

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**EFEITOS DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS
NO SOLO E NAS PLANTAS**

MARCELO DE PAULA SEGATTO
Engenheiro Agrônomo (UFV)

Dissertação apresentada como um dos requisitos para à obtenção do Grau de Mestre em
Ciência do Solo.

Porto Alegre (RS), Brasil
Setembro, 2001

AGRADECIMENTOS

A Deus, em primeiro lugar e sempre.

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pela oportunidade de estudo e ao CNPq pela bolsa concedida.

Ao professor Clesio Gianello, pela orientação do trabalho e pelo apoio à sua execução.

Ao professor Marino José Tedesco, pela orientação, sugestões, convivência e estímulo, que foram decisivos para a realização deste trabalho.

Ao Laboratório de Análise de Solo (LAS) da UFRGS, pelo auxílio financeiro.

Às indústrias Sultêxtil, Kaiser, Dália e Satipel, pelo fornecimento dos resíduos.

Aos colegas de turma Elaine, Cláudio e Edir, pela amizade e parceria nos trabalhos.

Aos funcionários do LAS: Vitor, Lisandra, João, Tonho, Tiago, Bebeca, Thais, Márcio, Juliana, Kátia e, em especial, ao Daniel, Licínio e Luciano, pelo auxílio e colaboração nos trabalhos.

Aos estudantes Amauri, Giana e Fernando, pelo auxílio nos trabalhos.

A José Ferreira, pelo apoio nos trabalhos de campo.

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, em especial a Antonio Nolla, pela convivência, amizade e ajuda que muito contribuíram para realização deste trabalho.

A todos os professores do Departamento de Solos/UFRGS, pelos ensinamentos.

Ao Seu Mário e Dona Jane que me acolheram de forma paternal.

Em especial à Janaína pelo carinho e amor sempre presentes e pela colaboração direta e apoio fundamentais no transcorrer do trabalho.

A **Edgard**, meu pai, **Dilma**, minha mãe e **Andréa**, minha irmã, exemplos de persistência no trabalho, amor e compreensão dedico este trabalho.

EFEITOS DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS NO SOLO E NAS PLANTAS¹

Autor: Marcelo de Paula Segatto
Orientador: Clésio Gianello

RESUMO

O descarte no solo é uma alternativa viável para reduzir o potencial poluidor de muitos resíduos. Foram avaliados neste trabalho os efeitos da aplicação no solo dos resíduos das estações de tratamento das seguintes indústrias: Cervejaria Kaiser (CERV), Laticínios Dália (LAT), Satipel, chapas de madeira aglomerada (AGL) e tecelagem Sultêxtil (TEXT). Foram conduzidos quatro experimentos utilizando-se dois solos (PVd e LVd), sendo o primeiro feito em vasos aplicando três doses dos resíduos (100, 200 e 300 kg ha⁻¹ de N) mais um tratamento com adubação mineral completa e uma testemunha no primeiro plantio com milho e em seqüência avaliou-se o efeito residual e da reaplicação dos resíduos (33, 66 e 99 kg ha⁻¹ de N) na aveia. No segundo experimento foi feita a incubação dos solos com os resíduos para determinar o valor neutralizante dos mesmos sobre a acidez do solo. No terceiro experimento foi avaliada a saída de nutrientes do sistema pela absorção das plantas de aveia e pela água de lixiviação. No quarto experimento foi avaliada a atividade microbiana em amostras de solo com adição dos resíduos. Tanto a aplicação como a reaplicação dos resíduos não supriram nitrogênio em quantidades suficientes para o máximo desenvolvimento das plantas. Os tratamentos com adição dos resíduos CERV e TEXT apresentaram resposta em relação à quantidade de material adicionada e os com o resíduo LAT apresentaram limitações na maior dose, devido ao acúmulo de sódio no solo e na parte aérea das plantas; o resíduo AGL não foi eficiente como fertilizante do solo. Nos solos foi observado aumento dos teores de fósforo com adição dos resíduos LAT e CERV, de cobre com adição dos resíduos TEXT e CERV e de zinco com adição do resíduo CERV. Os resíduos AGL, CERV e LAT podem ser utilizados como corretivos do solo. Os teores de SO₄⁼ e de Na aumentaram na água de lixiviação com adição dos resíduos. A absorção pelas plantas foi a principal forma de saída de P e K do sistema, enquanto Na, Ca e S tiveram a maior porcentagem de saída pela água de lixiviação; o N e o Mg variaram de acordo com o solo. A adição dos resíduos aumentou a atividade microbiana dos solos na seguinte ordem: TEXT > LAT > CERV > AGL.

^{1/} Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, (151p.) Setembro, 2001.

EFFECTS OF LAND-DISPOSED INDUSTRIAL RESIDUES ON SOILS AND PLANTS¹

Author: Marcelo de Paula Segatto
Adviser: Clésio Gianello

SUMMARY

Land disposal may be a good way to decrease the pollution potential of industrial residues. Four residues (brewery – CERV; dairy products – LAT; plywood – AGL and textile – TEXT) effects on soils (Hapludult and Paleudult) and plants (corn and oat) were studied. The residues were added to the soils at rates equivalent to 100, 200, 300 kg N ha⁻¹, compared to a treatment with mineral fertilization and liming and with a blank in a pot trial. Corn was grown, followed by oat. Plant growth and mineral elements in the leachate were determined. Residue soil acidity neutralization potential and decomposition rate were also determined in incubation studies. The residues didn't supply enough nitrogen for adequate plant growth even at the highest application rate. The CERV and TEXT residues showed increased plant's growth response with increasing application rate, while the LAT residue showed deleterious effect at the highest rate application due to sodium excess. Soil phosphorus increased with LAT and CERV residues, copper increased with TEXT and CERV residues and zinc with CERV residue application. AGL, CERV and LAT residues showed alkaline effects on soils. Sodium and sulphate leaching increased with residues application. Soil microbiological activity increased in the order: TEXT > LAT > CERV > AGL as measured by C-CO₂ evolution and nitrogen mineralization.

^{1/} Master of Science Dissertation in Soil Science, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brazil. (151p.) September, 2001.

SUMÁRIO

	Página
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 DESCARTE DE RESÍDUOS NO SOLO	3
2.1.1 Critérios para a aplicação	4
2.2 DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS ADICIONADOS AO SOLO.....	7
2.2.1 Atividade microbiana.....	10
2.3 EFEITO DA APLICAÇÃO EM PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO	12
2.3.1 pH e alumínio.....	12
2.3.2 Teor de matéria orgânica.....	15
2.3.3 Disponibilidade de nutrientes.....	16
2.3.3.1 Macronutrientes	16
2.3.3.2 Micronutrientes	19
2.3.4 Efeito residual	20
2.4 EFEITO DA ADIÇÃO DE RESÍDUOS NA LIXIVIAÇÃO DE ÍONS INORGÂNICOS NO SOLO.....	22
3. MATERIAL E MÉTODOS	24
3.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL	24
3.2 CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS UTILIZADOS.....	24
3.3 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS UTILIZADOS	25
3.4 EXPERIMENTO 1 – RESPOSTA DAS PLANTAS À ADIÇÃO DOS RESÍDUOS.....	25
3.4.1 Instalação	25
3.4.2 Primeira cultura.....	28
3.4.2.1 Tratamentos.....	29
3.4.2.2 Implantação da cultura e tratos culturais.....	31

3.4.3 Segunda cultura.....	31
3.4.3.1 Tratamentos.....	31
3.4.3.2 Implantação da cultura e tratos culturais.....	32
3.5 EXPERIMENTO 2 – EFEITO CORRETIVO DOS RESÍDUOS SOBRE A ACIDEZ DO SOLO ..	33
3.6 EXPERIMENTO 3 - CRESCIMENTO DE PLANTAS E LIXIVIAÇÃO DE MINERAIS.....	34
3.6.1 Instalação	34
3.6.2 Tratamentos.....	35
3.7 EXPERIMENTO 4 – DECOMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS NO SOLO.....	37
3.8 DETERMINAÇÕES LABORATORIAIS	39
3.8.1 Análises de solo	39
3.8.2 Análises de tecido e de resíduos orgânicos.....	39
3.8.3 Análise da água de lixiviação.....	40
3.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	40
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4.1 EXPERIMENTO 1 - RESPOSTA DAS PLANTAS À ADIÇÃO DOS RESÍDUOS.....	41
4.1.1 Primeiro cultivo.....	41
4.1.1.1 Rendimento de matéria seca.....	41
4.1.1.2 Alterações nas propriedades químicas dos solos	43
4.1.1.2.1 pH e matéria orgânica do solo.....	44
4.1.1.2.2 Disponibilidade de nutrientes.....	46
4.1.2. Segundo cultivo.....	52
4.1.2.1 Rendimento de matéria seca.....	53
4.1.2.2 Alterações nas propriedades químicas dos solos	58
4.1.2.2.1 pH e matéria orgânica do solo.....	58
4.1.2.2.2 Disponibilidade de nutrientes.....	60
4.1.2. 3 Absorção de nutrientes pelas plantas de aveia	67
4.2 EXPERIMENTO 2 - EFEITO CORRETIVO DOS RESÍDUOS	77
4.3 EXPERIMENTO 3 – CRESCIMENTO DE PLANTAS E LIXIVIAÇÃO DE MINERAIS.....	85
4.3.1 Rendimento de matéria seca das plantas.....	85
4.3.2 Análise dos solos no final do experimento	86
4.3.2.1 Valores de pH do solo	86
4.3.2.2 Matéria orgânica do solo	87
4.3.2.3 Fósforo, potássio, cálcio e magnésio do solo.....	89
4.3.2.4 Cobre, manganês, sódio, enxofre, boro e zinco do solo.....	91

4.3.3 Absorção de nutrientes pelas plantas e lixiviação no solo	94
4.3.3.1 Nitrogênio	94
4.3.3.1.1 Nitrogênio absorvido pelas plantas	94
4.3.3.1.1 Nitrogênio lixiviado	96
4.3.3.1 Fósforo	98
4.3.3.1.1 Fósforo absorvido pelas plantas	98
4.3.3.1.1 Fósforo lixiviado	98
4.3.3.1 Potássio	100
4.3.3.1.1 Potássio absorvido pelas plantas	100
4.3.3.1.1 Potássio lixiviado	100
4.3.3.1 Cálcio e magnésio	102
4.3.3.1.1 Cálcio e magnésio absorvidos pelas plantas	102
4.3.3.1.1 Cálcio e magnésio lixiviados	104
4.3.3.1 Sódio	105
4.3.3.1.1 Sódio absorvido pelas plantas	105
4.3.3.1.1 Sódio lixiviado	106
4.3.3.1 Enxofre	107
4.3.3.1.1 Enxofre absorvido pelas plantas	107
4.3.3.1.1 Enxofre lixiviado	108
4.3.3.1 Condutividade elétrica e pH da água de lixiviação	109
4.4 EXPERIMENTO 4 - DECOMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS NO SOLO	111
4.4.1 Nitrogênio mineral e pH	117
5 CONCLUSÕES	120
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	122
7 APÊNDICES	134
8 VITA	151

RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
1 Caracterização das camadas superficial (0 – 20cm) e inferior (20 – 40cm) dos solos utilizados no experimento.....	26
2 Características físico-químicas dos resíduos utilizados nos experimentos.....	27
3 Doses de resíduos aplicadas em cada tratamento (em matéria seca).....	30
4 Quantidades de resíduos aplicadas em cada tratamento (em matéria seca) e equivalência em $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$	36
5 Valores de pH e teores de elementos no solo em função da dose de resíduo aplicada (médias dos dois solos e quatro repetições).....	47
6 Valores de pH e teores de matéria orgânica, fósforo e potássio disponíveis e cálcio e magnésio trocáveis do solo nos tratamentos com efeito residual ou com a reaplicação de diferentes doses de resíduos, em comparação com um tratamento com adubação mineral completa e com a testemunha (médias dos dois solos e duas repetições).....	61
7 Teores de enxofre, boro, zinco e cobre extraíveis e manganês trocável no solo nos tratamentos com efeito residual ou com a reaplicação de diferentes doses de resíduos em comparação com um tratamento com adubação mineral completa e com a testemunha (média dos dois solos e duas repetições).....	66
8 Quantidades de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio (mg vaso^{-1}) absorvidas nos tratamentos de efeito residual e com reaplicação das doses de resíduos orgânicos em comparação com um tratamento com adubação mineral e com a testemunha (médias de dois solos e duas repetições).....	71
9 Quantidades de enxofre, manganês e sódio (mg vaso^{-1}) e de cobre e zinco ($\mu\text{g vaso}^{-1}$) absorvidas nos tratamentos de efeito residual e com reaplicação das doses de resíduos orgânicos em comparação com um tratamento com adubação mineral e com a testemunha (médias de dois solos e duas repetições).....	76

10	Valores de pH determinados na incubação dos resíduos (médias de três repetições).....	79
11	Valor de neutralização (g kg^{-1}) dos resíduos determinado por diferentes métodos.....	82
12	Valores de pH em água, e teores de alumínio, cálcio e magnésio trocáveis ($\text{cmol}_c \text{L}^{-1}$) dos solos após dez meses do início da incubação (médias de três repetições).....	84
13	Valores de pH em água e teores de matéria orgânica (g L^{-1}), fósforo e potássio disponíveis (mg L^{-1}) dos solos, ao final do cultivo (médias de três repetições).....	88
14	Teores de cálcio e magnésio trocáveis ($\text{cmol}_c \text{L}^{-1}$) do solo, ao final do cultivo (médias de três repetições).....	90
15	Teores de cobre, zinco, enxofre e boro extraíveis (mg L^{-1}) do solo, ao final do cultivo (médias de três repetições).....	92
16	Teores de manganês e sódio trocáveis (mg L^{-1}) e boro extraível (mg L^{-1}) do solo, ao final do cultivo (médias de três repetições).....	93
17	Quantidade de nitrogênio absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade de nitrogênio lixiviado (mg vaso^{-1}) nas formas de amônio e nitrito + nitrato em quatro coletas (médias de três repetições).....	95
18	Quantidade de fósforo absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade lixiviada ($\mu\text{g vaso}^{-1}$) como fosfato em quatro coletas (médias de três repetições).....	99
19	Quantidade de potássio absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade lixiviada (mg vaso^{-1}) em quatro coletas (médias de três repetições).....	101
20	Quantidade de cálcio absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade lixiviada (mg vaso^{-1}) em quatro coletas (médias de três repetições).....	103
21	Quantidade de magnésio absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade de lixiviada (mg vaso^{-1}) em quatro coletas (médias de três repetições).....	104
22	Quantidade de sódio absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade lixiviada (mg vaso^{-1}) em quatro coletas (médias de três repetições).....	106

23	Quantidade de enxofre absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade lixiviada (mg vaso^{-1}) como sulfato em quatro coletas (médias de três repetições).....	108
24	Valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) da água lixiviada nas quatro coletas (médias de três repetições).....	110
25	Valores de pH da água lixiviada nas quatro coletas (médias de três repetições).....	110
26	Quantidade cumulativa de carbono ($\text{mg de C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ de solo) volatilizado durante a incubação no solo LVd (médias de duas repetições).....	115
27	Quantidade cumulativa de carbono ($\text{mg de C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ de solo) volatilizado durante a incubação no solo PVd (médias de duas repetições e duas dose do resíduo).....	115
28	Teores de NH_4^+ e de NO_3^- e NO_2^- e pH em água do solo LVd após 88 dias de incubação (médias de duas repetições).....	118
29	Teores de NH_4^+ e de NO_3^- e NO_2^- e pH em água do solo PVd após 88 dias de incubação (médias de duas repetições).....	118

RELAÇÃO DE FIGURAS

Página

- 1 Produção de matéria seca da parte aérea do milho com a aplicação de doses crescentes dos resíduos, em comparação com a adubação mineral e a testemunha, nos solos LVd e PVd (médias de quatro repetições). Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$)..... 42
- 2 Valores de pH e teores de matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio e magnésio dos solos PVd e LVd, em função da aplicação de resíduos, em comparação à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) 45
- 3 Teores de micronutrientes, enxofre e sódio dos solos PVd e LVd, em função da aplicação de resíduos, em comparação à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$)..... 51
- 4 Efeito residual da aplicação de resíduos sobre a produção de matéria seca da parte aérea das plantas de aveia em comparação à adubação mineral e à testemunha, nos solos LVd e PVd (médias de duas repetições). Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$)..... 54
- 5 Efeito da reaplicação dos resíduos sobre a produção de matéria seca da parte aérea das plantas de aveia em comparação à adubação mineral e à testemunha, nos solos LVd e PVd (média de duas repetições). Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$)..... 57
- 6 Valores de pH e teores de matéria orgânica e fósforo dos solos PVd e LVd, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$)..... 59

7	Teores de potássio, cálcio e magnésio dos solos PVd e LVd, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	63
8	Teores de enxofre, zinco e cobre extraíveis dos solos PVd e LVd, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	65
9	Teores de manganês trocável e boro extraível dos solos PVd e LVd, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey.....	68
10	Quantidades de nitrogênio, fósforo e potássio absorvidas pelas plantas, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	70
11	Quantidades de cálcio, magnésio e enxofre absorvidas pelas plantas, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	75
12	Quantidades de cobre, manganês, zinco e sódio absorvidas pelas plantas, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	78
13	Curvas de resposta às aplicações de calcário ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3 - 3:1$) e pH de equilíbrio da adição dos resíduos, nos solos PVd e LVd (valores de pH obtidos pela média dos valores determinados da 5 ^a à 7 ^a semanas de incubação).....	81
14	Rendimento de matéria seca (g vaso^{-1}) da parte aérea das plantas de aveia, nos dois solos (médias de três repetições).....	86
15	Quantidade cumulativa de carbono (C-CO_2) volatilizado em solo PVd com adição de quatro resíduos orgânicos.....	113
16	Quantidade cumulativa de carbono (C-CO_2) volatilizado em solo LVd com a adição de quatro resíduos orgânicos.....	114

1 INTRODUÇÃO

O equilíbrio de um ecossistema se estrutura numa relação de igualdade entre os fluxos de entrada e saída de energia do sistema, de tal forma que haja uma ciclagem contínua dos elementos na natureza, proporcionando um ambiente favorável à manutenção deste estado.

No entanto, com o advento da tecnologia, aliado ao aumento desordenado da população, criou-se uma situação de insustentabilidade no sistema, provocada pelo desbalanço entre a quantidade de energia produzida e a quantidade de energia consumida. Os resíduos gerados pela atividade industrial, isto é, o subproduto que se forma no processo e não é reaproveitado é um exemplo deste desequilíbrio.

Esta situação é um reflexo das mudanças impostas pela atividade humana; inicialmente a estrutura social era agrária, de subsistência, na qual o sistema se auto-regulava reciclando os dejetos humanos e as sobras de alimentos, diferente da atual, cuja estrutura é urbana, essencialmente industrial.

Em consequência disso, é necessária a busca de um novo arranjo para o sistema que proporcione um desenvolvimento sustentado. De acordo com Grisi (1996), estão embutidas na conceituação deste desenvolvimento as sustentabilidades ambiental, econômica e social, cuja integração “é a melhoria na qualidade de vida humana dentro da capacidade de suporte dos ecossistemas” (Goodland citado por Grisi, 1996, p.24).

Dentro deste enfoque de desenvolvimento sustentado, entre as alternativas hoje existentes para a disposição final de resíduos orgânicos de indústrias - águas superficiais, atmosfera e solo - esta última é a única que possibilita a reciclagem do resíduo, isto é, seu reaproveitamento energético, diminuindo os impactos sobre o ambiente. Assim, além de atender à necessidade de dispor o resíduo no ambiente, sua adição poderá promover benefícios nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. O manejo adequado deste material é fundamental para que a prática tenha sucesso.

Atualmente, existem muitos trabalhos sobre a adição de resíduos de origem animal e urbana (lodo de esgoto e composto de lixo) no solo, porém pouco se sabe sobre a adição de resíduos provenientes unicamente da atividade industrial.

Portanto, este trabalho foi conduzido com a finalidade de estudar o efeito da aplicação no solo de quatro resíduos de indústrias (têxtil, chapas de madeira de aglomerado, laticínios e de cervejaria) com os seguintes objetivos:

- a) avaliar a acumulação de nutrientes no solo e sua translocação para as plantas, observando os efeitos da aplicação imediata, residual e da reaplicação;
- b) obter uma estimativa da velocidade de decomposição dos resíduos no solo;
- c) determinar o efeito corretivo dos resíduos sobre a acidez do solo;
- d) avaliar o potencial de lixiviação de íons inorgânicos dos resíduos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

A literatura referente à adição de materiais orgânicos ao solo apresenta muitos trabalhos sobre a aplicação de lodos provenientes do tratamento de esgoto urbano e resíduos de origem animal; contudo, carece de informações a respeito de lodos provenientes do tratamento de efluentes de indústrias em particular. Em vista deste fato, a presente revisão abordará os efeitos de materiais orgânicos no solo em geral.

2.1 Descarte de resíduos no solo

A adição de resíduos orgânicos ao solo tem como propósito uma forma de descarte de material que reduza os riscos de contaminação do ambiente. De acordo com Mattiazzo (1996), o seu manejo pode ter como objetivo o uso do solo unicamente como meio para a degradação da carga orgânica do resíduo, ou então, sua utilização visando à reciclagem de nutrientes contidos nos resíduos, associada ao uso de sua carga orgânica para manutenção ou mesmo elevação do teor de matéria orgânica de solos.

Portanto, essa prática considera o resíduo como um insumo potencial, que, se bem manejado, beneficia as propriedades dos solos, como por exemplo, o suprimento de nitrogênio para as plantas (Ryan et al., 1973; Parker & Sommers, 1983; Da Ros et al., 1993; Barbarick & Ippolito, 2000).

Entretanto, devem ser estabelecidos critérios para a aplicação de resíduos em áreas agrícolas, a fim de que a atividade tenha sucesso e os riscos para o ambiente sejam controlados.

2.1.1 Critérios para a aplicação

A composição química dos materiais orgânicos é variável de acordo a natureza do resíduo e com o tipo de tratamento do qual o efluente é resultante e, em particular nos casos de resíduos industriais, o tipo de atividade que o gerou. Assim, a taxa a ser aplicada é condicionada à composição do resíduo, devendo ser feita uma predição do seu comportamento no solo, baseada em sua caracterização química.

Atualmente, as recomendações de aplicação utilizadas pelos órgãos de controle ambiental (U.S.EPA, 1996; SANEPAR, 1997; CETESB, 1999) para lodo de esgoto urbano levam em consideração três características do material:

- 1) taxa de mineralização do nitrogênio (TMN) que varia de acordo com o tratamento no qual o lodo é produzido;
- 2) teor de metais do material, com valores máximos permitidos em aplicação e quantidade acumulada;
- 3) poder neutralizante do resíduo.

Dentre os elementos constituintes do resíduo, o nitrogênio é o macronutriente exigido em maiores quantidades para o desenvolvimento das plantas e o de mais difícil manejo, devido às suas reações no solo (Viets Jr, 1965). No solo, 95% do N se encontra na forma orgânica (Tisdale et al., 1993), prevalecendo também a forma orgânica (50 - 90%) nos resíduos (Sommers, 1977). Para que se torne disponível às plantas, é necessário que o N orgânico seja microbiologicamente mineralizado; assim é necessário

estimar a fração deste elemento que será mineralizada ou a taxa de decomposição dos compostos nitrogenados do resíduo (Straus, 2000).

Muitos trabalhos foram conduzidos com o objetivo de avaliar a taxa de mineralização do nitrogênio dos resíduos, porém, devido à especificidade de cada material, tipo de tratamento, doses adicionadas e local de disposição, os valores obtidos apresentam uma ampla variação, como por exemplo, em lodos de esgoto com tratamento anaeróbio: 4 a 48%, em 16 semanas (Ryan et al., 1973); 40 a 42%, em 15 semanas (Epstein et al., 1978); 25 a 32% no primeiro ano (Barbarick & Ippolito, 2000); 63% em 32 semanas (Lindemann & Cardenas, 1984). Em função do tipo de tratamento, Magdoff & Chromech (1977) obtiveram 14 a 25% para lodo anaeróbio e 36 a 61% para aeróbio, em 13 semanas; Parker & Sommers (1983) verificaram 8% para lodo compostado, 25% para lodo primário, 40% para lodo ativado e 15% para lodo anaeróbio.

Guenzi et al. (1978) e Lindemann & Cardenas (1984) observaram uma interação negativa entre a taxa de mineralização e a dose de resíduo aplicada ao solo; isto é, quando grande quantidade de material orgânico é adicionada ao solo, ocorre a condição de anaerobiose, pois grandes quantidades de carbono e energia ativam a microbiota do solo, que passa a ter alta demanda de oxigênio para o processo oxidativo. O suprimento de oxigênio por difusão é insuficiente para a demanda da microbiota, ocorrendo a formação de sítios de anaerobiose e, em consequência, reações de redução como a desnitrificação.

Estudando a composição química do lodo de esgoto de oito cidades com diferentes tipos de tratamento, Sommers et al. (1976) determinaram teores de N total variáveis entre 15 e 136 g kg⁻¹; em outro levantamento com 191 amostras de lodo, Sommers (1977) obteve teores médios de N total variáveis de 19 a 50 g kg⁻¹ conforme o

tratamento utilizado, constatando que 90% da fração inorgânica do N correspondia a NH_4^+ . Melo & Marques (2000), estudando resultados de análises de materiais orgânicos de vários trabalhos de pesquisa, citam teores de N variando de $0,31 \text{ g L}^{-1}$ para vinhaça até $79,1 \text{ g kg}^{-1}$ para lodo de esgoto.

Stehouwer et al. (2000) caracterizaram o lodo de esgoto de 12 estações de tratamento de efluentes durante quatro anos e concluíram que a maior parte da variação na composição química de lodos é devida aos diferentes processos de tratamento utilizados e que ocorre pequena variação no mesmo lodo em diferentes épocas de amostragem para todos os elementos determinados, à exceção de NH_4^+ . Estes autores, baseados na taxa de mineralização do nitrogênio orgânico e na quantidade de NH_4^+ presente nos lodos, determinaram a disponibilidade de N para as plantas, encontrando valores de 0,39 a 1,06 vezes a quantidade prevista, observando que o maior erro na estimativa foi devido às variações no teor de NH_4^+ de cada tratamento. Outros fatores também podem contribuir para a variação na estimativa da mineralização do N, como: variabilidade no conteúdo de sólidos, volatilização da NH_4^+ e manejo inadequado do lodo durante a aplicação no solo.

O segundo critério utilizado para a aplicação de lodo no solo é a possível acumulação de metais pesados, como Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Co, Mo, Hg, Sn e Zn nos materiais. Estes metais podem ter ação poluente quando aplicados no solo em grandes quantidades, aumentando suas concentrações até atingir níveis tóxicos, o que compromete a atividade microbiana, o desenvolvimento de plantas, o homem e os animais através da cadeia trófica, além da contaminação de aquíferos (Alloway, 1995).

Os critérios utilizados pelas legislações de diversos países (U.S.EPA, 1996; Rodrigues et al., 1993) para o descarte de resíduos com potencial de contaminação do solo estabelecem quantidades máximas toleradas dos metais a serem aplicadas. Chang et

al. (1992), entretanto, argumentam que a metodologia utilizada nesta normatização foi definida com base em critérios de fitotoxicidade, o que a torna imprecisa em função das grandes variações de sensibilidade das plantas aos metais e de propriedades do solo.

A atividade de metais na solução do solo depende do conjunto de equilíbrios dos mesmos com a fração sólida (argila, matéria orgânica e hidróxidos de Fe, Al e Mn) e com quelantes solúveis (Berton, 2000). Como estas propriedades são muito variáveis, cada solo terá uma capacidade limite de receber resíduos, que é muito difícil de ser generalizada.

McBride (1995) também questiona os níveis adotados, afirmando que os metais adsorvidos na fração sólida do solo podem vir a ser liberados a longo prazo.

Desta forma, há necessidade de monitoramento continuado de áreas que receberam grandes quantidades de lodos contendo teores elevados de metais pesados para evitar a contaminação do local, o que impossibilitaria seu uso agrícola.

Um terceiro fator a ser considerado na utilização de resíduos no solo é a sua alcalinidade, para evitar a elevação do pH a valores maiores do que 6,5 (Rodrigues et al., 1993; Melo et al., 1999). O rendimento das plantas é prejudicado em níveis de pH elevados pela perda de eficiência da adubação fosfatada e pela deficiência de micronutrientes.

2.2 Decomposição de resíduos adicionados ao solo

Os microorganismos exercem papel fundamental no processo de transformação da matéria orgânica, representando um importante componente ecológico, pois são os responsáveis pela decomposição e mineralização de resíduos orgânicos no solo, utilizando compostos orgânicos como fonte de nutrientes e energia para a formação e

desenvolvimento de suas células, bem como, para síntese de substâncias orgânicas (Gama-Rodrigues & De-Polli, 2000). Deste modo, resíduos orgânicos incorporados ao solo servem de substrato à atividade microbiana e, portanto, sofrem grandes transformações em sua estrutura química.

A velocidade com que os resíduos são decompostos depende de sua composição química, relação C/N e quantidade aplicada, além das características físico-químicas e biológicas do solo e dos fatores climáticos (Parr, 1975).

Os resíduos orgânicos são constituídos por compostos com diferentes graus de biodegradabilidade. Os compostos mais facilmente degradáveis são os açúcares, o amido e as proteínas; em um estágio intermediário, situam-se a celulose e a hemicelulose, sendo as substâncias fenólicas e gorduras as mais resistentes à decomposição (Brady, 1989).

Incubando solo com diferentes materiais orgânicos, Caldeira (1997) determinou maior decomposição da vinhaça do que do resíduo de café solúvel, atribuindo este fato a compostos orgânicos da vinhaça, como glicerina e ácidos orgânicos, diferentemente do resíduo de café, cuja fração orgânica é constituída por compostos fenólicos. Barreto (1995) também obteve diferentes graus de decomposição de materiais no solo, sendo maior para a torta de filtro, material de natureza menos complexa, intermediário para o lodo de esgoto e o composto de lixo e menor para o lodo petroquímico. A baixa decomposição deste último é devida à presença de polímeros orgânicos.

A relação C : N é um importante parâmetro para a predição da decomposição do resíduo, indicando as possíveis transformações e disponibilidade do nitrogênio. De acordo com Victoria et al. (1992), o processo de mineralização do N inicia quando a relação C : N é de aproximadamente 20 : 1. Em concordância com esta relação, Zibilske (1987), utilizando lodo de indústria de celulose, demonstrou que a alta relação C : N do

resíduo foi a responsável pela baixa liberação de CO₂ pela respiração microbiana. Outro fator que contribuiu para diminuir a atividade microbiana foi o aumento na dose aplicada, obtendo perda de CO₂ de 64,8% na dose de 17g kg⁻¹ e 16,7% na dose de 267 g kg⁻¹, atribuindo este efeito à falta de nitrogênio para a decomposição. No entanto, Williamson et al. (2000), avaliando a decomposição de lodo da indústria de lã com relação C : N de 8,3, determinaram uma taxa de mineralização igual a 9%; no mesmo trabalho, utilizando lodo de indústria de couro com relação C : N de 4,6 e caseína, obtiveram valores de 53 e 70% de decomposição, respectivamente. Os autores atribuíram a baixa taxa de mineralização do lodo de indústria de lã à camada de gordura presente na estrutura química do resíduo, que criou um impedimento físico ao ataque microbiano do nitrogênio do lodo. Além disso, a principal estrutura protéica deste material é a queratina, resistente ao ataque de enzimas proteolíticas e hidrolíticas. Barreto (1995) também observou valores bem discordantes para a relação C : N, obtendo maior atividade microbiana para a torta de filtro do que para o lodo petroquímico, que apresentavam relações C : N de 25,2 e 4,7, respectivamente.

Além disso, resíduos de baixa relação C : N e de fácil degradabilidade podem estimular a decomposição do carbono nativo do solo, o que é denominado de “efeito priming”. Este efeito foi constatado por Hernandez et al. (1988), que determinaram teor de carbono orgânico maior em solo sem adição de resíduo do que naqueles onde houve adição, seis meses após a aplicação.

Os resultados obtidos demonstram que a relação C : N não é adequada para estimar a taxa de decomposição de resíduos de natureza heterogênea, conforme avaliado por Garcia et al. (1993). Assim, tendo em vista a especificidade de cada material e a sua interação com o solo, é importante que se faça uma avaliação para cada resíduo, possibilitando estimar sua decomposição no solo.

2.2.1 Atividade microbiana

A determinação da atividade microbiana por meio da quantificação do CO₂ liberado pela respiração dos microorganismos é um parâmetro útil para avaliar a decomposição de resíduos orgânicos adicionados ao solo e, conseqüentemente, facilitar seu manejo (Stotzky, 1965).

A avaliação da liberação de CO₂ pode ser feita a campo, com a vantagem de se obter resultados em escala real. Naganawa et al. (1989), contudo, demonstraram que a determinação a campo é influenciada pelos fatores climáticos, sendo os dados imprecisos quanto ao efeito específico.

A incubação de terra com resíduos orgânicos em laboratório, segundo Cerri et al. (1994), é um procedimento seguro, pois possibilita avaliações do CO₂ volatilizado em ambiente controlado em tempo relativamente curto.

Vários trabalhos foram conduzidos com a finalidade de estimar as mudanças na atividade microbiana pela adição de substrato orgânico no solo. Tester et al. (1977), utilizando lodo de esgoto compostado, observaram que a decomposição do material incubado foi linearmente relacionada com a dose aplicada e não foi grandemente influenciada pelas propriedades do solo; este fato foi também constatado por outros pesquisadores (Miller, 1974; Terry et al., 1979). Goyal et al. (1993) também demonstraram o efeito da dose sobre a quantidade de CO₂ liberada, em experimento conduzido por doze meses com adubo orgânico adicionado nas taxas de 0, 15, 30, 45, 60 e 90 t ha⁻¹, obtendo valores de 68 a 205 µg de C-CO₂ g⁻¹ de solo dia⁻¹.

Terry et al. (1979), utilizando lodo de esgoto digerido anaerobiamente proveniente de três locais e mais um lodo sintético, determinaram em 130 dias a

decomposição de 26 a 42% do C orgânico do lodo, indicando que boa parte do C é decomponível; entretanto, mais que 55% do lodo foi resistente à decomposição pela microflora. Estes autores, pela marcação do carbono, separaram o efeito da adição do C incorporado pelo lodo sobre a decomposição do C nativo do solo – “efeito priming”, constatando um aumento de até 2,5 vezes na decomposição do C nativo do solo devido à adição do material. Assim, subtraindo o CO₂ liberado pelo “efeito priming”, os lodos apresentaram de 12 a 36% de decomposição do C do material. De acordo com Jenkinson (1966), este efeito sobre o C nativo do solo pode ser resultante de produtos da decomposição inicial do lodo que ativam a atuação da microbiota sobre a matéria orgânica do solo, além de favorecer um co-metabolismo, ou ainda, devido ao aumento da concentração de enzimas exocelulares pela adição do material orgânico.

O efeito do tipo de substrato adicionado ao solo sobre a volatilização de C-CO₂ foi avaliado por Ancheng & Xi (1994), que obtiveram maior taxa respiratória em solo com adubos orgânicos que em solo onde só houve adição de fertilizante mineral. Analisando a microflora, estes autores constataram maior e mais bem distribuída população nos tratamentos com adubo orgânico, predominando os fungos no tratamento com adubação mineral. Em área com aplicação de adubo orgânico em dose equivalente a 80 kg de N e 1800 kg de C ha⁻¹ ano⁻¹, por um período de 27 anos, Schnürer et al. (1985), verificaram um incremento de 72,5% na taxa respiratória em relação ao solo sem adição de material orgânico. A liberação de C-CO₂, em estudo de Ndayegamiye & Côté (1989), foi altamente correlacionada com a matéria orgânica presente no solo e com o N potencialmente mineralizável, com valores de 0,93 e 0,94, respectivamente. Neste estudo, o esterco bovino, em comparação com esterco de suíno, apresentou valores maiores de N mineralizável e C-CO₂ liberado; esta diferença entre os materiais

foi relacionada com o maior aumento do C orgânico no solo proporcionado pelo esterco bovino.

2.3 Efeito da aplicação em propriedades químicas do solo

2.3.1 pH e alumínio

A atividade de íons H^+ em solução é expressa pelo pH. O pH varia de 0 a 14; valores menores que 7 indicam acidez ou predomínio de íons H^+ e valores maiores que 7 indicam alcalinidade do meio, predominando OH^- na solução do solo.

A atividade dos íons H^+ influencia algumas propriedades do solo como: a capacidade de troca de cátions, a atividade microbiana, a fitotoxicidade de elementos e a disponibilidade de nutrientes.

Muitos solos brasileiros apresentam acidez elevada, devendo ser o pH corrigido a níveis entre 5,5 e 6,5, para o melhor desenvolvimento das plantas. A adição de resíduos orgânicos poderá provocar alterações no pH do solo, que varia em função da natureza e quantidade do material aplicado (Elliott & Singer, 1988; Alves et al., 1999) e do pH inicial do solo (Amaral, 1994)

Alguns trabalhos (Tester, 1990; Amaral et al., 1996; Castilhos, 1998; Domaszak, 2000; Kray, 2001; Prado & Fernandes, 2001) têm demonstrado a elevação do pH do solo pela adição de resíduos, atribuindo este efeito à presença de Ca e Mg no material; nestes estudos, a ação neutralizante permanece por longo tempo e não se deve propriamente ao cátion, mas sim ao ânion acompanhante, conforme observado por vários autores (Alcarde, 1985; Veloso et al., 1992), utilizando materiais que continham óxidos, hidróxidos, carbonatos e silicatos de cálcio e magnésio.

Berton et al. (1989), além de atribuir o aumento de pH à presença de substâncias alcalinizantes, indicam também a liberação de amônia durante a fase inicial de mineralização do N orgânico, afirmando que este aumento é temporário, estendendo-se pelo período em que a quantidade de amônia liberada é superior à quantidade oxidada. Estes autores, incubando cinco tipos de solos com lodo de esgoto em doses de 2 e 4% em peso seco, observaram aumentos de 0,2 a 0,8 unidades de pH, dependendo da dose e do solo.

Mattiazzo-Prezotto (1992) atribui o aumento de pH à presença de OH^- , quando o oxigênio da solução do solo atua como receptor de elétrons provenientes da oxidação microbiana do carbono; Wong et al. (1998), entretanto, atribuíram o fato à capacidade de consumo de prótons (H^+) pela matéria orgânica.

A redução da acidez do solo pode ser devida também à capacidade complexante da fração orgânica, adsorvendo íons Al^{3+} e H^+ na superfície do material orgânico, conforme sugerem vários autores (Hoyt & Turner, 1975; Holanda et al., 1982; Ernani & Gianello, 1983; Rodella et al., 1983; Hue et al., 1986; Cassol, 1987; Whalen et al., 2000). Whalen et al. (2000) adicionaram esterco bovino em doses crescentes em dois solos ácidos e obtiveram aumentos de pH dos solos de 4,8 para 6,0 e de 5,5 para 6,3 com a aplicação de 40 g kg^{-1} . Por sua vez, Hue (1992) propõe que a adição do material promove a precipitação do Al devido às reações de troca entre ânions orgânicos e hidróxidos terminais de óxidos de Fe e Al e/ou devido o aumento de pH.

Por outro lado, decréscimo no pH do solo foi constatado por King & Morris (1972), com a aplicação de altas quantidades de lodo de esgoto, atribuindo esta redução do pH à nitrificação do nitrogênio amoniacal, à oxidação de sulfetos e à alta relação $\text{N}/(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K})$ do material. Chang et al. (1991), após 11 anos de aplicações anuais de 30, 60 e 90 t ha^{-1} de esterco bovino, obtiveram reduções no pH de 0,3 a 0,7 unidades,

atribuindo este fato à nitrificação do amônio e à produção de ácidos durante a decomposição.

Em outros casos, a adição de resíduos não alterou o pH do solo. Ernani (1981), adicionando resíduo de cama de galinha no solo, não observou variações de pH, relacionando o fato à baixa dose aplicada ($< 18 \text{ t ha}^{-1}$) e ao alto poder tamponante da acidez do solo utilizado.

De acordo com Bartlett & Riego (1972), o alumínio em sua forma livre (Al^{3+}) é tóxico às plantas e seus efeitos adversos dependem da sua atividade na solução do solo. A matéria orgânica pode ser efetiva na redução do alumínio trocável, conforme observado por Evans & Kamprath (1970), que obtiveram uma relação inversa entre os teores de matéria orgânica e de Al^{3+} em solução.

Redução no Al em solução também foi constatada por Mazur et al. (1983), aplicando 30 t ha^{-1} de composto de lixo urbano, obtiveram redução do Al trocável de 0,55 para $0,12 \text{ cmol/dm}^3$ de solo.

No entanto, segundo Hue (1992), a quantificação do Al solúvel por si só não é um indicativo de um ambiente fitotóxico em solos onde houve adição de material orgânico; em seu trabalho, este autor constatou que com a adição de lodo de esgoto ao solo (20 g kg^{-1}), a concentração de Al solúvel foi de $17,4 \text{ }\mu\text{M}$ e apenas $0,09 \text{ }\mu\text{M}$ estava na forma de Al^{3+} .

2.3.2 Teor de matéria orgânica

Em solos tropicais e subtropicais altamente intemperizados, a matéria orgânica tem grande importância na manutenção da capacidade produtiva do solo, afetando suas propriedades físico-químicas e biológicas. A matéria orgânica dos solos é resultante da deposição de resíduos de origem animal e vegetal, que sofrem a ação decompositora de microorganismos. Parte do carbono presente nos resíduos é liberada para a atmosfera na forma de CO₂, e o restante passa a fazer parte da matéria orgânica como componente do solo (Bayer & Mielniczuk, 1999).

O uso contínuo e intensivo do solo propicia condições de redução do seu teor de matéria orgânica, em sistemas de manejo não conservacionistas (Brady, 1989). A adição de quantidades elevadas de materiais orgânicos pode manter ou até aumentar o nível de matéria orgânica no solo (Pera et al., 1983; Cassol, 1987; Tester, 1990; Giusquiani et al., 1995; Alves et al., 1999). Mugwira (1979) avaliou o efeito da adição de esterco de gado no solo e obteve aumentos significativos no teor de matéria orgânica nas maiores doses (178 e 267 t ha⁻¹), aumentando de 24 para 68 e para 100,4 g kg⁻¹, respectivamente, nos primeiros 15 cm.

Doses baixas de resíduo aplicadas no solo podem não alterar o conteúdo de matéria orgânica, visto que 60 a 80% do carbono é liberado durante o processo de oxidação (Alexander, 1977); além disso, condições favoráveis à decomposição do resíduo impedem o seu acúmulo, conforme verificado por Melo et al. (1994), que não constataram aumento de carbono orgânico do solo após 230 dias da aplicação de até 230 t ha⁻¹ de lodo de esgoto. Assim, o aumento do teor de matéria orgânica do solo depende das características do resíduo, das quantidades aplicadas (Tester, 1990) e do seu grau de estabilização, isto é, da parte da fração orgânica humificada (Epstein et al., 1978; Hsieh

et al., 1981). Além dos fatores do resíduo, o seu manejo exerce influência no teor de matéria orgânica, como por exemplo a frequência das aplicações, conforme constatado por Abdou & El-Nennah (1980), que mesmo em doses baixas obtiveram aumento de carbono no solo devido às sucessivas aplicações.

2.3.3 Disponibilidade de nutrientes

2.3.3.1 Macronutrientes

O descarte de resíduos orgânicos no solo proporciona a reciclagem do material, liberando elementos químicos que podem ser nutrientes minerais essenciais ao desenvolvimento das plantas.

A quantidade de nutrientes a ser liberada depende da sua concentração no resíduo (Parker & Sommers, 1983; Davis, 1986; Defelipo et al., 1991), da quantidade aplicada (Da Ros et al., 1993), do grau de estabilização do resíduo (Rodella, 1996) e do solo.

Dentre os nutrientes, o nitrogênio é o mais importante devido à maior exigência pelas plantas e por estar presente em maior concentração em grande parte dos resíduos (Sommers et al., 1976; Miller et al., 1979). Embora em menor concentração, o fósforo dos resíduos pode ser importante devido aos baixos teores deste nutriente nos solos.

A adição de resíduos em solos intensamente utilizados pode manter a fertilidade em níveis elevados. Anderson & Peterson (1973) constataram que a aplicação de esterco de curral anualmente em solo cultivado com milho por 30 anos manteve o teor de N do solo equivalente a 90% do apresentado em condições naturais, ao passo que, em área sem adição do resíduo o teor de nitrogênio diminuiu para 40% do teor original.

Entretanto, Alves et al. (1999) salientam que para a utilização de materiais com maior grau de estabilização é necessário um período suficientemente longo para que ocorra a mineralização dos nutrientes, ou que haja uma frequência de aplicação que possibilite a presença de resíduo no solo com diferentes estágios de decomposição. Estes autores, avaliando o perfilhamento de sorgo, observaram que não houve perfilhos onde foi aplicado somente material orgânico.

Por outro lado, Da Ros et al. (1993), comparando os efeitos da adição de várias quantidades de lodo de esgoto em relação a um tratamento com adubação mineral, em solo cultivado com milho, determinaram as absorções pelas plantas de 141 e 139 kg ha⁻¹ de N e de 30 e 33 kg ha⁻¹ de P com a adição de 160 t ha⁻¹ lodo e de adubo mineral, respectivamente, indicando que o material poderia substituir convenientemente a adubação convencional.

Berton et al. (1989), adicionando lodo de esgoto (40 e 80 t ha⁻¹) em cinco solos, determinaram aumentos de matéria seca do milho proporcionais às quantidades adicionadas, relacionando a maior produção aos teores de matéria orgânica, P, Ca e Mg no solo; este maior rendimento também se refletiu em maiores quantidades de N, P, Ca e Mg absorvidas pelas plantas, sendo, entretanto, limitante o potássio devido à sua baixa concentração no lodo.

Alguns trabalhos têm demonstrado o aumento da disponibilidade de fósforo do solo pela aplicação de resíduos orgânicos (Epstein et al., 1976; Baxter et al., 1983; Warman, 1986). Esta contribuição pode ser devida à redução da fixação do P pela fração mineral e à mineralização do P orgânico. A redução da fixação do P é atribuída ao aumento da concentração de OH⁻ pela elevação do pH, e a ânions orgânicos resultantes da decomposição do material adicionado que competem com o P pelos sítios de adsorção (Fassbender, 1975; Lindsay, 1979; McLaughlin & Champion, 1987).

A adsorção de P depende, entre outros fatores, do tipo de solo. Berton et al. (1997), comparando metodologias para estimar a disponibilidade de P em solos que receberam materiais orgânicos, verificaram maior absorção de P pelas plantas num Neossolo do que num Argissolo, sendo o fato relacionado à maior capacidade de adsorção deste último.

O aumento da disponibilidade de P pela aplicação de materiais orgânicos foi também obtido por Mazur et al. (1988), utilizando composto de lixo, e por Holanda et al. (1982) com a aplicação de esterco de galinha.

Os lodos de estações de tratamento de efluentes geralmente contêm teores baixos de potássio ($< 2,0 \text{ g kg}^{-1}$) (Sommers et al., 1976; Melo & Marques, 2000), devido à maior solubilidade do elemento, que sai do sistema de tratamento com a fase líquida; caso o solo apresente baixos teores de K e/ou a exigência das plantas seja elevada, há necessidade de suplementação do mesmo com adubação mineral.

Os elementos Ca e Mg podem ser adicionados durante o tratamento dos resíduos, sendo seus teores variáveis conforme o tipo de tratamento (Sommers et al., 1976); a neutralização de um efluente ácido, por exemplo, requer a adição de uma base, geralmente na forma de cálcio (Gerber, 1994). Alguns resíduos contêm, naturalmente, altos teores de cálcio e magnésio, como por exemplo os lodos de curtume, com 130 g kg^{-1} de Ca e $4,8 \text{ g kg}^{-1}$ de Mg (Castilhos, 1998), de indústria metalúrgica, com $147,2 \text{ g kg}^{-1}$ de CaO e $83,0 \text{ g kg}^{-1}$ de MgO (Amaral, 1994) e de indústria siderúrgica, com 252 g kg^{-1} de CaO e 25 g kg^{-1} de MgO (Prado & Fernandes, 2001); maiores teores no solo e aumento da absorção destes nutrientes pelas plantas foram determinados com a utilização destes resíduos.

2.3.3.2 Micronutrientes

Alguns elementos químicos presentes no solo são essenciais às plantas em pequenas quantidades. Contudo, podem ser prejudiciais quando presentes no solo em forma assimilável e em concentrações tóxicas aos vegetais e aos animais que os consomem (Brady, 1989).

O uso intensivo do solo, bem como o uso de espécies vegetais com maior exigência por micronutrientes, pode provocar a longo prazo deficiências nutricionais às plantas e, por conseguinte, menores rendimentos. Os processos de formação do solo, o material de origem e a ausência de reposição dos nutrientes extraídos do solo pelas plantas contribuem para esta condição (Camargo, 1988).

A aplicação de resíduos orgânicos no solo pode alterar a disponibilidade dos micronutrientes pela complexação dos metais por agentes quelantes do material orgânico (Stevenson, 1994), ou como fonte dos nutrientes devido à própria constituição química do resíduo.

O uso de lodo de esgoto como fonte de Zn e Cu foi avaliado por Berton et al. (1989), que constataram uma interação significativa entre as quantidades de Zn absorvidas pelas plantas e o pH do solo. Para o Cu, não houve acúmulo prejudicial ao desenvolvimento vegetal, sendo a baixa absorção justificada pela tendência de formar complexos de baixa solubilidade com a matéria orgânica do solo.

Lagerwerff et al. (1977), entretanto, observaram redução no rendimento das plantas com o aumento das doses do lodo aplicado, mas este efeito foi atenuado nos tratamentos em que houve elevação do pH pela adição de corretivo. Este efeito tóxico para as plantas com elevadas doses de lodo em solo ácido também foi observado por Cunningham et al. (1975).

A acumulação de metais pelas plantas é influenciada também por outras características do solo. Hue et al. (1988) verificaram os efeitos da adição de lodo em três solos, constatando maior capacidade de adsorção e inativação de metais em solo com maior teor de matéria orgânica e aluminossilicatos amorfos.

O intervalo entre os limites de deficiência e de excesso de micronutrientes para as plantas é pequeno (Kabata-Pendias & Pendias, 1994), sendo, portanto, necessário o monitoramento destes elementos para evitar sua deficiência ou toxicidade.

2.3.4 Efeito residual

A adição de resíduos orgânicos ao solo disponibiliza nutrientes para as plantas pela decomposição microbiana. Dependendo da natureza do resíduo, esta decomposição pode ser lenta, ocorrendo a liberação gradual de nutrientes por um período mais longo do que o de absorção por plantas anuais. Este efeito residual pode às vezes ser determinado por mais um ou dois cultivos. Os fatores relacionados ao efeito residual variam de acordo com a natureza do material, a quantidade adicionada e a taxa de mineralização do resíduo.

A decomposição do resíduo depende de seu tratamento prévio; Harding et al. (1985), avaliando a taxa de mineralização de lodos de esgoto com diferentes tratamentos, observaram maior decomposição de lodos anaeróbios comparada a lodos ativados; embora o lodo ativado apresentasse alto teor de N, a taxa de mineralização foi mais baixa, devido à presença de formas mais recalcitrantes. Na complementação deste trabalho, estes autores, aplicando os lodos após quatro anos, verificaram que a absorção de N pela cultura do milho nas áreas com adição de lodos aeróbio e ativado foi de 51 e 58%, respectivamente, do total absorvido no tratamento com lodo anaeróbio.

A dose adicionada também afeta o efeito residual (Stark & Clapp, 1980). Da Ros et al. (1993), em plantio utilizando a associação de aveia-ervilhaca, em local onde anteriormente havia sido cultivado milho com a aplicação de lodo de esgoto em doses de zero a 160 t ha⁻¹, observaram um aumento de rendimento proporcional ao aumento da quantidade de lodo adicionada; o aumento de rendimento da aveia-ervilhaca foi devido ao acréscimo de N e P ao solo, sendo que o tratamento com adubação mineral apresentou o mesmo efeito que com a adição anterior de 60 t ha⁻¹ de lodo.

O efeito residual da aplicação de esterco de gado durante três anos, nas doses de 0, 22,5, 45, 90, 180 e 270 t ha⁻¹ ano⁻¹ (base seca), foi estudado por Mugwira (1979); este autor, comparando o efeito, nos três anos seguintes, sem aplicação de esterco a um tratamento que recebeu adubação mineral de 110, 60 e 50 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, P e K, respectivamente, utilizando as culturas de milho e centeio, obteve rendimentos superiores com o esterco nas duas maiores doses, semelhantes nas doses intermediárias e inferior na menor dose.

Lund & Doss (1980), após a aplicação de esterco bovino por três anos em várias doses, determinaram o efeito residual do material nos quatro anos seguintes sem aplicação de esterco no cultivo de milho e centeio adubado somente com fertilizante mineral 112-49-93 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Estes autores observaram que os rendimentos aumentaram linearmente em função do N orgânico acumulado na fase de aplicação e consumido linearmente na fase residual.

2.4 Efeito da adição de resíduos na lixiviação de íons inorgânicos no solo

Um motivo de preocupação com a aplicação de resíduos no solo é a possibilidade de movimentação dos elementos químicos no perfil do solo e a conseqüente contaminação das águas subterrâneas.

Alguns trabalhos demonstraram a lixiviação de nutrientes no solo. Anjos & Mattiazzo (2000), aplicando um total de 388 t ha⁻¹ de biossólido em dois solos e avaliando a remoção dos elementos (em porcentagem lixiviada do total presente nos solos tratados com o resíduo), obtiveram valores de 10,0 a 15,5% para o K; 2,0 a 3,3 para o Mg; e 0,4 a 0,9 para e Ca. Por outro lado, Bertoncini & Mattiazzo (1999), incorporando quantidades sucessivas de biossólido num total correspondente a 156 t ha⁻¹ em três solos, obtiveram valores de lixiviação de 13 a 19% para Ca e 9 a 20% para Mg do total presente no solo.

O nitrato é considerado um dos maiores problemas na contaminação de aquíferos; de acordo com Paul & Clark (1989), o nitrato, sendo um ânion livre na solução do solo, pode ser lixiviado para longe da rizosfera e do alcance das populações microbianas, o que facilita sua descida no perfil. No mesmo trabalho de Anjos & Mattiazzo (2000), foi observado que a adição do biossólido (388 t ha⁻¹) aumentou a quantidade total de nitrato lixiviada de 438 e 1.065 mg vaso⁻¹ para 4.567 e 4.067 mg vaso⁻¹, em Latossolo Amarelo e em Latossolo Vermelho, respectivamente. A textura do solo afeta as quantidades lixiviadas; em experimento de Oliveira & Mattiazzo (1996), para uma mesma dose de lodo de esgoto aplicada, o N total lixiviado foi 1,5 vezes maior no Neossolo do que no Latossolo.

O pH exerce influência direta na quantidade de elementos removidos por lixiviação, como demonstrado por Rodella (1996). Este autor, trabalhando com vários

níveis de acidez e doses de turfa em solo, observou aumento na quantidade de nitrogênio lixiviado com a elevação de pH, atribuindo este fato ao estímulo que essa elevação proporcionou ao processo de nitrificação do nitrogênio amoniacal; por outro lado, esse aumento de pH teve expressivo efeito na manifestação das cargas negativas da fração orgânica do solo e, conseqüentemente, sobre a retenção de potássio, diminuindo sua lixiviação. Chaves & Libardi (1995) também observam que a lixiviação de K e de Ca + Mg em três solos diminui com a elevação do pH.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização geral

A avaliação dos efeitos da utilização dos resíduos orgânicos nas plantas e no solo foi feita em quatro experimentos, a saber: I - Resposta das plantas à adição de resíduos (dois cultivos); II - Efeito corretivo dos resíduos sobre a acidez do solo; III – Crescimento de plantas e lixiviação de nutrientes, e; IV - Decomposição dos resíduos no solo.

Os detalhes da instalação e da condução dos experimentos serão apresentados, por experimento, e a descrição dos solos e dos materiais orgânicos utilizados, os procedimentos e a metodologia das análises laboratoriais serão descritos em itens gerais, para todo o trabalho.

3.2 Caracterização dos solos utilizados

Foram utilizados dois solos, classificados de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação (EMBRAPA, 1999) como: um Latossolo Vermelho distroférico nitossólico (LVd) e um Argissolo Vermelho distrófico arênico (PVd), coletados junto à rodovia BR 386, nos Km 365 e 395, respectivamente, sob vegetação nativa. As coletas

foram feitas no dia 12/12/99 em duas profundidades: de zero a 20 cm e de 20 a 40 cm. Os solos foram tamizados com peneira de quatro milímetros de diâmetro de orifícios e amostrados para caracterização físico-química, que é apresentada na Tabela 1.

3.3 Caracterização dos resíduos orgânicos utilizados

Os resíduos orgânicos utilizados foram obtidos das estações de tratamento de efluentes (ETEs) dos seguintes estabelecimentos (quantidade de lodo gerado, tratamento): Cervejaria Kaiser (15 t mês⁻¹, tanque anaeróbio e aeróbio), localizada em Gravataí – RS; Laticínios Dália (160 t mês⁻¹, duas lagoas de estabilização aeróbias), situada em Arroio do Meio – RS; tecelagem Sultêxtil (1,5 a 2,0 t mês⁻¹, lodo ativado-tanque de aeração) localizada em Caxias do Sul – RS; e Satipel, indústria de madeira aglomerada (1,0 m³ mês⁻¹, lodo primário) localizada no município de Taquari – RS. Amostras representativas de cada material foram coletadas para realização da análise química, sendo os resultados apresentados na Tabela 2.

3.4 Experimento 1 – Resposta das plantas à adição dos resíduos

3.4.1 Instalação

A avaliação dos efeitos da aplicação de resíduos orgânicos sobre as propriedades do solo e a resposta das plantas foi feita por dois ensaios conduzidos a céu aberto em área pertencente ao Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia, UFRGS, no ano de 2000. Como unidade experimental foi utilizado um tubo de PVC com 65 cm de

TABELA 1. Caracterização das camadas superficial (0 – 20cm) e inferior (20 – 40cm) dos solos utilizados no experimento.

Parâmetro ¹	Solo			
	LVd		PVd	
	0 – 20 cm	20 – 40 cm	0 – 20 cm	20 – 40 cm
pH em água	4,9	4,8	4,5	4,4
Índice SMP	5,6	6,1	6,2	5,9
P disponível (mg L ⁻¹)	5,0	4,2	2,8	2,9
K disponível (mg L ⁻¹)	126	46	18	10
Matéria orgânica (g L ⁻¹)	24	16	9	7
Al trocável (cmol _c L ⁻¹)	0,4	0,3	1,5	2,0
Ca trocável (cmol _c L ⁻¹)	3,1	3,1	0,3	0,2
Mg trocável (cmol _c L ⁻¹)	0,9	0,8	0,2	0,1
Al + H (cmol _c L ⁻¹)	5,1	3,3	3,0	3,9
CTC (cmol _c L ⁻¹)	9,6	7,4	3,5	4,2
Saturação por bases (%)	45	54	15	8
Saturação por Al (%)	4,2	4,1	42,3	47,1
S (mg L ⁻¹)	14	15	17	19
Zn (mg L ⁻¹)	5,5	2,1	0,3	0,1
Cu (mg L ⁻¹)	5,2	5,0	0,9	1,0
B (mg L ⁻¹)	0,6	0,7	0,7	0,6
Mn (mg L ⁻¹)	97	72	14	12
Argila (g kg ⁻¹)	300	420	130	180
Capacidade de campo (%) ²	22,84	----	15,23	----

¹ Conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).² Método da proveta, umidade gravimétrica.

TABELA 2. Características físico-químicas dos resíduos utilizados nos experimentos.

Características*	Resíduo			
	LAT	CERV	AGL	TEXT
Teor de sólidos (g kg ⁻¹)	10	130	90	870
pH em água	7,2	7,0	7,6	6,8
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	340	120	100	550
Nitrogênio total (g kg ⁻¹)	58	17	186	50
Relação C/N	5,9	7,1	0,5	11,0
NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	1100	792	1700	1800
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (mg kg ⁻¹)	60	22	1200	103
Fósforo total (g kg ⁻¹)	26	7,8	0,3	8,0
Potássio total (g kg ⁻¹)	5,3	1,3	0,3	1,6
Cálcio (g kg ⁻¹)	22,0	5,4	12,0	7,0
Magnésio (g kg ⁻¹)	3,5	0,8	1,2	1,9
Enxofre (g kg ⁻¹)	8,6	3,5	18,0	14,0
Cobre (mg kg ⁻¹)	154	206	9,2	605
Zinco (g kg ⁻¹)	0,3	1,7	<0,1	3,0
Ferro (g kg ⁻¹)	3,8	10,0	0,8	6,2
Manganês (mg kg ⁻¹)	241	119	28	113
Sódio (g kg ⁻¹)	35	2,5	4,0	3,8
Cromo (mg kg ⁻¹)	38	153	12	102
Cádmio (mg kg ⁻¹)	0,96	1,9	2,3	0,57
Níquel (mg kg ⁻¹)	14	21	7,8	38
Chumbo (mg kg ⁻¹)	22	80	14	18
Mercúrio (μg kg ⁻¹)	52	362	102	532
Valor de neutralização (g kg ⁻¹)	84	27	16	16

*Determinações feitas no material seco a 75° C, à exceção do pH.

LAT = resíduo de indústria de laticínios; CERV = resíduo de cervejaria; AGL = resíduo de indústria de chapas de aglomerado de madeira; TEXT= resíduo de indústria têxtil.

altura e 250 mm de diâmetro, fechado na extremidade inferior com disco de madeira, impermeabilizada com resina epoxi. Acima deste fundo de madeira, foi colocada uma camada de brita com quatro cm de espessura e feito um orifício a 0,5 cm do fundo, inserindo-se no mesmo um tubo de silicone para possibilitar a drenagem e/ou coleta do excesso de água percolada.

O solo foi acondicionado nos recipientes em duas camadas (superficial e inferior), dispostas conforme sua ordem no campo, tendo a inferior espessura de 27 cm e a superficial 30 cm, sendo separadas entre si e da camada de brita por uma tela de polietileno com três milímetros de abertura de malha. O Latossolo Vermelho distroférico nitossólico (LVd) apresentou densidades de 1,19 e 1,16 kg dm⁻³ para as camadas inferior e superficial, respectivamente; o Argissolo Vermelho distrófico arênico (PVd) apresentou densidades de 1,34 e 1,37 kg dm⁻³ para as camadas inferior e superficial, respectivamente, valores próximos aos observados a campo.

3.4.2 Primeira cultura

No primeiro ensaio (cultivo de verão) foi feita a correção da acidez dos solos e a adição dos resíduos como fonte única de nutrientes. Na correção da acidez foram aplicadas quantidades de corretivo adequadas para atingir o nível de pH 6,0, com base no índice SMP, conforme a recomendação da SBCS/NRS (1995). Foi utilizada a mistura de CaCO₃ + MgCO₃ na proporção molar 3:1 em pó, com mistura manual uniforme na camada superior, adicionando-se quantidades equivalentes a 2,2 e 5,4 t ha⁻¹ nos solos PVd e LVd, respectivamente.

3.4.2.1 Tratamentos

O ensaio foi conduzido utilizando-se um delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições. Cada material orgânico foi aplicado em três doses, contendo 100, 200 e 300 kg ha⁻¹ de nitrogênio total, em comparação com um tratamento sem adição de resíduos (testemunha) e um tratamento com adubação mineral. Os resíduos orgânicos e o adubo mineral foram misturados na camada superior do solo. Os tratamentos e as quantidades de matéria seca adicionadas são apresentados na Tabela 3, utilizando como base de cálculo 2 x 10⁶ kg de solo seco por hectare.

Os lodos das ETEs da indústria de cerveja (CERV) e de chapas de aglomerado de madeira (AGL) foram aplicados “in natura” no solo, por se apresentarem líquidos e homogêneos. O lodo de indústria de laticínios (LAT) foi parcialmente evaporado à temperatura ambiente por apresentar teor muito baixo de sólidos e o lodo da indústria têxtil (TEXT) por ser sólido e ter estrutura desuniforme de partículas foi triturado em moinho, uniformizando-se assim o tamanho das partículas do resíduo para aplicação no solo.

No tratamento com adubação mineral foram adicionados 320, 240 e 260 kg ha⁻¹ de N (uréia), P₂O₅ (superfosfato triplo) e K₂O (KCl), respectivamente, no solo PVd e 320, 100 e 40 kg ha⁻¹ de N (uréia), P₂O₅ (superfosfato triplo) e K₂O (KCl), respectivamente, no solo LVd, com base no cálculo de 2 x 10⁶ kg de solo seco por hectare. Estas doses equivalem ao dobro da quantidade recomendada pela SBCS/NRS (1995) para a cultura do milho.

TABELA 3. Doses de resíduos aplicadas em cada tratamento (em matéria seca)¹.

Nº	Tratamento ²	Dose ³	1º Cultivo	2º Cultivo
			------(t ha ⁻¹)-----	
1	Testemunha	-	-	-
2	NPK	-	-	-
3	TEXT	1	2,00	0,66
4	TEXT	2	4,00	1,32
5	TEXT	3	6,00	1,98
6	AGL	1	0,54	0,18
7	AGL	2	1,08	0,36
8	AGL	3	1,62	0,54
9	CERV	1	5,88	1,94
10	CERV	2	11,76	3,88
11	CERV	3	17,64	5,82
12	LAT	1	1,72	0,57
13	LAT	2	3,44	1,14
14	LAT	3	5,16	1,71

¹ Foram aplicadas doses iguais dos resíduos nos dois solos (LVd e PVd).

² NPK = adubação mineral + calagem; TEXT, AGL, CERV e LAT são lodos das ETEs das indústrias: têxtil, de chapa de aglomerado de madeira, de cervejaria e de laticínios, respectivamente.

³ As doses 1, 2 e 3 são equivalentes a 100, 200 e 300 kg ha⁻¹ de N total no primeiro cultivo e a 33, 66 e 99 kg ha⁻¹ de N total, respectivamente, no segundo cultivo.

3.4.2.2 Implantação da cultura e tratos culturais

A adição dos adubos e dos resíduos orgânicos aos solos foi feita entre os dias 12 e 20 de janeiro de 2000. Foram semeadas a seguir oito sementes de milho (*Zea mays*, L. - híbrido PIONNER 3063 de ciclo tardio) no dia 28/01/ 2000; a emergência das plantas foi observada no quinto dia após a semeadura e em 12/02/2000 foi realizado o desbaste, deixando-se cinco plantas por vaso.

Durante o cultivo do milho foram feitas irrigações diárias com o objetivo de manter a umidade dos solos próxima a 80% da capacidade de retenção de água no solo. O controle de insetos (*Diabrotica speciosa*) foi realizado pela pulverização de inseticidas Malathion 500CE em 06/02/2000 e de Decis 25CE no dia 10/02/2000.

A parte aérea das plantas foi cortada a dois centímetros da superfície do solo em 25/02/2000, sendo a seguir seca em estufa a 65 °C , para quantificação da matéria seca. Amostras da camada superficial do solo (0,5 kg) de cada tratamento foram coletadas para análise química, após o corte do milho.

3.4.3 Segunda cultura

O efeito residual e a reaplicação dos resíduos orgânicos foram avaliados pela cultura da aveia durante o inverno de 2000. Em todos os tratamentos, à exceção da testemunha, foram feitas adubações fosfatada e potássica.

3.4.3.1 Tratamentos

Em duas repetições do experimento foi determinado o efeito residual da aplicação dos resíduos, com adição de adubo mineral; nas outras duas repetições foi

feita a reaplicação de resíduos, com adição de adubo mineral. Foram adicionados no solo PVd 240 e 100 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato triplo) e de K₂O (KCl), respectivamente, e 180 e 40 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato triplo) e de K₂O (KCl), respectivamente, no solo LVd, conforme recomendação da SBCS/NRS (1995) para a cultura da aveia. Foram utilizadas doses de materiais orgânicos equivalentes a 33, 66 e 99 kg ha⁻¹ de nitrogênio total, sendo os adubos e resíduos incorporados manualmente na camada superior do solo nos dias 22 e 23 de agosto 2000. Os tratamentos com a quantidade de matéria seca adicionada são apresentados na Tabela 3.

Na reaplicação da adubação mineral (tratamento 2 – Tabela 3) foram aplicados 99 kg ha⁻¹ de N (uréia em solução), nos dois solos, divididos em três vezes: aos 13, 25 e 48 dias após a germinação das plantas.

3.4.3.2 Implantação da cultura e tratos culturais

Em 24/08/2000 foram semeadas 15 sementes de aveia (*Avena strigosa* - cv. UFRGS 14) por vaso, a uma profundidade de dois centímetros. A germinação ocorreu no dia 04/09/2000 e dez dias depois foi feito o desbaste, deixando-se 11 plântulas por vaso.

A umidade foi mantida em aproximadamente 80% da capacidade de retenção de água dos solos, não tendo sido necessário controlar nenhuma praga ou doença ao longo do cultivo. A parte aérea da aveia foi cortada a três centímetros da superfície do solo aos 77 dias após o plantio, sendo seca em estufa a 65 °C para quantificação da matéria seca e posterior moagem para análise química do tecido vegetal. Após o corte da aveia, amostras da camada superficial do solo de cada tratamento foram coletadas para análise química.

3.5 Experimento 2 – Efeito corretivo dos resíduos sobre a acidez do solo

Inicialmente foi determinado o valor de neutralização (VN) de cada resíduo orgânico por titulação, conforme a metodologia utilizada para materiais alcalinos, descrita por Tedesco et al. (1995). No mesmo extrato da reação com ácido foram determinados os teores de Ca e Mg dos materiais (Apêndice 12).

As curvas de titulação dos solos por incubação com corretivo ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ 3:1) foram feitas utilizando-se amostras de 500 g (base seca), em recipientes plásticos mantidos em laboratório. Foram adicionadas quantidades de corretivo correspondentes a: zero, $\frac{1}{4}$, $\frac{1}{2}$, 1,0, 2,5 e 4,0 vezes as recomendadas para obter pH 6,0, com base na média entre o índice SMP e uma equação em que são considerados os teores de matéria orgânica e alumínio trocável do solo (SBCS/NRS 1995), sendo correspondentes a 2,8 e 3,8 t ha⁻¹ de corretivo com PRNT = 100, para os solos PVd e LVd, respectivamente.

Os resíduos orgânicos foram previamente secos a 60 °C e moídos antes da mistura com o solo. Foram utilizadas as seguintes quantidades, nos solos PVd e LVd, respectivamente, em t ha⁻¹ : 103,7 e 137 de resíduo de cervejaria; 33,3 e 44 de resíduo de indústria de laticínios; 196,2 e 259,8 de resíduo de indústria têxtil; 175 e 231,2 de resíduo de indústria de aglomerado de madeira.

Após a mistura dos materiais com os solos foi feita uma irrigação inicial elevando-se a umidade a 70% da capacidade máxima de retenção de água de cada solo, sendo esta mantida com adições periódicas de água destilada, sempre que era observada variação de massa.

Cada unidade experimental foi acondicionada em recipientes de polietileno de dez litros, com três repetições por tratamento. A incubação foi iniciada em 21/06/2000

determinando-se semanalmente o pH em água na proporção de 1:1 (solo : água) até 10/08/2000.

Devido à elevação excessiva do pH nas primeiras determinações, foi necessário diluir a mistura com solo não tratado, nas proporções de três vezes para o resíduo da indústria de laticínios e nove vezes para os resíduos das indústrias têxtil e de aglomerado de madeira, em ambos os solos.

Após 10 meses do início da incubação, foi retirada uma amostra de solo, determinando-se pH, Ca, Mg e Al trocáveis, conforme metodologia descrita por Tedesco et al., (1995).

A titulação potenciométrica dos resíduos foi feita tratando-se os mesmos com HCl 1,0 mol L⁻¹ a quente (90 °C) por meia hora e titulando-se o excesso de ácido com Na OH 0,5 mol L⁻¹.

3.6 Experimento 3 – Crescimento de plantas e lixiviação de minerais

3.6.1 Instalação

Este experimento foi conduzido em casa de vegetação do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS, no segundo semestre de 2000. Como unidade experimental foram utilizados tubos de PVC com 60 cm de altura e 100 mm de diâmetro, fechados na extremidade inferior com uma tampa de PVC, colada e impermeabilizada com resina epoxi. Acima deste fundo foi colocada uma camada de brita com quatro centímetros de espessura e feito um orifício a 0,5 cm do fundo, inserindo-se um tubo de silicone com dez centímetros, acoplado a frascos de cinco litros por um tubo de polietileno, para coleta do lixiviado.

O solo foi acondicionado nos tubos de PVC em duas camadas (superficial e inferior), dispostas conforme a situação de campo, ambas com 22 cm de espessura, sendo separadas entre si e da camada de brita por uma tela de polietileno com três milímetros de abertura de malha. O Latossolo Vermelho distroférico nitossólico (LVd) apresentou densidades de 1,19 e 1,14 kg dm⁻³ nas camadas inferior e superficial, respectivamente; o Argissolo Vermelho distrófico arênico (PVd) apresentou as densidades de 1,34 e 1,37 kg dm⁻³ para camada inferior e superior, respectivamente, valores estes próximos aos observados a campo.

3.6.2 Tratamentos

Foi utilizada neste experimento a dose equivalente a 200 kg ha⁻¹ de N total dos resíduos orgânicos, mais um tratamento testemunha e um com adubação mineral, também com adição de 200 kg ha⁻¹ de N na forma de uréia, com três repetições.

Em todos os tratamentos, à exceção da testemunha, foram adicionados fósforo e potássio nas quantidades de: 240 e 100 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato triplo) e K₂O (KCl), respectivamente, no solo PVd; 180 e 40 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato triplo) e K₂O (KCl), respectivamente, no solo LVd. Estas quantidades correspondem ao dobro das recomendadas pela SBCS/NRS (1995) para cultura da aveia.

O pH dos solos foi corrigido para 6,0 completando-se o efeito alcalinizante dos resíduos, determinado no experimento de incubação, com a mistura de CaCO₃ + MgCO₃ (3:1). Os tratamentos, com a quantidade de matéria seca adicionada pelos resíduos, são apresentados na Tabela 4. A incorporação do corretivo, dos adubos fosfatado e potássico e dos materiais orgânicos foi feita manualmente na camada superficial dos

TABELA 4. Quantidades de resíduos aplicadas em cada tratamento (em matéria seca) e equivalência em CaCO₃ + MgCO₃.

Nº	Tratamento ¹	Quantidade aplicada ² (t ha ⁻¹)	Equivalência em CaCO ₃ + MgCO ₃ ³ (t ha ⁻¹)
1	Testemunha		
2	NPK	_____	_____
3	TEXT	4,00	0,53
4	AGL	1,08	0,18
5	CERV	11,76	0,10
6	LAT	3,44	1,21

¹ NPK = adubação mineral; TEXT, AGL, CERV e LAT são: lodos das ETEs das indústrias têxtil, de chapa de alomerado de madeira, de cervejaria e de laticínios, respectivamente.

² As doses aplicadas foram iguais para os dois solos (LVd e PVd), equivalentes a 200 kg ha⁻¹ de N total.

³ Baseado no valor neutralizante dos resíduos obtido pela incubação (5^a, 6^a e 7^a semanas).

solos. Os materiais orgânicos foram aplicados após secagem parcial dos mesmos em estufa a 50 °C, à exceção do resíduo da industria têxtil que tem baixo teor de umidade.

A aveia (*Avena strigosa* - cv. UFRGS 14) foi semeada em 07/10/2000 colocando-se oito sementes por vaso a uma profundidade de dois centímetros. A germinação ocorreu no dia 13/10/2000 e no dia 28/10/2000 foi feito o desbaste, deixando-se quatro plântulas por vaso.

A umidade foi mantida em aproximadamente 80% da capacidade de retenção de água de cada solo, exceto nos períodos em que foi feita a irrigação para a coleta de água para análise do lixiviado. Com essa finalidade, foram feitas quatro irrigações, nos dias 21/10/2000, 11/11/2000, 09/12/2000 e 14/12/2000, adicionando-se 1,7, 1,5, 1,6 e 1,5 L por vaso, respectivamente. A água percolada após cada irrigação foi homogeneizada e uma amostra de 0,5 L foi armazenada a 4 °C para as análises. A adubação mineral

nitrogenada, feita com uréia em solução, foi parcelada em duas vezes, sendo adicionada nos dias 22/10/2000 e 15/11/2000. Não houve necessidade de controle de pragas ou moléstias durante o cultivo da aveia, que foi colhida no dia 19/12/2000. A parte aérea das plantas foi cortada a dois centímetros da superfície do solo e seca a 65 °C em estufa com circulação de ar, quantificando-se o rendimento de matéria seca, que foi a seguir moída para análise química. Amostras de solo de cada vaso foram coletadas com trado calador para a análise química.

3.7 Experimento 4 – Decomposição dos resíduos no solo

A liberação de CO₂ foi determinada em laboratório por um período de 88 dias após a adição dos resíduos orgânicos. Porções de 200 g de solo (base seca) foram misturadas com os materiais orgânicos, em duas doses (100 e 300 kg ha⁻¹ de N total); foram incluídos também dois tratamentos com adubação mineral e as mesmas doses de nitrogênio na forma de uréia, e um tratamento testemunha com solo somente, além da prova em branco, com duas repetições.

Fósforo e potássio foram aplicados em todos os tratamentos, à exceção da testemunha, nas quantidades de: 240 e 180 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato triplo) e K₂O (KCl), respectivamente, no solo PVd; 180 e 40 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato triplo) e K₂O (KCl), respectivamente, no solo LVd. O pH do solo foi corrigido para 6,0 com base no valor neutralizante de cada resíduo, obtido no experimento II (incubação), complementado com a mistura de CaCO₃ + MgCO₃ (3:1). Os resíduos secos e moídos foram misturados ao solo, adicionando-se a seguir água destilada até atingir 80% da capacidade máxima de retenção de água do solo, sendo mantida a mesma umidade até o fim do experimento, pela avaliação da variação da massa.

A mistura foi acondicionada em frascos de vidro de um litro e sobre a superfície do solo de cada frasco de incubação foi colocado um suporte de ferro contendo um copo de polietileno (50 mL) com 20 mL de solução de NaOH de concentração $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, aproximadamente, sendo então o frasco hermeticamente fechado. Em intervalos variáveis, os copos contendo NaOH foram retirados dos frascos para a determinação do CO_2 liberado, adicionando-se um mL de uma solução de BaCl_2 ($2,5 \text{ g L}^{-1}$) e três gotas de fenolftaleína ($0,5 \text{ g L}^{-1}$); em seguida o excesso de NaOH, ou seja, a fração não consumida na reação com CO_2 foi titulada com solução padronizada de HCl ($0,5 \text{ mol L}^{-1}$).

As determinações foram feitas aos 1, 3, 6, 13, 20, 26, 32, 39, 46, 53, 60, 67, 74, 81 e 88 dias após o início da incubação. A liberação de CO_2 , em mg de C- $\text{CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ de solo, foi calculada pela seguinte fórmula:

$$\text{C-CO}_2 (\text{mg kg}^{-1}) = (V_B - V_A) \cdot M \cdot E \cdot 5$$

onde:

V_B = volume de solução de HCl gasto na titulação da prova em branco (mL);

V_A = volume de solução de HCl gasto na titulação da amostra (mL);

M = concentração molar da solução de HCl ($0,5 \text{ mol L}^{-1}$);

E = peso equivalente do carbono (6).

No 88º dia foi retirada uma amostra de solo de cada unidade experimental e determinados, na amostra úmida, o pH e os teores de nitrogênio inorgânico (NH_4^+ e $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

3.8 Determinações laboratoriais

3.8.1 Análises de solo

Após a coleta e homogeneização dos solos, foram retiradas as amostras para análise. Estas foram secas a 45 °C, moídas em moinho de martelo e então determinados, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995), os seguintes parâmetros: pH em água (relação 1:1); índice SMP; matéria orgânica; fósforo e potássio disponíveis; sódio, cálcio, magnésio, alumínio e manganês trocáveis; enxofre extraível; zinco, cobre e boro extraíveis.

3.8.2 Análises de tecido e de resíduos orgânicos

As plantas de aveia (cv. UFRGS 14) cultivadas nos experimento I e III, foram colhidas no estágio de grão pastoso e secas em estufa a 65 °C, com circulação de ar. Após atingir peso constante, foi determinado o rendimento de fitomassa. Os materiais secos foram a seguir moídos e tamizados em peneira de malha de 1 mm de diâmetro, retirando-se uma amostra de cada parcela para as determinações químicas. Foram determinados: nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio no extrato de H₂O₂ + H₂SO₄ + mistura de digestão; enxofre, zinco, cobre, manganês e sódio no extrato de HNO₃ + HClO₄ concentrados, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

Os resíduos orgânicos coletados nas ETES de cervejaria e das indústrias de laticínios, aglomerado de madeira e têxtil foram caracterizados no início do experimento conforme a metodologia descrita por Tedesco et al. (1995) para materiais orgânicos.

3.8.3 Análise da água de lixiviação

Foram feitas quatro coletas de água lixiviada; uma sub-amostra com volume de 500 mL foi retirada do total percolado em cada recipiente, após prévia homogeneização. Nestas sub-amostras foram determinados, de acordo com a metodologia descrita por Tedesco et al. (1995): pH, condutividade elétrica, cálcio, magnésio, sódio, potássio, sulfato, fosfato e nitrogênio inorgânico (NH_4^+ e $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$).

3.9 Análise estatística

A análise estatística de dados foi realizada utilizando-se o software SPSS 6.1 (SPSS, 1994), através da análise de variância pelo teste F. Efetuando-se o detalhamento dos resultados com diferença significativa pelo teste de comparações múltiplas de Tukey (probabilidade de 5%).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Experimento 1 - Resposta das plantas à adição dos resíduos

4.1.1 Primeiro cultivo

4.1.1.1 Rendimento de matéria seca

As quantidades de matéria seca (parte aérea) produzidas pelo milho são mostradas na Figura 1. Pode-se observar que a adição dos resíduos ao solo, em três doses, promoveu diferentes respostas no rendimento das plantas.

O aumento das quantidades aplicadas proporcionou acréscimos na produção de matéria seca nos tratamentos com adição dos resíduos CERV e TEXT. Para o LAT observou-se aumento até a segunda dose (200 kg ha⁻¹ de N), ocorrendo decréscimo na maior dose, indicando que a utilização desta quantidade pode provocar limitação no desenvolvimento das culturas; possivelmente este fato pode ser devido à alta quantidade de sódio neste resíduo em relação aos demais (Tabela 2), tendo sido verificada acumulação de sódio nos solos com a adição do mesmo (Apêndice 2).

O efeito prejudicial do sódio foi mais pronunciado no solo LVd onde foram determinados os maiores teores do elemento no solo; este fato pode ser explicado em parte pela maior lixiviação de sódio que deve ter ocorrido no solo PVd, em virtude da sua menor capacidade de retenção de cátions, tendo em vista a alta precipitação

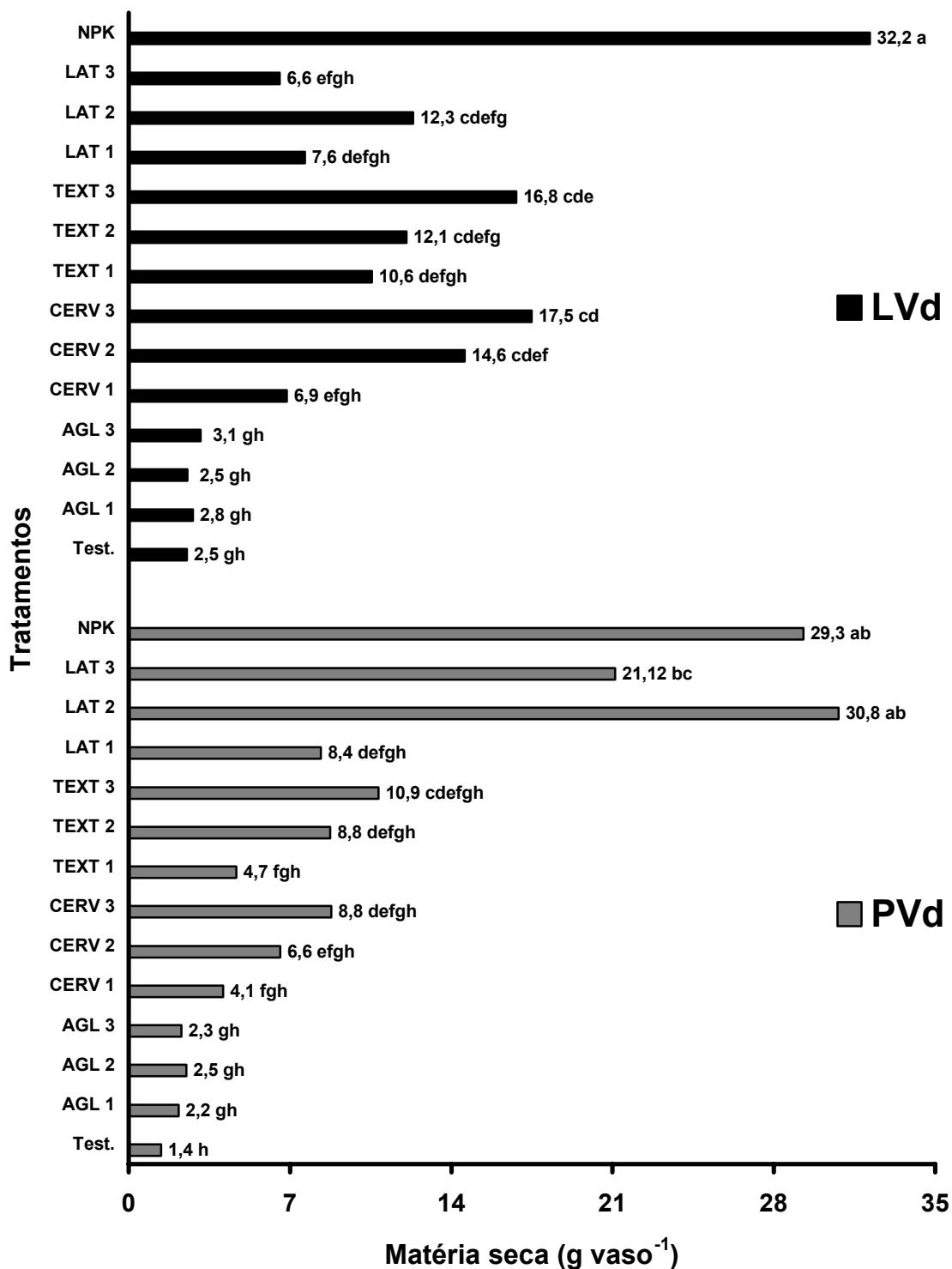


FIGURA 1. Produção de matéria seca da parte aérea do milho com a aplicação de doses crescentes dos resíduos, em comparação com a adubação mineral e a testemunha, nos solos LVd e PVd (médias de quatro repetições). Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

pluviométrica verificada durante o cultivo.

A adição do resíduo AGL não afetou o rendimento das plantas, sendo os valores obtidos semelhantes aos das testemunhas, indicando maior estabilidade deste material.

Em ambos os solos, os rendimentos dos tratamentos com adição dos resíduos foram inferiores aos dos tratamentos com adubo mineral, à exceção ao resíduo LAT no solo PVd. Este resultado pode ser devido ao baixo aporte de fósforo no solo pelos resíduos AGL, TEXT, e CERV, evidenciado pela observação visual das plantas que apresentavam as folhas com coloração arroxeadas, característica da deficiência nutricional de fósforo.

Outro fator que pode ter contribuído para o menor rendimento das plantas foi o suprimento insuficiente de nitrogênio pela mineralização dos resíduos. Assim, a liberação do nitrogênio não teria ocorrido em quantidade requerida pela cultura, indicando a necessidade de adição de maiores quantidades dos resíduos e/ou um prazo maior para mineralização dos mesmos.

4.1.1.2 Alterações nas propriedades químicas dos solos

Os resultados serão apresentados pela interação entre solo X resíduo (média das três doses) nas Figuras 2 e 3, e o efeito da dose será discutido pela média do valor obtido nos dois solos na Tabela 5; nos Apêndices 1 e 2 são apresentados os valores determinados por tratamento.

4.1.1.2.1 pH e matéria orgânica do solo

O pH dos solos determinado após o cultivo do milho aumentou com a aplicação de calcário em relação às testemunhas (Figura 2).

Os valores de pH atingido nos tratamentos com adubação mineral + calagem (NPK) indicaram que a aplicação do corretivo com base exclusivamente no índice SMP pode conduzir a erros de estimativa, já que este tratamento no solo LVd apresentou pH igual a 6,8 e no solo PVd a quantidade aplicada foi subestimada, obtendo-se pH de 5,5.

O mais adequado, como foi constatado nos experimentos 2 e 3, é a aplicação da quantidade de corretivo obtida pela média entre o método SMP e uma equação que pondera os teores de Al trocável e da matéria orgânica do solo. Desta forma, ao invés de se adicionar $5,4 \text{ t ha}^{-1}$ de corretivo no solo LVd a dose adequada seria de $3,8 \text{ t ha}^{-1}$; no solo PVd a dose aumentaria de 2,2 para $2,8 \text{ t ha}^{-1}$.

Nos tratamentos com adição de resíduos, a avaliação do valor neutralizante dos materiais no solo LVd foi dificultada pela adição da mistura corretiva de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ (3:1), pois o pH do solo nestes tratamentos atingiu alto valor devido à incorporação da mistura. Desta forma, seria necessária a aplicação de uma quantidade muito grande de resíduo para que ocorresse a modificação de uma unidade de pH, tendo em vista que o solo LVd neste pH apresenta um grande tamponamento ácido-base.

Contudo, foi observado um pequeno acréscimo de pH com a adição dos resíduos, porém não significativo, em relação ao tratamento NPK + calagem. O efeito alcalinizante dos resíduos foi mais evidente no solo PVd, onde somente o tratamento com resíduo CERV não foi significativamente superior ao tratamento com NPK.

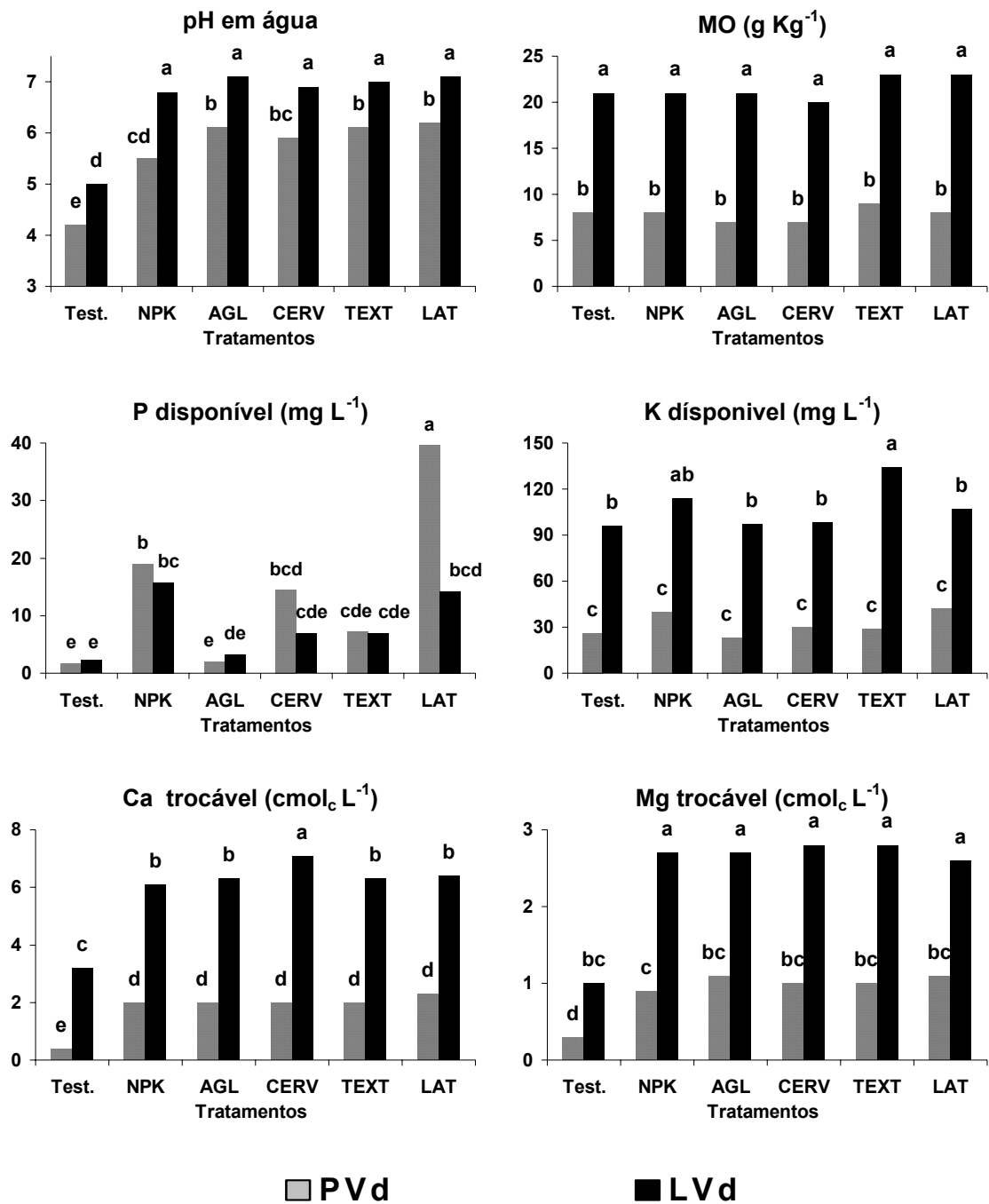


FIGURA 2. Valores de pH e teores de matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio e magnésio dos solos PVD e LVD, em função da aplicação de resíduos, em comparação à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Não foram observadas diferenças no valor do pH do solo com o aumento das doses de resíduos aplicadas (Tabela 5), tendo a calagem mascarado o efeito alcalinizante dos mesmos.

O aumento de pH do solo com a adição de resíduos pode ser devido à fração orgânica do material que pode adsorver íons Al^{3+} e H^+ em sua superfície, conforme descrito por Hoyt & Turner (1975), ou devido a substâncias alcalinizantes presentes nos materiais na forma de óxidos ou hidróxidos. MELLO (1998) observou aumento de pH com a aplicação de composto de lodo de cervejaria + cavaco de eucalipto, em dose equivalente a 150 kg ha^{-1} de N e relacionou o fato à natureza alcalina do resíduo e à sua elevada quantidade de cálcio.

Esse efeito sobre o pH dos solos motivou o experimento de incubação dos resíduos no solo, a fim de avaliar o valor neutralizante dos mesmos, para que sua utilização em solos agrícolas seja uma prática segura.

A adição dos resíduos orgânicos não afetou os teores de matéria orgânica dos solos (Figura 2). A adição de pequenas quantidades de resíduos geralmente não é detectada nas análises devido à pequena sensibilidade do método utilizado, à segregação de partículas no preparo da amostra e à perda de carbono durante a decomposição dos resíduos.

4.1.1.2.2 Disponibilidade de nutrientes

Fósforo, potássio, cálcio e magnésio do solo

A contribuição dos resíduos como fonte de fósforo para as plantas é importante devido aos teores baixos deste elemento na maioria dos solos, onde é encontrado em concentrações geralmente inferiores ao exigido pelas culturas.

TABELA 5. Valores de pH e teores de elementos no solo após o cultivo em função da dose de resíduo aplicada (médias dos dois solos e quatro repetições).

Parâmetro	Test.	NPK	Resíduo/Doses											
			LAT			AGL			TEXT			CERV		
			1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
pH (H ₂ O)	4,6c	6,1b	6,7a	6,7a	6,7a	6,6a	6,7a	6,7a	6,7a	6,6a	6,6a	6,6a	6,4ab	6,3ab
MO (g L ⁻¹)	15a	18a	14a	15a	15a	14a	14a	14a	14a	19a	16a	13a	13a	14a
P (mg L ⁻¹)	2,0c	17,5b	12,2bc	34,7a	33,8a	2,8c	2,7c	2,5c	5,5bc	7,6bc	8,2bc	5,9bc	9,8bc	16,2b
K (mg L ⁻¹)	61a	77a	68a	72a	84a	58a	60a	64a	88a	77a	81a	64a	63a	65a
Ca (cmol _c L ⁻¹)	1,8a	4,1a	4,2a	4,4a	4,4a	4,1a	4,2a	4,2a	4,2a	4,1a	4,2a	4,4a	4,5a	4,6a
Mg (cmol _c L ⁻¹)	0,6a	1,8a	1,9a	1,9a	1,9a	1,9a	1,9a	1,9a	2,0a	1,8a	2,0a	1,9a	1,9a	1,9a
S (mg L ⁻¹)	12,5a	11,5a	16,7a	13,1a	19,8a	12,7a	14,4a	14,7a	13,2a	13,0a	13,5a	13,7a	14,0a	14,7a
B (mg L ⁻¹)	0,8a	0,9a	0,8a	0,9a	0,9a	1,0a	0,8a	0,8a	0,9a	0,8a	1,0a	0,9a	0,9a	0,9a
Mn (mg L ⁻¹)	27,0a	1,8b	1,8b	1,8b	2,4b	2,9b	2,9b	2,9b	1,6b	1,4b	2,0b	3,9b	3,3b	4,8b
Zn (mg L ⁻¹)	3,2c	3,0c	3,2c	4,0c	4,7bc	2,9c	3,0c	2,7c	3,4c	3,8c	4,2bc	6,5bc	10,0ab	14,1a
Na (mg L ⁻¹)	16,5b	24,8b	22,5b	29,2b	49,5a	18,4b	18,2b	17,4b	17,0b	17,9b	19,0b	17,1b	19,5b	20,9b
Cu (mg L ⁻¹)	3,2a	2,3a	2,4a	2,7a	2,8a	2,2a	2,1a	2,2a	2,5a	2,7a	2,9a	2,6a	2,8a	3,3a

Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p<0,05).

O aumento da dose adicionada dos resíduos proporcionou um acréscimo nos teores de fósforo disponível do solo (Tabela 5), à excessão do AGL, em razão do baixo teor do elemento no resíduo, que foi de somente $0,3 \text{ g kg}^{-1}$ (Tabela 2).

Embora os solos com adição dos resíduos CERV e TEXT tenham mostrado aumento nos teores de fósforo disponível, os valores obtidos em cada tratamento (Apêndice 1) não são considerados suficientes conforme a recomendação da SBCS/NRS (1995), sendo menores que 14 e 24 mg L^{-1} , para os solos LVd e PVd, respectivamente.

Dessa forma, o teor de fósforo no solo com os tratamentos AGL, CERV e TEXT pode ser considerado limitante ao desenvolvimento da cultura, como constatado pela observação visual das plantas, indicando a necessidade de adubação fosfatada suplementar quando estes resíduos são adicionados aos solos com fins agrícolas.

Por outro lado, o resíduo LAT foi eficiente fornecedor de fósforo ao solo, sendo significativamente superior, nas duas maiores doses, aos demais tratamentos (Tabela 5), com valores considerados altos ($> 30 \text{ mg L}^{-1}$ no PVd e $>18 \text{ mg L}^{-1}$ no LVd) pela SBCS/NRS (1995).

De acordo com Hue (1992), três mecanismos podem influenciar o aumento da disponibilidade de fósforo no solo: (1) a liberação de fósforo pela mineralização da matéria orgânica; (2) ânions orgânicos provenientes dos resíduos substituírem o fosfato adsorvido pelos óxidos de ferro e alumínio; e, (3) estes ânions orgânicos formando complexos estáveis com os cátions Fe^{3+} Al^{3+} , diminuindo a atividade dos mesmos na solução do solo e, conseqüentemente, aumentando a atividade do fósforo solúvel.

A diferenças observadas entre solos (Figura 2) são devidas à maior capacidade de fixação de fósforo que o solo LVd apresenta, em função do maior teor de argila e colóides orgânicos.

A baixa concentração de potássio nos resíduos não afetou os teores do solo, que foram semelhantes ao determinado nas testemunhas (Apêndice 1), sendo diferentes somente entre solos (Tabela 5). No solo LVd todos os tratamentos apresentaram valores acima do nível crítico ($> 80 \text{ mg L}^{-1}$), inclusive a testemunha, indicando a maior fertilidade natural e a necessidade apenas de manutenção dos teores altos no mesmo (Figura 2).

No solo PVd, os teores mantiveram-se na faixa considerada como muito baixa ($< 40 \text{ mg L}^{-1}$), conforme a interpretação adotada pela SBCS/NRS (1995), à exceção do resíduo LAT na maior dose, demonstrando a deficiência do solo neste nutriente. Deve ser considerada também a absorção pelas plantas, pois segundo Cantarella (1993), o potássio é o segundo elemento exigido em maiores quantidades pelas plantas de milho, depois do nitrogênio.

A diferença entre os solos pode ser observada na Figura 2, onde os teores de potássio nos tratamentos no solo LVd foram superiores aos do PVd; o acréscimo observado com o resíduo TEXT apenas no solo mais argiloso provavelmente não ocorreu no solo arenoso devido à possível lixiviação do elemento no PVd, com menor capacidade de reter o potássio.

Os teores de cálcio e magnésio aumentaram significativamente pela calagem, sendo superiores à testemunha nos dois solos, sem apresentar diferenças entre tratamentos (Figura 2). A adição do calcário também nivelou o efeito do aumento das doses de resíduos aplicados, que foram semelhantes aos teores determinados no tratamento com adubação mineral (Tabela 5).

Os teores de cálcio e magnésio são considerados altos pela interpretação da SBCS/NRS (1995), à exceção do cálcio no solo PVd, que apresentou valores próximos

à faixa média (2,1 - 4,0 mg L⁻¹), sugerindo que a calagem fornece adequadamente estes nutrientes.

Cobre, manganês, sódio, enxofre, boro e zinco extraíveis do solo

Os elementos cobre e zinco são necessários às plantas em pequenas quantidades; por outro lado, a acumulação dos mesmos no solo pode ser tóxica ao meio ambiente. Dessa forma, a avaliação da disponibilidade destes elementos para as plantas, requer atenção quanto aos limites máximos permissíveis para a segurança da prática de descarte de resíduos no solo.

A adição dos resíduos ao solo não alterou significativamente os teores de cobre extraível, na média dos dois solos (Tabela 5). No solo PVd foi observado um pequeno aumento com a adição do resíduo CERV ao contrário do observado no LVd, onde todos os tratamentos foram inferiores à testemunha (Figura 3).

O comportamento diferenciado entre os solos pode ser explicado pelo maior teor de aluminossilicatos e matéria orgânica do solo LVd, além da elevação excessiva do pH; estes fatores favorecem a complexação do metal, diminuindo sua disponibilidade. Hue et al. (1988), adicionando lodo de esgoto, também observaram essa maior capacidade de adsorção e inativação de metais em função do solo.

Os teores de manganês foram afetados pela correção da acidez dos solos; assim, os teores determinados nas testemunhas foram superiores aos dos demais tratamentos (Figura 3 e Tabela 5). A elevação do pH pela calagem e a adição dos resíduos promoveu a oxidação do manganês para formas menos solúveis, diminuindo seus teores no solo. Ernani (1981) e Moraes (1990), adicionando resíduos orgânicos ao solo, também observaram o efeito do pH sobre a concentração de manganês; o primeiro atribuiu o fato à adição de cálcario e o segundo à aplicação do composto.

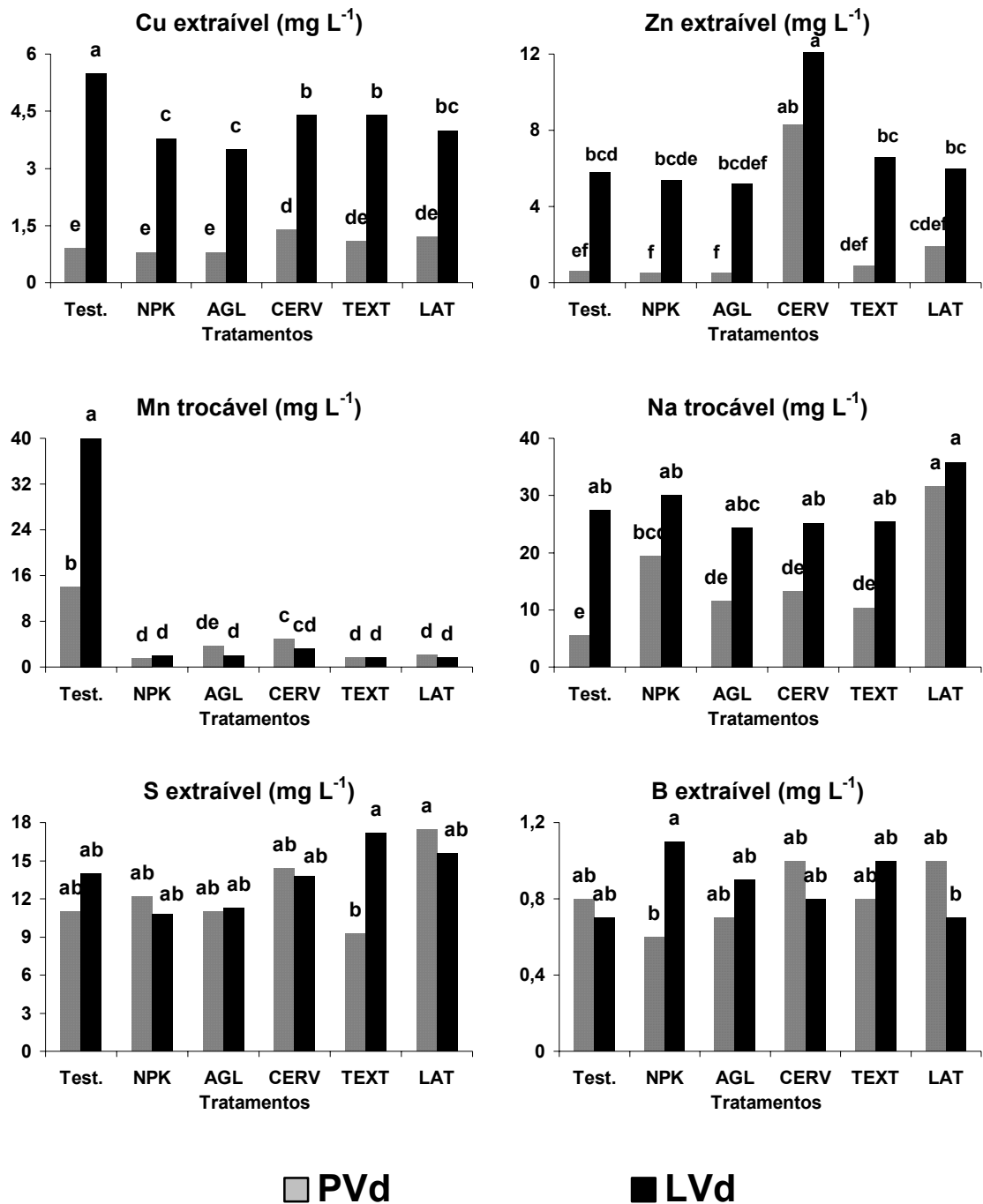


FIGURA 3. Teores de micronutrientes, enxofre e sódio dos solos PVd e LVd, em função da aplicação de resíduos, em comparação à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Os teores de sódio e zinco no solo refletiram a concentração destes elementos nos resíduos, associada à quantidade adicionada do material orgânico, proporcionando acúmulo de sódio e zinco onde foram aplicados os resíduos LAT e CERV, respectivamente. Essa contribuição pode ser observada pelo significativo aumento dos teores no solo com o aumento da dose adicionada (Tabela 5); no caso do sódio, os valores obtidos na maior dose do resíduo LAT reforçam o efeito negativo do mesmo sobre o desenvolvimento das plantas.

O teor de enxofre extraível dos solos não foi afetado por nenhum fator, não sendo observadas diferenças devido à dose, resíduo ou solo (Figura 3 e Tabela 5). Embora os resíduos AGL e TEXT apresentassem 18,0 e 14,0 g kg⁻¹ de enxofre, respectivamente, não foi observado aumento do teor de sulfato extraível do solo (Apêndice 2). Kray (2001), trabalhando com resíduos de curtume e carbonífero contendo altos teores de enxofre, também não constatou mudanças no teor do elemento no solo. Os teores de boro não foram afetados pela adição dos resíduos; apenas no tratamento NPK, foi observada diferença entre os solos (Figura 3), sendo, entretanto, os valores muito próximos.

Os teores de cobre, zinco, enxofre e boro no solo (Apêndice 2) são considerados suficientes para o adequado desenvolvimento das plantas, de acordo com a interpretação de análises adotada pela SBCS/NRS (1995).

4.1.2. Segundo cultivo

No segundo cultivo o experimento foi dividido em duas partes, ficando dois blocos sem reaplicação de resíduo, sendo feita apenas adubação mineral suplementar

com fósforo e potássio; nos outros dois blocos foi feita a reaplicação dos resíduos, também sendo adicionada adubação mineral suplementar com fósforo e potássio.

4.1.2.1 Rendimento de matéria seca

Efeito residual

As quantidades de matéria seca (parte aérea) produzidas pelas plantas de aveia nos tratamentos sob efeito residual são apresentadas na Figura 4.

Os menores rendimentos foram observados nos tratamentos testemunha, demonstrando a baixa fertilidade natural dos solos e a necessidade de adubação e calagem para obtenção de altos rendimentos.

A adição dos resíduos, no entanto, conforme observado no cultivo anterior, não foi suficiente para suprir a necessidade das plantas em fósforo e potássio, sendo então feita adubação mineral complementar em todos os tratamentos. Dessa forma, o efeito residual da aplicação dos resíduos no rendimento de matéria seca foi devido à capacidade de suprimento de nitrogênio às plantas.

A produção de matéria seca foi afetada pelo tipo de solo; no LVd, com maior teor de matéria orgânica e, por conseguinte, maior disponibilidade de nitrogênio, os tratamentos, à exceção do com adição do resíduo TEXT, apresentaram rendimentos semelhantes entre si, indicando que o suprimento de nitrogênio foi devido em maior parte pelo solo, demonstrando a recalcitrância dos resíduos e/ou seu pequeno efeito residual.

Este fato pode ser reforçado pela ausência de efeito do aumento da quantidade de resíduo adicionada e pela semelhança de rendimento dos tratamentos com resíduos

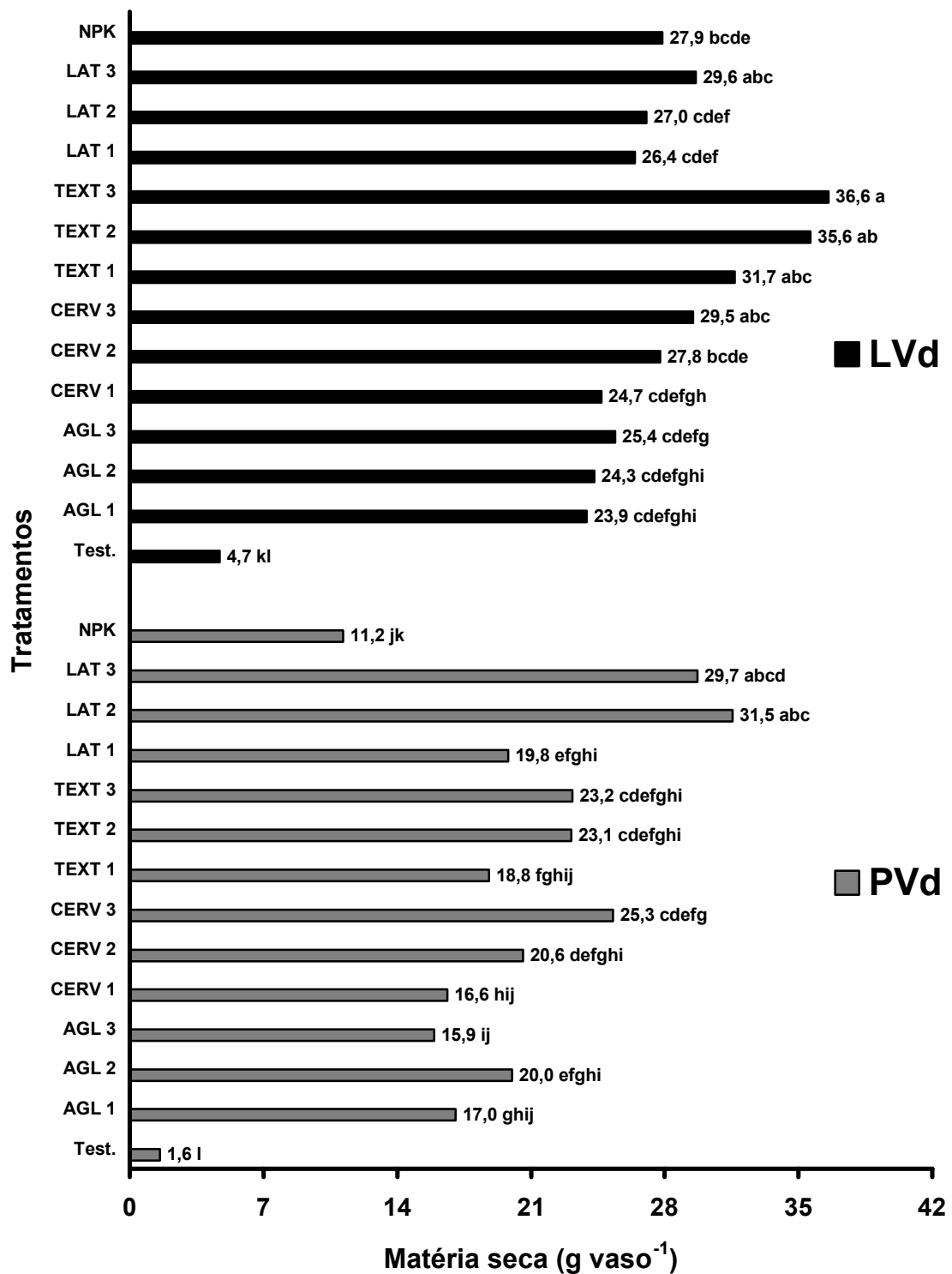


FIGURA 4. Efeito residual da aplicação de resíduos sobre a produção de matéria seca da parte aérea das plantas de aveia em comparação à adubação mineral e à testemunha, nos solos LVd e PVd (médias de duas repetições). Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

quando comparados com o tratamento mineral completo, em que o efeito residual da uréia é praticamente nulo devido à pronta disponibilidade e lixiviação do nitrogênio na forma nítrica.

O efeito diferenciado do resíduo TEXT, superior aos demais, corrobora com os resultados obtidos no Experimento 4, demonstrando a maior capacidade de suprimento de nitrogênio deste material.

No solo PVd, o efeito residual dos resíduos foi mais pronunciado, provavelmente devido ao menor aporte de nitrogênio pela matéria orgânica do solo, induzindo o aumento da atividade microbiana sobre o substrato orgânico adicionado. Este fato é evidenciado pela diferença de rendimento de matéria seca em relação ao tratamento mineral completo.

Entre os resíduos, pode-se observar que a melhor resposta foi determinada nos tratamentos com a adição do resíduo LAT; observou-se, entretanto, um pequeno decréscimo na maior dose, à semelhança do plantio anterior, provavelmente devido ao teor de sódio do resíduo, que proporcionou piores condições físicas no solo e acúmulo do elemento no tecido das plantas.

Os rendimentos de matéria seca mais baixos foram observados com a aplicação do resíduo AGL, em ambos os solos, demonstrando a baixa decomposição deste material no solo; a aplicação do resíduo CERV, apesar de apresentar rendimentos intermediários aos demais tratamentos, mostrou uma produção de matéria seca proporcional à dose aplicada, sugerindo que a adição de maiores quantidades do resíduo poderia suprir as necessidades das plantas, visto que houve resposta linear à quantidade adicionada.

Reaplicação

As quantidades de matéria seca (parte aérea) produzidas pelas plantas de aveia nos tratamentos com reaplicação dos resíduos são apresentadas na Figura 5.

Embora os tratamentos com adição dos resíduos tenham apresentado valores de matéria seca inferiores ao obtido no tratamento com adubação mineral, a reaplicação dos mesmos, inclusive em menores doses, promoveu um incremento no rendimento de matéria seca das plantas, em comparação com seu efeito residual (Figura 4).

Ernani (1981) e Cassol (1987), trabalhando com resíduos orgânicos, também obtiveram rendimentos inferiores ao tratamento com adubação mineral completa, sugerindo que este fato se deve à incapacidade da fonte orgânica em liberar nitrogênio na quantidade exigida para o máximo desenvolvimento da cultura.

Ao contrário do que foi observado nos tratamentos destinados à avaliação do efeito residual, a reaplicação dos resíduos no solo LVd mostrou diferentes respostas para tipos de resíduos e doses aplicadas.

A reaplicação dos resíduos CERV e TEXT possibilitou o aumento de rendimento com a quantidade adicionada, indicando a necessidade de utilização de maiores doses para atingir rendimentos semelhantes aos obtidos no tratamento com adubação mineral completa.

O resíduo LAT, conforme observado no plantio anterior e nos tratamentos com efeito residual, apesar de apresentar os maiores rendimentos, não mostrou aumento com a aplicação da maior dose, provavelmente devido à acumulação de sódio no tecido das plantas (Apêndice 10).

Os rendimentos obtidos com a reaplicação do resíduo AGL no solo PVd foram baixos, sem diferenciação para o aumento das doses aplicadas, e semelhante aos obtidos

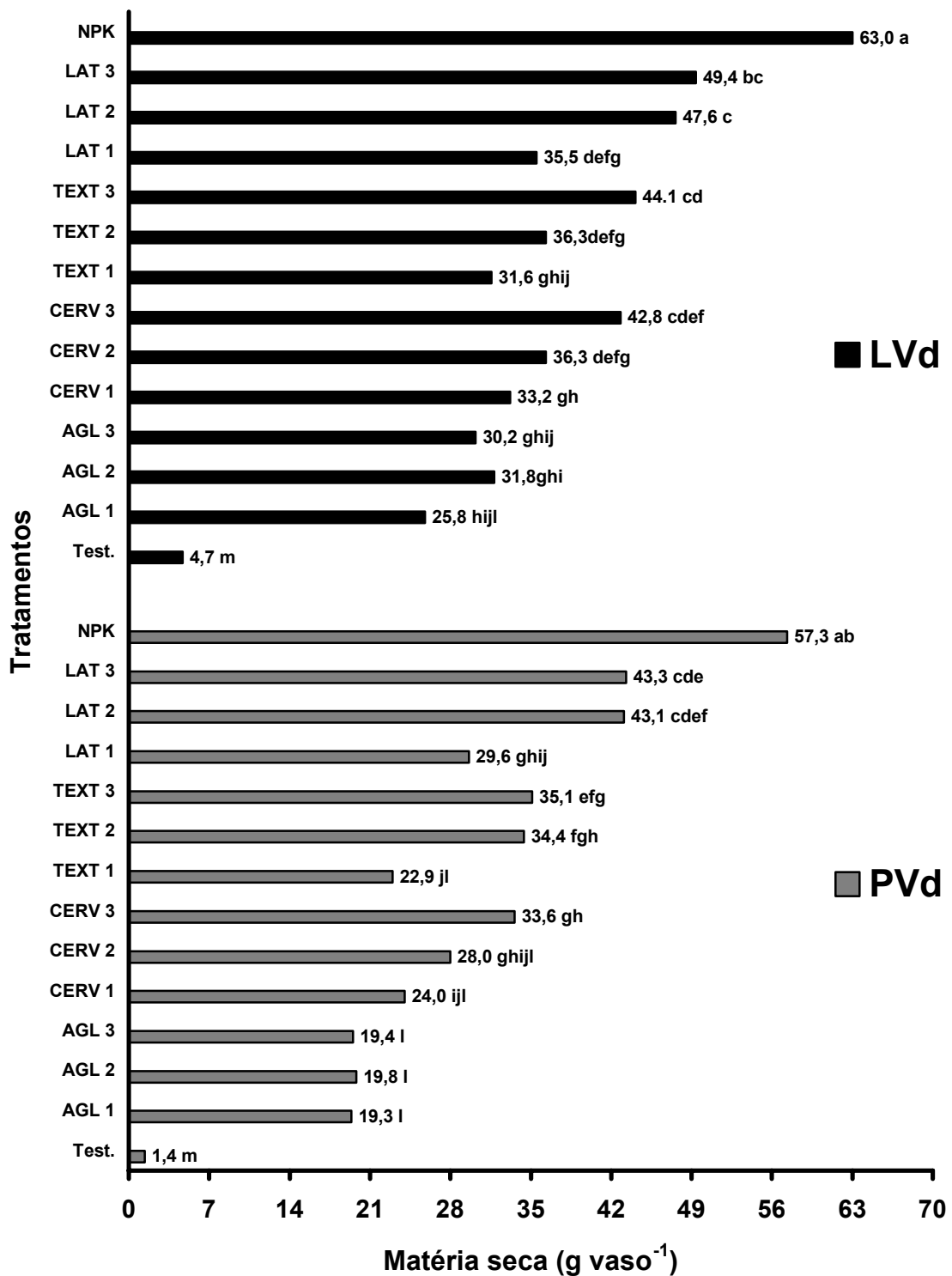


FIGURA 5. Efeito da reaplicação dos resíduos sobre a produção de matéria seca da parte aérea das plantas de aveia em comparação à adubação mineral e à testemunha, nos solos LVd e PVd (média de duas repetições). Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

nos tratamentos com efeito residual. Este fato indica uma baixa taxa de mineralização de nitrogênio deste material.

4.1.2.2 Alterações nas propriedades químicas dos solos

Os resultados serão apresentados pela interação solo x resíduo (média das três doses) nas Figuras de 6 a 9 e o efeito da dose será discutido pela média do valor obtido nos dois solos (Tabelas 6 e 7). Nos Apêndices de 3 a 6 serão apresentados os valores determinados por tratamento.

4.1.2.2.1 pH e matéria orgânica do solo

Os valores de pH no solo LVd nos tratamentos com ou sem reaplicação de resíduos praticamente não apresentaram variações, possivelmente pelo alto tamponamento ácido - base deste solo na faixa de pH utilizada (Figura 6).

Por outro lado, a reaplicação dos resíduos no solo PVd alterou o pH dos solos. Pode-se observar (Figura 6) que a aplicação do resíduo LAT elevou o pH do solo; este fato pode ser explicado pelo maior valor neutralizante (VN) deste material, conforme determinado no Experimento 2. Os resíduos CERV e TEXT, que apresentaram os menores valores de neutralização ao final do Experimento 2, mostraram neste experimento, um decréscimo nos valores de pH com a reaplicação dos mesmos, sugerindo a ocorrência da acidificação do solo pelo processo de nitrificação.

Lund & Doss (1980), aplicando esterco de gado em dois solos por três anos em doses de até 270 t ha⁻¹, observaram elevação do pH somente no primeiro ano e de forma pronunciada somente no solo mais arenoso, indicando que nos anos subseqüentes houve

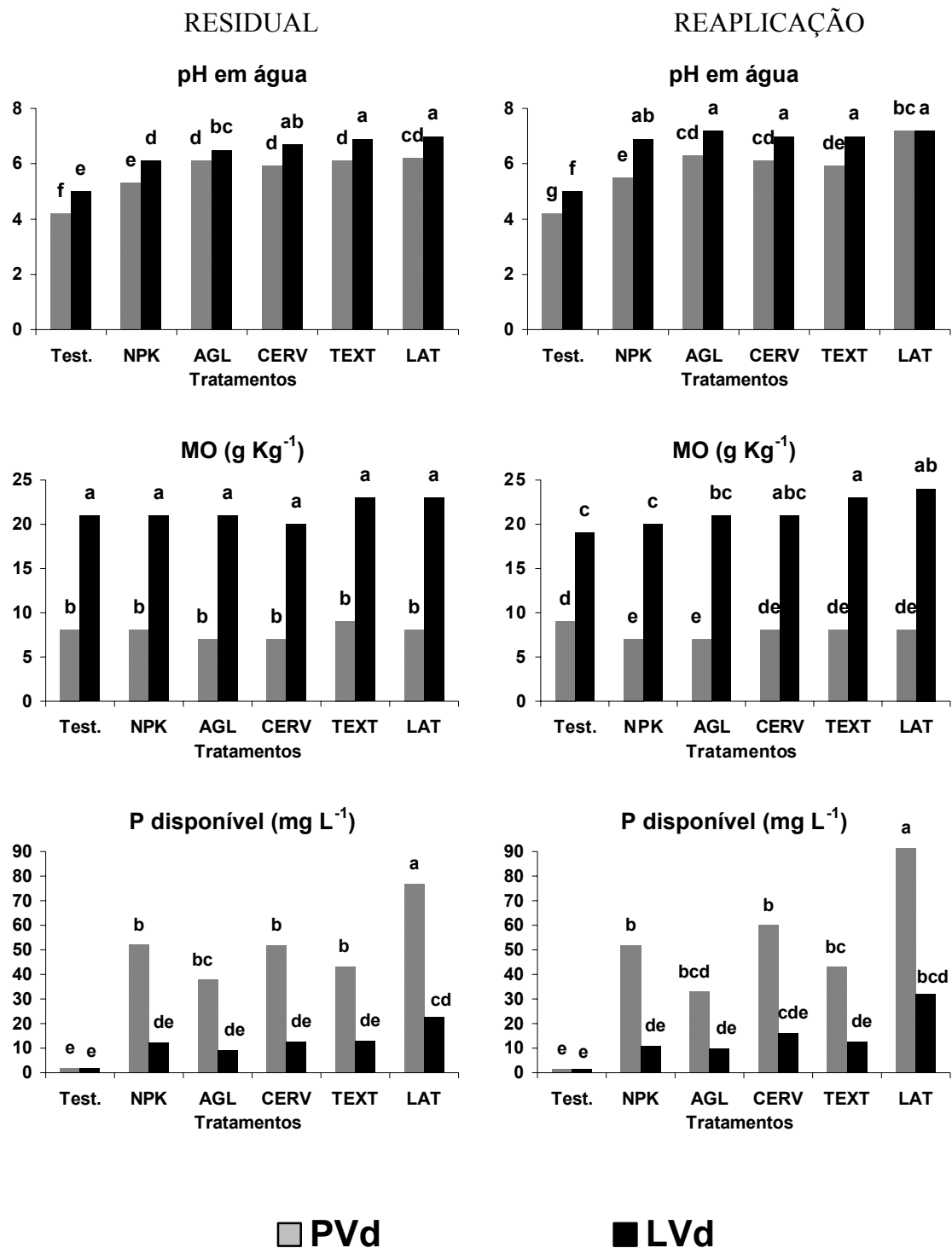


FIGURA 6. Valores de pH e teores de matéria orgânica e fósforo dos solos PVD e LVd, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

aumento da CTC do solo e da população de bactérias nitrificadoras, evitando a elevação de pH.

À semelhança do que foi obtido no primeiro plantio, não foi observado efeito de doses de resíduo sobre o pH do solo (Tabela 6), devido à predominância da calagem na correção da acidez do solo.

O teor de matéria orgânica aumentou com a reaplicação dos resíduos CERV, TEXT e LAT no solo LVd (Figura 6), em relação à testemunha, não sendo o mesmo observado no solo PVd. Na média dos solos, entretanto, este efeito não foi observado (Tabela 6).

4.1.2.2 Disponibilidade de nutrientes

Fósforo, potássio, cálcio e magnésio do solo

Devido à deficiência de fósforo para as plantas observada no primeiro plantio, foi feita adubação mineral fosfatada em todos os tratamentos com resíduos, tanto nos destinados a observação do efeito residual como nos com reaplicação dos materiais.

Dessa forma, a contribuição dos resíduos como fonte de fósforo foi determinada em relação ao tratamento com adição de NPK. Nos tratamentos sem reaplicação dos resíduos, em ambos os solos, pode-se observar que o LAT foi o único material que proporcionou aumento nos teores de fósforo do solo (Figura 6).

A reaplicação dos resíduos CERV e LAT mostrou um expressivo aumento do teor de fósforo do solo em relação aos mesmos tratamentos sob efeito residual (Tabela 6). Esses valores podem ser justificados, tendo em vista que estes resíduos adicionaram na maior dose aplicada, as quantidades de 104 e 105 kg ha⁻¹ de P₂O₅, respectivamente;

TABELA 6. Valores de pH e teores de matéria orgânica, fósforo e potássio disponíveis e cálcio e magnésio trocáveis do solo nos tratamentos com efeito residual ou com a reaplicação de diferentes doses de resíduos, em comparação com um tratamento com adubação mineral completa e com a testemunha (médias de dois solos e duas repetições).

Parâmetro	Test.	NPK	Resíduo/Doses												
			LAT			AGL			TEXT			CERV			
			1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
pH (H ₂ O)	Res.*	4,6b	6,5a	6,8a	6,7a	6,4a	6,7a	6,7a	6,8a	6,8a	6,6a	6,6a	6,8a	6,6a	6,5a
	Rep.*	4,6b	6,2a	6,8a	6,8a	6,9a	6,7a	6,8a	6,8	6,7a	6,3a	6,3a	6,6a	6,5a	6,5a
MO (g L ⁻¹)	Res.	15a	18a	14a	15a	15a	14a	14a	14a	14a	19a	16a	13a	13a	14a
	Rep.	14a	14a	15a	16a	15a	13a	14a	14a	15a	16a	15a	13a	15a	15a
P (mg L ⁻¹)	Res.	1,7b	32,3ab	37,2ab	59,9a	52,1ab	24,3ab	21,2ab	24,9ab	28,0ab	27,9ab	28,5ab	25,6ab	34,3ab	36,8ab
	Rep.	1,6b	31,3ab	42,2ab	67,4a	76,0a	21,6ab	23,4ab	19,6ab	25,8ab	23,9ab	33,9ab	29,0ab	35,2ab	50,0ab
K (mg L ⁻¹)	Res.	44a	66a	51a	48a	61a	56a	59a	63a	48a	46a	50a	54a	48a	45a
	Rep.	41a	46a	52a	48a	57a	57a	53a	57a	48a	43a	41a	49a	45a	39a
Ca (cmol _c L ⁻¹)	Res.	1,2a	3,9a	3,7a	3,6a	3,4a	3,5a	3,9a	4,2a	3,2a	3,6a	3,6a	3,7a	3,4a	3,2a
	Rep.	1,2a	3,6a	3,6a	3,7a	3,5a	3,7a	4,1a	3,7a	3,6a	3,5a	3,7a	3,5a	3,4a	3,4a
Mg (cmol _c L ⁻¹)	Res.	0,4a	1,5a	1,7a	1,6a	1,6a	1,7a	1,8a	1,8a	1,5a	1,6a	1,8a	1,7a	1,5a	1,5a
	Rep.	0,5a	1,4a	1,5a	1,7a	1,7a	1,7a	1,7a	1,6a	1,7a	1,4a	1,7a	1,5a	1,3a	1,4a

Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p<0,05).

* Res. = efeito residual; Rep. = reaplicação do tratamento.

os resíduos AGL e TEXT fornecem na maior dose aplicada, somente 0,3 e 37 kg ha⁻¹ de P₂O₅, respectivamente.

Os teores de fósforo determinados em cada tratamento (Apêndice 5), demonstram a capacidade de fornecimento de fósforo pelo resíduo LAT e em menor quantidade pelo CERV para as plantas, e indicam a necessidade de adubação fosfatada no caso da utilização dos resíduos AGL e TEXT em solos agrícolas.

Os teores de potássio disponível no solo não foram afetados pela reaplicação dos resíduos, tendo em vista que os mesmos contêm baixo teor deste nutriente (Apêndices 3 e 5). O maior teor de potássio no solo observado nos tratamentos sem reaplicação dos resíduos provavelmente foi devido à menor quantidade do nutriente absorvida pelas plantas, em relação ao mesmo tratamento com reaplicação (Figura 7). O aumento das doses de resíduo aplicadas também não alterou significativamente os teores de potássio no solo (Tabela 6).

A necessidade de suplementação de potássio na utilização de resíduos na agricultura, em especial de lodos de estações de tratamento, tem sido relatada por diversos autores (Bettiol, 1982; Igue et al., 1984 e Da Ros et al., 1993).

O cálcio e o magnésio trocáveis do solo apresentaram teores semelhantes, tanto onde foi feita a reaplicação dos resíduos como no estudo do efeito residual (Tabela 6). Entretanto, foi observado decréscimo do teor de magnésio no solo PVd e de cálcio no LVd, em relação aos valores determinados ao final do primeiro plantio, provavelmente devido à translocação de íons para a camada subsuperficial do perfil do solo.

Cavallaro et al. (1993), avaliando o efeito da aplicação de lodo de esgoto ao solo em doses de 0, 8, 16 e 24 t ha⁻¹, observaram, ao final do plantio, diminuição dos teores de magnésio devida à absorção pelas plantas e à lixiviação. Kray (2001) verificou a

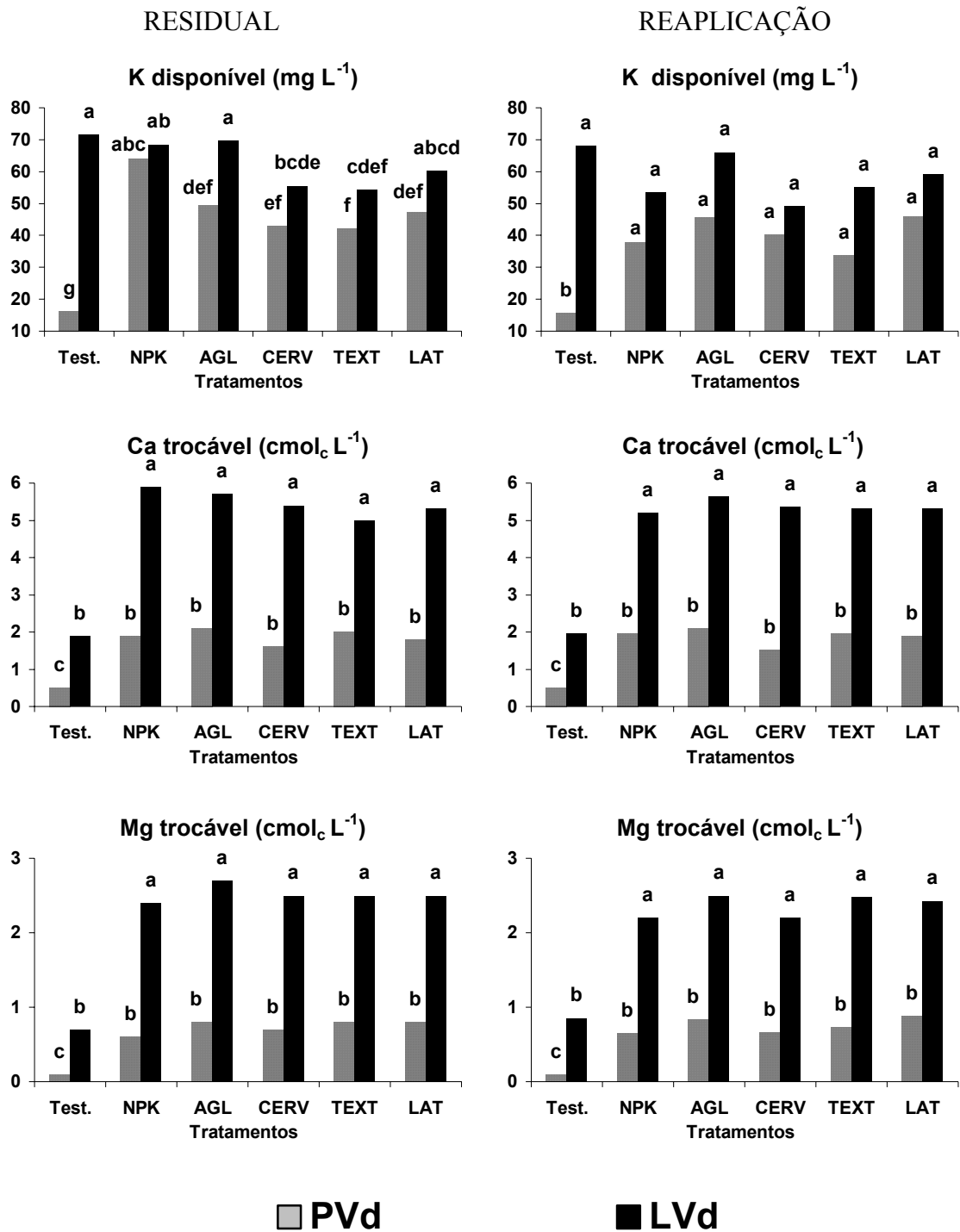


FIGURA 7. Teores de potássio, cálcio e magnésio dos solos PVd e LVd, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

translocação de cálcio no perfil do solo a profundidades de 50-80 cm dois anos após a incorporação de calcário e lodo de curtume.

Cobre, zinco, manganês, boro e enxofre extraíveis do solo

Os teores de cobre não foram afetados pela reaplicação dos resíduos ao solo, sendo semelhantes em cada tratamento com os determinados no estudo do efeito residual (Apêndices 4 e 6). Entretanto, em comparação com os valores determinados ao final do primeiro plantio (Apêndice 2), foi observado um pequeno aumento, possivelmente devido à mineralização da material orgânico ao longo do tempo.

Foram observados pequenos aumentos nos teores de cobre no solo com o aumento das doses dos resíduos CERV e TEXT, embora não significativos (Tabela 7); estes resíduos apresentam maiores teores de cobre (Tabela 2). Nas duas adições do resíduo TEXT foram aplicadas somente $4,8 \text{ kg ha}^{-1}$ de cobre, valor bem menor em comparação ao limite máximo de aplicação anual estipulado para lodos de esgoto pela USEPA (1996), que é igual a $75 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, e muito inferior à carga cumulativa máxima permitida para solos agrícolas, igual a 1.500 kg ha^{-1} .

Os teores de zinco extraível no solo obtidos ao final no segundo plantio aumentaram em relação aos valores obtidos após o primeiro plantio, com ou sem reaplicação dos resíduos (Apêndices 2, 4 e 6); os maiores aumentos foram observados nos tratamentos com reaplicação do resíduo CERV, sendo proporcionais à dose adicionada (Tabela 7). Este resultado concorda com o observado no plantio anterior, indicando que este resíduo pode ser fonte de zinco para os solos.

Devido à sua baixa fitotoxicidade, o limite de tolerância para a aplicação anual máxima deste metal adotado pela USEPA (1996) é de $140 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; a maior

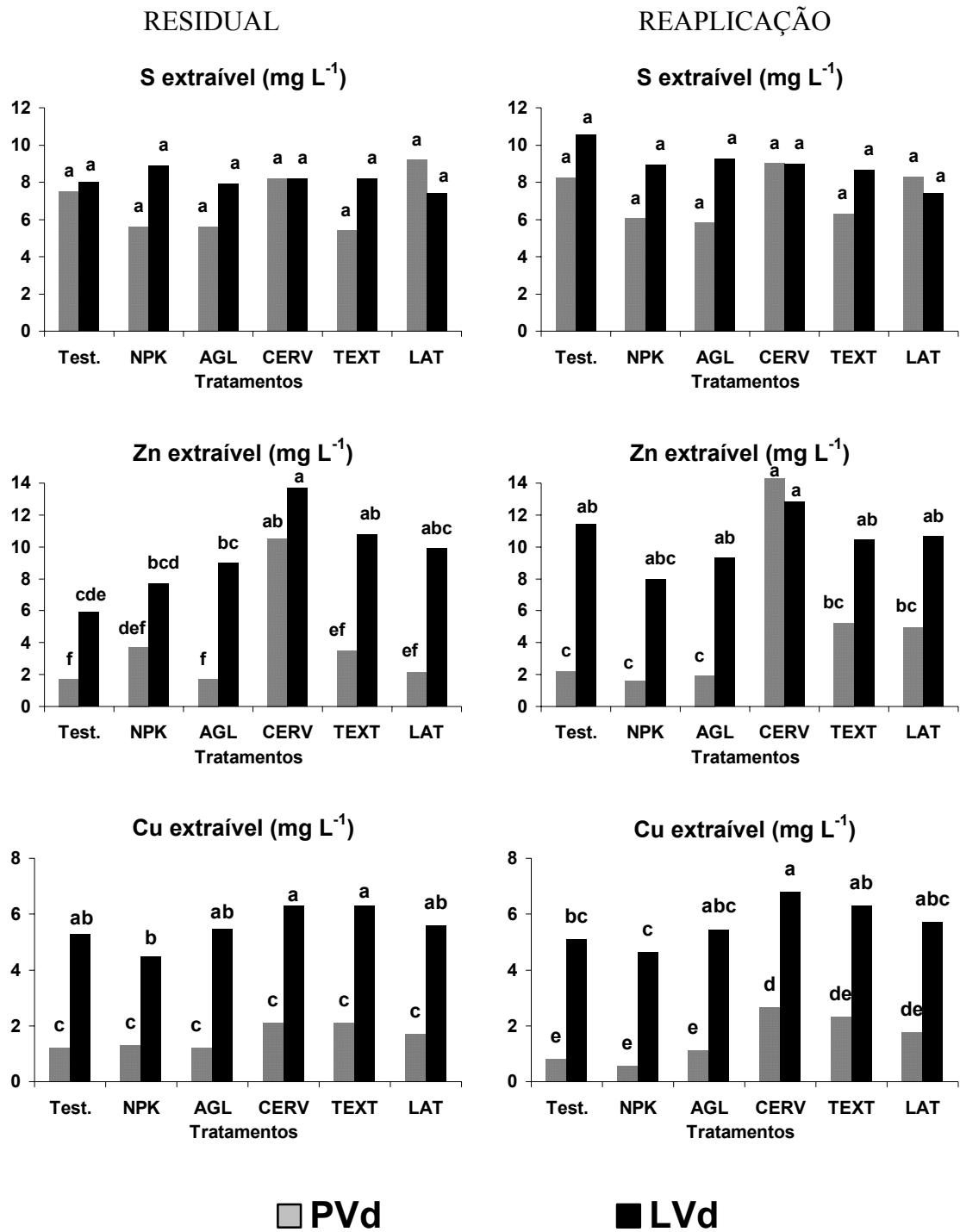


FIGURA 8. Teores de enxofre, zinco e cobre extraíveis dos solos PVd e LVd, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

TABELA 7. Teores de enxofre, boro, zinco e cobre extraíveis e manganês trocável no solo nos tratamentos com efeito residual ou com a reaplicação de diferentes doses de resíduos em comparação com um tratamento com adubação mineral completa e com a testemunha (média de dois solos e duas repetições).

Parâmetro		Test.	NPK	Resíduo/Doses											
				LAT			AGL			TEXT			CERV		
				1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
S (mg L ⁻¹)	Res.*	7,7 ^a	7,2a	7,8a	8,1a	9,0a	6,3a	7,6a	6,2a	7,0a	7,2a	6,2a	5,8a	9,7a	9,1a
	Rep.*	9,4 ^a	7,5a	8,5a	6,6a	8,5a	7,5a	7,3a	7,8a	6,8a	8,3a	7,4a	7,4a	9,7a	9,9a
B (mg L ⁻¹)	Res.	0,6 ^a	0,7a	0,6a	0,7a	0,7a	0,8a	0,7a	0,8a	0,7a	0,6a	0,7a	0,6a	0,7a	0,8a
	Rep.	0,7 ^a	0,7a	0,7a	0,6a	0,8a	0,6a	0,7a	0,6a	0,7a	0,7a	0,8	0,8a	0,7a	0,6a
Mn (mg L ⁻¹)	Res.	7,7 ^a	3,2b	4,2ab	3,7ab	4,2ab	3,5ab	2,7b	2,5b	3,0b	2,2b	3,2b	3,5ab	5,0ab	4,0ab
	Rep.	6,7 ^a	3,2ab	3,7ab	3,5ab	3,2ab	3,0ab	2,5b	3,2ab	3,0ab	2,7b	3,5ab	4,2ab	4,2ab	3,7ab
Zn (mg L ⁻¹)	Res.	3,8b	5,7ab	5,1ab	6,7ab	6,2ab	5,3ab	5,5ab	5,2ab	6,0ab	7,0ab	8,5ab	10,1ab	12,0ab	14,1a
	Rep.	6,8 ^{ab}	4,8b	7,9ab	6,7ab	8,7ab	5,7b	5,9b	5,1b	6,4ab	7,9ab	9,1ab	10,9ab	13,4ab	16,5a
Cu (mg L ⁻¹)	Res.	3,2 ^a	2,9a	3,4a	3,9a	3,5a	3,4a	3,3a	3,2a	3,6a	3,9a	5,1a	3,6a	4,4a	4,5a
	Rep.	3,1 ^a	2,9a	3,6a	3,9a	3,7a	3,5a	3,1a	3,2a	3,5a	4,0a	5,4a	4,1a	4,7a	5,4a

Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p<0,05).

* Res. = efeito residual; Rep. = reaplicação do tratamento.

quantidade adicionada pelo tratamento com adição do resíduo CERV, foi de 40 kg ha⁻¹, na soma das duas aplicações.

Os teores de enxofre no solo diminuíram em relação ao primeiro plantio, provavelmente devido à lixiviação pela água de irrigação (Apêndices 4 e 6). Segundo Costa (1980), o aumento de pH e a competição com outros ânions pode aumentar a disponibilidade do sulfato na solução do solo; este, entretanto, pode ser mais facilmente lixiviado.

Os teores de manganês e de boro dos solos não foram afetados pela reaplicação dos resíduos em relação ao tratamento com adubação mineral (Apêndices 4 e 6), não apresentando diferenças quanto ao tipo de solo (Figura 9), nem quanto à dose adicionada (Tabela 7); os solos utilizados não apresentam deficiência natural de boro, com valores considerados suficientes (> 0,4 mg L⁻¹), de acordo com a interpretação da SBCS/NRS (1995).

4.1.2.3 Absorção de nutrientes pelas plantas de aveia

Os resultados obtidos tanto nos tratamentos com reaplicação dos resíduos quanto naqueles sob efeito residual serão apresentados nas Figuras 10, 11 e 12 com a análise estatística da interação entre solo X resíduo, mostrando a influência do solo na quantidade dos nutrientes contida na matéria seca; o efeito da dose adicionada é apresentado nas Tabelas 8 e 9 e os valores analíticos por tratamento são apresentados nos Apêndices de 7 a 10.

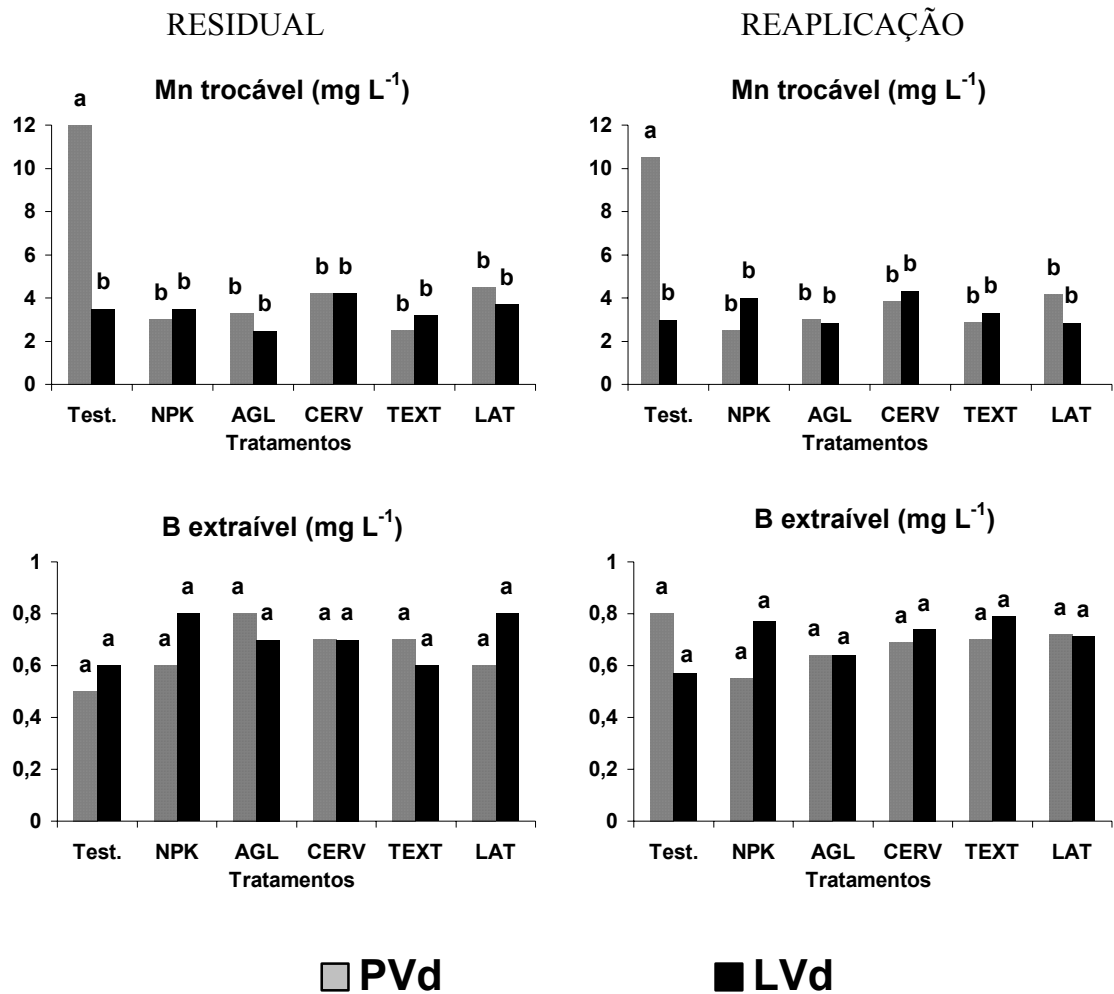


FIGURA 9. Teores de manganês trocável e boro extraível dos solos PVd e LVd, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Nitrogênio

A reaplicação dos resíduos no solo não afetou os teores de nitrogênio na parte aérea das plantas, sendo estes semelhantes aos obtidos nos tratamentos sob efeito residual, exceto para a adubação mineral completa (NPK); estes teores variaram de 5,8 a 13,1 g kg⁻¹ (Apêndices 7 e 9). Embora estes teores possam auxiliar na avaliação da disponibilidade de nitrogênio para as plantas, a análise da quantidade do nutriente absorvida possibilita uma interpretação mais segura dos resultados, uma vez que a maior produção de matéria seca provoca um efeito de diluição na concentração do nutriente no tecido.

Pode-se destacar o efeito residual do resíduo TEXT no solo LVd, sendo o único que se diferenciou dos valores observados no tratamento com adubação mineral completa (Figura 10). No solo PVd, com menor teor de matéria orgânica, ocorreu maior absorção nos tratamentos com os resíduos em comparação à adubação mineral, sendo significativamente superiores nos tratamentos com os resíduos TEXT e LAT.

Com relação ao efeito residual da dose adicionada no primeiro plantio (Tabela 8), apesar de não haver diferença estatística entre as doses, os tratamentos com adição dos resíduos CERV e TEXT apresentaram aumentos com as quantidades adicionadas; o resíduo AGL não mostrou uma relação direta com as doses, indicando a ausência de efeito residual; não foi também observada diferença entre as doses do resíduo LAT devido à limitação do crescimento das plantas.

A reaplicação dos resíduos proporcionou um aumento nas quantidades de nitrogênio absorvidas pelas plantas, entretanto a magnitude deste aumento foi muito menor que o determinado no tratamento com adubação mineral completa (Figura 10). Este fato demonstra que os teores de nitrogênio disponível nos tratamentos com a

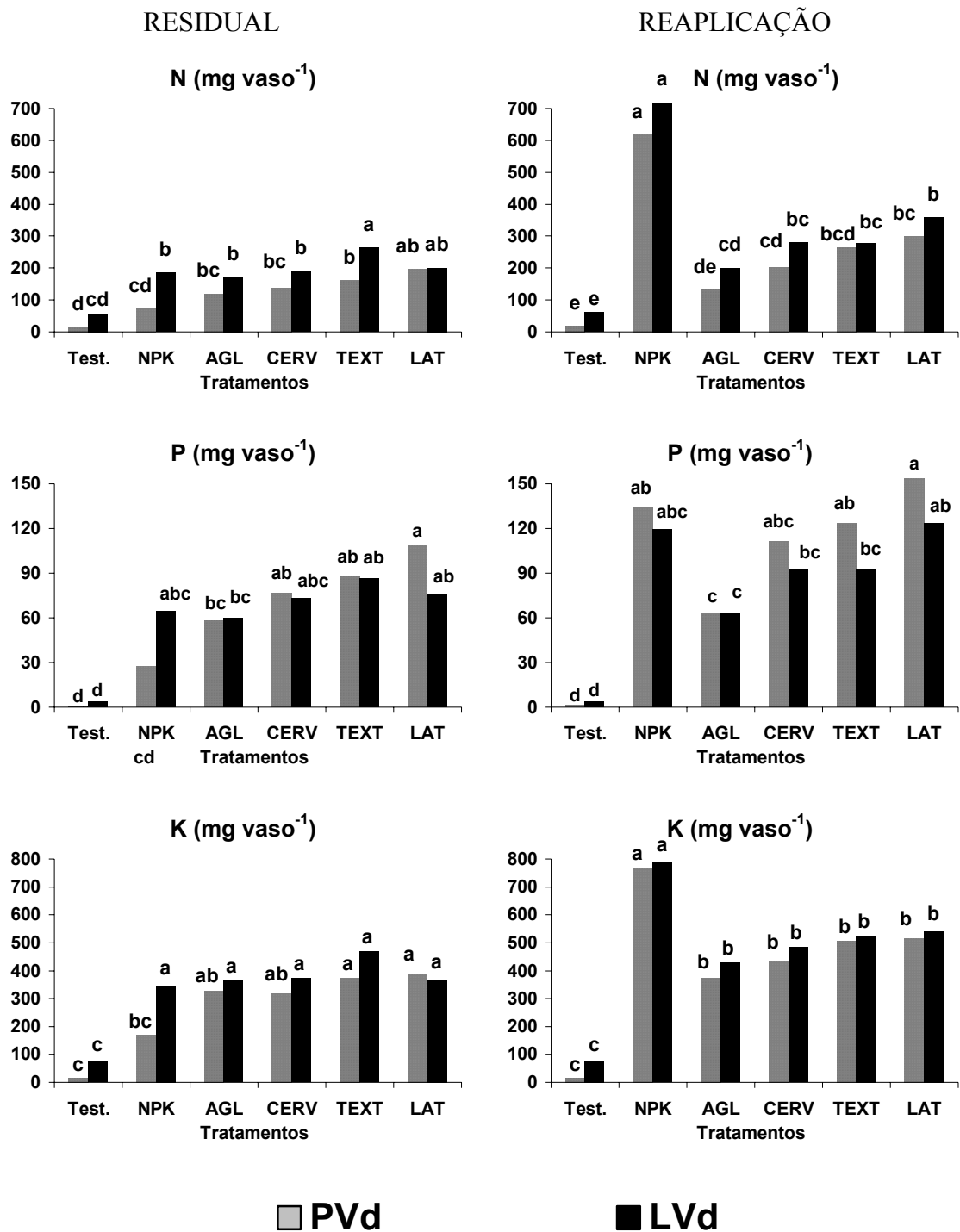


FIGURA 10. Quantidades de nitrogênio, fósforo e potássio absorvidas pelas plantas, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

TABELA 8. Quantidades de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio (mg vaso⁻¹) absorvidas nos tratamentos de efeito residual e com reaplicação das doses de resíduos orgânicos em comparação com um tratamento com adubação mineral e com a testemunha (médias de dois solos e duas repetições).

Parâmetro	Test.	NPK	Resíduo/Doses												
			LAT			AGL			TEXT			CERV			
			1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
N	Res.*	37b	128ab	161a	217a	220a	147ab	153a	140ab	184a	218a	235a	130ab	165a	194a
	Rep.*	38g	668a	245cdef	349bc	395b	150fg	180def	168ef	202def	281bcd	324bc	200def	237cdef	288bc
P	Res.	2,4f	45,9e	67,4bcde	100,5ab	108,2a	56,2de	68,3abcde	53,0de	69,8abcde	91,2abcd	99,9abc	59,7cde	76,4abcd	88,1abcd
	Rep.	2,3g	127,0abc	103,0cde	145,0ab	167,5a	60,2f	65,5ef	63,8ef	76,6ef	118,8bcd	128,0abc	85,0def	100,5cdef	119,8bcd
K	Res.	45d	260c	317abc	399abc	417abc	313abc	382abc	340abc	349abc	445ab	468a	294bc	349abc	392abc
	Rep.	47f	777a	442cde	562b	581b	362e	412e	430de	384e	548bc	613b	412e	437de	525bcd
Ca	Res.	3,8b	29,7ab	33,6ab	47,5a	38,6a	38,7a	42,8a	35,9a	42,0a	43,1a	43,2a	38,1a	39,6a	45,2a
	Rep.	3,8c	122,1a	58,4b	71,1b	70,0b	43,1b	49,8b	51,1b	45,4b	56,6b	74,0b	51,6b	53,0b	66,8b
Mg	Res.	3,3b	30,7ab	41,4a	50,2a	47,9a	42,5a	47,1a	40,6a	50,3a	54,1a	56,0a	41,4a	44,8a	51,8a
	Rep.	3,1d	102,9a	60,3bc	76,8ab	75,7ab	46,1c	54,5bc	53,5bc	53,7bc	69,9bc	80,1ab	56,4bc	57,8bc	71,5bc

Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p<0,05).

* Res. = efeito residual; Rep. = reaplicação do tratamento.

adição dos resíduos não foram suficientes para suprir em quantidade adequada as necessidades das plantas para que as mesmas atingissem seu potencial máximo de desenvolvimento. A observação visual das plantas evidenciou este efeito, visto que houve maior perfilhamento da aveia nos tratamentos com adubação nitrogenada mineral. Alves et al. (1999), adicionando composto de lixo urbano em doses de 0 a 100 t ha⁻¹ em solo arenoso, também observaram perfilhamento em plantas de sorgo somente nos tratamentos onde foi feita adubação mineral completa.

Os tratamentos com adição dos resíduos LAT, CERV e TEXT apresentaram resposta significativa para o aumento da quantidade adicionada (Tabela 8), em concordância com o observado por Da Ros et al. (1993) e Berton et al. (1989) em trabalhos com adição de lodo de esgoto ao solo. O aumento das doses do resíduo AGL, entretanto, não afetou significativamente os valores de nitrogênio absorvido, que foram semelhantes aos determinados no estudo do efeito residual, indicando maior recalitrância deste material no solo.

Fósforo

A adubação suplementar com fósforo mineral com a finalidade de suprir a deficiência do solo e dos resíduos no fornecimento deste nutriente para as plantas proporcionou teores de fósforo na matéria seca das plantas de aveia semelhantes em todos os tratamentos, à exceção da testemunha, não havendo efeito da reaplicação dentro de cada solo (Apêndices 7 e 9); os teores determinados são considerados adequados, situando-se na faixa de 2,0 a 5,0 g kg⁻¹ (Raij et al., 1997).

As maiores quantidades do nutriente absorvidas para um mesmo tratamento, ao contrário do nitrogênio, foram determinadas no solo PVd, refletindo a disponibilidade do

elemento em cada solo (Figura 10). Berton et al. (1997) observaram maior absorção de fósforo pelas plantas em solo arenoso do que em solo argiloso, com a adição de diferentes resíduos orgânicos nos solos. Em outro trabalho Berton & Pratt (1997) demonstraram o maior efeito tampão do solo argiloso, com adsorção de quantidade muito maior de fósforo para a mesma concentração na solução quando comparada ao arenoso.

Considerando a interação tratamento X dose, pode-se observar que os resíduos TEXT, CERV e LAT proporcionaram aumento na quantidade absorvida com o aumento da dose, sendo que na maior dose em reaplicação, apesar do menor rendimento, os valores foram semelhantes ao obtido no tratamento com somente adubação mineral, indicando que houve um “consumo de luxo” nestas doses com estes resíduos (Tabela 8). Este fato sugere a necessidade de trabalhos futuros com a finalidade de estabelecer a dose suplementar de fósforo adequada na aplicação de resíduos em solos agrícolas.

Potássio

Os teores de potássio no tecido das plantas evidenciaram o efeito da adubação potássica suplementar, tendo em vista que os teores foram semelhantes para um mesmo tratamento com ou sem reaplicação (Apêndices 7 e 9).

Outro fato que demonstra o suprimento de potássio pela adubação mineral é a ausência de efeito do solo na quantidade absorvida pelas plantas, não havendo diferença estatística para um mesmo tratamento em função do solo (Figura 10).

Com relação à dose de resíduo adicionada, as quantidades de potássio absorvidas nos tratamentos sob efeito residual não diferiram entre si; com a reaplicação foi observada diferença entre a maior e menor dose para cada resíduo (Tabela 8). Contudo essa diferença é devido ao aumento de rendimento, pois não havia limitação quanto à disponibilidade do

nutriente e, além disso, a contribuição dos resíduos no aumento do elemento no solo é pequena, devido à baixa concentração de potássio nos mesmos (Tabela 2).

Cálcio, magnésio e enxofre

A reaplicação dos resíduos no solo não alterou os teores de cálcio, magnésio e enxofre na parte aérea das plantas, sendo semelhantes aos valores obtidos para um mesmo tratamento sob efeito residual (Apêndices 7 e 9).

Estes teores se correlacionam com os determinados no solo para estes elementos onde também não houve diferença devido à reaplicação dos resíduos. A ausência de efeito para cálcio e magnésio confirma o fato de que a calagem feita antes do primeiro plantio foi o fator principal para o fornecimento destes elementos no solo.

As quantidades de cálcio, magnésio e enxofre absorvidas pelas plantas em função do solo (Figura 11) ou dose (Tabelas 8 e 9) apresentaram comportamentos semelhantes entre si, visto que as mesmas variaram conforme o rendimento, pois a concentração de cada nutriente no tecido apresentou pequena variação.

Zinco, cobre manganês e sódio

Os teores de zinco, cobre e manganês no tecido das plantas indicaram que a absorção destes micronutrientes foi mais influenciada pelo pH do que pelos tratamentos ou dose (Apêndices 8 e 10). Berton et al. (1989), adicionando lodo de esgoto em vários solos, observaram que os teores de zinco nas plantas diminuíram conforme o pH do solo.

Os teores de cobre na matéria seca são considerados deficientes para a cultura da aveia (Raij et al., 1997). O efeito do pH pode ser evidenciado pela ausência de deficiência somente nas testemunhas devido a acidez natural dos solos. Com relação ao

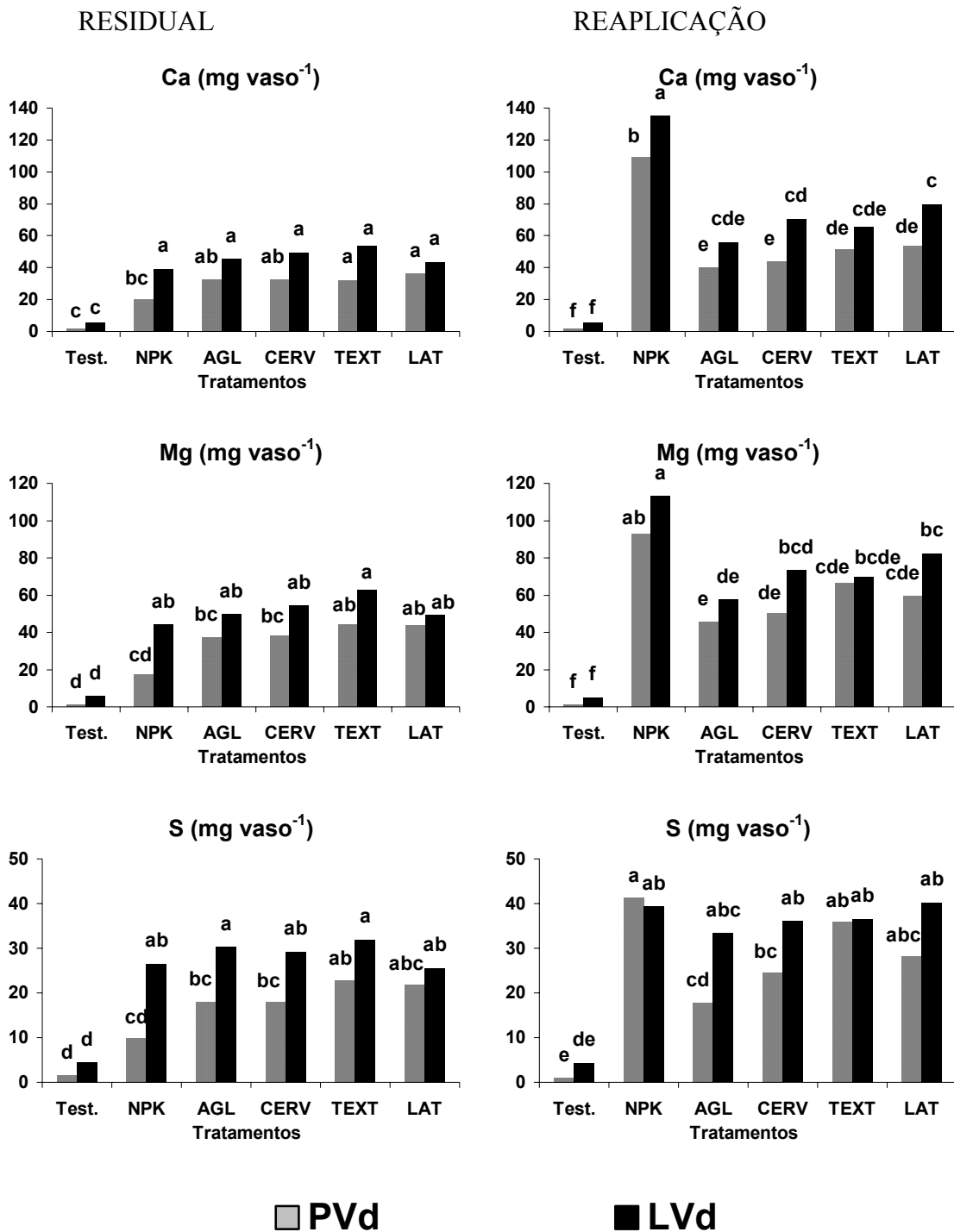


FIGURA 11. Quantidades de cálcio, magnésio e enxofre absorvidas pelas plantas, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

TABELA 9. Quantidades de enxofre, manganês e sódio (mg vaso^{-1}) e de cobre e zinco ($\mu\text{g vaso}^{-1}$) absorvidas nos tratamentos de efeito residual e com reaplicação das doses de resíduos orgânicos em comparação com um tratamento com adubação mineral e com a testemunha (médias de dois solos e duas repetições).

Parâmetro	Test.	NPK	Resíduo/Doses												
			LAT			AGL			TEXT			CERV			
			1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
S	Res.*	3,0b	18,2ab	19,9ab	25,0a	25,9a	22,9a	25,9a	23,3a	21,1a	29,3a	31,9a	20,9a	21,8a	27,8a
	Rep.*	2,7c	40,4a	26,2ab	36,9ab	39,5ab	22,0b	25,2ab	29,5ab	27,6ab	39,2ab	41,8a	26,4ab	28,7ab	35,7ab
Mn	Res.	0,6a	2,3a	2,3a	3,1a	2,9a	1,9a	2,1a	2,0a	2,8a	2,3a	2,5a	1,7a	2,1a	2,1a
	Rep.	0,5b	6,7a	3,4ab	4,3ab	4,4 ab	1,9ab	2,6ab	2,5ab	2,3ab	3,2ab	3,6ab	2,2ab	2,0ab	3,0ab
Zn	Res.	68c	206abc	195bc	369ab	303ab	184bc	207abc	184bc	278abc	301ab	361ab	270abc	312ab	430a
	Rep.	85f	609abc	334cdef	399bcdef	487abcde	169ef	238def	303cdef	273cdef	598abc	708ab	425abcdef	532abcd	769a
Na	Res.	0,8e	1,8de	2,4cd	3,7b	5,8a	1,7de	2,1cd	1,9cde	2,2cd	2,7bcd	3,1bc	1,9cde	2,3cd	2,9bcd
	Rep.	0,6d	7,5cd	19,2c	56,5b	95,3a	1,9d	2,9d	3,0d	2,9d	4,9d	5,3d	3,7d	3,7d	5,4d
Cu	Res.	22a	55a	40a	62a	62a	43a	49a	36a	54a	60a	59a	48a	60a	67a
	Rep.	16e	127a	59cde	79bcd	77bcd	38de	51cde	52cde	55cde	92abc	107ab	73bcd	83bcd	91abc

Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

* Res. = efeito residual; Rep. = reaplicação do tratamento.

manganês, os teores, apesar de considerados adequados para folhas de aveia, diminuíram consideravelmente em relação às testemunhas.

O zinco foi o único dos três micronutrientes que promoveu respostas na planta em função da reaplicação dos resíduos. Este aumento ocorreu no solo PVd com a adição dos resíduos CERV e TEXT, principalmente na maior dose, equivalente a 99 kg ha^{-1} de N, concordando com a maior quantidade do elemento presente nestes resíduos (Tabela 9).

Os teores de sódio na parte aérea das plantas de aveia nos tratamentos com reaplicação confirmam o efeito do resíduo LAT na contribuição e aumento da disponibilidade de sódio no solo (Apêndice 10). Nos tratamentos sob efeito residual, os teores foram semelhantes provavelmente devido à lixiviação do excesso para a camada subsuperficial (Apêndice 8).

O acúmulo de sódio no tecido pode ser evidenciado na Figura 12, onde se observa que o efeito foi independente do solo. Na Tabela 9 observa-se que o aumento foi linear à quantidade de resíduo aplicada. McBride (1994) relata que a alta concentração de sódio no solo pode ser tóxica às plantas e provocar um desbalanço nutricional na absorção de outros cátions (K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+}), além do efeito dispersivo de argilas e colóides orgânicos do solo, limitando as condições físicas para o desenvolvimento das plantas.

4.2 Experimento 2 - Efeito corretivo dos resíduos

A variação do pH (H_2O) dos solos LVd e PVd durante as sete primeiras semanas da incubação é apresentada na Tabela 10. Pode-se observar que a incorporação dos resíduos aumentou o pH dos solos já na primeira semana após o início da incubação.

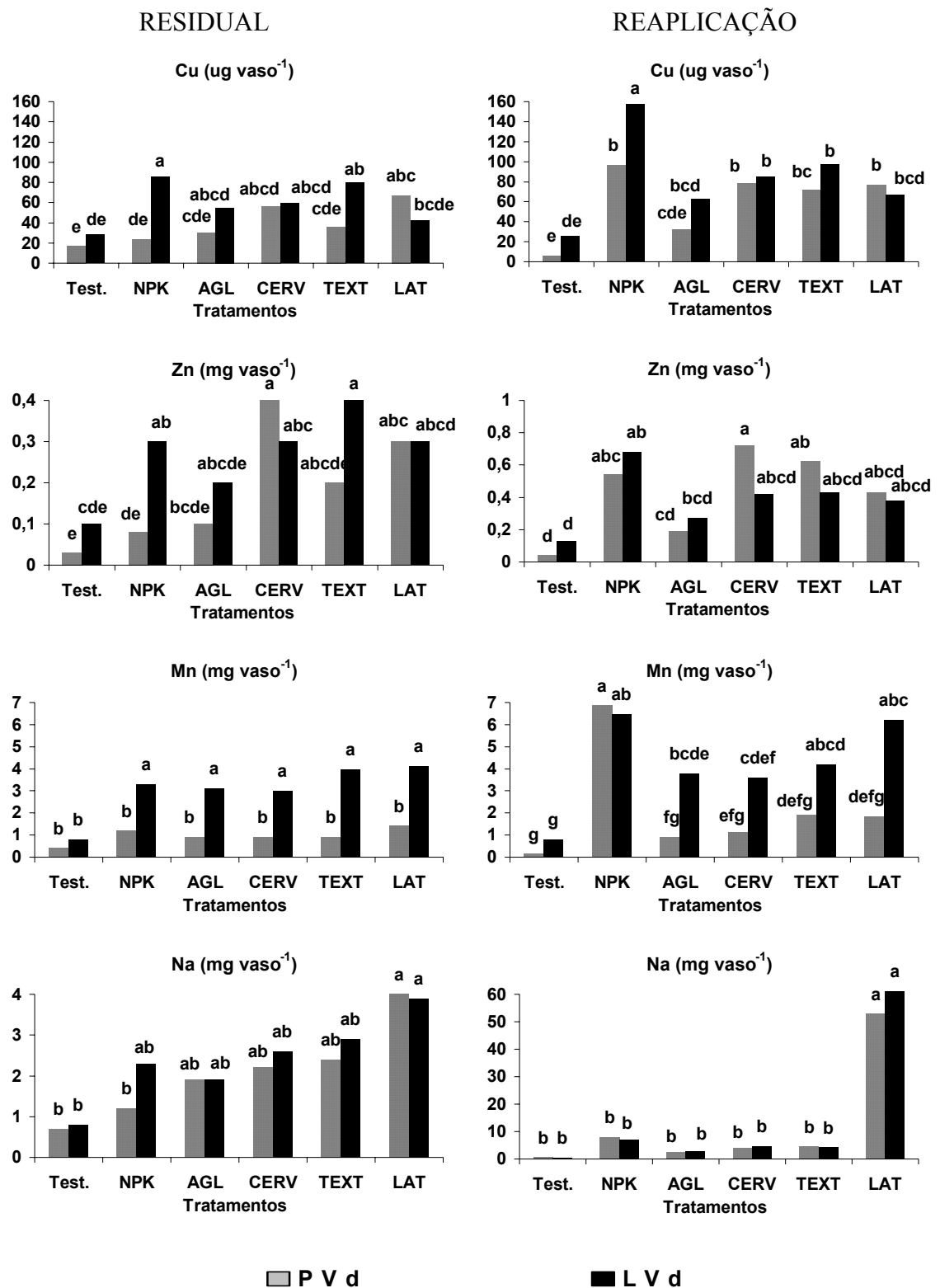


FIGURA 12. Quantidades de cobre, manganês, zinco e sódio absorvidas pelas plantas, em função do efeito residual e da reaplicação de resíduos, comparados à testemunha e à adubação mineral. Valores com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

TABELA 10. Valores de pH determinados na incubação dos resíduos (médias de três repetições).

Tratamentos	Quantidade ¹ adicionada (t ha ⁻¹)	Período de incubação (semanas)							
		1	2	3	4	5	6	7	Média (5-7)
Solo PVd									
Testemunha	---	3,8	4,2	4,1	4,2	3,8	3,9	3,9	3,9
	0,7	4,4	4,8	4,5	4,8	4,3	4,3	4,3	4,3
Calcário ²	1,4	5,3	5,7	5,2	5,4	4,9	5,0	5,0	5,0
	2,8	6,8	7,1	6,7	6,7	6,1	6,3	6,3	6,2
	7,0	7,7	7,7	7,6	7,9	7,4	7,6	7,6	7,5
	11,2	7,9	7,8	7,8	8,1	7,7	7,8	7,9	7,8
	103,7	5,7	6,0	5,9	5,9	5,7	5,2	4,9	5,3
CERV	196,2	8,5	8,8	8,7	8,9	6,3	6,3	6,5	6,4
TEXT	175,0	6,9	7,6	7,8	7,9	6,2	6,4	6,8	6,5
AGL	33,3	8,6	8,9	8,8	9,1	7,2	7,2	7,1	7,2
LAT									
Solo LVd									
Testemunha	---	4,6	5,1	4,9	4,8	4,6	4,8	4,6	4,7
	0,93	5,2	5,5	5,3	5,3	5,2	5,2	4,2	4,9
Calcário	1,85	5,8	6,0	5,8	5,8	5,6	5,7	5,5	5,6
	3,7	6,7	6,9	6,4	6,4	6,3	6,4	6,1	6,3
	9,25	7,3	7,6	7,5	7,7	7,3	7,6	7,4	7,4
	14,8	7,6	7,6	7,6	7,8	7,5	7,7	7,6	7,6
	137,0	5,9	6,1	5,4	5,2	5,0	5,1	5,0	5,0
CERV	259,8	8,5	8,7	8,7	8,9	6,4	6,2	6,0	6,2
TEXT	231,2	7,5	8,0	7,8	8,0	6,3	6,3	6,4	6,3
AGL	44,0	8,3	8,4	7,7	7,1	6,1	6,1	6,2	6,1
LAT									

¹⁾ A partir da quarta semana os solos com os resíduos TEXT e AGL foram diluídos com solo nove vezes e os com LAT três vezes.

²⁾ Calcário preparado pela mistura de CaCO₃ + MgCO₃ na proporção molar de 3:1. As quantidades de calcário aplicadas correspondem a 0,25; 0,5; 1,0; 2,5 e 4,0 vezes as recomendadas pelo índice SMP para atingir pH 6,0, respectivamente.

A utilização dos resíduos orgânicos em quantidades calculadas para proporcionar a elevação do pH a 6,0, com base no seu valor de neutralização (VN) obtido por titulação com HCl 1,0 mol L⁻¹ (Tabela 1), indicou a necessidade de adicionar altas quantidades dos mesmos aos solos, principalmente nos casos dos TEXT, AGL e LAT. Os valores de pH determinados já na primeira semana de incubação foram superiores a 7,0, indicando que o método da determinação por titulação com indicador subestimou o valor do VN dos materiais orgânicos.

Como os valores do pH dos solos com adição dos três resíduos mantiveram-se maiores que 7,0 nas determinações feitas nas semanas seguintes, foi feita uma diluição da mistura, com solo não tratado, equivalente a nove vezes para os solos com adição dos resíduos TEXT e AGL, e de três vezes nos solos com adição do resíduo LAT. Os valores de pH determinados nas semanas seguintes foram em geral menores do que 7,0, apresentando pequenas diferenças entre as avaliações (Tabela 10).

O valor de neutralização dos resíduos foi a seguir determinado pelas curvas de aumento de pH com o acréscimo das quantidades de calcário adicionadas, utilizando-se os valores médios de pH determinados nas três últimas avaliações, conforme mostrado na Figura 13. Os valores assim obtidos são dados na Tabela 11. Pode-se observar que os valores de neutralização obtidos por incubação são aproximadamente dez vezes maiores que os obtidos por titulação com indicador para os resíduos TEXT e AGL e quatro vezes maiores para o LAT. Estas diferenças podem ser devido a bases orgânicas como aminas ou anilinas, além de outros componentes de caráter básico não neutralizados rapidamente pelo ácido forte durante a titulação. Amaral (1994) também observou a subestimação do valor de neutralização do resíduo de indústria de extração de zinco pela utilização ácida com indicador.

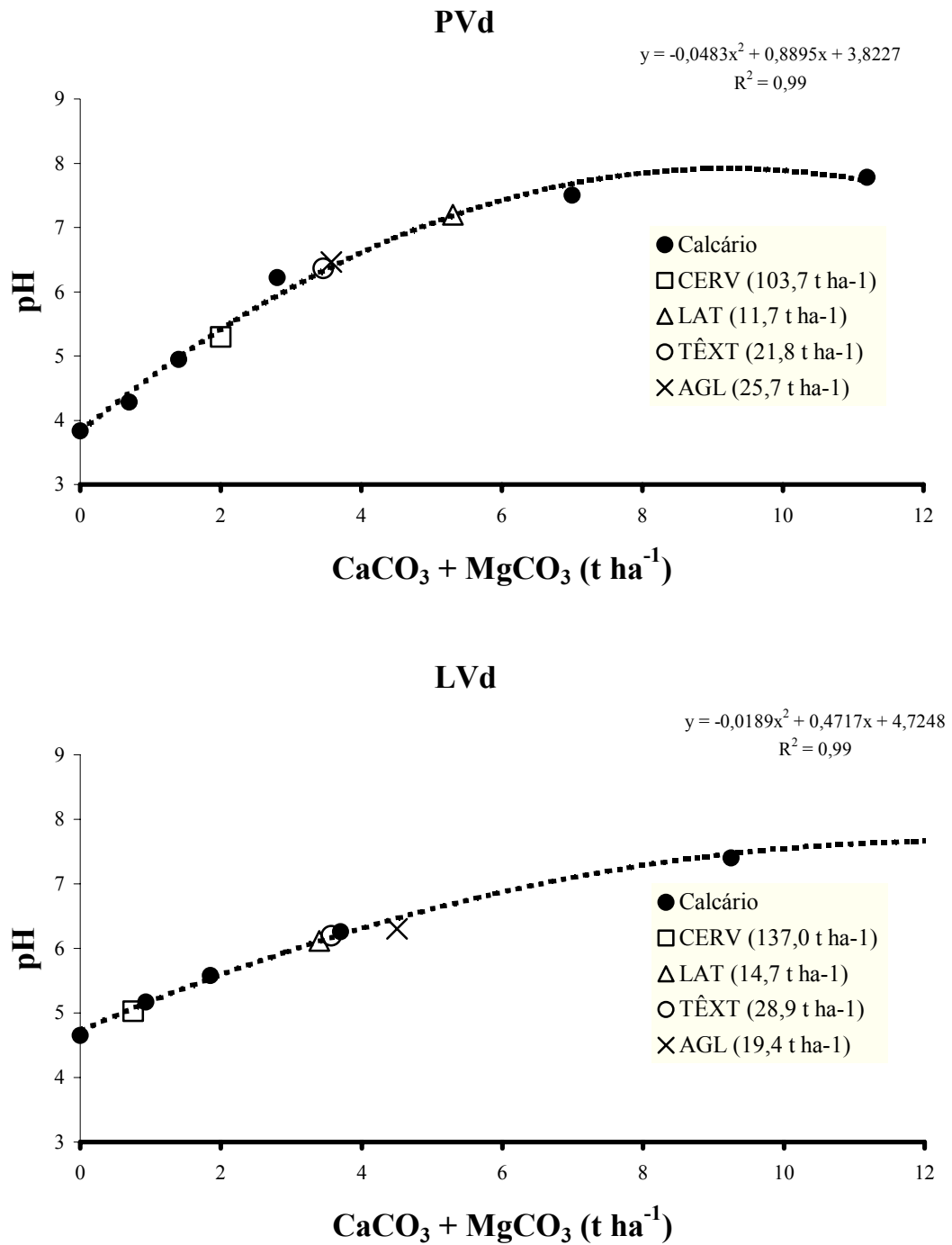


FIGURA 13. Curvas de resposta às aplicações de calcário ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3 - 3:1$) e pH de equilíbrio da adição dos resíduos, nos solos PVd e LVd (valores de pH obtidos pela média dos valores determinados da 5^a à 7^a semanas de incubação).

TABELA 11. Valor de neutralização (g kg^{-1}) dos resíduos determinado por diferentes métodos.

Método	Resíduo			
	LAT	CERV	AGL	TEXT
Por titulação com indicador	86	27	16	16
Pela curva de titulação ¹⁾	157	25	—	51
Por incubação – inicial ²⁾	354	19	164	157
Por incubação – final ³⁾	137	6	109	29

¹⁾ Não detectado ponto de neutralização na amostra do resíduo AGL.

²⁾ Valores obtidos pela média dos valores de pH dos dois solos utilizados (LVd e PVd), da 5ª à 7ª semanas.

³⁾ Valores obtidos pela média dos valores de pH dos dois solos utilizados (LVd e PVd), após dez meses de incubação.

Os valores de neutralização do resíduo CERV determinados pelos métodos de incubação e por titulação ácida foram menos discrepantes (Tabela 11).

As curvas de titulação do extrato de $\text{HCl } 1,0 \text{ mol L}^{-1}$ dos resíduos com $\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$ são mostradas no Apêndice 11, sendo que os valores obtidos são dados na Tabela 11. Pode-se observar que os valores obtidos para os resíduos TEXT, AGL e LAT foram maiores que os obtidos por titulação com indicador, mas inferiores aos calculados pela incubação.

Estas diferenças podem ser devidas ao maior tempo de ação do ácido sobre o resíduo e pela demora em atingir o equilíbrio nos diferentes pontos de titulação. A curva de titulação do resíduo AGL não possibilitou detectar o ponto de neutralização, devido provavelmente à multiplicidade de grupos básicos presentes nos compostos utilizados na fabricação destes materiais, como corantes e colas.

Foram também determinados valores de cálcio e magnésio no extrato de $\text{HCl } 1,0 \text{ mol L}^{-1}$ (Apêndice 12). Estes em geral foram maiores do que os determinados na digestão com $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}_2\text{SO}_4 +$ mistura de digestão, mostrados na Tabela 2. A presença

de maiores teores de sulfato no extrato sulfúrico pode propiciar a formação de sulfatos de cálcio e/ou magnésio, de menor solubilidade que os cloretos, subestimando, portanto, os teores no extrato sulfúrico.

O grande aumento inicial do pH do solo, pode ser devido também à complexação do Al^{3+} por radicais orgânicos (Hoyt & Turner, 1975; Ermani & Gianello, 1983). A decomposição microbiana do material orgânico no solo pode provocar redução do pH pela liberação de ácidos orgânicos (Rodella, 1996) e/ou pela nitrificação do amônio, com a conseqüente detecção de Al^{3+} em valores de pH inferiores a aproximadamente 5,5. Este fato foi observado neste estudo ao serem determinados os teores de Al^{3+} e o pH das amostras incubadas por dez meses (Tabela 12). Enquanto os valores de pH dos solos incubados com calcário apresentaram pequena variação, os determinados nas amostras com resíduos foram, na maior parte dos casos, inferiores a 5,0, com presença de Al^{3+} .

Os teores de cálcio e magnésio trocáveis dos solos com adição dos resíduos de modo geral, também aumentaram em relação ao solo testemunha (Tabela 12), indicando que os mesmos podem ser utilizados para suprimento destes nutrientes para as plantas.

A redução do pH dos solos incubados com os resíduos após dez meses de incubação possibilitou o cálculo de menores valores de neutralização, principalmente no caso dos resíduos TEXT e LAT (Tabela 11).

Os valores de neutralização determinados no solo LVd nas duas épocas utilizadas para o cálculo foram menores que os obtidos no solo PVd, para todos os resíduos (Apêndice 13). Este fato indica que podem ser aplicadas maiores quantidades de resíduos alcalinos em solos com CTC mais elevada, que possuem maior tamponamento ácido-base.

TABELA 12. Valor de pH em água, e teores de alumínio, cálcio e magnésio trocáveis ($\text{cmol}_c \text{L}^{-1}$) dos solos após dez meses do início da incubação (média de três repetições).

Tratamentos	Quantidade ¹ adicionada (t ha^{-1})	pH	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Solo LVd					
Testemunha	---	4,4	0,7	3,7	1,7
	0,93	4,8	0,3	4,3	2,1
Calcário ²	1,85	5,3	0,1	4,9	2,3
	3,7	5,9	0,0	5,9	2,8
	9,25	7,1	0,0	8,4	3,8
	14,8	7,6	0,0	10,9	5,2
	137,0	4,5	0,4	6,1	2,8
CERV	137,0	4,5	0,4	6,1	2,8
TEXT	28,9	4,5	0,5	4,2	2,0
AGL	25,7	4,9	1,0	5,6	2,7
LAT	14,7	5,3	0,2	5,0	2,3
Solo PVd					
Testemunha	---	3,9	1,3	0,7	0,4
	0,7	4,1	1,0	1,2	0,6
Calcário	1,4	4,7	0,5	1,6	0,7
	2,8	5,9	0,0	2,8	1,4
	7,0	7,7	0,0	5,2	2,3
	11,2	7,8	0,0	5,5	2,4
	103,7	4,4	0,7	2,3	1,1
CERV	103,7	4,4	0,7	2,3	1,1
TEXT	21,8	4,5	0,6	1,0	0,4
AGL	19,5	6,3	0,0	1,2	0,6
LAT	11,1	5,1	0,3	1,7	0,6

¹⁾ Após as diluições efetuadas entre a 4^a e a 5^a semanas do início da incubação, nos tratamentos com adição dos resíduos AGL, TEXT e LAT.

²⁾ Calcário preparado pela mistura de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ na proporção molar de 3:1.

A recomendação de uso de resíduos orgânicos de natureza alcalina para a correção da acidez do solo visando a atingir um valor de pH pré-determinado, com base no valor de neutralização do resíduo determinado por titulação com indicador deve ser avaliada com cuidado. Conforme a composição química do resíduo, o pH nas primeiras semanas pode aumentar para valores não compatíveis com o correto manejo agrícola de solos e culturas.

A incubação prévia do solo com o resíduo pode ser o método mais seguro para avaliar seu potencial corretivo da acidez. No presente estudo, a reação inicial foi rápida, decrescendo com o tempo. A utilização dos valores de pH obtidos a 7 e 14 dias do início da incubação, embora possa superestimar o valor de neutralização dos resíduos, pode ser mais adequada visando à preservação ambiental.

4.3 Experimento 3 – Crescimento de plantas e lixiviação de minerais

Serão abordados neste item os seguintes tópicos :

- a) rendimento de matéria seca das plantas; b) análise do solo no final do experimento;
- c) absorção de nutrientes pelas plantas, e; d) composição da água de lixiviação.

4.3.1 Rendimento de matéria seca das plantas

As quantidades de matéria seca (parte aérea) produzidas pelas plantas de aveia são dadas na Figura 14. Pode-se observar que os rendimentos obtidos nos tratamentos com os resíduos foram semelhantes aos com adubo mineral (NPK), em ambos os solos. Isto demonstra que os resíduos, quando suplementados com fósforo e potássio, podem, em dose adequada, ser utilizados como fonte de nitrogênio para as plantas.

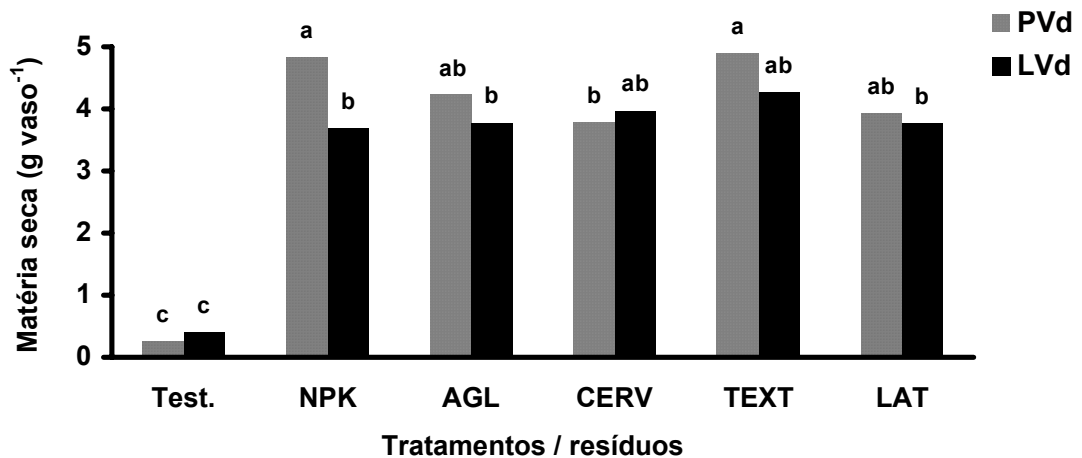


FIGURA 14. Rendimento de matéria seca da parte aérea das plantas de aveia, nos dois solos (média de três repetições). Médias com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Este efeito fertilizante em nitrogênio, diferentemente do constatado no segundo plantio do Experimento 1, onde também se utilizou a cultura da aveia e suplementação mineral com fósforo e potássio nos tratamentos com resíduos, pode ser explicado pela maior quantidade de resíduo adicionada, equivalente a quatro vezes a recomendada em nitrogênio pela SBCS/NRS (1995) para esta cultura. Enquanto no Experimento 1 foi adicionado o equivalente a 99 kg ha^{-1} de N total como dose máxima, nos tratamentos com reaplicação foi aplicado o equivalente 200 kg ha^{-1} de N, proporcionando a mineralização de quantidade adequada de nitrogênio para a cultura da aveia, até a data do corte das plantas.

4.3.2 Análise dos solos no final do experimento

4.3.2.1 Valores de pH do solo

A correção do pH dos solos feita com a mistura de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ (3:1) levou em consideração o valor neutralizante dos resíduos, obtido no Experimento 2. Desta

forma a quantidade da mistura corretiva aplicada em cada tratamento foi diferente para cada resíduo.

Os valores de pH determinados (Tabela 13) nos tratamentos com adição de resíduos foram significativamente superiores aos tratamentos com NPK, cuja correção da acidez foi feita exclusivamente com a mistura de $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ (3:1), indicando a natureza alcalina destes materiais.

Os valores de pH atingidos nos tratamentos com NPK + calagem sugerem que a dose de calcário aplicada, estimada pela média do índice SMP e por uma equação em que são considerados os teores de matéria orgânica e alumínio trocável do solo (SBCS/NRS, 1995) mostrou-se uma recomendação mais adequada para estes solos.

O pH determinado nos tratamentos com adição de resíduos no solo LVd situou-se em valores próximos a 6,0, conforme o esperado; no solo PVd, entretanto, a adição dos resíduos AGL e CERV provocou um maior aumento de pH.

A adição dos resíduos suplementada com a mistura corretiva, pode ter promovido uma ação neutralizante maior do que o esperado nestes tratamentos, especialmente no solo PVd, de menor capacidade tamponante. Mazur et al. (1983) também observaram um efeito sinérgico no aumento do pH do solo com a adição de composto de resíduo urbano e calagem.

4.3.2.2 Matéria orgânica do solo

Os teores de matéria orgânica dos solos são apresentados na Tabela 13. A adição dos resíduos na dose equivalente a 200 kg ha^{-1} de N total não proporcionou incremento do teor de matéria orgânica, em virtude das pequenas quantidades de carbono

TABELA 13. Valor de pH em água e teores de matéria orgânica (g L^{-1}), fósforo e potássio disponíveis (mg L^{-1}) dos solos, ao final do cultivo (médias de três repetições).

Tratamento	PH	M.O.	P	K
Solo PVd				
Test.	4,2 h	9,3 b	2,8 f	13 c
NPK	5,9 ef	8,3 b	35,6 cd	16 c
TEXT	6,2 cd	8,3 b	39,5 bc	16 c
AGL	6,7 a	8,0 b	30,6 d	18 c
CERV	6,5 b	8,7 b	49,0 a	22 c
LAT	6,3 c	8,7 b	42,9 b	23 c
Solo LVd				
Test.	5,2 g	22,0 a	2,1 f	73 a
NPK	5,8 f	22,3 a	7,7 ef	39 b
TEXT	6,0 de	23,7 a	9,0 e	40 b
AGL	6,2 cd	22,3 a	7,2 ef	38 b
CERV	6,2 cd	22,7 a	12,8 e	43 b
LAT	6,1 cd	22,0 a	10,0 e	42 b

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

adicionadas pelos resíduos (Tabela 2); estes resultados são concordantes com os obtidos no Experimento 1.

Alguns autores relatam que aumentos no teor de matéria orgânica do solo somente ocorrem quando são incorporadas grandes quantidades de materiais orgânicos ao solo, em média maiores que 30 t ha^{-1} (Cassol, 1987; Tester, 1990; Giusquiani et al., 1995).

Apesar de não ter havido aumento nos teores de matéria orgânica, a adição dos resíduos orgânicos pode alterar outras características do solo, pois, de acordo com Johnston (1991), citado por Mello (1998), mudanças no conteúdo de matéria orgânica ocorrem lentamente e grandes quantidades de materiais orgânicos são necessários para que o teor da mesma seja alterado nas análises, enquanto que mudanças em outras propriedades do solo podem ocorrer mais rapidamente e de maneira mais acentuada.

4.3.2.3 Fósforo, potássio, cálcio e magnésio do solo

À exceção do tratamento testemunha, foram adicionados fósforo e potássio na forma mineral nas mesmas quantidades, adequadas para o bom crescimento das plantas em todos os tratamentos.

Os teores de fósforo determinados no final do experimento (Tabela 13) indicam que os valores obtidos foram altos nos dois solos (SBCS/NRS, 1995). Os resíduos CERV e LAT propiciaram um aumento nos teores de fósforo no solo, podendo ser fontes deste nutriente para as plantas, principalmente no solo LVd. O resíduo AGL, entretanto, mostrou tendência de redução nos teores de fósforo nos solos.

Os teores de potássio nos solos ao final do experimento (Tabela 13) foram baixos a muito baixos, indicando a elevada absorção pelas plantas e/ou maior necessidade de reposição deste nutriente em ensaios de vasos. A contribuição destes nutrientes pelos resíduos utilizados é baixa.

Os teores de cálcio e magnésio do solo são apresentados na Tabela 14. A análise de variância não indicou diferenças significativas entre os tratamentos ($P < 0,05$) com a adição de resíduos e com calagem. As diferenças nos teores de cálcio e magnésio são

TABELA 14. Teores de cálcio e magnésio trocáveis ($\text{cmol}_c \text{L}^{-1}$) do solo, ao final do cultivo (médias de três repetições).

Tratamento	Ca	Mg
Solo PVd		
Test.	0,4c	0,2c
NPK	2,6b	1,1b
TEXT	2,4b	1,0b
AGL	2,6b	1,2b
CERV	2,8b	1,2b
LAT	2,2b	0,9b
Médias	2,2 B	0,9 B
Solo LVd		
Test.	3,7a	1,6a
NPK	5,6a	2,3a
TEXT	5,5a	2,2a
AGL	6,0a	2,6a
CERV	5,8a	2,4a
LAT	5,2a	2,1a
Médias	5,3 A	2,2 A

Médias seguidas de mesma letra maiúscula/minúscula não diferem entre si na coluna pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

devido às características naturais dos mesmos, como maior capacidade de troca de cátions do solo LVd, em relação ao solo PVd de textura mais arenosa.

4.3.2.4 Cobre, manganês, sódio, enxofre, boro e zinco do solo

Os teores de cobre, zinco e enxofre são apresentados na Tabela 15. Os resíduos TEXT e CERV proporcionaram a acumulação no solo de maiores quantidades de cobre que nos demais tratamentos; isto pode ser devido à maior concentração do elemento no resíduo TEXT (Tabela 2) e no caso do CERV, pela maior quantidade adicionada. Os solos naturalmente apresentaram teores considerados suficientes ($> 0,4 \text{ mgL}^{-1}$) ao desenvolvimento de plantas (SBCS/NRS, 1995).

O efeito do pH na disponibilidade de micronutrientes no solo pode ser evidenciado pelos valores de cobre determinados neste ensaio, em comparação com os do primeiro plantio do Experimento 1 (Apêndice 2), onde houve excessiva elevação do pH, que atingiu valores próximos a 7,0. Ao contrário do ocorrido no primeiro experimento, onde todos os tratamentos com os resíduos apresentaram teores de cobre inferiores à testemunha, neste ensaio, em que os valores de pH foram mais baixos, os teores foram iguais ou superiores ao determinado na testemunha.

Os teores de zinco extraível aumentaram com a aplicação do resíduo CERV, nos dois solos (Tabela 15), indicando que este material pode ser uma boa fonte deste metal para as plantas. A adição dos outros resíduos não afetou significativamente os teores de zinco no solo, embora o resíduo TEXT tenha apresentado um teor de $3,0 \text{ g kg}^{-1}$ (Tabela 2), provavelmente por estar o mesmo em formas mais estáveis no resíduo.

A adição dos resíduos no solo não provocou mudanças significativas nos teores de enxofre do solo, permanecendo os valores semelhantes aos obtidos nas testemunhas, confirmando o que foi observado no Experimento 1.

TABELA 15. Teores de cobre, zinco, enxofre e boro extraíveis (mg L⁻¹) do solo, ao final do cultivo (médias de três repetições).

Tratamento	Cu	Zn	S
Solo PVd			
Test.	1,0 g	1,5c	9,4 a
NPK	1,0 g	1,5c	7,9 a
TEXT	1,4 f	2,0c	7,7 a
AGL	1,0 g	1,5c	7,4 a
CERV	1,9 e	8,7b	8,6 a
LAT	1,0 g	1,6c	8,5 a
Solo LVd			
Test.	5,8 bc	6,4b	8,5 a
NPK	5,5 cd	6,4b	9,8 a
TEXT	6,0 b	6,9b	8,3 a
AGL	5,2 d	6,1b	7,9 a
CERV	6,5 a	13,3 ^a	8,4 a
LAT	5,5cd	6,5b	8,5 a

Médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Embora os resíduos não tenham contribuído no fornecimento deste nutriente aos solos ou tenha havido lixiviação, os teores obtidos são considerados suficientes pela SBCS/NRS (1995), indicando que os solos não apresentaram limitações ao crescimento das plantas devido a este nutriente.

Os teores de manganês, sódio e boro do solo são dados na Tabela 16. Pode-se observar que os teores de manganês trocável também diminuiram com a elevação do pH

TABELA 16. Teores de manganês e sódio trocáveis (mg L^{-1}) e boro extraível (mg L^{-1}) do solo, ao final do cultivo (médias de três repetições).

Tratamento	Mn	Na	B
Solo PVd			
Test.	20,7 d	1,0 c	0,9 a
NPK	9,0 e	1,0 c	1,0 a
TEXT	5,0 ef	1,0 c	0,9 a
AGL	2,7 f	1,0 c	0,9 a
CERV	3,3 f	1,0 c	0,8 a
LAT	6,0 ef	19,3 b	0,6 a
Solo LVd			
Test.	75,7 a	1,0 c	0,9 a
NPK	40,7 b	1,0 c	0,8 a
TEXT	38,3 b	5,3 bc	0,7 a
AGL	26,3 c	1,0 c	0,6 a
CERV	29,0 c	3,3 bc	0,8 a
LAT	36,0 b	77,3 a	0,8 a

Médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

pela calagem, provavelmente passando a predominar as formas oxidadas MnO_2 e Mn_2O_3 .

A adição do resíduo LAT provocou aumento do teor de sódio trocável, principalmente no solo LVd, que apresenta mais elevada CTC (Tabela 1). O teor de sódio desde resíduo é aproximadamente dez vezes maior que o teor dos outros resíduos (Tabela 2). A grande adição de sódio pelo resíduo pode ter provocado a dispersão parcial da argila, processo que foi observado pela turvação da água de lixiviação.

Os teores de boro extraível não foram afetados pela adição dos resíduos, em ambos os solos.

4.3.3 Absorção de nutrientes pelas plantas e lixiviação no solo

Os resultados obtidos serão discutidos por mineral e apresentados em tabelas com a quantidade lixiviada e absorvida pelas plantas além da soma das duas partes, compondo o total extraído do solo. Os teores determinados no tecido e água de lixiviação são apresentados nos Apêndices de 14 a 20.

4.3.3.1 Nitrogênio

4.3.3.1.1 Nitrogênio absorvido pelas plantas

Os teores de nitrogênio no tecido variaram de 12,1 a 23,9 g kg⁻¹ (Apêndice 14), indicando não ter ocorrido deficiência deste nutriente para as plantas (Ward et al., 1973). Entretanto, a avaliação dos nutrientes absorvidos pelas plantas (mg vaso⁻¹) parece ser mais adequada, visto que a maior produção de matéria seca provoca a diluição da concentração do elemento na planta.

Pode-se observar na Tabela 17 que a dose adicionada dos resíduos (equivalente a 200 kg ha⁻¹ de N), não foi suficiente para suprir as plantas de nitrogênio em quantidades semelhantes ao tratamento com adubo mineral; este fato, contudo, não limitou o rendimento das plantas de aveia.

TABELA 17. Quantidade de nitrogênio absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade de nitrogênio lixiviado (mg vaso^{-1}) nas formas de amônio e nitrito + nitrato em quatro coletas (médias de três repetições).

Tratamentos	NH ₄ lixiviado/Dias					NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ lixiviados/Dias					N lixiv.	N Absorv.	Soma
	13	35	63	68	total	13	35	63	68	total			
Solo PVd													
Test.	3,4 b	1,5 c	4,0 a	0,7 abcde	9,6 e	51,1 a	13,0 a	24,0 b	4,0 c	92,1 a	101,7	5,9 f	107,6
NPK	4,5 b	2,5 b	3,7 a	1,2 ab	11,9 a	43,1 a	16,8 a	12,3 c	16,6 b	88,8 a	100,7	107,6 a	208,3
TEXT	7,4 a	3,8 a	1,9 b	0,8 abcd	13,9 a	49,6 a	9,3 ab	6,4 cd	1,3 c	66,6 b	80,5	74,3 bc	154,8
AGL	8,0 a	2,5 b	1,6 b	1,0 abc	13,1 a	48,3 a	2,6 bc	3,8 d	1,0 c	55,7 bcd	68,8	54,5 de	123,3
CERV	7,9 a	0,8 d	0,6 cd	0,2 de	9,5 b	52,7 a	1,7 bc	1,9 d	1,0 c	57,3 bc	66,8	45,9 e	103,2
LAT	4,6 b	0,6 de	0,3 d	0,2 de	5,7 c	42,2 a	2,2 bc	3,0d	0,8 c	48,2 cde	53,9	50,8 e	104,6
Solo LVd													
Test.	1,4 c	0,1 e	0,8 cd	0,2 e	2,5 de	18,4 b	2,2 bc	13,2 c	4,4 c	38,2 def	40,7	7,0 f	47,7
NPK	1,1 c	0,1 e	1,8 b	1,3 a	4,3 cd	24,2 b	9,2 abc	35,1 a	35,8 a	104,3 a	108,6	86,9 b	195,5
TEXT	1,3 c	0,1 e	1,9 b	0,6 bcde	2,9 de	23,8 b	3,8 bc	4,1 d	2,6 c	34,3 ef	37,2	68,1 cd	105,3
AGL	0,9 c	0,1 e	0,6 cd	0,5 cde	2,1 e	21,6 b	2,1 bc	3,4 d	2,3 c	29,4 f	31,5	53,6 de	85,1
CERV	1,3 c	0,1 e	0,5 d	0,4 cde	2,3 e	15,9 b	1,6 bc	3,4 d	0,6 c	21,5 f	23,8	55,6 de	77,1
LAT	1,1 c	0,1 e	0,6 cd	0,4 cde	2,2 e	22,7 b	0,9 c	1,8 d	0,9 c	26,3 f	28,5	53,1 de	81,6

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A quantidade de nitrogênio absorvida pelas plantas foi maior no tratamento com adição do resíduo TEXT, em comparação com os outros resíduos, fato que foi também constatado no Experimento 4. A menor absorção de N pelas plantas é indicativa de uma pequena taxa inicial de mineralização dos resíduos.

4.3.3.1.1 Nitrogênio lixiviado

A maior parte do nitrogênio foi lixiviado na forma nítrica (Tabela 17), devido à maior mobilidade do nitrato em relação ao amônio, não sendo o mesmo retido pelas cargas negativas da CTC do solo. No solo PVd, entretanto, uma quantidade considerável de nitrogênio foi lixiviada como amônio (entre 10,5 e 19% do total lixiviado), provavelmente pela menor capacidade de retenção do cátion e pela nitrificação mais lenta neste solo.

Na primeira coleta (aos 13 dias), foi determinada a maior parte do nitrogênio lixiviado, tanto na forma de amônio quanto de nitrato. Isto pode ser devido ao estágio inicial de desenvolvimento das plantas com sistema radicular e massa aérea insuficientes para absorver o nitrogênio adicionado e/ou mineralizado. Nos tratamentos com adição de uréia observou-se que os teores de nitrato permaneceram altos em todas as coletas, devido à aplicação parcelada da uréia (Apêndice 14).

As quantidades totais de nitrato lixiviadas nos tratamentos com adição dos resíduos no solo LVd corresponderam, praticamente, à metade dos determinados no solo PVd, evidenciando a influência da textura do solo na lixiviação. Este resultado foi semelhante ao obtido por Oliveira & Mattiazzo (1996), que, aplicando lodo de esgoto em solos, constataram a lixiviação de nitrogênio 1,5 vezes superior em Neossolo quando comparado a um Latossolo. Porém, em ambos os solos, o total de nitrogênio lixiviado

nos tratamentos com adição dos resíduos foi inferior ao determinado no tratamento com adubação mineral nitrogenada, demonstrando que a adição de resíduos na dose equivalente a 200 kg de N ha⁻¹ não contribuiu para o aumento da lixiviação do nitrogênio.

A comparação dos teores de nitrato lixiviados nos tratamentos testemunha (Apêndice 14) com o limite máximo estabelecido pelo CONAMA (1986) mostra, principalmente nas primeiras coletas, que as concentrações de N-NO₃ excederam o máximo permitido de 10 mg L⁻¹ para água potável e contaminação de aquíferos. Anjos & Mattiazzo (2000), aplicando biossólido em Latossolo Vermelho e Latossolo Amarelo, também determinaram valores superiores ao estabelecido para nitrato em águas, nos solos com e sem a adição do resíduo e salientaram a necessidade de estabelecimento de limites de nitrato em águas para solos sob condições de clima tropical, onde a mineralização da matéria orgânica do solo ou dos resíduos orgânicos adicionados ocorre de forma mais intensa.

A saída de nitrogênio do solo, determinada pela quantidade lixiviada somada à que foi absorvida pelas plantas, foi maior nos tratamentos com adição de adubo nitrogenado, possivelmente pela pronta disponibilidade do elemento para as plantas e à lixiviação do excesso aplicado.

Na testemunha de cada solo, a maior fração do nitrogênio que saiu do sistema foi perdida por lixiviação, evidenciando a necessidade da correção do solo e suprimento adequado de outros nutrientes para ocorrer absorção do nitrogênio disponível.

Nos tratamentos com adição de resíduos as maiores perdas de nitrogênio foram determinadas no solo PVd em função da quantidade lixiviada, já que as plantas absorveram quantidades semelhantes do nutriente independentemente do solo.

4.3.3.1 Fósforo

4.3.3.1.1 Fósforo absorvido pelas plantas

A adubação mineral suplementar com fósforo nos tratamentos com resíduo proporcionou uma concentração do nutriente no tecido, em valores absolutos, igual ou superior ao tratamento com adubação mineral, com teores variando de 1,1 a 4,1 g kg⁻¹ e muito maior que o determinado nas testemunhas, que apresentaram teores de 0,4 e 0,5 g kg⁻¹ de fósforo (Apêndice 15).

A quantidade absorvida (Tabela 18) refletiu a disponibilidade do elemento no solo, em função do resíduo adicionado. Desta forma, o resíduo AGL, cuja contribuição no aumento do teor de fósforo no solo foi nula, apresentou quantidades na planta semelhantes às determinadas no tratamento com NPK.

Por outro lado, nos tratamentos com adição do resíduo LAT foi observado um significativo aumento da quantidade total de fósforo absorvido pelas plantas em comparação ao tratamento com NPK, refletindo o aumento dos teores do elemento no solo.

O solo PVd, para um mesmo tratamento, apresentou maiores quantidades absorvidas que o LVd, em concordância com a maior disponibilidade de fósforo determinada pela análise dos solos ao final do experimento.

4.3.3.1.1 Fósforo lixiviado

A alta retenção do ânion fosfato no solo foi evidenciada pelos teores muito baixos no lixiviado dos solos, da ordem de µg L⁻¹ (Apêndice 15).

TABELA 18. Quantidade de fósforo absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade lixiviada ($\mu\text{g vaso}^{-1}$) como fosfato em quatro coletas (médias de três repetições).

Trat.	P lixiviado/Dias					P absorv.	Soma
	13	35	63	68	Total		
	-----($\mu\text{g vaso}^{-1}$)-----					----(mg vaso^{-1})----	
Solo PVd							
Test.	3,0 b	2,0 b	2,2 b	2,8 b	10,0 b	0,1h	0,1
NPK	3,0 b	1,4 b	1,5 b	2,6 b	8,6 b	8,0 c	8,1
TEXT	2,4 b	1,6 b	1,9 b	3,2 b	9,1 b	12,2 b	12,3
AGL	2,4 b	1,5 b	2,0 b	3,0 b	9,2 b	7,1 e	7,2
CERV	2,2 b	1,6 b	2,1 b	4,1 b	10,0 b	10,5 b	10,6
LAT	3,7 b	6,7 a	8,3 a	18,7 a	37,4 a	16,0 a	16,4
Solo LVd							
Test.	2,2 b	2,3 b	2,3 b	3,4 b	10,3 b	0,2 h	0,3
NPK	2,6 b	1,9 b	1,5 b	2,9 b	8,8 b	4,3 fg	4,4
TEXT	2,7 b	1,9 b	1,6 b	3,3 b	9,4 b	5,4 efg	5,5
AGL	2,2 b	1,4 b	1,6 b	3,5 b	8,7 b	4,1 g	4,2
CERV	2,5 b	1,6 b	1,6 b	3,5 b	9,3 b	6,0 def	6,1
LAT	5,5 a	2,6 b	2,2 b	4,4 b	14,1 b	7,5 cd	7,6

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

As maiores quantidades lixiviadas ocorreram com a adição do resíduo LAT, sendo que no solo PVd os valores aumentaram com o tempo. Este fato pode estar relacionado com a lenta movimentação do fósforo no perfil do solo. As quantidades de fósforo determinadas na água de lixiviação dos solos com este resíduo, também podem ter sido afetadas pelo efeito dispersante do material, em função do seu alto teor de sódio, que provocou o arraste de partículas do solo pela água coletada no frascos.

O teor de fósforo determinado nos outros tratamentos com resíduos não diferiu do obtido nas testemunhas e no tratamento com somente adubo mineral, demonstrando que o fósforo ficou retido no solo ou foi absorvido pelas plantas.

A saída do elemento do sistema praticamente corresponde ao que foi absorvido pelas plantas, devido à baixa mobilidade do fosfato no solo.

4.3.3.1 Potássio

4.3.3.1.1 Potássio absorvido pelas plantas

Os teores de potássio no tecido (Apêndice 16), entre 16,2 e 35,4 g kg⁻¹, indicam que o nutriente não foi limitante ao desenvolvimento das plantas (Ward et al, 1973). As menores concentrações determinadas nos tratamentos com a adição dos resíduos e/ou adubo mineral, em relação às testemunhas, podem ser devidas à diluição provocada pela maior produção de matéria seca.

A suplementação mineral potássica com KCl nos tratamentos com resíduo possibilitou a absorção de quantidades semelhantes de potássio em todos os tratamentos, independente do solo ocorrendo diferença somente na comparação destes com as testemunhas (Tabela 19).

A semelhança das quantidades absorvidas entre os tratamentos com resíduo e aqueles somente com NPK confirma a necessidade de uma complementação de potássio para a utilização destes materiais em solos utilizados com fins agrícolas.

4.3.3.1.1 Potássio lixiviado

Os tratamentos com resíduos e NPK proporcionaram um aumento na quantidade de potássio lixiviada no solo (Tabela 19). A maior parte deste efeito pode ser relacionada à adição de cloreto de potássio nestes tratamentos, visto que os valores

TABELA 19. Quantidade de potássio absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade lixiviada (mg vaso^{-1}) em quatro coletas (médias de três repetições).

Trat.	K lixiviado/Dias					K absorv.	Soma
	13	35	63	68	Total		
Solo PVd							
Test.	2,3 efg	1,3 cd	2,3 c	0,9 e	6,9 def	6,1 b	13,0
NPK	3,0 bc	2,0 ab	7,7 a	4,6 a	17,4 a	80,2 a	97,6
TEXT	3,6 ab	2,3 a	3,1 b	2,4 bc	11,5 b	104,7 a	116,2
AGL	3,9 a	1,6 bc	2,6 bc	2,3 bc	10,3 c	81,0 a	91,3
CERV	4,3 a	1,5 bc	3,2 b	3,0 b	12,0 b	78,0 a	90,0
LAT	2,9 bcde	1,3 cd	1,6 d	1,3 de	7,1 de	86,9 a	94,0
Solo LVd							
Test.	1,6 g	0,6 e	1,5 d	0,9 e	4,5 h	14,2 b	18,7
NPK	2,3 def	0,8 de	2,3 c	1,7 cd	7,2 d	86,0 a	93,2
TEXT	2,4 cdef	1,3 cd	1,0 d	1,1 de	5,8 fg	86,0 a	91,8
AGL	2,1 fg	0,9 de	1,1 d	1,1 de	5,2 gh	85,0 a	90,2
CERV	3,0 bcd	1,0 cde	1,1 d	0,9 e	6,0 efg	91,0 a	96,0
LAT	2,5 cdef	1,0 cde	0,9 d	0,9 e	5,3 gh	82,0 a	87,3

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

determinados onde se adicionou resíduo foram significativamente inferiores aos obtidos com a adição de NPK.

A comparação para um mesmo tratamento, à exceção da testemunha, mostra que houve maior lixiviação no solo PVd que no solo LVd. Os baixos teores lixiviados no solo LVd (Apêndice 16) podem ser explicados pela maior capacidade de troca de cátions do seu complexo sortivo, associado ao aumento das cargas negativas, em função do aumento de pH pela calagem. Rodella (1996) também observou menores perdas de potássio para diferentes materiais orgânicos em solo corrigido, quando comparado ao solo sem correção.

De modo geral, a baixa lixiviação de potássio determinada pode ter sido influenciada pela absorção do nutriente pelas plantas em quantidades além das necessidades fisiológicas, o que se chama de “consumo de luxo”. A saída de potássio do sistema foi devida principalmente à extração pelas plantas, correspondendo nos tratamentos onde se adicionou resíduos e/ou KCl a pelo menos 82% do total.

4.3.3.1 Cálcio e magnésio

4.3.3.1.1 Cálcio e magnésio absorvidos pelas plantas

A aplicação da mistura corretiva $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ (3:1), além de corrigir o pH, contribuiu para o aumento dos teores de cálcio e magnésio do solo. Este aporte pode ser confirmado pelo aumento das concentrações nos teores de Ca e Mg no tecido das plantas de aveia (Apêndices 17 e 18).

A quantidade de cálcio absorvida pelas plantas apresentou maior variação entre os tratamentos no solo PVd, em virtude deste apresentar originalmente baixos teores do elemento e menor capacidade de adsorção de cátions (Tabela 20).

A adição diferenciada da mistura corretiva, em função do valor neutralizante de cada resíduo, afetou a absorção de cálcio pelas plantas; assim, no tratamento com NPK, onde somente foi adicionada a mistura corretiva para elevar o pH, foram determinados os maiores valores, em contrapartida ao determinado no tratamento com resíduo LAT.

No solo LVd, com maior teor natural de cálcio, não foram observadas diferenças significativas nas quantidades absorvidas pelas plantas, entre tratamentos com NPK e/ou resíduos.

TABELA 20. Quantidade de cálcio absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade lixiviada (mg vaso^{-1}) em quatro coletas (médias de três repetições).

Trat.	Ca lixiviado/Dias				Total	Ca absorv.	Soma
	13	35	63	68			
Solo PVd							
Test.	50,8 d	16,7 b	21,7 b	8,0 c	97,2 f	0,7 f	97,9
NPK	93,0 b	24,9 a	91,4 a	19,4 b	228,6 a	36,7 a	265,3
TEXT	99,8 b	16,6 b	8,2 b	5,6 c	130,2 de	26,0 b	156,3
AGL	101,8 b	13,7 b	8,2 b	7,0 c	130,7 d	21,1 bc	151,7
CERV	144,0 a	16,9 b	10,3 b	8,3 c	179,5 c	20,8 bc	200,2
LAT	74,9 c	8,3 c	4,7 b	3,8 c	91,7 fg	11,9 e	103,6
Solo LVd							
Test.	27,0 e	6,5 c	16,3 b	9,0 c	58,8 h	1,3 f	93,0
NPK	52,8 d	17,2 b	86,1 a	50,6 a	206,7 b	19,3 cd	226,0
TEXT	53,1 d	7,7 c	7,1 b	8,1 c	76,0 gh	19,8 c	95,8
AGL	44,6 d	6,7 c	6,9 b	9,2 c	67,4 h	18,6 cd	86,0
CERV	88,3 bc	6,8 c	6,6 b	9,1 c	110,8 ef	18,6 cd	129,4
LAT	56,2 d	5,7 c	5,7 b	4,6 c	72,2 h	13,4 de	85,5

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

O efeito diferenciado dos tratamentos com adição de NPK e/ou resíduos sobre a quantidade de magnésio absorvido foi menor, sendo significativo somente para o resíduo LAT, no solo PVd (Tabela 21).

Para cada resíduo, não foi observada diferença significativa entre solos, indicando que a adição dos nutrientes pela calagem suprimiu as diferenças naturais do solos quanto à disponibilidade tanto de cálcio quanto de magnésio.

TABELA 21. Quantidade de magnésio absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade de lixiviada (mg vaso^{-1}) em quatro coletas (média de três repetições).

Trat.	Mg lixiviado/Dias				Total	Mg absorv.	Soma
	13	35	63	68			
Solo PVd							
Test.	8,3 e	3,2 bcd	5,4 c	1,6 c	18,5 ef	0,3 e	18,8
NPK	25,2 bc	6,3 a	25,7 a	4,7 b	61,9 a	17,0 a	78,9
TEXT	21,1 cd	3,4 bc	2,3 d	1,3 c	28,1 d	16,6 ab	44,7
AGL	29,3 b	2,7 bcde	2,4 d	1,7 c	36,2 c	13,7abc	49,9
CERV	39,8 a	3,7 b	3,3 cd	2,1 c	48,9 b	13,7abc	62,6
LAT	16,4 d	1,5 cde	1,1 d	1,0 c	19,7 e	8,8 d	28,5
Solo LVd							
Test.	4,2 e	1,1 e	3,6 cd	1,6 c	10,6 g	0,8 e	11,4
NPK	7,8 e	2,7 bcde	15,8 b	8,7 a	35,0 cd	11,9 cd	46,9
TEXT	8,0 e	1,3 de	1,4 d	1,5 c	12,3 fg	13,7 abc	26,0
AGL	7,1 e	1,2 e	1,6 d	1,8 c	11,7 fg	12,6 c	24,3
CERV	8,6 e	1,2 e	1,5 d	1,8 c	13,0 efg	13,3 bc	26,3
LAT	8,2 e	1,0 e	1,0 d	1,0 c	11,0 g	10,7 cd	21,7

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

4.3.3.1.1 Cálcio e magnésio lixiviados

O cálcio e o magnésio apresentaram comportamento semelhante em cada tratamento. Os maiores teores lixiviados ocorreram na primeira coleta, aos 13 dias (Apêndices 17 e 18).

A maior quantidade lixiviada (Tabelas 20 e 21) foi determinada no tratamento NPK, provavelmente devido à maior quantidade de mistura corretiva adicionada neste tratamento; de certa forma, isto evidencia a baixa solubilidade do cálcio e do magnésio presente nos resíduos.

Entre os resíduos, em cada solo, foi significativamente maior o total de cálcio lixiviado nos tratamentos com adição do resíduo CERV; para o magnésio, este resíduo se diferenciou dos demais somente no solo PVd. A maior quantidade lixiviada dos íons no tratamento com adição do resíduo CERV, em relação aos outros resíduos, também pode estar associada às maiores doses de mistura corretiva aplicadas neste tratamento, em função do baixo valor neutralizante do mesmo.

Como no caso dos outros cátions determinados, as perdas por lixiviação foram mais intensas no solo PVd, devido à menor capacidade de adsorção de íons no seu complexo de troca, sendo o excesso presente na solução mais facilmente lixiviável.

Desta forma, solos com maiores teores de argila e matéria orgânica podem receber maiores quantidades destes resíduos que solos arenosos, sem que isso provoque um impacto negativo em camadas mais profundas e/ou no lençol freático.

4.3.3.1 Sódio

4.3.3.1.1 Sódio absorvido pelas plantas

Os teores de sódio na parte aérea das plantas apresentaram valores elevados nos tratamentos com a adição dos resíduos TEXT e LAT (Apêndice 19); contudo, se comparados aos demais tratamentos, essas concentrações não inibiram a absorção de potássio pelas plantas. A quantidade significativamente maior de sódio absorvida pelas plantas nestes tratamentos, em ambos os solos (Tabela 22), reflete os maiores teores de sódio determinados no solo.

TABELA 22. Quantidade de sódio absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade de lixiviada (mg vaso^{-1}) em quatro coletas (médias de três repetições).

Trat.	Na lixiviado/Dias				Total	Na absorv.	Soma
	13	35	63	68			
Solo PVd							
Test.	7,1 cd	1,0 e	0,7 f	2,6 c	11,4 e	0,1 d	11,5
NPK	10,8 cd	1,0 e	0,8 f	2,2 c	14,8 de	1,0 d	15,8
TEXT	31,1 b	3,9 c	2,6 cd	3,1 c	40,7 c	5,1 c	53,5
AGL	15,4 c	0,8 e	0,9 ef	2,5 c	19,6 d	0,3 d	19,9
CERV	30,2 b	1,9 cde	1,5 de	2,7 c	36,3 c	0,3 d	36,6
LAT	114,2 a	17,7 a	11,2 b	9,7 b	152,8 a	9,0 b	161,8
Solo LVd							
Test.	2,8 d	0,8 e	1,6 def	3,0 c	8,2 e	0,1 d	8,3
NPK	4,4 d	1,1 e	1,8 def	2,7 c	10,0 e	0,9 d	10,9
TEXT	5,7 d	3,5 cd	3,5 c	3,7 c	16,4 de	12,8 a	21,5
AGL	4,1 d	1,2 de	1,4 def	2,8 c	9,5 e	1,0 d	10,5
CERV	8,0 cd	1,5 de	2,1 de	3,2 c	14,8 de	1,5 d	16,3
LAT	11,1 cd	12,4 b	15,7 a	15,0 a	54,2 b	13,6 a	67,8

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

No solo LVd houve maior absorção de sódio pelas plantas nos tratamentos com adição dos resíduos LAT e TEXT, possivelmente pela maior retenção que este solo possui, diminuindo a sua lixiviação.

4.3.3.1.1 Sódio lixiviado

A quantidade de sódio na água de lixiviação foi maior na primeira avaliação feita aos 13 dias, decrescendo a partir da segunda coleta e se estabilizando a partir da terceira, exceto para o tratamento com o resíduo LAT (Apêndice 19).

A quantidade de sódio total lixiviada em um mesmo tratamento foi influenciada pela textura do solo. Dessa forma o solo LVd, com maior teor de argila e matéria

orgânica, apresentou menores valores de sódio no lixiviado, sendo que somente onde se adicionou o resíduo LAT houve diferença significativa em relação ao obtido na testemunha do solo LVd (Tabela 22).

Por outro lado, as quantidades do íon lixiviadas no solo PVd nos tratamentos com adição de resíduos diferenciaram-se entre si e foram superiores à testemunha; o sódio, entretanto, não é considerado prejudicial ao ambiente, não sendo sujeito à regulamentação.

A saída do sódio do sistema foi em sua maior parte (>80%) devida à lixiviação, exceto no tratamento com adição do resíduo TEXT no solo LVd. Essa alta porcentagem lixiviada em água pode ser relacionada com a mobilidade do elemento e com a competição com outros cátions (potássio, cálcio e magnésio) pelos sítios de troca.

4.3.3.1 Enxofre

4.3.3.1.1 Enxofre absorvido pelas plantas

Os teores de enxofre das plantas (Apêndice 20), entre 1,3 e 2,0 g kg⁻¹, estão na faixa considerada adequada ao cultivo de cereais (Malavolta, 1997).

O teores de enxofre extraível nos solos não foram afetados pela adição dos resíduos e permaneceram com valores considerados como suficientes ($S > 5,0 \text{ mg L}^{-1}$) (SBCS/NRS, 1995), proporcionando a absorção pelas plantas em cada tratamento de quantidades semelhantes do nutriente (Tabela 23).

TABELA 23. Quantidade de enxofre absorvido (mg vaso^{-1}) pela parte aérea das plantas e quantidade lixiviada (mg vaso^{-1}) como sulfato em quatro coletas (médias de três repetições).

Trat.	S-SO ₄ ⁼ /Dias				Total	S absorv.	Soma
	13	35	63	68			
Solo PVd							
Test.	1,8 c	2,3 c	5,4 de	6,9 d	16,4 de	0,4 c	16,8
NPK	10,7 bc	27,3 ab	16,8 bc	16,7 b	71,5 b	6,7 ab	78,2
TEXT	40,3 a	19,7 b	23,6 ab	15,7 b	99,3 a	6,2 b	105,5
AGL	39,1 a	20,0 b	24,6 a	19,3 a	103,0 a	7,0 ab	110,0
CERV	38,3 a	20,5 b	30,1 a	17,1 b	106,0 a	7,4 a	113,4
LAT	23,2 b	25,2 ab	27,0 a	16,8 b	92,2 ab	7,5 a	99,7
Solo LVd							
Test.	4,2 c	2,4 c	4,0 e	3,9 e	14,5 d	0,7 c	15,2
NPK	1,0 c	2,4 c	2,1 e	3,2 e	8,7 e	5,6 b	14,3
TEXT	1,3 c	5,9 c	11,5 cd	12,4 c	31,1 cd	5,9 b	37,0
AGL	1,4 c	5,4 c	11,1 cd	12,6 c	30,5 cd	6,1 b	36,6
CERV	0,7 c	7,6 c	14,7 c	15,4 b	38,4 c	7,8 a	46,2
LAT	10,0 bc	29,8 a	26,8 a	20,7 a	87,3 ab	6,3b	93,6

Médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

4.3.3.1.1 Enxofre lixiviado

Os teores de enxofre na água de lixiviação são expressos na forma de sulfato e demonstram o comportamento diferente dos resíduos de acordo com o solo (Apêndice 20). No solo PVd as concentrações do íon foram maiores nas três primeiras coletas e diminuíram na última; no LVd houve um aumento a partir da segunda coleta que se manteve até a última coleta, porém com valores sempre menores que os determinados no solo PVd.

Apesar da elevação nos teores de enxofre lixiviado devida à adição dos resíduos e/ou adubo, os valores estão bem abaixo do limite máximo permitido pelo CONAMA (1986) em águas da classe I que é de 250 mg L⁻¹.

Em comparação com a testemunha, as maiores quantidades totais lixiviadas com a aplicação dos resíduos (Tabela 23) podem ter sido devidas à correção do pH e à adição de substrato. Esses fatores estimularam a atividade microbiana, resultando em aumento na mineralização do enxofre orgânico, que foi lixiviado, sendo o efeito mais pronunciado no solo PVd.

As quantidades de enxofre lixiviadas foram, entretanto, semelhantes para o resíduo LAT, nos dois solos, devido provavelmente à maior competição por sítios de adsorção pelo fosfato no solo LVd. Este resíduo também contém alto teor de enxofre, provavelmente em formas mais lábeis.

Pode-se observar que a maior parte do enxofre saiu do sistema por lixiviação; alguns fatores contribuíram para isso como: a) os solos já apresentavam um nível adequado do elemento para a nutrição das plantas; b) a competição com outros ânions; c) a alta mobilidade do sulfato, e; d) necessidade de ânion acompanhante na lixiviação de cátions.

4.3.3.1 Condutividade elétrica e pH da água de lixiviação

Os valores da condutividade elétrica do lixiviado, aumentaram com a concentração dos íons na água coletada (Tabela 24).

TABELA 24. Valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) da água lixiviada nas quatro coletas (médias de três repetições).

Tratamento	Dias			
	13	35	63	68
Solo PVd				
Test.	50 d	16 cde	20 c	6 d
NPK	106 c	36 a	112 a	20 b
TEXT	125 bc	28 ab	17 cd	7 cd
AGL	118 c	22 bcd	14 cd	7 cd
CERV	167 a	22 bcd	16 cd	8 cd
LAT	144 b	49 bc	15 cd	6 d
Solo LVd				
Test.	17 e	5 g	11 cd	5 d
NPK	30 de	13 defg	62 b	30 a
TEXT	31 de	9 efg	9 cd	8 cd
AGL	28 e	7 fg	9 d	7 cd
CERV	50 d	7 efg	9 d	8 cd
LAT	35 de	15 def	13 cd	11 c

Médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Desta forma, os maiores valores foram determinados na primeira lixiviação, decrescendo na segunda e se estabilizando nas determinações seguintes, sendo os valores semelhantes entre si, exceto no tratamento NPK em virtude da aplicação parcelada do nitrogênio.

Embora tenha ocorrido aumento da condutividade elétrica, os maiores valores estão dentro da faixa de condutividade no solo considerada adequada para a maioria das plantas sensíveis à salinidade ($< 2,0 \text{ mS cm}^{-1}$) (Stewart & Meek, 1977).

Os valores de pH da água de lixiviação (Tabela 25) aumentaram com o tempo. Na primeira determinação, estes valores foram mais baixos provavelmente refletindo às condições de acidez da camada subsuperficial. Os valores de pH da água nos tratamentos no solo LVd foram sempre superiores aos valores encontrados no PVd, o fato pode ser relacionado a sua maior capacidade de tamponamento.

TABELA 25. Valores de pH da água lixiviada nas quatro coletas (médias de três repetições).

Tratamento	Dias			
	13	35	63	68
Solo PVd				
Test.	3,8 b	4,4 cd	5,0 d	4,8 d
NPK	3,9 b	4,3 d	4,1 e	4,4 e
TEXT	3,9 b	4,7 b	5,4 cd	5,1 d
AGL	4,0 b	4,8 b	5,0 d	5,2 d
CERV	3,9 b	4,6 bc	4,9 d	5,2 d
LAT	4,1 b	4,9 b	5,7 bc	5,5 cd
Solo LVd				
Test.	5,5 a	6,2 a	6,3 ab	6,0 bc
NPK	5,4 a	6,0 a	6,1 b	5,8 bc
TEXT	5,7 a	6,2 a	6,7 a	6,4 a
AGL	5,6 a	6,2 a	6,6 a	6,5 a
CERV	5,6 a	6,2 a	6,7 a	6,6 a
LAT	5,7 a	6,3 a	6,4 ab	6,6 a

Médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

4.4 Experimento 4 - Decomposição dos resíduos no solo

A adição de resíduos no solo pode provocar mudanças na atividade da microbiota devido à fração orgânica do resíduo, estimulando (Hernandez et al., 1988) ou reprimindo (Zibilske, 1987) a decomposição da matéria orgânica do solo.

Esse efeito sobre o carbono nativo do solo é chamado de “efeito priming” e em experimentos como este a sua contribuição para o total de CO_2 produzido só é possível de ser quantificada pela utilização de isótopos.

Como neste experimento não foi feita a marcação do carbono do material orgânico, a quantificação do CO_2 devido à incorporação do substrato orgânico foi obtida pela diferença entre o CO_2 determinado no solo em que foi adicionado resíduo menos o determinado em um tratamento com solo sem adição de resíduo (testemunha).

As quantidades cumulativas de C-CO₂ volatilizado em 88 dias do experimento são apresentadas nas Figuras 15 e 16. As quantidades de C-CO₂ produzidas até 13, 32, 60 e 88 dias de incubação são mostradas nas Tabelas 26 e 27.

Aos 32 dias de incubação, entre 56 a 70% do total de carbono produzido no ensaio já tinha sido liberado nos dois solos, inclusive nos tratamentos testemunha, confirmando que as maiores taxas de respiração dos microorganismos do solo com adição de materiais orgânicos ocorrem nos primeiros dias (Metzger & Yaron, 1987). Este fato indica que estudos com curta duração podem fornecer informações úteis a respeito da decomposição de resíduos no solo.

Após este período inicial, as curvas de respirometria microbiana apresentaram menor crescimento constante. Os valores determinados nos tratamentos com adubação mineral ou adição de resíduos orgânicos foram sempre superiores ao tratamento testemunha, nos dois solos (Figuras 15 e 16).

Não foi observada diferença estatística entre as quantidades de C-CO₂ volatilizado para as doses de resíduo adicionadas no solo PVd (Tabela 27). No solo LVd, entretanto, a quantidade de C-CO₂ volatilizado aumentou com o acréscimo das quantidades de resíduo adicionadas, à exceção do AGL (Tabela 26).

O efeito diferenciado em cada solo pode estar relacionado com a capacidade de utilização de substratos orgânicos pela microbiota do solo, pois, de acordo com Øvreås & Torsvik (1998), em geral, solos com maiores teores de matéria orgânica e argila apresentam maiores quantidade e diversidade microbiana do que solos com baixos teores de matéria orgânica.

As maiores quantidades de C-CO₂ volatilizados foram determinadas no tratamento com adubação mineral completa, sem adição de resíduos, nos dois solos

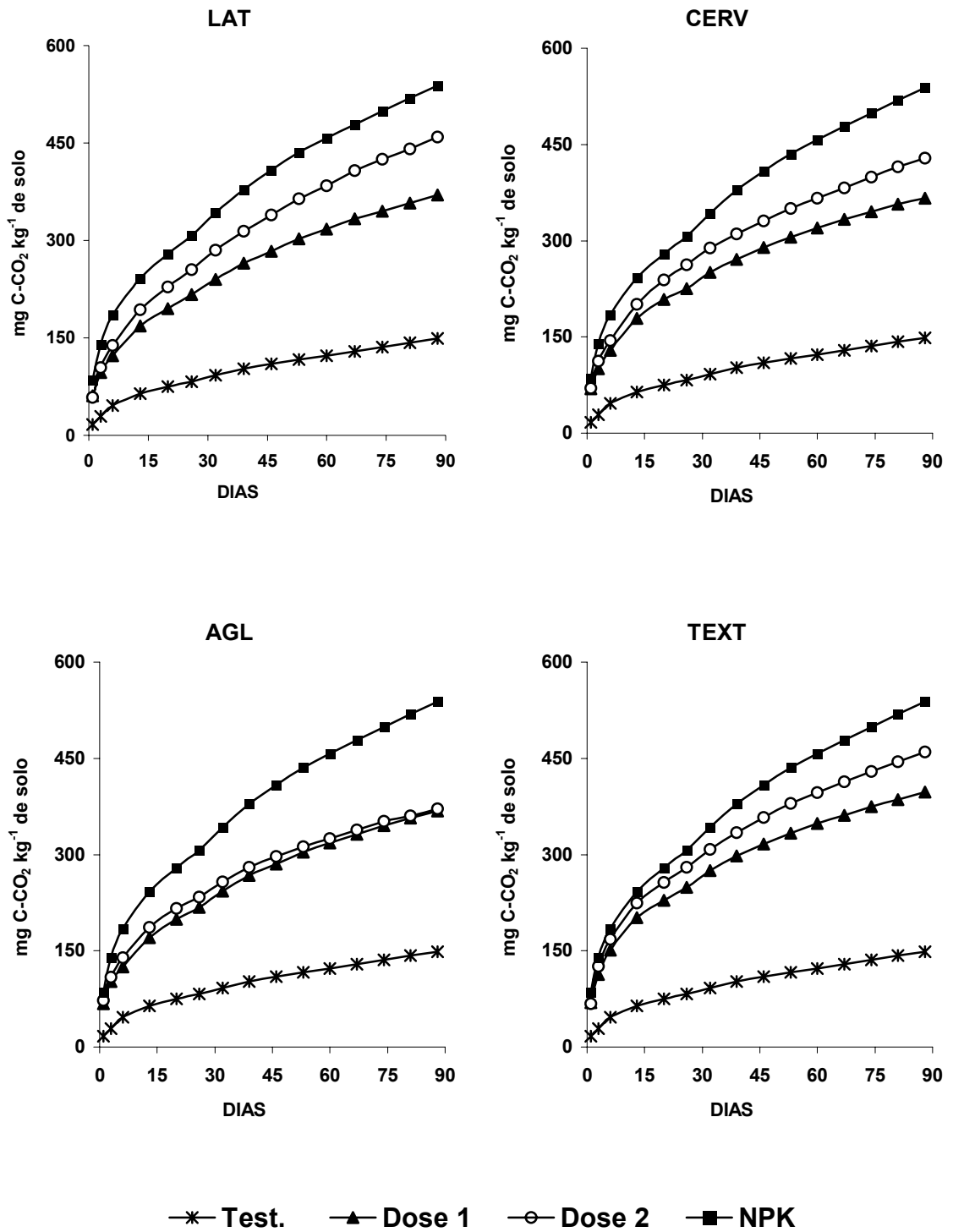


FIGURA 15. Quantidade cumulativa de carbono (C-CO₂) volatilizado em solo PVd com adição de quatro resíduos orgânicos.

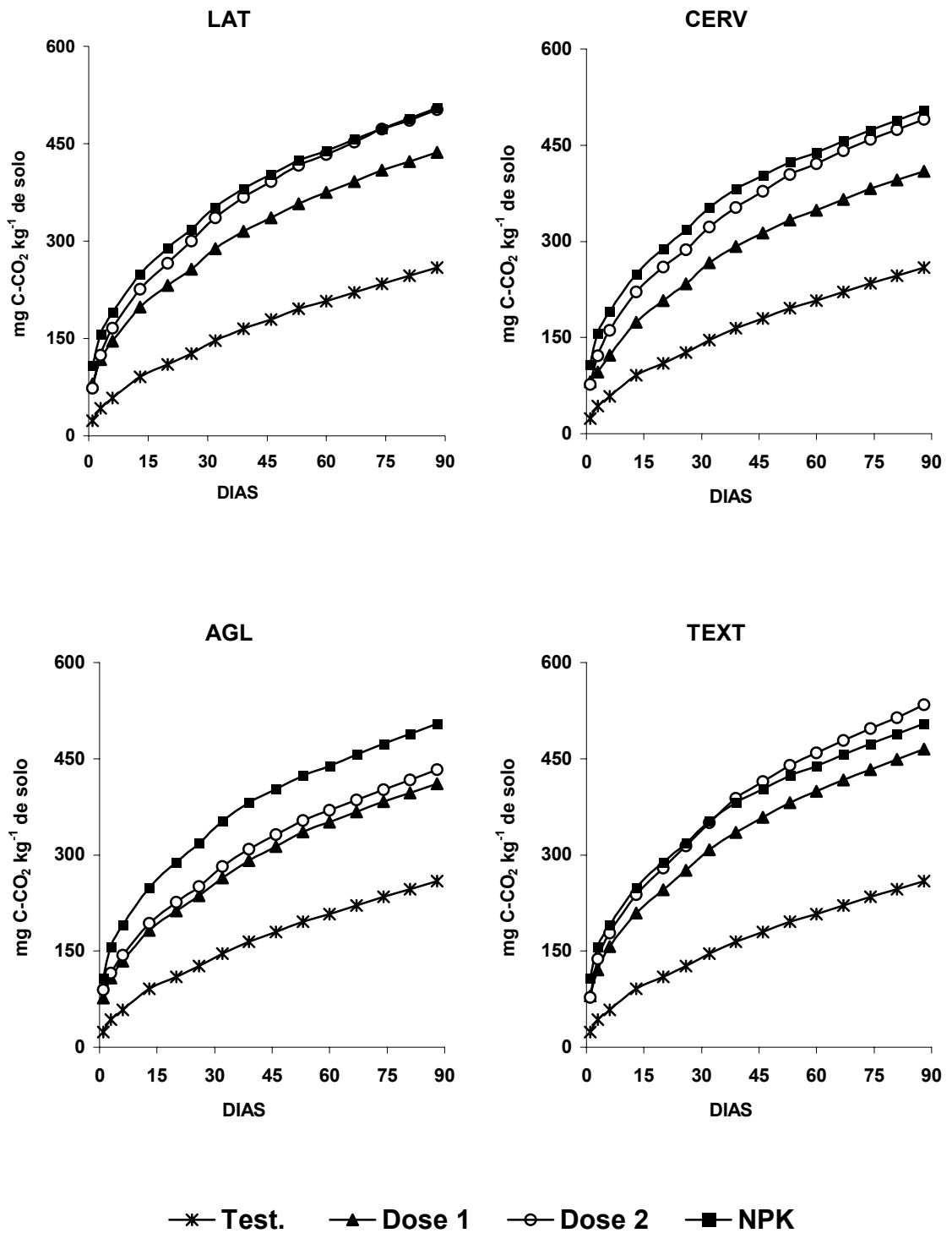


FIGURA 16. Quantidade cumulativa de carbono (C-CO₂) volatilizado em solo LVd com a adição de quatro resíduos orgânicos.

TABELA 26. Quantidade cumulativa de carbono (mg de C-CO₂ kg⁻¹ de solo) volatilizado durante a incubação no solo LVd (médias de duas repetições).

Tratamento	Dose	Dias de incubação			
		13	32	60	88
Testemunha	-	91d	146e	207e	259e
NPK	-	249a	353a	439ab	505ab
AGL	1	182c	264d	352d	411d
AGL	2	193bc	282cd	370cd	433cd
CERV	1	175c	267d	349d	410d
CERV	2	221ab	323ab	422ab	490ab
LAT	1	198bc	288cd	375cd	437cd
LAT	2	226ab	336ab	433ab	502ab
TEXT	1	210bc	309bc	400bc	466bc
TEXT	2	238a	351a	459a	534a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

TABELA 27. Quantidade cumulativa de carbono (mg de C-CO₂ kg⁻¹ de solo) volatilizado durante a incubação no solo PVd (média de duas repetições e duas dose do resíduo).

Tratamento*	Dias de incubação			
	13	32	60	88
Testemunha	64 d	92 d	122 d	149 d
NPK	242 a	343 a	458 a	538 a
AGL	179 c	251 c	322 c	370 c
CERV	190 c	270 c	343 bc	398 bc
LAT	181c	263 c	351 b	415 bc
TEXT	214 b	291 b	373 b	429 b

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

* Não foi observada diferença significativa entre as doses de cada resíduo, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

(Tabelas 26 e 27). A diferença em relação à testemunha foi maior no solo PVd (Tabela 27), devido à sua menor fertilidade, e menor suprimento de nutrientes para a microbiota, principalmente nitrogênio (Tabela 26 e 27) e fósforo (Tabela 1).

Na mesma taxa de aplicação, as quantidades de C-CO₂ volatilizado foram menores do que as determinadas nos solos com adubação mineral completa, nos quatro resíduos (Figuras 15 e 16). As pequenas quantidades de C-CO₂ volatilizado podem ser devidas à menor disponibilidade de nitrogênio mineral (Tabelas 28 e 29).

Embora nesta taxa de aplicação de resíduos tenha sido adicionado 100 kg ha⁻¹ de N, a mineralização do N orgânico dos mesmos foi insuficiente para o suprimento da microbiota do solo. Apesar dos resíduos apresentarem teores elevados de N total (Tabela 2) e baixa relação C : N, como são materiais já estabilizados nas estações de tratamento, sua mineralização é muito lenta.

O aumento das quantidades de resíduo adicionadas, suficiente para suprir 300 kg ha⁻¹ de N, provocou, na maior parte dos casos, somente um pequeno aumento nas quantidades de C-CO₂ volatilizado, sendo que no caso do AGL este aumento foi praticamente nulo, provavelmente pelo material ser composto de uréia-formol-melanina (Figuras 15 e 16).

Os teores de N mineral acumulado ao final do experimento de incubação apresentaram pequeno aumento, significativo somente para o resíduo TEXT nos dois solos, com o acréscimo das doses de resíduo adicionado (Tabelas 28 e 29). Este fato corrobora a observação feita com base nas quantidades de C-CO₂ volatilizado, indicando também a elevada estabilidade dos resíduos à degradação microbiana.

O aumento das quantidades de C-CO₂ volatilizado com o acréscimo das doses de resíduos aplicadas indicam que estes não apresentaram efeitos nocivos ao crescimento da microbiota do solo.

4.4.1 Nitrogênio mineral e pH

A mineralização do nitrogênio nos tratamentos com incorporação de resíduo ao solo pode ser avaliada pelos teores de nitrogênio mineral no solo (NH_4^+ e $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) ao final do experimento (Tabelas 28 e 29).

A taxa de mineralização do N dos resíduos pode ser obtida pela equação:

$$\text{TMN} = \frac{N_{\text{trat}} - N_{\text{test}}}{N_{\text{adic}}} \times 100$$

Onde:

TMN = taxa de mineralização do N do resíduo(%);

N_{trat} = teor de N mineral no solo no tratamento com resíduo (mg kg^{-1});

N_{test} = teor de N mineral no solo no tratamento testemunha (mg kg^{-1});

N_{adic} = quantidade de N adicionada pelo resíduo (mg kg^{-1}).

Os resíduos apresentaram as seguintes taxas de mineralização (média dos dois solos): TEXT = 37,6%; LAT = 24,3%; CERV = 18,2% e AGL = 16,4%, calculadas para a dose equivalente a 300 kg ha^{-1} de N no resíduo. Estas taxas foram maiores no solo PVd do que no LVd, para os quatro resíduos.

As taxas de mineralização calculadas desta forma podem indicar a relativa recalcitrância dos diferentes resíduos, desde que não ocorra perda de N mineralizado por desnitrificação. Os valores absolutos, entretanto, devem ser interpretados com cuidado, tendo em vista que a maior mineralização de N foi obtida no tratamento com adubação mineral completa (sem adição de resíduos), nos dois solos. A mineralização do N orgânico do solo (nativo) em quantidade maior do que o determinado na testemunha provocaria uma superestimação da taxa de decomposição dos resíduos.

TABELA 28. Teores de NH_4^+ e de NO_3^- e NO_2^- e pH em água do solo LVd após 88 dias de incubação (médias de duas repetições).

Tratamento	Dose	PH	NH_4^+	$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$	$\text{NH}_4^+ + (\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$
-----mg kg ⁻¹ -----					
Testemunha	-	5,1 d	53,9 b	29,0 e	82,9 e
NPK	-	5,3 c	62,2 a	172,5 a	234,7 a
AGL	1	5,7 a	1,2 c	89,4 d	90,6 de
AGL	2	5,5 abc	5,2 c	100,6 c	105,8 cd
CERV	1	5,7 a	1,0 c	91,8 d	92,8 de
CERV	2	5,5 abc	0,6 c	104,0 c	104,6 cd
LAT	1	5,6 ab	1,6 c	95,5 d	97,1 cde
LAT	2	5,3 c	2,2 c	109,3 c	111,5 c
TEXT	1	5,4 bc	1,2 c	97,1 cd	98,3 cde
TEXT	2	5,0 d	3,2 c	128,3 b	131,5 b

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

TABELA 29. Teores de NH_4^+ e de NO_3^- e NO_2^- e pH em água do solo PVd após 88 dias de incubação (média de duas repetições).

Tratamento	Dose	PH	NH_4^+	$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$	$\text{NH}_4^+ + (\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$
-----mg kg ⁻¹ -----					
Testemunha	-	4,6 c	29,8 d	25,7 a	55,5 e
NPK	-	8,0 a	169,8 a	30,0 a	199,8 a
AGL	1	7,3 b	49,4 c	31,9 a	81,3 cd
AGL	2	7,2 b	51,5 c	30,2 a	81,7 cd
CERV	1	7,3 b	50,0 c	26,4 a	76,4 d
CERV	2	7,2 b	58,2 c	30,3 a	88,5 cd
LAT	1	7,1 b	54,9 c	29,4 a	84,3 cd
LAT	2	7,0 b	66,3 c	33,4 a	99,7 bc
TEXT	1	7,2 b	52,1 c	25,7 a	77,8 d
TEXT	2	7,0 b	93,6 b	26,0 a	119,6 b

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A acidez dos solos foi corrigida visando a atingir pH 6,0, levando em consideração o valor neutralizante dos resíduos. No solo LVd, os valores de pH determinados aos 88 dias de incubação foram menores que este valor (Tabela 28). A maior parte do nitrogênio mineral nos tratamentos com adição de resíduos neste solo foi determinada na forma de $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$, não tendo sido o processo de nitrificação afetado pelo pH na faixa entre 5 e 6.

As quantidades de corretivo, entretanto, foram superestimadas no solo PVD, sendo determinados valores de pH iguais ou superiores a 7,0 em todos os tratamentos (Tabela 29). A nitrificação foi, portanto, restringida neste solo, determinando-se teores de NH_4^+ superiores aos de $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$ no final do período de incubação.

5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos permitem concluir que:

1. A aplicação e reaplicação dos resíduos CERV e TEXT no solo aumentaram o rendimento de matéria seca das plantas de acordo com a quantidade adicionada; o AGL não foi eficiente no suprimento de nutrientes às plantas e o LAT, apesar de apresentar os melhores resultados de rendimento entre os resíduos, sua aplicação em quantidade elevadas pode prejudicar o desenvolvimento das plantas devido ao alto teor de sódio deste material;
2. A maior produção de matéria seca nos tratamentos com adubo mineral indicou que os resíduos, no Experimento 1, não supriram às plantas quantidade adequada de nitrogênio;
3. O efeito residual foi diferente em cada solo, sendo que no LVd apenas o TEXT aumentou a disponibilidade de nitrogênio e no PVd observou-se o efeito para o LAT, CERV e TEXT;
4. A adição dos resíduos CERV, TEXT e LAT no solo apresentou um pequeno aumento nos teores de matéria orgânica no solo LVd;
5. Não foram observadas alterações nos teores de potássio disponível e enxofre e boro extraíveis do solo pela adição dos resíduos;
6. O teor de fósforo no solo aumentou com adição do resíduo LAT;

7. Os teores de zinco extraível do solo aumentaram com a adição do resíduo CERV e os de cobre extraível, com a adição dos resíduos TEXT e CERV;
8. A determinação do valor de neutralização de resíduos por titulação com indicador ou pela curva de titulação ácido-base pode não ser adequada para alguns resíduos orgânicos;
9. Os resíduos AGL, TEXT e LAT podem ser utilizados como corretivos da acidez do solo e no suprimento de cálcio e magnésio para as plantas;
10. A adição dos resíduos na dose equivalente a 200 kg ha^{-1} de N não afetou os teores de N, P, K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} na água lixiviada em relação ao tratamento mineral mais calagem;
11. Os teores de sulfato na água lixiviada aumentaram com adição dos resíduos;
12. Os teores de sódio no lixiviado aumentaram com a adição dos resíduos TEXT, CERV e LAT;
13. A absorção pelas plantas foi a principal via de saída de P e K do sistema solo-planta, enquanto Na^+ , Ca^{2+} e SO_4^- tiveram maior porcentagem de saída pela água lixiviada; o N e o Mg^{2+} variaram de acordo com o solo;
14. A taxa de decomposição dos resíduos no solo, determinada pelo C-CO₂ produzido e pelo acúmulo de N mineral no solo, cresceu na ordem: TEXT>LAT>CERV>AGL.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDOU, F.M.; EL-NENNAH, M. Effect of irrigating loamy sand soil by liquid sewage sludge on its content of some micronutrients. **Plant and Soil**, The Hague, v.56, p. 53-57, 1980.
- ALCARDE, J.C. Corretivos da acidez do solos: características e quantidade. In: SEMINÁRIO SOBRE CORRETIVOS AGRÍCOLAS, Piracicaba, 1985. **Resumos**. Piracicaba: Fundação Cargill, 1985. p.97-119.
- ALEXANDER, M.I. H. **Introduction to soil microbiology**. 2 ed. New York: John Wiley, 1977. 472p.
- ALLOWAY, B. J. The origins of heavy metals in soils. In ALLOWAY, B. J. (Ed.) **Heavy metals in soils**. 2 ed. New York: Chapman & Hall, 1995
- ALVES, W.L.; MELO, W.J.; FERREIRA, M.E. Efeito do composto de lixo urbano em um solo arenoso e em plantas de sorgo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p. 729-736, 1999.
- AMARAL, R.D. **Avaliação de um resíduo da indústria de zinco como corretivo da acidez e fertilizante do solo e fonte de metais pesados para plantas**. 1994. 70 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1994.
- AMARAL, R.D.; BARROS, N.F.; COSTA, L.M.; FONTES, M.P.F. Efeito de um resíduo da indústria de zinco sobre a química de amostras de solo e plantas de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.20, p. 433-440, 1996.
- ANCHENG, L.; XI, S. Effect of organic manure on the biological activities associated with insoluble phosphorus release in a Blue Paddy soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.25, p. 2513-2522, 1994.
- ANDERSON, F.N.; PETERSON, G.A. Effects of continuous corn (*Zea mays L.*), manuring, and nitrogen fertilization on yield and protein content of the grain and on the soil nitrogen content. **Agronomy Journal**, Madison, v.65, p. 697-700, 1973.

- ANJOS, A.R.M.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, p. 927-938, 2000.
- BARBARICK, K.A.; IPPOLITO, J.A. Nitrogen fertilizer equivalency of sewage biossolids applied to dryland winter wheat. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 1345 - 1351, 2000.
- BARRETTO, M.C.V. **Degradação da fração orgânica de diferentes resíduos e efeitos em algumas propriedades químicas e físicas de dois solos**. 1995. 106 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.
- BARTLETT, R.J.; RIEGO, D.C. Effects of chelation on the toxicity of aluminum. **Plant and Soil**, The Hague, v.37, p. 419-423, 1972.
- BAXTER, J.C.; JOHNSON, D.E.; RIENHOLZ, E.W. Heavy metals and persistent organics content in cattle exposed to sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.12, p. 316 – 319, 1983.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p. 8-25.
- BERTON, R.S. CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.13, p. 187-192, 1989.
- BERTON, R.S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Eds.) **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 259 - 268.
- BERTON, R.S.; PRATT, P.F. Evaluation of phosphorus requirement by the sorption isotherm technique in soils amended with organic materials. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.21, p. 199-206, 1997.
- BERTON, R.S.; PRATT, P.F.; FRANKENBERGER JR, W.T. Phosphorus availability in soils amended with organic materials, estimated by three chemical methods and two enzyme activities. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.21, p. 617-624, 1997.
- BERTONCINI, E.I.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p. 737-744, 1999.

- BETTIOL, W. Utilização de lodo de esgoto como fertilizante. In: COLÓQUIO REGIONAL SOBRE MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO, 1982, Piracicaba – SP. **Anais...** Piracicaba – SP: CENA/USP, 1982. p. 227-232.
- BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 878p.
- CALDEIRA, D.S.A. **Cinética da degradação de compostos orgânicos no solo**. 1997. 68 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.
- CAMARGO, O.A. Micronutrientes no solo. In: BORKET, C.M.; LANTMANN, A.F. (Eds.). **Enxofre e micronutrientes na agricultura brasileira**. Londrina, PR: EMBRAPA-CNPSO/IAPAR/SBCS, 1988. p. 103-117.
- CANTARELLA, H. Calagem e adubação do milho. In: BÜLL, L.T.; CANTARELLA, H. (Eds.). **Cultura do milho: – Fatores que afetam a produtividade**. Piracicaba, SP: POTAFOS, 1993. p. 147–185.
- CASSOL, P.C. **Aplicação de composto de lixo e lodo de esgoto em solo**. 1987. 84 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1987.
- CASTILHOS, D.D. **Alterações químicas e biológicas devidas à adição de resíduos de curtume e de cromo hexavalente ao solo**. 1998. 160f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciências do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.
- CAVALLARO, N.; PADILLA, N.; VILLARRUBIA, J. Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. **Soil Science**, Baltimore, v.156, n.2, p. 63-70, 1993.
- CERRI, C.C.; ANDREUX, F.; EDUARDO, B.P. et al. Incubador para estudos sobre decomposição de material orgânico no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.18, p. 1-5, 1994.
- CETESB. **Aplicação de biossólidos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação**: manual técnico. São Paulo, 1999. 33p (P 4.230).
- CHANG, A.T.; GRANATO, T.C.; PAGE, A.L. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel, and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.21, n.4, p. 521 – 536, 1992.

- CHANG, C.; SOMMERFELDT, T.G.; ENTZ, T. Soil chemistry after eleven annual applications of cattle feedlot manure. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.20, p. 475 – 480, 1991.
- CHAVES, L.H.G.; LIBARDI, P.L. Lixiviação de potássio e cálcio mais magnésio influenciada pelo pH. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.19, p. 145-148, 1995.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resoluções do CONAMA: Política do meio ambiente – Brasil**. Brasília: IBAMA, 1986. 232p. (Boletim técnico, 20)
- COSTA, C.A.S. **Mineralização de enxofre orgânico e adsorção de sulfato em solos**. 1980. 65p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1980.
- CUNNINGHAM, J.D.; RYAN, J.; KEENEY, D.R. Phytotoxicity in and metal uptake from soil treated with metal-amended sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.4, p. 455 – 460, 1975.
- DA ROS, C.O.; AITA, C.; CERETTA, C.A. et al. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.17, p. 257 - 261, 1993.
- DAVIS, R.D. Use of sewage sludge on land in the United Kingdom . In: IAWPRC BIENNIAL INTERNATIONAL CONFERENCE, PRE-CONFERENCE SEMINAR, 13, 1986, Salvador-BA. **Use of soil for treatment and final disposal of effluents and sludge**. (não publicado).
- DEFELIPO, B.V.; NOGUEIRA, A.V.; LOURES, E.G. et al. Eficiência agrônômica do lodo de esgoto proveniente de uma indústria siderúrgica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.15, p. 389-393, 1991.
- DOMASZAK, S.C. **Efeito imediato e residual da aplicação de resíduos de curtume nas plantas em três solos**. 2000. 107f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciências do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.
- ELLIOT, H.A.; SINGER, L.M. Effect of water treatment sludge on growth and elemental composition of tomato (*Lycopersicon esculentum*) shoots. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.19, p. 345-354, 1988.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa-SPI, 1999. 412p.

- EPSTEIN, E.; KEANE, D.B.; MEISINGER, J.J. et al. Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge compost. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.7, p. 217 - 222, 1978.
- EPSTEIN, E.; TAYLOR, J.M.; CHANEY, R.L. Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.5, p. 422 – 427, 1976.
- ERNANI, P.R. **Utilização de materiais orgânicos e adubos minerais na fertilização do solo**. 1981. 82 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1981.
- ERNANI, P.R.; GIANELLO, C. Diminuição do alumínio trocável do solo pela incorporação de esterco de bovinos e camas de aviário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.7, p. 161-165, 1983.
- EVANS, C.E.; KAMPRATH, E.J. Lime response as related to percent Al saturation, solution Al, and organic matter content. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v.34, p. 893-896, 1970.
- FASSBENDER, H.W. **Química de suelos**: con énfasis en suelos de América Latina. Turrialba: IICA-OEA, 1975. 398p.
- GAMA-RODRIGUES, E.F.; DE-POLLI, H. Biomassa na ciclagem de nutrientes. In: FERTIBIO-2000 BIODINÂMICA DO SOLO, 2., 2000, Santa Maria - RS. **Anais...** Santa Maria – RS: UFSM, 2000. (Cd-rom).
- GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; COSTA, F. et al. Evaluation of organic matter of raw and composted municipal wastes. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v.39, n.1, p. 99-108, 1993.
- GERBER, W. **Tratamento de resíduos**. 2. ed. Pelotas: Escola Técnica Federal de Pelotas, 1994. 105p. (apostila).
- GIUSQUIANI, P.L.; PAGLIAI, M.; GIGLIOTTI, G. et al. Urban waste compost: Effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.24, p. 175 – 182, 1995.
- GOYAL, S.; MISHRA, M.M.; DHANKAR, S.S. et al. Microbial biomass turnover and enzyme activities following the application of farmyard manure to field soils with and without previous long-term applications. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.15, p. 60-64, 1993.

- GRISI, B.M. Participação da microbiota na ciclagem de nutrientes. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO – SOLO SUELO, 13., 1996, Águas de Lindóia – SP. **Anais...** Campinas: [s.n.], 1996. (Cd-rom).
- GUENZI, W.D.; BEARD, W.E.; WATANABE, F.S. et al. Nitrification and desnitrification in cattle manure – amended soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.7, p. 406 – 412, 1978.
- HARDING, S.A.; CLAPP, C.E.; LARSON, W.E. Nitrogen availability and uptake from field soils five years after addition of sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.14, p. 95 – 100, 1985.
- HERNANDEZ, T.; GARCIA, C.; LAX, A. et al. Transformation of carbon and nitrogen in a calciorthid soil amended with a range of organic residues. **Plant and Soil**, The Hague, v.105, n.2, p. 205-211, 1988.
- HOLANDA, J.S.; MIELNICZUK, J.; STAMMEL, J.G. Utilização de esterco e adubo mineral em quatro seqüências de culturas em solo de encosta basáltica do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.6, p. 47-51, 1982.
- HOYT, P.B.; TURNER, R.C. Effects of organic materials added to very acid soils on pH, aluminum, exchangeable NH_4 , and crop yields. **Soil Science**, Baltimore, v.119, n.3, p. 227-237, 1975.
- HSIEH, Y.O.; DOUGLAS, L.A.; MOTTO, H.L. Modeling sewage sludge decomposition in soil. I Organic carbon transformation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.10, p. 54 – 159, 1981.
- HUE, N.V. Correcting soil acidity of a highly weathered ultisol with chicken manure and sewage sludge. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.23, p. 241-264, 1992.
- HUE, N.V.; CRADDOCK, G.R.; ADAMS, F. Effect of organic acids on aluminum toxicity in sub-soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, p. 28 - 34, 1986.
- HUE, N.V.; SILVA, J.A.; ARIFIN, R. Sewage sludge – soil interactions as measured by plant and soil chemical composition. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.17, p. 384 – 390, 1988.
- IGUE, K.; ALCOVER, M.; DERPSCH, R. et al. **Adubação orgânica**. Londrina, IAPAR, 1984. 33p. (Informe de Pesquisa, 59).

- JENKINSON, D.S. The priming action. In: FAO/IAEA TECHNICAL MEETING. **The use of isotopes in soil organic matter studies**. Oxford: Pergamon Press, 1966. p. 199-208.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 2 ed. Boca Raton: CRC Press, 1994. 365p.
- KING, L.D.; MORRIS, H.D. Land disposal of liquid sewage sludge: II The effect on soil pH, manganese, zinc, and growth and chemical composition of rye (*Secale cereale* L.). **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.1, n.4 p. 425-429, 1972.
- KRAY, C.H. **Efeito da aplicação e da reaplicação de resíduos carbonífero e de curtume no solo e nas plantas**. 2001. 91f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciências do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.
- LAGERWERFF, J.V.; BIERSDORF, G.T.; MILBERG, R.P. et al. Effects of incubation and liming on yield and heavy metal uptake by rye from sewage-sludge amended soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.6, p. 427 – 432, 1977.
- LINDEMANN, W.C.; CARDENAS, M. Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformations of sludge-amended soil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 48, p. 1072 - 1077, 1984.
- LINDSAY, W.L. **Chemical equilibria in soils**. New York: John Wiley, 1979. 449p.
- LUND, Z.F.; DOSS, B.D. Residual effect of dairy cattle manure on plant growth and soil properties. **Agronomy Journal**, Madison, v.72, p. 123-130, 1980.
- MAGDOFF, F.R.; CHROMECH, F.W. Nitrogen mineralization from sewage sludge. **Journal of Environmental Science Health**, New York, v.12, p. 191 - 201, 1977.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2 ed. rev. atual. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p.
- MATTIAZZO, M.E. Premissas básicas no estudo da possibilidade de uso agrícola de resíduos. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO – SOLO SUELO, 13, 1996, Águas de Lindóia - SP. **Anais...** Campinas, [s.n.], 1996. (Cd-rom).
- MATTIAZZO-PREZOTTO, M.E. Química ambiental e agronomia. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20, 1992, Piracicaba – SP. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1992. p. 157-178.

- MAZUR, N.; SANTOS, G.A.;VELLOSO, A.C.X. Efeito do composto de resíduo urbano na disponibilidade de fósforo em solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.7, p. 153-156, 1988.
- MAZUR, N.; VELLOSO, A.C.X.; SANTOS, G. A. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.7, p. 157-159, 1983.
- McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soil**. New York: Oxford, 1994. 406p.
- McBRIDE, M.B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: Are USEPA regulations protective? **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.24, n.1, p. 5 – 18, 1995.
- McLAUGHLIN, M.J.; CHAMPION, L. Sewage sludge as a phosphorus amendment for sesquioxenic soils. **Soil Science**, Baltimore, v.143, p.113-119, 1987.
- MELLO, S.C. **Variação nos atributos de solos e no desenvolvimento do tomateiro em estufa com aplicação de materiais orgânicos**. 1998. 100 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “ Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 109 - 142.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; MELO, V.P. Resíduos urbanos e industriais e qualidade do ambiente. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 3., 1999, Santa Maria – RS. **Anais...** Santa Maria - RS: UFSM, 1999. p. 49-64.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SANTIAGO, G. et al. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.18, p. 449-455, 1994.
- METZGER, L.; YARON, B. Influence of sludge organic matter on soil physical properties. **Advances in Soil Science**, [s.l.], v.7, p. 141-163, 1987.
- MILLER, R. H. Factors affecting the decomposition of an anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.3, p. 376 – 380, 1974.
- MILLER, R.H.; WHITE, R.K.; LOGAN, T.J. et al. **Ohio guide for land application of sewage sludge**. Columbus: Ohio Cooperative Extension Service, 1979. 15p.

- MORAES, S.P. **Utilização de composto de lixo urbano em solo agrícola**. 1990. 104 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1990.
- MUGWIRA, L.M. Residual effects of dairy cattle manure on millet and rye forage and soil properties. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.8, p. 251 – 255, 1979.
- NAGANAWA, T.; KYUMA, K.H.; YAMAMOTO, Y. et al. Measurement of soil respiration in the field: influence of temperature, moisture level and application of sewage sludge compost and agro-chemicals. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v.35, p.509-516, 1989.
- NDAYEGAMIYE, A., CÔTÉ, D. Effect of long-term pig slurry and solid cattle manure application on soil chemical and biological properties. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.69, p.39 - 47, 1989.
- OLIVEIRA, C.F.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de nitrogênio em solos tratados com lodo de esgoto. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO – SOLO SUELO, 13, 1996, Águas de Lindóia - SP. **Anais...** Campinas, [s.n.], 1996. (Cd-rom).
- ØVREÅS, L.; TORSVIK, V. Microbial diversity and community structure in two different soil agricultural communities. **Microbial Ecology**, New York, v.36, n.3, p.303-315, 1998.
- PARKER, C.F.; SOMMERS, L.E. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.12, n.1, p. 150 - 156, 1983.
- PARR, J.F. Chemical and biological considerations for land application of agricultural land municipal wastes. In: FAO. **Organic materials as fertilizers**. Rome, 1975. P. 227-251. (FAO. Soils Bulletin, 27).
- PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. San Diego: Academic Press, 1989. 272p.
- PERA, A.; VALLINI, G.; SIRENO, I. et al. Effect of organic matter on rhizosphere microorganisms and root development of sorghum plants in two different soils. **Plant and Soil**, The Hague, v.74, p. 3-18, 1983.
- PRADO, R.M.; FERNANDES, F.M. Resposta da cana-de-acúcar à aplicação da escória de siderurgia como corretivo de acidez do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, p. 199-207, 2001.

- RAIJ, B. van.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. et al. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. rev. atual. Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas, 1997. 285p. (Boletim Técnico, 100).
- RODELLA, A.A. **Métodos de avaliação de materiais orgânicos e efeitos de sua incorporação ao solo sobre a mobilização de macronutrientes**. 1996. 148 f. Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1996.
- RODELLA, A.A.; ZAMBELLO Jr., E.; ORLANDO FILHO, E. Effects of vinasse added to soil on pH and exchangeable aluminum content. In: CONGRESS OF INTERNATIONAL SOCIETY OF SUGAR CANE TECHNOLOGISTS., 17, 1983, Havana. **Proceedings**. Havana: José Marti, 1983. v.1, p. 237-245.
- RODRIGUES, A.L.M.; ANGHINONI, M.C.M.; TEDESCO, M.J. et al. Critérios técnicos para a disposição no solo de resíduos sólidos de curtume. In: CONGRESSO DA UNIÃO INTERNACIONAL DOS QUÍMICOS E TÉCNICOS DA INDÚSTRIA DO COURO, 22., 1993, Porto Alegre. **Boletim**. Porto Alegre: FEPAM, 1993. 14p.
- RYAN, J.A.; KEENEY, D.R.; WALSH, L.M. Nitrogen transformation and availability of an anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.2, n.4, p. 489 - 492, 1973.
- SANEPAR - Companhia de Saneamento do Paraná. **Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná**. Curitiba: Sanepar, 1997. 96p.
- SBCS/NRS. **Recomendações de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 3 ed. Passo Fundo: Embrapa – CNPT/Núcleo Regional Sul, 1995. 224p.
- SCHNÜRER, J.; CLARHOLM, M.; ROSSWALL, T. Microbial biomass and activity in an agricultural soil with different organic matter contents. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.17, p. 611-618, 1985.
- SOMMERS, L.E. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.6, n.2, p. 225 - 232, 1977.
- SOMMERS, L.E.; NELSON, D.W.; YOST, K.J. Variable nature of chemical composition of sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.5, n.3, p. 303 – 306, 1976.
- SPSS, Advanced Statistics, versão 6.1. Chicago, 1994. (Cd-rom).

- STARK, S.A.; CLAPP, C.E. Residual nitrogen availability from soils treated with sewage sludge in a field experiment. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.9, p. 505 – 512, 1980.
- STEHOUWER, R.C.; WOLF, A.M.; DOTY, W.T. Chemical monitoring of sewage sludge in Pennsylvania: variability and application uncertainty. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, n.3, p. 1686 – 1695, 2000.
- STEVENSON, F.J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2 ed. New York, John Wiley & Sons., 1994. 496p.
- STEWART, B.A.; MEEK, B.D. Soluble salt considerations with waste application. In: ELLIOTT, L.F.; STEVENSON, F.J. (Eds.). **Soils for management of organic wastes and waste waters**. Madison: SSSA/ASA/CSSA, 1977. p. 219-231.
- STOTZKY, G. Microbial respiration. In: BLACK, C.A., (Ed) **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. P. 1551-1572. Pt. 2: Chemical and microbiological properties (Agronomy series, 9).
- STRAUS, E.L. Normas da utilização de lodos de esgoto na agricultura. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Eds.) **Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 215 - 224.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BOHNEN, H. et al. **Análises de solos, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174p. (Boletim técnico, 5).
- TERRY, R.E.; NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.43, p. 494-499, 1979.
- TESTER, C. F.; SIKORA, L.J.; TAYLOR, M. et al. Decomposition of sewage sludge compost in soil: I. carbon and nitrogen transformation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.6, n.4, p. 459 – 462, 1977.
- TESTER, C.F. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 54, p. 827 - 831, 1990.
- TISDALE, S.; NELSON, W.L.; BEATON, J.D. et al. **Soil fertility and fertilizers**. 5 ed. New York: McMillan, 1993. 634p.
- U.S.EPA. **Standards for the use and disposal of sewage sludge**. Washington: EPA, 1996. (Code of Federal Regulations 40 CFR Part 503).

- VELLOSO, C.A.C.; BORGES, A.L.; MUNIZ, A.S. et al. Efeito de diferentes materiais no pH do solo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.49, n.1, p. 123-128, 1992.
- VICTORIA, R.L.; PICCOLO, M.C.; VARGAS, A.A.T. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. (Eds.) **Microbiologia do solo**. Campinas, SP: SBCS, 1992.
- VIETS Jr., F.G. The plants needs for and use of nitrogen. In: BARTHOLOMEW, W.V.; CLARK, F.E. (Eds.) **Soil nitrogen**. Madison: ASA, 1965. P. 504 - 554.
- WARD, R.C.; WHITNEY, D.A.; WESTFALL, D.G. Plant analysis as na aid in fertilizing small grains. In: WALSH, L.M.; BEATON, J.D. (Eds). **Soil Testing and Plant Analysis**. Madison:. Soil Science Society of America, 1973. p. 329-348.
- WARMAN, M. Application of sewage sludge, swine manure and mineral fertilizer on soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.15, p. 409 – 414, 1986.
- WHALEN, J.K.; CHANG, C.; CLAYTON, G.W. et al. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 64, p. 962 - 966, 2000.
- WILLIAMSON, W.M.; GREENFIELD, L.G.; BEARE, M.H. Biodegradation assessment of woolscour sludge and fellmongery sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, p. 1998 – 2006, 2000.
- WONG, M.T.F.; NORTCLIFF, S.; SWIFT, R.S. Method for determining the acid ameliorating capacity of plant residue compost, urban waste compost, farmyard manure, and peat applied to tropical soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.29, p. 2927-2937, 1998.
- ZIBILSKE, L.M. Dinamics of nitrogen and carbon in soil during papermill sludge decomposition. **Soil Science**, Baltimore, v.143, n.1, p. 26-33, 1987.

7 APÊNDICES

APÊNDICE 1. Valores de pH e teores de matéria orgânica, fósforo e potássio disponíveis, cálcio e magnésio trocáveis dos solos, ao final do primeiro plantio do Experimento 1 (médias de quatro repetições).

Tratamento	Dose	pH	M.O.	P	K	Ca	Mg
			G L ⁻¹	-----mg L ⁻¹ -----		-----cmol _c L ⁻¹ -----	
Solo PVd							
Test.	-	4,2	8	1,7	26	0,5	0,3
NPK	-	5,3	14	19,1	40	2,1	0,9
TEXT	1	6,3	7	4,9	25	2,0	1,1
	2	6,1	14	8,7	30	2,1	0,9
	3	6,0	8	7,9	33	1,9	1,1
AGL	1	6,1	7	2,4	23	2,1	1,1
	2	6,1	7	1,6	23	2,0	1,1
	3	6,2	6	2,0	24	2,0	1,1
CERV	1	6,2	7	7,4	33	2,2	1,0
	2	5,8	8	13,3	29	2,0	1,0
	3	5,7	8	22,4	29	2,0	1,0
LAT	1	6,2	8	16,8	35	2,1	1,2
	2	6,2	8	51,4	41	2,3	1,2
	3	6,2	8	50,7	51	2,4	1,3
Solo LVd							
Test.	-	4,8	22	2,1	77	2,5	0,8
NPK	-	6,8	22	15,8	115	6,1	2,7
TEXT	1	7,0	22	6,0	150	6,4	3,0
	2	7,0	24	6,6	123	6,1	2,7
	3	7,1	24	8,6	129	6,4	2,9
AGL	1	7,0	21	3,3	93	6,1	2,8
	2	7,2	21	3,7	97	6,5	2,7
	3	7,2	22	2,9	104	6,4	2,6
CERV	1	6,9	20	4,4	96	6,7	2,7
	2	6,9	19	6,3	98	7,2	2,9
	3	6,9	22	10,0	102	7,5	2,8
LAT	1	7,1	22	7,7	101	6,4	2,6
	2	7,1	24	18,1	104	6,6	2,7
	3	7,1	23	17,0	117	6,4	2,6

APÊNDICE 2. Teores de enxofre, zinco, cobre, boro e manganês extraíveis e sódio trocável dos solos, ao final do primeiro plantio do Experimento 1 (médias de quatro repetições).

Tratamento	Dose	S	Zn	Cu	B	Mn	Na
-----mg L ⁻¹ -----							
Solo PVd							
Test.	-	11	0,6	0,9	0,8	14,0	5,5
NPK	-	12	0,5	0,8	0,6	1,5	19,5
TEXT	1	8	0,7	0,8	0,7	1,0	8,0
	2	11	1,2	1,2	0,7	1,8	11,8
	3	9	0,9	1,1	0,9	2,3	11,5
AGL	1	9	0,5	0,8	1,0	3,5	12,8
	2	10	0,6	0,9	0,7	3,5	12,5
	3	14	0,6	0,8	0,5	4,0	9,5
CERV	1	10	4,5	1,1	1,0	5,8	9,5
	2	14	7,8	1,4	0,9	4,5	14,0
	3	20	12,6	1,8	1,0	4,5	16,0
LAT	1	19	1,1	1,0	1,0	2,0	18,5
	2	12	2,0	1,3	1,1	2,0	27,5
	3	22	3,0	1,0	1,0	3,0	49,0
Solo LVd							
Test.	-	14	5,8	5,5	0,7	40,0	27,5
NPK	-	11	5,4	3,8	1,1	2,0	30,0
TEXT	1	18	6,0	4,2	1,1	2,3	26,0
	2	15	6,4	4,3	0,9	1,0	24,0
	3	18	7,6	4,8	1,0	1,8	26,5
AGL	1	17	5,3	3,6	1,0	2,3	24,0
	2	18	5,4	3,4	0,8	2,3	24,0
	3	15	4,9	3,6	1,0	1,8	25,3
CERV	1	18	8,5	4,0	0,9	2,0	24,8
	2	14	12,3	4,3	0,9	3,0	25,0
	3	10	15,6	4,9	0,7	5,0	25,8
LAT	1	15	5,3	3,8	0,7	1,5	26,5
	2	14	6,0	4,1	0,6	1,5	31,0
	3	18	6,8	4,1	0,9	2,0	50,3

APÊNDICE 3. Valores de pH e teores de matéria orgânica, fósforo e potássio disponíveis, cálcio e magnésio trocáveis dos solos nos tratamentos sob efeito residual, ao final do segundo plantio do Experimento 1 (médias de duas repetições).

Tratamento	Dose	PH	M.O.	P	K	Ca	Mg
			G L ⁻¹	-----mg L ⁻¹ -----		-----cmol _c L ⁻¹ -----	
Solo PVd							
Test.	-	4,2	8	1,7	16	0,5	0,1
NPK	-	6,0	14	52,1	64	2,0	0,7
TEXT	1	6,4	7	45,4	43	1,9	0,8
	2	6,2	14	41,3	38	2,1	0,7
	3	6,3	8	42,5	45	2,1	0,9
AGL	1	6,3	7	38,6	47	2,1	0,9
	2	6,2	7	33,7	51	2,0	0,7
	3	6,4	6	40,8	51	2,2	1,0
CERV	1	6,4	7	41,1	49	2,0	1,0
	2	6,2	8	56,1	43	1,6	0,7
	3	6,1	8	58,1	37	1,2	0,5
LAT	1	6,1	8	57,1	40	1,4	0,6
	2	6,3	8	92,3	43	1,7	0,8
	3	6,1	8	78,9	54	2,0	0,8
Solo LVd							
Test.	-	5,0	22	1,9	72	2,0	0,8
NPK	-	7,0	22	12,5	69	5,9	2,5
TEXT	1	7,1	22	10,6	53	4,6	2,2
	2	7,1	24	14,5	55	5,3	2,6
	3	7,0	24	14,5	55	5,3	2,8
AGL	1	7,1	21	10,1	66	5,0	2,7
	2	7,2	21	8,8	68	5,9	3,0
	3	7,2	22	9,0	76	6,3	2,7
CERV	1	7,1	20	10,2	59	5,5	2,4
	2	7,1	19	12,5	53	5,2	2,5
	3	7,0	22	15,5	54	5,4	2,6
LAT	1	7,1	22	15,3	58	5,6	2,6
	2	7,1	24	27,4	54	5,5	2,5
	3	6,8	23	25,3	69	5,0	2,5

APÊNDICE 4. Teores de enxofre, zinco, cobre, boro e manganês extraíveis dos solos nos tratamentos sob efeito residual, ao final do segundo plantio do Experimento 1 (médias de duas repetições).

Tratamento	Dose	S	Zn	Cu	B	Mn
-----mg L ⁻¹ -----						
Solo PVd						
Test.	-	8	1,7	1,2	0,5	12,0
NPK	-	6	3,7	1,3	0,6	3,0
TEXT	1	5	3,0	1,6	0,8	2,5
	2	6	3,4	2,1	0,6	2,5
	3	5	4,1	2,6	0,7	2,5
AGL	1	5	1,7	1,3	0,8	3,5
	2	6	1,9	1,2	0,7	3,5
	3	5	1,4	1,2	0,9	3,0
CERV	1	6	7,6	1,4	0,7	4,5
	2	10	10,7	2,4	0,7	4,5
	3	9	13,2	2,4	0,8	3,5
LAT	1	9	11,9	2,4	0,7	4,0
	2	8	2,6	1,9	0,6	3,5
	3	11	2,2	1,7	0,6	5,5
Solo LVd						
Test.	-	8	5,9	5,3	0,6	3,5
NPK	-	9	7,7	4,5	0,8	3,5
TEXT	1	9	9,1	5,6	0,6	3,5
	2	9	10,6	5,7	0,7	2,0
	3	7	12,9	7,6	0,7	4,0
AGL	1	8	9,0	5,7	0,8	3,5
	2	9	9,1	5,5	0,7	2,0
	3	7	9,0	5,2	0,8	2,0
CERV	1	6	12,5	5,8	0,6	2,5
	2	9	13,4	6,4	0,7	5,5
	3	9	15,2	6,7	0,8	4,5
LAT	1	7	8,9	5,4	0,7	4,0
	2	8	10,9	6,0	0,9	4,0
	3	7	10,2	5,4	0,8	3,0

APÊNDICE 5. Valores de pH e teores de matéria orgânica, fósforo e potássio disponíveis, cálcio e magnésio trocáveis dos solos com reaplicação dos resíduos, ao final do segundo plantio do Experimento 1 (médias de duas repetições).

Tratamento	Dose	pH	M.O.	P	K	Ca	Mg
			G L ⁻¹	-----mg L ⁻¹ -----		-----cmol _c L ⁻¹ -----	
Solo PVd							
Test.	-	4,2	10	1,6	16	0,5	0,1
NPK	-	5,6	7	51,8	38	2,0	0,7
TEXT	1	6,4	7	39,6	38	2,0	0,9
	2	5,6	8	35,3	33	1,9	0,6
	3	5,8	8	54,1	31	2,0	0,8
AGL	1	6,3	7	32,7	47	2,1	0,9
	2	6,3	7	36,4	46	2,1	0,8
	3	6,4	7	30,0	45	2,2	0,9
CERV	1	6,1	7	46,0	46	2,0	0,8
	2	6,2	8	53,2	40	1,5	0,6
	3	6,0	9	81,1	34	1,2	0,7
LAT	1	6,6	8	63,9	43	1,9	0,8
	2	6,4	9	102,3	44	1,9	0,9
	3	6,5	8	108,2	51	2,0	1,0
Solo LVd							
Test.	-	5,0	20	1,5	68	2,0	0,9
NPK	-	6,9	21	10,8	54	5,2	2,2
TEXT	1	7,1	23	11,9	60	5,3	2,6
	2	7,1	24	12,6	54	5,3	2,3
	3	7,0	24	13,7	52	5,4	2,6
AGL	1	7,2	20	10,5	68	5,4	2,5
	2	7,3	21	10,4	61	6,2	2,7
	3	7,2	22	9,2	69	5,4	2,4
CERV	1	7,1	20	12,1	53	5,1	2,3
	2	6,9	23	17,3	51	5,3	2,1
	3	7,0	22	18,9	44	5,7	2,3
LAT	1	7,1	23	20,5	61	5,4	2,3
	2	7,2	23	32,5	52	5,5	2,5
	3	7,2	24	43,7	65	5,1	2,6

APÊNDICE 6. Teores de enxofre, zinco, cobre, boro e manganês extraíveis dos solos com reaplicação dos resíduos, ao final do segundo plantio do Experimento 1 (médias de duas repetições).

Tratamento	Dose	S	Zn	Cu	B	Mn
-----mg L ⁻¹ -----						
Solo PVd						
Test.	-	8	2,2	1,2	0,8	10,5
NPK	-	6	1,6	1,2	0,5	2,5
TEXT	1	5	3,3	1,7	0,6	3,5
	2	7	4,9	2,3	0,6	2,5
	3	6	7,5	3,0	0,8	2,5
AGL	1	5	1,7	1,3	0,7	4,0
	2	6	2,4	1,0	0,7	2,5
	3	6	1,6	1,1	0,5	2,5
CERV	1	5	9,4	1,9	0,8	4,5
	2	10	14,9	2,6	0,7	4,0
	3	12	19,1	3,6	0,6	3,0
LAT	1	9	5,2	1,5	0,7	4,5
	2	8	3,2	1,9	0,7	4,5
	3	9	6,5	2,0	0,8	3,5
Solo LVd						
Test.	-	11	11,5	5,1	0,6	3,0
NPK	-	9	8,0	4,7	0,8	4,0
TEXT	1	8	9,6	5,4	0,8	2,5
	2	9	11,1	5,8	0,7	3,0
	3	9	10,8	7,9	0,9	4,5
AGL	1	10	9,8	5,7	0,5	2,0
	2	8	9,5	5,3	0,6	2,5
	3	10	8,7	5,5	0,7	4,0
CERV	1	10	12,6	6,3	0,8	4,0
	2	9	12,0	6,9	0,8	4,5
	3	7	13,9	7,3	0,7	4,5
LAT	1	8	10,7	5,9	0,7	3,0
	2	6	10,2	5,9	0,6	2,5
	3	8	11,1	5,4	0,9	3,0

APÊNDICE 7. Teores de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre na parte aérea das plantas de aveia dos tratamentos sob efeito residual, ao final do segundo plantio do Experimento 1 (médias de duas repetições).

Tratamento	Dose	N	P	K	Ca	Mg	S
-----g kg ⁻¹ -----							
Solo PVd							
Test.	-	10,4	0,6	9,4	1,1	0,7	1,0
NPK	-	6,4	2,5	15,0	1,8	1,6	0,9
TEXT	1	7,1	3,4	15,4	1,6	2,2	1,0
	2	7,6	4,3	17,0	1,5	2,0	1,0
	3	7,5	4,3	18,8	1,3	2,0	1,2
AGL	1	6,4	2,9	16,3	1,5	1,9	1,0
	2	7,1	3,9	20,3	2,3	2,4	1,1
	3	6,6	2,9	18,4	1,5	1,9	0,9
CERV	1	5,8	3,4	15,8	1,6	1,8	0,9
	2	6,8	3,8	15,8	1,5	1,7	0,9
	3	6,8	3,7	14,2	1,6	1,9	0,9
LAT	1	7,0	3,5	13,7	1,3	1,7	0,8
	2	7,6	4,1	14,0	1,6	1,7	0,8
	3	7,4	4,4	15,7	1,2	1,5	0,8
Solo LVd							
Test.	-	13,1	0,9	16,7	1,3	1,2	0,9
NPK	-	6,6	2,3	12,5	1,4	1,6	0,9
TEXT	1	7,4	2,4	12,9	1,7	1,9	0,7
	2	7,3	2,4	13,9	1,4	1,7	1,0
	3	8,1	2,7	13,6	1,5	1,8	1,0
AGL	1	7,7	2,6	14,6	2,2	2,2	1,2
	2	6,6	2,3	14,6	1,6	1,9	1,2
	3	6,9	2,4	15,2	1,9	2,0	1,2
CERV	1	6,6	2,6	13,1	2,0	2,1	1,1
	2	6,9	2,7	13,4	1,8	1,9	0,9
	3	7,3	2,8	14,4	1,7	1,9	1,2
LAT	1	6,9	2,5	13,7	1,6	1,9	0,9
	2	7,2	2,7	13,2	1,7	1,7	0,9
	3	7,7	3,0	12,9	1,4	1,8	0,9

APÊNDICE 8. Teores de cobre, zinco, manganês e sódio na parte aérea das plantas de aveia dos tratamentos sob efeito residual, ao final do segundo plantio do Experimento 1 (médias de duas repetições).

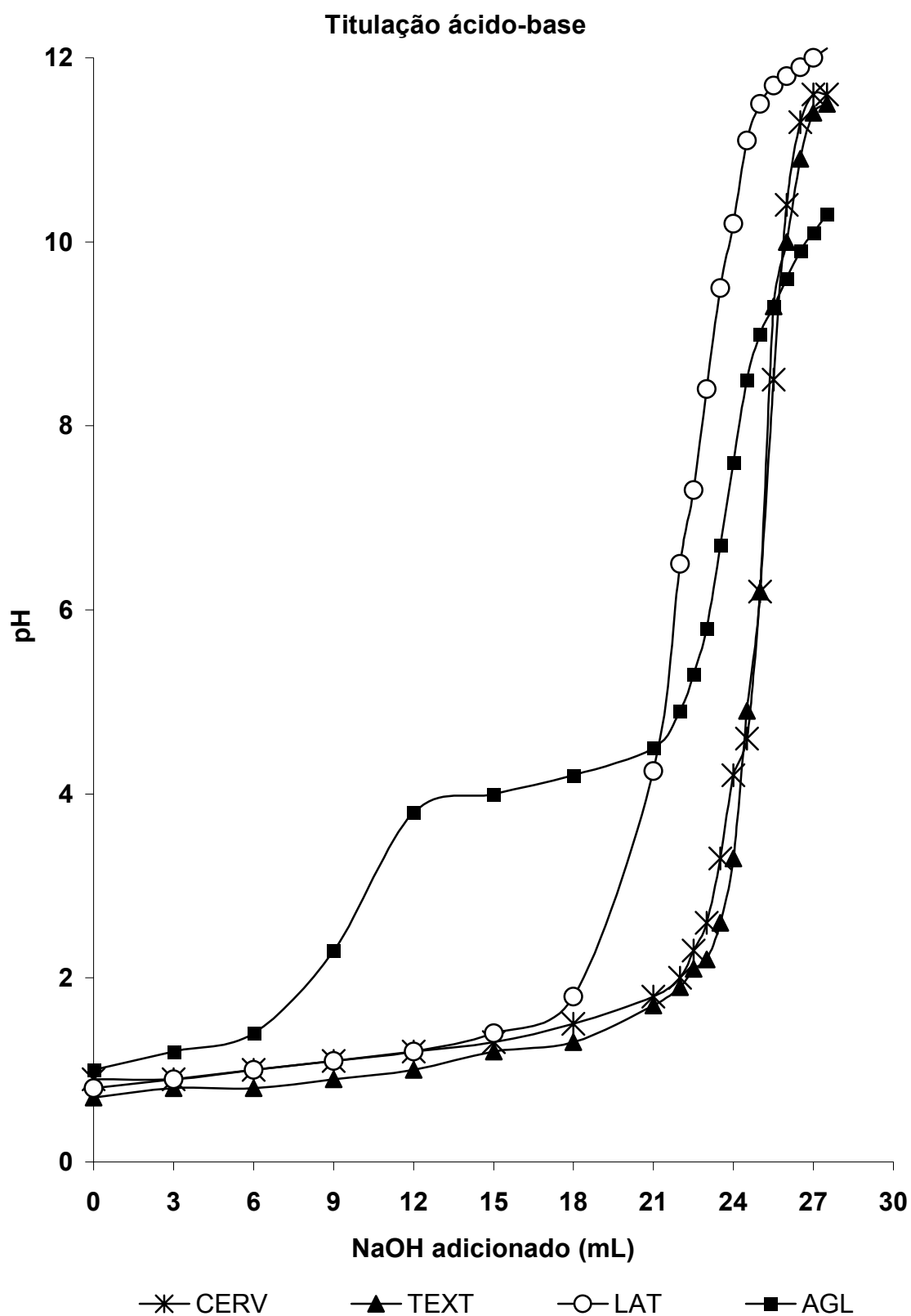
Tratamento	Dose	Cu	Mn	Zn	Na
-----mg kg ⁻¹ -----					
Solo PVd					
Test.	-	9,1	212	21,0	437
NPK	-	2,1	112	7,0	111
TEXT	1	1,5	45	8,5	97
	2	1,5	40	10,7	112
	3	1,9	45	14,8	118
AGL	1	1,5	39	7,8	105
	2	2,1	56	8,6	118
	3	1,3	46	6,2	104
CERV	1	2,5	27	16,2	97
	2	2,7	47	16,1	102
	3	2,9	55	20,4	112
LAT	1	1,9	43	9,4	94
	2	2,7	48	12,7	133
	3	2,7	68	12,4	211
Solo LVd					
Test.	-	6,3	180	22,8	188
NPK	-	3,1	118	12,0	83
TEXT	1	2,5	149	12,6	79
	2	2,4	100	9,9	75
	3	2,0	108	10,3	96
AGL	1	2,5	129	9,9	71
	2	2,2	126	9,6	80
	3	2,0	127	10,6	84
CERV	1	2,2	122	11,0	86
	2	2,4	113	10,6	93
	3	2,0	97	11,5	102
LAT	1	1,6	143	7,7	107
	2	1,4	177	13,1	123
	3	1,6	129	8,3	187

APÊNDICE 9. Teores de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre na parte aérea das plantas de aveia nos tratamentos com reaplicação dos resíduos, ao final do segundo plantio do Experimento 1 (médias de duas repetições).

Tratamento	Dose	N	P	K	Ca	Mg	S
-----g kg ⁻¹ -----							
Solo PVd							
Test.	-	9,9	0,4	9,6	0,8	0,4	0,9
NPK	-	10,7	2,3	13,4	1,9	1,6	0,7
TEXT	1	7,8	3,5	15,1	1,8	2,2	1,0
	2	8,6	4,3	17,1	1,5	2,1	1,3
	3	8,9	4,1	16,7	1,8	2,2	1,1
AGL	1	6,8	3,3	18,4	2,1	2,3	0,9
	2	6,6	3,4	19,6	2,1	2,4	0,9
	3	6,7	3,0	19,6	2,0	2,3	0,9
CERV	1	7,0	3,8	16,2	1,8	2,0	0,9
	2	7,5	4,0	14,7	1,4	1,7	0,8
	3	6,9	3,9	14,8	1,4	1,7	0,9
LAT	1	7,0	3,7	14,1	1,6	1,7	0,7
	2	7,7	3,8	12,9	1,4	1,6	0,7
	3	8,3	4,3	13,4	1,2	1,4	0,7
Solo LVd							
Test.	-	12,8	0,8	17,0	1,2	1,1	0,9
NPK	-	11,4	1,9	12,5	2,2	1,8	0,6
TEXT	1	7,1	2,3	13,4	1,6	1,8	1,0
	2	7,3	2,5	14,0	1,7	1,9	1,0
	3	7,7	2,6	14,5	1,9	1,9	1,0
AGL	1	6,5	2,2	14,3	1,8	1,9	1,0
	2	7,2	2,0	13,8	1,9	1,9	1,0
	3	6,8	2,3	15,9	2,1	2,1	1,4
CERV	1	7,0	2,4	13,1	1,8	2,0	1,0
	2	7,3	2,5	12,9	1,8	1,9	0,9
	3	8,1	2,5	12,9	2,0	2,0	1,0
LAT	1	7,9	2,7	13,2	2,0	2,0	0,9
	2	7,7	2,6	12,0	1,7	1,8	0,9
	3	8,8	3,0	11,8	1,8	1,8	1,0

APÊNDICE 10. Teores de cobre, manganês, zinco e sódio na parte aérea das plantas de aveia dos tratamentos com reaplicação, ao final do segundo plantio do experimento 1 (médias de duas repetições).

Tratamento	Dose	Cu	Mn	Zn	Na
-----mg kg ⁻¹ -----					
Solo PVd					
Test.	-	5,5	145	37,1	509
NPK	-	1,7	118	9,5	138
TEXT	1	1,5	36	9,1	118
	2	2,5	73	21,8	185
	3	2,7	67	26,2	133
AGL	1	1,5	39	7,3	114
	2	1,7	53	8,2	129
	3	1,7	48	14,9	130
CERV	1	3,1	34	21,0	152
	2	3,1	38	23,5	123
	3	2,3	45	30,1	138
LAT	1	2,1	46	12,1	546
	2	1,9	45	9,7	1310
	3	1,9	52	12,1	1979
Solo LVd					
Test.	-	5,6	166	26,7	140
NPK	-	2,5	104	10,8	113
TEXT	1	2,4	121	10,6	101
	2	2,7	111	12,5	98
	3	2,7	109	11,4	137
AGL	1	1,9	120	7,6	65
	2	2,2	133	9,9	105
	3	2,4	134	10,4	114
CERV	1	2,2	108	10,4	112
	2	2,2	81	11,1	112
	3	2,4	104	12,3	141
LAT	1	1,6	154	8,7	625
	2	1,6	139	8,0	1185
	3	1,4	133	9,0	2117



APÊNDICE 11 – Curvas de titulação dos resíduos em extrato de HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ com NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$.

APÊNDICE 12 - Teores de Ca e Mg (g kg^{-1}) dos resíduos.

Resíduos	Ca	Mg
CERV	6,7	1,3
TEXT	10,1	2,2
AGL	11,5	4,8
LAT	37,4	5,1

APÊNDICE – 13 Valores de neutralização (g kg^{-1}) dos resíduos em diferentes épocas de avaliação, nos dois solos utilizados.

Resíduo	Época ¹⁾	Solo		Média
		PVd	LVd	
CERV	Inicial	12	5	9
	Final	11	2	6
TEXT	Inicial	151	17	134
	Final	50	7	29
AGL	Inicial	185	152	168
	Final	179	39	109
LAT	Inicial	486	218	352
	Final	162	129	137

1) Inicial: média dos valores de pH determinados nas 5^a, 6^a e 7^a semanas; Final: pH determinado após 10 meses do início da incubação.

APÊNDICE 14. Teores de nitrogênio na água de lixiviação (mg L^{-1}), na forma de amônio e nitrito + nitrato em quatro coletas e teores de nitrogênio (g kg^{-1}) na matéria seca da parte aérea das plantas (médias de três repetições).

Tratamentos	NH_4^+				$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$				N Tecido
	Dias				Dias				
	13	35	63	68	13	35	63	68	
Solo PVd									
Test.	3,0	1,5	2,9	0,6	45,0	13,3	17,3	3,1	23,8
NPK	4,6	3,6	4,2	1,1	43,6	24,3	13,8	15,5	22,4
LAT	4,6	0,9	0,4	0,2	43,0	3,3	3,7	0,7	13,0
TEXT	7,1	5,5	2,4	0,8	47,8	13,5	7,8	1,3	15,2
CERV	7,4	1,2	0,7	0,2	40,2	2,0	2,0	0,9	12,1
AGL	7,4	4,2	1,9	0,8	43,9	4,5	4,7	0,8	12,9
Solo LVd									
Test.	1,0	0,1	0,5	0,1	13,5	2,0	8,9	3,3	17,6
NPK	0,8	0,1	1,9	1,2	17,8	10,2	36,0	30,7	23,6
LAT	0,8	0,0	0,6	0,3	17,8	1,2	1,9	0,8	14,2
TEXT	1,0	0,1	0,7	0,5	17,9	4,5	4,3	2,3	16,0
CERV	1,0	0,0	0,5	0,3	14,9	2,4	4,1	0,5	14,0
AGL	0,7	0,1	0,7	0,4	17,0	2,6	3,6	2,0	14,2

APÊNDICE 15. Teores de fósforo (P-PO₄) na água de lixiviação ($\mu\text{g L}^{-1}$) e na matéria seca (g kg^{-1}) da parte aérea das plantas (médias de três repetições).

Tratamento	Dias				P tecido
	13	35	63	68	
Solo PVd					
Test.	2,6	2,1	1,6	2,2	0,4
NPK	3,0	2,1	1,7	2,4	1,7
LAT	3,7	10,2	10,4	16,7	4,1
TEXT	2,4	2,3	2,3	3,0	2,5
CERV	2,1	2,4	2,4	3,7	2,8
AGL	2,2	2,5	2,5	2,9	1,7
Solo LVd					
Test.	1,7	2,2	1,6	2,5	0,5
NPK	1,9	2,2	1,5	2,5	1,2
LAT	4,3	3,4	2,4	4,1	2,0
TEXT	2,0	2,2	1,7	3,0	1,3
CERV	2,0	2,0	1,7	3,2	1,5
AGL	1,7	1,7	1,7	3,1	1,1

APÊNDICE 16. Teores de potássio na água de lixiviação (mg L^{-1}) e na matéria seca (g kg^{-1}) da parte aérea das plantas (médias de três repetições).

Tratamento	Dias				K tecido
	13	35	63	68	
Solo PVd					
Test.	2,0	1,4	1,7	0,7	24,5
NPK	3,1	2,9	8,7	4,3	16,2
LAT	3,0	2,0	2,0	1,2	22,3
TEXT	3,5	3,4	3,8	2,3	21,4
CERV	4,0	2,3	3,8	2,7	20,5
AGL	3,5	2,7	3,2	2,0	19,1
Solo LVd					
Test.	1,2	0,5	1,0	0,6	35,4
NPK	1,7	1,0	2,4	1,5	23,3
LAT	1,9	1,3	1,0	0,8	21,9
TEXT	1,8	1,5	1,0	1,0	21,2
CERV	2,3	1,2	1,1	0,8	21,7
AGL	1,7	1,1	1,2	0,9	22,5

APÊNDICE 17. Teores de cálcio na água de lixiviação (mg L^{-1}) e na matéria seca (g kg^{-1}) da parte aérea das plantas (médias de três repetições).

Tratamento	Dias				Ca tecido
	13	35	63	68	
Solo PVd					
Test.	44,7	17,0	15,6	6,2	2,8
NPK	94,0	36,1	103,6	18,1	7,7
LAT	76,2	12,6	5,9	3,4	3,0
TEXT	96,2	24,1	10,0	5,4	5,3
CERV	134,9	25,7	12,2	7,4	5,5
AGL	93,1	23,4	10,0	6,1	5,0
Solo LVd					
Test.	19,8	6,1	11,0	6,7	3,2
NPK	38,8	19,2	88,4	43,5	5,2
LAT	44,1	7,4	6,0	4,3	3,6
TEXT	40,1	9,1	7,3	7,4	4,6
CERV	67,5	8,2	7,0	8,3	4,7
AGL	35,1	8,1	7,4	8,1	4,9

APÊNDICE 18. Teores de magnésio na água de lixiviação (mg L^{-1}) e na matéria seca (g kg^{-1}) da parte aérea das plantas (médias de três repetições).

Tratamento	Dias				Mg tecido
	13	35	63	68	
Solo PVd					
Test.	7,3	3,3	3,9	1,3	1,4
NPK	25,5	9,2	29,1	4,4	3,5
LAT	16,7	2,2	1,4	0,7	2,3
TEXT	20,3	4,9	2,8	1,3	3,4
CERV	37,3	5,7	3,9	1,8	3,5
AGL	26,9	4,6	3,0	1,5	3,2
Solo LVd					
Test.	3,1	1,1	2,4	1,2	2,1
NPK	5,7	3,0	16,2	7,5	3,2
LAT	6,4	1,2	1,0	0,8	2,8
TEXT	6,0	1,6	1,5	1,4	3,2
CERV	6,5	1,4	1,6	1,6	3,4
AGL	5,6	1,4	1,7	1,6	3,3

APÊNDICE 19. Teores de sódio na água de lixiviação (mg L^{-1}) e na matéria seca (mg kg^{-1}) da parte aérea das plantas (médias de três repetições).

Tratamento	Dias				Na tecido
	13	35	63	68	
Solo PVd					
Test.	6,2	1,0	0,5	2,0	193
NPK	10,9	1,4	0,9	2,0	203
LAT	116,2	27,2	14,1	8,6	2.270
TEXT	30,0	5,7	3,1	2,9	1.197
CERV	28,3	2,9	1,8	2,4	78
AGL	14,1	1,4	1,1	2,2	80
Solo LVd					
Test.	2,0	0,8	1,1	2,2	118
NPK	3,2	1,3	1,9	2,3	249
LAT	8,7	16,1	16,5	13,9	3.608
TEXT	4,2	4,1	3,7	3,4	2.621
CERV	6,1	1,9	2,2	2,9	379
AGL	3,3	1,5	1,5	2,5	256

APÊNDICE 20. Teores de enxofre (S-SO_4) na água de lixiviação (mg L^{-1}) e na matéria seca (g kg^{-1}) da parte aérea das plantas (médias de três repetições).

Tratamento	Dias				S tecido
	13	35	63	68	
Solo PVd					
Test.	1,6	2,3	3,9	5,4	1,5
NPK	10,9	39,6	18,9	15,6	1,4
LAT	23,6	38,4	33,9	15,1	1,9
TEXT	38,9	28,6	28,7	15,1	1,3
CERV	35,8	31,0	35,7	15,3	1,9
AGL	35,3	34,5	30,1	16,9	1,7
Solo LVd					
Test.	3,1	2,3	2,7	2,9	1,7
NPK	0,7	2,9	2,1	2,8	1,5
LAT	7,8	37,8	28,1	19,2	1,7
TEXT	1,0	6,9	12,0	11,3	1,4
CERV	0,5	9,3	15,5	14,0	2,0
AGL	1,1	6,6	12,0	11,0	1,6

8 VITA

Marcelo de Paula Segatto, filho de Edgard Segatto e Dilma de Paula Segatto, nasceu em 26 de fevereiro de 1974 na cidade de Uberlândia – MG.

Cursou o segundo grau na Escola Estadual Uberlândia. Em 1994, ingressou na Universidade Federal de Viçosa – MG, graduando-se Engenheiro Agrônomo em março de 1999. Em março de 1999, iniciou o curso de mestrado em Ciência do Solo no Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.