notas, mostrando que ocorreram variações por efeito das doses dos resíduos Ferkal e LETRIP, apresentando efeito significativo ($p < 0,05$) para ambos os fatores, e sua interação. Na análise de regressão, escolheu-se o modelo quadrático para ambos os fatores e linear e quadrático para a interação entre eles (Figura 28). Observa-se na Figura 28 que o efeito do Ferkal tende a ser linear sem a presença do LETRIP, com o aumento das doses de LETRIP seu efeito quadrático é acentuado. O maior acamamento é observado com aumento da dose de LETRIP dentro da dose de 3 Mg ha⁻¹ de Ferkal, esses valores estão dentro de níveis aceitáveis, porém com riscos de aumento de perdas para uma colheita mecanizada, requerendo maiores cuidados na operação.

A análise de variância indicou não existir efeito significativo das doses de LETRIP sobre o número de plantas por metro linear (Tabela 21), apresentando efeito significativo apenas o Ferkal ($p < 0,001$). Foi também realizada uma análise de regressão apenas para o fator Ferkal, onde o melhor modelo que se ajustou aos dados foi o linear (Figura 29). Pode-se observar que o aumento da dose de Ferkal afetou de forma positiva o estande de plantas. Observa-se que o estande final foi menor que o esperado, cerca de 20 plantas por metro linear, a semeadura foi realizada com 20 sementes por metro linear, sendo o menor estande observado na testemunha (Figura 29). Um dos fatores importante para a produtividade é a uniformidade no estande da lavoura. O aumento da dose de Ferkal possibilitou um estande final maior, comparado a testemunha (Figura 29). A distribuição das plantas no campo é feita pela variação do espaçamento e da densidade na linha. Vários estudos têm demonstrado que a melhor população de plantas é de aproximadamente 400.000 plantas.ha⁻¹, havendo tolerância da cultura para variações da ordem de 20% a 25% desse número para mais ou para menos. Entretanto, a melhor população depende da região, época de semeadura e cultivar (COSTA VAL et al., 1971; EMBRAPA, 1996).

Tabela 20. Índice de acamamento das plantas do cultivar Celeste em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Dose de Ferkal (Mg ha ⁻¹)	Dose de LETRIP (Mg ha ⁻¹)				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	1,3	2,3	2,0	2,0	1,9
3	2,3	1,3	3,3	3,7	2,7
6	2,3	2,0	2,7	2,7	2,4
Efeito LETRIP	2,0	1,9	2,7	2,8	2,3
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	1,000000 ^{ns}				C.V. (%):28,89
Ferkal	1,750000 [*]				^{ns} = não significativo
LETRIP	1,851852 [*]				* = significativo ao nível de 5% de probabilidade
Ferkal x LETRIP	1,157407 [*]				

$$Z = 1,688 + 0,0796Pt - 0,0000364Pt^2 + 0,0093FkPt - 0,001524PtFk^2 + 0,0111Fk + 0,0111Fk^2$$

$$R^2 = 0,61 \text{ (} p < 0,05 \text{)}$$

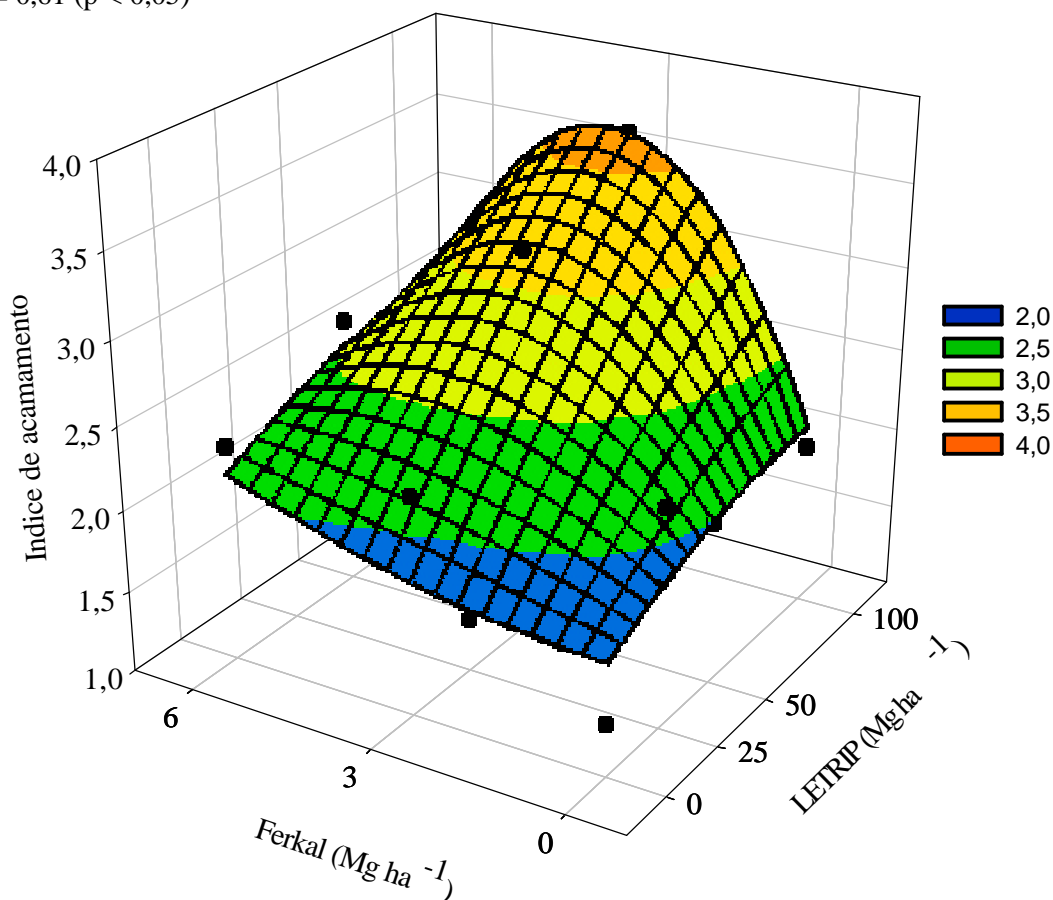


Figura 28. Índice de acamamento das plantas do cultivar de soja Celeste em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.

Tabela 21. Número de plantas por metro linear do cultivar Celeste em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Dose de Ferkal (Mg ha ⁻¹)	Dose de LETRIP (Mg ha ⁻¹)				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	12,6	9,3	11,0	9,8	10,7
3	14,1	12,2	14,4	14,2	13,7
6	13,4	13,1	13,6	16,2	14,1
Efeito LETRIP	13,4	11,5	13,0	13,4	12,8
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	15,35121 *	C.V. (%): 23,27			
Ferkal	34,06439 *	ns = não significativo			
LETRIP	41,51552 ns	* = significativo ao nível de 5% de probabilidade			
Ferkal x LETRIP	7,170553 ns				

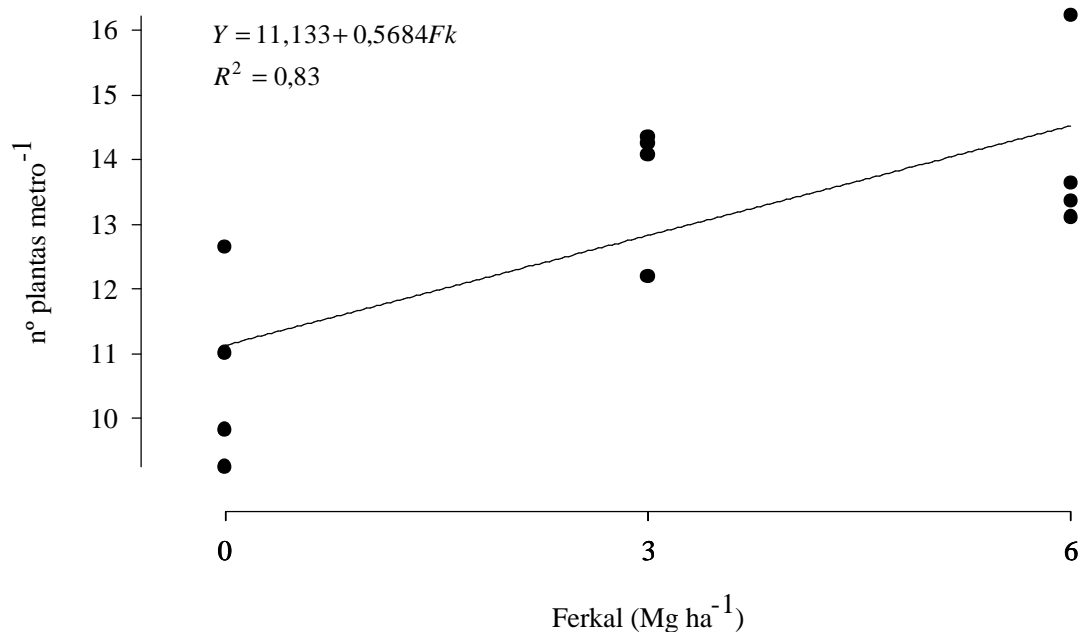


Figura 29. Número de plantas por metro do cultivar de soja Celeste, em função de diferentes doses do resíduo Ferkal.

Quanto ao número de vagens por planta, as doses de Ferkal não exerceram efeito significativo, não podendo entrar no ajuste do modelo de regressão. O efeito das doses de LETRIP foi significativo ($p < 0,05$), a interação entre os dois fatores Ferkal e LETRIP, não foi significativa (Tabela 22).

Tabela 22. Número de vagens por planta do cultivar Celeste em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Dose de Ferkal (Mg ha ⁻¹)	Dose de LETRIP (Mg ha ⁻¹)				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	39,3	58,9	52,3	65,7	54,1
3	41,5	49,1	48,3	57,5	49,1
6	46,2	47,7	50,7	53,9	49,6
Efeito LETRIP	42,4	51,9	50,4	59,0	50,9
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	614,2811 **		C.V. (%): 21,06		
Ferkal	177,1756 ^{ns}		^{ns} = não significativo		
LETRIP	1261,443 *		* = significativo ao nível de 5% de probabilidade		
Ferkal x LETRIP	59,99667 ^{ns}				

O modelo de regressão que melhor se ajustou ao número de vagens apresentou efeito linear (Figura 30), obtendo um bom ajuste, com um coeficiente de regressão

maior que 0,84. O aumento da dose de LETRIP afetou de forma positiva o número de vagens por planta. Este resultado está relacionado ao número de plantas por metro linear (Tabela 21), na qual apresenta uma correlação negativa ($r: -0,44$), e também a maior disponibilidade de nutrientes para as plantas, com o aumento das doses de LETRIP. Outra informação importante foi o número de grãos por vagem, onde houve um predomínio de vagens com três grãos mantendo uma proporção média de vagens com três, dois e um grão de 20:12:1 para a testemunha e 177: 92: 1 na combinação da maior dose de Ferkal com a maior dose de LETRIP.

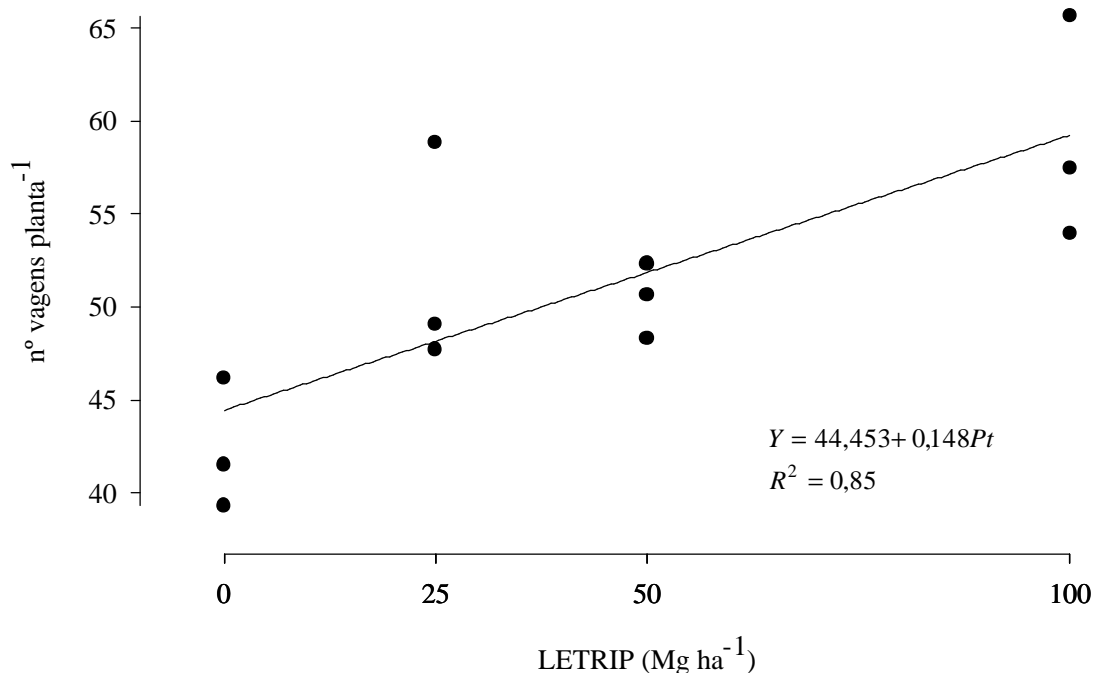


Figura 30. Número de vagens por planta do cultivar de soja Celeste em função de diferentes doses do LETRIP.

O número de grãos (Tabela 23) foi diretamente proporcional ao número de vagens ($r: 0,99$), e só apresentou efeito significativo para as doses de LETRIP ($p < 0,05$). O modelo de regressão que melhor se ajustou aos dados, apresentou o mesmo comportamento que o número de vagens, tendo efeito linear (Figura 31), obtendo um bom ajuste e com um coeficiente de regressão maior que 0,8. O aumento da dose de LETRIP afetou de forma positiva o número de grãos por planta, que está relacionado ao número de vagens, resultante do número de plantas por metro linear (Tabela 21), e a maior disponibilidade de nutrientes para as plantas com o aumento das doses de LETRIP.

Tabela 23. Número de grãos por planta do cultivar Celeste em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Dose de Ferkal (Mg ha ⁻¹)	Dose de LETRIP (Mg ha ⁻¹)				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	101,3	155,5	135,4	171,4	140,9
3	104,9	125,7	120,5	141,8	123,2
6	113,0	123,9	131,5	143,0	127,9
Efeito LETRIP	106,4	135,1	129,1	152,1	130,7
Fontes de Variação		Quadrado Médio			
Bloco		5430,298 **		C.V. (%): 22,262	
Ferkal		1007,454 ^{ns}		^{ns} = não significativo	
LETRIP		3208,863 *		* = significativo ao nível de 5% de probabilidade	
Ferkal x LETRIP		355,3167 ^{ns}			

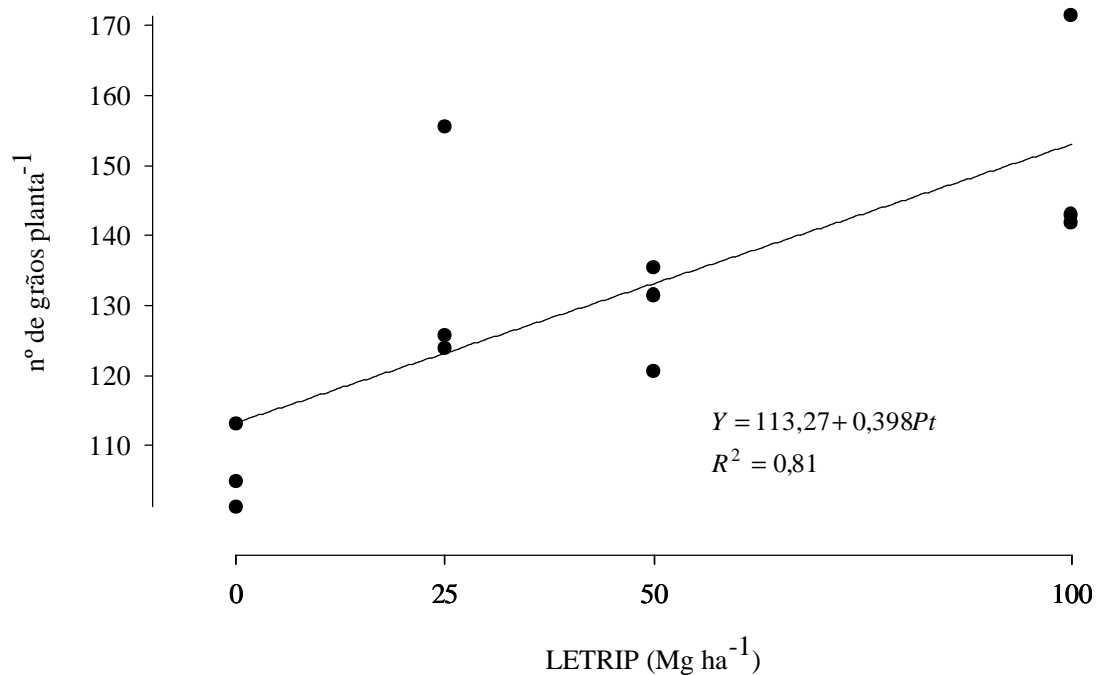


Figura 31. Número de grãos por planta do cultivar de soja Celeste em função de diferentes doses do LETRIP.

Na análise de variância para produtividade (kg.ha⁻¹) foram observados efeitos altamente significativos para o fator doses de LETRIP ($p < 0,01$) e significativos para o fator doses de Ferkal ($p < 0,05$), porém, a interação entre estes fatores não teve efeito significativo (Tabela 24). Considerando-se os valores médios estimados para a produtividade de grãos avaliaram-se os efeitos da adição das doses crescentes dos resíduos Ferkal e LETRIP, por meio do procedimento estatístico de análise de regressão

múltipla, para a escolha do modelo matemático aproximativo que melhor se ajustou às observações. O modelo que melhor se ajustou aos dados, apresentou efeito linear para ambos os fatores, obtendo um bom ajuste, com um coeficiente de determinação (R^2) maior que 0,72, ou seja, a produtividade de grãos da cultivar celeste (Figura 32) apresentou em ambos os fatores testados, resposta linear à variação dos intervalos das doses dos resíduos Ferkal (0 para 6 Mg ha⁻¹) e LETRIP (0 para 100 Mg ha⁻¹). Os efeitos isolados das doses dos resíduos Ferkal e LETRIP propiciaram um aumento da produtividade com o aumento isolado das doses de cada resíduo. Entretanto, as maiores produtividades são observadas em função da combinação das doses destes resíduos. A maior dose de Ferkal combinada com a maior dose de LETRIP possibilitou uma produtividade superior a 4000 kg ha⁻¹.

Considerando-se que o solo da área experimental foi cultivado pela primeira vez com a cultura da soja, e que esta recebeu apenas uma suplementação de P₂O₅ a base de Termofosfato Yoorin (400 kg ha⁻¹), merece destaque a produtividade agrícola média observada de 3645,5 kg ha⁻¹, com amplitude entre 3060,4 a 4373,4 kg ha⁻¹. A aplicação dos resíduos acarretou um incremento de produtividade superior a 1300 kg ha⁻¹. VIEIRA et al., (2004) utilizando lodo de esgoto, como fonte de P, na fixação de N₂, e na produção da soja, observaram, que em média, os tratamentos que continham lodo produziram cerca de 163 kg grãos ha⁻¹ a mais que no tratamento com adubação química completa no primeiro ano de cultivo. No segundo ano produziram em média 403 kg grãos ha⁻¹ a mais que no tratamento testemunha.

Tabela 24. Produtividade (kg.ha⁻¹) de grãos de soja, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Dose de Ferkal (Mg ha ⁻¹)	Dose de LETRIP (Mg ha ⁻¹)				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	3060,4	3341,6	3518,2	3933,3	3463,4
3	3261,6	3932,6	3425,4	3790,7	3602,6
6	3498,8	3468,1	4141,8	4373,4	3870,5
Efeito LETRIP	3273,6	3580,8	3695,1	4032,5	3645,5
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	158960,4 ^{ns}				
Ferkal	513928,8 [*]				
LETRIP	884067,9 ^{**}				
Ferkal x LETRIP	217715,1 ^{ns}				

Em nenhum momento os resíduos prejudicaram a produtividade da soja, pelo contrário, à medida que se elevaram as doses, houve comportamento linear crescente para os dois resíduos, o que implica em sugerir novos estudos com doses superiores às mesmas, a fim de evidenciar um possível ponto de inflexão para a produtividade. O efeito dos resíduos na produtividade é explicado em razão destes proporcionarem melhores condições para as propriedades químicas e físicas do solo ao longo do perfil, induzindo assim maior exploração radicular.

Outro aspecto a se levar em consideração diz respeito a área de estudo, a mesma se encontrava por um longo período de pousio, aproximadamente dez anos, ou seja, em bom estado de manutenção dos teores de matéria orgânica e nutrientes, visto que se obteve através da testemunha uma produtividade superior a 3000 kg ha^{-1} , produtividade esta maior que a média nacional (CONAB, 2005; EMBRAPA SOJA, 2005). Embora, sob estas condições, os resíduos melhoraram o potencial produtivo da área, o que, indica um potencial maior de utilização desses resíduos, quando utilizados em áreas empobrecidas e/ou degradadas através de sua exploração intensa, ou seja, podem apresentar uma magnitude de resposta superior as obtidas nas condições deste experimento.

$$Z = 3125,43 + 67,8619Fk + 7,23389Pt$$

$$R^2 = 0,72 \quad (p < 0,001)$$

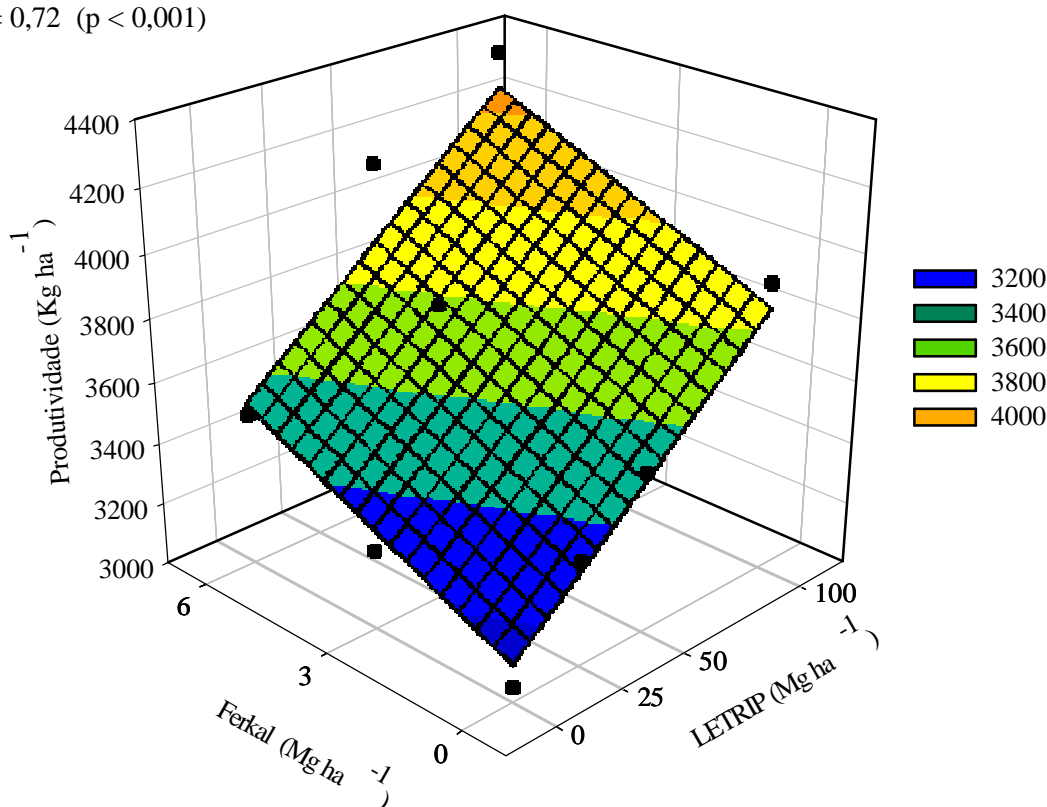


Figura 32. Produtividade ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) de grãos do cultivar de soja Celeste, em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.

4.8 Teor de Nitrogênio na Cultivar de Soja Celeste

A necessidade de N por plantas de soja pode ser atendida pelo N do solo, pelos fertilizantes e pela fixação do N atmosférico através da simbiose com o *Rhizobium japonicum*. O teor de N na matéria seca da soja varia com o estágio de desenvolvimento da planta. Teores de 42 a 55 g kg^{-1} de N nas folhas, na fase de emissão das vagens, são considerados ideais (MEURER et al., 1981). O nitrogênio é o nutriente que a soja mais absorve depois do C, O e H, acumulando-se nos grãos na faixa de 5 – 6%, o que correspondendo a $150 - 180 \text{ kg ha}^{-1}$ de N, para uma produtividade média de 3 Mg ha^{-1} (ALVEZ et al., 2000).

O teor de N total nas raízes de soja não apresentou efeito significativo na análise de variância para o efeito isolado das doses de Ferkal, nem para interação entre os dois

fatores. Embora, tenha apresentado efeito altamente significativo para o efeito isolado das doses de LETRIP ($p < 0,001$), teores apresentados na Tabela 25. Foi feita uma análise de regressão apenas para o fator LETRIP. O modelo que melhor se ajustou aos dados foi o quadrático ($R^2 = 0,87$). Observa-se que o aumento da dose de LETRIP afetou de forma positiva os teores de N nas raízes de soja, existindo uma correlação positiva entre os teores de N nas raízes e os teores de N-mineral encontrados no solo na camada de 0 a 20 cm, $r = 0,64$, já, com o N orgânico a correlação é maior, $r = 0,71$.

Tabela 25. Teor de nitrogênio total (g kg^{-1}) nas raízes de soja, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Dose de Ferkal (Mg ha^{-1})	Dose de LETRIP (Mg ha^{-1})				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	16,15	18,63	19,98	22,10	19,22
3	16,65	19,53	20,70	23,49	20,09
6	16,23	17,88	19,91	22,32	19,09
Efeito LETRIP	16,34	18,68	20,20	22,64	19,47
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	10,02424 *	C.V. (%): 7,05			
Ferkal	3,616408 ^{ns}	^{ns} = não significativo			
LETRIP	62,82247 **	* = significativo ao nível de 5% de probabilidade			
Ferkal x LETRIP	0,3018873 ^{ns}				

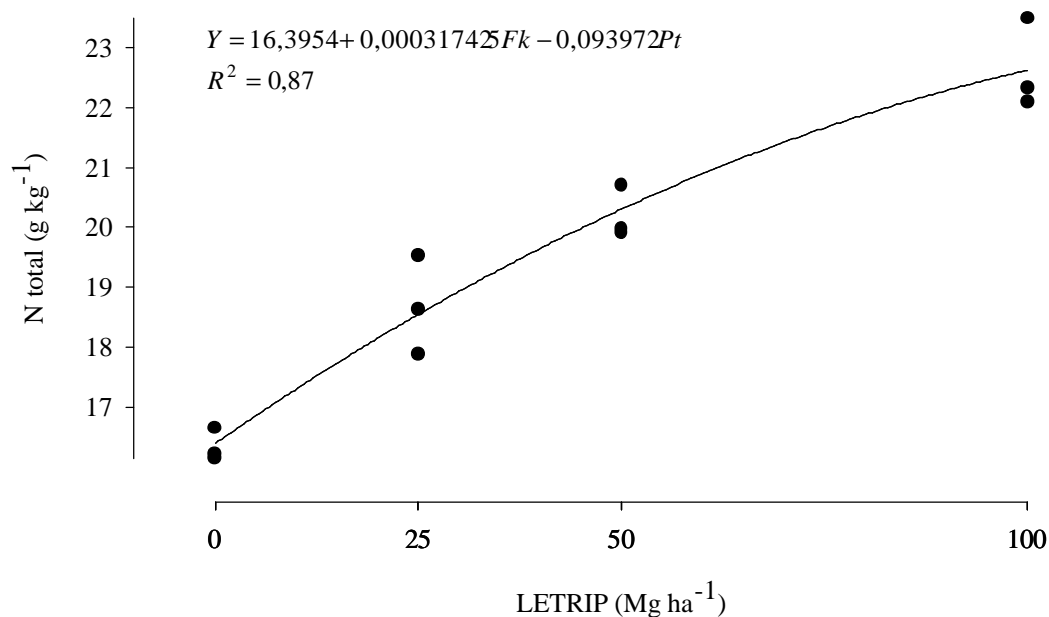


Figura 33. Teor de nitrogênio total (g kg^{-1}) nas raízes do cultivar de soja Celeste, em função de diferentes doses do LETRIP.

Os teores de N total no caule da cultivar Celeste, não apresentaram efeitos significativos, através da análise de variância, tanto para os fatores isolados, quanto para a interação entre eles (Tabela 26).

Tabela 26. Teor de nitrogênio total (g kg^{-1}) no caule de soja, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Dose de Ferkal (Mg ha^{-1})	Dose de LETRIP (Mg ha^{-1})				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	21,28	20,73	22,08	22,08	21,54
3	22,02	22,47	23,42	24,30	23,05
6	21,87	20,72	23,00	22,45	22,01
Efeito LETRIP	21,72	21,31	22,83	22,94	22,20
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	0,222209 ^{ns}				C.V. (%):9,67
Ferkal	7,185617 ^{ns}				
LETRIP	5,919225 ^{ns}				^{ns} = não significativo
Ferkal x LETRIP	0,6667192 ^{ns}				

Na análise de variância, para os teores de N total (g kg^{-1}) nas folhas de soja da cultivar Celeste, foram observados efeitos significativos ($p < 0,05$) para o efeito das doses isoladas de Ferkal e LETRIP, bem como, para a interação entre estes dois fatores (Tabela 27).

Tabela 27. Teor de nitrogênio total (g kg^{-1}) nas folhas de soja, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Dose de Ferkal (Mg ha^{-1})	Dose de LETRIP (Mg ha^{-1})				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	22,25	26,94	27,80	30,41	26,85
3	25,71	30,46	32,13	33,19	30,37
6	25,06	27,61	30,72	38,19	30,39
Efeito LETRIP	24,34	28,34	30,22	33,93	29,21
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	40,45566 [*]				C.V. (%): 6,88
Ferkal	49,96234 [*]				
LETRIP	143,2664 [*]				[*] = significativo ao nível de 5% de probabilidade
Ferkal x LETRIP	10,63881 [*]				

O modelo que apresentou melhor ajuste apresentou efeito quadrático para as doses de Ferkal e, efeito linear para as doses de LETRIP e para a interação entre os fatores (Figura 34). O efeito de doses crescentes dos resíduos sobre o aumento do teor de N nas folhas de *Glycine max* cultivar Celeste evidencia uma maior biodisponibilidade de N, apresentando uma correlação positiva entre os teores de N mineral no solo e os teores nas folhas ($r: 0,73$). Quando correlacionada com o N total esse valor é maior ($r: 0,93$). Os teores de N na folha, também, apresentaram uma correlação positiva com a produção de grãos em kg ha^{-1} ($r: 0,83$). PROCÓPIO et al., (2004) avaliando a eficiência de absorção e utilização do nitrogênio pela cultura da soja, feijão e por plantas daninhas, observaram que a espécie que se encontrou maior conteúdo de N em seus tecidos, independente do fornecimento de N ao solo, foi a soja, sendo que as doses mais altas deste nutriente provocaram diminuição do conteúdo de N das plantas de soja.

$$Z = 24,1221 + 0,062342Pt + 1,33222Fk - 0,194815Fk^2 + 0,0097651PtFk$$

$$R^2 = 0,91 \text{ (} p < 0,001 \text{)}$$

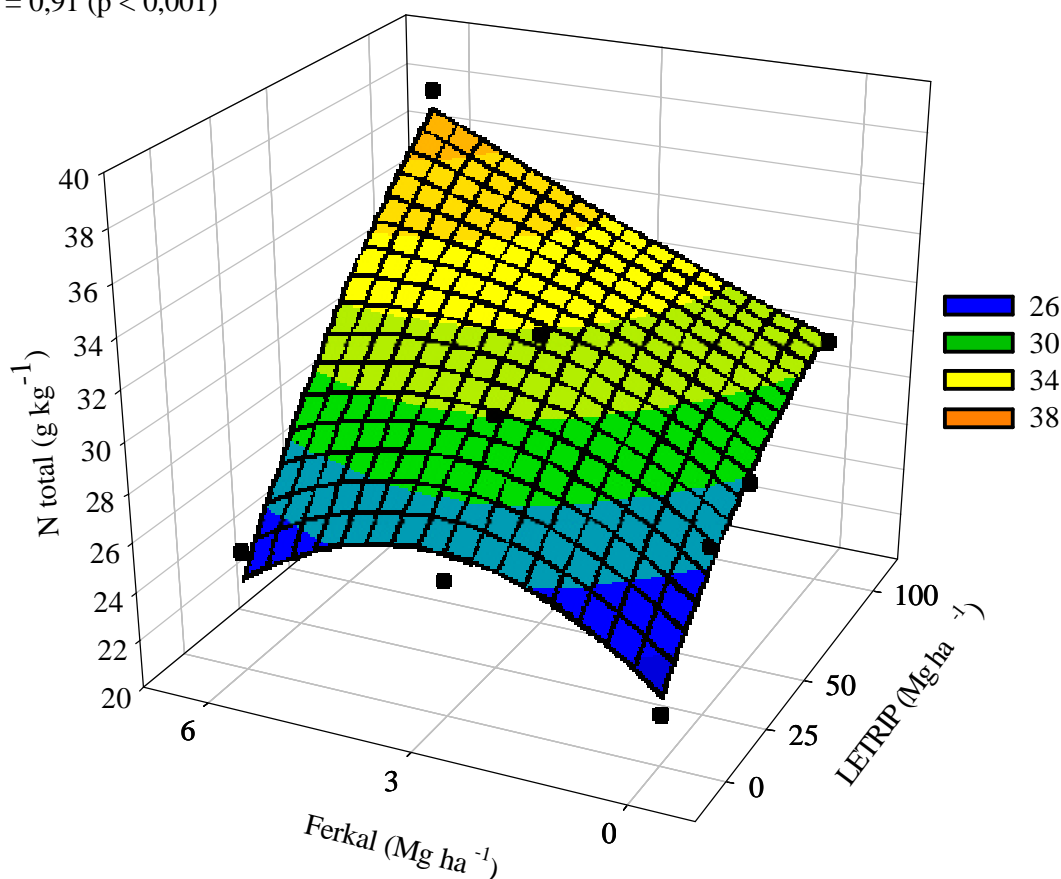


Figura 34. Teor de nitrogênio total (g kg^{-1}) nas folhas do cultivar de soja Celeste, em função de diferentes doses do LETRIP combinado com diferentes doses do resíduo Ferkal.

Os teores de N total nos grãos da cultivar Celeste, não apresentaram efeitos significativos, através da análise de variância, tanto para os fatores isolados, quanto para a interação entre eles (Tabela 28). Em média os teores de N foram maiores nos grãos que nas folhas, caule e raízes, corroborando com BATAGLIA et al. (1981), segundo estes autores, os teores de macronutrientes em geral, são maiores na parte reprodutiva (vagens mais sementes), quando se compara com a parte vegetativa. Para o nitrogênio,

fósforo e potássio, suas concentrações são bem mais elevadas, enquanto para o cálcio, magnésio e enxofre as diferenças são menores.

Tabela 28. Teor de nitrogênio total (g kg^{-1}) nos grãos de soja, em função de diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP.

Dose de Ferkal (Mg ha^{-1})	Dose de LETRIP (Mg ha^{-1})				Efeito Ferkal
	0	25	50	100	
0	63,62	66,27	67,04	60,66	64,39
3	64,45	68,73	70,57	69,06	68,20
6	65,95	68,69	63,65	71,47	67,44
Efeito LETRIP	64,67	67,90	67,09	67,06	66,68
Fontes de Variação	Quadrado Médio				
Bloco	35,35394 ^{ns}				
Ferkal	48,74286 ^{ns}				
LETRIP	17,45923 ^{ns}				
Ferkal x LETRIP	31,314557 ^{ns}				

C.V. (%): 8,44
ns = não significativo

4.9 Biodisponibilidade de Metais Pesados para as Plantas de Soja

Na Figura 35 são apresentadas as concentrações de metais pesados nas raízes, folhas, caule e grãos das plantas de soja. Analisando os teores de metais pesados nas diferentes partes da planta, verifica-se que as concentrações de Mn, Pb e Zn foram maiores nas folhas. Entretanto, as concentrações de Fe e Cd foram mais elevadas nas raízes da planta. O Cu apresentou concentrações elevadas nas folhas e nos grãos. A biodisponibilidade de metais pesados no solo é proporcional a mobilidade e concentração na solução, da natureza da associação com outras espécies iônicas solúveis e, da habilidade do solo em fornecê-los (KRISHNAMURT e NAIDU, (2002). A solubilidade dos metais pesados está diretamente relacionada com sua disponibilidade e movimentação no perfil do solo, sendo a sua absorção pelas plantas afetada pelos atributos do solo, sendo o pH um dos mais importantes. Conforme PIERANGELI et al. (2001), pequenas variações de pH podem causar grandes modificações na disponibilidade de metais.

O Cd não é um elemento essencial aos vegetais, mas a semelhança do Zn, já que pertence a mesma família da classificação periódica, é facilmente absorvido e translocado em virtude de sua grande capacidade de movimentação. As plantas variam grandemente sua habilidade em absorver, acumular e tolerar Cd. Os teores observados na Figura 35 estão bem abaixo dos níveis considerados normais em grãos de soja, $0,71 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ (ADRIANO, 1986). Os teores nas demais partes da planta (raiz, caule e folha), também se encontram dentro da faixa normal de concentração segundo ROSS (1994).

Segundo ADRIANO (1986), os elementos Cd, Cu, Pb, e Zn ocorrem, geralmente, em concentrações mais elevadas nas raízes, o que não confirma os resultados observados nesse experimento. Para o Cu, Pb e Zn verifica-se que as concentrações foram mais elevadas na parte aérea.

O Cu é conhecido como um elemento mineral essencial para o crescimento das plantas, exercendo funções na síntese de proteínas, no metabolismo de carboidratos e na fixação de N₂ (MARSCHNER, 1995). O teor de Cu, acumulado nas plantas de soja, correlacionou-se de forma positiva com os teores encontrados no solo (r: 0,77). Embora tenha ocorrido maior acúmulo nos grãos, não houve efeito significativo para as doses de Ferkal e LETRIP, nem para a interação entre os fatores. Existem evidências que há uma exigência de Cu na fixação simbiótica do nitrogênio, ele, estaria envolvido na síntese da leghemoglobina. Teores de Cu entre 10 a 30 mg kg⁻¹ em folhas novas de soja, recém-amadurecidas, no final do florescimento, são considerados na faixa de suficiência (MEURER et al., 1981). Os teores observados para Cu, na Figura 35, estão abaixo da faixa de suficiência, valores estes que podem ser justificados devido as diferentes metodologias empregadas e, a forma como são coletadas as amostras. No caso de análises foliares para deficiências nutricionais utiliza-se apenas a terceiro trifólio a partir do ápice da haste principal da planta, em número de vinte a trinta por amostra, no meio da fase de florescimento (BATAGLIA et al., 1981). No caso de determinação dos teores totais foi analisada todas as folhas da planta.

A elevada concentração de Fe no solo influenciou os teores de Cu, Fe, Mn e Zn nas plantas. Sabe-se que íons de mesma valência podem competir por sítios de absorção, limitando assim a absorção de um ou outro (GUSSARSSON et al., 1995). Uma fração importante do Fe total das plantas aparece nos cloroplastos. O Fe é essencial à síntese da clorofila. Aparece como constituinte de diversos compostos na planta, atuando em reações de oxidação, transporte de elétrons, na respiração fotossíntese, fixação simbiótica do N₂, etc. A faixa de suficiência nas folhas novas de soja recém amadurecidas, no final do florescimento é de 51 a 350 mg kg⁻¹ (MEURER et al., 1981). A Figura 35 mostra que os teores de Fe estão dentro da faixa de suficiência para a soja, sendo os maiores valores observados na raiz. A absorção do Fe pode ser inibida por altos níveis de P e Ca, como também pela aplicação de Zn, o que não ocorreu neste experimento devido a sua alta concentração no solo e resíduos aplicados.

O Mn atua como ativador de diversas enzimas, podendo, inclusive, muitas vezes substituir o magnésio na ativação de enzimas transferidoras de fosfatos. É absorvido pelos vegetais na forma bivalente Mn⁺². Concentrações entre 21 e 100 mg kg⁻¹ nas folhas recém amadurecidas de soja, no final do florescimento, são consideradas na faixa de suficiência (MEURER et al., 1981). Os teores de Mn observados na Figura 35, encontram-se dentro da faixa considerada normal segundo ROSS (1994). Os maiores teores são observados nas folhas e estes estão dentro da faixa de suficiência. Conforme GOLDBERG e SMITH (1984), grande parte do Mn absorvido pelas plantas encontra-se ligado aos sítios de troca de cátions do solo, por atração eletrostática, em equilíbrio direto e rápido com a solução do solo, podendo ser permutado com outros cátions em quantidades estequiométricas.

O Pb ocorre, naturalmente, em plantas e resulta de processos de captação e incorporação. Não foi observado neste experimento correlação entre os teores na planta e no solo. Contrariamente, existiu uma relação positiva linear entre as concentrações de Pb nas plantas e no solo (WHO, 1995). Concentrações excessivas de Pb interferem na divisão celular e inibem a extensão do sistema radicular, com efeito principal no alongamento das células das raízes. Em plântulas de *Fagus sylvatica* L., concentrações de 44 mg Pb kg⁻¹ provocaram o espessamento das partes das raízes e concentrações maiores que 55 mg kg⁻¹ reduziram significativamente a massa das raízes (BALIGAR et al., 1998). Concentrações subtóxicas de Pb, no entanto, parecem estimular o crescimento radicular (BERGAMANN, 1992; BALIGAR et al., 1998).

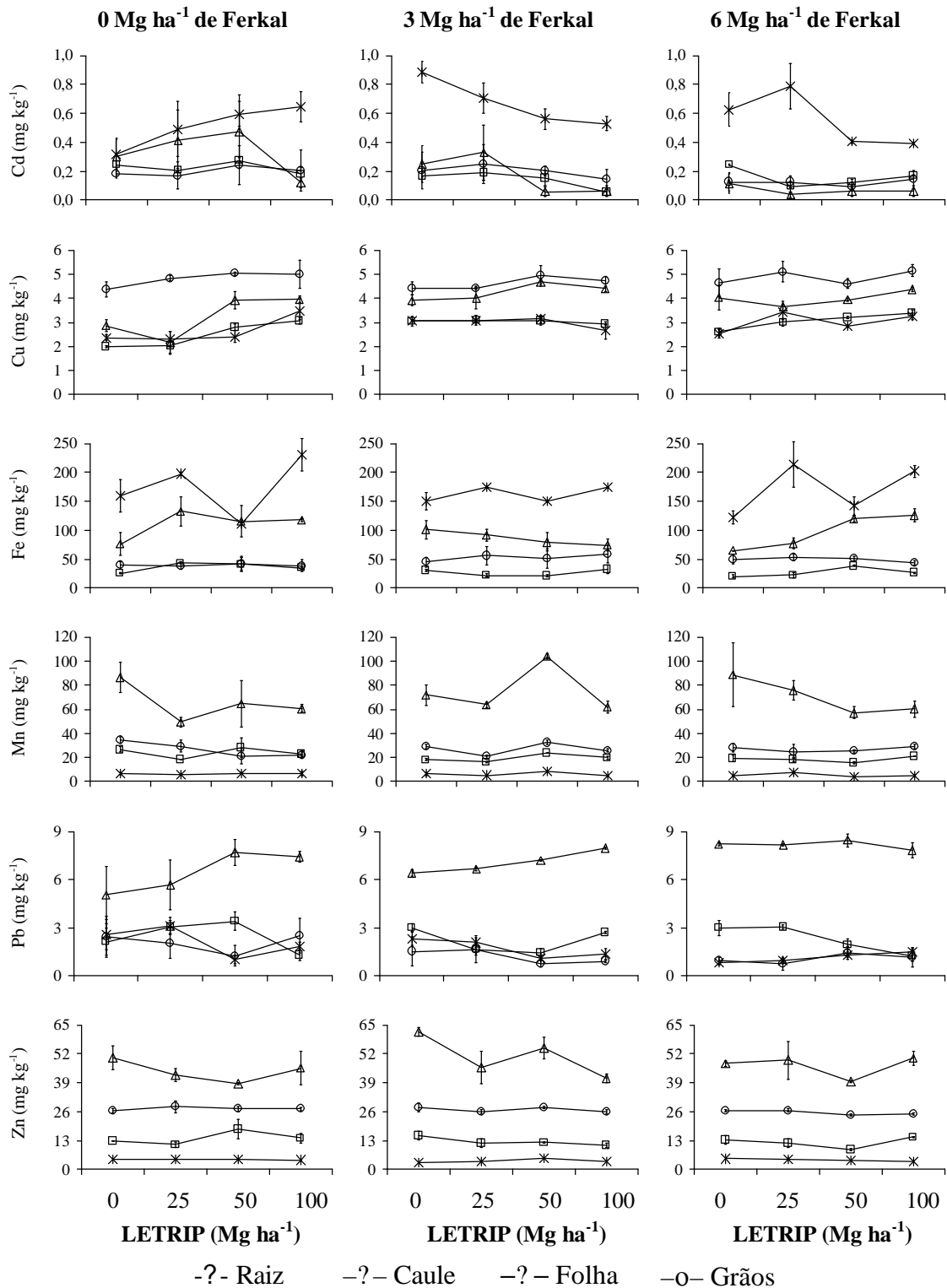


Figura 35. Teor de metais pesados nas plantas de soja aos 55 DAP, cultivadas com diferentes doses dos resíduos Ferkal e LETRIP. Barras verticais em cada ponto representam o erro-padrão.

A elevada concentração de Zn nas folhas pode ser explicada pela elevada concentração de Zn no composto Biorgânico da Natural Rural (296,76 mg kg⁻¹), o qual foi aplicado via foliar para o controle de pragas na cultura. Outras observações que corrobora com esta hipótese são: a baixa concentração de Zn nas raízes e, a elevada

concentração de Fe no solo e raízes. Segundo WOOLHOUSE (1983), o antagonismo entre Zn e Fe é resultante da semelhança dos raios iônicos desses elementos (0,083 nm). Em *Glycine max* L., a maior e menor produção da parte aérea, em resposta à toxidez de Zn, foi coincidente com a maior e menor concentração de Fe (FONTES e COX, 1998). A elevada concentração de Fe no solo não somente afeta a absorção de Zn pelas raízes, como, a translocação do Zn absorvido para a parte aérea.

De modo geral, pode-se dizer que o conteúdo de Zn em plantas é considerado deficiente quando é menor que 10 a 20 mg kg⁻¹. Níveis normais ocorrem entre 25 e 150 mg kg⁻¹ (MATTIAZZO, 1994). Segundo MEURER et al., (1981), teores de 21 a 50 mg kg⁻¹ nas folhas recém amadurecidas de soja, no final do florescimento, são considerados na faixa de suficiência. Embora tenha ocorrido este maior acúmulo de Zn nas folhas de *Glycine max* L., cv. Celeste, os seus níveis estão dentro da faixa normal, ou seja, dentro da faixa de suficiência para a cultura. A soja é reconhecida como sensível as deficiências de zinco, reduções no rendimento devidas à deficiência de Zn são relatadas por MEURER et al., (1981).

Quando se compara a concentração total de metais pesados com os níveis considerados tóxicos para plantas segundo ROSS (1994), apresentados na Tabela 29, pode-se verificar que as concentrações nas raízes, caule, folhas e grãos não foram superiores aos níveis permitidos para plantas. Uma das preocupações com a utilização de resíduos industriais na agricultura está relacionada à qualidade dos grãos. Análise de metais pesados nos grãos da soja, colhidos durante o experimento, não demonstram diferenças quanto aos teores de Cd, Cu, Pb e Zn, nos diferentes tratamentos (Figura 35). Houve, porém, um aumento dos teores de Fe, nos grãos, resultante das interações dos teores de Ferkal e LETRIP, e uma diminuição nos teores de Mn com o aumento da dose de Ferkal. O pH do solo influenciou diretamente na disponibilidade do Mn para as plantas sendo sua maior disponibilidade em condições ácidas. Solos alcalinos ou que receberam pesadas aplicações de calcário podem apresentar deficiência de manganês (MEURER et al., 1981).

Tabela 29. Concentração normal e níveis de metais pesados em plantas (mg kg⁻¹).

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

Fonte: ROSS (1994)

Para a cultura da soja não se encontrou legislação que estipulasse teores críticos para metais pesados presentes na planta; nota-se que os teores detectados de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn, são considerados normais, não contribuindo assim para a introdução destes na cadeia alimentar. O aumento nas doses dos resíduos influenciou os níveis de metais pesados no solo (Cu, Fe, Mn e Pb) em ambas as profundidades, embora, não interferindo, na absorção destes elementos pela planta. VIEIRA et al., (2004) utilizando

lodo de esgoto, como fonte de P, na fixação de N_2 , e na produção da soja, analisaram vários elementos nos grãos da soja, colhidos em dois anos agrícolas, e estes, não demonstraram diferenças quanto aos teores de Ca, Mg, K, B, Mn, Fe, Zn e Cu, nos diferentes tratamentos.

4.10 Considerações Finais

Mais estudos tanto sob os aspectos químicos quanto físicos são necessários para avaliar até que ponto doses, ambientalmente seguras, podem suprir de modo adequado as necessidades das plantas em nutrientes.

De maneira geral, os resultados indicam a necessidade de estudos a longo prazo, através do monitoramento das camadas subsuperficiais do solo, bem como da qualidade da água, de forma a se definir taxas, frequência e épocas de aplicação com o objetivo de minimizar as perdas de nitrogênio por lixiviação e desnitrificação.

Os dados obtidos durante a condução deste experimento não devem ser generalizados, sendo válidos somente para os lotes de resíduos utilizados.

5. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no presente trabalho permitiram concluir que:

- ✓ As doses crescentes dos resíduos Ferkal e LETRIP aumentaram os valores de pH do solo, teores de carbono e nitrogênio orgânico.
- ✓ Em todas as camadas do solo, foram observados aumentos nos teores de N-mineral em função da aplicação dos resíduos.
- ✓ Houve lixiviação de nitrato provocada pela adição das doses crescentes dos resíduos no solo.
- ✓ A aplicação de doses crescentes dos resíduos proporcionou aumento na disponibilidade de N às plantas de *Glycine max*, cv. Celeste; durante seu ciclo.
- ✓ Os metais Cd, Cu, Fe, Mn e Zn apresentaram concentrações normais nas plantas de soja (cv. Celeste) submetida as diferentes doses dos resíduos aplicadas ao solo.
- ✓ As doses crescentes dos resíduos Ferkal e LETRIP propiciaram incrementos de até 1300 kg ha⁻¹ na produtividade de soja, comparada a testemunha, melhorando o potencial produtivo da área.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, C. A.; VAN RAIJ, B.; ABREU, M.F.; PAZ GONZALEZ, A. Avaliação da disponibilidade de manganês e ferro em solos pelo uso do método modificado da resina de troca iônica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 28, p.579-584, 2004.
- ADRIANO, D. C. **Trace elements in the terrestrial environment**, New York: Springer-Verlag, 1986 533p.
- AFYUN, M.; KHADIVI, I.; SHARIATMADARI, H.; SCHULIN, R. Fractionation of Cd, Pb and Ni in a haplargid soil amended with sewage sludge. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE BIOGEOCHEMISTRY OF TRACE ELEMENTS, 7., 2003. **CDRom...** Uppsala, 2003.
- AGRARIANUAL 2005: **Anuário da agricultura brasileira**. São Paulo: FNP Consultoria, 2004. 550p.
- ALLOWAY, B. J. The origins of heavy metals in soils. In: ALLOWAY, B. J. (ed) **Heavy metals in soils**. New York, John Wiley, p.29-39.1990.
- ALVEZ, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; BODDEY. R. M.; URQUIAGA. S. S. C. Transformações do nitrogênio em rotações de culturas sob plantio direto. **Workshop – Dourados-MS 2000**.
- ALVAREZ V. V. H. **Avaliação da Fertilidade do Solo**: Superfícies de resposta – modelos aproximativos para expressar a relação fator resposta. Viçosa: UFV, 3ª Reimpressão, 75p.1994.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Fontes de contaminação de solos e qualidade de vida. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 17., 1999, Brasília. **Anais...**Brasília: EMBRAPA CERRADOS, 1999a. 1 CD-ROM.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B., VELLOSO, A. C. X., COSTA, L. M. Lixiviação de Pb, Zn, Cd e Ni em solo PODZÓLICO VERMELHO AMARELO tratado com resíduos siderúrgicos. **Revista Floresta e Ambiente**. Seropédica: v.6, n.1, p.65-75, 1999b.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B. VELLOSO, A. C. X., COSTA, L. M. OLIVEIRA, C. Mobilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.22, n.1, p.1-9, 1998.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A.C.X. & OLIVEIRA, C. Solubilidade de metais pesados em solo tratados com resíduos siderúrgicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.9-16, 1997.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B. **Interação dos metais pesados de resíduos siderúrgicos com um solo podzólico vermelho-amarelo**. 1993, 163p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1993.
- ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após a aplicação de bio-sólido (lodo de esgoto) em plantações florestais de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis**, n.58, p.59-72, dez, 2000.
- ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C.; PEGORINI, E.; SOUZA, M. L. P. Efeito da aplicação de lodo de esgoto nos teores de metais pesados de solos, folhas e grão de milho. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003. **CDRom...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003.

ANDREOLI, C.V. CARNEIRO, C. Avaliação do comportamento vertical de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e pH em leiras de lodo de esgoto caledo. **SANARE – Revista Técnica da Sanepar**, v 18, n 18, p.63-70, 2002.

ANJOS, A. R. M. **Lixiviação de espécies químicas em latossolos sucessivamente tratados com biossólido e disponibilidade de metais pesados para milho**. 1999. 191p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

ANGLE, J. S.; MADARIAGA, G. M.; HEGER, E. A. Sewage sludge effects on growth and nitrogen fixation of soybean. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 41, p.231-239, 1992.

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) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2004.

ARROIO, L. A. & CANTINI, V. L. **Testes de lixiviação – Análise de diferentes métodos e resultados obtidos com resíduos siderúrgicos**. s. s. s. ed. 1986. 21p. (Mimeografado).

ARTIOLA, J. F. Nonuniform leaching of nitrate and other solutes in a furrow-irrigated, sludge amended field. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.22, n9/10, p.1013-1030, 1991.

ASCHMANN, S.G.; McINTOSH, M.S.; ANGLE, J.S.; HILL, R.L. Nitrogen movement under a hardwood forest amended with liquid wastewater sludge. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.38, p.249-263, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-10004**: Classificação de resíduos. Rio de Janeiro, 1987. 48p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-10006**: Solubilização de resíduos.. Setembro de 1987. 23p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-10007**: Amostragem de resíduos. Rio de Janeiro. 63p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-10157**: aterros de resíduos perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997. 13p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-13896**: aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997. 12p.

BATAGLIA, O. C.; MASCARENHAS, H. A. A.; MIYASAKA, S. Extração e níveis de nutrientes. In: MIYASAKA, S.; MEDINA, J. C. **A soja no Brasil**, (ed.) Instituto de Tecnologia de Alimentos – 1981; p.156-3167.

BALIGAR, V. C.; FAGERIA, N. K.; ELRASHIDI, M. A. Toxicology and nutrient constraints ou root growth. **Hortsciense**, Alexandria, v. 33, n. 6, p.960-965, Oct. 1998.

BAGNOULS, F.; GAUSSEN, H. **Les climats biologiques et leur classification**. Ann, De Géorg., LXVI, 355, p.193-220, 1957.

BASTA, N. T.; TABATABAI, M. A. Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: II effect of pH. **Soil Science**, Baltimore, v.153, n.3, p.195-204, Mar. 1992.

- BERGAMANN, W. **Nutrition disorders of plants**: development, visual and analytical diagnosis. New York: Gustav Fisher, 1992. 741p.
- BERGAMASCHI, H.; BERLATO, M.A.; WESTPHALEM, S.L. Épocas de semeadura de soja no RS: avaliação e interpretação dos ensaios ecológicos da soja. **IPAGRO Informa**, v.18, p.7-14, 1977.
- BERGAMASCO, A. F.; SILVA, F. C. da; RODRIGUES, L. H. A.; TRIVELIN, P. C. O. **Modelo de balanço de nitrogênio para cana-de-açúcar**: fase II – construção do modelo no software STELLA. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2002. 40p. il. – (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento/Embrapa Informática Agropecuária; 8).
- BERTONCINI, E. I. **Comportamento de Cd, Cr, Cu, Ni e Zn em Latossolos sucessivamente tratados com biossólido: extração sequencial, fitodisponibilidade e caracterização de substâncias húmicas**. 2002. 195p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.
- BETTIOL, W.; CARVALHO, P.C.T. Lodo de esgoto como fertilizante em plantações florestais: 3- alterações microbianas no solo. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A., ed. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa, 2000. p.197-202.
- BHÉRING, M.C.; REIS, M. S.; SEDIYAMA, T.; SEDIYAMA, C. S.; ANDRADE, M. A. S. Influência de épocas de plantio sobre algumas características agrônômicas da soja (*Glycine max (L.) Merrill*). **Revista Ceres**, Viçosa, v. 38, n. 219, p 396-407, 1991.
- BHÉRING, M.C. **Influência de épocas de plantio sobre algumas características agrônômicas e qualidade das sementes de soja** (*Glycine max (L.) Merrill*). Viçosa, 1989. 57p. Dissertação (M.S.) - Universidade Federal de Viçosa.
- BITTENCOURT, V. C.; FAGANELLO, B. F.; SALATA, J. C. Eficiência da adubação nitrogenada em cana-de-açúcar (planta). **STAB: Açúcar, Álcool e Subprodutos**, Piracicaba, v.5, n.1, p.25-29, 1986.
- 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, n. 11, p.1639-1647, novembro 2002.
- BORGES, M. R. & COUTINHO, E. L.M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido. I – Fracionamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 28. p.543-555, 2004.
- BOUWER, H.; CHANEY, R. L. Land treatment of wastewater. **Advances in Agronomy**, v. 26, p.133-176, 1974.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Divisão Nacional de Vigilância Sanitária de Alimentos. Portaria no 36 – SVS/MS, de 19 de janeiro de 1990. In: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDÚSTRIAS DE ALIMENTAÇÃO. **Compêndio de Legislação de Alimentos**. São Paulo: ABIA, 1990. p.711-777.
- BRADY, N. C. Matéria orgânica dos solos minerais. In: BRADY, N. C. **The nature and properties of soils**. Tradução FIGUEIREDO, A. B. N. 7^a ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. Cap 8. p.290-322.
- BREMNER, J. M. Organic nitrogen in soil. In: BARTHOLOMEW, W. V. (Ed) **Soil Nitrogen**. Madison: ASA/SSSA, part 2, 1965. p.1238-1255.
- CAHN, M. D.; BOULDIN, D. R.; CRAVO, M. S.; BOWEN, M. T. Cation and nitrate leaching in an Oxisol of the Brazilian Amazon **Agronomy Journal**. 85:334–340, 1993.

- CÂMARA, G. M. S. **Efeito do fotoperíodo e da temperatura no crescimento, florescimento e maturação de cultivares de soja** (*Glycine max* (L.) Merrill). Viçosa, 1991. 266p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
- CAMARGO, O. A.; MARTINS, A. L. C.; BATAGLIA, O. C. Heavy metals accumulation in a orthox soil amended with sewage sludge and limestone. In: INTERNATIONAL CONFERENCA ON THE BIOGEOCHEMISTRY OF TRACE ELEMENTS, 7. 2003, Uppsala, 2003. CD-ROM.
- CAMARGO, F. A. de O.; GIANELLO, C., VIDOR, C. Nitrogen fractions in the microbial biomass in soils of southern Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p.181-185, 1999a.
- CAMARGO, F. A. de O. GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J.; VIDOR, C. Nitrogênio orgânico do solo. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. de O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999b. p.117-133.
- CAMARGO, F. A. de O. **Fracionamento e dinâmica do nitrogênio orgânico em solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: UFRGS, 1996. 151f. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciência do solo) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.
- CAMERON, K. C.; DI, H. I.; McLAREN, R. G.; Is soil an appropriate dumping ground for our wastes? **Australian Journal of soil Research**, v.35, p.995-1035, 1997.
- CARVALHO, F. G.; STAMFORD, N. P. Fixação de N₂ em leucena (*Leucena leucocephala*) em solo da região semi-árida brasileira submetida à salinização. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p.237-243, 1999.
- CETESB. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas** – critério para projeto e operação: manual técnico. São Paulo. ABIA, 1999. NT P.4230. 32p.
- CONAB. **Indicadores da agropecuária**. Brasília, 2005. Disponível em:<<http://www.conab.gov.br/>> Acesso em: 14 fev 2005.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. 9ª Reunião do GT Lodo de Esgoto: **Regulamentação do uso agrícola de lodo de esgoto**-Instrução normativa sendo elaborada. 27 e 28 de janeiro de 2005. Brasília, 2005. 5p.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA n. 001, de 23 de janeiro de 1986**. Brasília, 1986. 5p.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA n. 007, de 16 de novembro de 1994**. Brasília, 1994. 2p.
- COSTA VAL, W.M.; BRANDÃO, S.S.; GALVÃO, J.D.; GOMES, F.R. Efeito do espaçamento entre fileiras sobre a produção e outras características agrônômicas da soja. **Experientiae**, v.12, n.12, p.431-474, 1971.
- COX, D. A. Pelletized sewage sludge as a fertilizer for containerized plants: plant grow and nitrogen leaching losses. **Journal of Plant Nutrition**, v.18, n.12, p.2783-2795, 1995.
- 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**, v.17, p.257-261, 1993.
- DAVIS, M. L. **Introduction to Environmental Engineering**. 2. ed. New York: McGraw Hill, 1991. 822p.

DAMBRÓS, L. A.; DIAS, A. de A.; FONZAR, B. C. As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos, estudo Fitogeográfico. In: FOLHA SD. 22 GOIÁS; **geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, e uso potencial da terra**. Projeto RADAMBRASIL. Rio de Janeiro. 1981. p.509-60 (Levantamento de Recursos Naturais, 25).

DYNIA, J.F. Nitrate retention and leaching in variable charge soils of a watershed in São Paulo State, Brazil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* v.31, p.777-791, 2000.

DÖBEREINER, J.; ARRUDA, N. B. de; PENTEADO, A. de F. Avaliação da fixação do nitrogênio, em leguminosas, pela regressão do nitrogênio total das plantas sobre o peso dos nódulos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 1, p.233-237, 1966.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Soja. **Tecnologia de produção de soja – região central do Brasil – 2005**. Londrina: Embrapa Cerrados: Embrapa Agropecuária Oeste: Fundação Meridional, 2004. 239p. ISSN 1677-8499, n.6, 2005.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solos**. 2ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA/CNPS, 1997a, 214p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIAS - EMBRAPA. **Zoneamento pedoclimático do Estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997b. 59p.

FAO. **El cultivo de la soja en los trópicos: mejoramiento y producción**. Roma, 1995. 254p.

FEHR, W.R.; CAVINESS, C.E. **Stages of soybean development**. Ames: Iowa State University of Science and Technology, 1977. 11p.

FEITOSA, A. N.; ESPIG, S. A.; ESPIG, D. B.; FREIRE, F. J.; FREIRE, G. S.; BERRETO, A. C. Distribuição de carbono total (C) no solo de um fragmento de Mata Atlântica em Pernambuco. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003. **CDRom...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003.

FERREIRA, E. **A excreção de bovinos e as perdas de nitrogênio nas pastagens tropicais**. 1995, 124p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 1995.

FIGUEIREDO, M.G; SANTOS, M. S.; FERRARI, L. R. Estação de Tratamento de Efluentes das Indústrias Têxteis: otimização através da implantação de medidas de prevenção à poluição. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre, 2000.

FILIUS, A.; STRECK, T.; RICHTER, J. Cadmium sorption and desorption in limited topsoils as influenced by pH: Isotherms and simulated leaching. **Journal of Environmental Quality**, v.27, n.1, p.12-18, 1998.

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

FONTES, R. L. F.; COX, R. Iron deficiency and zinc toxicity in soybean grown in nutrient solution with different levels of sulfur. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 21, n.8, p.1715-1722, 1998.

FORMOSINHO, S. J.; PIO, C. A.; BARROS, J. H.; CAVALHEIRO, J. R. Parecer Relativo ao Tratamento de Resíduos Industriais Perigosos. **Comissão Científica Independente de Controle e Fiscalização Ambiental da Co-Incineração**. Aveiro, 2000. 329p.

- FRANCO, A.; MARQUES, M. O.; GATTO, R. H.; NOGUEIRA, A. E.; F. CAMILOTTI, F.; NÓBILE, F. O.; TASSO JÚNIOR, L. C. Cana-de-açúcar cultivada com lodo de esgoto e vinhaça: nitrogênio no solo e plantas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003. **CDRom...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003.
- FRANCHINI, J. C.; MALAVOLTA, E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A. Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, n. 2, p.533-542, 1999.
- FUNDAÇÃO DE APOIO À PESQUISA AGROPECUÁRIA DE MATO GROSSO – FUNDAÇÃO MT. **Boletim de Pesquisa de Soja**, Rondonópolis, MT: Fundação MT, 2001. 144p (Fundação MT. Boletim, 5).
- GANDOLFI, V. H.; MÜLLER, L.; SOUZA, B. H. Efeito de três termoperíodos sobre a soja (*Glycine max* (L.) Merrill) em condições de dias curtos e longos. In: REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 10, 1982, Porto Alegre. **Anais...**Porto Alegre: IPAGRO, 1982. p.33-44.
- GILLER, K. E.; McGRATH, S. P.; HIRSCH, P. R. Absence of nitrogen fixation in white clover grown on a soil subject to long-term contamination with heavy metals is due to survival of only ineffective rhizobia. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 21, p.841-848, 1989.
- GONÇALVES, C. N. & CERETTA, C. A. Plantas de cobertura de solo antecedendo o milho e seu efeito sobre o carbono orgânico do solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.307- 313, 1999.
- GRASSI FILHO, H.; SANTOS, C. H.; TORQUATO, E. M.; PENTEADO, B. B.; SANTOS, J. C. Acúmulo de micronutrientes no solo manejado com biossólido e cultivado com tangerina “poucã”. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003. **CDRom...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003.
- GUSSARSSON, M.; ADALSTEINSSON, P. J.; ASP, H. Cadmium and copper interactants on the accumulation and distribution of Cd and Cu in birch (*Betula Pendula Roth*) seedlings. **Plant and Soil**, v. 171. p.185 – 187, 1995.
- HABD-ALLA, M.; 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.
- HATCH, D.J.; JARVIS, S.C. & PHILIPPS, L. Field measurement of nitrogen mineralization using soil core incubation and acetylene inhibition of nitrification. **Plant and Soil**, v. 124. p.97-107. 1990.
- HEBERT, J. Nitrogen. In: BONNEAU, M.; SOUCHER, B. (Eds) **Constituents and properties of soil**. New York: Academic Press, 1982. p.435-442.
- HECKMAN, J. R.; ANGLE, J. S.; CHANEY, R. L. Residual effects of sewage sludge on soybean. L. Accumulation of heavy metals. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 16, p.113-117, 1987a.
- HECKMAN, J. R.; ANGLE, J. S.; CHANEY, R. L. Residual effects of sewage sludge on soybean. Ll. Accumulation of soil and symbiotically fixed nitrogen. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 16, p.118-124, 1987b.
- HELYAR, K. R. Nitrogen cycling and soil acidification. **Journal of the Australian Institute of Agricultural Science**, v. 42, p.217-221, 1976.

- HUE, N.V. Sewage sludge In: RECHCIGL, J.E. (Ed.) **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p.199-247.
- HUNGRIA, M.; VARGAS, M. A. T.; SUHET, A. R.; PERES, J. R. R. Fixação biológica de nitrogênio em soja. In: ARAÚJO, R. S.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Microrganismos de importância agrícola**. Brasília: Embrapa-SPI, 1994. p.9-89.
- IBGE – **Censo Agropecuário 1995/1996**. Rio de Janeiro, 1998. 231p. (IBGE. Censo Agropecuário, 24).
- INMAN, I. C.; McINTOSH, M. S.; FOSS, J. E.; WOLF, D. C. Nitrogen and phosphorus movement in compost-amended soils. **Journal of Environmental Quality**. v.11, p529-532, 1982.
- ISO (1996) **ISO 14000: The International Standard for Environmental Management Systems**, International Organization for Standardization, Genève, Switzerland, Primeira Edição. 1996. 60p.
- JOHN, V. M. **Reciclagem de resíduos na construção civil – contribuição à metodologia de pesquisa e desenvolvimento**. 2000. 102p. Tese (Livre Docência) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- JOHNSON, J. W.; WELCH, L. F.; KURTZ, L. T. Environmental implications of N fixation by soybeans. **Journal of Environmental Quality**. Madison. V. 4 n. p.16. 1975.
- KABATA-PENDIAS.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. ed. Boca Raton: CRC Press, 2000. 331p.
- KEEFER, R.F.; SINGH, R.N. Correlation of metal-organic fractions with soil properties in sewage-sludge amended soils. **Soil Science**, Madison, v.142, n.1, p.20-26, 1986.
- KELLING, K. A. WALSH, L. M. KEENEY, D. R.; RYAN, J. A.; PETERSON, A. E. A field study of the agricultural use of sewage sludge: II effect and soil nand P. **Journal of Environmental Quality**. v. 6, p.345-352. 1977.
- KEULEN, H. V.; WOLF, J. (Ed.). **Modelling of agricultural production: weather, soils and crops**. Wageningen: Pudoc, 1986. 479p.
- KINKLE, B. K.; ANGLE, J. S.; KEYSER, H. H. Long-term effects of metal-rich sewage sludge application on soil populations of *Bradyrhizobium japonicum*. **Applied and Environmental Microbiology**, New York, v. 53, p.315-318, 1987.
- KRISHNAMURT, G. S. R.; NAIDU, R. Solid-solution speciation and phytoavailability of copper and zinc in soils. **Environmental Science Technology**, v. 36, p.2645-2651, 2002.
- LEE, S.Z.; ALLEN, H.E.; HUANG, C.P.; SPARKS, D.L.; SANDERS, P.F.; PEIJNENBURG, W.J.G.M. Predicting soil-water partition coefficients for cadmium. **Environmental Science and Technology**, v. 30, p.3418-3424, 1996.
- LINDERMANN, W. C.; CARDENAS, M. Nitrogen mineralization potencial and nitrogen transformation of sludge-amended soil. **Soil Science**, v.162, n.7, p.487-500, 1997.
- LINDSAY, B. J.; LOGAN, T. J. Field response of soil physical properties to sewage. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.27, p.534-542, 1998.
- LOPES, A.S. & ABREU, C.A. **Micronutrientes na agricultura brasileira: evolução histórica e futura**. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H. & SCHAEFER, C.E.G.R., eds. **Tópicos em Ciência do Solo (Volume I)**, Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.265- 298.

- MADARIAGA, G. M.; ANGLE, J. S. Sludge-born salt effects on survival of *Bradyrhizobium japonicum*. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.21, p.276-280, 1992.
- MARCHIORI, L. F. S.; CAMARA, G. M. de S.; PEIXOTO, C. P. Performance of Soybean (*Glycine max* (L.) Merrill) Cultivars Sown During Normal and 'Safrinha' Seasons. **Sci. Agric.** [online]. 1999, vol.56, n^o.2. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo.php>>. ISSN 0103-9016. Acesso em 15 de setembro 2004, p.383-390.
- MARCOS FILHO, J. **Produção de sementes de soja**. Campinas: Fundação Cargill, 1986. 86p.
- MARQUES, M.O. **Efeitos da aplicação de lodo de esgoto na produtividade e qualidade da cana-de-açúcar**. 1990. 164p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.
- MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 2nd edn. Academic press Inc., San Diego, CA, USA, 1995, 902p.
- MATTIAZZO, M. E. **Comportamento de cobre, cádmio, crômio, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH**. 1994. 197p. Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1994.
- MATOS, A.T.; FONTES, M.P.F.; JORDÃO, C.P.; COSTA, L.M. Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em Latossolo vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.20, p.379-386, 1996.
- McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils**. New York, Oxford University, 1994. 406p.
- McGRATH, S. P.; BROOKD, P. C.; GILLER, K. E. Effects of potentially toxic metals in soil derived from applications of sewage sludge on nitrogen fixation by *Trifolium repens* L. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.20, p.415-424, 1988.
- McLAREN, R. G. e CRAWFORD, D. V. Studies on soil copper. I. The fraction of copper in soils. **Journal Soil Scienc**, v.24, p.172-181, 1973.
- MEDALIE, L.; BOWDEN, W.B.; SMITH, C.T. Nutrient leaching following land application of aerobically digested municipal sewage sludge in a Northern Hardwood Forest. **Journal Environment Quality**, v.23, p.130-138, 1994.
- 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., 1997, Rio de Janeiro. **CDRom...** Rio de Janeiro: SBCS, 1997.
- MESQUITA, A. A. **Remediação de áreas contaminadas por metais pesados provenientes de lodo de esgoto**. 2002. 68p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2002.
- MEURER, E.J.; WANG, G. M.; WANG, S. R. Função dos nutrientes e sintomas de deficiências. In: MIYASAKA, S.; MEDINA, J. C. **A soja no Brasil**, (ed.1) Campinas: Instituto de Tecnologia de Alimentos – 1981; p.156-167.
- MIRANDA NETO, M. I. de. **Investigação Geoambiental em Área de Mangue na Baía de Guanabara Contaminada com Resíduos Industriais**. 2002. 273p. Tese (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 2002.

- MOLINA, M. V. **Nitrogênio e metais pesados em Latossolo e eucalipto cinquenta e cinco meses após a aplicação de biossólido**. 2004. 66p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.
- MUCHOVEJ, R. M. C.; RECHCIGL, J.E. Nitrogen fertilizers In: RECHCIGL, J.E. (Ed.) **Soil Amendments and Environmental Quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p.1-64.
- MONTERROSO, C.; KIDD, P.; MACÍAS, F. Bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended soils as affected by soil parent material (compact disc). In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE BIOGEOCHEMISTRY OF TRACE ELEMENTS, 7., 2003. **CDRom...** Uppsala, 2003.
- MULLINS, G. L.; MARTENS, D. C.; MILLER, W. P.; KORNEGAY, E. T. e HALLOCK, D. L. Copper availability, form, and mobility in soil from three annual copper-enriched hog manure applications. **Journal Environmental Quality**, v.11, p.316-320, 1982.
- NAIDU, R. H.; BOLAN, N. S.; KOOKAN, R. S. & TILLER, K. G. Ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. **European Journal Soil Science**. v. 45, p.419-429. 1994.
- NAUMOFF, A. F.; PERES, C. S. Reciclagem de matéria orgânica. In: D'ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. p.26-42.
- OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETTO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um Latossolo Amarelo Distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 26, n.2, p.505-519, 2002.
- OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v. 58, n.4, p.807-812, out./dez. 2001.
- OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; C.R.; MORAES, S.O. Lixiviação de nitrato em Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**. v.58, p.171–180. 2001.
- OLIVEIRA, F.C. **Comportamento de metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com lodo de esgoto**. 1995. 91p. Tese (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.
- PADOVAN, M. P. **Desempenho da soja, sob manejo orgânico, para produção de grãos e adubação verde**. 2002. 88f. Tese (Doutorado) – Instituto de Agronomia. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2002.
- PAGANINI, W. S. **Disposição de esgotos no solo: escoamento à superfície**. 2 ed. São Paulo: Fundo Editorial da AESABESP, 1997. 232p.
- PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil micro biology and biochemistry**. 2.ed. New York: Academic Press, 1996. 340p.
- PEIXOTO, C. P.; CÂMARA, G. M. De S.; MARTINS, M.C.; MARCHIORI, L. F. S. de; GUERZONI, R. A.; MATTIAZZI, P. Épocas de semeadura e densidade de plantas de soja: I. Componentes de produção e rendimento de grãos. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 57, n.1, p.89-96, 2000.

- PIERANGELI, M.A.P.; GUILHERME, L.R.G.; CURI, N.; SILVA, M.L.N.; OLIVEIRA, L.R. & LIMA, J.M. Efeito do pH na adsorção – dessorção de chumbo em Latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.269-277, 2001.
- PROCÓPIO, S. O.; SANTOS, J. B.; PIRES, F. R.; SILVA, A. A.; MENDONÇA, E. S. Absorção e utilização do nitrogênio pelas culturas da soja e do feijão e por plantas daninhas. **Planta Daninha**. Viçosa, v.22, n.3, p.365-374, 2004.
- PURVES, D. Sources of trace element contamination of soils. In: PURVES, D. **Trace element contamination of the environment**. Amsterdam: Elsevier Science Publishers, 1985. Cap.4, p.66-68.
- RAMOS, D. P.; CASTRO A. F. de.; CAMARGO, M. N. Levantamento detalhado de solos da área da Universidade Federal do Rio de Janeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 8, p.1-27, 1973.
- RAVEN, P.H.; EVERT, R.F.; EICHHORN S. E. **Biology of Plants**. Sixth Edition. New York: New York and Basingstoke, 1999. p.707-710.
- RECOUS, S.; ROBIN, D. & DARWIS, D. & MARY, B. Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. **Soil Biology Biochemistry**, v. 27, p.1529-1538, 1995.
- REDDY, G. B.; CHENG, C. N.; DUNN, S. J. Survival of *Rhizobium japonicum* in soil-sludge environment. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 15, p.343-345, 1983.
- REIS, J.L.R., MARTINS, A., PEDROSO, A., SANT'ANNA JR., G.L. & DEZOTTI, M. A Gestão de Resíduos Sólidos na Petroflex: Uma Proposta Inovadora. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 20º, 1999, Rio de Janeiro. **Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p.III-038.
- REIS, M.G.F.; BARROS, N.F. Ciclagem de nutrientes em plantio de eucalipto. In: BARROS, N.F. & NOVAIS, R.F. **Relação Solo-Eucalipto**. Viçosa: Folha de Viçosa, 1990. p.265–301.
- RODELLA, A. A. **Determinação espectrofotométrica automatizada de cobre e zinco em amostras de interesse agroindustrial por métodos cinéticos**. 1993. 132p. Tese (Doutorado) – Instituto de Química, UNICAMP, Campinas, 1993.
- RODRIGUES PEREIRA, J. A. **Geração de resíduos industriais e controle ambiental**. UFPA. 2003. Disponível em: <www.dic.gov.br/tecnologia/revista/artigos/200112pa/josealmirfinal.PDF>. Acesso em: 23 de novembro 2003.
- ROSS, S. M. **Toxic metals in soil-plant systems**. New York, John Wiley & Sons, 1994. 496p.
- SAMPAIO, E. V. B. S.; SALCEDO, I. N.; BETTANY, J. Dinâmica de nutrientes em cana-de-açúcar. I. Eficiência na utilização de uréia (15N) em aplicação única ou parcelada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, DF, v. 19, p.943-949, 1984.
- SANTOS, D. R. **Seleção de estirpes de *Bradyrhizobium* sp para fixação de nitrogênio em caupi (*Vigna unguiculata*), em solos salinizados do semi-árido**. 1987. 98p. Tese (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1987.
- SCHALCH, V. Atividades envolvidas no gerenciamento de resíduos sólidos. In: TAUKE TORNISIELO, S. M. (Org.). **Análise ambiental: estratégias e ações**. Rio Claro: CEA/Unesp, 1995. p.231-37.
- SCHIANETZ, B. **Passivos Ambientais: levantamento histórico, avaliação de periculosidade e ações de recuperação**. Curitiba: SENAI, 1999. 329p.

- SCHNITZER, M. Reactions between fulvic acid, a soil humic compound and inorganic soil constituents. **Soil Science Society American Proc.**, v.33, p.75-81, 1969.
- SCOTT, K. Cause and control of losses of chromium during nitric- perchloric acid oxidation of aquatic sediments. **Analyst**, Cambridge (Grã- Bretanha), v.103, p.754- 758, 1978.
- SEDIYAMA, C.S.; VIEIRA, C.; SEDIYAMA, T.; CARDOSO, A.A.; ESTEVÃO, H.H. Influência do retardamento da colheita sobre a deiscência das vagens e sobre a qualidade e poder germinativo das sementes de soja. **Experientiae**, v.14, n.5, p.117-141, 1972.
- SERNA, M.D.; POMARES, F. Index of assessing N availability in sewages. **Plant and Soil**, v.139, p.15-21, 1992.
- SHEPHERD, M.A. Factores affecting nitrite leaching from sewage sludges applied to a sandy soil in arable agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.58, p.171-185, 1996.
- SHEPPARD, M. I.; THIBAUT, D. H. Desorption and extraction of selected heavy metals from soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison. v.56, n.2, p.415-423, 1992.
- SILVA, R. M.; JABLONSKI, A. SIEWERDT, L.; SILBEIRA JÚNIOR, P.; SANTOS, L.F. KROTH, P. L. Metais pesados, macro e micronutrientes determinados nas raízes do milho (*Pennisetum glaucum* L.) cultivado com adição de substâncias húmicas. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE DE BRASILEIRA ZOOTECNIA, 37., 2000. **CDRom...** Viçosa-MG, 2000.
- SILVA, F.C. **Uso agronômico de lodo de esgoto: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana de açúcar**. 1995. 170p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.
- SILVEIRA, P.M. & STONE, L.F. Teores de nutrientes e de matéria orgânica afetados pela rotação de culturas e sistema de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.387-394, 2001.
- SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C. Extração e fitodisponibilidade de metais pesados em resposta à adição de lodo de esgoto no solo. **Scientia Agricola**, v.59. n.3, p.55-63, 2002.
- SIQUEIRA, J.A.; MOREIRA, F.M.S. Microbiologia do solo: evolução, avanços e desafios. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. **CDRom...** Rio de Janeiro: SBCS, 1997.
- SLATERRY, W. J.; EDWARDS, D. G.; BELL, L. C.; CONVENTRY, D. R. & HELYAR, K. R. Soil acidification and the carbon cycle in a cropping soil of north-eastern Victoria. **Australian Journal Soil Research**, Collinwood, v.36, p.273-290, 1998.
- SLOAN, J. J.; BASTA, N. T. Remediation of soils by using alkaline biosolids. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.24, n.6, p.1097-1103, 1995.
- SOARES, A. P. M.; GRIMBERG, E. **Desenvolvimento urbano: coleta seletiva e o princípio dos 3Rs**. BNDES. 1998. Disponível em: <<http://www.federativo.bndes.gov.br/dicas/d109.htm>>. Acesso em: 23 nov 2003.

- SOARES, M. T. S. **Taxa de mineralização e de lixiviação do nitrogênio, e alterações da fertilidade de um Latossolo Vermelho-Amarelo degradado e outro não degradado fertilizados com biossólidos e florestados com *Eucalyptus grandis***. 2003. 142p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.
- SOUSA, R. O. de; CAMARGO, F. A. de O.; VAHL, L. C. Solos alagados: reações redox. In: MEURER, E. J. **Fundamentos de Química do Solo**.(2ª ed.) Porto Alegre: Genesis, 2004. p.207-236.
- SPEIER, T.W.; VAN SCHAİK, A. P.; KETTLES, H. A.; VICENTE, K. W.; CAMPBELL, D.J. Soil and stream-water impacts of sewage effluent irrigation onto steeply sloping land. **Journal of Environmental Quality**, v.28, p.1105-1114. 1999.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soil**. New York, Oxford University Press, 1989. 234p.
- SPOSITO, G. **The surface chemistry of soil**. New York, Oxford University Press, 1984. 210p.
- STEVENSON, F. J.; Origen and distribution of nitrogen in soil. In: STEVENSON, F.J. (Ed.) **Nitrogen in Agricultural Soils**. Madison: ASA/SSSA, 1982a. p.1-14.
- STEVENSON, F. J.; Origen forms of soil nitrogen. In: STEVENSON, F.J. (Ed.) **Nitrogen in Agricultural Soils**. Madison: ASA/SSSA, 1982b. p.67-122.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C. A.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico, nº 5).
- THORNTHWAITE, C. W., MATHER, J. R. The water balance. **Publication in Climatology, Laboratory of Climatology**, Centerton, v.8, n.1, p.1-14, 1955.
- TRAGNAGO, J.L.; BONETTI, L.P. Diferentes épocas de semeadura no rendimento e outras características de alguns cultivares de soja no Rio Grande do Sul. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE PESQUISA DE SOJA, 3., Campinas, 1984. **Anais**. Londrina: EMBRAPA, CNPSo, 1984. p.57-69.
- TRAINA, S.J.; LAPERCHE, V. Contaminant bioavailability in soils, sediments, and aquatic environments. **Proceeding National Academic Science of the State of Americ**, Washington, v.96, p.3365-3371. 1999.
- URQUIAGA, S.; VICTORIA, R. L.; BUITRÓN, F.; NEYRA, J. C, Perdas por volatilização do ¹⁵N-uréia e ¹⁵N-sulfato de amônio num solo calcário da parte central da região costeira do Peru. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.24, n.5, p.607-613, 1989.
- URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; OLIVEIRA, O. C.; LIMA, E.; GUIMARÃES, D. V. **A importância de não queimar a palha na cultura de cana-de-açúcar**. Seropédica: Embrapa-CNPBS, 1991. 12p. (Embrapa-CNPBS. Comunicado Técnico, 5).
- USEPA- UNITED NATIONS ENVIROMENT PROTECTION AGENCY. Drinking water standards and health advisories. Wasshigton, 2000. Disponível em: <www.epa.gov/ebtpages/drinkingwaters.html>. Acesso em: 20 dez 2003.
- USEPA- UNITED NATIONS ENVIROMENT PROTECTION AGENCY. **Biosolids generation use and disposal in the United States**. Enviromental Protection Agency, Municipal and Industrial Solid Waste Division, Office of Solid Waste, 1999. 75p.
- VAHL, L.C.; FERRARI, C.; VAHL, V. I.; GUIDOTTI, R. Efeito do nitrato na redução do ferro em solo alagado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29. 2003. **CDRom...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003.

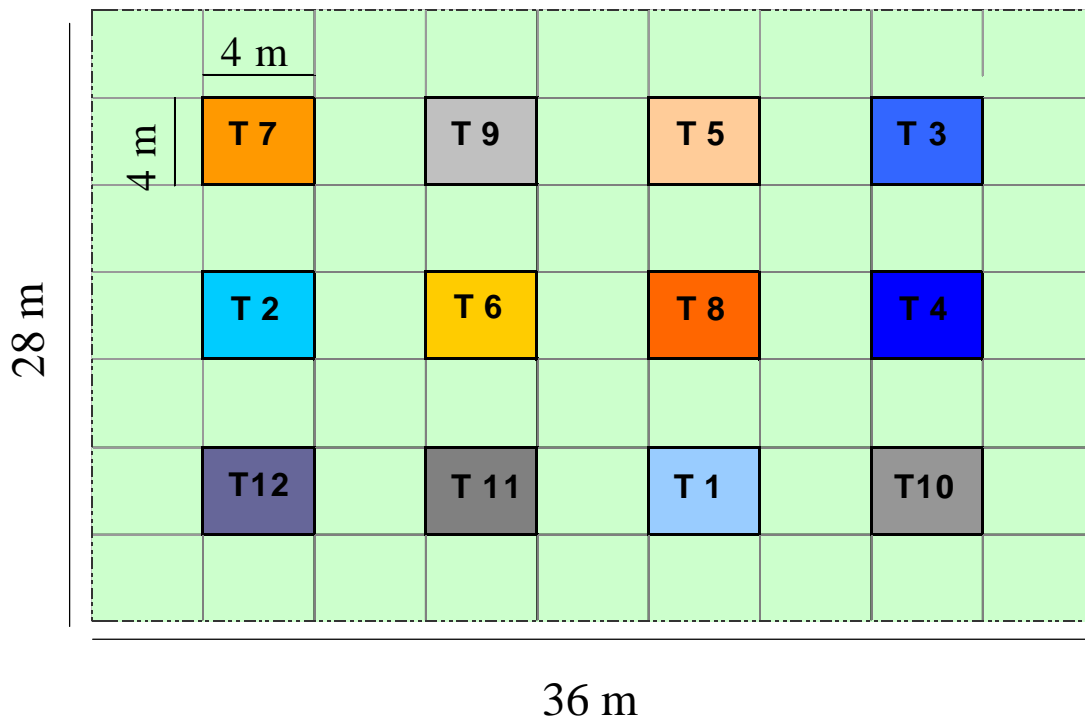
- VAHL, L.C.; GUIDOTTI, R.M.M.; FABRES, R.T. Análise química de solo para a estimativa da acumulação de Fe²⁺ e Mn²⁺ durante o alagamento. In: REUNIÃO DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO, 23. Pelotas, 1999. Anais, Pelotas, Embrapa Clima Temperado, 1999. p.369-71.
- VARGAS, M. A. T.; PERES, J. R. R.; SUHET, A. R. Adubação nitrogenada, inoculação e épocas de calagem para a soja em um solo sob cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.17, p.1127-1132, 1982.
- VERNETTI, F. de J. (Coord.). **Soja**. Campinas: Fundação Cargill, 1983. v.1, p.97-124.
- VIEIRA, R. F.; TANAKA, R. T.; SILVA, C. M. M. Utilização do lodo de esgoto na cultura da soja. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento** / Embrapa Meio Ambiente, ISSN 1516-4675. 21p. 2004.
- VIEIRA, R. F. Lodo de esgoto na agricultura: estudo de caso. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento** / Embrapa Meio Ambiente, ISSN 1516-4675. 20p. 2004.
- VIEIRA, R. F.; CARDOSO, A. A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.38, p.867-874, 2003.
- VITOUSEK, P.M. The effects of deforestation on air, soil, and water. In: BOLIN, B.; COOK, R.B. (eds.) **The major biogeochemical cycles and their interactions**. Scope, p.223-245, 1983.
- WHIETHÖLTER, S. Nitrogênio no solo sob plantio direto. **Revista Plantio Direto**, jul./ago. p.38-42, 2000.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. IPCS. **Environmental health criteria 165** – inorganic lead. Geneva, 1995. 300p.
- WOOLHOUSE, H. W. **Toxicity and tolerance in the responses of plant to metals**. In: LANGE, O. L.; NOBEL P. S.; OSMOND, C. B.; ZEIGLER, H. (Ed.). *Encyclopedia of Plant Physiology*, Berlin, New Series, v.12C, p.245 – 300, 1983.
- YANG, X. B., TSCHANZ, A. T., DOWLER, W. M. & WANG, T. G. Development of yield loss models in relation to reductions of components of soybeans infected with *Phakopsora pachyrhizi*. **Phytopathology**. v.81, p.1420-1426. 1991.
- YORINORI, J. T.; PAIVA, W. M.; FREDERICK, R. D. & FERNANDEZ, P. F. T. Ferrugem da soja (*Phakopsora pachyrhizi*) no Brasil e no Paraguai, nas safras 2000/01 e 2001/02. **Resumos**, II CONGRESSO BRASILEIRO DE SOJA, Foz do Iguaçu, p.94, 2002.
- YUAN, G.; LAVKULICH, L.M. Sorption behavior of copper, zinc and cadmium in response to simulated changes in soil properties. **Commun Soil Science Plant Anal**, v.28, p.571-587, 1997.
- ZANATTA, J. A.; ÁVILAS, E. da R.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Acidificação do solo relacionada aos ciclos do carbono e do nitrogênio em sistemas de preparo e culturas. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS (FERTBIO 2004), 26., 2004, Lages. **CDRom...** Lages: SBCS, 2004.
- ZHU, B.; ALVA, A. K. Trace metal and cation transport in a sandy soil with various amendments. **Soil Science Society of American Journal**, Madison. v.57, n.3, p.723-727, 1993.

7. ANEXOS

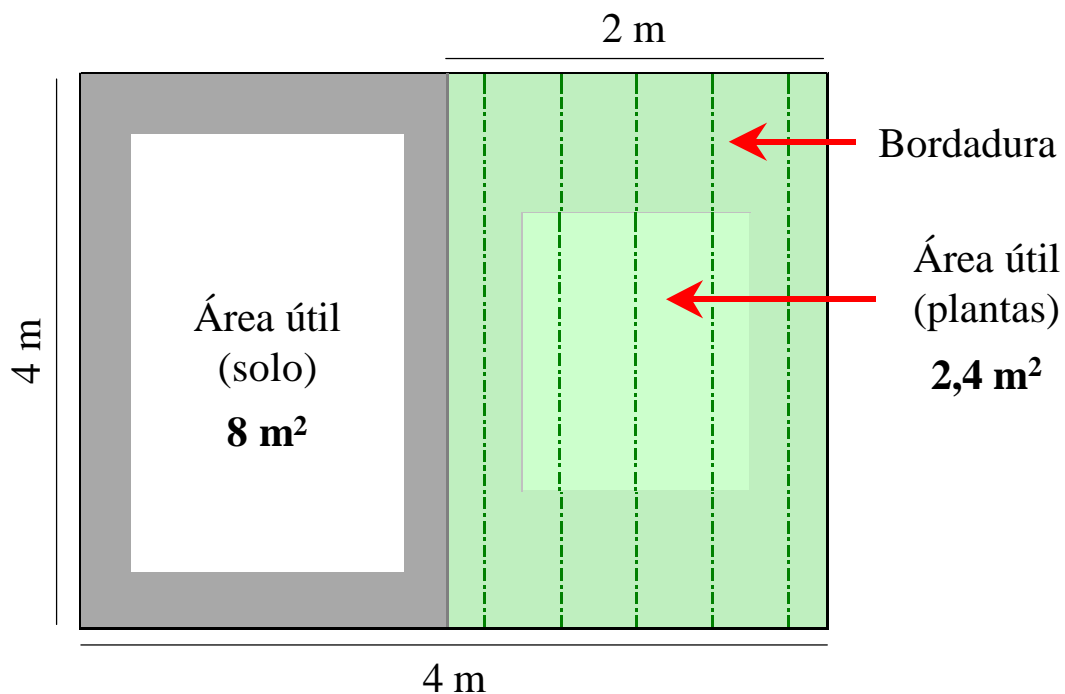


Anexo 1. Croqui da área experimental, blocos, tratamentos e casualização dos tratamentos em cada bloco.

“Croqui” do Bloco I



“Croqui” da Parcela



Anexo 2. Croqui do bloco I e das parcelas que compõe cada bloco e sua divisão, com respectiva área útil para as plantas e para as coletas de solo.

(Lodo da Estação de Tratamento de Resíduos Industriais da PETROFLEX INDÚSTRIA e COMÉRCIO S/A)

Identificação: LETRIP

Umidade (%): 78
cor: Cinza Escuro

Consistência: Sólida/Lodo

pH: 6,5 - 8,0

Valores referencias: CETESB/CONAMA/USEPA

Concentrações limites permitidas para aplicação em solo.

Metal	Concentração máxima permitida no bioossólido mg kg⁻¹ (base seca)*	Teores no LETRIP (mg kg⁻¹)	% da limitação
Cádmio	85	0,90	1,06
Cobre	4300	28,18	0,66
Chumbo	840	25,71	3,06
Zinco	7500	38,05	0,51

Taxa de aplicação anual máxima permitida de metais em solos agrícolas tratados com bioossólidos.

Metal	Taxa de aplicação anual máxima (kg ha⁻¹ ano⁻¹)**	Mg ha⁻¹ (Peso Seco)	Mg ha⁻¹ (in natura)
Cádmio	1,9	2.111,1	9.596,0
Cobre	75	2.661,5	12.097,6
Chumbo	15	583,4	2.652,0
Zinco	140	3.679,4	16.724,4

Anexo 3. Limites de concentração de metais pesados em bioossólidos, adotados pela CETESB (1999), CONAMA (2005) e USEPA (1999), para aplicação no solo e taxa de aplicação máxima permitida para o LETRIP.

Identificação: Ferkal	(Biomassa microbiana obtida na fabricação de ácido láctico pela PURAC SÍNTESES INDÚSTRIA e COMÉRCIO LTDA)
Umidade (%): 25	
cor: Creme	
Consistência: Sólida	
pH: 10,5 - 12,5	
Valores referencias: CETESB/CONAMA/USEPA	

Concentrações limites permitidas para aplicação em solo.

Metal	Concentração máxima permitida no biossólido mg kg⁻¹ (base seca)*	Teores no resíduo Ferkal (mg kg⁻¹)	% da limitação
Cádmio	85	1,08	1,3
Cobre	4300	2,73	0,1
Chumbo	840	24,53	2,9
Zinco	7500	2,34	0,0

Taxa de aplicação anual máxima permitida de metais em solos agrícolas tratados com biossólidos.

Metal	Taxa de aplicação anual máxima (kg ha⁻¹ ano⁻¹)**	Mg ha⁻¹ (Peso Seco)	Mg ha⁻¹ (in natura)
Cádmio	1,9	1.759,3	2.345,7
Cobre	75	27.472,5	36.630,0
Chumbo	15	611,5	815,3
Zinco	140	59.829,1	79.772,1

Anexo 4. Limites de concentração de metais pesados em biossólidos, adotados pela CETESB (1999), CONAMA (2005) e USEPA (1999), para aplicação no solo e taxa de aplicação máxima permitida para o resíduo Ferkal.

Identificação: Termofosfato Yoorin
Umidade (%): 5
cor: Cinza
Consistência: Sólida
pH: não determinado
Valores referencias: CETESB/CONAMA/USEPA

Concentrações limites permitidas para aplicação em solo.

Metal	Concentração máxima permitida no bio sólido mg kg⁻¹ (base seca)*	Teores no Termofosfato Yoorin (mg kg⁻¹)	% da limitação
Cádmio	85	1,26	1,48
Cobre	4300	84,38	1,96
Chumbo	840	50,15	5,97
Zinco	7500	1,61	0,02

Taxa de aplicação anual máxima permitida de metais em solos agrícolas tratados com bio sólidos.

Metal	Taxa de aplicação anual máxima (kg ha⁻¹ ano⁻¹)**	Mg ha⁻¹ (Peso Seco)	Mg ha⁻¹ (in natura)
Cádmio	1,9	1.507,9	1.587,3
Cobre	75	888,8	935,6
Chumbo	15	299,1	314,8
Zinco	140	86.956,5	91.533,2

Anexo 5. Limites de concentração de metais pesados em bio sólidos, adotados pela CETESB (1999), CONAMA (2005) e USEPA (1999), para aplicação no solo e taxa de aplicação máxima permitida para o Termofosfato Yoorin.

Identificação: Composto Biorgânico da Natural Rural
Umidade (%): 97
cor: Verde
Consistência: Líquido
pH: não determinado
Valores referencias: CETESB/CONAMA/USEPA

Concentrações limites permitidas para aplicação em solo.

Metal	Concentração máxima permitida no biossólido mg kg ⁻¹ (base seca)*	Teores no Comp. Biorgânico (mg L ⁻¹)	% da limitação
Cádmio	85	0,06	0,07
Cobre	4300	2,07	0,05
Chumbo	840	0,04	0,00
Zinco	7500	296,76	3,96

Taxa de aplicação anual máxima permitida de metais em solos agrícolas tratados com biossólidos.

Metal	Taxa de aplicação anual máxima (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)**	m ³ ha ⁻¹ (Peso Seco)	m ³ ha ⁻¹ (in natura)
Cádmio	1,9	31.666,7	1.055.555,6
Cobre	75	36.231,9	1.207.729,5
Chumbo	15	375.000,0	12.500.000,0
Zinco	140	471,8	15.725,4

Anexo 6. Limites de concentração de metais pesados em biossólidos, adotados pela CETESB (1999), CONAMA (2005) e USEPA (1999), para aplicação no solo e taxa de aplicação máxima permitida para o Composto Biorgânico da Natural Rural.

Anexo 7. Aporte total de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn por hectare devido a aplicação de Ferkal e LETRIP.

LETRIP	Ferkal	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
25	0	0,02	0,70	152,76	2,11	0,64	0,95
50	0	0,04	1,41	305,52	4,21	1,29	1,90
100	0	0,09	2,82	611,04	8,42	2,57	3,80
0	3	0,00	0,01	0,04	0,29	0,07	0,01
25	3	0,03	0,71	152,80	2,39	0,72	0,96
50	3	0,05	1,42	305,56	4,50	1,36	1,91
100	3	0,09	2,83	611,08	8,71	2,64	3,81
0	6	0,01	0,02	0,09	0,57	0,15	0,01
25	6	0,03	0,72	152,84	2,68	0,79	0,97
50	6	0,05	1,43	305,60	4,78	1,43	1,92
100	6	0,10	2,83	611,12	8,99	2,72	3,82

Anexo 8. Aporte total de Carbono e Nitrogênio por hectare devido a aplicação de Ferkal e LETRIP.

LETRIP	Ferkal	Carbono	Nitrogênio		
			Total	Orgânico	Mineral
—Mg ha ⁻¹ —			kg ha ⁻¹		
0	0	0	0	0	0
25	0	5100	378	264	113
50	0	10200	756	529	227
100	0	20400	1511	1058	453
0	3	29	7	5	2
25	3	5129	385	270	116
50	3	10229	763	534	229
100	3	20429	1518	1063	455
0	6	58	15	10	4
25	6	5158	392	275	118
50	6	10258	770	539	231
100	6	20458	1526	1068	458

Anexo 9. Valores de pH em função das doses de Ferkal e LETRIP e do tempo de avaliação.

LETRIP	Profundidade	Ferkal (Mg ha ⁻¹)											
		0				3				6			
		tempo (dias)				tempo (dias)				tempo (dias)			
Mg ha ⁻¹	cm	30	60	120	180	30	60	120	180	30	60	120	180
0	0 - 10	5,3	5,1	5,1	5,2	5,6	5,9	5,9	5,7	6,0	5,9	5,7	6,1
	10 - 20	5,5	5,3	4,9	4,9	5,1	5,3	5,4	5,3	5,4	5,2	5,4	5,5
	20 - 30	5,1	4,7	4,8	5,4	5,0	5,0	5,2	5,2	5,2	5,1	5,0	5,3
	30 - 60	4,8	5,1	5,2	4,7	4,8	4,7	5,0	4,9	4,8	4,9	4,9	4,8
	60 - 90	4,6	4,8	5,2	4,9	4,8	4,9	4,9	4,7	4,9	5,0	5,1	4,8
25	0 - 10	5,7	5,4	5,9	5,8	5,9	5,8	5,6	6,0	5,8	5,9	5,5	6,3
	10 - 20	5,3	5,4	5,2	5,4	5,4	5,4	5,4	5,6	5,2	5,2	5,2	5,4
	20 - 30	5,2	4,7	5,2	5,2	5,1	4,8	5,1	4,8	5,0	5,2	5,1	5,2
	30 - 60	5,1	5,1	5,3	5,2	5,0	5,3	4,9	5,2	4,6	4,6	4,5	4,7
	60 - 90	4,9	5,6	5,3	5,1	4,9	5,0	5,0	4,9	4,5	4,3	4,5	4,5
50	0 - 10	5,7	5,5	5,6	6,2	6,0	5,7	5,3	5,6	6,2	6,0	5,7	5,8
	10 - 20	5,7	5,4	5,5	5,9	5,2	5,5	5,5	5,9	5,6	5,2	5,3	5,2
	20 - 30	5,2	5,4	4,9	5,2	5,7	5,5	5,5	5,6	4,9	4,9	5,2	5,4
	30 - 60	5,1	5,0	5,2	5,2	5,4	5,0	4,3	4,9	4,8	4,6	4,8	4,8
	60 - 90	4,7	4,8	4,8	4,7	4,7	4,8	5,0	5,2	4,6	4,6	5,1	4,6
100	0 - 10	5,5	5,6	5,4	6,0	6,0	5,8	5,3	5,7	5,9	6,0	5,7	5,9
	10 - 20	5,2	5,2	5,4	5,2	5,3	5,3	5,6	5,8	5,4	5,3	5,3	5,4
	20 - 30	5,3	5,3	5,4	5,4	5,6	5,3	5,1	5,3	5,3	5,2	4,8	4,9
	30 - 60	4,8	5,4	5,5	5,3	4,8	4,8	5,0	5,0	4,8	4,8	4,8	5,2
	60 - 90	4,7	5,1	5,2	5,2	5,1	5,5	5,2	5,2	4,6	4,6	4,8	4,7

Anexo 10. Teor de Carbono Orgânico (g kg⁻¹) em função das doses de Ferkal e LETRIP e do tempo de avaliação.

LETRIP	Profundidade	Ferkal (Mg ha ⁻¹)											
		0				3				6			
		tempo (dias)				tempo (dias)				tempo (dias)			
Mg ha ⁻¹	cm	30	60	120	180	30	60	120	180	30	60	120	180
0	0 - 10	13,60	8,00	13,04	14,04	12,12	11,56	15,00	18,06	11,40	8,10	15,28	16,38
	10 - 20	9,76	12,40	10,92	10,00	10,40	10,15	10,34	8,74	10,95	6,70	12,48	15,61
	20 - 30	4,71	6,51	5,80	5,66	7,32	7,92	7,62	5,92	8,66	5,88	7,20	6,61
	30 - 60	4,62	5,64	3,96	5,37	4,86	5,04	5,79	6,34	3,99	4,90	5,78	7,22
	60 - 90	3,82	3,75	3,88	4,26	3,99	2,91	4,14	2,60	4,62	2,30	5,79	5,07
25	0 - 10	12,36	13,80	16,28	16,54	13,56	12,24	13,76	13,62	17,10	16,32	13,92	16,26
	10 - 20	9,10	12,60	11,68	14,66	11,30	12,20	9,60	12,32	9,68	10,81	9,10	12,32
	20 - 30	6,64	8,10	5,52	8,64	6,27	4,95	6,44	5,90	6,10	6,24	7,48	8,00
	30 - 60	4,89	4,14	5,01	5,65	4,20	3,69	5,16	6,15	5,42	5,40	5,16	5,72
	60 - 90	4,08	2,97	3,81	4,14	3,42	4,30	3,90	4,80	3,15	3,54	3,03	4,90
50	0 - 10	13,92	15,48	17,88	14,30	15,10	13,92	16,16	15,46	15,72	9,80	12,78	13,68
	10 - 20	11,20	10,46	9,55	11,00	8,60	10,45	9,88	14,78	8,52	8,60	8,62	12,90
	20 - 30	9,00	6,54	5,91	8,86	7,10	7,41	6,80	7,44	6,62	6,40	6,22	7,38
	30 - 60	4,71	5,22	5,76	5,40	4,92	4,35	6,87	6,82	5,25	4,23	4,04	4,88
	60 - 90	3,27	5,49	3,93	4,18	2,91	2,01	3,75	4,92	2,72	4,07	3,58	4,04
100	0 - 10	16,15	16,14	19,16	12,66	17,15	9,40	13,50	13,92	14,84	17,48	19,04	18,04
	10 - 20	10,55	14,22	13,28	11,94	11,15	8,52	8,20	10,33	12,54	11,58	10,60	14,02
	20 - 30	8,76	7,66	7,89	6,06	7,70	8,04	6,38	7,18	7,41	6,78	6,62	5,68
	30 - 60	5,34	5,79	4,17	5,07	4,60	5,19	4,66	7,46	5,20	8,04	5,14	4,46
	60 - 90	3,45	3,12	3,06	4,63	2,74	3,45	2,42	5,04	3,93	5,30	5,34	3,90

Anexo 11. Teores de N total (g kg^{-1}) em função das doses de Ferkal e LETRIP e do tempo de avaliação.

LETRIP	Profundidade	Ferkal (Mg ha^{-1})					
		0		3		6	
		tempo (dias)		tempo (dias)		tempo (dias)	
Mg ha^{-1}	cm	30	120	30	120	30	120
0	0 - 10	1,87	1,69	2,28	2,22	2,09	2,42
	10 - 20	1,33	1,35	1,39	1,24	1,74	1,67
	20 - 30	0,95	1,01	1,19	1,01	1,17	1,14
	30 - 60	0,80	0,67	0,86	0,50	0,85	0,28
	60 - 90	0,57	0,36	0,75	0,35	0,47	0,11
25	0 - 10	2,27	2,24	2,58	2,26	2,43	2,88
	10 - 20	1,56	1,59	1,84	1,44	1,74	1,88
	20 - 30	1,16	0,80	1,26	0,89	1,19	1,17
	30 - 60	0,75	0,38	0,96	0,57	0,75	0,73
	60 - 90	0,55	0,22	0,68	0,45	0,54	0,47
50	0 - 10	2,19	2,26	2,91	2,41	2,82	2,44
	10 - 20	1,58	1,72	2,23	1,75	2,23	1,59
	20 - 30	1,30	0,88	1,57	0,82	1,45	0,86
	30 - 60	0,81	0,59	1,00	0,35	0,85	0,60
	60 - 90	0,61	0,27	0,56	0,06	0,60	0,23
100	0 - 10	2,48	2,49	3,16	3,34	3,75	3,87
	10 - 20	1,76	1,70	1,79	1,49	2,57	2,48
	20 - 30	1,25	0,85	1,63	0,87	1,60	1,12
	30 - 60	0,86	0,56	1,15	0,41	1,08	0,75
	60 - 90	0,61	0,32	0,65	0,05	0,78	0,39

Anexo 12. Teores de N- NH₄⁺ e N- NO₃⁻ + N- NO₂⁻ da primeira coleta, 30 dias após a aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP.

LETRIP	Ferkal (Mg ha ⁻¹)														
	0					3					6				
	profundidade (cm)					profundidade (cm)					profundidade (cm)				
	0-10	10-20	20-30	30-60	60-90	0-10	10-20	20-30	30-60	60-90	0-10	10-20	20-30	30-60	60-90
Mg ha ⁻¹	N- NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)														
0	10,3	9,1	8,0	5,5	4,7	17,0	14,4	11,9	9,3	8,5	17,9	12,1	8,8	6,5	7,6
25	15,5	16,4	14,6	8,5	7,1	17,3	17,2	17,9	10,6	7,4	20,1	15,5	9,6	8,8	4,6
50	12,4	11,2	9,9	8,5	5,1	13,2	14,5	15,7	7,7	7,3	9,7	12,6	11,0	6,3	7,0
100	14,4	12,2	12,2	9,0	7,2	11,6	11,0	10,1	9,5	7,7	16,4	13,1	11,4	7,5	9,0
	N- NO ₃ ⁻ + N- NO ₂ ⁻ (mg kg ⁻¹)														
0	9,7	8,5	6,8	6,6	5,3	18,4	13,1	12,4	12,2	9,6	20,8	23,4	15,9	10,9	8,6
25	15,7	12,1	11,8	7,2	6,5	13,8	12,5	12,8	10,5	11,8	21,9	17,6	10,2	10,4	15,6
50	13,2	14,8	10,7	8,1	6,7	24,5	21,0	12,6	7,2	8,1	18,4	23,3	14,2	7,6	4,4
100	13,3	11,8	7,5	10,5	8,1	16,8	15,2	10,0	5,7	3,9	18,2	10,3	11,4	7,1	5,1

Anexo 13. Teores de N- NH₄⁺ e N- NO₃⁻ + N- NO₂⁻ da segunda coleta, 60 dias após a aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP.

LETRIP	Ferkal (Mg ha ⁻¹)														
	0					3					6				
	profundidade (cm)					Profundidade (cm)					profundidade (cm)				
	0-10	10-20	20-30	30-60	60-90	0-10	10-20	20-30	30-60	60-90	0-10	10-20	20-30	30-60	60-90
Mg ha ⁻¹	N- NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)														
0	10,3	6,2	5,5	2,8	1,8	18,7	20,4	16,1	12,6	10,1	15,6	12,6	11,4	11,7	7,9
25	24,2	21,2	15,5	11,9	8,2	19,5	18,0	14,0	11,0	9,6	15,6	12,5	11,9	11,8	5,4
50	22,8	19,7	16,8	10,3	6,8	14,6	13,7	13,0	6,8	5,6	19,0	16,9	16,0	12,4	7,0
100	31,8	31,6	14,7	10,7	10,5	17,6	17,7	12,8	8,4	8,2	22,8	19,4	16,0	14,8	9,9
	N- NO ₃ ⁻ + N- NO ₂ ⁻ (mg kg ⁻¹)														
0	11,1	13,1	4,7	3,2	2,8	18,2	15,8	10,1	5,9	5,6	16,6	16,4	11,7	9,4	4,7
25	21,4	14,2	8,3	5,7	4,2	17,0	7,9	7,5	6,2	4,1	25,1	17,8	13,9	9,2	6,6
50	22,1	15,0	6,9	6,1	4,8	17,5	14,3	7,9	4,5	3,2	24,1	13,5	9,3	7,4	6,7
100	21,9	9,5	8,8	6,5	6,6	27,1	17,8	12,4	7,0	7,5	30,8	18,8	13,7	11,1	8,7

Anexo 14. Teores de N- NH₄⁺ e N- NO₃⁻ + N- NO₂⁻ da terceira coleta, 120 dias após a aplicação dos resíduos Ferkal e LETRIP.

LETRIP	Ferkal (Mg ha ⁻¹)														
	0					3					6				
	profundidade (cm)					profundidade (cm)					profundidade (cm)				
	0-10	10-20	20-30	30-60	60-90	0-10	10-20	20-30	30-60	60-90	0-10	10-20	20-30	30-60	60-90
Mg ha ⁻¹	N- NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)														
0	9,5	8,9	7,9	6,7	6,5	9,9	8,2	7,2	5,6	4,2	12,4	8,6	7,4	6,8	4,3
25	15,7	16,2	11,9	9,8	8,1	11,8	13,3	12,3	8,2	6,1	12,8	10,2	7,5	3,9	2,9
50	10,3	9,9	9,3	5,8	3,2	13,8	12,8	11,4	6,3	4,3	13,8	10,9	9,6	5,4	2,1
100	9,7	8,0	6,5	4,8	3,3	22,1	14,3	9,8	4,0	2,8	16,0	12,3	10,9	5,8	2,9
	N- NO ₃ ⁻ + N- NO ₂ ⁻ (mg kg ⁻¹)														
0	6,5	6,1	2,5	2,3	1,1	15,2	11,6	6,0	2,9	1,4	18,9	11,6	5,9	3,6	3,0
25	11,2	5,1	3,2	2,3	1,3	10,0	6,3	5,5	3,1	1,7	13,1	9,8	6,7	3,6	2,6
50	21,4	9,1	3,9	3,2	1,4	19,4	10,8	6,2	5,3	3,1	13,1	6,8	6,0	4,2	3,4
100	20,7	10,3	5,1	3,0	2,3	23,8	13,1	8,7	7,7	3,3	27,4	17,5	10,3	5,0	3,0

Anexo 15. Sequência de realização do experimento (Fotos).



Figura 1. Sequência de aplicação do resíduo Ferkal, a) e b) aplicação utilizando uma peneira para homogeneização e c) parcela após aplicação.



Figura 2. Sequência de aplicação do LETRIP: a) medição do volume correspondente em matéria seca; b) Transporte com micro-tractor (tobata); c) distribuição na parcela e d) pré-incorporação com enxadão.





Figura 3. Preparo das parcela para plantio da soja: a) capina manual b) Parcela pronta para o plantio; c) adubação do sulco com termofosfato d) distribuição das sementes na linha de semeadura.



Figura 4. Drenagem da área do experimento, drenos secundários dos blocos 1 e 2.

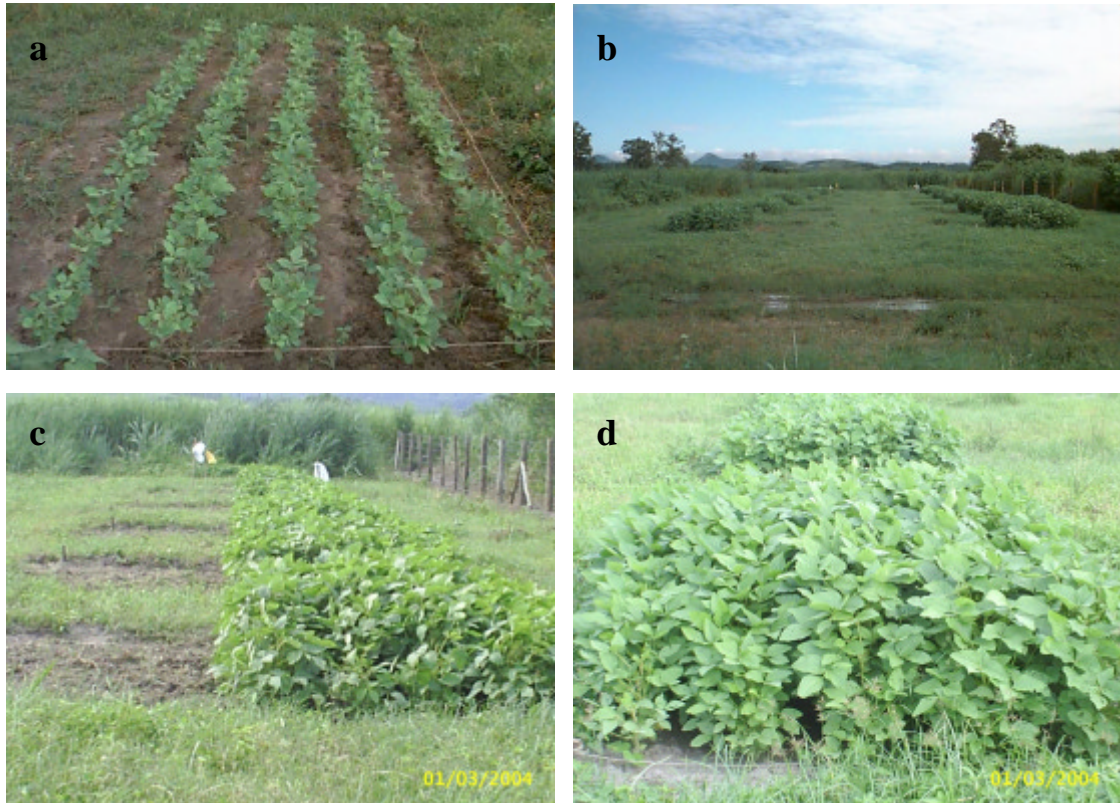


Figura 5. Diferentes fases de desenvolvimento da cultivar Celeste: a) parcela 15 dias após a semeadura; b) vista panorâmica do bloco 3; c) detalhe da parcela, mantida 50% com planta e 50 % solo; d) parcela 40 dias após a semeadura.

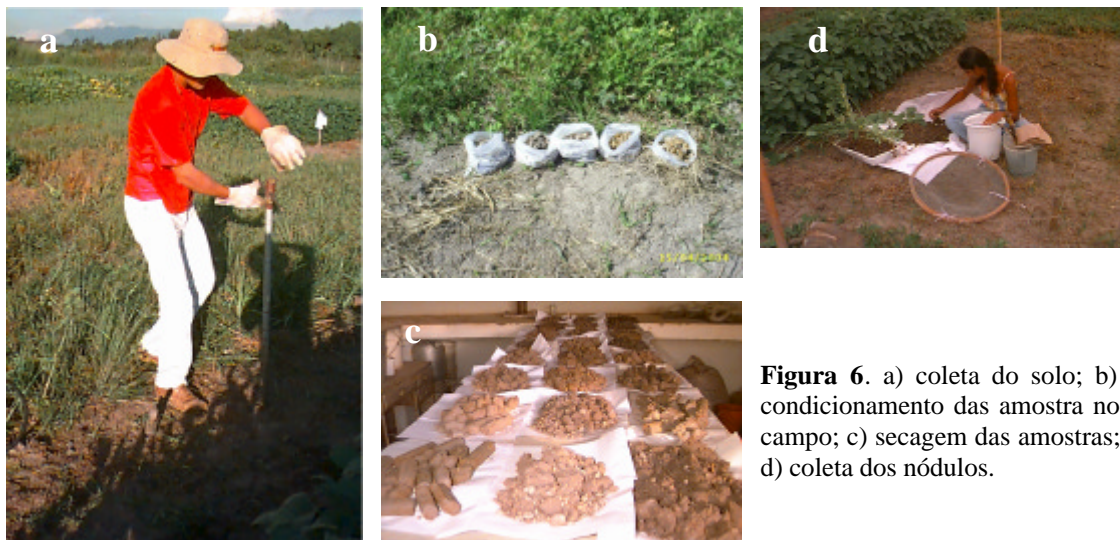


Figura 6. a) coleta do solo; b) condicionamento das amostra no campo; c) secagem das amostras; d) coleta dos nódulos.



Figura 7. Fase reprodutiva da cultivar Celeste: a) soja na fase de enchimento de grãos; b) detalhe das plantas carregadas de vagens; c) início da maturação; d) soja madura pronta para colheita.

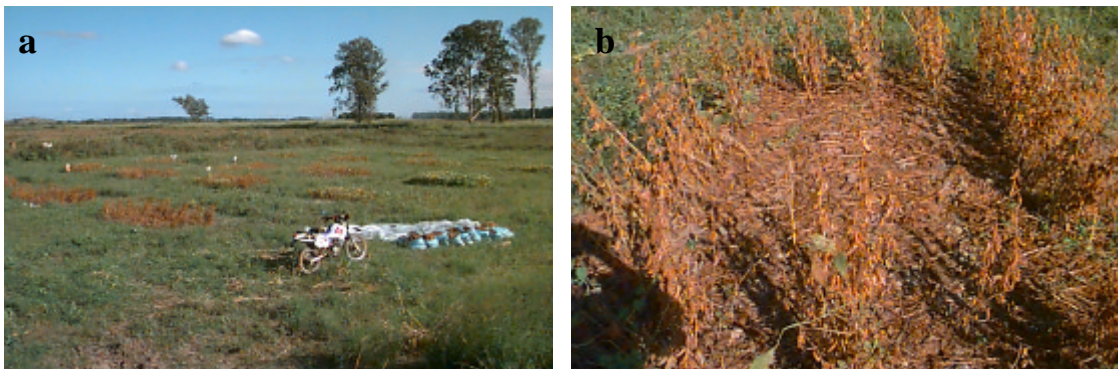


Figura 8. Colheita da soja a) vista panorâmica dos blocos 1 e 2; b) detalhe da área útil colhida em cada parcela, ficando apenas a bordadura.

Anexo 16. Ocorrência de ferrugem asiática (*Phakopsora pachyrhizi*), na cultivar celeste durante a condução do experimento.

Constatada pela primeira vez, no Continente Americano, no Paraguai, em 5 de março de 2001. No Brasil foi relatada pela primeira vez no estado do Paraná, no final da safra 2000/01 (YORINORI et al., 2002). Atualmente, foi identificada em praticamente todas as regiões produtoras de soja. O consórcio antiferrugem da EMBRAPA já identificou o fungo da ferrugem asiática em 401 municípios de 12 estados brasileiros, além do Distrito Federal (EMBRAPA, 2005).

Esta doença segundo a EMBRAPA (2005) representa uma ameaça para a cultura da soja em função dos prejuízos causados e do aumento de custos de produção para seu controle. Ela é favorecida por chuvas bem distribuídas e longos períodos de molhamento. A temperatura favorável a doença varia entre 18° a 28° centígrados. Em condições ótimas, as perdas na produtividade podem variar de 10% a 80%, devido ao desfolhamento precoce, que acarreta o comprometimento da formação e do enchimento das vagens e do peso final dos grãos (YANG et al., 1991).

Os sintomas iniciam-se nas folhas inferiores da planta, são caracterizados por minúsculos pontos (1-2 mm de diâmetro) mais escuros do que o tecido da folha (urédias), com coloração esverdeada a cinza-esverdeada, as lesões são predominantemente castanho-claro (“TAN”) porém, quando em alta incidência, pode causar crestamento foliar, assemelhando-se a *Cercospora*. As lesões não são facilmente visíveis no início da infecção. Observa-se, inicialmente, uma minúscula protuberância, semelhante a uma ferida (bolha) por escaldadura (Fotos 1 e 2), sendo essa o início da formação da estrutura de frutificação do fungo. À medida que ocorre a morte do tecido infectado, as manchas aumentam de tamanho (1-4 mm) e adquirem coloração castanho-avermelhada.

A ferrugem ocorreu na área do experimento no final do ciclo (Fotos 3 e 4), não causando danos econômicos, provavelmente por ser o primeiro ano de ocorrência. A semelhança dos sintomas das doenças de final de ciclo (mancha parda, crestamento foliar de *Cercospora* e crestamento bacteriano causado por *Pseudomonas savastanoi* pv. *glycine*) com o da ferrugem e uso de fungicidas para controle de doenças de final de ciclo pode segundo a EMBRAPA (2005), ter feito com que a ferrugem não fosse identificada em muitas lavouras em regiões onde não houve registro na safra 2001/02. Na área do experimento o diagnóstico foi facilitado, porque durante a condução da cultura não foram utilizados produtos para o controle de doenças. Os sintomas de ferrugem asiática foram observados no final do ciclo da cultivar Celeste, o material foi coletado e enviado ao Centro Nacional de Pesquisa de Soja (EMBRAPA SOJA), sendo confirmado este diagnóstico pelo Dr. José Tadashi Yorinori pesquisador da Embrapa Soja (Londrina, PR) em maio de 2004 (Foto 2).

Ferrugens são classificadas como fungos biotróficos, ou seja, necessitam do hospedeiro vivo para sobreviver e se multiplicar, sendo a sua disseminação feita principalmente através da dispersão dos uredosporos pelo vento. Fica em aberto questionamentos de como ocorreu esta doença, já que a área experimental encontra-se em um Estado que não tem tradição agrícola com a cultura da soja. A infecção ocorreu realmente através do vento, devido a proximidade dos estados vizinhos (São Paulo e Minas Gerais) produtores de soja? Qual a resistência deste fungo para romper distâncias? Existe possibilidade de ter ocorrido a infecção via semente? Questionamentos a serem respondidos que não são objetivo do presente estudo.



Foto 1. Lâmina padrão dos sintomas de *Phakopsora pachyrhizi* cedida gentilmente pelo Dr. José Tadashi Yorinori pesquisador da Embrapa Soja.

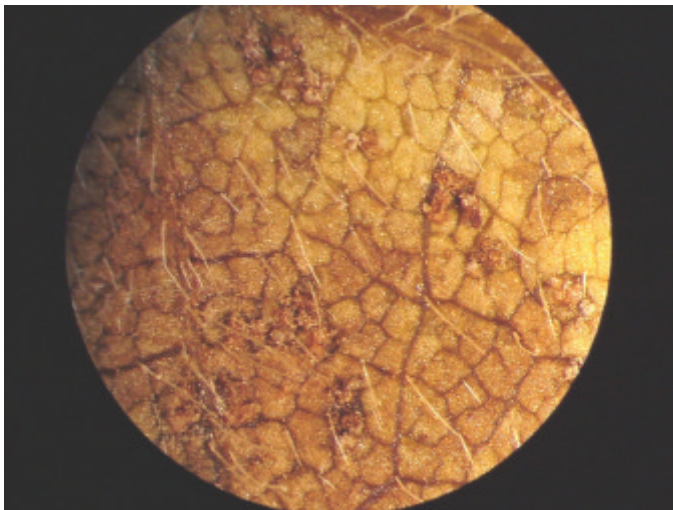


Foto 2. Lâmina feita com folha da cultivar de soja Celeste, enviada ao Centro Nacional de Pesquisa de Soja para confirmação do diagnóstico de ferrugem asiática pelo Dr. José Tadashi Yorinori pesquisador da Embrapa Soja.



Foto 3. Parcela com a cultivar Celeste onde surgiram os primeiros sintomas da ferrugem asiática (*Phakopsora pachyrhizi*).



Foto 4. Detalhes dos sintomas de ferrugem asiática (*Phakopsora pachyrhizi*). na cultivar Celeste.