

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

APLICAÇÃO DE ESCÓRIA, LAMA CAL E LODO DE ESGOTO NA
SUPERFÍCIE DO SOLO SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

JULIANO CORULLI CORRÊA

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP – Campus de
Botucatu, para obtenção do título de Doutor em
Agronomia (Agricultura).

BOTUCATU - SP

Dezembro - 2005

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

APLICAÇÃO DE ESCÓRIA, LAMA CAL E LODO DE ESGOTO NA
SUPERFÍCIE DO SOLO SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

JULIANO CORULLI CORRÊA

Engenheiro Agrônomo

Mestre em Agronomia

Orientador: Prof. Titular Leonardo Theodoro Büll

Co-Orientador: Prof. Dr. Carlos Alexandre Costa Crusciol

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP – Campus de
Botucatu, para obtenção do título de Doutor em
Agronomia (Agricultura).

BOTUCATU - SP

Dezembro – 2005

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

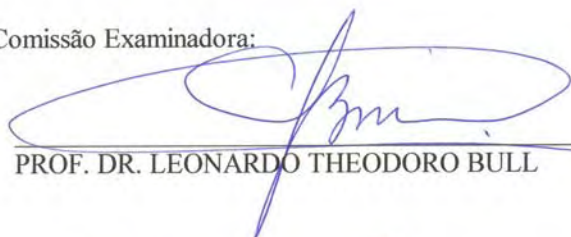
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**TÍTULO: "APLICAÇÃO DE ESCÓRIA, LAMACAL E LODO DE ESGOTO NA
SUPERFÍCIE DO SOLO SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO"**

ALUNO: JULIANO CORULLI CORRÊA

ORIENTADOR: PROF. DR. LEONARDO THEODORO BULL

Aprovado pela Comissão Examinadora:



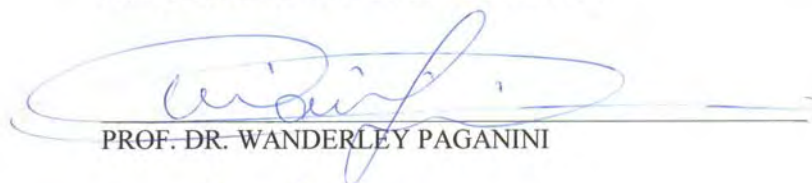
PROF. DR. LEONARDO THEODORO BULL



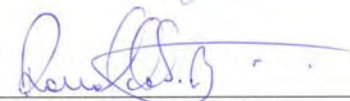
PROF. DR. CIRO ANTONIO ROSELEM



PROF. DR. ANTONIO ENEDI BOARETTO



PROF. DR. WANDERLEY PAGANINI



DR. RONALDO S. BERTON

Data da Realização: 08 de dezembro de 2005.

Aos meus pais *NILTON* e *REGINA*, pela minha vida e por seus ensinamentos repletos de carinhos e atenções voltados para humildade, honestidade e dignidade.

À minha esposa *LÍVIA* por todos os momentos bons e menos bons, estando sempre ao meu lado me dando forças para completar esta obra.

Aos meus filhos *GUILHERME* e *FELIPE* que também representam o sentido da minha vida e, é por eles que eu sempre procurarei alcançar o máximo de mim profissionalmente.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Leonardo Theodoro Büll pelos quase onze anos como orientador, sempre incentivando - me na carreira de Pesquisador e Professor de Faculdade. Quase tudo o que eu sei sobre Fertilidade e Nutrição de Plantas são devido aos seus conhecimentos, além é claro de espelhar-me também em seu profissionalismo, honestidade e sinceridade, tornado-o não apenas o meu maior ídolo a ser seguido mas também um amigo para a vida toda.

Ao Professor Carlos Alexandre Costa Crusciol, pela co-orientação desse trabalho, sempre incentivando-me a conduzir as análises mais difíceis do trabalho, tornando-o assim parte fundamental da obra.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela concessão da bolsa de estudo e subvenção do trabalho de pesquisa.

Aos laboratórios de análise de solo, planta, propriedade física e fertilizantes do Departamento de Recursos Naturais/Área Ciência do Solo, pela utilização dos equipamentos e espaço físico em nome dos professores Dirceu Maximino Fernandes, Helio Grassi Filho, Maria Helena de Moraes e Roberto Lyra Villas Boas.

Aos laboratórios de análise de solo e planta e do laboratório de plantas invasoras, do Departamento de Produção Vegetal/Área Agricultura, pela utilização do espectrofotômetro de emissão em plasma induzida em argônio (ICP/AES) para leitura de metais pesados no solo e na planta e do equipamento de cromatografia líquida (HPLC) para leitura dos ácidos orgânicos de cadeia curta, em nome dos Professores Ciro Antônio Rosolem e Edivaldo Velini.

Aos amigos Marco Antônio Tecchio, Munir Mauad, Eduardo do Valle Lima, Palo Roberto Arbex Silva e a toda equipe formada: Rafael Marcelino, Lucilene de Jesus Coelho, Mauricio Gomes de Mattos Peres, Alessandra Gamero, Elisa E. Freitag, Clarice Backes e Camila Rigolon pelo auxílio na realização desse trabalho.

A todos os professores do Departamento de Produção Vegetal/Área Agricultura em especial aos professores Ciro Antônio Rosolem, João Nakagawa, Edivaldo Velini, Claudio Cavariani, Maurício Dutra Zanotto, pelos ensinamentos e colaboração no trabalho.

A todos os professores do Departamento de Recursos Naturais/Área Ciência do Solo em especial aos Professores: Roberto Lyra Villas Boas, Maria Helena Moraes, Dirceu Maximino Fernandes e Irãe Amaral Guerrini pelos ensinamentos e colaboração no trabalho.

A todos os técnicos e funcionários de campo e laboratórios, da Fazenda Lageado, dos Departamentos de Agricultura e Ciência do Solo pela execução do experimento a campo e das várias análises laboratoriais.

A todos os amigos de pós graduação pela convivência e aqueles que de forma direta e indireta contribuíram para realização desse trabalho.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS	IX
LISTA DE FIGURAS	X
1 RESUMO	01
2 SUMMARY	03
3 INTRODUÇÃO.....	05
4 REVISÃO DE LITERATURA	07
4.1 Fatores que afetam a dinâmica de nutrientes no perfil do solo	07
4.2 Efeitos da semeadura direta na dinâmica de nutrientes no solo	11
4.3 Alterações químicas, físicas e biológicas do solo causada pela aplicação de resíduos .	13
5 MATERIAL E MÉTODOS.....	19
5.1 Localização da área experimental.....	19
5.2 Delineamento experimental.....	20
5.3 Instalação e condução do experimento.....	22
5.4 Variáveis a serem analisadas	24
5.4.1 Reatividade, Poder Neutralizante e PRNT dos resíduos e do calcário.....	24
5.4.2 Amostragens para análise de solo.....	25
5.4.3 Diagnose foliar	26
5.4.4 Análise de metais pesados no solo e na planta	26
5.4.5 Sistema radicular da aveia preta	27
5.4.6 Determinação de ácidos orgânicos	27
5.5 Análise Estatística	28
5.6 Regime Pluviométrico	29
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
6.1 Reatividade, Poder Neutralizante e Poder Relativo de Neutralização Total	30
6.2 Propriedades Microbiológicas do Solo.....	32
6.2.1 Carbono Microbiano.....	32
6.2.2 Nitrogênio Microbiano	36
6.3 Propriedades Químicas do solo	39
6.3.1 pH do solo em CaCl ₂	39

	Página
6.3.2 Saturação por bases (V%).....	45
6.3.3 Matéria Orgânica	50
6.3.4 Fósforo.....	54
6.3.5 Nitrato (NO_3^-) e Enxofre (SO_4^{2-})	58
6.3.6 Cálcio.....	64
6.3.7 Magnésio	68
6.3.8 Caminhamento de Cálcio e Magnésio	71
6.3.9 Potássio.....	74
6.3.10 Acidez Trocável (Al^{3+})	74
6.3.11 Capacidade de Troca Catiônica (CTC).....	80
6.3.12 Metais Pesados	83
6.3.13 Zinco.....	77
6.4 Propriedades Físicas	88
6.4.1 Agregação.....	88
6.4.2 Diâmetro Médio Ponderado (DMP)	92
6.4.3 Índice de Estabilidade de Agregados (IEA)	96
6.4.4 Porosidade Total	97
6.4.4 Retenção de Água.....	100
6.5 Crescimento Radicular de aveia preta, ano de 2004.	103
6.6 Análise Foliar de Aveia Preta nos anos de 2003 e 2004.	107
6.6.1 Nitrogênio, fósforo e potássio.	107
6.6.2 Cálcio, magnésio e enxofre.	110
6.6.3 Ferro, manganês e zinco.	113
6.7 Massa de matéria seca da aveia preta no ano de 2003.....	115
6.8 Biomassa, componentes de produção e produtividade de aveia preta em 2004.....	117
6.9 Análise foliar de soja nos anos de 2003, 2004 e 2005.	120
6.9.1 Nitrogênio e fósforo	120
6.9.2 Potássio e Cálcio	123
6.9.3 Magnésio, Enxofre, Manganês e Zinco	125
6.10 Componentes de produção e produtividade da soja ano de 2003.	128

6.11 Componentes de produção e produtividade da soja ano de 2004.	131
6.12 Componentes de produção e produtividade efetiva da soja no ano de 2005.	133
6.13 Determinação de ácidos orgânicos na palhada de aveia preta.....	136
7 CONCLUSÕES	146
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	148

LISTA DE TABELAS

	Pagina
Tabela 1. Resultados da análise química dos resíduos industriais e urbanos	21
Tabela 2. Resultados da análise química e fitomassa da palhada do feijão guandu antes da implantação do experimento.....	22
Tabela 3. Análise química inicial do solo nas varias profundidades de amostragem	22
Tabela 4. Resultados em porcentagem de partículas retidas nas peneiras de 10, 20, 50 e Fundo e Reatividade (RE), Poder Neutralizante (PN) e Poder Relativo de Neutralização Total (PRNT).....	30
Tabela 5. Análise de metais pesados nas profundidades de 0 – 5 e 5 – 10 cm nos anos de 2003 e 2004 em função da aplicação de resíduos industriais, urbanos e calcário..	84
Tabela 6. Resultados de análise de variância para agregação do solo em função da aplicação de resíduos industriais, urbanos e calagem sobre semeadura direta, após dois anos de reação.....	89
Tabela 7. Resultados de análise de variância para macroporosidade, microporosidade, porosidade total, densidade Índice de Estabilidade dos Agregados (IEA) e Diâmetro Médio Ponderado (DMP) do solo em função da aplicação de resíduos industriais ,urbanos e calagem sobre semeadura direta, após dois anos de reação	93

LISTA DE FIGURAS

	Paginas
Figura 1. Regime pluviométrico dos anos de 2002, 2003, 2004 e 2005.	29
Figura 2. Carcono Microbiano em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em duas épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m	33
Figura 3. Nitrogênio Microbiano em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em duas épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m	34
Figura 4. Valores de pH em CaCl ₂ em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.	41
Figura 5. Valores de pH em CaCl ₂ em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.	42
Figura 6. Valores de Saturação por Bases em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.	46
Figura 7. Valores de Saturação por Bases em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m	47
Figura 8. Valores de Matéria Orgânica em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.....	51
Figura 9. Valores de Matéria Orgânica em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.	52
Figura 10. Valores de P em mg dm ³ função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.	55

Paginas

Figura 11. Valores de P mg dm^{-3} em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.....	56
Figura 12. Análise de regressão para NO_3^- no perfil do solo em função da aplicação de resíduos e calagem em semeadura direta. Nos anos de 2003 e 2004	59
Figura 13. Análise de regressão para SO_4^{2-} no perfil do solo em função da aplicação de resíduos e calagem em semeadura direta. Nos anos de 2003 e 2004	60
Figura 14. Valores de Ca em $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.....	65
Figura 15. Valores de Ca $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.....	66
Figura 16. Valores de Mg em $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.....	69
Figura 17. Valores de Mg $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.....	70
Figura 18. Valores de K em $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.....	75
Figura 19. Valores de K em $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m	76
Figura 20. Valores de Alumínio em mg dm^{-3} função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m	77

Figura 21. Valores de Alumínio mg dm^{-3} em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m	78
Figura 22. Valores de CTC em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m	81
Figura 23. Valores de CTC em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m	82
Figura 24. Valores de Zn em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto após 27 meses de reação.	87
Figura 25. Porcentagem de partículas retidas nas peneiras de 4,0 – 2,0 e 2,0 – 1,0 mm em função da aplicação de resíduos e calagem em superfície sobre o sistema de plantio direto, após 24 meses de reação. Barras verticais representam o desvio padrão entre os resíduos na mesma dose.....	90
Figura 26. Diâmetro Médio Ponderado (DMP) e Índice de Estabilidade de Agregados (IEA) em função da aplicação de resíduos e calagem em superfície sobre o sistema de plantio direto, após 24 meses de reação.....	94
Figura 27. Porosidade Total e Retenção de Água em função das doses dos resíduos e calagem aplicados em superfície sobre o sistema de plantio direto, após 24 meses de reação	98
Figura 28 – Comprimento (km.m^{-3}), superfície ($\text{m}^2.\text{m}^{-3}$), diâmetro (cm) e massa de matéria seca (g.m^{-3}) do sistema radicular de aveia nas profundidades de 0 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, influenciadas pela dose de 8 ton ha^{-1} dos resíduos, além da dose zero e do calcário, em sistema de semeadura direta, após dois anos de reação	104
Figura 29. Teores de N, P e K na parte aérea das plantas de aveia preta em função do aumento das doses de resíduos e do tratamento adicional calcário nos anos de 2003 e 2004	108

Figura 30. Teores de Ca, Mg e S na parte aérea das plantas de aveia preta em função do aumento das doses de resíduos e do tratamento adicional calcário nos anos de 2003 e 2004	111
Figura 31. Teores de Fe, Mn e Zn na parte aérea das plantas de aveia preta em função do aumento das doses de resíduos e do tratamento adicional calcário nos anos de 2003 e 2004	114
Figura 32. Massa de matéria seca de aveia preta em função da aplicação de resíduos e calcário sobre superfície em sistema de plantio direto. Ano de 2004	116
Figura 33. Massa de matéria seca de aveia preta em função da aplicação de resíduos e calcário sobre superfície em sistema de plantio direto. Ano de 2004	118
Figura 34. Número de panículas por metro, número de grãos por panícula e produtividade estimada de aveia preta em função da aplicação das doses de resíduos.....	119
Figura 35. Teores de nitrogênio e fósforo nas folhas de soja, nos anos de 2003, 2004 e 2005 em função da aplicação de resíduos e calagem sobre superfície em sistema plantio direto.....	121
Figura 36. Teores de potássio e cálcio nas folhas de soja, nos anos de 2003, 2004 e 2005 em função da aplicação de resíduos e calcário sobre superfície em sistema plantio direto.....	124
Figura 37. Teores de magnésio e enxofre nas folhas de soja, nos anos de 2003, 2004 e 2005 em função da aplicação de resíduos e calagem sobre superfície em sistema plantio direto.....	126
Figura 38. Teores de manganês e zinco nas folhas de soja, nos anos de 2003, 2004 e 2005 em função da aplicação de resíduos e calagem sobre superfície em sistema plantio direto.....	127
Figura 39 Resultados dos componentes da produção da soja e de sua produtividade efetiva em função da aplicação de resíduos	129
Figura 40 Resultados dos componentes da produção da soja e de sua produtividade efetiva em função da aplicação de resíduos	132
Figura 41. Componentes da produção e produtividade da soja em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob o sistema de plantio direto. Safra 2004/2005.....	134

Figura 42. Ácido Aconítico em função da aplicação de resíduos e calcário nos anos de 2003 e 2004	137
Figura 43. Ácido Oxálico em função da aplicação de resíduos e calcário nos anos de 2003 e 2004	139
Figura 44. Ácido Cítrico em função da aplicação de resíduos e calcário nos anos de 2003 e 2004	141
Figura 45. Ácido Málico em função da aplicação de resíduos e calcário nos anos de 2003 e 2004	143
Figura 46. Ácido Fumárico em função da aplicação de resíduos e calcário nos anos de 2003 e 2004	144

1. RESUMO

A utilização específica de determinados resíduos industriais e urbanos na agricultura vem se tornando uma prática sustentável. Vários trabalhos no Brasil e no mundo vêm demonstrando que suas aplicações de forma adequada traz benefícios às propriedades do solo, contribuições para aumentar a produtividade das culturas e minimizar gastos com produtos inorgânicos e corretivos da acidez. Com o objetivo de avaliar os efeitos desses resíduos no sistema de semeadura direta, nas características de permanência e caminhamento dos elementos químicos no perfil do solo, alterações físicas e microbiológicas no solo e seus efeitos sobre o desenvolvimento das culturas de aveia preta e soja, conduziu-se o presente trabalho a campo, durante os anos agrícolas de 2002 a 2005, em área com classificação climática tropical de altitude Cwa. O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho distrófico. O delineamento experimental foi em blocos casualizados, em esquema fatorial $4 \times 4 + 1$, com quatro repetições. Os tratamentos foram constituídos de quatro resíduos, sendo dois lodos de esgoto (1-centrifugado e 2-biodigestor) e dois industriais (1-escória de aciaria e 2-lama cal), interagindo com quatro doses (0, 2, 4 e 8 ton ha⁻¹) mais um tratamento

adicional, que correspondeu a aplicação de calcário na dose recomendada, para o solo em questão. Os resíduos industriais, urbanos e o calcário foram aplicados sobre a superfície do solo no sistema plantio direto, em 2002. A aplicação de resíduos industriais e urbanos e de calcário sobre a superfície do solo no sistema plantio direto favoreceu as propriedades microbiológicas, resultando em maior velocidade de decomposição dos resíduos vegetais e fornecimento de nutrientes. A ação dos resíduos industriais e urbanos nas propriedades químicas do solo, ocorreu até a profundidade de 0,40 m, apenas com três meses de reação, para neutralização da acidez do solo, saturação por bases, P, K, Ca, Mg e CTC, aumentando a eficiência com o decorrer do tempo. Os maiores teores de nitrato e enxofre nos tratamentos com resíduos e calcário e seu caminhamento até a profundidade de 0,40 m, justificam o caminhamento dos cátions como Ca, Mg e K ao longo do perfil do solo, permitindo com isso maior exploração radicular ao longo do perfil. As propriedades físicas do solo foram favorecidas até a profundidade de 0,40 m, nas variáveis agregação, DMP, IEA, porosidade total e retenção de água após dois anos de reação em função da aplicação dos resíduos e do calcário. Os resíduos industriais, urbanos e calcário permitiram melhor desenvolvimento da parte aérea e produtividade de grãos da aveia preta nos dois anos de cultivo. A produtividade dos grãos de soja foi incrementada em até 1000 kg ha⁻¹ pela aplicação das maiores doses dos resíduos em 2003, e de 800 kg ha⁻¹ nos anos de 2004 e 2005.

DYNAMIC OF NUTRIENTS AND CHEMICAL, PHYSICAL AND MICROBIOLOGICAL ALTERATION IN SOIL SOB NO-TILLAGE SYSTEM FOR ADDICTION OF RESIDUES. Botucatu, 2005. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: JULIANO CORULLI CORRÊA

Adviser: LEONARDO THEODORO BÜLL

Second Adviser: CARLOS ALEXANDRE COSTA CRUSCIOL

2. SUMMARY

Specific use of certain industrial residues and sewage sludge in agriculture has become a sustainable practice. Several experiments in Brazil and worldwide have showed that their applications benefit soil properties, contribute to the increase of crop productivity and decrease cost with inorganic products and acidity balancing ones. This study aimed to evaluate the effects of these residues in no-tillage system sowing as to their chemical element characteristics in the soil profile, soil physical and microbiological alterations and their influence on the black oats and soybean crop development. The experiment was carried out under field conditions during the agricultural years of 2002/2005, in an area where the climate was classified as Caw tropical of altitude. The soil in the experimental area was Haplodux. The experiment had a factorial random block design 4x4 and 4 replications. 4 treatments were

used, 2 sewage sludge residues (1 – centrifuged biosolid, 2 – biodigestor solid) and 2 industrial residues (1 – steel furnace, 2 – extinct lime) and 4 doses (0, 2, 4 e 8 ton ha⁻¹) of an additional treatment of limestone in the recommended dose. The industrial residues, sewage sludge and limestone were added to the soil in no-tillage system in 2002. This addition improved microbiological properties and resulted in faster vegetal residue decomposition and nutrient supply. Industrial residues and sewage sludge on the soil chemical properties reacted up to the depth of 0.40 m and within only 3 months neutralized soil acidity and base saturation (P, K, Ca, Mg and CTC), increasing efficiency with time. The highest concentrations of nitrate and sulfur in the treatments with residues and limestone and their reaction up to the depth of 0.40 m explained Ca, Mg and K cation movement along the soil profile and, thus, allowed greater root exploration along the following variables: aggregation, DMP, IEP, total porosity and water retention after 2 years of reaction due to the addition of residues and limestone. Industrial residues, sewage sludge and limestone provided better development of aerial plant part and grain productivity for black oats, during 2 years. Soybean productivity improved up to 1000 kg ha⁻¹ because of higher addition of industrial residues and sewage sludge in 2003 and 2004: in 2005 this response was smaller.

3. INTRODUÇÃO

A utilização de resíduos, de forma racional e ecológica, aplicados sobre a superfície no sistema plantio direto pode trazer benefícios à fertilidade, devido a melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, permitindo maior sustentabilidade e qualidade ambiental. Uma vez que o sistema conservacionista como a utilização de resíduos na agricultura são práticas capazes de proporcionar efeitos benéficos ao meio, a soma delas poderá trazer ainda melhores efeitos ao solo e ao ecossistema.

O uso de lodos de esgoto, lama cal e escória de aciaria na agricultura contribui para reduzir o consumo de fertilizantes inorgânicos, devido a presença de nutrientes essenciais às plantas e matéria orgânica e alguns casos reduzir a neutralização da acidez do solo, denotando assim uma redução de custos pela agricultura e diminuição do acúmulo nos centros de produção (GALDO et al., 2004; CARVALHO-PUPATTO et al., 2004).

O sistema de plantio direto já está consolidado no Brasil, devido aos seus benefícios nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo e, principalmente, por manter o C orgânico em níveis adequados, proporcionando maior qualidade, sustentabilidade e

capacidade de produção dos solos agrícolas, quando comparado ao sistema convencional (WOHLENBERG et al., 2004).

O aumento da população nos grandes centros urbanos e grandes pólos industriais tem como um dos principais problemas o descarte de seus resíduos, devido ao grande volume gerado diariamente, havendo assim a necessidade de descarte desses de maneira socialmente e ecologicamente correta, uma solução que já vem sendo estudada e tem apresentado resultados favoráveis é a agricultura, desde que usados de forma racional e sem prejuízo ao meio. Esta alternativa pode ser uma das mais promissoras para a disposição desses materiais e vem sendo cada vez mais adotado por comunidades do mundo todo, entre estes resíduos podemos destacar os lodos de esgoto, escória de aciaria e a lama cal (TSUTIYA et al., 2001; CORRÊA, 2001).

A adoção de sistemas conservacionistas, como o plantio direto, tem demonstrado reverter o processo de degradação química, física e biológica de solos. Isso ocorre porque a principal consequência da adoção desse sistema é o aumento do teor de matéria orgânica do solo, devido ao ambiente menos oxidativo, por permitir menor contato dos resíduos vegetais com o solo (MIYAZAWA et al. 2000).

Com intuito de testar a hipótese de que a aplicação dos resíduos (lodos de esgoto, lama cal e escória de aciaria) sobre a superfície do solo possa favorecer ainda mais os benéficos na fertilidade do solo, provenientes do plantio direto, o presente trabalho de pesquisa teve o objetivo de avaliar as alterações químicas, físicas e biológicas ao longo do perfil do solo, absorção de nutrientes, desenvolvimento e produtividades das culturas de aveia preta e soja e a presença de ácidos orgânicos na palhada de aveia preta em função do aumento de doses desses resíduos aplicados em superfície no sistema plantio direto.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Fatores que afetam a dinâmica de nutrientes no perfil do solo.

Para ocorrer a mobilidade de cátions há necessidade de que não exista a presença de cátions ácidos, se não houver esta condição a reação de neutralização ficará limitada a esta camada (RHEINHEIMER et al., 2000). Nos últimos anos tem-se demonstrado a formação de uma frente alcalinizante, que avança gradualmente, neutralizando a acidez de superfície e subsuperfície.

Há duas hipóteses para a mobilidade de cátions e outros compostos provenientes da dissolução do calcário aplicado na superfície do solo, promovendo alterações químicas nas camadas subsuperficiais ao longo do perfil, que é a química e a física do solo. Ambas as hipóteses estão corretas, podendo haver interação entre elas, no entanto, são discutidas separadamente, e se forem somados seus efeitos podem trazer conclusões ainda melhores à dinâmica de nutrientes ao longo do perfil do solo.

A hipótese química leva em consideração que os produtos de dissolução do calcário são arrastados através da movimentação de íons, principalmente através

da água de percolação, permitindo maior atuação em profundidade. Esta estratégia tem como base a formação de pares iônicos, com compostos inorgânicos e orgânicos. Sempre a prioridade de reação para ligação iônica, seja inorgânica ou orgânica, será com os cátions de reações ácidas da solução do solo como H^+ , Al^{3+} , Mn^{2+} e Fe^{2+} , pois fazem ligações do tipo covalente e posteriormente a formação e migração de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , que fazem ligação do tipo eletrostática.

A formação de pares iônicos entre os cátions do solo e os compostos inorgânicos pode ocorrer com os próprios produtos da dissolução do calcário e de ânions liberados pela exudação radicular na rizosfera como OH^- e HCO_3^- (Oliveira & Pavan, 1996; Quaggio, 2000; Costa, 2000; Rheinheimer et al., 2000), além de outros ânions como nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}) e cloreto (Cl^-), provenientes da mineralização de adubos ou da decomposição de resíduos vegetais do solo pelos microrganismos, na camada superficial (CAIRES et al., 1998; SILVA & VALE, 2000; CRUSCIOL et al., 2003; MORAES, 2005).

Já os compostos orgânicos formam complexos hidrossolúveis de baixo peso molecular, os quais também têm origem da decomposição de resíduos vegetais e da exudação radicular, através de radicais $COOH$ (MIYAZAWA et al., 1996; MIYAZAWA et al., 2000; FRANCHINI et al., 2001; FRANCHINI et al., 2003), e por compostos orgânicos como ácidos fúlvicos, que é a menor fração de matéria orgânica e a mais ativa por apresentar maior concentração de cargas negativas em razão dos radicais ácidos ($COOH$) e aldeídos (COH) (PAVAN, 1997; ANGHIONI & SALET, 2000). É provável que os pares iônicos inorgânicos tenham mais atuação do que os orgânicos em razão da maior quantidade desses íons no solo, e mesmo porque, os ácidos orgânico têm uma vida útil muito curta, questão de dias, até mesmo horas e sua atuação na neutralização da acidez do solo fica restrita à camada superficial de 0,025 m (AMARAL et al., 2004a).

A segunda hipótese é a física que ocorre em razão do arraste de pequenas partículas através de canais radiculares, micro canais biológicos (bioporos) e planos de fraqueza do próprio solo, pela lixiviação da água de chuva nestas passagens naturais do solo, mantidas intactos em razão da ausência de movimentação do solo (OLIVEIRA & PAVAN, 1996; PETRERE & ANGHINONI, 2001; AMARAL et al., 2004b, KAMINSKI et al., 2005). Sabendo-se que a água de percolação encontra-se enriquecida com os produtos de dissolução do calcário, esse fato vem a contribuir para explicar as maiores neutralizações de

acidez e caminhamento de cátions de reação básica, permitindo assim atuação em profundidade (RHEINHEIMER et al., 2000).

As duas hipóteses estão corretas e, contudo, elas se completam formando a perfeita interação resultante das propriedades física e química, pois de acordo com Meda et al., (2002) e Moraes (2005) que trabalharam com o efeito da calagem e de ácidos orgânicos aplicados superficialmente em colunas de solo, em condições de laboratório, com amostras de solos deformadas e em curtos intervalos de tempo, demonstraram que os ácidos orgânicos não contribuem no caminhamento dos produtos de reação dos corretivos de acidez para as camadas subsuperficiais. Portanto, a contribuição para mobilização de cátions como Ca e Mg no perfil do solo, seria em razão da formação de pares inorgânicos, que também são oriundos dos resíduos vegetais (OH^- , HCO_3^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-) e que apresentam-se em quantidades superiores aos compostos orgânicos hidrossolúveis na solução do solo (CAIRES et al., 1998; COSTA, 2000; LIMA, 2004; SORATTO, 2005).

A propriedade física do solo soma-se a esses efeitos existentes da propriedade química em áreas onde o solo não foi desestruturado, e que os resultados são atribuídos a vários anos de estudos, através do caminhamento dos canais de raízes mortas e bioporos proporcionados pelos microrganismos, tendo assim passagem privilegiada por estes dutos de condução, sendo razão principalmente da precipitação que influencia tanto no tempo de mineralização dos resíduos vegetais como na lixiviação dos produtos de reação ao longo do perfil do solo. Denotando assim confiabilidade aos vários estudos de campo que têm demonstrado caminhamento dos produtos de reação da calagem e matéria orgânica ao longo do perfil devido a propriedade física (OLIVEIRA & PAVAN, 1996; PETRERE & ANGHINONI, 2001; GONÇALVES, 2003; AMARAL et al., 2004b).

Somando-se a essas duas hipóteses ainda existe o terceiro fator que é consequência da ação dos microrganismos do solo, pois os produtos de dissolução do calcário e de resíduos vegetais sofrem incorporação também mediante processo microbiológico, uma vez que 95% da população microbiana é responsável pela decomposição de resíduos, enquanto os outros 5% ficam restritos à participação da desintegração e rearranjo das partículas coloidais do solo (HOLTZ & SÁ, 1995). Não podendo assim desprezar esta ação tão importante na incorporação dos produtos de reação dos corretivos de acidez e da mineralização de decomposição dos resíduos vegetais em superfície.

Amaral et al. (2004) e Miyazawa et al. (2000) afirmam que a porcentagem de decomposição dos ligantes orgânicos por microrganismo no sistema de plantio direto é menor devido ao ambiente menos oxidativo, aumentando assim a possibilidade de uma produção contínua ao longo do tempo permitindo que esses ligantes orgânicos, na disponibilidade de água, sejam solubilizados e lixiviados, efeito também que não pode ser atribuído a trabalhos realizados em laboratórios.

De acordo com Bayer & Mielniczuk (1999), os compostos orgânicos são consideradas polieletrólitos, possuindo a capacidade de reagir na solução do solo dentro de uma faixa ampla de pH, devido a ocorrência de grupos com insuficiência de elétrons como COOH, OH, NH e SH, com a dissociação desses grupos começando em pH 3 e indo até pH 9, o que torna assim as cargas da matéria orgânica dependentes dos valores de pH. O surgimento das cargas negativas conferem maior capacidade dessas substâncias participarem da maioria das reações do solo entre elas as trocas iônicas, que recebe o nome de poder tampão do solo, tendo portanto o papel fundamental no suprimento de nutrientes para a fertilidade do solo, procurando-se sempre manter a neutralidade eletrônica através de proporções equivalentes devido ao processo estequiométrico reversível.

Já os compostos inorgânicos como é o caso do HCO_3^- , encontram-se estáveis em valores de pH próximos de 5,5 atingindo os valores máximos de 8,0 a 8,5, nessas condições o HCO_3^- pode migrar com o Ca e o Mg corrigindo a acidez do solo além do local da aplicação do corretivo de acidez (COSTA, 2000). Uma fonte importante de OH^- e HCO_3^- no solo são as raízes, em especial das gramíneas que necessitam absorver mais NO_3^- , em razão de não possuírem simbiose com bactérias fixadoras de N, pois devido ao mecanismo de anti-porte a medida que o nitrogênio é absorvido o HCO_3^- é liberado, mantendo-se assim o equilíbrio iônico entre as células (QUAGGIO, 2000; TAIZ & ZEIGER, 2004). No entanto, enquanto houver cátions ácidos a reação de neutralização da acidez ficara restrita a esta camada (RHEINHEIMER et al., 2000).

Talvez o fator mais importante para explicar a mobilização dos produtos de reação dos corretivos de acidez e dos produtos da mineralização da matéria orgânica, seja o volume de precipitação que é um mecanismo de fundamental importância para explicar os resultados de caminhamento de íons no sistema plantio direto, principalmente em

condições de campo onde os solos não são desestruturados (ANGHIONI, 2000; AMARAL et al., 2004b; FIDALSKI & TORMENA, 2005).

4.2 Efeitos da semeadura direta na dinâmica de nutrientes no solo.

A área plantada pelo sistema de plantio direto tem aumentado rapidamente no Brasil, e no ano de 2003/2004 foram cultivados 21,8 milhões de hectares sob esse sistema, o que corresponde a 50% da área cultivada com culturas produtoras de grãos (FEBRAPDP, 2004).

Os principais fatores benéficos proporcionados às propriedades químicas, físicas e biológicas do solo em sistema de plantio direto são consequência do aumento da matéria orgânica em razão da deposição da cobertura vegetal no solo, em razão de oferecer ambiente menos oxidativo, devido ao menor contato dos resíduos com o solo, diminuindo a velocidade de degradação do carbono orgânico (MIYAZAWA et al 2000).

O plantio direto consolidou de maneira sustentável agricultura extensiva na região do cerrado brasileiro, pois esses solos brasileiros são muito intemperizados, predominando as argilas 1:1 (caulinita) e sesquióxidos de Fe e Al (gibsitais), com baixa atividade devido a baixa densidade de cargas superficial apresentando pequena capacidade de substituição isomorfa. Nesses tipos de solo a matéria orgânica pode representar 80% da capacidade de troca de cátions, que são dependentes de pH, pois geram cargas negativas através dos grupos carboxílicos e fenólicos, derivados das frações orgânicas de ácidos fúlvicos e húmicos com o aumento de pH (QUAGGIO, 2000).

Os resíduos vegetais das culturas seja ela com função de cobertura vegetal ou como adubo verde apresentam composição orgânica bastante variável o que proporciona efeitos distintos às propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, dando oportunidade a uso de resíduos vegetais com objetivos diferenciados.

Com o sistema de plantio direto os resíduos vegetais mantidos na superfície do solo funcionam como um reservatório de nutrientes, aumentando a ciclagem e o estoque, onde a incorporação se dá por via biológica (DERPSCH et al., 1985), que são liberados lentamente pela ação dos mesmos (FRANCHINI et al., 2000), promovendo aumento de matéria orgânica ao longo do tempo (CAÍRES, 2000), resultando aumento na CTC, devido

suas cargas negativas (IGUE 1984; MIYAZAWA et al., 2000). E ao longo do tempo há diminuição na taxa de decomposição superficial da matéria orgânica, favorecendo ainda mais as propriedades físicas, químicas e biológicas, e estes fatores somados aumentam ainda mais a tolerância das culturas às condições adversas do solo, como a acidez (CAIRES et al., 2003; AMARAL et al., 2004a; SORATTO, 2005).

Este mesmo acúmulo de M.O. pode exercer efeito positivo sobre a acidez do subsolo, adsorção de fósforo, a toxidez de alumínio e a mobilidade de cátions polivalente (MIYAZAWA et al., 1993; MIYAZAWA et al. 2000). Sendo que o sucesso destes benefícios químicos, físicos e biológicos ao solo está relacionado com as alterações na dinâmica de decomposição desses resíduos (FRANCHINI et al., 2000). Porém há necessidade de vários anos de plantio direto para notar alterações expressivas nos teores de matéria orgânica do solo, para que assim possam ocorrer possíveis alterações nas propriedades químicas (TIRITAN, 2001).

Um dos aspectos mais polêmicos no manejo do plantio direto é a não incorporação do calcário onde esse sistema já se encontra estabilizado, sendo aplicado em superfície, o que permite menor eficiência em razão das partículas terem menor contato com o solo, pois como se sabe o calcário apresenta baixa solubilidade, tendo os produtos de sua reação com o solo mobilidade limitada no perfil, precisando assim de maior superfície específica para favorecer as reações de neutralização da acidez (QUAGGIO 2000; OLIVEIRA & PAVAN, 1996). No entanto esta aplicação superficial assume papel importante em razão da não mobilização do solo no plantio direto (CAIRES et al., 2000).

No entanto, há trabalhos demonstrando que as alterações nas características químicas do solo não se restringem à superfície, havendo o caminhamento tanto da frente alcalinizante de neutralização do solo como deslocamento de cátions às camadas subsuperficiais ao longo do tempo de cultivo, podendo alcançar 0,40 m de profundidade ou até mesmo abaixo desta (SÁ et al., 1995; OLIVEIRA & PAVAN, 1996; CAIRES et al. 1998; CAIRES et al., 2000; COSTA, 2000; MELLO et al., 2003; LIMA, 2004; SORATTO, 2005). Em contra partida há vários trabalhos com aplicação de calagem superficial demonstrando que a neutralização da acidez se restringe às camadas superficiais de 0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m

(PÖTTERKER & BEN, 1998; BEN et al., 1998; MOREIRA et al., 2001; BARIZON et al., 2001; GONÇALVES, 2003).

Esse confronto de conclusões entre os trabalhos, na aplicação superficial de calcário leva em consideração vários critérios como características químicas e físicas do solo e do corretivo, manejo da adubação e do sistema de rotação (espécies vegetais) e precipitação pluviométrica (COSTA, 2000). Assim Vitti & Luz (2004) ressaltaram que no sistema de plantio direto, as culturas têm respondido a calagem num nível muito abaixo, em relação ao sistema convencional de preparo de solo, e que a aplicação de calcário em superfície tem sido eficaz em reduzir a acidez do solo.

4.3 Alterações químicas, físicas e biológicas do solo causada pela aplicação de resíduos.

A utilização de lodos de esgoto do tipo centrifugado e de biodigestor na agricultura, além de eliminar um resíduo socialmente incomodo, permitiu o aproveitamento dos elementos nutritivos e compostos orgânicos nele contidos pelas plantas. Tem ainda como benefício melhorar as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo e contribuir para diminuir o consumo de fertilizantes inorgânicos (BETTIOL & CAMARGO, 2000; MELO et al., 2001; MELFI et al., 2001; TSUTIYA et al., 2001; CORRÊA, 2001; OLIVEIRA et al., 2002; NASCIMENTO et al., 2004).

Existe hoje uma crescente demanda econômica e ambiental para utilização do solo agrícola como receptáculo de lodos de esgoto, lama cal e escória de aciaria. Sendo que prática inspira cuidados devido a grande velocidade de decomposição da matéria orgânica em ambiente de clima tropical (CARVALHO, 2001).

A composição dos diferentes tipos de lodos de esgoto varia enormemente em função do local de origem, ou seja, se de uma área tipicamente residencial ou industrial, da época do ano e do processo utilizado (MELO & MARQUES, 2000). Atualmente a região metropolitana de São Paulo produz cerca de 500 t dia⁻¹ de lodo de esgoto, com estimativa para aumentar para 1.500 t dia⁻¹ em 2005, devido a flotação (MELFI, 2001).

A principal limitação do uso dos lodos de esgoto seria a presença de

altas concentrações de metais pesados, podendo ocasionar efeitos fitotóxicos nas culturas e/ou promover contaminação nos solos e nas águas subterrâneas, além de patógenos prejudiciais ao homem. No entanto, alguns estudos conduzidos no Brasil mostraram que os lodos de esgoto não acarretam problemas de contaminação de solo com metais pesados (CORRÊA, 2001; BETTIOL & CAMARGO, 2000). A CETESB (1999) impõe limitações aos metais pesados poluentes, sendo que limites superiores aos estabelecidos não são aceitáveis para aplicação do lodo de esgoto em solos agrícolas (TSUTIYA et al., 2001).

Os critérios para taxa de aplicação de lodos de esgoto na área agrícola são em função do nitrogênio disponível, que não deverá exceder o quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendado pela cultura agrícola e o teor de nitrogênio disponível no lodo de esgoto, sendo que para a cultura do milho é de 6 t ha^{-1} . Pode também ser baseada na capacidade de neutralização da acidez do solo, não ultrapassando o valor de pH 7,0 em CaCl_2 (TSUTIYA et al., 2001; MELO et al., 2001).

No Brasil a literatura contém alguns resultados que de forma geral são favoráveis à utilização de biossólidos na agricultura. O seu uso na correção da acidez do solo, elevando o valor de pH e neutralizando o Al tóxico foi constatado em vários trabalhos conduzidos por Mazur et al. (1983a, b), Bataglia et al. (1983), Berton et al. (1989), Oliveira, (1995), Berton et al. (1997), Silva et al. (1998), Andrade et al. (1999), Carmo et al. (2000), Melo & Marques. (2000), Corrêa (2001) e Tsutiya et al. (2001).

Segundo Berton et al. (1989), uma das explicações para o aumento do pH, pela aplicação de lodo de esgoto é a formação de íons amônio devido à oxidação do N-orgânico. Já para Carmo et al. (2000) e Corrêa (2001) esta elevação do pH do solo, utilizando-se outros tipos de lodos de esgoto, é consequência do enriquecimento com cal virgem (CaO), para esterilização, estabilidade do material e remoção de água, o qual possui alto poder corretivo.

O resíduo industrial escória de aciaria, proveniente de siderúrgicas, apresenta comportamento semelhante ao calcário, sendo justificado seu uso como corretivo de acidez, de acordo com Piau, (1991); Pereira, (1978); Veloso et al. (1992); Louzada, (1987).

Aplicações de 4 e 6 t ha^{-1} de lama de cal no solo aumentaram significativamente o pH e as concentrações de Na^+ e SO_4^{2-} no lixiviado, não havendo efeito da aplicação de lama de cal sobre as concentrações de Ca^{2+} e K^+ no lixiviado do solo. Os efeitos

da lama de cal provenientes de indústria de papel nas características químicas do solo variam em função das doses empregadas e não houve impacto negativo do sódio com a aplicação no solo de até 6 t ha⁻¹ de lama de cal (VETTORAZZO et al., 1999).

As quantidades de nitrogênio contidas nos lodos de esgoto produzidos por biodigestores têm concentração variável de 2,2 a 5,5%, as concentrações de fósforo variam de 1,0 a 3,7%, as concentrações de potássio são pequenas porque ele é altamente solúvel em água, a matéria orgânica varia de 40 a 70% de acordo com Bettiol & Camargo (2000); Tsutiya et al. (2001); Melo et al. (2001). Para Andreoli et al. (1997), aproximadamente, cerca de 50% do total nitrogênio e do fósforo contidos no nesses lodos de esgoto são utilizados pela planta já no primeiro ano de aplicação.

Como fornecedores de nutrientes às plantas, os lodos de esgoto têm sido eficiente principalmente para fósforo (BETTIOL & CARVALHO, 1982 a, b; BOARETO et al. 1982; VILLAS BOAS et al. 1984; BERTON et al. 1989; CORRÊA, 2001; MELFI et al. 2001). Silva et al. (1998) mostra que o lodo de esgoto apresenta menor custo de P₂O₅ e N em relação a fontes tradicionais (ST e uréia). A formação de amônia ocorre paulatinamente à medida que o material orgânico vai sendo mineralizado (ANDRADE et al., 1999), sem que haja quantidade excessiva de nitrato no solo (VIEIRA et al., 2000).

Uma ação importante do lodo de esgoto está relacionada à sua utilização no aproveitamento de fósforo aplicado ao solo, ocorrendo liberação moderada de P, porém contínua, em contraste com os fertilizantes solúveis que fornecem elevado teor de P solúvel, imediatamente após sua aplicação (MINHONI et al., 1993). Sendo que a decomposição dos lodos de esgoto no solo produz agentes complexantes que facilitam a movimentação de fosfatos (TSUTIYA et al., 2001).

A adubação orgânica com lodo de esgoto aumenta os teores de Ca e Mg, demonstrado nos trabalhos de Marques et al. (1997); Silva et al. (1998); Simonete et al. (1999); Galli et al. (1999); Tsutiya et al. (2001); Melfi et al. (2001); Melo et al. (2001). Pode ocorrer aumento no teor de Ca no solo, pela aplicação de lodo de esgoto, em razão da dose utilizada e do tipo do lodo, principalmente, se no processo de fabricação desse for adicionado cal virgem (CaO) (SIMONETE et al., 1999; CARMO et al., 2000; CORRÊA, 2001).

O lodo de esgoto não tem sido boa fonte de K, devido a este nutriente ser facilmente solubilizado em água, encontrando-se assim baixos teores em sua composição.

Silva et al. (1998) encontraram diminuição no teor de K com o aumento das doses de biossólidos.

Aumentando os valores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ também aumentará a soma de bases. O aumento da saturação por bases e de capacidade de troca de cátions do solo através da aplicação de lodo de esgoto, melhorando as características químicas do solo foram verificados nos trabalhos de Melo et al. (1993); Bertoni et al. (1999); Galli et al. (1999); Simonete et al. (1999); Fiest et al. (1999); Carmo et al. (2000); Corrêa (2001).

Com relação aos teores de Zn, Mn e Cu disponíveis no solo, observou-se que o aumento na quantidade de lodo de esgoto elevou, de maneira geral, a disponibilidade destes elementos no solo. (MARQUES, 1993; SIMONETE et al. 1999).

De acordo com Bettiol & Camargo (2000); os lodos de esgoto contêm matéria orgânica e quantidades apreciáveis de nutrientes. Em solos de clima tropical e subtropical, onde a matéria orgânica desempenha papel fundamental na CTC, o emprego de lodo de esgoto torna-se vantajoso, melhorando as propriedades químicas pelo aumento dos teores de matéria orgânica, CTC e aumento gradual da disponibilidade de nitrogênio, fósforo, cálcio, magnésio e enxofre.

O uso de lodo de esgoto aumenta a concentração de matéria orgânica no solo, favorecendo a CTC, aumentando a ação quelante, aumentando o poder tampão e contribuindo como fonte de nutrientes de acordo com trabalhos apresentados por Bataglia et al. (1983), Melo et al. (1994), Marques (1997), Bettiol & Camargo (2000), Corrêa (2001), Tsutiya et al. (2001).

A matéria orgânica contida no lodo de esgoto pode aumentar o conteúdo de húmus melhorando a capacidade de armazenamento e de infiltração de água no solo, aumentando a resistência dos agregados e reduzindo a erosão (TSUTIYA et al., 2001; CARVALHO, 2001; MELO et al., 2001).

A principal característica física do solo afetada pela M.O. é a agregação, afetando assim indiretamente as demais características físicas do solo, como a densidade, a porosidade, a aeração, a capacidade de retenção e a infiltração da água, que são fundamentais para a capacidade produtiva do solo (BAYER & MIELNICZUK, 1999). A agregação também sofre influência dos cátions Ca^{2+} e Al^{3+} , determinando aumento de volume

causando redução da densidade.

Bettiol & Camargo, (2000) afirmaram que a taxa de infiltração de água no solo é afetada pelo volume de poros, enquanto a capacidade de retenção de água é afetada pelo número e distribuição dos poros pela superfície específica, sendo ambas afetadas pela adição de lodo de esgoto, havendo assim aumento na capacidade de retenção de água.

Os fatores ecológicos que podem influenciar a atividade microbiana no solo seriam a qualidade do material orgânico adicionado, capacidade máxima de adsorção de fósforo pelo solo e índice de pH. Sendo a biomassa microbiana enquadrada no compartimento central do ciclo do C, representando um considerável reservatório de nutrientes no solo e um atributo fundamental para o estudo de ciclagem de nutrientes em diferentes ecossistemas, agindo assim como fonte e reserva catalisadora de nutrientes (GAMA-RODRIGUES et al., 1999).

Os lodos de esgoto devidamente curados devem apresentar reação alcalina ou próxima da neutralidade com relação C/N baixa. Se houver elevada relação C/N há deficiência de N para as plantas, devido à imobilização pelos microrganismos e se a relação C/N for pequena pode ter efeito tóxico às plantas (IGUE & PAVAN, 1984).

De acordo com Fortes Neto et al. (1999), os lodos de esgoto possibilitam aumento na liberação de CO₂ e na redução de C degradado e na velocidade de decomposição da fração orgânica do resíduo no solo, aumentando assim a biomassa microbiana do solo.

A solubilização de fosfatos de rochas pode ser acelerada pela atividade microbiana, sobretudo bactérias e fungos (NAHAS, 1991), através da produção de ácidos orgânicos provenientes de microrganismos (BANGAR et al., 1985; KUCEY et al., 1989) e outros produtos do metabolismo microbiano, durante o processo de decomposição da matéria orgânica. Tais ácidos podem dissolver o fosfato ou, então, quelatizar os íons Ca²⁺ e, assim, liberar o fosfato para a solução do solo (MINHONI et al., 1991). Entretanto, alguns trabalhos utilizando resíduos orgânicos nem sempre apresentam resultados favoráveis desses materiais sobre a solubilização de fosfato de rocha (MINHONI et al., 1991 e 1993).

Carmo et al. (2000) mostraram que a adição de lodo de esgoto aos solos estimulou a atividade respiratória total dos microrganismos. A atividade de mineralização do C-orgânico no solo, medida pela liberação de CO₂, aumentou

proporcionalmente ao aumento da quantidade de C-orgânico incorporado. Pode ocorrer que a relação desbalanceada dos nutrientes no lodo de esgoto, principalmente sua riqueza por cálcio e sua pobreza em potássio podem limitar o desempenho da população microbiana no solo (MELO et al., 2001).

A adição de lodo de esgoto ao solo aumenta a quantidade de nitrogênio mineralizado, onde no início de sua aplicação nota-se a imobilização do N pelos microrganismos, formando assim uma competição com a planta neste período, havendo uma indisponibilização deste nutriente temporariamente (CARMO et al., 2000). A mineralização do N orgânico é resultante da atividade microbiana durante os cultivos disponibilizando N mineral as plantas. A contribuição do N mineralizável é cerca de 20 vezes a da fixação biológica do nitrogênio atmosférico. (CAMARGO et al., 1999).

Os lodos de esgoto aplicados no solo induzem aumento efêmero da biomassa, medida pela quantidade de C ou N. O maior estímulo do crescimento das populações microbianas pode ser notado devido à presença de matéria orgânica e nutrientes (FORTES NETO, 1999; CORRÊA, 2001). De acordo com Melfi et al. (2001) a aplicação de lodo de esgoto estimula a população dos microrganismos heterotróficos e diminuição dos autotróficos.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Localização da área experimental e tipo de solo.

O experimento foi desenvolvido durante os anos agrícolas de 2002 a 2005, na Fazenda Experimental Lageado, pertencente a Faculdade de Ciências Agronômicas – FCA, Campus de Botucatu/UNESP, localizada no município de Botucatu-SP, na latitude de 22° 51'15''S, longitude de 48° 26'30''W e altitude de 740m.

O trabalho foi implantado em Latossolo Vermelho distrófico, textura média, fase campo subtropical, relevo suave ondulado (Embrapa, 1999). Segundo a classificação climática de Köeppen, o clima predominante na região é do tipo Cwa. É caracterizado pelo clima tropical de altitude, com inverno seco e verão quente e chuvoso. Por ocasião da instalação do experimento, o local encontrava-se em pousio por cinco anos e a cobertura vegetal predominante era arbustiva.

5.2 Delineamento experimental e tipos de tratamentos.

O experimento foi instalado em delineamento em blocos ao acaso com esquema fatorial 4x4 e quatro repetições. As parcelas eram de 6 m de largura e 7 m de comprimento, as quais receberam os tratamentos, sendo o primeiro fator compostos por quatro resíduos: dois lodos de esgoto, sendo um centrifugado com adição de cal virgem (CaO) da Estação de tratamento de São José dos Campos - LSJ e, o segundo de biodigestor com adição de polieletrólitos da Estação de tratamento de Barueri - LB, e dois resíduos industriais, escória de aciaria da Empresa Mannesmann - E e, o segundo Lama cal da Empresa de celulose Luwarcel - Lcal, cujos resultados de análise química estão demonstrados na Tabela 1, mais um tratamento adicional que correspondeu a aplicação de calcário dolomítico (280 g kg de CaO, 230 g kg de Mg O e PRNT de 70%) na dose recomenda pelo método de saturação por bases para elevar este índice a 70 %.

O segundo fator correspondeu a diferentes aplicações de doses dos resíduos, correspondentes a 0, 2, 4 e 8 t. ha⁻¹. Para se chegar a esses valores foi montado um ensaio preliminar realizados pelo período de um mês de incubação com varias doses de cada resíduo em sacos plásticos de 1 kg de terra em casa de vegetação, com teor de umidade de 70% da capacidade de campo, para verificar a capacidade de neutralização dos resíduos, afim de não ultrapassar o valor de pH 7,0 em CaCl₂ (TSUTIYA et al., 2001; MELO et al., 2001), bem como definir doses que corresponderem à quantidades que poderiam ser aplicadas a campo com esparramadores de calcário.

Tabela 1. Resultados da análise química dos resíduos industriais e urbanos.

Resíduos	Umid.	MO	C	C/N	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg	S	Fe	Cu	Mn	Na	Zn	pH	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb
	----- % de matéria seca-----										-----mg/kg matéria seca----							----- mg dm ⁻³ -----				
Biossólido. Centrifugado	5	26	14,4	6/1	2,5	2,0	0,3	28	0,4	0,5	1600	72	104	640	660	12	14	traço	4	traço	7	17
Biossólido. Biodigestor	29	50	27,8	7/1	4,0	4,9	0,2	2	0,4	1,6	36750	760	218	500	2950	7	27	0,1	19	traço	180	107
Lama cal	19	3	1,7	4/1	0,4	0,2	0,1	37	0,6	0,3	1096	90	158	20400	86	12	1,4	traço	13	traço	96	60
Escória	2	1	0,3	1/1	0,3	1,4	0,1	23	2,1	---	229000	16	34300	600	24	12	5	traço	61	traço	19	308

5.3 Instalação e condução do experimento

O experimento iniciou-se em maio de 2002 quando foi plantado Feijão Guandu, sem adubação de sementeira e de cobertura; em agosto, com aproximadamente 80 dias após a emergência, foi realizada uma dessecação com aplicação de 1,9 g.i.a. ha⁻¹ do herbicida glyphosate e, quando as plantas estavam completamente secas foi realizado o manejo da palhada, utilizando-se como equipamento a roçadeira, deixando a área homogênea, de onde foram retiradas amostras para análise vegetal (Malavolta et al., 1997) e a fitomassa da cobertura presente na superfície do solo. Estes resultados encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Resultados da análise química e fitomassa da palhada do feijão guandu antes da implantação do experimento.

Feijão Guandu	Fitomassa	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	kg ha ⁻¹	-----g kg ⁻¹ -----						----- mg kg ⁻¹ -----				
Palhada	7.400	13	1,9	8	8	3,2	1,6	32	8	1575	235	35

Após o manejo da palhada foram dimensionadas as parcelas com 6 m de largura por 7 m de comprimentos em quatro blocos, deixando 1 m entre as parcelas do mesmo bloco e 3 m entre blocos para carregadores. Foram amostrados 15 pontos aleatórios da área nas profundidades de 0 - 0,05, 0,05 - 0,10, 0,10 - 0,20 e 0,20 - 0,40 m para compor uma amostra composta do solo, referente a análise química inicial do solo (Tabela 3) de acordo com metodologia descrita por Raij et al. (2001). Os tratamentos foram aplicados manualmente a lanço sobre a superfície do solo com a cobertura de feijão guandu, conforme o sorteio aleatório das parcelas para cada bloco, antecedendo três meses a sementeira da soja.

Tabela 3. Análise química inicial do solo nas varias profundidades de amostragem.

Profundidade	pH	M.O.	P res.	Al ³⁺	H+Al	K	Ca	Mg	SB	CTC	V%	S
		g/dm ⁻³	mg/dm ⁻³	-----mmol _c /dm ³ -----								
0 – 5	4,0	16	6	7	38	0,6	12	6	19	57	33	12
5 – 10	4,0	18	6	6	45	1,0	19	9	29	74	39	5
10 - 20	4,2	15	5	5	45	0,7	13	5	19	64	30	5
20 - 40	3,9	10	4	6	42	0,6	12	3	16	58	27	6

Em 15 de novembro de 2002 foi semeada a soja, cultivar Embrapa 48, no espaçamento de 45 cm entre linhas e regulagem de semeadeira para densidade de 32 sementes por metro, aplicando-se adubação de 300 kg ha⁻¹, com o fertilizante formulado 00-20-10, com sementes inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum* e Mo, nas doses recomendadas pelos fornecedores. Logo após a semeadura, realizou-se a pulverização com o herbicida de pós emergência na dosagem de 0,75 g i.a. ha⁻¹ a base de glyphosate, para eliminar as espécies infestantes iniciais, mais o pré-emergente com 20 g do herbicida Spider, em razão da presença de tiririca (*Cyperus sp*). O controle de plantas daninhas, após 25 dias a emergência (dae), foi realizado com fomesafem (0,80 kg i.a. ha⁻¹) e o controle de pragas, da lagarta *Anticarsia gemmatilis* foi realizada aos 35 DAE através de lufenuron (7,5 g i.a. ha⁻¹) e aos 70 DAE dos percevejos *Nezara viridula* e *Euschistus indicata* com monocrotophos (300 g i.a. ha⁻¹).

A colheita da soja foi realizada em 15 de abril de 2003, 130 dias após a emergência, com colhedora mecânica de parcelas para experimento; neste mesmo dia coletou-se dez plantas seqüenciadas para a determinação do número de vagem por planta e número de grãos por vagens, bem como a contagem de dois metros lineares de duas linhas para estimar a quantidade de plantas por hectare. O peso de 100 sementes foi obtido através de amostragem de grãos colhidos pela colhedora de parcelas. Em seguida, o material colhido foi peneirado e os grãos de cada unidade experimental, tiveram sua umidade corrigida para 13%.

Antecedendo o cultivo da aveia, em 2003, foi realizado o manejo das plantas daninhas através da dessecação com glyphosate (0,96 kg i.a. ha⁻¹). A aveia foi semeada em 06 de junho de 2003, utilizando-se espaçamento de 17 cm e densidade de 350 sementes por m², utilizando-se na adubação de semeadura, 100 kg de uréia ha⁻¹. Não foram realizados controles de planta daninha, pragas e doenças, em razão de não haver necessidade.

Aos 70 DAE, durante o estágio de emborrachamento da aveia preta, foram coletadas todas plantas presentes em uma área de 0,250 m² para a determinação do acúmulo de nutrientes na planta, sendo estas secadas em estufa de circulação de ar forçado a temperatura de 60 °C durante 48 horas; decorrido este intervalo avaliou-se a fitomassa, através do peso de matéria seca e posteriormente analisado quimicamente segundo Malavolta et al. (1997). Neste mesmo período procedeu-se a amostragem radicular na entre-linha, com a utilização de trado próprio para esta finalidade, nas profundidades de 0,0 – 0,05, 0,05 – 0,10,

0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, afim de avaliar as variáveis comprimento, diâmetro, volume e superfície radicular. Em 30 de agosto de 2003 foram amostrados os componentes de produção da aveia coletando-se todas as plantas de uma área correspondente a 0,250 m² por unidade experimental, avaliando-se número de espigas por m², número de espiguetas por espiga e peso de 100 sementes; a partir destas determinou-se a produtividade estimada para aveia.

Antes da semeadura da soja realizou-se a amostragem de solo para a caracterização química nas profundidades de 0,0 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, utilizando-se um trado do tipo sonda, nos anos de 2004 e 2005, coletando-se quatro amostras por parcela, para constituir uma amostra composta. Neste mesmo período foi realizada a amostragem para análise microbiológica nas profundidades de 0,0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m, com o mesmo tipo de trado, para análise de solo, as quais foram colocadas em saquinhos acondicionadas em isopor e posteriormente levadas a geladeira para avaliação dos teores de carbono e nitrogênio microbianos.

Em 20 de novembro de 2003 foi semeada a soja, cuja a colheita deu-se em 20 de abril de 2004, seguida do cultivo de aveia, semeada em 1 de junho de 2004 e mantida no solo até a instalação da cultura de soja que foi semeada em 2 de novembro desse mesmo ano e colhida em 15 de março de 2005. Todas as operações de amostragens, controles fitossanitários, variedades, adubações utilizados nesses cultivos foram idênticos aos anteriores.

5.4 Variáveis a serem analisadas

5.4.1 Reatividade (RE), Poder Neutralizante (PN) e Poder Relativo de Neutralização Total (PRNT) da lama cal, lodos de esgoto, escória de aciaria e calcário.

As variáveis Reatividade (RE), Poder Neutralizante (PN) e Poder Relativo de Neutralização Total (PRNT) da Lama cal, Lodos de esgoto (LSJ e LB), Escória de aciaria e calcário seguirão a metodologia da LANARV (1993) e foi realizado no Laboratório de Adubos e Corretivos do Departamento de Recursos Naturais/Área Ciência do Solo

5.4.2 Amostragens para análise de solo

Para todas as amostragens de análise química de solo foram coletas quatro subamostras por parcela para constituir uma amostra composta nas camadas de 0 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, utilizando-se de trados tipo sonda.

A primeira amostragem de análise química de solo foi realizadas três meses após a aplicação dos resíduos e do calcário, antecedendo o primeiro cultivo da soja, no ano de 2002. Já a segunda e a terceira amostragens também foram anteriores a semeadura da soja nos anos de 2003 e 2004, correspondentes a 15 e 27 meses de reação dos após aplicação dos resíduos.

Foram determinados nestas amostras químicas: pH em CaCl_2 , M.O., P, H+Al, Al, Ca, Mg, K; a partir dos resultados foram calculados os valores de CTC e V%, conforme descrito por Rajj et al. (2001).

A amostragem para análise física do solo foi realizada dois anos após a aplicação dos resíduos e do calcário na superfície, antecedendo o terceiro cultivo de soja, no ano de 2004, retirando-se amostras deformadas para análise de agregação a seco e amostras indeformadas em anéis volumétricos para retenção de água e porosidade, ambas nas camadas de 0 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m.

Foram determinados nestas amostras físicas: agregação por peneiras, Diâmetro Médio Ponderado (DMP), Índice de Estabilidade de Agregados (IEA), Macro e Microporosidade, Porosidade Total e Retenção de Água a 0,006 MPa, que corresponde à capacidade de campo desse solo, de acordo com a metodologia proposta por Kiehl (1979) e Moraes et al. (2002).

As amostragens para análise microbiológica do solo foram realizadas após 12 e 24 meses da aplicação dos resíduos e do calcário, nos anos de 2003 e 2004, ambas após a semeadura da soja, retirando-se amostras nas camadas de 0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m, locais onde pressupõem-se que há maior atividade dos microrganismos, utilizando-se trados tipo sonda. E imediatamente após a coleta essas eram acondicionadas e caixa de isopor com gelo a campo e colocadas em geladeira a temperatura média de 4°C, para imediata análise durante a mesma semana.

Foram determinados nestas amostras microbiológicas: carbono e nitrogênio microbiano, de acordo com a metodologia proposta por Ferreira et al., (1999).

5.4.3 Diagnose foliar

Na três culturas de soja, referentes aos anos agrícolas de 2002/2003, 2003/2004 e 2004/2005, as amostras de folhas foram coletadas no período de florescimento pleno, correspondente ao estágio R2 da soja, amostrando-se a terceira ou a quarta folha com pecíolo, a partir do ápice da planta, que correspondem a folhas bem desenvolvidas, sem deformações ou ataques de pragas e doenças (MALAVOLTA et al., 1997).

Na cultura da aveia a amostragem foi realizada nos anos agrícolas de 2003 e 2004, no estágio de emborrachamento da cultura, coletando-se toda a parte aérea da planta, que correspondeu ao caule, folhas, bainhas e inflorescência.

Tanto as plantas de aveia como as folhas com pecíolo de soja foram lavadas em água destilada, acondicionadas em bacias com detergentes em seguida acondicionadas em bacias com água deionizada e novamente lavadas com água destilada. Após secadas naturalmente a sombra as amostras eram levadas para estufa de circulação de ar forçado com temperatura de 60°C, por 48 horas. Em seguida moídas, em moinho equipado com peneira 20.

Foram avaliados para diagnose o de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, boro, cobre, zinco e manganês, conforme metodologia descrita por Malavolta et al. (1997), para ambas as culturas.

5.4.4 Análise de metais pesados no solo e na planta.

Os teores de metais pesados no solo foram determinados após extração com DTPA, seguindo a mesma metodologia para micronutrientes, proposta por Raij et al. (2001).

Os metais pesados das amostras de plantas foram determinados através de digestão nitro-perclórica, aproveitando-se o extrato nitroperclórico da leitura dos nutrientes, seguindo metodologia proposta por Malavolta et al. (1997).

Ambas as leituras foram realizadas em espectrofotômetro de emissão em plasma induzida em argônio (ICP/AES), no Laboratório de solos e planta do Departamento de Produção Vegetal/Área Agricultura.

5.4.5 Sistema radicular da aveia preta

A avaliação do crescimento e distribuição do sistema radicular da aveia foi realizado após um ano de implantação do sistema de semeadura direta, no período de emborrachamento da aveia. A amostragem foi realizada por um tubo cilíndrico de 80 cm de altura, diâmetro interno de 7,5 cm e parede de 0,4 cm. O tubo foi cerrado ao meio para que, aberto, as amostras fossem separadas em estratos de 0,0 - 0,05, 0,05 - ,010, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m. O tubo era fechado por estruturas de encaixe em suas extremidades inferior e superior.

As amostragens foram realizadas na entrelinha da cultura, coletando-se três pontos por parcela para constituir uma amostra composta. As raízes foram separadas do solo por dispersão em água, usando-se jogo de peneira sobrepostas de malha de 0-5 mm e 0,25 mm. A avaliação das raízes foi realizada por um sistema de análise de imagens, pelo software da marca RHIZO, versão 3.8.3, para ambiente Windows. Avaliou-se o comprimento, superfície, diâmetro médio e o volume de raízes. Essas avaliações foram realizadas com nível de resolução de 300 dpi.

5.4.6 Determinação de ácidos orgânicos

A metodologia de determinação de ácidos orgânicos no tecido vegetal seguiu metodologia proposta por Amaral et al., (2004), de acordo com a seguinte descrição: os materiais vegetais foram secos em estufa (60°C), até peso constante, e moídos (1mm), utilizou-se 1 g de material vegetal para 15 mL de H₂SO₄ 0,005 mol L⁻¹ (1:15). A mistura foi colocada em um erlenmeyer de 50 ml com bolinhas de gude e agitada em mesa agitadora por 20 minutos; em seguida foi transferida para copos plásticos de 250 ml e agitadas por mais 30 minutos em seguida a mistura foi transferida para tubos de centrifugas e agitadas em agitador horizontal por 30 min a 4.000 RPM, retirando-se apenas o sobrenadante, sendo este colocado

em tubos plásticos de 50 ml com tampa com acidificação da solução para pH 2,5, utilizando-se H_2SO_4 a $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ e congelada até o momento da análise.

Para a leitura foi utilizado um cromatógrafo líquido de alta eficiência (HPLC), dotado de bomba para gradiente quaternário, injetor automático com suporte de amostras e detector de absorção no UV-210 nm, utilizando-se um coluna trocadora de íons HPX-87H (BioRad), sendo a fase móvel utilizada H_2SO_4 $0,005 \text{ mol L}^{-1}$, isocrática, com fluxo de $0,6 \text{ mL min}^{-1}$, sendo o volume de injeção das amostras de $200 \mu\text{L}$; o sistema foi gerenciado por uma estação de trabalho com “software” específico. Preparou-se soluções padrões de ácido oxálico, cítrico, málico, aconítico e fumárico a partir de 1 mmol L^{-1} , para caracterização e determinação da regressão linear para quantificação dos ácidos orgânicos na aveia preta. As análises foram realizadas no Laboratório de Matologia do Departamento de Produção Vegetal/Área Agricultura.

5.5 Análise Estatística

Os resultados foram submetidos à análise de regressão, ajustando-se as equações aos dados obtidos, a partir das doses dos resíduos, adotando-se como critério para escolha do modelo a interação através do teste F significativo a 5% e magnitude dos coeficientes de determinação. Todos os dados foram submetidos à análise de regressão através do programa Sigmaplot 8.0, e os dados de contrastes, com a aplicação do teste D.M.S. a 1% e 5%, pelo programa Sisvar 2002. Com exceção da análise de crescimento radicular de aveia, que optou-se por avaliar apenas a última dose de cada tratamento, bem como o tratamento adicional calcário e a testemunha dose zero, para essas análises foram realizadas o Teste de média LSD a 1% e 5%, pelo programa Sisvar 2002.

5.6. Regime pluviométrico

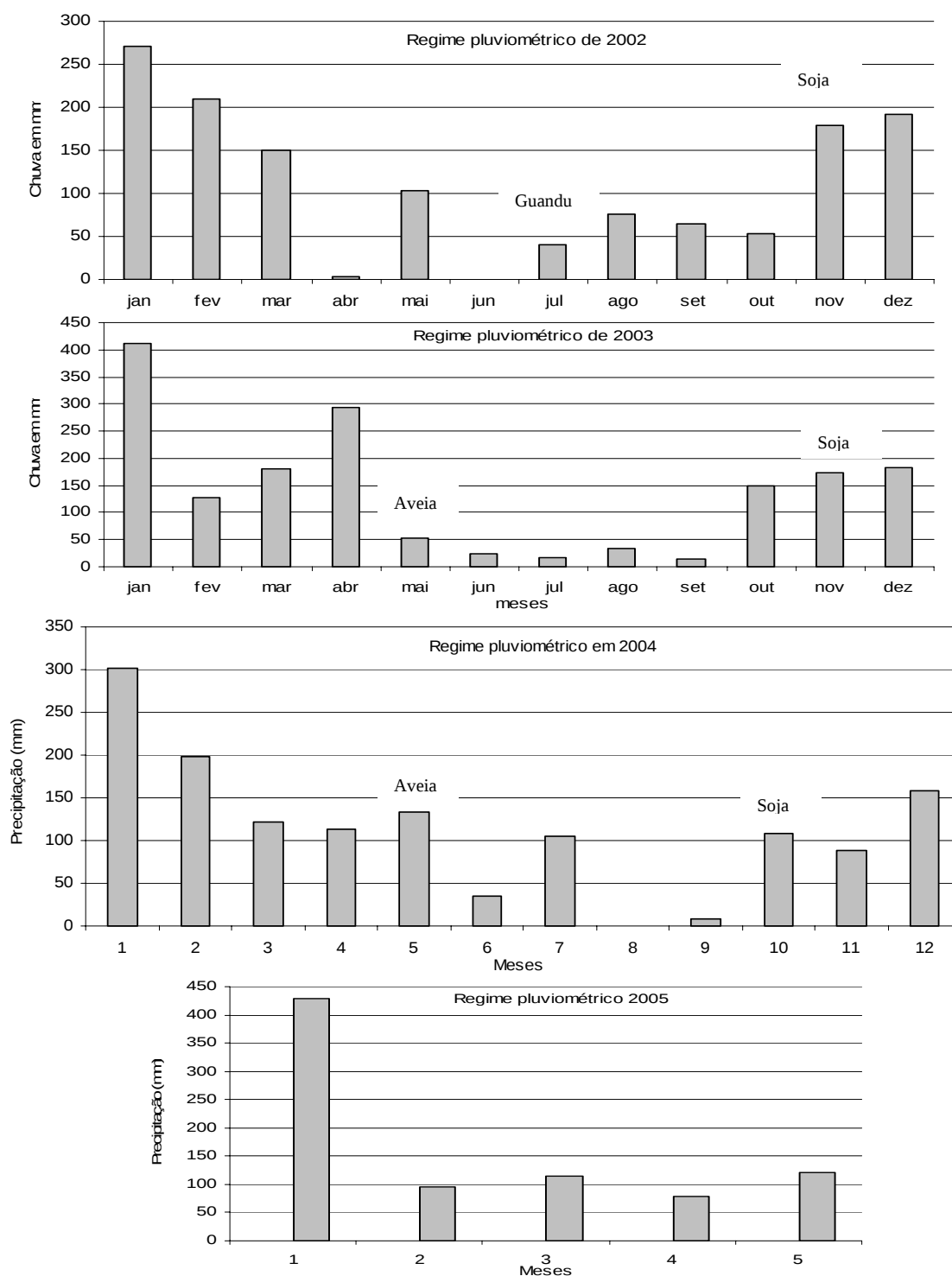


Figura 1. Regime pluviométrico dos anos de 2002, 2003, 2004 e 2005.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Reatividade (RE), Poder Neutralizante (PN) e Poder Relativo de Neutralização Total (PRNT) da Lama cal, Lodos de esgoto, Escória de aciaria e calcário.

Os resultados de Reatividade (R), Poder Neutralizante (PN) e Poder Relativo de Neutralização Total (PRNT) estão disposto na Tabela 4, na qual pode-se verificar que cada resíduo em questão, bem como o calcário, apresentou características distintas para possíveis efeitos da neutralização da acidez do solo, tornando-se assim possível a comparação, com uma mesma base, corretivos diferentes.

Tabela 4. Resultados em porcentagem de partículas retidas nas peneiras de 10, 20, 50 e Fundo e Reatividade (RE), Poder Neutralizante (PN) e Poder Relativo de Neutralização Total (PRNT).

Resíduos	*Pen 10	*Pen 20	*Pen 50	*Fundo	RE	PN	PRNT
Lcal	0,00	0,00	0,05	99,95	99,98	99,00	98,98
LSJ	2,40	14,63	40,10	42,87	69,85	93,00	65,00
E	2,20	6,15	32,53	59,10	79,80	60,00	47,88
LB	0,09	50,23	35,46	14,22	36,50	3,00	1,09
Calcário	0,00	4,20	18,80	77,00	89,12	80,00	71,29

Os resíduos Lama cal, Escória de aciaria e o Lodo de esgoto de São José dos Campos, podem ser considerados materiais alternativos ao calcário, devido aos resultados de PN e RE permitir suas atuações na neutralização da acidez do solo. Pois a eficiência de um corretivo da acidez depende de seu conteúdo em material neutralizante, de sua granulometria e da natureza de sua composição (Raij et al., 1991).

Entretanto o lodo de esgoto de Barueri não pode ser classificado como material corretivo de acidez, de atuação direta, contrariando assim vários trabalhos que obtiveram respostas de aumento de pH do solo com aplicações de doses muito alta desse tipo de lodo de esgoto, com incorporação (Mazur et al., 1983a, b; Bataglia et al., 1983; Berton et al., 1989; Oliveira, 1995; Berton et al., 1997; Silva et al., 1998; Andrade et al., 1999; Carmo et al., 2000; Melo & Marques, 2000; Corrêa, 2001 e Tsutiya et al., 2001), sendo que a justificativa de muitos desses resultados foi atribuída em razão da mineralização da matéria orgânica com posterior liberação de íons amônio devido à oxidação do N-orgânico.

De acordo com a legislação, apresentada pelo Ministério da Agricultura, no que diz respeito a granulometria, os resíduos Lama cal (Lcal), Escória de aciaria (E) e o Lodo de esgoto de São José dos Campos (LSJ) estariam aptos a serem comercializados, pois superaram os valores pré estabelecidos, viabilizando materiais que ultrapassem 95% em peneira de 2 mm (ABNT nº 10), 70% passando em peneira de 0,84 mm (ABNT nº 20) e 50% passando em peneira de 0,30 mm (ABNT nº 50). Não sendo permitido, portanto, a comercialização apenas do Lodo de esgoto de Barueri como material corretivo de acidez.

Sabendo-se que a reação dos corretivos em solos é muito afetada pela finura do material com partículas de menor tamanho reagindo mais rapidamente (Raij, 1991), é de se esperar que o resíduo Lcal tenha melhor desempenho na correção da acidez do solo seguido do calcário, E e LSJ, sendo esse comportamento denotado pela reatividade (RE), lembrando que os matérias de granulometria maiores poderão expressar maiores efeitos residuais com o passar do tempo.

No entanto, o Poder Neutralizante (PN) é tão importante como a RE, pois leva em consideração os teores de CaO e MgO em porcentagem, determinando a capacidade de neutralização da acidez do solo em razão desses teores. De posse dessa

informação, possivelmente o resíduo Lcal venha a se destacar aos demais, em razão de seu maior valor de PN, seguido do LSJ, calcário e E.

6.2 Propriedades Microbiológicas do Solo

O ajuste dos dados aos modelos matemáticos de regressões permitiu a descrição das alterações nos atributos microbiológicos do solo (Carbono Microbiano e Nitrogênio Microbiano), decorrentes da aplicação dos resíduos e do calcário (Figuras 2 e 3). De acordo com Tótola & Chaer (2002) os microrganismos constituem grande e dinâmica fonte de nutrientes para as plantas, além de atuarem em processos benéficos como estruturação do solo e sendo também indicadores de qualidade do solo, pois refletem a influência conjunta de todos os fatores que regulam a degradação da matéria orgânica e a transformação de nutrientes.

6.2.1 Carbono Microbiano

A aplicação dos resíduos, bem como a calagem, em superfície em sistema de plantio direto contribuiu de forma expressiva no crescimento da população microbiana do solo, demonstrado pelos resultados de Carbono Microbiano (Figura 2), durante os dois períodos amostrados, nas camadas de 0 – 0,05 e de 0,05 – 0,10 m. Deve-se destacar a contribuição dos resíduos nessa variável já na dose de 2 t ha⁻¹, que quando comparada à dose zero, já ofereceu melhores condições de desenvolvimento para população de microrganismos no solo.

O aumento da população de microrganismos em função do aumento das doses dos resíduos e do calcário é o maior responsável pela decomposição dos resíduos vegetais no solo, favorecendo a mineralização de nutrientes e de ácidos orgânicos de forma mais rápida e com maior constância, em razão da maior quantidade de microrganismos presentes nesses tratamentos.

É importante ressaltar a importância da matéria orgânica, afetando diretamente as características biológicas do solo, propiciando ambiente edafoclimático mais favorável aos microrganismos em razão de atuar como fonte de carbono, energia e nutrientes

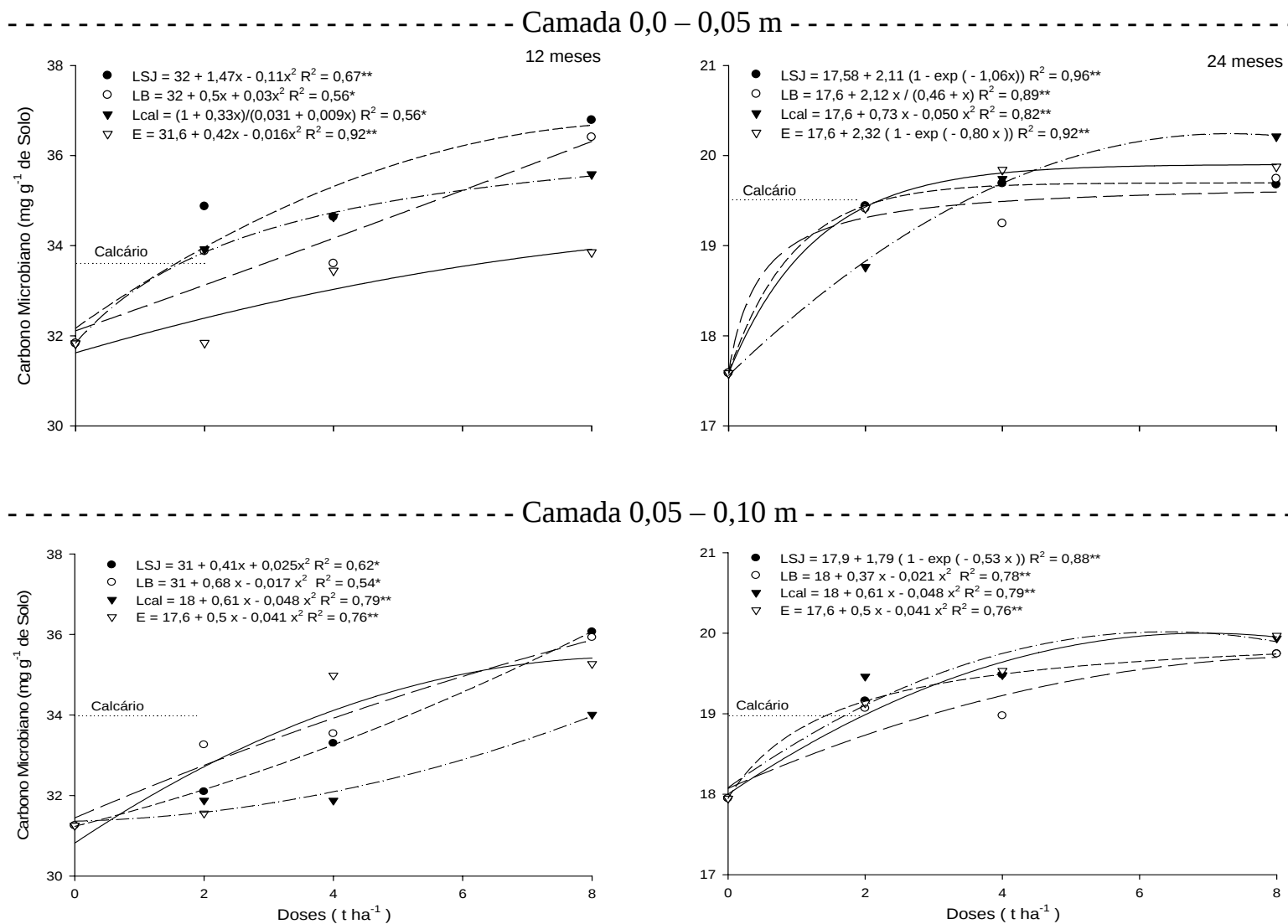


Figura 2. Carcono Microbiano em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em duas épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.

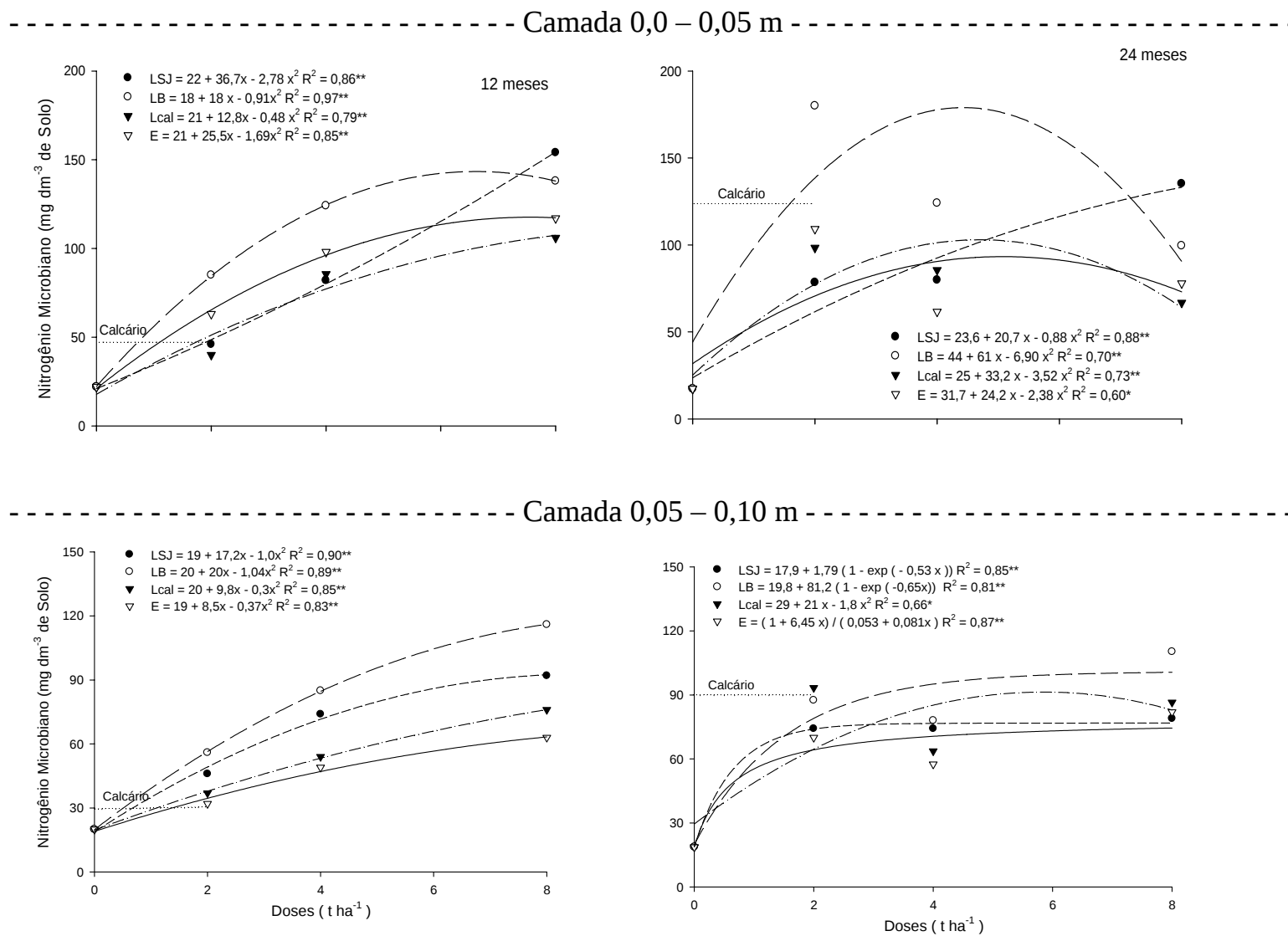


Figura 3. Nitrogênio Microbiano em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em duas épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.

para os organismos quimioheterotróficos, como para os quimiautotróficos, além de fatores indiretos como umidade, temperatura, aeração (BAYER & MIELNICZUK, 1999).

Na camada de 0 – 0,05 m, após 12 meses de reação observou-se que todos os resíduos apresentaram comportamento quadrático crescente, para a variável Carbono Microbiano. Aos 24 meses de reação os lodos de esgotos LSJ e LB, bem como o resíduo industrial E, apresentaram comportamentos crescentes, na camada de 0,0 – 0,05 m, apresentando homogeneidade na quantidade da população microbiana do solo entre as doses de 2 a 8 t ha⁻¹. Já o resíduo Lama cal (Lcal) continua apresentando resposta quadrática crescente, obtendo-se na dose de 7,3 t de Lcal ha⁻¹ o total de 20,3 mg Carbono Microbiano g⁻¹ de solo, sendo esse o tratamento mais efetivo no crescimento da população microbiana na camada de 0 – 0,05 m, após 24 meses de reação.

Uma possível explicação para o incremento do carbono microbiano no solo na camada de 0,0 – 0,05 m, apresentado pelo tratamento Lcal, é razão desse resíduo apresentar maiores valores de RE, PN e PRNT (Tabela 4), o que torna maior sua eficiência no aumento da fertilidade do solo em relação aos demais resíduos e do calcário, proporcionando assim melhor ambiente para o desenvolvimento dos microrganismos.

Notou-se que a população microbiana aos 12 meses foi maior que aos 24 meses de reação, tal fato pode ser justificado pela atuação mais expressiva desses resíduos nessas camadas, como também das melhores condições ambientais que favoreceram a maior população microbiana durante o ano de 2003 em relação a 2004, uma vez que as amostras de solo foram coletadas nos mesmos meses.

De acordo com Tótola & Chaer (2002) a mudança quantitativa da biomassa microbiana foi atribuída a diferentes sistemas de manejo que proporcionaram maior quantidade e diversidade de resíduos deixados na área de rotação, e que durante o início do desenvolvimento do solo a biomassa microbiana apresenta mudanças rápidas e, com o passar do tempo, converge para um valor de “equilíbrio”.

O tratamento adicional de calcário aplicado em superfície mostrou respostas no crescimento microbiano, na ordem de 2 unidades, sendo semelhante aos tratamentos LB, LSJ, E e Lcal, para época de 24 meses de reação. O aumento da população de organismos edáficos aumenta a ciclagem de nutrientes necessários para o crescimento da planta, além de sua atuação na manutenção das condições físico-químicas e fertilidade do solo,

sendo que o manejo como rotação de culturas interfere também na microbiota do solo (ANDRÉA & HOLLWEG, 2004).

Os resultados de Carbono Microbiano para a camada de 0,05 – 0,10 m, ajustados matematicamente, expressaram comportamento crescente em função da aplicação dos resíduos, sendo a dose de 8 t ha⁻¹ a mais eficiente nos quatro tipos de resíduos. No entanto, esses tratamentos, compostos pela maior dose, não diferiram do controle calagem, na camada de 0,05 – 0,10 m.

A presença de microrganismos é muito importante na constituição do solo, pois segundo Bangar (1985), Kucey (1989), Nahas (1991), Minhoni (1991), Tótola & Chaer (2002) os microrganismos são considerados a parte viva da matéria orgânica, sendo sua função-chave a decomposição dessa matéria, promovendo assim a solubilização de diversos nutrientes minerais, devido a liberação de ácidos orgânicos. Conseqüentemente, solos que mantêm alto conteúdo de biomassa microbiana são capazes de não somente estocar mais nutrientes, mas também de reciclá-los com maior frequência no sistema (STEMBERG, 2002).

A adição de lodo aumentou significativamente a população microbiana do solo, possivelmente em função do alto teor de matéria orgânica existente no resíduo, principalmente na camada de 0 - 0,20 m do solo (FORTES NETO et al., 1999; BETTIOL & CAMARGO, 2000). A utilização de lodo de esgoto em solos agrícolas altera o equilíbrio ecológico entre os microrganismos do solo, no entanto, a resiliência dos sistemas e as conseqüências dessas alterações não são conhecidas (LAMBAIS et al., 2000).

A grande importância do aumento do carbono microbiano no solo em função da aplicação dos resíduos e da calagem, aplicados em superfície sob plantio direto é razão dessa variável servir como indicador biológico dos níveis de matéria orgânica no solo, pois apresenta rápida ciclagem, imobilizando temporariamente C, N, P, K, Ca, Mg, S e micronutrientes que sofreram mineralização após sua morte, podendo tornar-se disponíveis as plantas.

6.2.2 Nitrogênio Microbiano

De acordo com a Figura 3 de análise do nitrogênio microbiano no solo, nota-se a fundamental importância dos microrganismos para a disponibilidade desse nutriente

no solo em função da aplicação dos resíduos, os quais apresentaram comportamento crescente, todos com respostas quadráticas, na camada de 0 – 0,05 m, em ambas as épocas.

O lodo de esgoto LSJ foi o resíduo com melhor resposta para nitrogênio microbiano após 12 meses de reação, já com 24 meses o lodo de esgoto LB foi o que apresentou o maior valor para essa variável, com 179 mg de nitrogênio microbiano dm^{-3} de solo na dose de 4,4 t ha^{-1} , podendo-se inferir que o LB favorece a população microbiana para o fornecimento de N no solo entre os valores de 2 a 4,5 t ha^{-1} . Já para a camada de 0,05 – 0,10 m o resíduo LB mostrou-se como o mais responsivo no aumento de nitrogênio microbiano em ambas as épocas de reação.

O nitrogênio microbiano do solo, na camada de 0 – 0,05 m, foi favorecido pela aplicação de todos resíduos, com respostas crescentes até a dose de 8 t ha^{-1} na época após 12 meses. Sofrendo incremento menos ociosos após 24 meses de reação, obtendo-se os maiores valores nas doses de 4,7 t ha^{-1} para Lcal e de 5,1 t ha^{-1} para E, e aumentando os níveis dessa variável até 8 t ha^{-1} para LSJ. As respostas de nitrogênio microbiano do tratamento adicional calcário foi a segunda mais eficiente entre os tratamentos, após 24 meses de reação, apresentando menor valor apenas para LB na dose 2 t ha^{-1} . Esse fato demonstra que para maior eficiência da calagem no aumento do nitrogênio microbiano foram necessários valores próximos a 24 meses de reação.

A camada de 0,05 – 0,10 m não mostrou a mesma eficiência para o nitrogênio microbiano quando comparada a superficial, após 24 meses de reação. Denotando assim a importância de se ter a matéria prima, para o fornecimento de nitrogênio, que são os resíduos vegetais depositados em sua superfície, bem como a aplicação dos resíduos industriais e urbanos que também foram aplicados superficialmente, favorecendo a atividade microbiana na disponibilidade de nitrogênio já na primeira camada.

Entretanto os resultados de nitrogênio microbiano na camada de 0,05 – 0,10 m, proporcionado pelos tratamentos com resíduos e com a calagem, podem ser considerados de grande importância na atividade microbiana. Se os resultados dos tratamentos forem comparados com a testemunha (dose zero) pode ocorrer acréscimo de 60 mg de nitrogênio microbiano dm^{-3} de solo em média; para essa segunda camada, possibilitando, portanto, melhor disponibilidade desse nutriente na profundidade de até 0,10 m.

Todos os resíduos apresentaram comportamento semelhantes, em ambas as épocas, no entanto na segunda época de amostragem há maior homogeneidade dos valores de nitrogênio microbiano já na dose de 2 t ha^{-1} , sendo pouco efetivo o aumento das doses dos resíduos para essa variável nessa camada. Fato que demonstra a efetividade da primeira dose na contribuição da atividade microbiana na disponibilidade de nitrogênio na camada de 0,05 – 0,10 m, permitindo inferir que os microrganismos decompositores de nitrogênio possam estar atingindo certo equilíbrio populacional, nessa camada.

O calcário mostrou-se eficiente no aumento da atividade microbiana para o nitrogênio microbiano, principalmente, em comparação à testemunha, e sua eficiência foi ainda maior após 24 meses de reação, sendo inferior apenas, ao tratamento LB na dose 2 até $4,5 \text{ t ha}^{-1}$, para camada de 0 – 0,05 m e menor que a dose de 8 t ha^{-1} , desse mesmo lodo de esgoto, na camada de 0,05 – 0,10 m.

Essa maior contribuição na disponibilidade de nitrogênio no solo em razão da atividade microbiana, conferida pela aplicação dos resíduos, bem como do calcário, já seria um dos principais motivos para a melhor nutrição e desenvolvimento das plantas de aveia e soja, bem como o favorecimento da fertilidade do solo. Uma vez que é a partir dos microrganismos que se inicia a contribuição para melhor performance das propriedades química e física do solo.

Esses resultados de nitrogênio microbiano, para lodo de esgoto corroboram os encontrados por Andrade & Mattiazzi (1999) que justificam esse aumento em razão do lodo de esgoto ser um material essencialmente orgânico e a formação de amônia ocorre paulatinamente à medida que o material orgânico vai sendo mineralizado.

Rosolem et al. (2003a) relataram que o N orgânico foi aumentado com as doses de N, mostrando que boa parte do fertilizante aplicado foi imobilizada, não ficando imediatamente disponível às plantas, ficando menos sujeito a perdas por lixiviação, desnitrificação ou volatilização. Demonstraram ainda que o calcário, seja incorporado, ou aplicado na superfície, aumenta a imobilização do N na massa microbiana.

Malhi et al. (2001) demonstraram que o N aplicado em cobertura, sem incorporação, é sujeito à imobilização. Isso é verdadeiro na presença de grandes quantidades de resíduo com alta relação C:N, a qual aumenta a incorporação do N na biomassa microbiana. Essas explicações podem ser atribuídas aos resultados obtidos por esse trabalho, onde a

aplicação dos resíduos e do calcário, contribuem no incremento do nitrogênio microbiano, principalmente em razão da alta relação C:N encontrada na cultura da aveia preta, além da existência da relação simbiótica da soja na fixação biológica de nitrogênio (FBN), fato que explica também, o aumento dos valores de nitrogênio microbiano no solo.

Muitos trabalhos de produtividade de soja envolvendo diferentes espécies vegetais de cobertura, atribuem a diferença estatística entre os tratamentos ao acúmulo de resíduos vegetais sobre a superfície do solo, sendo sua decomposição diferenciada em função do clima de cada local, o qual condiciona o maior ou menor crescimento da população microbiana do solo responsável pela permanência dessa palhada na superfície em sistema de plantio direto (GONÇALVES & CERETTA, 1999).

6.3 Propriedades Químicas do solo

Após 27 meses de reação dos resíduos e calcário aplicados em superfície sob plantio direto, ainda verifica-se diferença significativa na interação entre os fatores para propriedade química do solo nas quatro camadas estudadas, com exceção para o potássio, o qual apresentou pequenas diferenças entre resíduos e o calcário nas duas camadas superficiais.

O não efeito significativo dos teores de K no solo, são devidos a este elemento apresentar alta mobilidade no solo, através do processo de transporte ser, preferencialmente, por fluxo de massa e difusão alcançando até 96% do total absorvido pelas raízes das plantas (OLIVEIRA et al., 2004) e por estar relacionado aos altos teores de Ca e Mg, o que possibilitou ainda mais sua lixiviação ao longo do perfil. Estes resultados corroboram os de Carvalho-Pupatto et al., (2004) para escória de aciaria e por Oliveira et al. (2002) e Nascimento et al. (2004) para lodos de esgoto.

6.3.1 pH do solo

Os ajustes dos dados aos modelos de regressões lineares e quadráticos permitiram a descrição das alterações para pH em CaCl_2 , considerando diferentes

profundidades do solo individualmente, após 3, 18 e 27 meses de reação dos resíduos e do calcário aplicados sobre a superfície do solo em sistema plantio direto (Figura 4 e 5).

O único resíduo que não apresentou variação de pH em função do aumento das doses foi o LB, com exceção para a época 1 (Figura 4 e 5), não sendo considerado assim material eficiente para a correção da acidez do solo ao longo do tempo.

Para os demais resíduos (LSJ, Lcal e E) o aumento de pH continua sendo observado em função do aumento das doses, sendo a dose de 8 t ha⁻¹ a mais eficiente nas quatro camadas de solo estudadas para estes três resíduos, praticamente em todas as épocas amostradas. Estes resultados corroboram os encontrados por Melo & Marques (2000), Tsutiya et al. (2001), Melo et al. (2001) e Oliveira et al. (2002) trabalhando com lodo de esgoto, visto que, no processo de tratamento do lodo são adicionados cal virgem, objetivando a eliminação de patógenos, estabilização de resíduos e redução do teor de umidade.

A outra característica atribuída na redução da acidificação do solo é a formação de íons amônio devido à oxidação do N-orgânico, para os lodos de esgoto que recebem polieletrólitos, para estabilização de resíduos e redução do teor de umidade (BERTON et al., 1989).

Os resíduos LSJ, E e Lcal podem ser usados como materiais alternativos ao calcário, uma vez que favoreceram a neutralização da acidez do solo (Figuras 4 e 5), após 3 meses de reação, por possuírem em sua composição CaO, CaOH, SiCO₃ e NaOH, resultando assim produtos de reação de neutralização mais solúveis e com maior mobilidade que os provenientes do calcário (CaCO₃ e MgCO₃) os quais ficaram restrito às camadas mais superficiais do solo. A dissolução do calcário pode ocorrer em 90 dias, quando aplicados na superfície em sistema plantio direto, com base nos valores de Ca²⁺ e Mg²⁺ na saturação do solo (AMARAL & ANGHINONI, 2001).

Para que ocorra a neutralização em subsolo há necessidade que haja disposição de ânions resultantes da dissolução dos resíduos e calcário, na solução do solo, permitindo lixiviação ou percolação desses, os quais são responsáveis pela neutralização da acidez. No entanto, esta ação é dificultada justamente pelo aumento de retenção de cátions decorrente da geração de cargas elétricas variáveis negativas com a elevação do pH e estes mesmos ânions também podem ser consumidos por outros cátions como: Al³⁺, Mn²⁺, Fe²⁺ (CAÍRES et al., 2004).

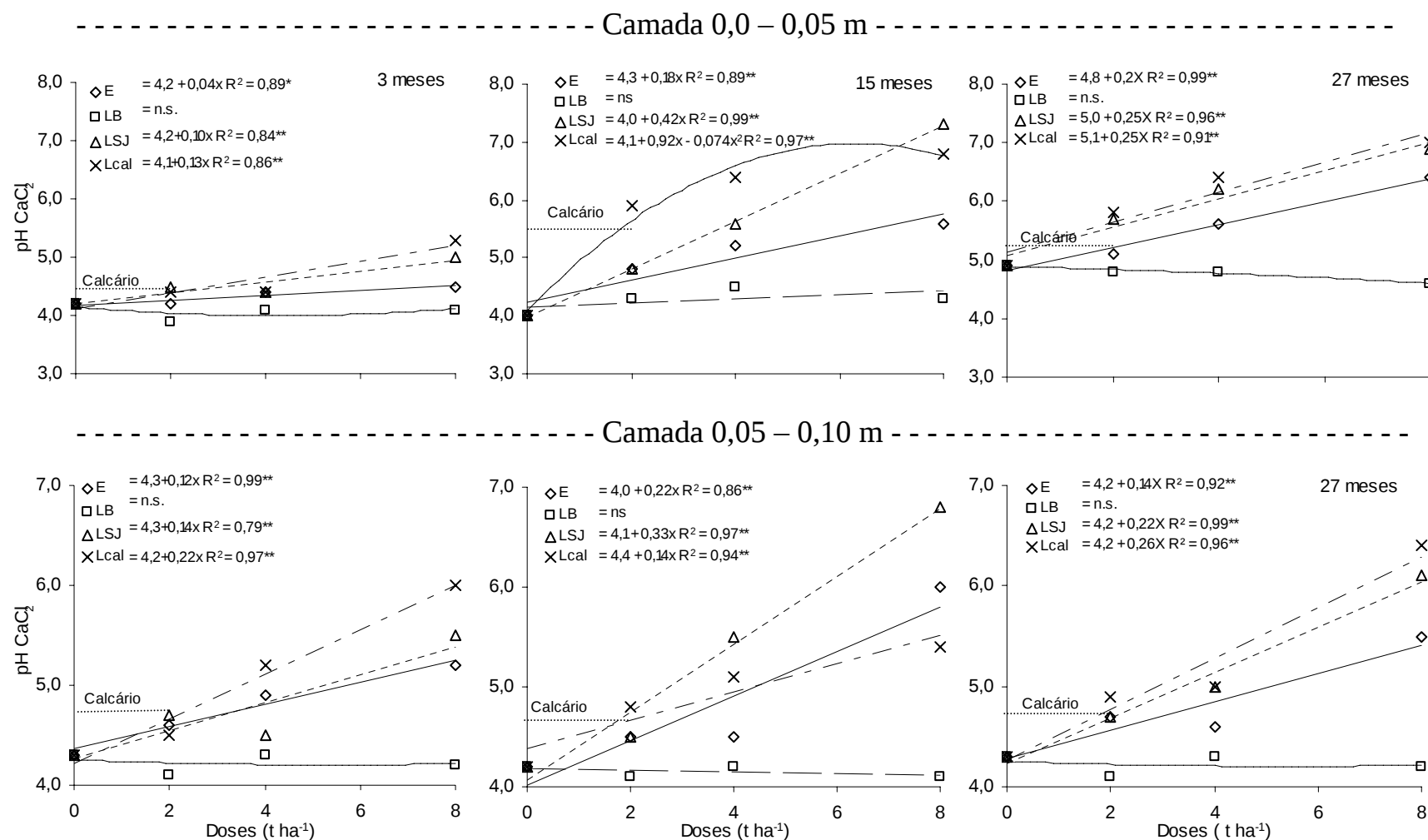


Figura 4. Valores de pH em CaCl_2 em função da aplicação de resíduos industriais, urbanos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.

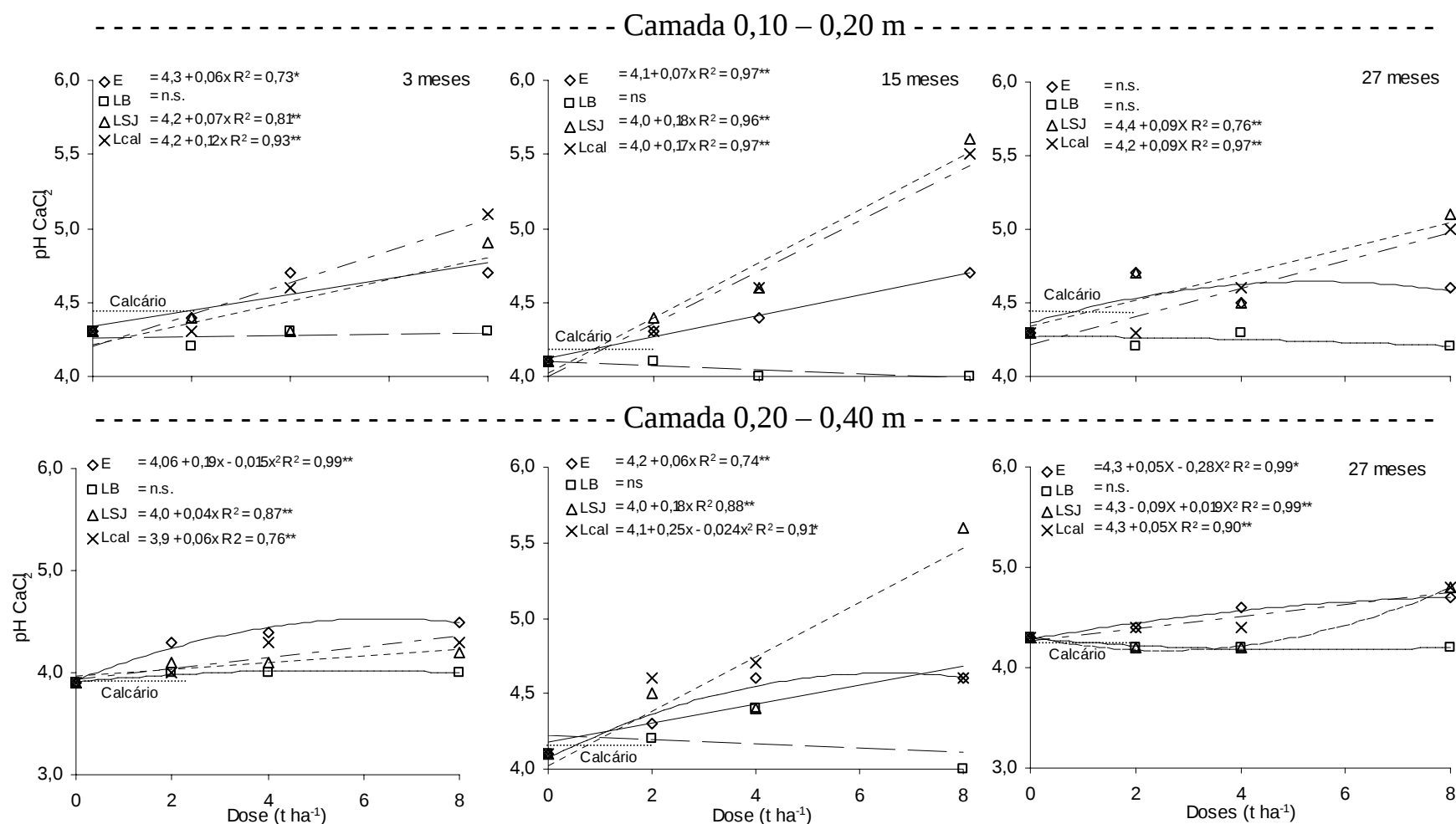


Figura 5. Valores de pH em $CaCl_2$ em função da aplicação de resíduos industriais, urbanos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.

Devido às cargas negativas da matéria orgânica serem dependentes de pH, com o seu aumento as partículas se expandem e se repelem eletrostaticamente, fazendo com que as forças de atração se tornem mais fracas, promovendo assim uma dissociação dos grupos carboxílicos (COOH) e fenólicos (OH) gerando cargas negativas, o que explica a solubilidade de ácidos fúlvicos em diferentes valores de pH, uma vez que sua solvatação é facilitada (BAYER & MIELNICZUK, 1999). Isto permitiria o maior aproveitamento de cátions retidos a esses colóides ou às partículas ácidas de baixo peso molecular nas camadas superficiais, permitindo o possível caminhar dos produtos de dissolução de neutralização da acidez em profundidades maiores no perfil do solo, uma vez que encontram-se presentes na solução do solo.

Estudos com escória têm demonstrado o efeito da ação deste corretivo da acidez em grandes profundidades (PRADO & FERNANDES, 2000 e 2003, e CARVALHO-PUPATTO et al., 2003 e 2004), uma vez que fontes de silicato apresentam solubilidade seis a sete vezes superior ao calcário, o que facilita a mobilidade no solo (ALCARDE, 1992).

A aplicação de calagem superficial favoreceu o aumento de pH em subsuperfície, e após 27 meses de reação, com quantidade estipulada para elevar a saturação por bases a 70% (2 t ha^{-1}) mostra que a frente alcalinizante se encontra na camada de 0,10 – 0,20 m, demonstrado pelo ligeiro aumento na neutralização da acidez em relação à dose zero, pois enquanto houver cátions ácidos a reação de neutralização da acidez fica restrita a esta camada (RHEINHEIMER et al., 2000).

Estes resultados vêm a confirmar a mobilização dos produtos de reação dos resíduos e do calcário nas camadas mais profundas do solo após 27 meses de reação, corroborando os resultados de Oliveira & Pavan (1996), Caires et al. (1998; 2000), Costa (2000), Mello et al. (2003), Lima (2004), Ciotta et al. (2004), Soratto (2005) e Fidalski & Tormena (2005) em trabalhos com calagem em superfície.

Os resultados de pH em função da aplicação de resíduos e calcário sobre a superfície do solo alcançaram respostas de até 0,40 m de profundidade para Lcal, LSJ e E tempo de reação de 15 meses de reação e, 0,20 m de profundidade para o calcário após 27 meses da aplicação. Pode-se notar que o efeito de neutralização da acidez do solo aumentou em profundidade em razão do tempo de reação, sendo que para o calcário esses resultados aos três meses se encontrava na primeira camada e após 15 meses ficou restrita a camada de 0,05 – 0,10 m e atualmente se encontra na camada subsequente.

No entanto esses resultados são discordantes alguns trabalhos, nos quais a neutralização da acidez se restringiu apenas às camadas superficiais de 0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m (PÖTTERKER & BEN, 1998; BEN et al., 1998; RHEINHEIMER et al., 2000; MOREIRA et al., 2001; PETRERE & ANGHIONI, 2001; CAÍRES et al., 2003) com tempo de reação do calcário em subsuperfície menores que 27 meses.

A reação dos resíduos e do calcário é função das características intrínsecas do produto, em especial do PN, RE e PRNT (Tabela 4), do modo e tempo de aplicação e de condições de umidade no solo, favoráveis à sua dissolução, além das condições do solo, manejo da adubação, sistema de rotação de cultura e resíduos vegetais (COSTA, 2000; MIYAZAWA et al., 2002), levando-se em consideração principalmente o volume de precipitação, disponibilizando umidade do solo satisfatória, durante a aplicação do corretivo (SORATTO, 2005). Tomando como princípio de que todas essas variáveis foram satisfeitas, pode-se observar rápida correção da acidez do solo em subsuperfície pela aplicação dos resíduos Lcal, LSJ e E, principalmente na dose de 8 t ha⁻¹.

O deslocamento dos produtos de reação para neutralização da acidez do solo, de acordo com a frente alcalinizante nas camadas do solo pode ser atribuída à melhoria de propriedades físicas, através de canais formados por raízes mortas, planos de fraqueza do solo e macrocanais biológicos (OLIVEIRA & PAVAN, 1996; RHEINHEIMER et al., 2000; PETRERE & ANGHIONI, 2001; AMARAL et al., 2004a).

A segunda hipótese para o deslocamento dos produtos de reação dos resíduos e do calcário para aumento de pH em subsuperfície está relacionada às propriedades químicas do solo. Pois com ao aumento de pH na superfície do solo (zona de dissolução) foram consumidos os cátions ácidos, atingindo-se valores de 5,2 a 5,6 (RHEINHEIMER et al., 2000) acelerando assim a velocidade dos íons HCO₃⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ e compostos orgânicos hidrossolúveis de baixo peso molecular providos de radicais COOH. Todas estas formas podem estar acompanhadas de Ca e Mg e possuem a capacidade de se movimentar para a próxima camada ácida e reagir novamente com os cátions ácidos, em especial o Al³⁺, que toma o lugar do Ca e Mg em razão de sua maior força eletrostática, iniciando o processo de neutralização da acidez em profundidades maiores (COSTA et al., 2000; FRANCHINI et al., 2001; MIYAZAWA et al., 2002; FRANCHINI et al., 2003; LIMA, 2004; FIDALSKI & TORMENA, 2005, SORATTO, 2005).

A hipótese química pode justificar também a neutralização da acidez no subsolo pela aplicação superficial dos resíduos Lcal, LSJ, E e calagem no sistema de plantio direto. A evolução da correção da acidez do solo é contínua, permitindo que camadas

mais profundas possam ser corrigidas em razão da alcalinização destes horizontes com o passar do tempo (FIDALSKI & TORMENA, 2005), sendo também justificado pelo tempo de cultivo sob plantio direto, o qual promove a distribuição homogênea de Ca e Mg, pH e V% ao perfil do solo (MOREIRA et al., 2001).

No entanto, os produtos de reação de neutralização não tem efeito rápido na redução da acidez do subsolo, que depende da lixiviação de sais através do perfil do solo (Costa, 2000), os avanços de correção da acidez do solo só ocorrem após a neutralização da camada de aplicação ou da alcançada pela migração (RHEINHEIMER et al., 2000).

As camadas 0,10 – 0,20 m e 0,20-0,40 m, possuem valores menores de pH em razão destas já estarem talvez recebendo novas concentrações de Al^{3+} de camadas mais profundas abaixo de 0,40 m, devido a ciclagem desse nutriente pelo transporte por difusão, aumentando assim a acidez ativa do solo e, como também pela maior liberação de H^+ pelas raízes através de mecanismos como antiporte para absorção de nutrientes (TAIZ & ZEIGER, 2004), aumentando assim a acidez potencial.

6.3.2 Saturação por bases (V%)

O aumento nos valores de saturação por bases em função da aplicação dos resíduos e do calcário, foram descritos matematicamente nas quatro camadas pelas equações de primeiro e segundo grau, demonstrado pela interação entre os fatores Doses X Resíduos (Figura 6 e 7).

Os resultados de saturação por bases seguem o mesmo comportamento dos valores ao pH, após 27 meses de reação (Figuras 4 e 5). Este efeito semelhante entre as variáveis é respaldado por Fidalski e Tormena (2005) demonstrando que após correção da acidez potencial na camada superficial ou nas camadas mais profundas, verifica-se a máxima alteração no valor de saturação por bases, independente do ano.

A saturação por bases está intimamente ligada ao pH, a justificativa para tal fato é de que solos intemperizados, onde predominam minerais 1:1 e sesquióxidos de ferro e alumínio (gibsite e gohetita), as cargas negativas do solo são em grande parte dependentes de pH, e com seu aumento há maior disponibilidade de adsorção de Ca, Mg e K aos colóides de argila, principalmente, orgânicos fazendo com que os valores de V% aumentem consecutivamente (RAIJ, 1991; QUAGGIO 2000).

Os resíduos que apresentaram maiores valores de saturação por bases foram o lodo de esgoto centrifugado de São José dos Campos (LSJ), Lama cal (Lcal) e a escória de aciaria (E), de acordo com a época de reação e da profundidade (Figura 6 e 7),

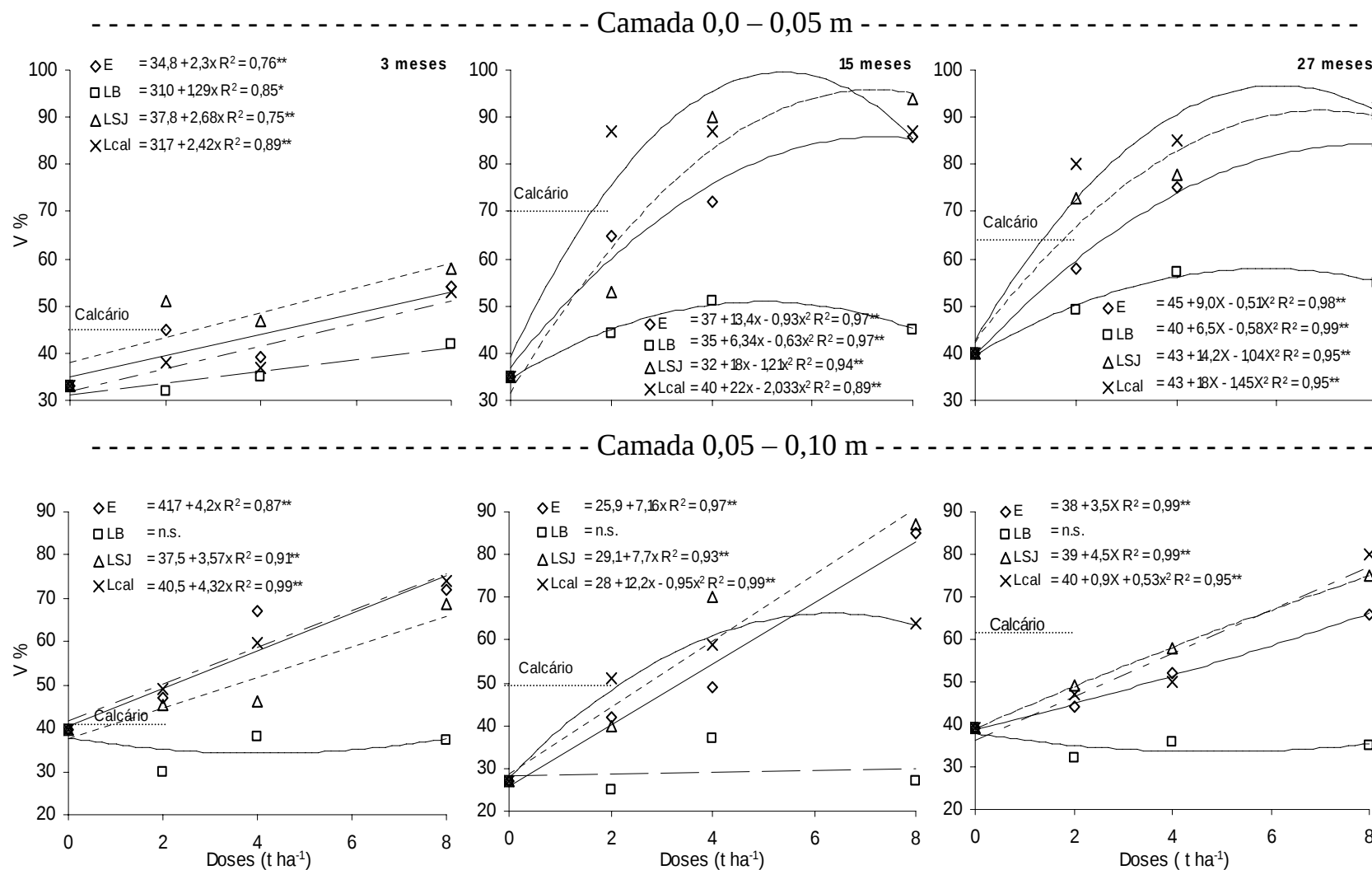


Figura 6. Valores de Saturação por Bases em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.

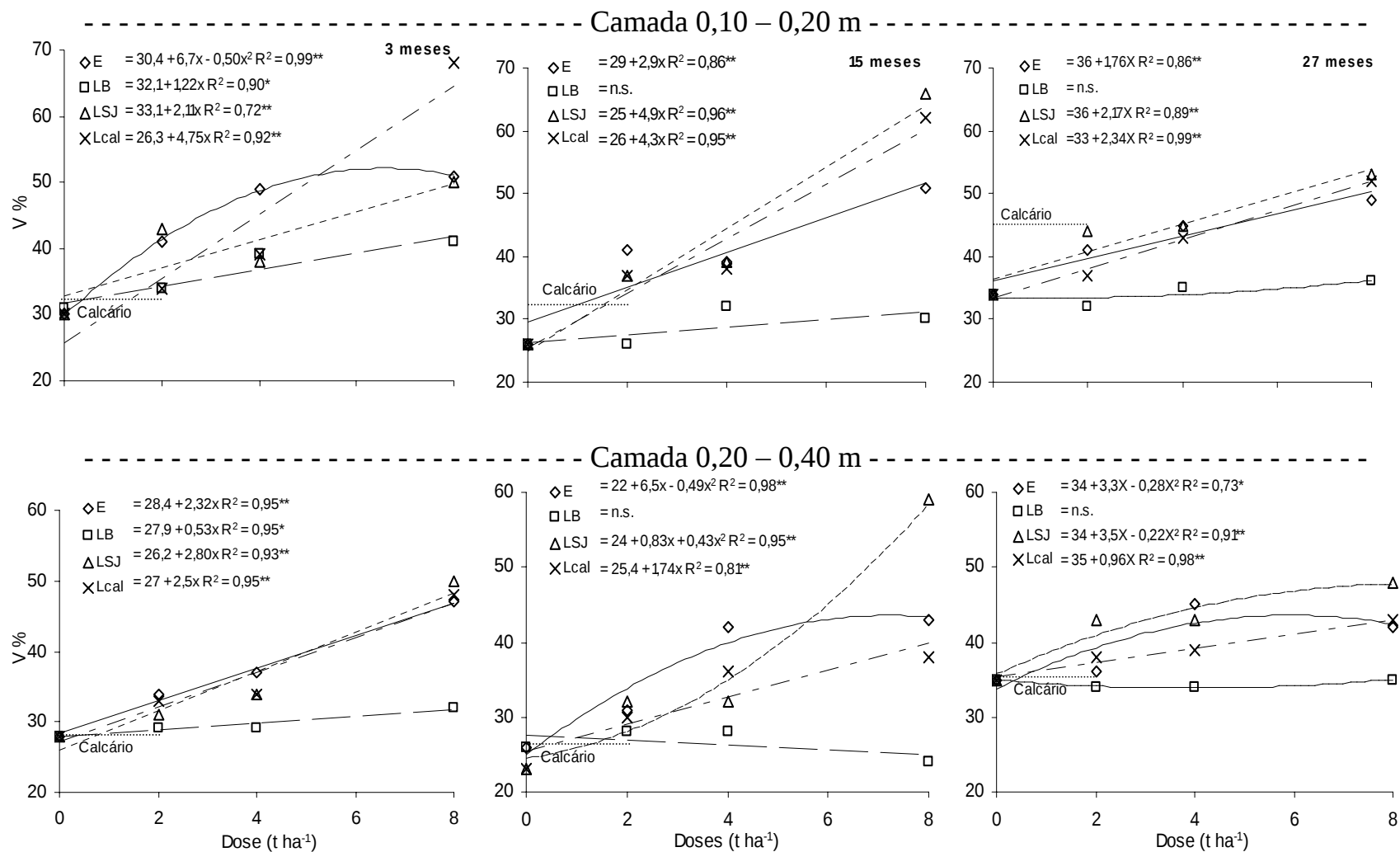


Figura 7. Valores de Saturação por Bases em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.

sendo que esses resíduos proporcionaram valores adequados para as culturas implantadas entre os anos de 2002 a 2005 no sistema de plantio direto, podendo esses ser usados em substituição ao calcário.

Na cama superficial de 0 – 0,05 m, após 27 meses de reação, continua havendo resposta de até 99% de saturação por bases em razão da dose de 6,2 t Lcal ha⁻¹, já na camada de 0,05 – 0,10 m o resíduo Lcal apresentou o melhor resultado de V% na dose 8 t de Lcal ha⁻¹ e o resíduo LSJ apresentou os maiores valores de saturação por bases na última dose de 8 t ha⁻¹ nas camadas de 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m (Figuras 6 e 7).

Esses três resíduos também apresentam ação corretiva da neutralização do solo, podendo ser aplicados em superfície, o que reduz os gastos com as operações de aração e gradagem, além de manter as propriedades físicas do solo, como agregação e melhor retenção de água, entre outros proporcionando assim maior crescimento radicular e conseqüentemente maior desenvolvimento vegetal.

Os efeitos de reação mais importantes da saturação por bases em função da aplicação dos resíduos e do calcário, são justificados pela profundidade de 0,40 m e são decorrência do caminhamento do Ca, Mg, produtos da reação da neutralização da acidez dos resíduos Lcal, LSJ e E, e do calcário (HCO₃⁻ OH⁻) até a profundidade de 0,40 m para os resíduos Lcal, LSJ e E e de 0,20 m para calcário, ambos com 27 meses de reação. Permitindo com isso maior exploração radicular para absorção de água, principalmente.

A mobilidade desses cátions e produtos da reação de neutralização ao longo do perfil do solo está relacionada também à decomposição dos resíduos, principalmente, da aveia preta cultivada por dois ciclos na área, que formariam complexos orgânicos hidrossolúveis (ácidos orgânicos de baixo peso molecular) aumentando a dissolução dos corretivos de acidez e sua mobilidade no perfil (CASSIOLATO et al., 2000; FRANCHINI et al., 2001; MEDA et al., 2001; MOREIRA et al., 2001; MIYAZAWA et al., 2002; FRANCHINI et al., 2003; CIOTTA et al., 2004), mecanismo este descrito por Frachini et al., (1999).

No entanto Amaral et al. (2004a) e Moraes (2005) não constataram nenhum ou muito pouco ácido orgânico de baixo peso molecular na solução percoladora, bem como na solução do solo, não apresentando assim repostas na correção da acidez em profundidade. Dessa forma a ação dos complexos hidrossolúveis provenientes dos resíduos

vegetais fica restrita a profundidade de 0,02 m. Esses resultados foram obtidos sob ambiente controlados que não levam em consideração precipitação natural, ação microbiológica e propriedades físicas que existem em condições naturais sob plantio direto.

Os resultados de saturação por bases encontrados nos tratamentos são consequência também da época de amostragem do solo após vários períodos de boas precipitações, sendo que não houve limitação de água no solo para a dissolução das partículas dos resíduos e do calcário no período que antecedeu a amostragem, cuja precipitação soma mais de 3000 mm no período de 27 meses de reação. O acúmulo correspondente aos três primeiros meses de reação após aplicação superficial no ano de 2002 foi de 350 mm de água; esta quantidade já teria sido suficiente para a dissolução de boa quantidade dos resíduos e do calcário e percolação dos produtos de sua reação até as camadas de 0,20 m para os resíduos e de 0,10 m para o calcário. Estes resultados corroboram com os encontrados por Anghioni (2001) que constataram a dissolução do calcário em 90 dias e de Fidalski & Tormena (2005). Reforçando esta hipótese Amaral et al. (2004a) constataram que a influência da precipitação e da dissolução do calcário distribuído na superfície do solo pode ser transportado através da água da chuva, sendo também um mecanismo importante no sistema de plantio direto, uma vez que Meda et al. (2002) não constatou a mobilidade dos corretivos da acidez do solo e de Ca e Mg, ficando seus resultados restritos a camada de 0,05 m, trabalhando em colunas e molhamento artificial.

As equações lineares, até a profundidade de 0,20 m indicam a continuidade da elevação dos valores de saturação por bases, no tempo e espaço, de acordo com a aplicação dos resíduos e do calcário, pois esta variável incorpora todos os efeitos do pH, H^+ , Al, Ca^{2+} e Mg^{2+} , até a profundidade de 0,40 m, acusando assim o estabelecimento de uma frente de alcalinização nesta camada. Estes resultados concordam com os encontrados por Rheinheimer et al. (2000) e Fidalski e Tormena (2005).

A diminuição de declividade das equações ajustadas, de acordo com o coeficiente angular, a partir da camada de 0 – 0,05 m, para saturação de bases, na maior parte das equações, nas três épocas amostradas, demonstrando que a aplicação dos resíduos em superfície, apresenta seus melhores resultados na superfície, os quais estão sendo transmitidos às camadas subjacentes em razão do estabelecimento de sua frente alcalinizante.

6.3.3 Matéria Orgânica

A matéria orgânica apresentou resultados distintos ao longo dos anos (Figura 8 e 9). Aos 3 meses de reação só houve efeito na superfície, como era de se esperar, em razão dos resíduos serem aplicados sobre ela, após um ano de reação, suas respostas alcançaram a profundidade de 0,40 m, justificadas pelo maior desenvolvimento radicular e da parte aérea das culturas de aveia e soja durante os anos de 2002 a setembro de 2003. Essa mesma resposta crescente de matéria orgânica permaneceu e ainda aumentou seus teores no solo no ano seguinte, permitindo dizer que grande contribuição desse aumento é proveniente do sistema plantio direto, justificado pela testemunha dose zero.

O aumento do teor de matéria orgânica no solo pelos tratamentos com os lodos de esgoto LB e LSJ, é razão de suas composições, constituídos de 50 e 26% de matéria orgânica na massa de matéria seca do resíduo, respectivamente (Tabela 1). Além do natural acúmulo de matéria orgânica proporcionado pelo sistema de plantio direto, onde foi instalado dois cultivos de aveia preta e dois de soja desde novembro de 2002 até outubro de 2004.

Na aplicação dos resíduos e do calcário, no final do experimento com 27 meses de reação, verificou-se ainda aumento nos teores de matéria orgânica até a profundidade de 0,10 m, e efeito significativo na camada de 0,10 – 0,20 m apenas no lodo de esgoto LB, já na camada de 0,20 – 0,40 m os resíduos E e LSJ voltaram a mostrar efeito significativo, bem como o LB.

Vários trabalhos observaram expressivos aumentos nos teores de matéria orgânica no solo em razão da aplicação de lodo de esgoto (NASCIMENTO et al., 2004; MARCIANO et al., 2001; BARBOSA et al., 2004). De acordo com Santos et al. (1999) é possível aumentar o teor de matéria orgânica, através da adição de carbono pela síntese de compostos orgânicos no processo fotossintético ou adição de resíduos, pois o solo comporta-se como um sistema aberto trocando matéria e energia com o meio, sendo o manejo o principal fator para o benefício ou prejuízo.

O ajuste matemático das regressões polinomiais demonstrou em todas as profundidades o benefício da aplicação de resíduos bem como da calagem aplicados em

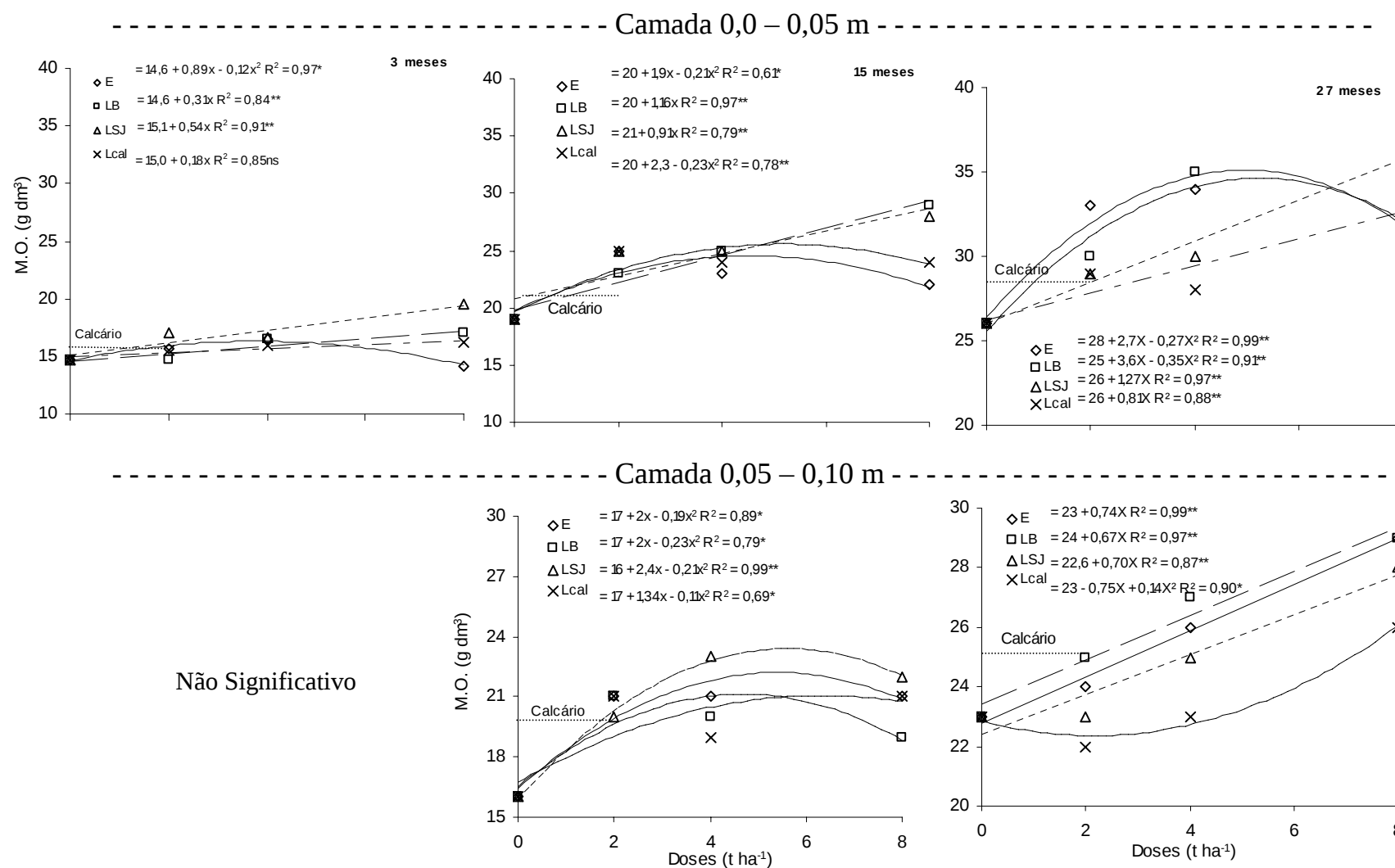


Figura 8. Valores de Matéria Orgânica em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.

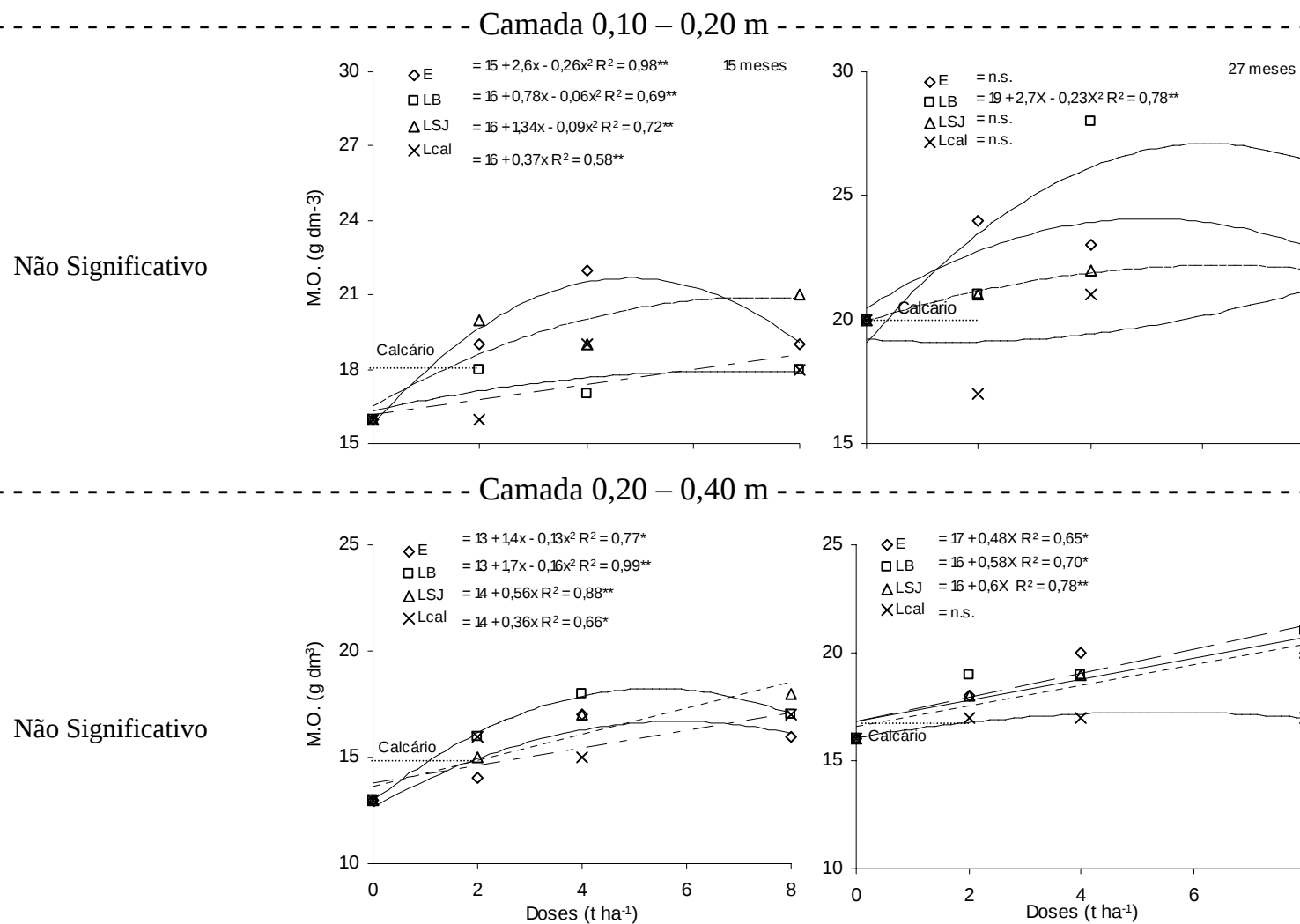


Figura 9. Valores de Matéria Orgânica em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.

superfície sob plantio direto, no aumento do teor de matéria orgânica (Figura 8 e 9), com destaque para as camadas mais superficiais de 0 – 0,05 m que obteve aumento de 10 g M.O. dm^{-3} , na aplicação de 8 t ha^{-1} do lodo de esgoto LSJ e aumento de 5 g dm^{-3} para a camada de 0,05 – 0,10 m para a dose de 8 t ha^{-1} para LSJ e E, após 27 meses de reação.

Vale destacar o efeito da aplicação de calcário em superfície (2 t ha^{-1}), até a profundidade de 0,10 m proporcionando aumento no teor de matéria orgânica de 3 g dm^{-3} comparado a dose zero. A manutenção ou o aumento no teor de matéria orgânica no solo é de fundamental importância, pois na maioria dos solos tropicais este atributo contribui com até 80 % da CTC do solo, decorrentes dos radicais carboxílicos na fração húmica, contribuindo de forma significativa na retenção de nutrientes e diminuição de sua lixiviação (SANTOS et al., 1999).

A contribuição dos resíduos veio aumentando o teor de matéria orgânica no solo com o passar do tempo, sendo que com três meses de reação foi encontrado efeito significativo apenas na camada superficial, em função do aumento das doses dos resíduos e, após 27 meses de reação, todos os tratamentos proporcionaram aumento no teor de matéria orgânica no solo seja de forma direta (LB e LSJ) ou indireta (LB, LSJ, Lcal e E) em razão das culturas implantadas terem sido favorecidas por esses tratamentos, sendo a aveia nos anos de 2003 e 2004 e soja em 2002/2003, 2003/2004 e 2004/2005, proporcionando com isso maiores acúmulos de matéria orgânica com o passar do tempo, não só na superfície, mas também ao longo do perfil do solo.

De acordo com Gonçalves & Ceretta (1999) a utilização de espécies de cobertura adequadas, manejadas corretamente, produz um sistema estável levando a acúmulo de carbono orgânico, a qual é função da quantidade de massa de matéria seca produzida, principalmente nas camadas superficiais.

A matéria orgânica apresenta estabilidade física a qual é função das condições do clima e do material de origem do solo, principalmente em solos tropicais onde há predomínio dos minerais 1:1 e sesquióxidos elevando a superfície específica e os grupos funcionais dispostos na superfície, e conferindo maior estabilidade da matéria orgânica principalmente na superfície. Em plantio direto pode alcançar valores de 1,8 t de C $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$,

o que evidencia a importância do manejo na redução de liberação de CO₂ pela agricultura (SANTOS et al., 1999).

6.3.4 Fósforo

Houve interação para o teor de fósforo extraído por resina em todas as camadas estudadas, sendo que a aplicação dos resíduos e o calcário proporcionou elevação nos teores de fósforo ao longo do perfil do solo (Figuras 10 e 11), com exceção para a lama cal, aos 15 meses na camada de 0 – 0,05 m e na profundidade de 0,40 m após 27 meses de reação. Este aumento do fósforo no solo, em todas as camadas pode ser atribuído às aplicações dos resíduos, em especial os lodos de esgoto LB e LSJ e a escória de aciaria que apresentam em sua composição 2,0, 4,9 e 1,4% da massa de matéria seca (Tabela 1).

Outra provável explicação para o aumento do teor de fósforo no solo é devido a adubação fosfatada na cultura da soja, na qual foi acrescentada 140 kg de P₂O₅, ha⁻¹ anualmente durante os anos de 2002, 2003 e 2004, fato que contribui bastante para o incremento de 13 unidades na superfície do solo, passando de 6 para 19 mg dm⁻³, tomando como referência a testemunha (dose zero).

Os coeficientes angulares das equações lineares e quadráticas se reduzem a partir da camada superficial (Figuras 10 e 11), indicando assim que a camada de 0 – 0,05 m é a que apresentou o maior teor de fósforo no perfil do solo. Justificados pela aplicação dos resíduos e do calcário ser sobre a superfície, atuando no aumentando o pH do solo (Figuras 2 e 3) e em alguns tratamentos fornecerem o elemento de acordo com a composição química (Tabela 1), somando-se ao fato da adição de fósforo no plantio da cultura da soja ser incorporado pela semeadora de plantio direto em profundidades próximas de 3 a 4 cm, além da contribuição, também, do aumento do teor de matéria orgânica nessa primeira camada, permitindo maior disponibilidade de fósforo orgânico, o qual posteriormente se torna inorgânico devido a decomposição microbiana.

Aumento de fósforo disponível no solo em função da aplicação de lodo de esgoto foi demonstrado por vários trabalhos, entre eles Marques (1997), Berton et al. (1989 e 1997), Silva et al. (1998 e 2002) Nascimento et al. (2004) e Galdo et al. (2004), em razão do lodo de esgoto diminuir a adsorção do elemento no solo, devido a matéria orgânica presente nesse resíduo fornecer íons orgânicos que competem com o fosfato pelos sítios de adsorção,

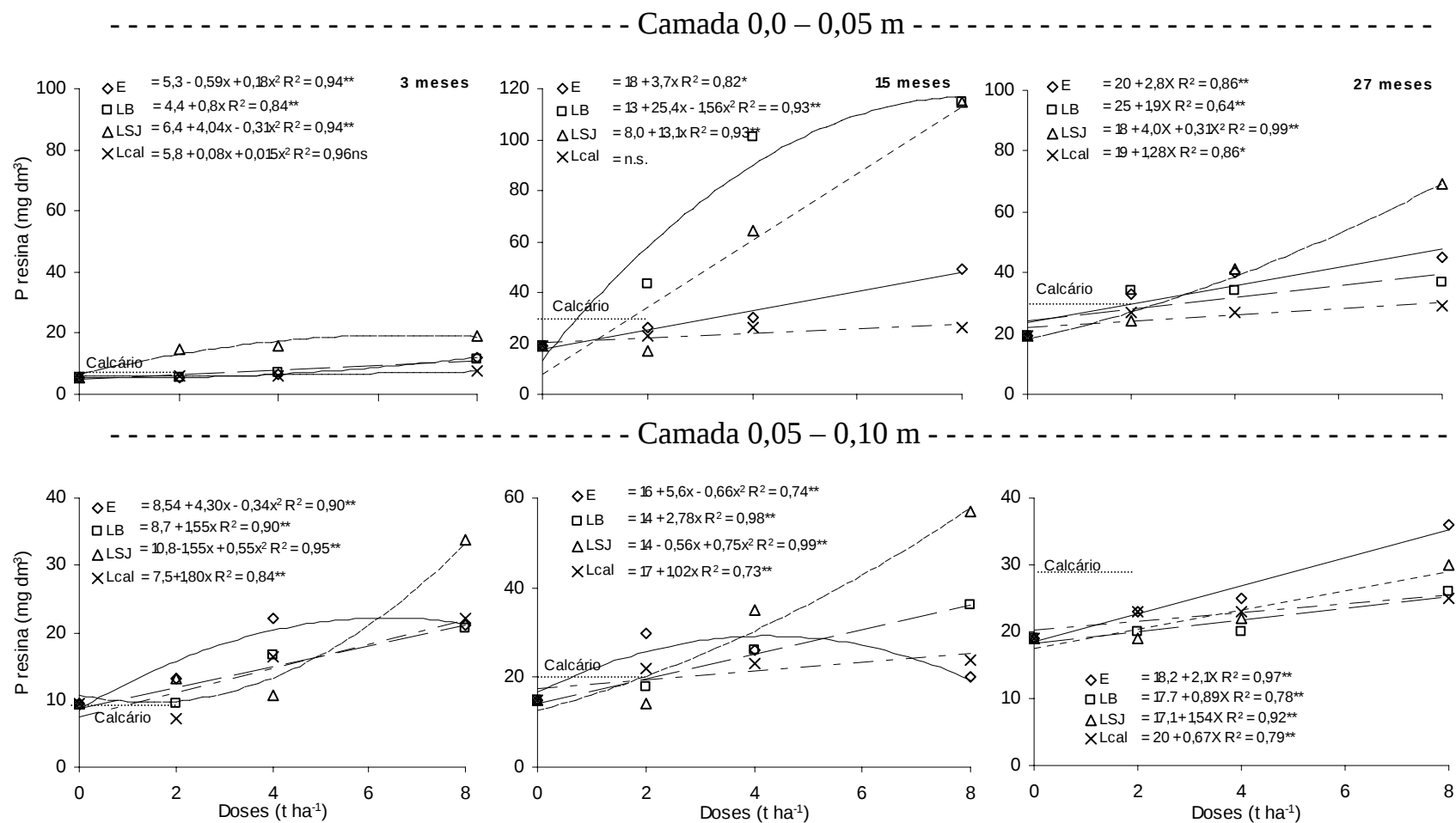


Figura 10. Valores de P (mg dm^{-3}) em função da aplicação de resíduos industriais, urbanos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.

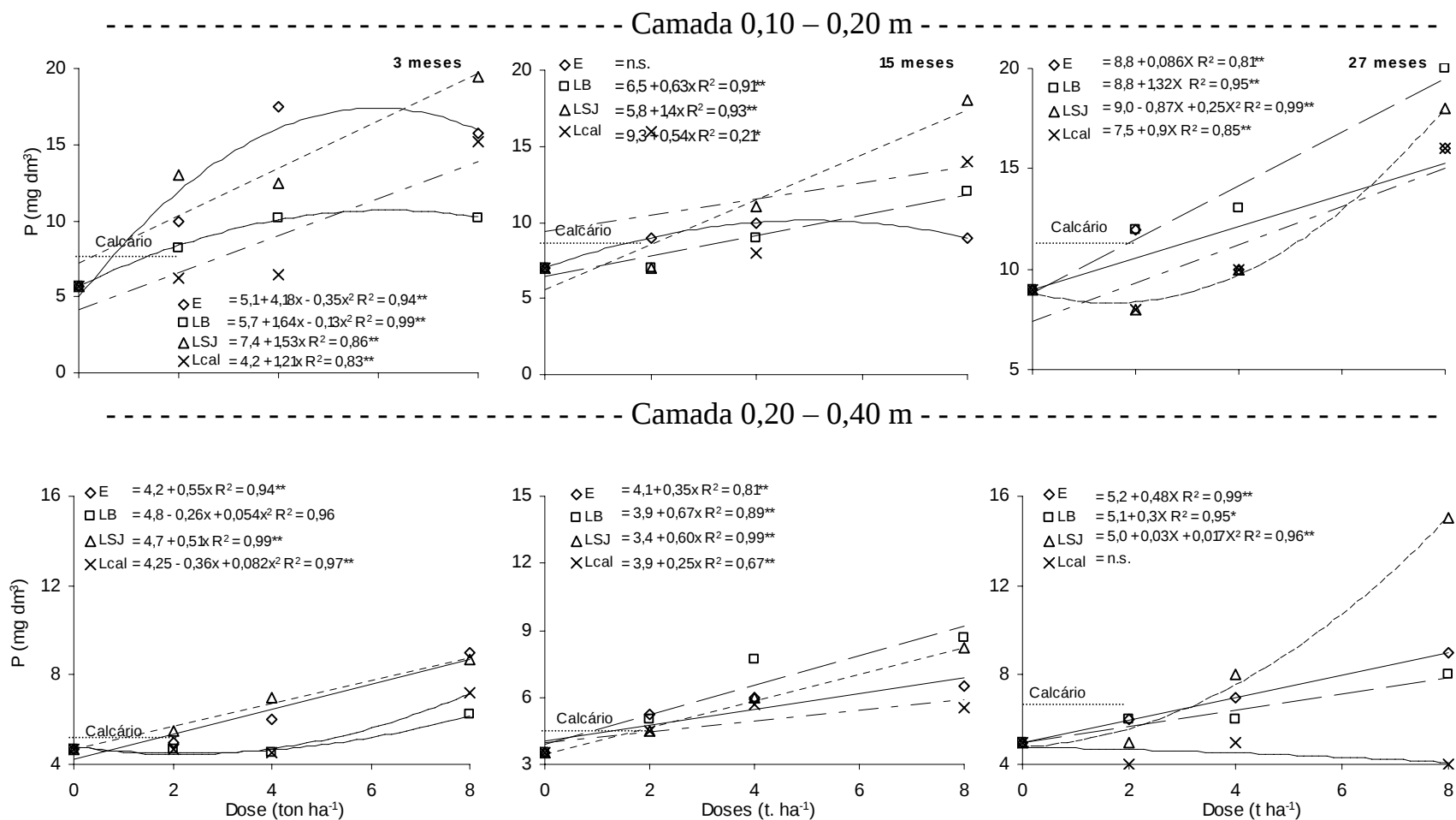


Figura 11. Valores de P (mg dm^{-3}) em função da aplicação de resíduos industriais, urbanos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.

bem como a formação de complexos e quelatos, aumentando assim sua disponibilidade (HUE, 1995).

A eficiência relativa do lodo de esgoto como fonte de fósforo, no primeiro cultivo, em comparação com o adubo fosfatado solúvel em água varia de 37 a 83% para a cultura da soja, dependendo do tipo de solo e clima, com a vantagem de oferecer maior constância no fornecimento ao longo do tempo, por ocasião de sua mineralização (MELO E MARQUES, 2000). Aumento no teor de P pela aplicação de escória de aciaria foi encontrado no trabalho de Prado et al. (2002).

Os tratamentos apresentaram alternância para o maior valor de fósforo, dependendo da camada e da época de reação, no entanto, sempre os maiores valores foram obtidos com a dose de 8 t ha^{-1} (Figuras 10 e 11). Após 27 meses de reação, as camadas de 0 – 0,05 e 0,20 – 0,40 m apresentaram os maiores valores de P no resíduo LSJ, já a escória de aciaria mostrou o melhor resultado na camada de 0,05 – 0,10 m e o LB foi o que apresentou maior valor de fósforo na camada de 0,10 – 0,20 m.

A baixa eficiência da Lcal na camada de 0,20 – 0,40 m é devido a este resíduo não ser fonte de fósforo, ao contrário dos demais, ficando sua eficiência na disponibilização desse nutriente voltada apenas ao aumento de pH do solo. Isto implica em acrescentar que a disponibilidade de fósforo até a profundidade de 0,40 m nos demais resíduos é razão deles atuarem como fonte desse nutriente.

É importante ressaltar o caminhamento do fósforo ao longo das camadas, até a profundidade de 0,40 m em função da aplicação dos resíduos e do calcário, resultados que corroboram os de Chien & Menon (1995) e Corrêa et al. (2004) demonstrando que os níveis de fósforo, bem como suas fontes e modo de aplicação somados aos diferentes tipos de palha, entre elas a aveia preta, influenciaram a dinâmica desse nutriente nas camadas do solo. Associado ao fato da capacidade de adsorção de P aos colóides do solo diminuir em razão da saturação dos sítios ligantes, com o aumento da concentração dele na solução do solo (WHALEN et al. 2002), e da mesma capacidade de adsorção, também, ser reduzida na presença dos ácidos orgânicos liberados pela palha em superfície (FRANCHINI et al, 2001), os quais têm ação de complexação tornando-o disponível no solo.

A intensa fixação de fósforo ocasiona baixo conteúdo de P disponível, principalmente em solos onde há predomínio de minerais sesquióxidos (Büll et al. 1998), no

entanto tal fixação foi compensada pelo aumento das doses dos resíduos e do calcário aplicados em superfície no sistema de plantio direto.

O sistema plantio direto proporcionou ambiente menos oxidativo, fazendo com que as reações de fixação fossem minimizadas por haver menor contato dos resíduos com o solo, promovendo impacto direto na fertilidade das camadas superficiais, até 10 cm de profundidade (COSTA, 2000). Portanto, todas as práticas de manejo que visam manter ou incrementar os níveis de matéria orgânica podem resultar em benefício no aproveitamento de P pelas plantas (ALMEIDA et al. 2003).

O aumento do fósforo até a profundidade de 0,40 m para LSJ, LB, E e no controle calcário e Lcal até a camada de 0,10 – 0,20 m, após 27 meses de reação, pode ser atribuído à interação entre o fósforo e a matéria orgânica, em razão da matéria orgânica reagir com os óxidos de Fe^{2+} e Al^{3+} resultando em redução expressiva dos sítios de fixação, por causa do recobrimento da superfície desses óxidos por moléculas de ácidos fúlvico, acético e málico, ou pela formação de compostos da própria matéria orgânica que complexam fósforo na solução do solo, melhorando o aproveitamento do fósforo oriundo de adubação (FONTES et al. 1992; AFIF et al. 1995; ANDRADE et al. 2003).

O aumento nos teores de fósforo disponível em função da aplicação de resíduos também pode ser explicado através do aumento de pH (Figuras 2 e 3), devido a maior solubilização do fósforo orgânico e da fração lábil, situação essa que ocorre com maior facilidade em solos ácidos, como é caso do experimento (RAIJ, 1983; QUAGGIO, 2000).

6.3.5 Nitrato (NO_3^-) e Enxofre (SO_4^{2-})

Verificou-se efeito de interação para nitrato e enxofre nas quatro camadas e nos anos de 2003 e 2004 em função da aplicação dos resíduos e do calcário (Figuras 12 e 13), com exceção apenas para o enxofre na camada de 0,10 – 0,20 m para Lcal em 2003 e E e LSJ em 2004. Os ânions nitrato (NO_3^-) e enxofre (SO_4^{2-}) vêm sendo discutidos como possíveis íons acompanhantes no caminhar de cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Al^{3+} entre outros, no perfil do solo. (ZIGLIO et al., 1999; QAFOKU et al., 2000; QAFOKU & SUMNER, 2001; CRUSCIOL et al., 2003; ROSOLEM et al., 2003b; SORATTO, 2005; BARTH et al., 2005).

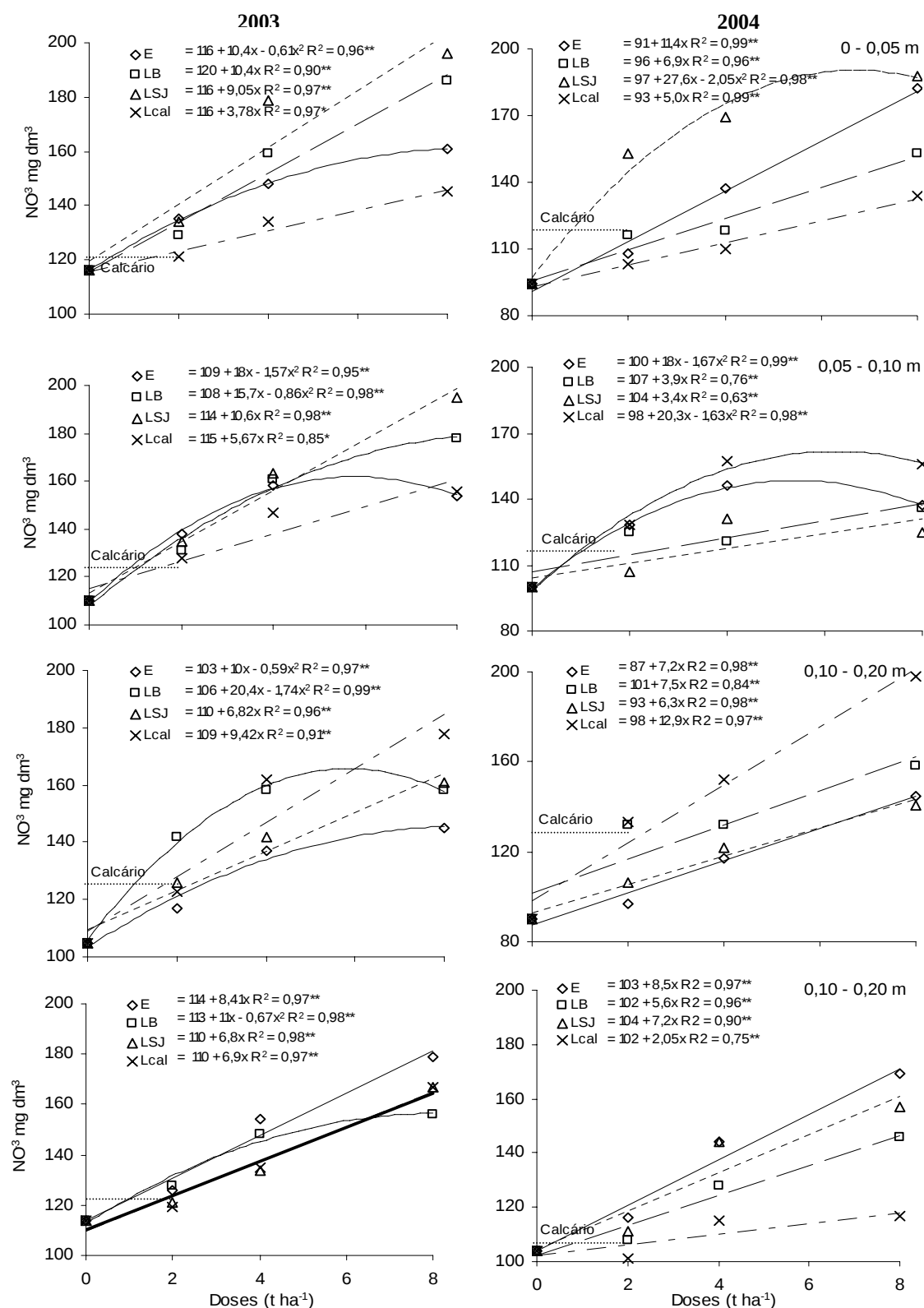


Figura 12. NO₃⁻ no perfil do solo em função da aplicação de resíduos e calcário. Nos anos de 2003 e 2004.

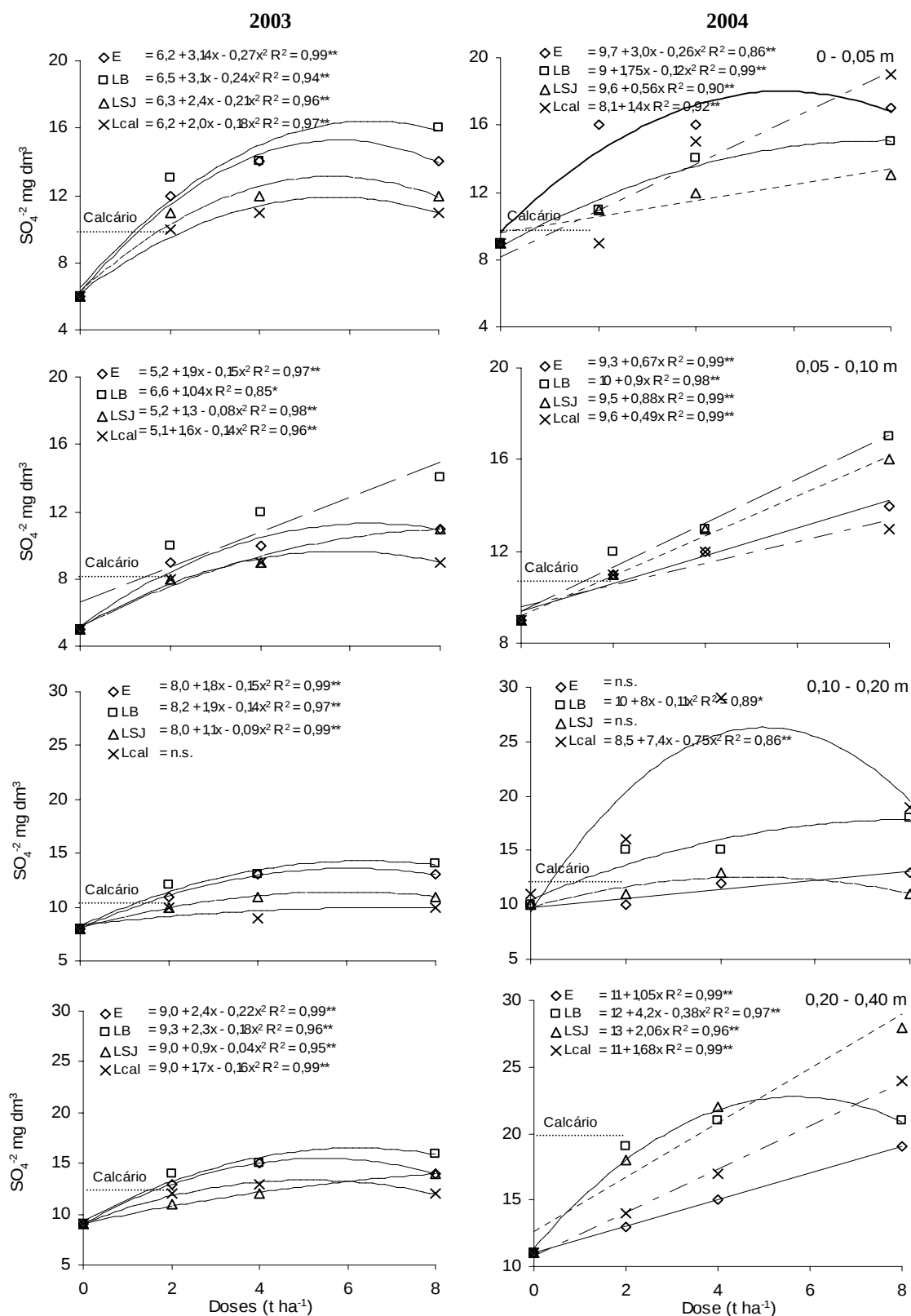


Figura 13. SO₄²⁻ no perfil do solo em função da aplicação de resíduos e calcário. Nos anos de 2003 e 2004.

O sistema de plantio direto por si só confere boa reciclagem de nitrogênio para o solo, contudo com a implantação do feijão guandu (2002) e das três culturas de soja (2002/2003, 2003/2004 e 2004/2005) já influenciadas pelos tratamentos, produziram aporte ainda maior de nitrogênio oriundo principalmente da fixação simbiótica proveniente do nitrogênio atmosférico, liberando esse nutriente de forma gradual as culturas subsequentes, contribuindo desta forma para diminuir as perdas de nitrogênio no sistema solo-planta, aumentando ainda mais a sustentabilidade do agroecossistema, estes fatores corroboram com os encontrados por Amado et al. (2000).

Entre os ânions NO_3^- e SO_4^{2-} o que tem maior chance de participar, com maior frequência, no caminhamento dos cátions seria o nitrato, em razão da maior concentração no solo, chegando alcançar valores de até dez vezes a concentração de sulfato (Figuras 12 e 13). A aplicação dos resíduos proporcionou, na maioria das vezes, comportamento linear com resposta crescente para o teor de nitrato no solo, foram exceções o resíduo LSJ na camada de 0 – 0,05 m e, E e Lcal na camada de 0,05 – 0,10 m que apresentaram comportamento quadrático crescente.

De posse desses resultados pode-se inferir a grande importância na aplicação de resíduos na disponibilidade de nitrato ao longo do perfil. Esses resultados são justificados pelos lodos de esgoto serem fonte direta de nitrogênio no solo 2,0 % para LSJ e 4,9% para LB (Tabela 1) e também pelo incremento de matéria orgânica ao longo de todo o perfil, por todos os resíduos e da calagem, sendo a matéria orgânica também fonte direta de nitrogênio no solo.

Rosolem et al. (2003a) relatam que pH (CaCl_2) superior a 4,0 favorece a mineralização e a nitrificação, podendo existir assim maiores teores de nitrato do que de amônio no solo, pois dependendo da situação a planta absorverá mais nitrato ou amônio, com a correspondente descarga de prótons ou ânions na rizosfera (MARSCHNER et al., 1991), entretanto em solos não muito ácidos o nitrato é a forma preferencialmente absorvida (RAIJ, 1991).

A maior presença de nitrato no solo favorece também o aumento da lixiviação no solo, independentemente do modo de aplicação do corretivo, melhorando a distribuição do nitrato no perfil, até as camadas mais profundas de 0,40 – 0,60 m (ROSOLEM et al., 2003a).

A contribuição dos resíduos no teor de nitrato no solo pode ocorrer de forma direta ou indireta, sendo que o incremento do teor de NO_3^- no solo alcançou proporções de até $100 \text{ mg NO}_3^- \text{ dm}^{-3}$ de solo a mais nas camadas de 0 – 0,05 m para o resíduo LSJ e de na dose de $6,7 \text{ t ha}^{-1}$, e na camada de 0,10 – 0,20 m com Lcal na última dose, incrementos de até $60 \text{ mg NO}_3^- \text{ dm}^{-3}$ de solo foram obtidos nas camadas de 0,05 – 0,10 m com Lcal na dose de $6,3 \text{ t ha}^{-1}$, e na camada de 0,20 – 0,40 m com o resíduo E na dose de 8 t ha^{-1} .

Portanto, todos os tratamentos constituídos pelos resíduos proporcionaram ação expressiva no aumento teor de nitrato no solo ao longo de todo perfil até a profundidade de 0,40 m, essa maior atuação do nitrato gera a hipótese de que ele também possa ter contribuído na dinâmica dos nutrientes catiônicos ao longo do perfil do solo. Esses resultados corroboram os de Oliveira et al. (2001) demonstrando que a aplicação de lodo de esgoto a partir de 33 Mg ha^{-1} pode ocasionar riscos de poluição de águas subterrâneas com nitrato. Portanto o nitrato deve ser um fator restritivo quanto da definição dos teores e frequências de aplicação dos resíduos, devendo-se levar em consideração também o tipo e a profundidade do solo.

A aplicação de calagem em superfície favoreceu o aumento no teor de nitrato no solo até a profundidade de 0,20 m, sendo que nessa mesma camada se encontra a frente alcalinizante denotada pela correção do pH em função do calcário (Figuras 4 e 5). Essa grande movimentação do íon nitrato, especialmente em sistemas de plantio direto, onde há maior fluxo de água no perfil do solo em razão da menor evaporação, melhor estruturação ao longo do perfil e maior taxa de infiltração de água, fatores que favorecem, muito, o caminhamento do íon nitrato para camadas mais profundas (MUZILLI, 1983).

Em solos tropicais a disponibilidade de N inorgânica é baixa sendo menor que 5% do N total no solo (SÁ, 1998) então deve-se denotar maior importância ao N orgânica que deve ser mineralizado por adequadas concentrações de população microbiana no solo (Figura 2 e 3) em razão da decomposição da matéria orgânica (OLIVEIRA et al., 2002).

Rosolem et al. (2005) relatam a lixiviação de $9 \text{ kg de NH}_4^+ \text{ ha}^{-1}$, em 8 t de palha aveia preta dessecada, obtida a partir de uma precipitação de 70 mm, no entanto essa concentração não excedeu 4 % do nitrogênio total contido na palhada. Esse trabalho mostra a importância dessa cultura na ciclagem do nitrogênio, em especial para o início da cultura subsequente, no caso a soja. Sabendo que em razão dos valores de pH encontrados pelo

tratamentos (Figura 4 e 5) o NH_4^+ sofre rápida nitrificação no Latossolo Vermelho distrófico (ROSOLEM et al., 2003a), então se somarmos os efeitos das duas culturas de aveia preta (2003 e 2004) denota-se grande contribuição no teor de nitrato do solo, assim como os cultivos de soja, já mencionada anteriormente.

De acordo com Barth (2005) a movimentação de $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ bem como do CaCl_2 ocorre com facilidade, atingindo assim camadas mais profundas do solo e, por serem sais neutros não aumentam o pH e nem reduzem a toxidez de Al em subsolo. Qafoku & Sumner (2001) argüem que a mineralogia e a química do solo (pH, CTC, CTA e força iônica) afetam a adsorção de nitrato nas várias camadas do subsolo (QAFOKU & SUMNER, 2001). Se extrapolarmos os resultados desse trabalho americano para as condições tropicais brasileiras veremos que grande parte dos nossos solos são constituídos de caulinita, gibsitita, ghoetita e hematita, fato que induz a baixa ou quase inexistência de capacidade de troca aniônica (CTA), podendo vir a existir apenas em condições ácidas, razão da pequena adsorção do ânion nitrato em nossas condições.

De posse dessas informações, a aplicação dos resíduos s, bem como da calagem em superfície sobre plantio direto em Latossolo Vermelho distrófico melhorou o pH do solo (Figuras 4 e 5), bem como aumentando os valores da CTC calculada, fatos que favoreceram o caminhamento do nitrato (NO_3^-) ao longo do perfil do solo.

A estatística realizada por análise de regressão permitiu ajustar as equações matemáticas de primeiro e segundo grau ao melhor comportamento do teor de SO_4^{2-} no solo em função da aplicação dos resíduos e da calagem (Figura 13). Todos resultados obtidos em razão do aumento das doses dos resíduos foram positivos, os únicos resíduos que não apresentaram diferença foram o E e o LSJ na camada de 0,10 – 0,20 m.

As mesmas justificativas utilizadas para o caminhamento ânion nitrato também podem ser aplicadas ao ânion sulfato, a diferença mais marcante entre eles seria a de que sulfato acumula-se mais em camadas mais profundas (LIMA, 2004; SORATTO, 2005) enquanto a nitrogênio sofre maior ciclagem, voltando a superfície do solo em maior quantidade devido a maior demanda desse nutriente pelas culturas.

Na camada de 0 – 0,05 m notou-se que os resíduos E e LB apresentaram respostas quadráticas crescentes para o teor de sulfato no solo, enquanto os resíduos LSJ e Lcal comportaram-se de forma linear crescente. O tratamento Lcal apresentou

o maior valor de teor de sulfato com valor de $19,3 \text{ mg dm}^{-3}$ na dose de 8 t ha^{-1} , proporcionando aumento de 10 unidades no teor de sulfato no solo, na superfície do solo. Já na camada de 0,05 – 0,10 m todos os resíduos apresentaram comportamento linear, com ênfase para o lodo de esgoto LB, que apresentou o maior valor de coeficiente angular, alcançando o valor de $17,2 \text{ mg dm}^{-3}$ na última dose, conseguindo assim incremento de 8 mg de sulfato dm^{-3} de solo. Os únicos resíduos que apresentaram significância na camada de 0,10 – 0,20 m foram o LB e Lcal, ambos com comportamento quadrático, sendo que o Lcal obteve o maior de $26,7 \text{ mg dm}^{-3}$ na dose de $4,9 \text{ t ha}^{-1}$, obtendo-se assim respostas favoráveis de até 16 unidades para o teor de sulfato no solo.

Na última camada pode-se observar o maior acúmulo de sulfato, sendo comprovado pelos valores dos coeficientes angulares, concordando com os resultados apresentados por Lima (2004) e Soratto (2005) que trabalharam com gesso, que é fonte desse elemento no solo, no entanto o único resíduo que pode ser considerado fonte é o LB com $1,6 \text{ mg de SO}_4^{2-} \text{ kg}^{-1}$ de solo (Tabela 1) valor ainda considerado baixo e que pouco teve haver com o aumento desse ânion no solo.

Vale destacar o efeito crescente apresentado pelos quatro resíduos na última camada, obtendo-se respostas lineares para E, LSJ e Lcal e comportamento quadrático no LB, sobressaindo o tratamento de $8 \text{ t para LSJ ha}^{-1}$ que obteve valor de $29,5 \text{ mg dm}^{-3}$ de sulfato, conseguindo incremento de até $18,5 \text{ mg de sulfato dm}^{-3}$ de solo.

O tratamento adicional calcário teve influência no teor de sulfato no solo apenas na última camada de 0,20 – 0,40 m, no entanto essa camada ainda não existe uma frente alcalinizante provocada pelos produtos de reação do corretivo, a qual se encontra na camada superior. De acordo com os resultados de aumento nos teores de SO_4^{2-} no solo, podemos inferir que essa grande contribuição é proveniente de material orgânico decompostos pelos microrganismos e liberado posteriormente por mineralização.

6.3.6 Cálcio

Houve interação entre os fatores para os teores de Ca nas quatro profundidades estudadas e nas três épocas de amostragem (Figuras 14 e 15). Não foi possível o ajuste matemático, apenas para explicar o comportamento do teor de Ca no solo em função

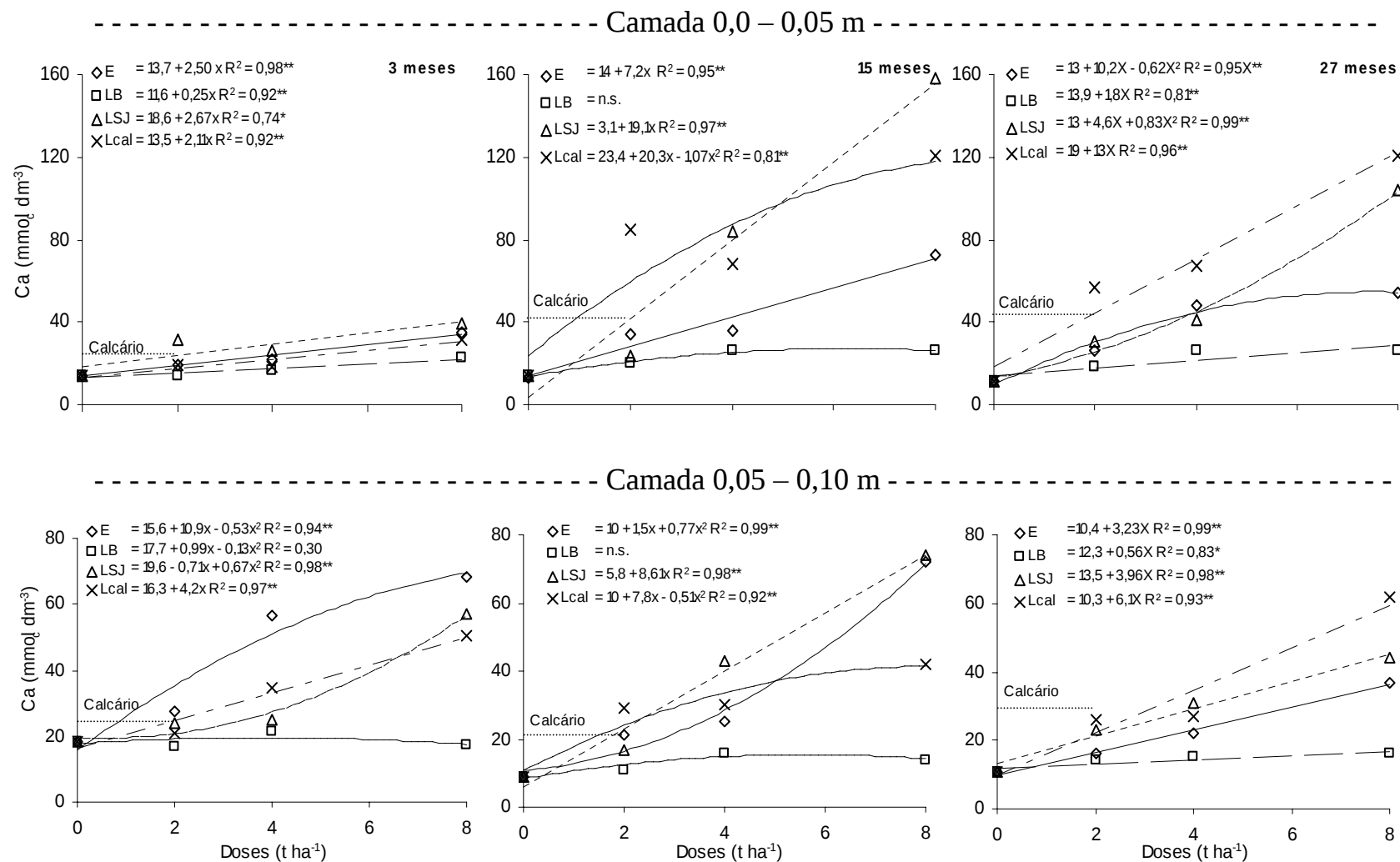


Figura 14. Valores de Ca ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.

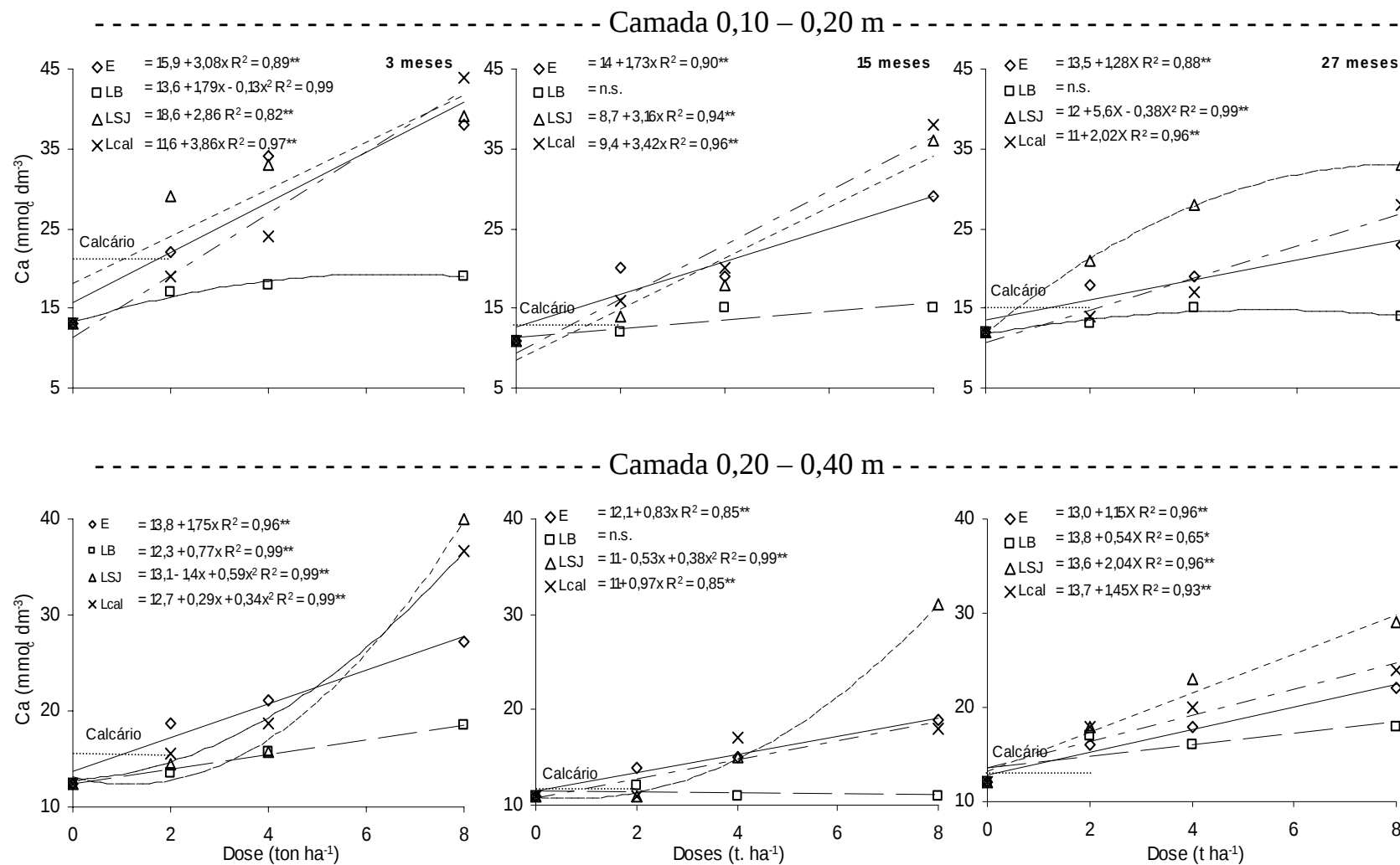


Figura 15. Valores de Ca ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.

das doses de resíduos, no lodo de esgoto LB na época dois em todas as camadas e após 27 meses de reação na camada de 0,10 – 0,20 m.

Os maiores coeficientes angulares das equações ajustadas para teor de Ca encontram-se nas camadas de 0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m, após 27 meses de reação da aplicação dos resíduos e calcário (Figura 14 e 15), denotando que essas camadas superficiais permitem o possível caminhamento para as camadas mais profundas. Os teores de Ca encontram-se bastante elevados em relação aos preconizados por Raij et al. (1996) para a cultura da soja, em especial para a Lcal e o LSJ na dose de 8 t ha⁻¹.

Este comportamento crescente do teor de Ca no solo (Figura 14 e 15) em função do aumento das doses de resíduos, até a profundidade de 0,40 m, é justificado por eles apresentarem esse nutriente em sua composição, com o LSJ contendo 28 % de Ca, 2% para LB, 37 % para Lcal e 23% para escória de aciaria. Guerrini & Villas Bôas (1996) demonstraram que a lama cal pode ser comparada a um calcário calcítico em função deste material constituir-se predominantemente por carbonato de cálcio e hidróxido de sódio, o que justifica o aumento nos teores de Ca no solo no presente trabalho a partir deste resíduo.

O calcário aplicado em superfície mostrou teores de Ca inferiores a maioria dos tratamentos, no entanto aumentou esse nutriente até a profundidade de 0,20 m, quando comparado à dose zero. Seu efeito na camada de 0,10 – 0,20 m não existia com 15 meses de reação, sendo que os maiores teores de Ca devido a calagem superficial encontrava-se na camada de 0,05 – 0,10 m para esse período de reação. Os teores de cálcio proveniente do calcário, na camada de 0,10 – 0,20 m, foi inferior apenas à dose de 8 t ha⁻¹ dos resíduos LSJ, Lcal e E.

O calcário aplicado em superfície após 27 meses de reação demonstrou incremento nos teores de cálcio até 0,20 m confirmando dados de Caires et al. (2004), Ciotta et al. (2004), Lima (2004), Soratto (2005), Fidalski e Tormena (2005), no entanto o caminhamento de Ca não atingiu a profundidade de 0,40 m aplicando-se a dose calculada para elevar a saturação por bases até 70%. Soratto (2005) comenta que há redução nos teores de Ca, com o passar do tempo, sendo explicado pela elevada extração de cálcio pelas culturas, que neste trabalho foram três culturas de soja e duas de aveia preta, corroborando também os resultados de Pöttker & Ben (1998) e Caires (2000), principalmente em profundidades maiores ou iguais a 0,40 m que seria de fundamental importância para o crescimento radicular.

6.3.7 Magnésio

Os teores de magnésio foram incrementados pela aplicação dos resíduos e de calcário(Figuras 16 e 17), justificados pela interação entre os fatores, de acordo com a época e a camada. Na camada de 0 – 0,05 m verifica-se comportamento crescente para todos os resíduos em função das doses, e aumento de teor para o calcário em relação a dose zero, sendo a prática da calagem um dos melhores tratamentos no caminhamento do Mg até a profundidade de 0,20 m.

O aumento do teor de Mg no solo em função da aplicação de escória de aciaria (E), é justificada em razão desse nutriente fazer parte de sua composição, com uma pequena participação de 2,1 % do total desse resíduo, que corresponde a aplicação de 160 kg de Mg ha⁻¹, podendo aumentar o teor do solo na profundidade de 0,05m em 23,3 mmol_c dm⁻³, na dose de 8 t de E ha⁻¹. O máximo incremento obtido, com esse mesmo resíduo após 15 meses, de reação na última dose foi de 18 mmol_c dm⁻³.

Para os resíduos LSJ e Lcal o aumento no teor de Mg no solo pode ser devido ao aumento do pH no solo aumento sua disponibilidade. Bem como a menor adsorção aos colóides do solo em razão de seu antagonismo devido aos elevados valores de Ca²⁺ com a aplicação de LSJ, Lcal e LB. Com o passar dos anos é possível que o aumento no teor de Mg no solo seja em razão da ciclagem desse nutriente, devido ao efeito do tempo de cultivo sob plantio direto pelas culturas de aveia preta, em especial a soja, que tem a preferência na absorção de cátions bivalentes em razão de sua maior CTC radicular, retirando-o de profundidades abaixo de 0,40 m trazendo-o para as camadas mais superficiais, promovendo a distribuição homogênea de Mg ao perfil do solo. Outra fato que provavelmente possa estar acontecendo é de que os Mg intrínseco do solo, como em partículas de magnetita (MgFe₂O₄), possam estar sendo liberadas em razão dos altos teores de Ca⁺² na solução, afim de tentar manter o equilíbrio Ca:Mg:K.

A razão de não haver respostas do Mg para o resíduo LSJ, principalmente nas camadas de 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, principalmente na dose de 8 t ha⁻¹ se deve aos elevados valores de Ca encontrados nessas camadas mais profundas desse tratamento, aumentando a adsorção de Ca²⁺ aos colóides e elevando os níveis de Mg em solução, tornando-o suscetível à lixiviação, não havendo portanto as eventuais efeitos.

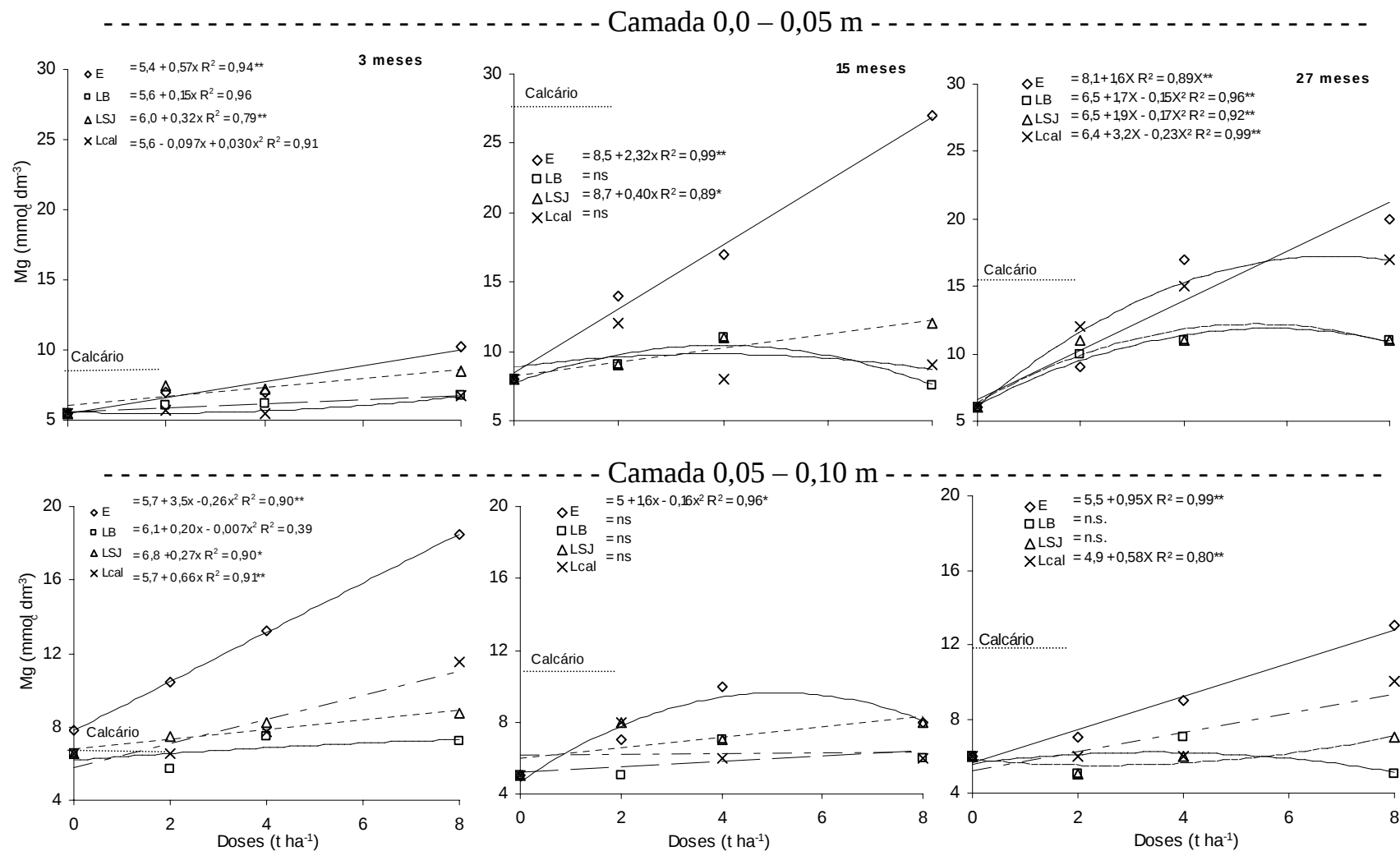


Figura 16. Valores de Mg ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.

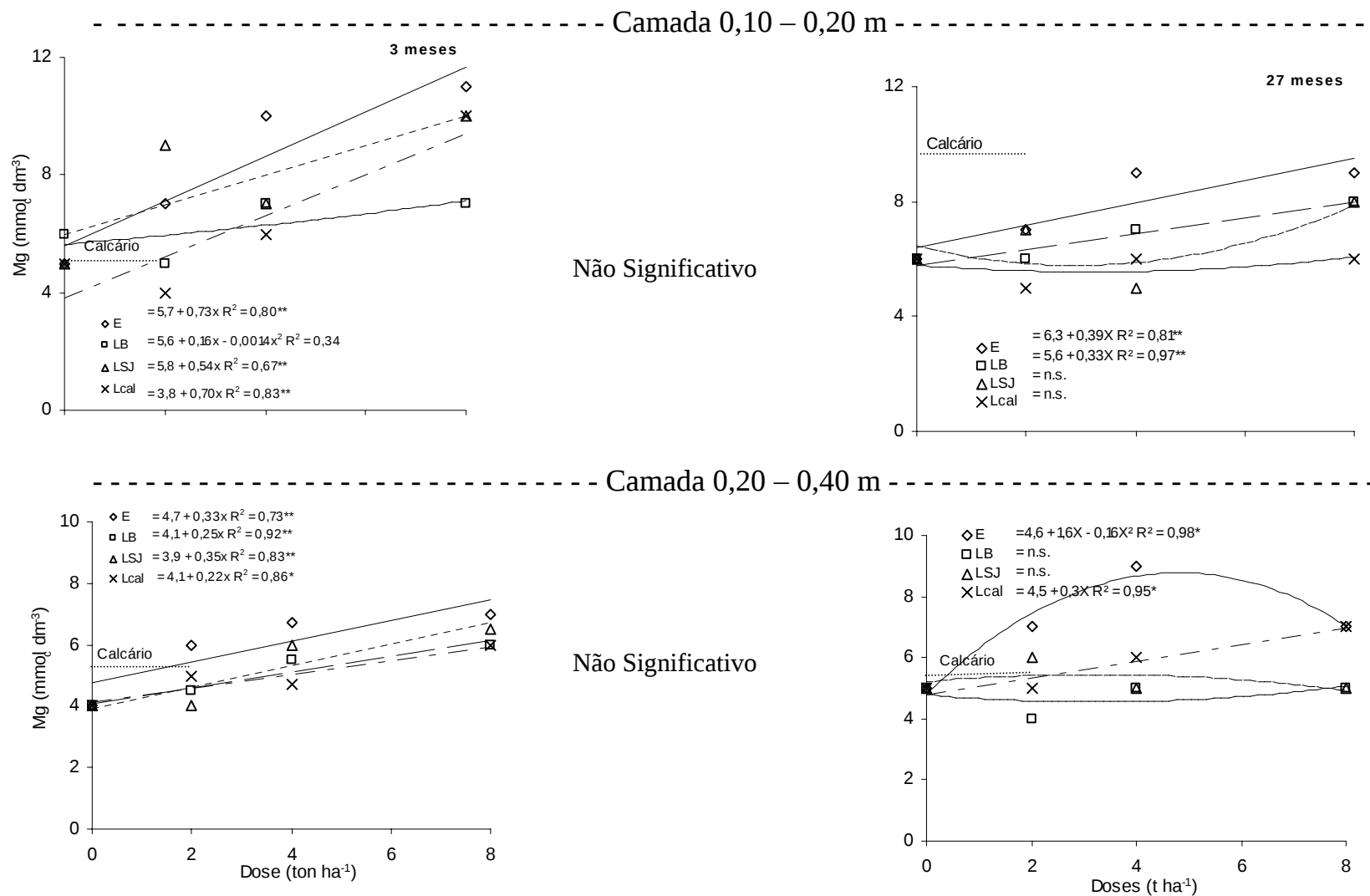


Figura 17. Valores de Mg ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.

A escória de aciaria (E) apresentou respostas de teor Mg no solo em todas as camadas, com exceção na época de 15 meses de reação para as camadas mais profundas, e após 27 meses de reação suas respostas foram ajustadas matematicamente a equações lineares até a profundidade de 0,20 m e na última camada esse resíduo apresentou comportamento quadrático, sendo a dose de 5 t ha⁻¹ a mais eficiente no aumento do teor de Mg.

O resíduo industrial Lcal mostrou respostas lineares nas profundidades de 0,05 – 0,10 e de 0,20 – 0,40 m, após 27 meses de reação. Estes resultados mostram que a aplicação de E e Lcal em superfície sobre plantio direto proporcionaram o caminhamento do Mg até 0,40 m de profundidade, sendo esse elemento, juntamente com o Ca indispensável no crescimento radicular, principalmente em profundidades iguais ou superiores a 0,40 m.

O lodo de esgoto LB, após 27 meses de reação, apresentou comportamento crescente para o teor de Mg disponível no solo, na profundidade de 0,10 – 0,20 m, já o efeito do outro lodo de esgoto (LSJ) se restringe principalmente à camada superficial.

Os resultados de Mg encontrados nesse trabalho concordam com vários outros que encontraram caminhamento de Mg²⁺ em camadas mais profundas, aplicando-se calcário sobre a superfície do solo (CAIRES et al., 2004; NASCIMENTO et al., 2004; AMARAL, et al., 2004b; CIOTTA et al., 2004; SORATTO, 2005; FIDALSKI & TORMENA 2005; MORAES 2005).

6.3.8 Caminhamento de Ca²⁺ e Mg²⁺

O caminhamento do Ca como do Mg ao longo do perfil do solo em função da aplicação dos resíduos, pode ser atribuído ao aumento de matéria orgânica nos horizontes superficiais, principalmente no sistema de plantio direto, em decorrência da aplicação de biossólidos e deposição de palhada, devido à complexação do Ca e Mg por moléculas de ácidos húmicos, acético e málico, formando complexos Ca ou Mg-ligantes.

Na molécula da matéria orgânica pode ocorrer a expansão ou contração eletrostática em função do pH do solo, com a expansão aumenta-se as cargas negativas, isso faz com que as forças de atração se tornem mais fracas, promovendo assim uma dissociação dos grupos carboxílicos (COOH) e fenólicos (OH) (BAYER &

MIELNICZUK, 1999). Isto permitiria o maior aproveitamento de cátions retidos a esses colóides ou às partículas ácidas de baixo peso molecular nas camadas superficiais e o possível caminhamento desses complexos em profundidades maiores no perfil do solo, pois essas partículas e colóides estão presentes na solução do solo.

Outra provável explicação no caminhamento do Ca e Mg seria a formação de compostos iônicos na solução do solo, principalmente na presença de HCO_3^- , nitrato e sulfato, o que favorece o deslocamento ao longo do perfil, por serem menos adsorvidos aos colóides e, portanto, maior aproveitamento dos nutrientes oriundos da adubação, este efeito no entanto é temporário e fica restrito as camadas superficiais, onde a matéria orgânica é mais intensa (FONTES et al. 1992; AFIF et al. 1995; ANDRADE et al. 2003; AMARAL et al., 2004; MORAES, 2005).

Em maiores profundidades do perfil do solo onde predomina maiores teores de Al^{+3} , o qual ocupa os lugares dos cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} , por estar em maior concentração bem como possuir maior afinidade de ligação (trivalente) e a maior capacidade eletrostática, o que permitiria ainda mais o seu caminhamento a camadas mais profundas no perfil e melhoraria a acidez ativa na camada em que estas reações aconteceram e permitindo assim os maiores teores desses dois cátions nas camadas mais superficiais. Então o caminhamento do Ca-ligante como do Mg-ligante para camadas subsuperficiais só ocorre quando a constante de estabilidade do complexo é maior que a constante de estabilidade do cálcio-solo e a constante alumínio-ligante menor que a do alumínio-solo (AMARAL et al., 2004b).

Estes resultados vêm confirmar a importância da aplicação dos resíduos como fontes alternativas de Ca e Mg, elevando seus teores no solo, ao longo de todo o perfil, em função das doses. A elevação na relação Ca:Mg do solo reduz a concentração Mg, havendo pronunciado antagonismo entre estes, (BÜLL et al 1993), com a atividade do magnésio em solução, sendo proporcionalmente maior que a do cálcio em razão da energia de adsorção, governada pela série liotrófica (FASSBENDER, 1978).

É importante ressaltar que o caminhamento dos cátions-ligantes em grandes profundidades deve-se principalmente ao deslocamento mecânico de partículas de materiais contendo Ca e Mg através de canais radiculares, micro canais biológicos (bioporos) e planos de fraqueza do próprio solo, pela lixiviação da água de chuva nestas passagens

naturais do solo, mantidas intactos em razão da ausência de movimentação do solo (PAVAN, 1994; OLIVEIRA & PAVAN, 1996; PETRERE & ANGHINONI, 2001; AMARAL et al., 2004b). Sabendo-se que a água de percolação encontra-se enriquecida com os produtos de dissolução do calcário, esse fato vem contribuir para explicar as maiores neutralizações de acidez e caminhamento de cátions de reação básica, permitindo assim atuação em profundidade (RHEINHEIMER et al., 2000).

Portanto existe uma interação entre as propriedades físicas e químicas do solo para o caminhamento de Ca^{2+} e Mg^{2+} no perfil do solo. Meda et al., (2002) e Moraes (2005), trabalharam com ácidos orgânicos aplicados superficialmente em colunas de solo e, demonstraram que os resultados encontrados não contribuem no caminhamento dos produtos de reação dos corretivos de acidez para as camadas subsuperficiais, sendo portanto pequeno o efeito dos ácidos orgânicos de baixo peso molecular, isoladamente, na contribuição para mobilização de cátions como Ca e Mg no perfil do solo, sendo o aporte devido a presença de ânions, também oriundos dos resíduos vegetais (OH^- , HCO_3^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-) bem superior a esses compostos orgânicos hidrossolúveis em razão da maior quantidade desses ânions na solução.

As propriedades físicas do solo em áreas de plantio direto onde o solo não foi desestruturado, têm demonstrado o caminhamento dos produtos de reação dos corretivos da acidez do solo e da mineralização da matéria orgânica, seja de forma orgânica formando complexos ou inorgânica formando pares iônicos, através dos canais de raízes mortas e bioporos proporcionados microrganismos, tendo assim passagem privilegiada por estes dutos de condução, sendo que a precipitação influencia tanto o tempo de mineralização do resíduos vegetais como a lixiviação dos produtos de reação dos corretivos de neutralização da acidez ao longo do perfil do solo, denotando assim confiabilidade aos resultados atribuídos a vários anos de estudos (OLIVEIRA & PAVAN, 1996; CAIRES et al., 1998; COSTA, 2000; PETRERE & ANGHINONI, 2001; LIMA, 2004; AMARAL et al., 2004b; SORATTO, 2005).

De qualquer forma, os resultados mostraram claramente os efeitos benéficos da aplicação dos resíduos na correção da acidez no subsolo e do caminhamento de Ca e Mg, até 0,40 m, sendo esses mais pronunciados e mais evidentes quando comparados à aplicação superficial do calcário no solo, após 27 meses de reação. Moreira et al. (2001) atribuíram os resultados da calagem superficial na distribuição homogênea de Ca e Mg e V%

ao perfil do solo ao tempo de cultivo sob plantio direto. Nascimento et al. (2004) aplicando lodo de esgoto observaram aumento nos teores de Ca^{+2} até a profundidade de 0,10 m e Mg^{+2} até 0,60 m.

6.3.9 Potássio

Os resultados de potássio foram bastante controversos após 27 meses de reação da aplicação dos resíduos e calcário, com diferença apenas na camada de 0,10 – 0,20 m (Figuras 18 e 19). O não efeito significativo dos teores de K no solo, são devidos a este elemento apresentar alta mobilidade no solo, através do processo de transporte ser, preferencialmente, por fluxo de massa e difusão alcançando até 96% do total absorvido pelas raízes (OLIVEIRA et al., 2004) e, por estar relacionado aos altos teores de Ca e Mg, devido as altas relações Ca/K e Mg/K encontrados nos tratamentos, o que teria possibilitado ainda mais sua lixiviação ao longo das camadas estudadas.

Estes resultados corroboram os encontrados por Carvalho-Pupatto et al., (2004) para escória de aciaria, no entanto, Nascimento et al. (2004) encontraram aumento nos teores de K no solo com a aplicação de lodo de esgoto, esses resultados concordam com os encontrados para o LB na época de 3 meses após reação e para o LSJ na primeira e segunda época, em todas as camadas do solo, e ambos lodos de esgoto também apresentaram comportamento crescente na última amostragem na camada de 0,10 – 0,20 m.

6.3.10 Acidez trocável (Al^{3+})

O ajuste matemático permitiu avaliar a diferença na acidez trocável nas quatro camadas do solo em todas as épocas de amostragem. O único resíduo que não apresentou resposta de redução no teor do alumínio no solo foi o LB, nas épocas de 15 e 27 após aplicação (Figura 20 e 21), em razão desse resíduo não apresentar poder de neutralização da acidez do solo (Figura 4 e 5).

Já o comportamento de redução da acidez trocável para os resíduos E e LSJ, com 27 meses de reação podem ser percebidos até a profundidade de 0,20 m, enquanto que a resposta para diminuição do Al^{3+} tóxico no resíduo Lcal foi constatada até a profundidade de 0,40 m, corroborando resultados de Berton et al. (1989), Melo & Marques (2000), e Oliveira et al. (2002) para lodo de esgoto, que atribuem estes resultados a

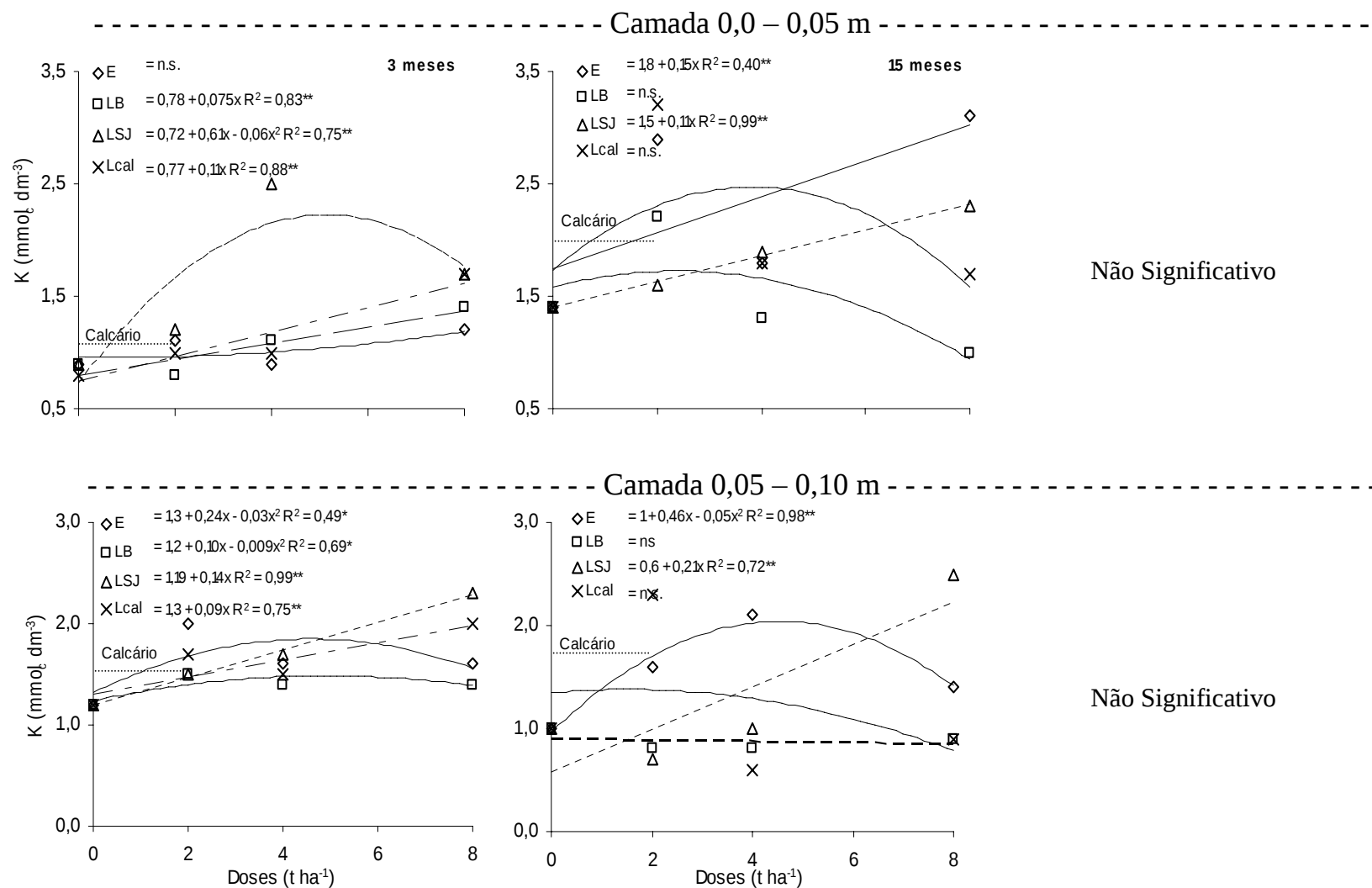


Figura 18. Valores de K (mmol_c dm⁻³) em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.

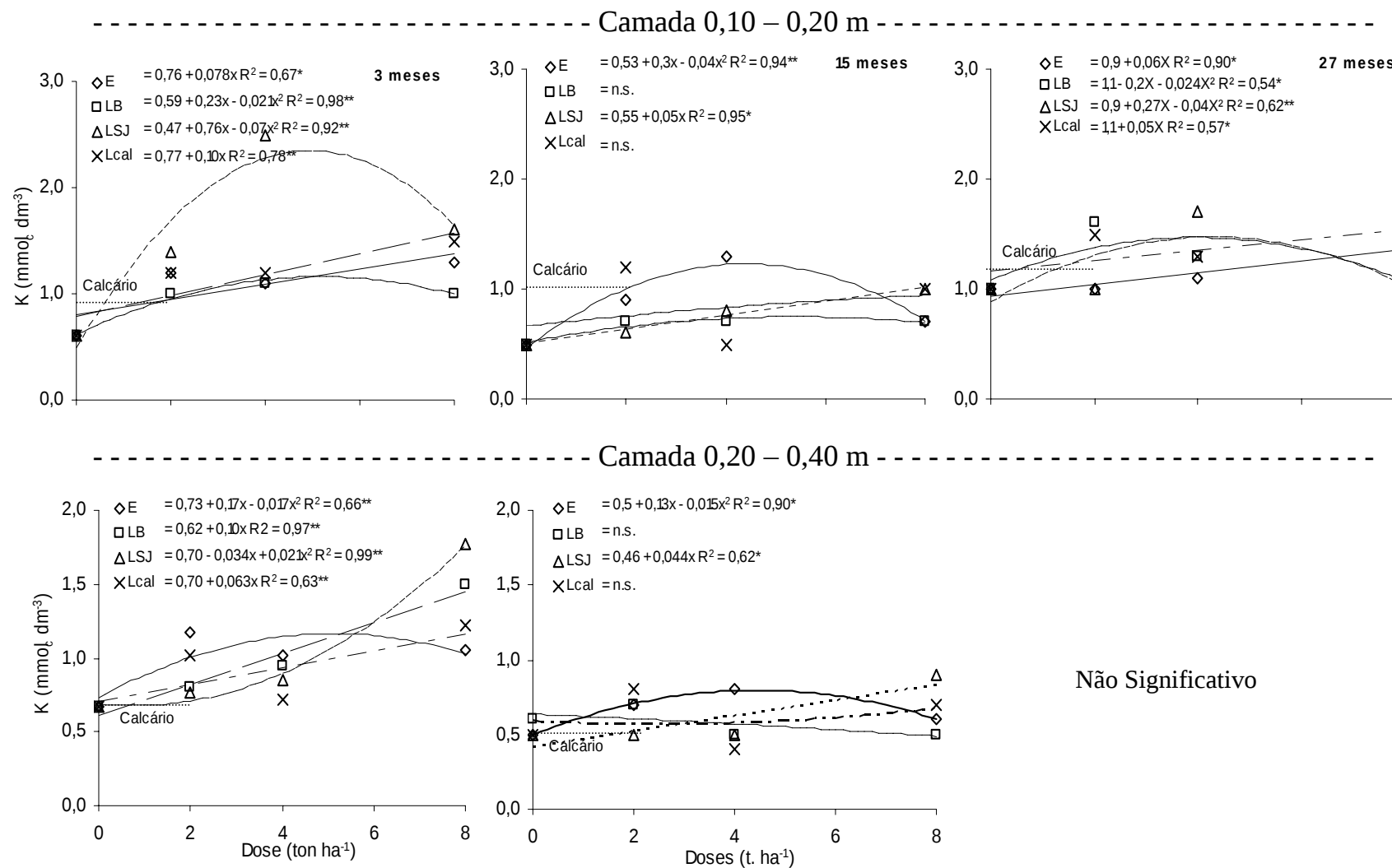


Figura 19. Valores de K ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.

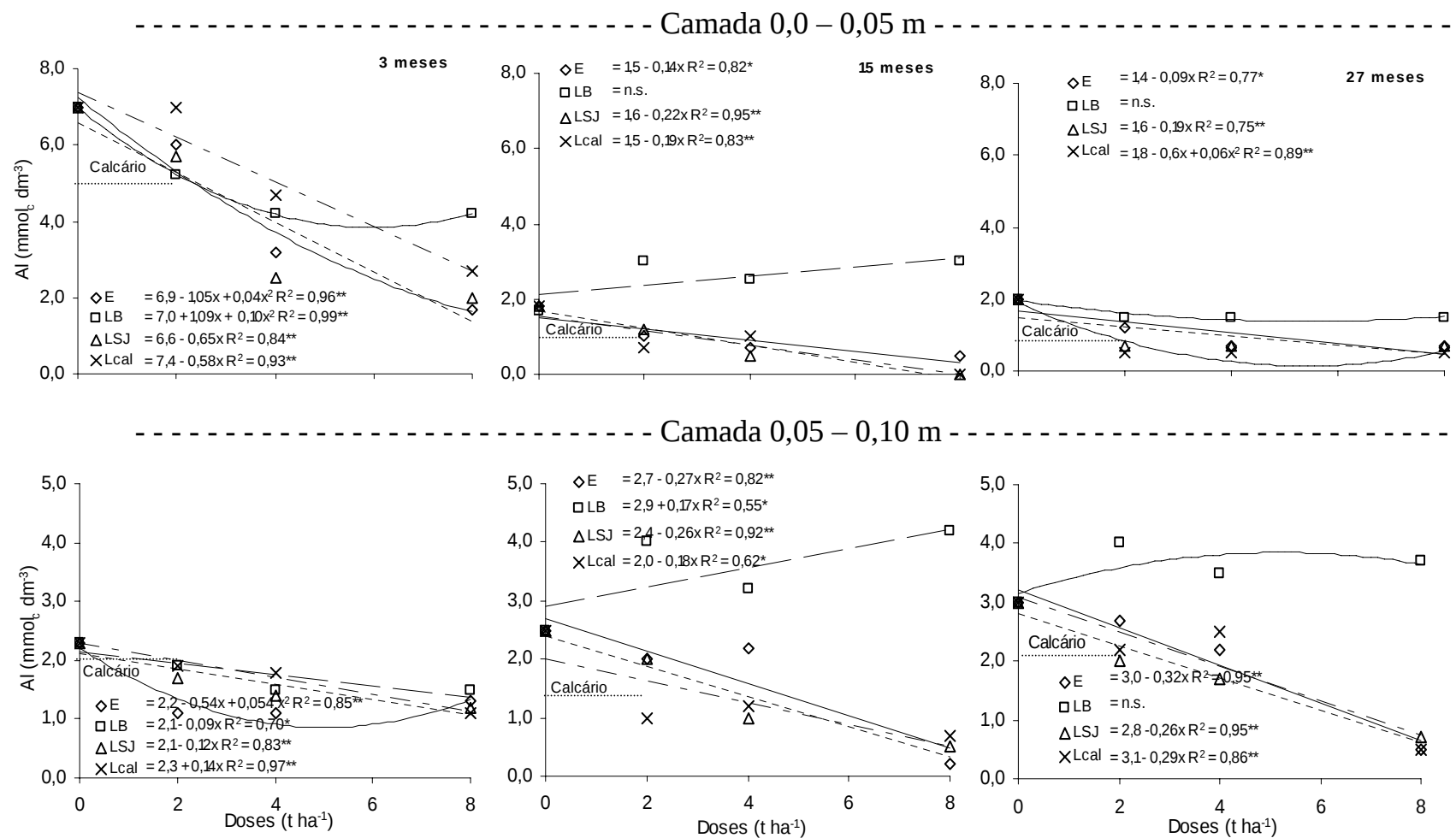


Figura 20. Valores de Al^{3+} (mmol_c dm⁻³) em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.

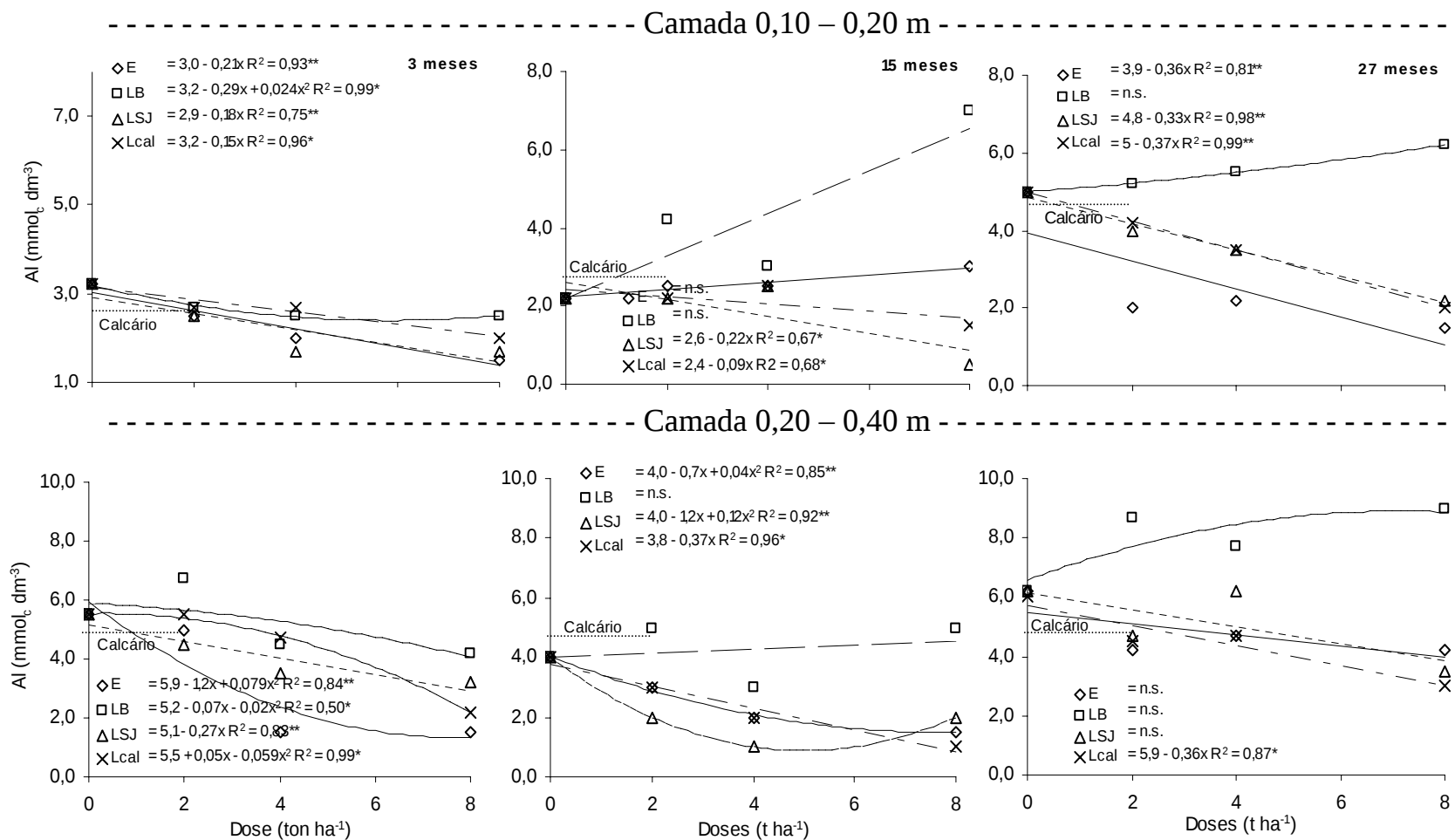


Figura 21. Valores de Al^{3+} ($mmol_c dm^{-3}$) em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.

alcalinidade dos materiais utilizados, visto que no processo de produção são adicionados cal virgem (CaO). Já Prado & Fernandes (2000 e 2003) e Carvalho-Pupatto (2003 e 2004) demonstraram redução de acidez potencial para a escória de aciaria em razão de agentes neutralizantes da acidez como SiO_3^{2-} .

O calcário demonstrou efeito da redução da acidez trocável do solo (Figura 20 e 21) até a camada de 0,20 – 0,40 m, quando comparado à dose zero, na última época de reação, não ficando restrita apenas à camada de 0,20 m como aconteceu com o pH (Figura 4 e 5), para esse mesmo tratamento. Quando o calcário é aplicado em superfície, menores volumes de solo são atingidos, concentrando-se assim seu efeito inicial nas primeiras camadas superficiais e com o tempo de cultivo os valores das camadas subsuperficiais tendem a aumentar. Respostas a este tipo de aplicação em propriedades químicas do solo têm sido demonstradas por diversos trabalhos (OLIVEIRA & PAVAN, 1996; CAIRES et al., 1998; CAÍRES et al., 1999; COSTA, 2000; LIMA, 2004; SORATTO, 2005).

A calagem não tem efeito rápido na redução da acidez do subsolo, que depende da lixiviação de sais através do perfil do solo (Costa, 2000); os avanços de correção da acidez do solo só ocorrem após a neutralização da camada de aplicação ou da alcançada pela migração (Rheinheimer et al., 2000). A evolução da correção da acidez do solo é contínua durante o período de três anos, permitindo assim que camadas mais profundas possam ser corrigidas em razão da alcalinização destes horizontes com o passar do tempo (FIDALSKI & TORMENA, 2005), contrariando assim alguns resultados de que a calagem ficaria restrita apenas a camada de 0 – 0,05 m (MOREIRA et al., 2001).

Pode-se dizer que a aplicação dos resíduos e calcário, aplicados em superfície, trazem grandes benefícios na redução da acidez trocável, em razão da diminuição do alumínio tóxico, proporcionando melhor ambiente ao crescimento radicular e com isso maior absorção de água e nutrientes, o que induz melhor desenvolvimento da parte aérea e produtividade. Para solos com características semelhantes ao Latossolo Vermelho distrófico, que apresenta baixo poder tampão. Os resultados indicam a importância do estabelecimento e da manutenção da frente alcalinização em sistema de plantio direto por meio da reaplicação dos resíduos e do calcário de acordo com a recomendação técnica e exigência nutricional da cultura, monitorada pela amostragem de solo nas varias camadas.

A possível acidificação da superfície do solo que o sistema de plantio direto preconiza, em razão da decomposição periódica dos resíduos orgânicos liberando substâncias húmicas, CO_2 , NO_3^- , H^+ entre outros ânions e compostos ácidos (CIOTTA et al., 2002; HELYAR, 2003), não vem acontecendo devido, possivelmente, a complexação do Al^{3+} tóxico por diferentes frações orgânicas do solo, formados no processo de mineralização dos restos vegetais (MIYAZAWA et al., 1993). Quanto maior a força iônica da solução, principalmente na presença de substâncias orgânicas com capacidade quelante, menor será a atividade do alumínio e menor potencial tóxico às plantas (KAMINSKI & RHEINHEIMER, 2000).

6.3.11 Capacidade de Troca Catiônica (CTC)

A aplicação de resíduos e o controle calcário proporcionou interação entre os fatores para capacidade de troca catiônica nas quatro camadas estudadas em todas as épocas (Figuras 22 e 23). A melhor explicação para esse fato é de que a CTC do solo é proveniente da soma dos cátions Ca, Mg e K mais o teor de H^+Al , como houve aumento nos teores de Ca e Mg em razão dos resíduos e do calcário, o aumento da CTC pode ocasionar superestimação dessa característica por causa dos teores de Ca e Mg presentes nos resíduos.

De acordo com as Figuras 22 e 23 pode-se verificar efeito significativo para CTC calculada com comportamento crescente em razão da aplicação dos resíduos bem como do calcário, ajustando-se equações matemáticas de primeiro e segundo grau para expressar o melhor comportamento de cada resíduo. Esses resultados corroboram os de Nascimento et al. (2004) para a aplicação de lodo de esgoto por promover comportamento crescente na capacidade de troca de cátions e, de acordo com esses autores, a CTC pode ser melhor explicada em razão das variações de pH do que pelo acréscimo de carbono orgânico decorrente do lodo de esgoto e da adição de Ca e Mg pelos resíduos (NASCIMENTO et al., 2004).

A matéria orgânica não possui valor fixo de CTC, a qual aumenta com a elevação de pH em função da ionização de grupamentos ácidos, principalmente COOH e sua contribuição não pode ser considerada aditiva, pois alguns sítios reativos são bloqueados por cátions polivalentes através da interação com minerais. Sabe-se que a maior parte da matéria orgânica encontra-se associada à fração mineral e apenas uma pequena fração é encontrada na

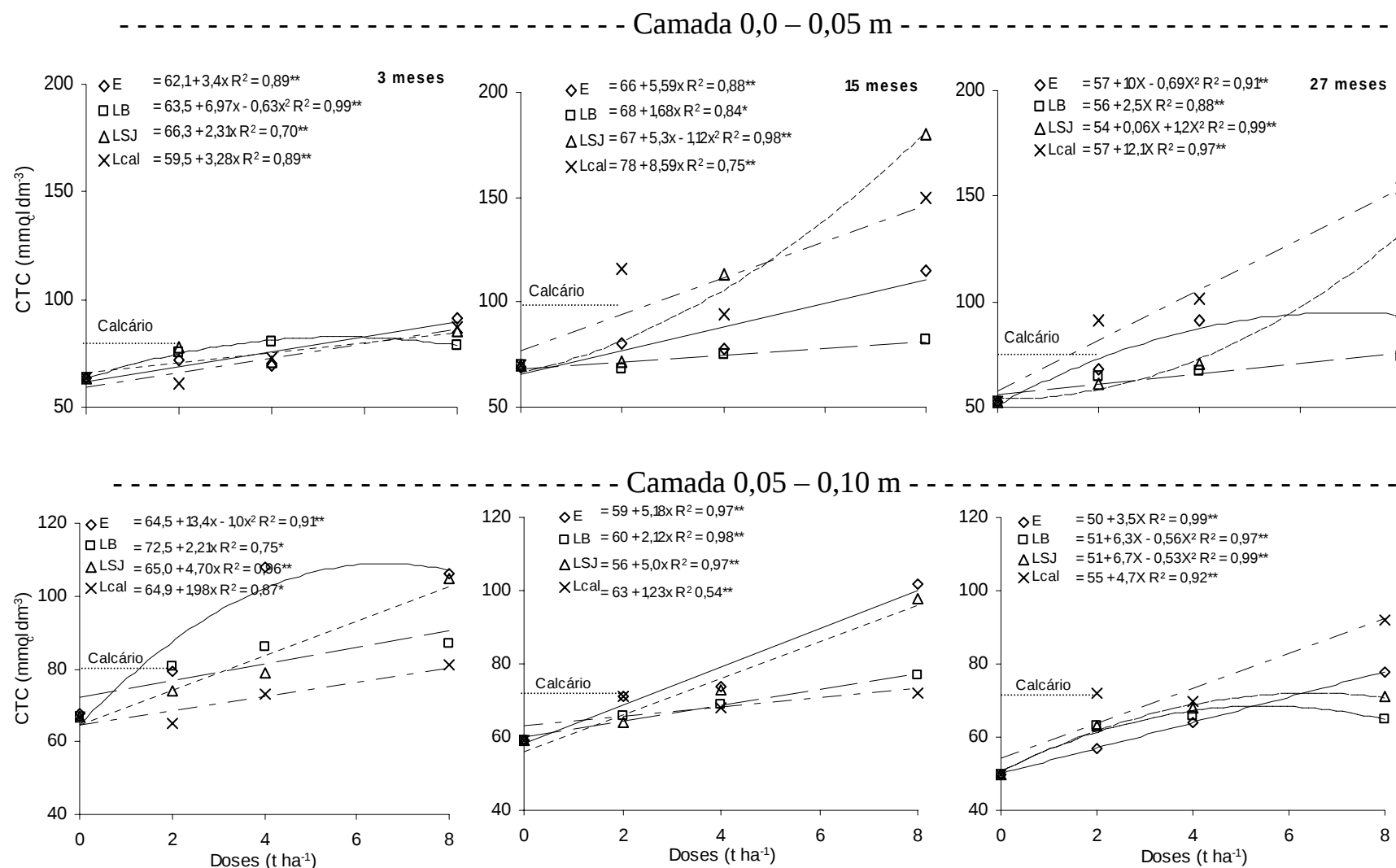


Figura 22. Valores de CTC em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m.

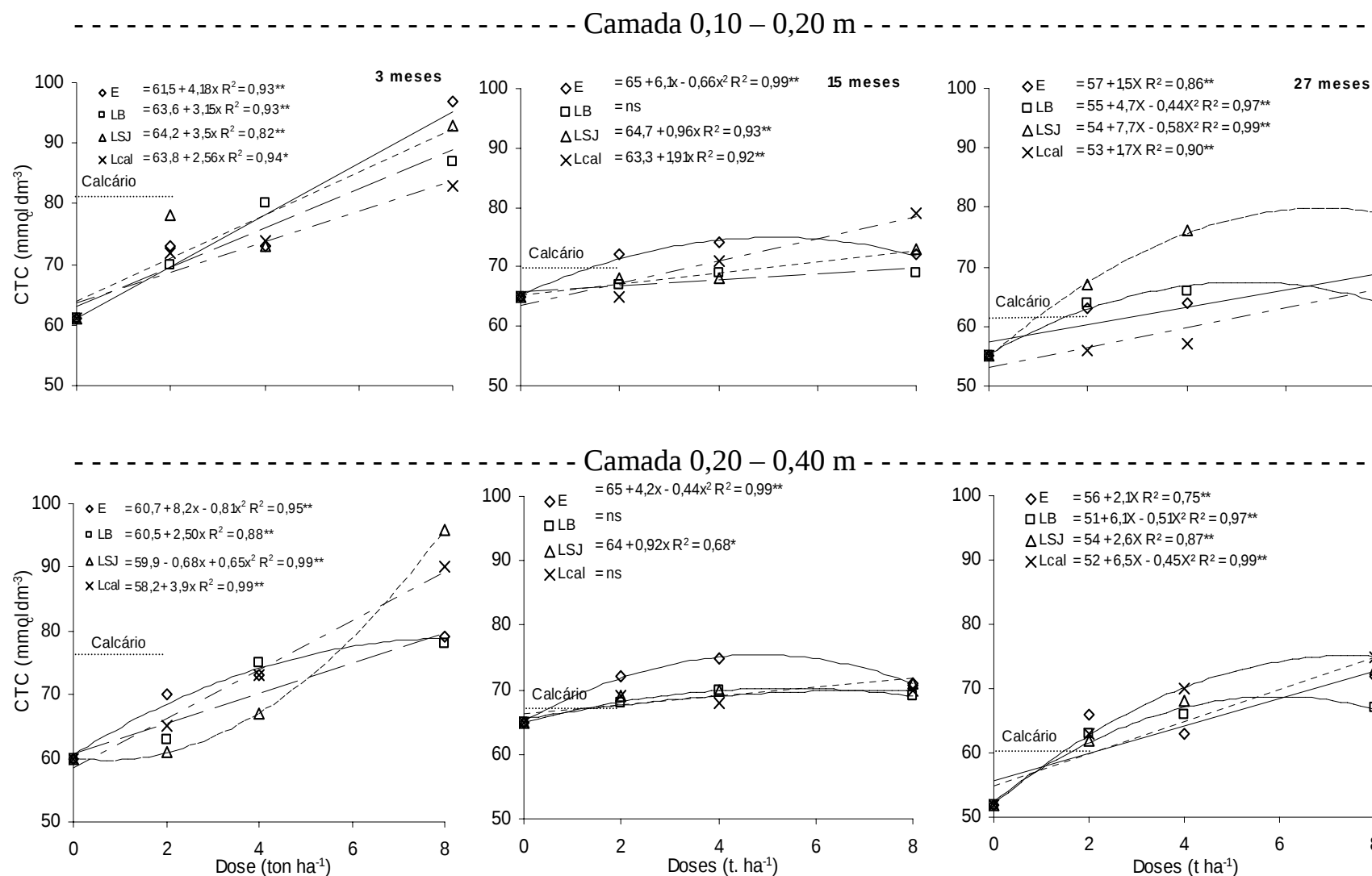


Figura 23. Valores de CTC em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto em três épocas de amostragem após aplicação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.

solução do solo, então sua contribuição na CTC é maior nos solos que apresentarem menores valores na fração mineral (BAYER & MIELNICZUK, 1999). Os trabalhos de Oliveira et al. (2002) e Nascimento et al. (2004), com lodo de esgoto têm demonstrado aumento nos valores de CTC do solo, concordando com os valores deste trabalho.

O aumento nos valores de CTC no solo foram bastante expressivos para todos os resíduos, nas quatro camadas de solo, com aumento de $100 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ na camada de 0 – 0,05m para o resíduo Lcal, o que demonstra uma possível superestimação dos resultados. A dose de 8 t ha^{-1} sempre proporcionou os melhores valores para todos os resíduos ao longo do perfil do solo. O efeito direto dos lodos de esgoto LSJ e LB e indiretamente E e Lcal na CTC do solo pode ser explicado em razão do aumento da matéria orgânica por esses resíduos, a qual representa grande influencia na CTC dos solos intemperizados, cujos minerais estão na fase final de intemperismo, como a caulinita e gibsit, e estes maiores valores de CTC do solo proporcionarão aumentos na liberação dos nutrientes para a nutrição das culturas (MELO E MARQUES, 2000).

6.3.12 Metais Pesados

A aplicação dos lodos de esgoto LB e LSJ e dos resíduos industriais E e Lcal em plantio direto, não causou problemas de poluição ambiental, considerando a presença de metais pesados no solo (Tabela 4). De acordo com Mattiazzo et al. (2002) não existe extrator que tenha boa correlação com as quantidades fitodisponíveis para todos os metais pesados existentes no lodo de esgoto, havendo necessidade de se padronizar os métodos de análises, afim de maximizar os resultados obtidos em condições de solos ácidos.

Com a aplicação destes resíduos no solo foram detectados apenas traços de: Cd, Cr, Ni e Hg. No solo, foram detectados apenas As e Pb, em níveis bem abaixo do estipulado, nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm. Pela legislação americana, através da lei 503, que estipula níveis para As de $2,0 \text{ mg dm}^{-3}$ e de 10 mg dm^{-3} para Pb, por ano, e até um limite de 7,6 e 48 mg dm^{-3} para As e Pb no solo.

Cabe ressaltar que os metais pesados apresentam elevada afinidade aos colóides do solo, sendo adsorvidos através de ligações covalentes, ficando muitas vezes indisponíveis à absorção das plantas, ou mais provavelmente complexados a matéria orgânica. Essa íntima ligação dos metais pesados com a matéria orgânica leva a uma teoria chamada de

Tabela 5. Análise de metais pesados nas profundidades de 0 – 5 e 5 – 10 cm nos anos de 2003 e 2004 em função da aplicação de resíduos industriais, urbanos e calcário.

Profundidade 0 - 5 cm									
Ano 2003				Ano 2004					
		As	Pb	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	V
Doses t ha ⁻¹		mg dm ⁻³							
LSJ	0	0,003	0,06	0,005	0,32	0,007	0,21	0,02	0,03
LSJ	2	0,003	0,04	0,005	0,31	0,010	0,22	0,01	0,02
LSJ	4	0,004	0,05	0,008	0,32	0,010	0,22	0,00	0,03
LSJ	8	0,003	0,03	0,007	0,31	0,010	0,22	0,01	0,03
Média		0,004	0,05	0,006	0,32	0,009	0,22	0,01	0,03
Regressão		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
LB	0	0,004	0,06	0,005	0,32	0,007	0,21	0,02	0,03
LB	2	0,007	0,07	0,015	0,32	0,011	0,13	0,03	0,03
LB	4	0,005	0,08	0,013	0,32	0,009	0,14	0,02	0,02
LB	8	0,011	0,11	0,017	0,31	0,009	0,08	0,02	0,02
Média		0,007	0,08	0,012	0,32	0,009	0,14	0,02	0,03
Regressão		n.s.	n.s.	Q**	n.s.	n.s.	L**	n.s.	n.s.
Lcal	0	0,003	0,06	0,005	0,32	0,007	0,21	0,02	0,03
Lcal	2	0,006	0,06	0,004	0,32	0,010	0,22	0,01	0,03
Lcal	4	0,002	0,03	0,007	0,31	0,008	0,22	0,00	0,02
Lcal	8	0,001	0,07	0,005	0,32	0,009	0,22	0,01	0,03
Média		0,003	0,05	0,005	0,32	0,008	0,22	0,01	0,03
Regressão		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
E	0	0,003	0,06	0,005	0,32	0,007	0,21	0,02	0,03
E	2	0,004	0,04	0,009	0,31	0,011	0,21	0,03	0,02
E	4	0,002	0,04	0,007	0,31	0,009	0,21	0,01	0,02
E	8	0,002	0,05	0,003	0,31	0,008	0,22	0,01	0,02
Média		0,003	0,05	0,006	0,32	0,009	0,21	0,02	0,02
Regressão		n.s.	n.s.	Q**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Calc		0,006	0,015	0,004	0,31	0,011	0,22	0,02	0,02
Profundidade 5 - 10 cm									
LSJ	0	0,003	0,06	0,002	0,32	0,009	0,21	0,01	0,03
LSJ	2	0,004	0,04	0,003	0,31	0,070	0,21	0,02	0,02
LSJ	4	0,004	0,05	0,004	0,32	0,100	0,22	0,01	0,03
LSJ	8	0,001	0,04	0,003	0,31	0,098	0,21	0,01	0,02
Média		0,003	0,05	0,003	0,31	0,100	0,21	0,01	0,03
Regressão		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
LB	0	0,004	0,07	0,002	0,32	0,009	0,21	0,01	0,03
LB	2	0,007	0,07	0,003	0,31	0,070	0,19	0,03	0,02
LB	4	0,005	0,05	0,004	0,31	0,110	0,20	0,03	0,03
LB	8	0,009	0,07	0,005	0,31	0,088	0,16	0,02	0,03
Média		0,006	0,07	0,004	0,31	0,085	0,19	0,02	0,03
Regressão		n.s.	n.s.	L**	n.s.		L**	n.s.	n.s.
Lcal	0	0,003	0,06	0,002	0,32	0,009	0,21	0,01	0,03
Lcal	2	0,005	0,08	0,004	0,32	0,070	0,21	0,02	0,02
Lcal	4	0,004	0,05	0,002	0,31	0,095	0,22	0,02	0,02
Lcal	8	0,001	0,05	0,003	0,31	0,078	0,21	0,01	0,02
Média		0,003	0,06	0,003	0,32	0,093	0,21	0,02	0,02
Regressão		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
E	0	0,003	0,06	0,002	0,32	0,009	0,21	0,01	0,03
E	2	0,002	0,05	0,003	0,32	0,070	0,21	0,04	0,03
E	4	0,001	0,07	0,003	0,31	0,108	0,21	0,01	0,02
E	8	0,001	0,08	0,004	0,31	0,090	0,21	0,01	0,03
Média		0,002	0,07	0,003	0,31	0,077	0,21	0,02	0,02
Regressão		n.s.	n.s.	L**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Calc		0,005	0,01	0,003	0,31	0,020	0,22	0,02	0,02
CETESB 1999		20,5	150	19,5		8,5	210	150	

“Bomba relógio”, afirmando que a medida que a matéria orgânica vai sendo decomposta, principalmente por processos de deterioração do solo, esses metais pesados até então indisponíveis, passam a ficar disponíveis na solução do solo, podendo causar problemas com o passar dos anos, atingindo níveis acima do estipulado pela legislação vigente.

A adsorção no solo é determinada pelo equilíbrio entre as partículas de argila, matéria orgânica, hidróxidos de Fe, Al e Mn e quelantes solúveis. O pH, a CTC e a presença de cátions afetam a adsorção e a especiação iônica de metais pesados nos solos (SILVEIRA et al., 2003).

Borges & Coutinho (2004) demonstraram que a aplicação de lodo de esgoto diminui a disponibilidade do Pb às plantas devido a esse elemento passar da forma trocável para as frações menos fitodisponíveis (orgânica e óxidos). Este efeito é ainda mais favorecido em solos com maiores teores de argila e com aumento da neutralização da acidez por meio de reações de precipitação e por aumento da adsorção, de forma covalente, em colóides de cargas variáveis.

A razão por não ser encontradas respostas de metais pesados em função da aplicação de resíduos e calagem, pode ser justificada pelo comportamento dos metais pesados serem influenciados por vários atributos do solo, como: teor de argila, matéria orgânica, conteúdo de óxidos e pH (BORGES & COUTINHO, 2004), sendo, talvez, a matéria orgânica a principal responsável pela complexação desses elementos tóxicos no solo, tornando-os indisponíveis às plantas (SOUZA et al., 1999).

Os resultados obtidos concordam com os de Nascimento et al. (2004) demonstrando que a aplicação de lodo de esgoto permite valores bem abaixo dos considerados adequados dos estipulados pela legislação européia e americana, o que permite sua aplicação sem maiores riscos ao ambiente, corroborando, também, o de Andreoli & Pegorini (2000) demonstrando que o uso agrícola do lodo de esgoto foi exaustivamente pesquisado em todo mundo, não havendo registro de nenhum efeito adverso sobre o ambiente, por exemplo poluição de metais pesados seguindo todas as regulamentações existentes.

A longo prazo, entretanto, o aumento das concentrações de metais pesados no solo resultante da aplicação de lodo de esgoto, torna-se uma preocupação justificada, pois se não adequadamente controlada, pode ameaçar a cadeia trófica (HUE, 1995). Então pode-se recomendar o uso agrícola dos resíduos LSJ, LB, Lcal e E em superfície sob plantio direto até

a dose de 8 t ha^{-1} , sem prejuízo de contaminação ambiental, nas condições de Latossolo Vermelho distrófico e condições climáticas do tipo Cwa com aproximadamente 1500 mm de chuva por ano, sobre constante monitoramento do solo, principalmente da matéria orgânica.

A complexação de metais por substâncias húmicas e a diminuição de elementos tóxicos e o aumento da disponibilidade de micronutrientes são muito influenciados pela presença de ácidos orgânicos de baixo peso molecular na solução do solo, porém estão presentes em baixíssimas concentrações, além de apresentarem vida útil muito curta (horas), no entanto são liberados constantemente por microrganismos e raízes (SANTOS et al., 1999).

6.3.13 Zinco

Os valores de Zn no solo foram analisados após 27 meses de reação dos resíduos, em razão dos elevados valores desse nutriente na composição química do lodo de esgoto LB (Tabela 1).

Verificou-se que houve aumento nos teores de Zn do solo em função da aplicação de LB nas quatro camadas estudadas (Figura 24), mesmo após dois anos de reação. Pode-se notar efeito quadrático na camada superficial senda a dose de 6 t ha^{-1} a de maior eficiência e efeito lineares para as camadas posteriores até a profundidade de 0,40m.

A razão para o aumento dos teores de Zn no solo é razão desse resíduo não ter nenhum efeito na neutralização da acidez do solo (Figuras 4 e 5), fato que torna o elemento Zn mais disponível na solução do solo e portanto mais passível de ser absorvido pelas culturas.

De acordo com Raij (1993) o aumento no pH do solo reduz os teores da maioria dos ânions, entre eles o Zn. Com base nessa lei de fertilidade o resíduo Lcal apresentou comportamento decrescente na camada de 0,10 – 0,20 m, sendo a dose de $6,25 \text{ t ha}^{-1}$ a que apresentou os menores valores de Zn no solo.

Mesmo o resíduo LSJ apresentando poder neutralizante (Tabela 4), fato que elevou os valores de pH do solo (Figuras 4 e 5), ele conseguiu elevar os teores de Zn no solo, nas camadas de 0 – 0,05 e de 0,20 – 0,40 m, em consequência desse elemento estar presente em sua composição (Tabela 1), porém em concentrações bem inferiores ao apresentado pelo LB.

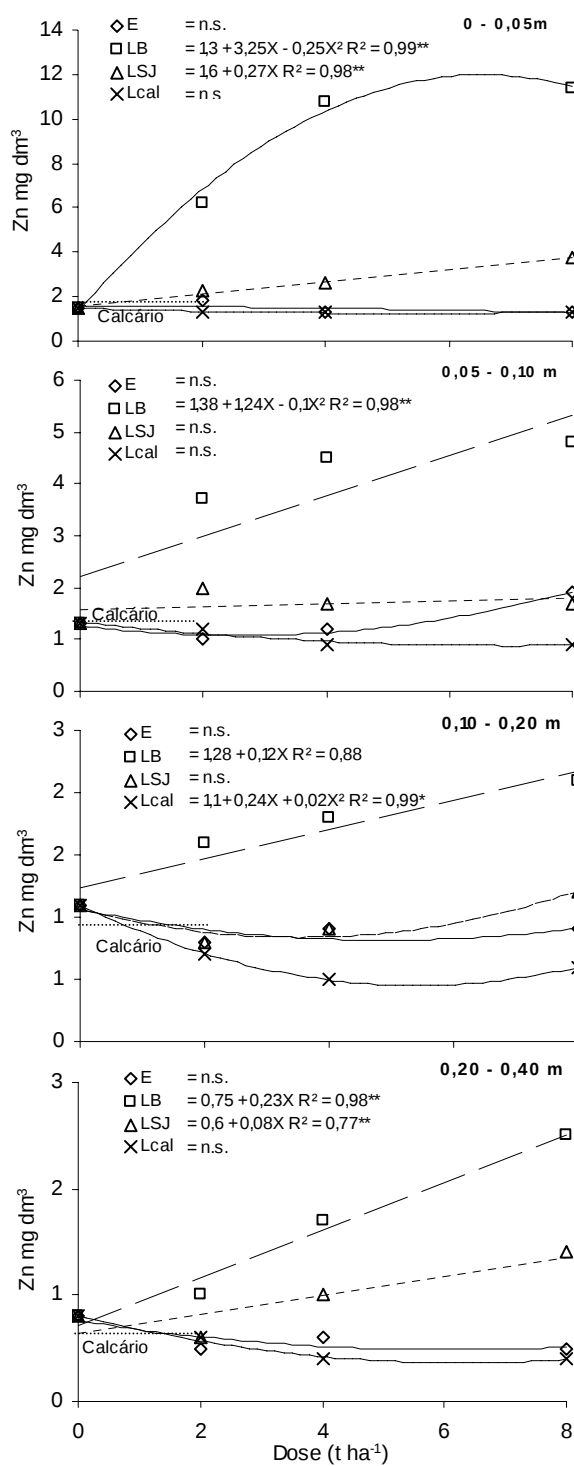


Figura 24. Valores de Zn em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob plantio direto após 27 meses de reação, nas camadas de 0,10 – 0,20 m e 0,20 – 0,40 m.

6.4 Propriedades Físicas

6.4.1 Agregação

Os resíduos e o calcário aplicados em superfície sob plantio direto proporcionaram maior agregação do solo, resultado justificado pelo aumento das partículas do solo, principalmente, nas peneiras de 4,0 – 2,0 mm e 2,0 – 1,0 mm e conseqüentemente diminuição das partículas de menor tamanho caracterizada pelas peneiras de 1,0 – 0,05 mm e > 0,05 mm (Tabela 5).

Na camada superficial a granulometria fica restrita a diferença de resposta entre os resíduos e o calcário, entretanto nas demais camadas subsuperficiais é possível verificar efeito significativo de interação entre os fatores até a profundidade de 0,40 m, com exceção das peneiras de 4,0 – 2,0 e 2,0 – 1,0 mm na camada de 0,10 – 0,20 m.

O resíduo industrial Lcal, merece destaque entre os demais resíduos, para granulometria das partículas de solo, pois proporcionou comportamento crescente, em razão dos ajustes matemáticos de primeiro e segundo grau, em todas as profundidades estudadas na peneira de 4,0 – 2,0 mm (Figura 25), comprovando ser esse resíduo um condicionador para melhoria da agregação a qual influencia as demais propriedades físicas do solo.

Os outros resíduos que apresentaram comportamento crescente foram a escória de aciaria (E) nas camadas de 0,05 – 0,10 e 0,20 – 0,40 m e o lodo de esgoto (LSJ) nas camadas de 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, na peneira de 4,0 – 2,0 mm, corroborando os resultados encontrados por Souza et al. (2005) para lodo de esgoto.

A contribuição de Lcal E e LSJ para melhorar a agregação do solo é razão, principalmente, do aumento do teor de Ca no solo (Figuras 14 e 15), em virtude da composição química dos resíduos (Tabela 1), sendo que a Lcal apresenta 37% de Ca na massa de matéria seca, o LSJ 28% e a E 23%. De acordo com Castro Filho (2002), cátions como Ca, Mg, Fe, Al, Mn, Zn e Cu formam pontes que ligam os polímeros de argila carregados negativamente com a superfície dos colóides de argila, também carregados negativamente e, em valores de pH acima de 5,4 quando há pouco Al^{3+} o cálcio e o magnésio podem dominar o complexo de troca, aumentando novamente a agregação. Quanto maior a valência e menor o raio de hidratação, maior o poder de floculação que é o primeiro passo para a agregação do solo, sendo que o poder

Tabela 6. Resultados de análise de variância para agregação do solo em função da aplicação de resíduos industriais, urbanos e calagem sobre semeadura direta, após dois anos de reação

	Peneiras (mm)						
	4,0-2,0	2,0-1,0	1,0-0,5	0,50-0,25	0,25-0,10	0,10-0,05	> 0,05
Profundidade de 0 – 5 cm							
Resíduo (R)	**	**	NS	*	**	**	**
Dose (D)	NS	*	NS	NS	NS	NS	NS
R X D	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
C.V.	10	31	51	46	39	41	37
DMS	5,2	2,6	0,72	1,4	0,84	0,17	0,28
Profundidade de 5 – 10 cm							
Resíduo (R)	**	**	**	**	**	**	**
Dose (D)	**	*	NS	**	**	**	**
R X D	**	**	**	**	**	**	**
C.V.	5	13	19	11	18	19	17
DMS	2,6	1,2	0,3	0,4	0,5	0,09	0,15
Profundidade de 10 – 20 cm							
Resíduo (R)	**	**	**	**	**	**	**
Dose (D)	**	**	**	**	**	**	**
R X D	NS	NS	**	**	**	**	**
C.V.	4	12	17	12	17	16	11
DMS	2,3	1	0,28	0,41	0,4	0,08	0,1
Profundidade de 20 – 40 cm							
Resíduo (R)	**	**	*	**	NS	NS	NS
Dose (D)	**	NS	**	**	**	**	**
R X D	**	**	**	**	**	**	*
C.V.	4	14	27	16	16	16	14
DMS	2,4	1,3	2,2	0,5	0,4	0,08	0,13

e ** significam níveis de probabilidade a 5 e 1% através dos valores de F, na análise de variância. ns é quando não houve efeito significativo.

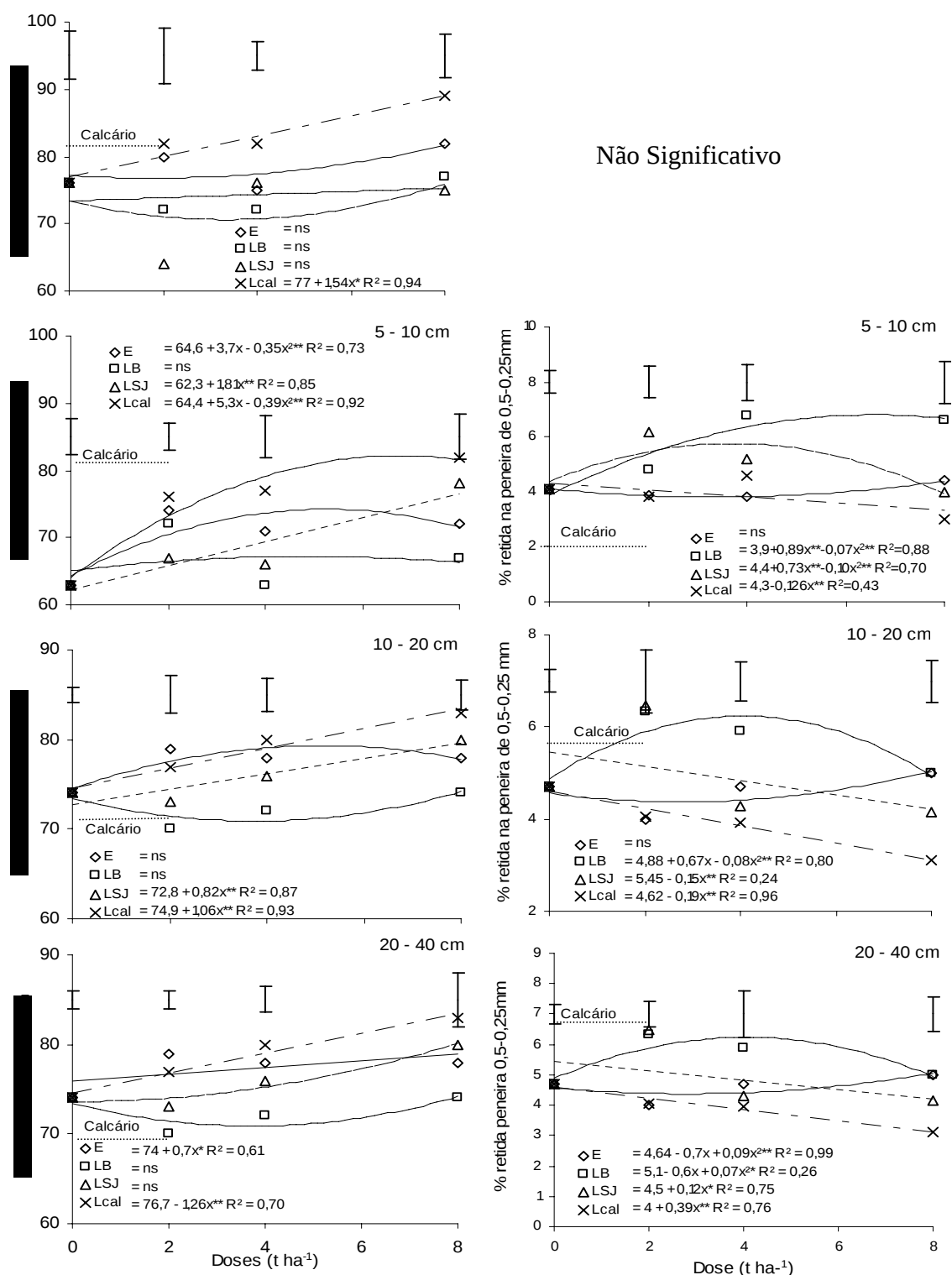


Figura 25. Porcentagem de partículas retidas nas peneiras de 4,0 – 2,0 e 0,5 – 0,25 mm em função da aplicação de resíduos, após 24 meses de reação. Barras verticais representam o desvio padrão entre os resíduos na mesma dose.

de floculação dos cátions, que obedece a seguinte ordem $\text{Fe}^{3+} > \text{Al}^{3+} > \text{H}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Sr}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Li}^+$ (STEVENSON, 1982).

Os lodos de esgoto são considerados condicionadores do solo devido a proporcionarem maior estabilidade dos agregados, retenção de água, porosidade e aeração além de diminuição da densidade, por meio da adição de matéria orgânica ao solo (JORGE et al., 1991; MELO & MARQUES, 2000; MELO et al., 2004).

A melhor agregação do solo pelos resíduos favoreceu o mecanismo de carreamento dos íons ao longo das camadas estudadas, confirmando o trabalho de Carvalho-Pupatto et al. (2004) para escória de aciaria e de Melo & Marques (2000) com biossólido.

Neste trabalho o principal fator para agregação do solo foi o aumento no teor de matéria orgânica, atribuído de forma direta e indireta à aplicação dos resíduos. De acordo com Mielniczuk (1999) a principal característica física afetada pela presença da matéria orgânica é a agregação e indiretamente são afetados as demais propriedades físicas como densidade, porosidade, aeração, capacidade de retenção e infiltração de água. Este fenômeno ocorre porque os polissacarídeos, que podem corresponder até 25% matéria orgânica, deslocam as moléculas de água da superfície coloidal através de forças de atrações como pontes de H, força de Van de Waals associadas às forças eletrostáticas, adsorvendo assim as moléculas húmicas à superfície dos minerais do solo. É devido a essa ação cimentante, que é resultado da ação dos microrganismos na decomposição dos polissacarídeos, que originará o mucigel responsável pela formação de macroagregados jovens.

Os tratamentos na dose de 8 t ha^{-1} apresentaram as maiores agregações no solo, o que pode ser atribuído, de forma indireta, ao aporte de matéria orgânica ao solo, através das maiores produções de massa de matéria seca das culturas anteriores de aveia (2003 e 2004) e de soja (2002/2003 e 2003/2004) e, de forma direta, através dos lodos de esgoto LB e LSJ, que apresentam a matéria orgânica como seu principal componente.

Segundo Letey (1985) a matéria orgânica exerce função direta sobre a movimentação de água, transferência de calor, aeração, densidade do solo e porosidade. Já Souza et al. (2005) confirmaram o aumento do diâmetro médio geométrico das partículas do solo ($> 2\text{mm}$), em razão da aplicação de $47,5 \text{ t}$ de lodo de esgoto ha^{-1} , na superfície do solo ($0 - 0,1\text{m}$) e o inverso aconteceu para as partículas menores que 1 mm na mesma camada.

A partir das peneiras com malhas inferiores a 0,5 mm, não verificou-se diferença na camada superficial de 0 – 0,05 m, mostrando-se efeito significativo dos resíduos em função apenas de suas doses, com comportamento decrescente para LSJ e Lcal nas camadas mais profundas de 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m. O lodo de esgoto de Barueri até a granulometria de 0,05 mm continua mostrando efeito benéfico de agregação do solo (LB). Devemos ressaltar que os resíduos Lcal, E e LSJ, promoveram melhores agregação de partículas maiores que 1,0 mm, enquanto o lodo de esgoto (LB) mostrou-se mais eficiente na agregação de partículas inferiores a 0,5 mm.

O efeito da calagem superficial em plantio direto, após 24 meses de reação, mostrou-se favorável à agregação do solo, para partículas superiores a 2,0 mm, principalmente na camada de 0,05 – 0,10 m, sendo diferente estatisticamente da dose zero. A calagem apresentou papel importante na agregação das partículas inferiores 0,5 mm, nas camadas mais profundas do solo 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m.

De acordo com Castro Filho & Logan (1998) quando se faz a calagem alguns mecanismos de agregação podem ocorrer, pois com aumento de pH há polimerização do Al de acordo com a fórmula $(Al(OH)_x(H_2O)_{6-x})^{(3-x)+}$, sendo que a consequência dessa polimerização é a redução do Al na solução do solo e a aderência desses polímeros às partículas do solo de maneira não trocável, aumentando portanto a agregação do solo. Com o aumento de pH também ocorre maior ionização dos grupos funcionais carboxílicos e fenólicos da matéria orgânica, onde suas cargas negativas são dependentes de pH, e que essas cargas através das pontes de cátions, principalmente o Ca, podem se ligar aos colóides do solo, aumentando assim a agregação do solo.

6.4.2 Diâmetro médio ponderado (DMP)

A variável Diâmetro Médio Ponderado (DMP) apresentou interação entre os fatores nas camadas 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, e efeito significativo para o fator resíduo na camada superficial de 0 – 0,05 m (Tabela 6), justificando a utilização da análise de regressão para as três camadas onde houve interação e desdobramento entre os resíduos e o calcário.

A aplicação do resíduo industrial Lcal promove o incremento do DMP (Figura 26), com comportamento linear crescente nas camadas de 0 – 0,05 e 0,10 – 0,20 m e

Tabela 7. Resultados de análise de variância para macroporosidade, microporosidade, porosidade total, densidade Índice de Estabilidade dos Agregados (IEA) e Diâmetro Médio Ponderado (DMP) do solo em função da aplicação de resíduos industriais ,urbanos e calagem sobre semeadura direta, após dois anos de reação.

Variáveis	Macro	Micro	Porosidade Total	Retenção de Água	IEA	DMP
0 – 5 cm						
Resíduo (R)	**	*	**	**	**	**
Dose (D)	**	**	**	**	NS	NS
R X D	**	NS	**	**	NS	NS
Bloco	NS	NS	NS	NS	NS	NS
C.V.	12	6	6	8	4	6
DMS	0,5	1,4	1,7	0,015	1	5,0
5 – 10 cm						
Resíduo (R)	**	*	*	**	**	**
Dose (D)	**	*	*	**	**	**
R X D	**	NS	*	**	*	**
Bloco	NS	NS	NS	NS	NS	NS
C.V.	12	8	6	8	4	4
DMS	0,5	1,7	1,5	0,015	2	4,5
10 – 20 cm						
Resíduo (R)	**	NS	*	**	**	**
Dose (D)	**	NS	**	**	*	NS
R X D	**	NS	*	**	*	*
Bloco	NS	NS	NS	NS	NS	NS
C.V.	12	5	6	9	3	3
DMS	0,4	1,0	1,4	0,020	2	4,5
20 – 40 cm						
Resíduo (R)	**	*	*	**	NS	*
Dose (D)	**	NS	**	**	**	*
R X D	**	NS	*	**	NS	*
Bloco	NS	NS	NS	NS	NS	NS
C.V.	13	5	5,72	9	3	3
DMS	0,4	1,0	1,34	0,020	2	4,0

* e ** significam níveis de probabilidade a 5 e 1% através dos valores de F, na análise de variância. ns é quando não houve efeito significativo.

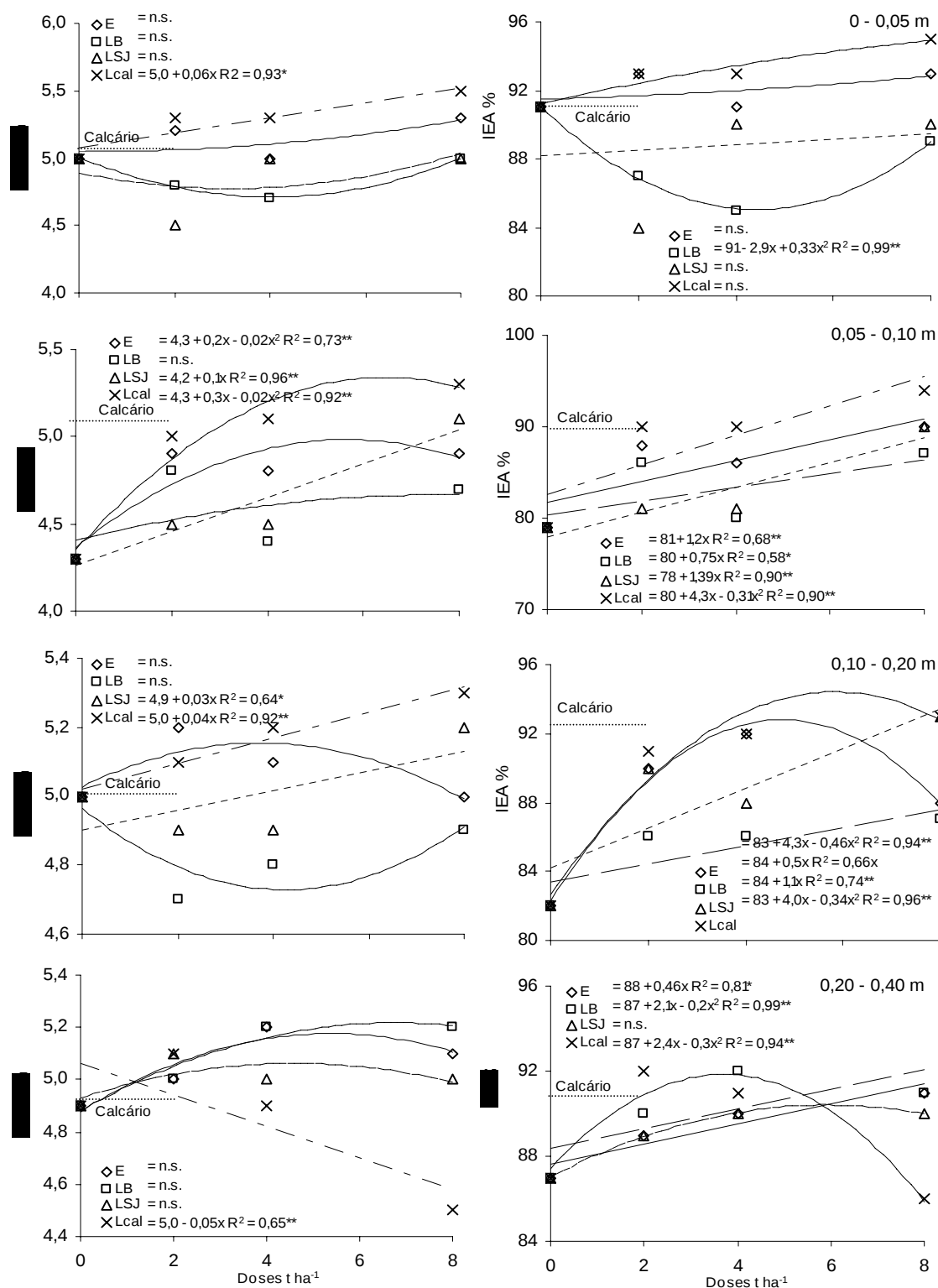


Figura 26. Diâmetro Médio Ponderado (DMP) e Índice de Estabilidade de Agregados (IEA) em função da aplicação de resíduos e calagem, após 24 meses de reação.

resposta quadrática crescente na camada de 0,05 – 0,10 m, sendo a dose de 7,5 t ha⁻¹ a mais eficiente nessa camada. Já na camada de 0,20 – 0,40 m o comportamento do resíduo Lcal em função de suas doses se torna linear decrescente.

Esses resultados favoráveis ao aumento de DMP até a profundidade de 0,20 m, pelo resíduo Lcal, torna-se contrário com efeito de redução do DMP, na camada de 0,20 – 0,40 m. Essa contradição dentro do mesmo tratamento pode ser explicado em razão desse resíduo ser bastante rico em dois nutrientes que causam a agregação e a desagregação do solo, que são o Ca²⁺ e o Na⁺ (Tabela 1), sendo o efeito favorável a agregação do solo até a profundidade de 0,20 m atribuída ao Ca²⁺ e a desagregação na última camada do solo atribuída ao Na⁺, uma vez que esse nutriente possui alta movimentação no solo, em grande parte atribuída aos processos de fluxo de massa e por difusão, o que lhe permite uma maior caminamento, principalmente por lixiviação, indo se concentrar nas camadas mais profundas, permitindo maior desagregação do solo nos locais onde encontram-se as maiores teores, como foi o caso observado para os resultados encontrados na camada de 0,20 – 0,40 m.

De acordo com Qafoku & Sumner (2001) o caminamento por lixiviação eletrônica para cátions e ânions ocorre através da percolação da solução do solo, principalmente em subsolos que apresentam maior volume de poros.

O lodo de esgoto LB não apresentou nenhum efeito de DMP (Figura 26), diferente do lodo de esgoto LSJ que apresentou respostas lineares crescentes nas camadas de 0,05 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m, sendo a camada de 0,05 – 0,10 m a mais favorecida no aumento do DMP em razão do maior valor do coeficiente angular dessa camada. Souza et al. (2005) relatam que a aplicação de lodo de esgoto favorece o diâmetro médio geométrico dos agregados na camada 0 - 0,10 m a partir da aplicação de 47,5 Mg ha⁻¹.

A escória de aciaria (E) e o calcário apresentaram efeitos significativos na camada de 0,05- 0,10 m, com comportamento quadrático para E, apresentando o maior valor de DMP igual a 4 mm na dose de 5 t ha⁻¹ e o tratamento adicional calcário difere da testemunha e de alguns tratamentos em razão do valor de DMS ser igual a 4,5. A possível explicação no aumento dos valores de DMP para os resíduos LSJ, E e calcário, assim como a Lcal, pode ser atribuído a grande contribuição nos teor de Ca no solo, atribuídos por esses resíduos nas camadas onde esses apresentaram efeito significativo.

6.4.3 Índice de Estabilidade de Agregados (IEA)

De acordo com o Tabela 6 verificou-se interação de Índice de Estabilidade de Agregados (IEA) nas camadas de 0,05 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m, diferença no fator resíduo na camada de 0 – 0,05 m e no fator dose na camada de 0,20 – 0,40 m. A estabilidade dos agregados do solo pode ser resultado da ação da união mecânica das células e hifas dos organismos, através do efeito cimentante dos produtos derivados da síntese microbiana ou da ação estabilizadora dos produtos de decomposição que agem individualmente ou em decomposição (WOHLENDERG et al., 2004).

O lodo de esgoto LB foi o único resíduo que apresentou resposta com comportamento quadrático decrescente para IEA (Figura 26), diferindo assim dos demais, a dose que apresentou menor valor de instabilidade foi $4,5 \text{ t ha}^{-1}$ denotando o valor de 85% de IEA. A possível explicação para o efeito negativo de IEA apresentado pelo LB, pode estar em razão desse resíduo ser constituído de 50% de matéria orgânica, a qual possui menor estabilidade quando comparado com as partículas coloidais do solo, então o fornecimento de mais matéria orgânica em razão da adição crescente até a dose $4,5 \text{ t ha}^{-1}$ de LB estaria contribuindo para reduzir os valores de IEA na camada de 0 – 0,05 m. Entretanto as resposta de LB para IEA, a partir da próxima camada (0,05 – 0,10 m) até a profundidade de 0,40 m, se tornam crescentes, com respostas lineares nas camadas de 0,05 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m e quadrática na última camada.

O lodo de esgoto LSJ apresentou resposta com ajuste matemático linear nas camadas de 0,05 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m, sendo a camada mais superficial a que apresentou maior coeficiente angular, sendo essa, portanto, a mais favorecida entre as duas, estatisticamente.

A escória de aciaria conferiu comportamento crescente nas três camadas subsuperficiais, com respostas lineares nas camadas de 0,05 – 0,10 e 0,20 – 0,40 m e quadrática na de 0,10 – 0,20 m, sendo que a dose de $4,7 \text{ t de E ha}^{-1}$ apresentou resultado de 93% de IEA.

O resíduo Lcal apresentou comportamento crescente com ajuste matemático de ordem quadrática, também, para as três camadas subsuperficiais, sendo que nas camadas de 0,05 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m os maiores valores foram observados na dose de 8 t de E ha^{-1} , sendo esse tratamento o mais eficiente nessas camadas para IEA, resultados que

confirmam os obtidos pelo DMP e porcentagem de partículas retidas nas peneiras de 4 – 2 mm desse mesmo resíduo na dose de 8 t ha⁻¹ para as mesmas camadas do solo, entretanto na camada de 0,20 – 0,40 m a Lama cal (Lcal) proporcionou o melhor valor de IEA na dose de 4 t ha⁻¹ com valor de 92%, sendo a dose de 8 t ha⁻¹ prejudicial a variável IEA, por razões já discutidas no DMP, sendo os teores de Na⁺ presentes na constituição desse resíduo o principal causador da redução no IEA para a dose de 8 t de Lcal ha⁻¹.

O aumento do IEA em função da aplicação de resíduos industriais, urbano e calcário sob superfície em sistema de plantio direto corrobora com Wohlenberg et al. (2004) que atribuíram o maior valor de índice de estabilidade de agregados a alta densidade de raízes, às periódicas renovações dos sistemas radiculares e à uniformidade de distribuição dos exsudados no solo, que estimulam a atividade microbiana, além de demonstrarem que as seqüências de culturas de sucessão de gramíneas e leguminosas apresentam maior agregação. A aveia preta proporciona adequada estabilidade estrutural do solo durante o ciclo das culturas de inverno, o que é atribuído ao sistema radicular das gramíneas criando assim ambiente favorável a agregação, cobertura do solo, fornecimento de material orgânico e conservação da umidade favorável a ação dos microrganismos (CAMPOS et al., 1999).

Segundo Letey (1985) a matéria orgânica exerce função direta sobre a movimentação de água, transferência de calor, aeração, densidade do solo e porosidade. Então a melhor agregação do solo pelos resíduos industriais e urbanos pode ter favorecido os mecanismos de percolação ou lixiviação dos íons, facilitando seu caminhar ao longo das camadas estudadas, confirmando o trabalho de Carvalho-Pupatto et al. (2004) para escória de aciaria.

6.4.4 Porosidade Total

Os resultados de porosidade total sofreram interação significativa entre os fatores até a profundidade de 0,40 m. O aumento da porosidade total do solo em função da aplicação de resíduos industriais e urbanos no solo, e do tratamento adicional calcário (Figura 26) é reflexo dos resultados favoráveis da estruturação do solo, justificado pelos resultados de agregação, DMP e IEA (Figura 25 e 26).

Verificou-se comportamento crescente de porosidade total do solo para os resíduos LSJ e Lcal até a profundidade de 0,40 m (Figura 27). Já o resíduo E, não

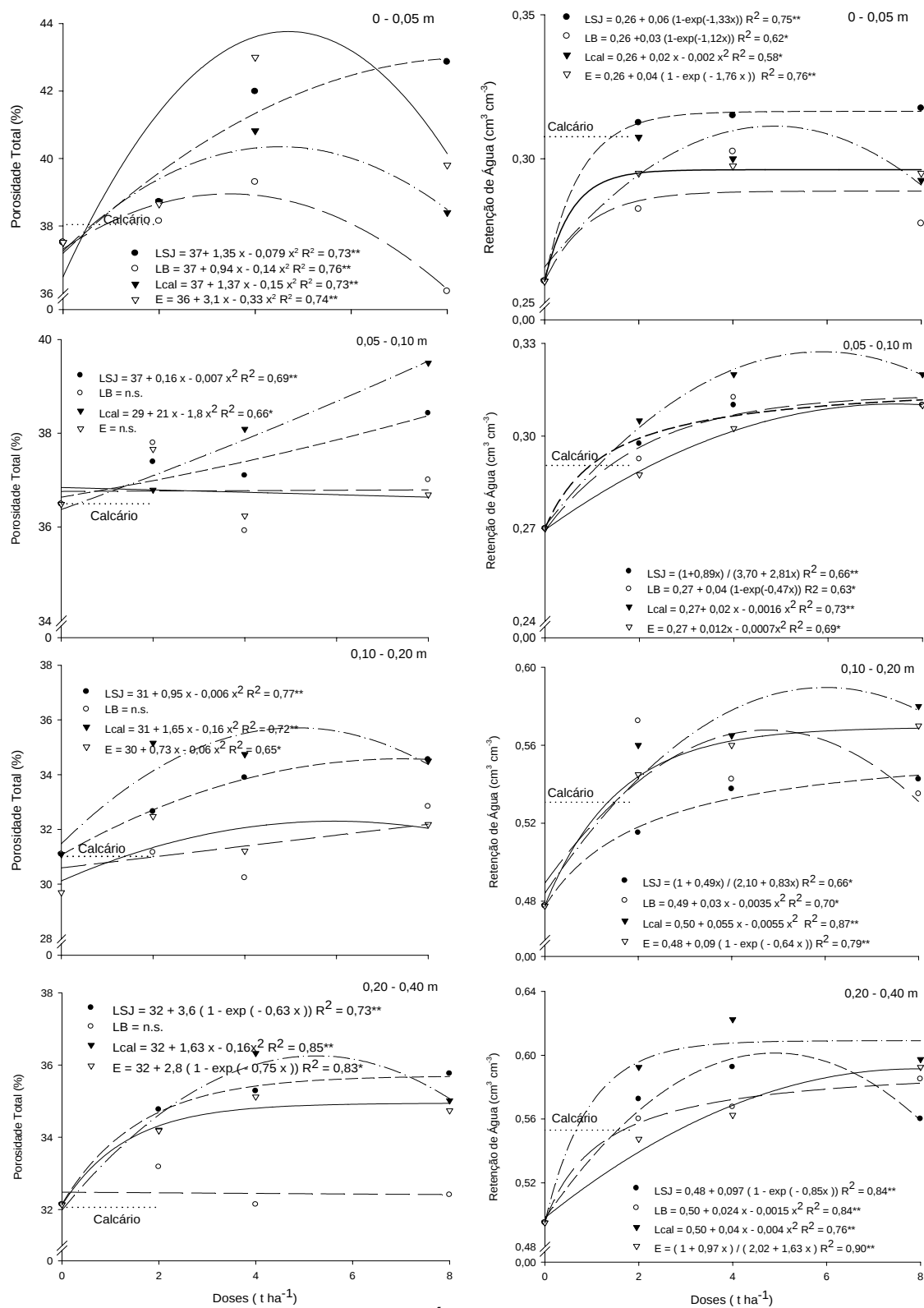


Figura 27. Porosidade Total e Retenção de Água em função das doses dos resíduos e calagem, após 24 meses de reação.

demonstrou diferença de aumento na porosidade total do solo, apenas na camada de 0,05 – 0,10 m, no entanto, na camada de 0 – 0,05 m, mostrou ser o resíduo que apresentou a maior porosidade com valor de 43,3 % na dose de 4,7 t de E ha⁻¹, já nas camadas de 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m foi menos eficiente que os resíduos LSJ e Lcal.

Os efeitos positivos no aumento da porosidade total do solo, pelos resíduos LSJ, Lcal e E (Figura 27), são reflexo de suas respostas para agregação, DMP e IEA, sendo justificado pelos mesmos motivos já discutidos para essas variáveis, como por exemplo a contribuição da maior agregação pelo aumento no teor de Ca e de forma indireta pelo incremento de matéria orgânica no solo. Ferreira et al. (1999), relataram que a matéria orgânica adicionada pelo lodo de esgoto promove maiores efeitos no aumento da estabilidade de agregação. Já Souza et al. (2005) atribuem essa maior agregação da matéria orgânica ao fato dela possuir maior superfície específica e capacidade de troca de cátions, possibilitando maior número de ligações eletrostáticas entre as partículas de solo. Além disso, a sua decomposição por microrganismos resulta na formação de inúmeros compostos importantes na cimentação e estabilização dos agregados.

O lodo de esgoto LB apresentou resposta de porosidade apenas na camada superficial do solo, com comportamento crescente até a dose de 3,36 t ha⁻¹, obtendo-se o valor de 38,6% de porosidade total do solo, reduzindo seu efeito com doses maiores, esse efeito pode ser justificado por esse resíduo também ter apresentado redução no IEA para essa mesma camada, devido à sua composição conter polieletrólitos, e a adição de 8 t ha⁻¹ pode ter favorecido a maior concentração de cargas negativas, o que provavelmente promoveu maior dispersão dos colóides, pois os polieletrólitos ao se posicionarem entre os colóides do solo causando efeito repulsivo, proporcionando menor índice de estabilidade dos agregados, fato que ocasiona a redução da porosidade total do solo, nessa primeira camada.

Melo et al. (2004) não encontraram respostas para porosidade total em função da aplicação de lodo de esgoto após cinco anos de reação, entretanto Navas et al. (1998) obtiveram incremento da porosidade total de 0,38 m³ m⁻³ para 0,49 m³ m⁻³, quando foram aplicados 320 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto.

O tratamento adicional calcário não apresentou diferença significativa de porosidade total do solo quando comparado à dose zero, em razão dos valores de DMS que

condiciona o controle e a testemunha possuem à mesma equidistância de valores de porosidade total de solo.

6.4.5 Retenção de Água

De acordo com a Tabela 6 verifica-se efeito de interação entre os fatores para retenção de água no solo em camadas, o que dá suporte à hipótese de que a aplicação dos resíduos bem como do tratamento adicional calcário aumenta os valores dessa variável ao longo de todo o perfil favorece o caminhamento de nutrientes, principalmente por fluxo de massa e difusão, fato que justifica o objetivo desse trabalho que foi verificar a dinâmica de nutrientes ao longo do perfil do solo.

Segundo Logan et al. (1996) e Beutler et al. (2002) a retenção de água no solo é influenciada pela matéria orgânica atribuída por elevadas doses de lodo esgoto em solo de textura média. Já Melo et al. (2004) não encontraram respostas de retenção de água no solo pela aplicação de lodo de esgoto.

Todos os resíduos e o calcário apresentaram comportamento crescente para retenção de água no solo, para uma tensão de 0,006 MPa, tensão que correspondente a capacidade de campo desse solo (Figura 27). Na camada superficial de 0 – 0,05 m os resíduos LSJ, LB e E apresentaram saturação de retenção de água já na dose de 2 t ha⁻¹, permitindo um ajuste matemático que mostrou comportamento homogêneo. O resíduo industrial Lcal apresentou comportamento crescente com resposta quadrática, sendo a dose de 5 t ha⁻¹ a mais eficiente apresentando valor de retenção de água igual a 0,31 cm³ cm⁻³.

A possível explicação para maior retenção de água no solo é consequência da melhor estruturação do solo proporcionada por esses resíduos (Agregação, DMP, IEA e Porosidade Total), bem como da elevação dos teores de matéria orgânica no solo, que também sofreu influência de forma direta ou indireta desses resíduos, outro fator importante, que deve ser mencionado é a maior presença de palhada, principalmente pela dose de 2 t ha⁻¹, a qual é atribuída a função de reduzir a evapotranspiração em razão de proporcionar maior homogeneidade da temperatura do solo, em especial para essa camada de 0 – 0,05 m.

Vale destacar a grande importância da calagem para retenção de água, nessa camada superficial, uma vez que o valor desse tratamento apresenta-se estatisticamente

igual aos valores mais elevados para retenção de água no solo, os motivos para tal comportamento são os mesmo já discutidos para os resíduos.

A variável retenção de água na camada de 0,05 – 0,10 m apresentou comportamento crescente para todos os resíduos (Figura 27), sendo a dose de 4 t ha⁻¹ a mais eficiente encontradas nos lodos de esgoto LSJ e LB, em decorrência da maior economia de lodo, pois a partir dessa dose os lodos passam a apresentar comportamento homogêneo. Entretanto a dose de 8 t ha⁻¹ do tratamento E foi a mais eficiência na retenção de água. Os tratamentos que apresentaram os maiores valores de retenção de água, nessa segunda camada, foram constituídos pelo resíduo industrial Lcal que teve a dose de 6,25 t ha⁻¹ como a mais eficiente, denotando o valor de 0,33 cm³ cm⁻³ de retenção de água.

O tratamento adicional calcário apresenta-se intermediário entre os tratamentos constituídos pelos resíduos e pela testemunha (dose zero) para retenção de água no solo na profundidade entre 0,05 – 0,10 m, pois seu valor não difere estatisticamente dos tratamentos compostos pelos resíduos devido ao valor de DMS ser igual a 0,015 cm⁻³, com exceção na dose de maior eficiência de Lcal que foi de 6,25 t ha⁻¹.

Os resíduos LSJ e E apresentaram comportamento semelhantes expressos por equações matemáticas diferentes, na camada de 0,10 – 0,20 m, porém ambos apresentam a dose de 8 t ha⁻¹ como os maiores valores de retenção de água, no entanto essa última dose, apresenta-se semelhante estatisticamente a dose 2 t ha⁻¹ de cada resíduo, em razão dos valores de DMS. Já os resíduos LB e Lcal apresentaram respostas quadráticas com comportamento crescente até as doses de 4,28 e de 5 t ha⁻¹, não diferindo novamente a dose 2 t ha⁻¹ das doses mais elevadas.

Podemos inferir que a camada de 0,10 – 0,20 m, assim como aconteceu na camada superficial, apresentou a maior eficiência de retenção de água já na dose de 2 t ha⁻¹ dos resíduos, sendo esse efeito justificado, novamente, pela quantidade suficiente de palhada, principalmente de aveia preta, durante os anos de 2003 e 2004, bem como o aumento de matéria orgânica no solo capazes de reter maior quantidade de água quando comparado a testemunha dose zero. O resíduo que apresentou o maior valor, em razão de sua equação foi o Lcal com 0,60 cm³ cm⁻³ de retenção de água até a profundidade de 0,20 m.

Nessa terceira camada o tratamento adicional calcário apresenta-se diferente da testemunha, e semelhante aos demais tratamentos conferindo maior capacidade de

retenção de água, quando se utiliza calagem superficial em sistema de plantio direto, em Latossolo Vermelho distrófico, sobre essas condições climáticas que foi desenvolvido o trabalho.

O comportamento para retenção de água toma dimensões ainda maiores pela aplicação de resíduos, bem como do tratamento adicional calcário, na camada de 0,20 – 0,40 m, quando se compara a testemunha ao aumento das doses aplicadas, sendo a dose de 2 t ha⁻¹ suficiente para permitir uma retenção maior de água até a profundidade de 0,40 m. Esse comportamento crescente com maior representatividade já na primeira dose ocorreu ao longo de todo perfil do solo, para cada resíduo em questão. O controle calcário apresenta-se superior a testemunha dose zero e semelhante aos demais tratamentos que foram constituídos de resíduos industriais e urbanos na retenção de água do solo até a profundidade de 0,40 m.

Os resíduos que apresentaram maior retenção de água foram: o LSJ na camada superficial de 0 – 0,05 m e o Lcal nas demais camadas, foram também os que apresentaram maiores eficiências nas propriedades químicas do solo para pH e Ca (Figura 4, 5, 14 e 15), podendo inferir que a dinâmica do transporte dos nutrientes, bem como os produtos de reação da neutralização do solo até a profundidade de 0,40 m, é razão, também da maior retenção de água no solo, o que possivelmente tenha permitido o transporte mais rápido por fluxo de massa e difusão em razão da melhor estruturação do solo provocado por esses resíduos.

Fidalski & Tormena (2005) atribuem suas respostas de caminhamento de nutrientes e produtos da reação de neutralização em profundidades em grande parte à influência da precipitação na dissolução do calcário aplicados em superfície sob plantio direto, concordando também com Amaral et al. (2004), que também justificam a importância da água na dinâmica dos nutrientes por não terem detectado nenhum tipo de ácido orgânico de baixo peso molecular na solução do solo e os resíduos vegetais não apresentaram efeito na correção da acidez do solo em profundidade.

Ainda Fidalski & Tormena (2005) discutem que o não efeito do caminhamento de nutrientes ao longo do perfil do solo em trabalhos feitos em colunas se deve, principalmente, à utilização de amostras de solos deformadas que comprometem a eficiência da calagem superficial em solos que apresentam textura arenosa na camada de 0 – 0,20 m.

Os resultados do trabalho permitem predizer que a movimentação da frente de alcalinização e o caminhamento dos cátions ao longo do perfil pode ser justificada pelas propriedades físicas do solo, corroborando os resultados de Petrere & Anghioni (2001), Amaral et al (2002) e Kaminski et al., (2005) demonstraram que o avanço da frente de neutralização da acidez no perfil do solo é atribuída a migração das partículas de calcário via dutos formados por macroporos, sendo que essa frente ao avançar altera as propriedades químicas do solo e sua velocidade de progressão depende da dose de corretivo aplicada, do tempo decorrente e das próprias características químicas e físicas do solo (CAIRES et al., 1998; MOREIRA et al., 2001; GATIBONI et al., 2003), sendo que o não revolvimento do solo e a manutenção dos canais e bioporos devem permitir a ação de neutralização da acidez em profundidade, quando o corretivo for aplicado em superfície.

Assim de acordo com os resultados de propriedade física do solo em especial a agregação e a retenção de água, podemos inferir que a biomassa verde e em decomposição influem diretamente na manutenção diferenciada do teor de água no solo, a qual determina a dissolução e a mobilidade do calcário distribuída na superfície do solo. Nesse contexto os autores Lima (2004), Soratto (2005), Moraes (2005) não exploram a grande influência das propriedades físicas no caminhamento de nutrientes e produtos da reação de neutralização em profundidades.

6.5 Crescimento radicular de aveia preta, ano de 2004.

A aplicação de resíduos e calcário apresentou diferença entre os tratamentos para as variáveis comprimento, superfície e massa de matéria seca radicular e não houve significância na variável diâmetro radicular (Figura 28). Pode-se notar que mais de 90% das raízes da aveia preta estão distribuídas na camada de 0,0 – 0,20 m, independente do tratamento.

Os tratamentos LSJ, Lcal e E favoreceram o acréscimo do comprimento radicular na aveia preta, em especial, nas camadas de 0,0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m e para calcário na de 0,05 – 0,10 m. A dose zero e o biossólido LB apresentaram os menores comprimentos radiculares em todas as camadas. Esse melhores comportamentos obtidos em

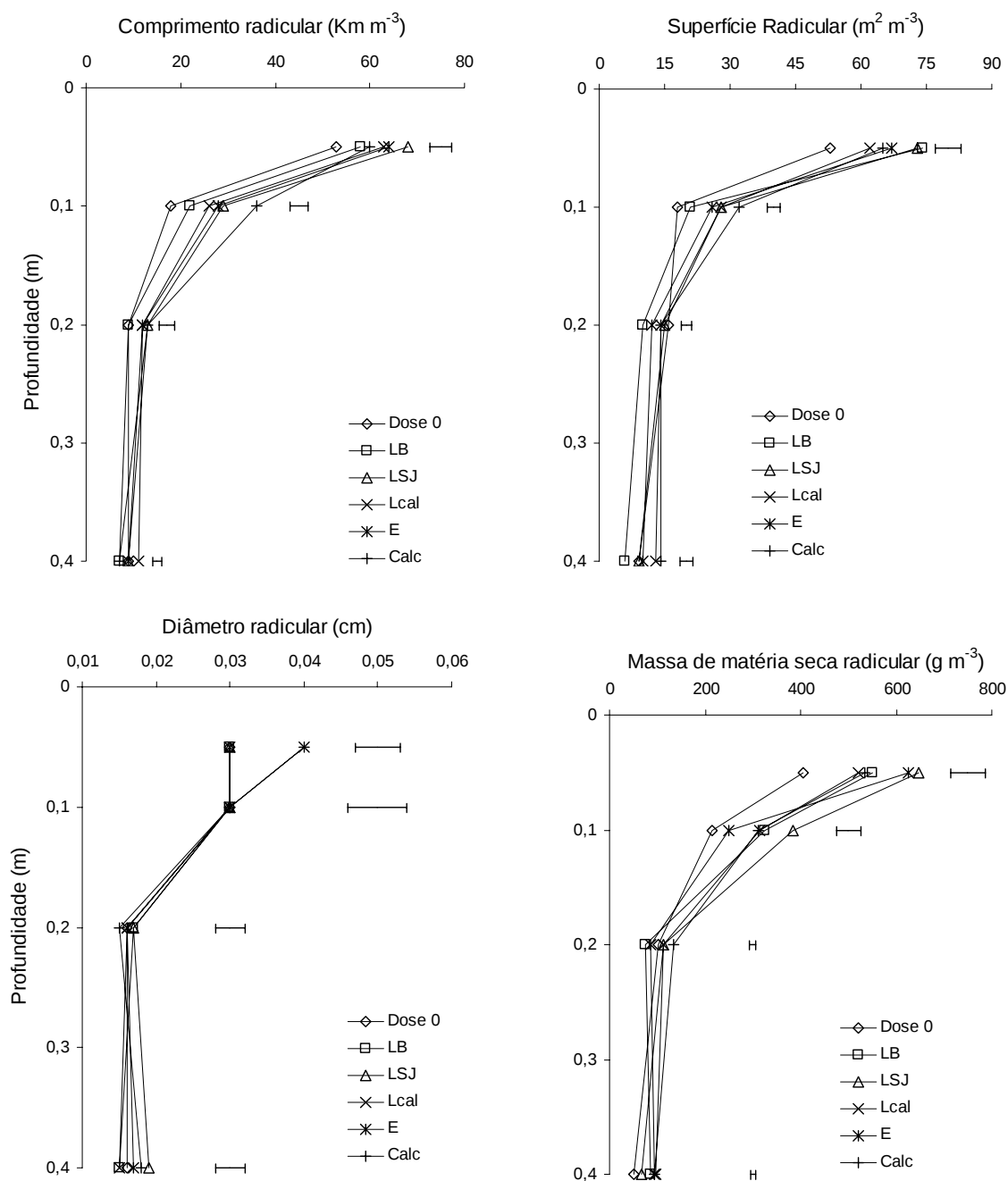


Figura 28 – Comprimento (km.m^{-3}), superfície ($\text{m}^2.\text{m}^{-3}$), diâmetro (cm) e massa de matéria seca (g.m^{-3}) do sistema radicular de aveia nas profundidades de 0 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, influenciadas pela dose de 8 ton ha^{-1} dos resíduos, além da dose zero e do calcário, após dois anos de reação.

LSJ, Lcal e E são em razão da elevação nos teores de Ca no solo e do aumento do pH e, conseqüentemente, da redução da acidez potencial (Figuras 4, 5, 14, 15, 20 e 21), uma vez que as raízes das plantas têm seu crescimento limitado em subsolos ácidos, principalmente, por causa da toxidez de Al e da deficiência de Ca (PAVAN et al., 1982), o que interfere na absorção de água e nutrientes e, conseqüentemente, na produtividade das culturas.

Tanto o Ca como o Mg participam do crescimento radicular por meio de pectatos de Ca e Mg que compõem a parede celular (MALAVOLTA, 1997), assim, a presença de Ca nas soluções em contato com as raízes é essencial para a sua sobrevivência, pois não há a translocação do nutriente da parte aérea para as porções novas das raízes em crescimento (CAIRES et al., 2001).

A superfície radicular seguiu o mesmo comportamento do comprimento radicular, uma vez que a superfície é proveniente do comprimento associada ao diâmetro radicular. As maiores diferenças entre os tratamentos, para as variáveis comprimento e superfície radicular se encontram nas camadas de 0,0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m, devido a haver maiores quantidades de raízes nestas duas camadas, representando mais de 70% do total, para a cultura da aveia preta.

Os resultados mais interessantes tanto para comprimento como para superfície se referem a camada de 20 – 40 cm, onde as diferenças encontradas entre os tratamentos, apesar de pequenas, são significativas, permitindo inferir sobre a maior disponibilidade para exploração de água e nutrientes, nos tratamentos Lcal para comprimento e superfície e calcário para superfície, ambos na profundidade de 0,40 m. Rosolem (1995) relata que a maior importância do sistema radicular profundo reside fundamentalmente na aquisição da água pelas plantas, pois a maior parte da quantidade de nutrientes absorvidas por elas são provenientes das camadas mais superficiais, devido a maior disponibilidade de nutrientes.

Os resíduos e o calcário não alteraram o diâmetro radicular, apesar do tratamento escória ter apresentado valores diferentes dos demais na camada de 0 – 5 cm, esse no entanto não diferiu significativamente dos demais. Para as demais camadas os tratamentos apresentaram comportamento semelhante. Esta variável não teve nenhuma influência tanto na superfície como na massa de matéria seca radicular.

A massa de matéria seca radicular foi incrementada de forma significativa em todas as camadas ao longo do perfil do solo devido à aplicação dos resíduos e calcário; este comportamento pode ser explicado através do comprimento uma vez que raízes mais compridas de forma geral possuem maior massa seca.

As principais camadas do solo que apresentaram maior quantidades de massa de matéria seca radicular foram as de 0,0 – 0,05 e 0,5 – 0,10 m, nestas profundidades se destacaram todos os resíduos bem como a calagem. As camadas de 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m mostraram resultados próximos entre os tratamentos, porém o desvio médio significativo também foi pequeno o que permite classificar alguns tratamentos como calcário, LSJ e E como os melhores para a camada de 10 – 20 cm e Lcal, E e calcário para 0,20 – 0,40 m, nestas camadas mais profundas. A maior quantidade de raiz em épocas de veranico e com baixa quantidade de alguns nutrientes torna-se um fator fundamental no diagnóstico de sistema de manejo para a otimização da produtividade agrícola da cultura em questão e da cultura em sucessão devido à formação de bioporos nestas camadas.

É importante ressaltar a contribuição do sistema do plantio direto; durante esses dois anos de exploração, onde foram instaladas quatro culturas, sendo duas comerciais de soja e duas de cobertura de inverno de aveia preta. Sendo o sistema radicular dessa gramínea afetado diretamente pelas propriedades químicas do solo, em razão da aplicação dos resíduos e pela calagem, apresentando-se mais desenvolvido em função do aumento das doses dos resíduos na superfície do solo.

A maior produção radicular poderia justificar também de maneira indireta a melhor agregação do solo, principalmente pelos resíduos LSJ, E e Lcal que obtiveram as maiores produções de grãos de soja, sistema radicular de aveia e massa de matéria seca de aveia.

De acordo com os resultados obtidos pode-se afirmar que a aplicação de resíduos e do calcário em superfície sob plantio direto melhoram as condições do solo, em especial o Ca e pH (Figuras 4, 5, 14 e 15) favorecendo o crescimento radicular, até a profundidade de 0,40 m (Figura 28), o que possivelmente possibilitou maior exploração de água e nutrientes, produzindo maior massa de matéria seca da parte aérea e consecutivamente maior produtividade da aveia preta.

6.6 Análise Foliar de Aveia Preta nos anos de 2003 e 2004.

6.6.1 Nitrogênio, fósforo e potássio

O teor de nitrogênio mostrou-se significativo para todos os resíduos, sendo os lodos os que apresentaram maiores destaques na absorção do nitrogênio (Figura 29), sendo as doses de 6,0 t de LSJ ha⁻¹ e de 8 t de LB ha⁻¹ as mais eficientes, nos dois anos. Esse fato pode ser justificado em razão desses lodos de esgoto serem fonte desse nutriente (Tabela 1), o que, provavelmente, tenha ocasionado maior absorção pela planta de aveia preta; outro fato que deve ser levado em consideração é maior presença de matéria orgânica, que corresponde a 50% da massa de matéria seca de LB e 26% de LSJ, contribuindo de forma fundamental na concentração de nitrogênio orgânico ao solo e com a mineralização pelos microrganismos, esse nutriente poderá ser absorvido pela aveia preta.

No último ano agrícola da aveia preta (2004) o lodo de esgoto LSJ e os resíduos E e a Lcal continuaram sendo eficientes no aumento do teor de nitrogênio na parte aérea de aveia preta. A maior absorção de nitrogênio pela aveia preta, proporcionada por esses três resíduos é razão deles terem melhorado as características do solo, principalmente pH, as quais são responsáveis pela velocidade de transformação das varias formas de nitrogênio no solo, nitrificação e desnitrificação (ROSOLEM et al., 2003; QAFOKU & SUMNER, 2001). A aplicação do calcário em superfície aumentou a absorção de nitrogênio pela aveia preta, sendo superior às doses de 2 t ha⁻¹ dos resíduos.

Entre os anos agrícolas vale destacar a diferença de concentração de nitrogênio entre as plantas, sendo que no ano de 2003 houve maior concentração em relação ao ano de 2004. Já na testemunha, a maior concentração de nutrientes também foi verificada para P e K no mesmo ano. As plantas desenvolvidas no ano de 2004 produziram maior biomassa em comparação a 2003, ocasionando possivelmente maior diluição desses nutrientes na planta.

O incremento nos teores de fósforo pela aveia preta para o ano de 2003 (Figura 29) ocorreu em função do aumento das doses de todos os resíduos, fato que esta ligado as melhorias nas características químicas do solo, entre elas pH e CTC, contribuindo assim na fertilidade do solo e consecutivamente na maior absorção de P.

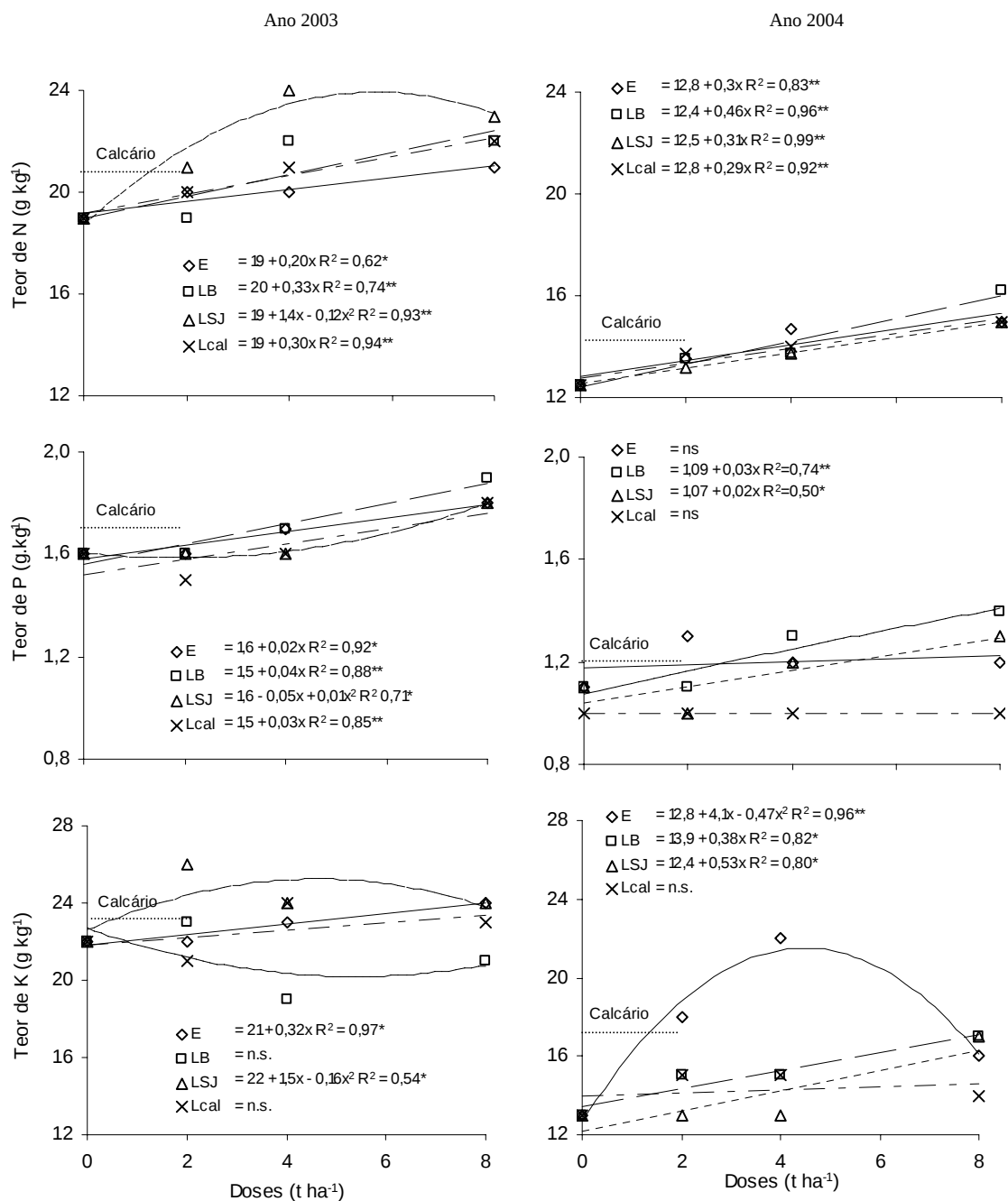


Figura 29. Teores de N, P e K na parte aérea das plantas de aveia preta em função do aumento das doses de resíduos e do tratamento adicional calcário nos anos de 2003 e 2004.

No ano de 2004 essa maior absorção de fósforo pela aveia preta só foi observada nos tratamentos que receberam os lodos de esgotos LB e LSJ, com maior destaque para o primeiro ano, por apresentar comportamento superior ao segundo. O aumento de fósforo justifica-se na presença de matéria orgânica contido nesses resíduos, a qual disponibilizaria fósforo orgânico ao solo e esse seria convertido a formas inorgânicas antes de serem adsorvidos aos colóides do solo, evitando a fixação.

Os diferentes níveis de adubação fosfatada e os diferentes tipos de palha influenciam a dinâmica do P nas camadas do solo, sendo que a palhada de aveia preta apresenta alta eficiência na distribuição do fósforo orgânico ao longo do perfil do solo (CORRÊA et al., 2004). A contribuição da matéria orgânica no aumento dos teores de P para aveia preta e o teor de P na composição do LB são as principais explicações para esses resultados.

Os resíduos que apresentaram diferença para o teor de K na parte aérea de aveia preta (Figura 29) no ano de 2003, foram o LSJ que apresentou comportamento quadrático com respostas crescente até a dose de $4,7 \text{ t ha}^{-1}$ e o E que apresentou resposta linear crescente. Já no ano de 2004 os mesmos resíduos, mais o LB apresentaram comportamento crescente nos teores de potássio na aveia preta, sendo de resposta linear para ambos e quadrática para E, sendo a dose de $4,63 \text{ t ha}^{-1}$ a mais eficiente nesse resíduo.

A aveia preta, por ser gramínea, tem preferência pela absorção de potássio em relação a cálcio e a magnésio devido a CTC radicular menor em relação às leguminosas que tendem a apresentar maior absorção de Ca e o Mg do solo (BÜLL et al., 1993). A maior absorção de potássio pelos resíduos E e LSJ também pode estar relacionado ao maior crescimento radicular, principalmente na camada de 0 – 0,05 m (Figura 28), uma vez que as plantas apresentam absorção de luxo para potássio. A calagem incrementou 4 unidades ao teor de potássio na aveia preta, aumento considerável, se pressupormos que esse nutriente será reciclado para a cultura comercial de soja, no ano de 2004.

A aplicação de nitrogênio na cultura antecessor à cultura principal, no sistema de plantio direto, vem sendo estudo de vários trabalhos, uma vez que esse nutriente e outros poderiam ser disponíveis de maneira homogênea, em razão da decomposição de sua palhada ao longo do ciclo da cultura principal (SANTI et al., 2003; AMADO et al., 2003). A aplicação de $240 \text{ kg de N ha}^{-1}$ na cultura da aveia permite uma eficiência de reciclagem de 70%

de P, 88% de K, 95% de Ca e de 90% de Mg, enquanto a relação C/N reduz uma unidade a cada 10 Kg de N aplicado na aveia (SANTI et al., 2003). No entanto, esse incremento na disponibilidade de nutrientes em especial o nitrogênio para a cultura em sucessão não tem sido uma estratégia eficiente para atender plenamente à demanda da cultura do milho (Amado et al., 2003).

A cultura de aveia preta atua na ciclagem de nutrientes, reduzindo os riscos de lixiviação, sendo que a liberação do nitrogênio dessa cultura pode chegar até 47 kg ha⁻¹, como a demanda inicial das culturas sucessivas são altas e a decomposição da palhada de aveia é mais lenta, em razão de sua alta relação C/N, o plantio de aveia preta deve ser realizado no período de entressafra da cultura comercial.

6.6.2 Cálcio, magnésio e enxofre

Os maiores níveis de Ca²⁺ no solo proporcionado pela aplicação dos resíduos e do calcário até a profundidade de 0,40 m (Figura 14 e 15) permitiu que as plantas de aveia preta absorvessem mais desse nutriente, aumentando assim os teores deste nutriente na parte aérea em função do aumento das doses dos resíduos E e LSJ no ano de 2003 e para todos os resíduos no ano de 2004 (Figura 30).

No último ano de plantio da aveia preta (2003) todos os resíduos apresentaram comportamento linear crescente para o teor de Ca²⁺, sendo os lodos de esgoto, os de maiores destaques (Figura 30) novamente, a explicação para esses resultados é proveniente do conteúdo de matéria orgânica nesses resíduos, a qual estaria favorecendo a maior retenção de Ca²⁺ no solo, em razão do aumento da CTC, permitindo maior adsorção desse nutriente no solo favorecendo a maior absorção de Ca²⁺ pela aveia preta. Outra justificativa para o incremento nos teores de Ca²⁺ na parte aérea de aveia seria a contribuição dos resíduos, de forma direta, em razão da grande quantidade de Ca²⁺ presente em suas composições químicas, em especial, para o Lcal, E e LSJ e em menor escala para o resíduo LB (Tabela 1).

A calagem também favoreceu o aumento no teor de Ca²⁺ na parte aérea da aveia preta, quando comparado à testemunha (Figura 30), no entanto seu resultado ficou bem aquém dos encontrados pelas doses de 8 t ha⁻¹ dos resíduos, admitindo-se portanto, que a última dose dos resíduos permitiu maior reciclagem de Ca²⁺, favorecendo a movimentação

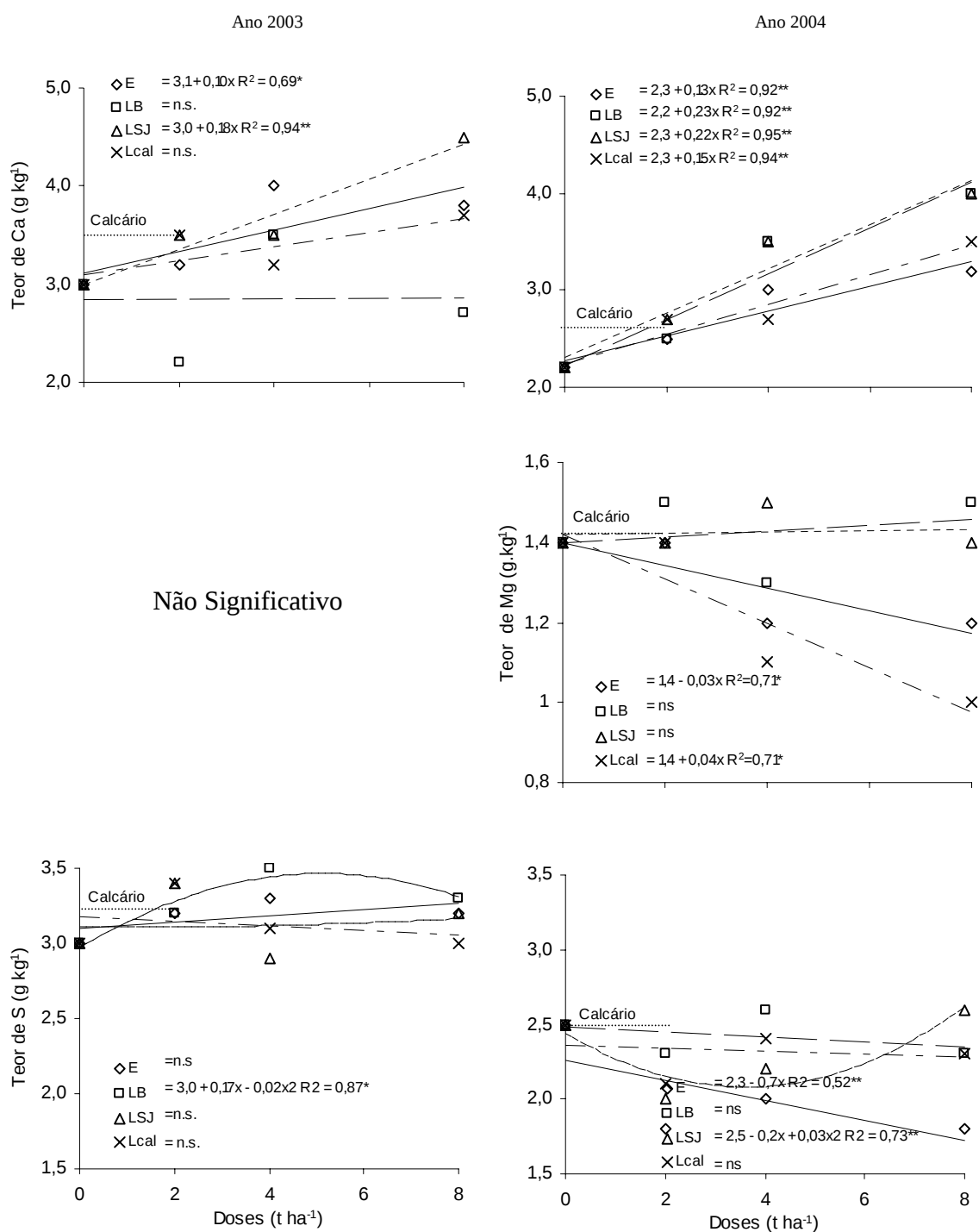


Figura 30. Teores de Ca, Mg e S na parte aérea das plantas de aveia preta em função do aumento das doses de resíduos e do tratamento adicional calcário nos anos de 2003 e 2004.

desse elemento das camadas mais profundas do solo para a superfície, o qual será melhor reaproveitado pela cultura da soja.

Não se verificou diferença estatística de interação e dentro de cada fator isoladamente para o teor de Mg na parte aérea das plantas de aveia preta no ano de 2003. Já em 2004 os teores de Mg na parte aérea da aveia preta foram prejudicados em função do aumento das doses dos resíduos E e Lcal (Figura 30), podendo ser justificado pela competição com Ca^{2+} pelo mesmo transportador, sendo os níveis de Ca^{+2} no solo maiores que os de Mg^{2+} , elevando a relação Ca/Mg no solo; no entanto, a diminuição nos teores de Mg^{+2} não afetou o desenvolvimento e a produtividade de aveia preta.

Os lodos de esgoto LB e LSJ não apresentaram o mesmo comportamento que os resíduos industriais E e Lcal, não proporcionando diferenças significativas, em razão da presença de matéria orgânica em sua constituição, o que permitiu a elevação na CTC no solo, contribuindo para maior adsorção de Mg no solo e como consequência maior absorção pela aveia preta.

A calagem manteve o teor de Mg na parte aérea de aveia preta, em razão do calcário utilizado ser do tipo dolomítico, o qual apresenta considerada concentração de Mg, não permitindo que sua absorção fosse prejudicada, mesmo após 27 meses de reação depois de sua aplicação sobre a superfície.

Os únicos resíduos que apresentaram diferença para o teor de enxofre na parte aérea de aveia preta foi o LB no ano de 2003, com resposta quadrática crescente até a dose de $4,2 \text{ t ha}^{-1}$. Já no ano de 2004 verificou-se significância apenas nos resíduos LSJ e E, sendo que o LSJ apresentou comportamento quadrático decrescente sendo a dose de $3,3 \text{ t ha}^{-1}$ o menor valor de inflexão da curva apresentando resultado de $2,1 \text{ g S kg}^{-1}$ planta. Já a resposta de E foi linear decrescente, com valor mínimo de $1,7 \text{ t ha}^{-1}$ na última dose.

A diminuição na absorção de S pela planta de aveia preta no ano 2004, para os resíduos LSJ e E pode ser justificado pelo possível caminharmento desse nutriente para camadas mais profundas do solo, na forma de CaSO_4 , MgSO_4 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, formas essas favorecidas pela aplicação de LSJ até a dose de $3,3 \text{ t ha}^{-1}$ e para o E até a dose de 8 t ha^{-1} . A maior absorção do S no primeiro ano de cultivo pelo resíduo LB é razão do teor de matéria orgânica desse resíduo, além do conteúdo de enxofre em sua composição.

6.6.3 Ferro, manganês e zinco

Os anos de 2003 e 2004 apresentaram comportamentos diferentes para o teor de Fe pela parte aérea de aveia preta (Figura 31) em função do aumento das doses de resíduos, tendendo à homogeneidade entre os valores de 50 a 90 mg kg⁻¹ na última dose dos resíduos.

No ano de 2003 foram encontrados comportamentos decrescentes para todos os resíduos sendo de respostas lineares para os resíduos E, LB e LSJ e de respostas quadráticas para o Lcal com a dose de 5,2 t ha⁻¹ a que apresenta o ponto de inflexão da curva. Essa possível redução nos teores de Fe pela parte aérea de aveia preta nesse ano, pode ter contribuído para o melhor desenvolvimento da cultura, uma vez que os resultados encontrados pela testemunha são bastante elevados.

Em 2004 a aplicação de todos os resíduos e da calagem favoreceu o aumento na absorção de Fe pela aveia preta, sendo que os resíduos apresentaram respostas quadráticas crescentes, alcançando os maiores valores de absorção de Fe nas doses de 4,6 t de E ha⁻¹, 5 t ha⁻¹ de LB e LSJ e de 4,7 t de Lcal ha⁻¹, fato justificado pelo aumento desse micronutriente no solo em razão dele fazer parte da composição química dos resíduos (Tabela 1) e a redução na absorção do Fe a partir dessas maiores doses é consequência do aumento de pH proporcionado pela dose 8 t ha⁻¹, apenas para os resíduos E, LSJ e Lcal (Figuras 4 e 5).

A aplicação do calcário também favoreceu a absorção de Fe em 2004 pelas plantas de aveia preta; tal aumento pode ser explicado pelas maiores concentrações de Ca e Mg no solo o que acarretaria suas adsorções preferenciais aos colóides do solo em relação ao Fe, tornando maior sua disponibilidade na solução do solo e com isso aumentando sua absorção pela aveia preta. Os lodos de esgoto aumentaram a absorção de Fe pela aveia preta, em razão da matéria orgânica estar atuando como quelante no transporte do Fe dentro do solo até sua maior absorção pelas plantas de aveia preta.

Os teores de Mn na parte aérea de aveia preta foram reduzidos nos dois anos agrícolas (Figura 31), em função da aplicação dos resíduos E, LSJ e Lcal, e em menor escala o LB, bem como o calcário. Esses resíduos atuaram na neutralização da acidez do solo, reduzindo a disponibilidade de Mn no solo, em especial para o E, LSJ e Lcal na dose de 8 t ha⁻¹ no ano de 2003 e para o LSJ também na última dose, para o ano de 2004, reduzindo-se a absorção de Mn pelas plantas de aveia preta.

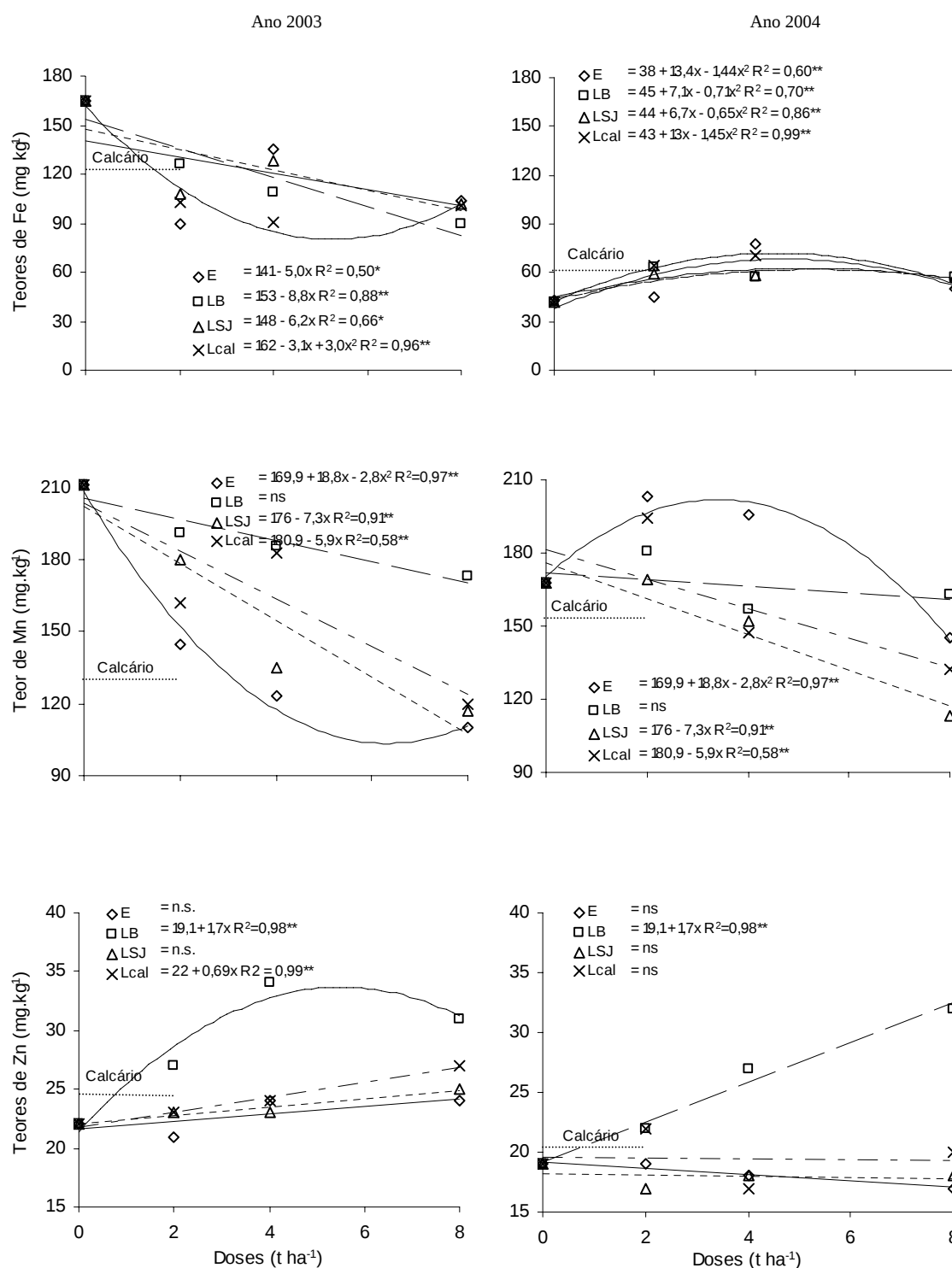


Figura 31. Teores de Fe, Mn e Zn na parte aérea das plantas de aveia preta em função do aumento das doses de resíduos e do tratamento adicional calcário nos anos de 2003 e 2004.

Os teores de Zn na parte aérea de aveia preta foram favorecidos pela aplicação de LB e Lcal, no ano de 2003, sendo que para o LB a absorção de Zn foi favorecida com resposta quadrática crescente até a dose de $5,7 \text{ t ha}^{-1}$, enquanto o Lcal apresentou resposta linear crescente em função do aumento de suas doses para esse micronutriente. Já em 2004, o resíduo LB continua oferecendo resposta do aumento do teor de Zn na parte aérea de aveia preta, em razão desse micronutriente estar presente em quantidades significativas na matéria orgânica, servindo de fonte de Zn às plantas, mesmo após 20 meses de reação no solo.

6.7 Massa de matéria seca da aveia preta no ano de 2003.

No ano de 2003 foi avaliado apenas a massa de matéria seca de aveia preta (Figura 32), pois visava-se apenas a cobertura vegetal no período de inverno, os benefícios dessa cultura na reciclagem de nutrientes e o efeito de seu sistema radicular nas propriedades físicas do solo, não atentando para os componentes de produção e sua produtividade.

A aplicação de resíduos e do calcário aplicados sobre a superfície do solo na produção de biomassa na cultura de aveia preta, no ano de 2003, foram fundamentais para maior produtividade de biomassa em função do aumento das doses dos resíduos (Figura 31), sendo que todos os resíduos apresentaram comportamentos crescentes, com respostas quadráticas para E, LB e LSJ. As melhores respostas de biomassa encontradas nas doses de $5,9 \text{ t de E ha}^{-1}$, $5,5 \text{ t de LB ha}^{-1}$ e de $6,1 \text{ t de LSJ ha}^{-1}$, respectivamente, enquanto o Lcal apresentou resposta linear.

Foram conseguidos incrementos de até 2000 kg ha^{-1} nos tratamentos de E e Lcal na dose de 8 t ha^{-1} , em relação à testemunha, esse aumento representa grande

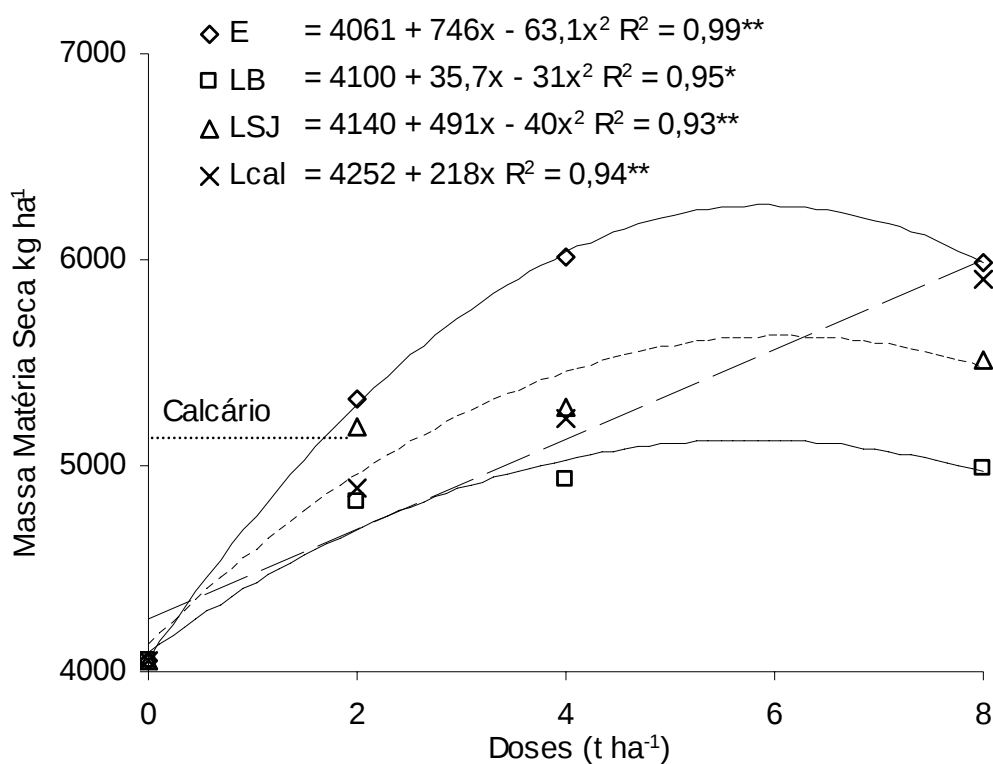


Figura 32. Massa de matéria seca de aveia preta em função da aplicação de resíduos e calcário sobre superfície em sistema de plantio direto. Ano de 2004.

contribuição na disponibilidade e reciclagem de nutrientes, para a cultura subsequente. Considerando como exemplo o teor de nitrogênio, que nesses dois tratamentos foi de 22 g kg^{-1} e ao acrescentar a esse valor a produtividade de 6000 kg ha^{-1} , obtém-se que a contribuição de nitrogênio foi de 132 kg ha^{-1} , comparando-se a contribuição da testemunha que é de 76 kg ha^{-1} , denotando-se incremento de nitrogênio de 56 kg ha^{-1} nesses tratamentos de E e Lcal na última dose, isso corresponde à recuperação de 42% de N por essa gramínea. Quantidade quase que suficiente para o desenvolvimento de muitas culturas, se todo esse nitrogênio estivesse prontamente disponível na forma inorgânica. Santi et al. (2003) obtiveram recuperação de N pela aveia preta de 33%, com a maior dose de nitrogênio aplicada.

A aplicação de resíduos e calcário além de proporcionar a maior ciclagem de nutrientes é uma eficiente estratégia para melhorar a quantidade e a qualidade dos

resíduos de aveia preta aportados ao solo no sistema plantio direto, pois contribuiu para o maior seqüestro de carbono e conseqüentemente aumento do teor de carbono orgânico no solo, no ano de 2003.

6.8 Biomassa, componentes de produção e produtividade estimada de aveia preta em 2004.

A aplicação dos resíduos e calcário permitiram o incremento da massa de matéria seca da aveia preta (Figura 33). Todos os resíduos apresentaram comportamento crescente, sendo a dose de 8 t ha⁻¹ a de maior resposta, o que permite inferir que essa dose promoveu a maior fitomassa de aveia preta em kg ha⁻¹, contribuindo assim no aumento de C orgânico, aumento do seqüestro de CO₂, devido ao maior desenvolvimento da planta, conseqüentemente em razão da maior fotossíntese, proporcionada pela maior absorção de nutrientes pela aveia beneficiada pela melhores propriedades químicas do solo.

A calagem também aumentou a massa de matéria seca de aveia quando comparada à dose zero. A adição anual para manter o estoque inicial de carbono orgânico total e nitrogênio total em um solo de textura média sob plantio direto é de 4,2 t de C ha⁻¹ e de 5 kg de N ha⁻¹ (AMADO et al., 2002), valores alcançados e superados nesse trabalho, pela aplicação dos resíduos industriais e orgânicos.

O maior aumento de produtividade de aveia preta em função da aplicação dos resíduos e da calagem, pode ser justificada em razão das duas variáveis dos componentes da produção, compostas pelo número de panículas metro⁻¹ e do número de grãos panícula⁻¹, terem sido influenciados diretamente pelo aumento das doses dos resíduos.

O aumento do número de panícula metro⁻¹ como o número de grãos por panícula (Figura 34) é razão das melhores condições do meio, atribuídas as propriedades químicas, físicas e microbiológicas proporcionada pela aplicação dos resíduos e da calagem, fato que favoreceu o melhor desenvolvimento radicular para exploração na absorção de água e nutrientes aumentando assim a produtividade.

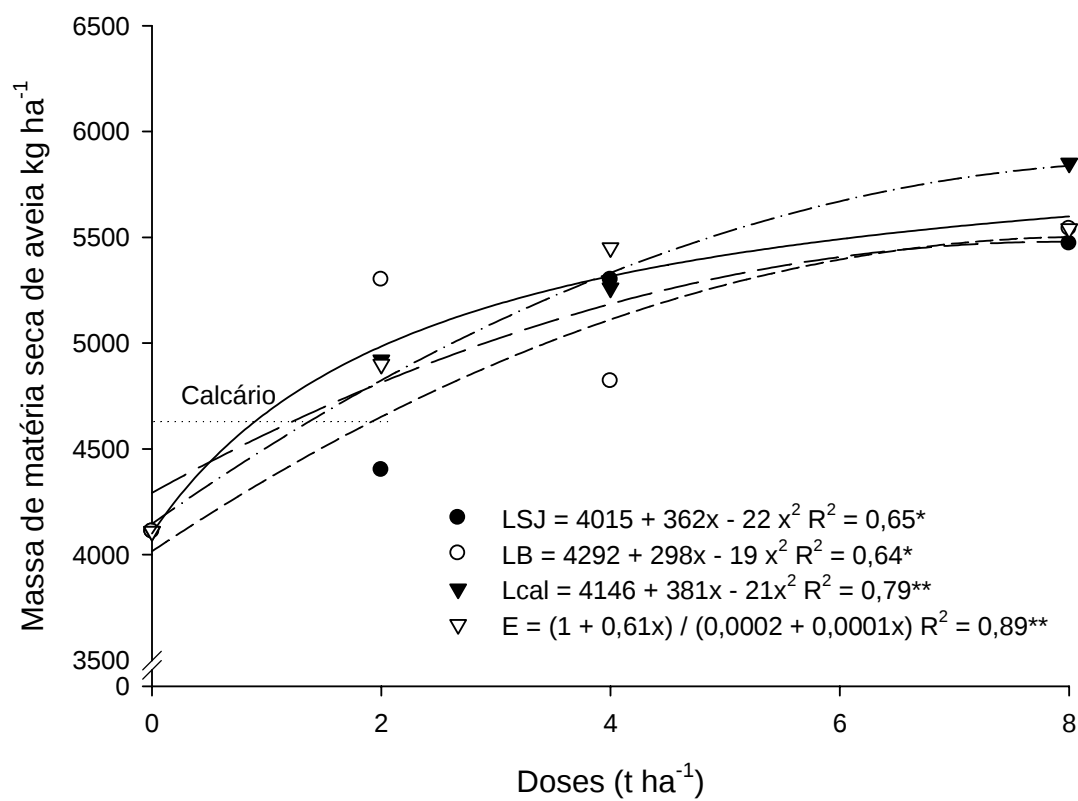


Figura 33. Massa de matéria seca de aveia preta em função da aplicação de resíduos industriais, urbanos e calcário sobre superfície em sistema de plantio direto. Ano de 2004.

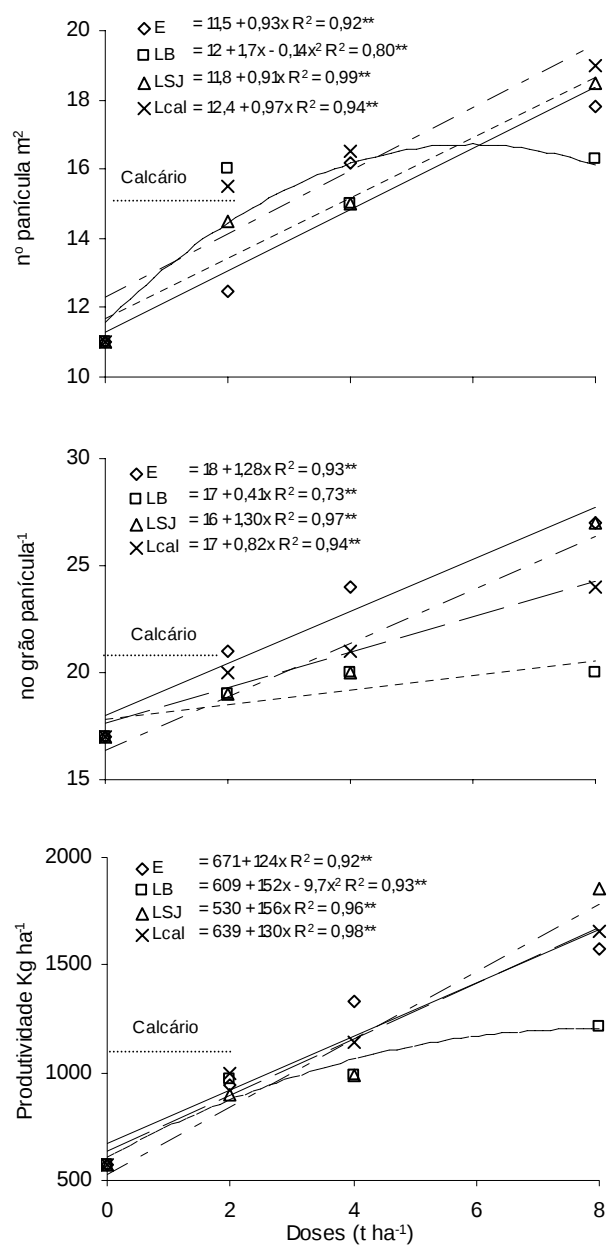


Figura 34. Número de panículas por metro, número de grãos por panícula e produtividade estimada de aveia preta em função da aplicação das doses de resíduos.

Os resíduos que apresentaram maior produtividade efetiva foram o LSJ, Lcal e E, todos na dose de 8 t ha⁻¹. A calagem difere da testemunha, sendo considerado, portanto, eficiente na produção de grãos de aveia preta. No entanto, apresentou valores inferiores aos tratamentos que apresentaram a maior produção.

As produções de massa de matéria seca, teor de nutrientes na parte aérea e a relação C/N da aveia preta foram favorecidas pelo aumento das doses de resíduos resultando nas vantagens comentadas por diferentes autores (PRIMAVESI et al., 1999; BERTOLINI et al., 2000; SANTI et al., 2003).

A quantidade de nutrientes acumulados é proporcional a quantidade de biomassa produzida, variando entre as espécies a eficácia de absorção, havendo, portanto, ciclagem de nutrientes no solo após a decomposição da palhada para cada espécie de cobertura vegetal (FAVERO et al., 2000). De acordo com Amado et al. (2002) a cultura imediatamente posterior é a que tem maior influência sobre a disponibilidade de nutrientes para a cultura comercial.

A aplicação dos resíduos proporcionou efeito de interação apenas nas variáveis número de panícula, número de grão por panícula e produtividade estimada, no entanto não foram detectadas diferenças para peso de 1000 grãos e número de plantas ha⁻¹ (Figura 34).

6.9 Análise foliar de soja nos anos de 2003, 2004 e 2005.

6.9.1 Nitrogênio e fósforo

O ajuste matemático das regressões lineares e quadráticas de respostas crescentes para o teor de N na folha de soja (Figura 35), mostra que a aplicação de resíduos e calcário favoreceu a Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN), durante os três anos, podendo ser resultado da melhoria das propriedades químicas do solo como pH e aumento dos níveis de nutrientes, fatores que propiciam melhor ambiente de desenvolvimento radicular e consecutivamente maior interação entre a bactéria *Bradyrhizobium* e a raiz de soja.

Outro fator importante é que tanto os resíduos como o calcário proporcionaram aumento nos teores de matéria orgânica no solo ao longo do tempo, e maior quantidade e qualidade da palhada de aveia preta, cultura que antecedeu a soja, fazendo com

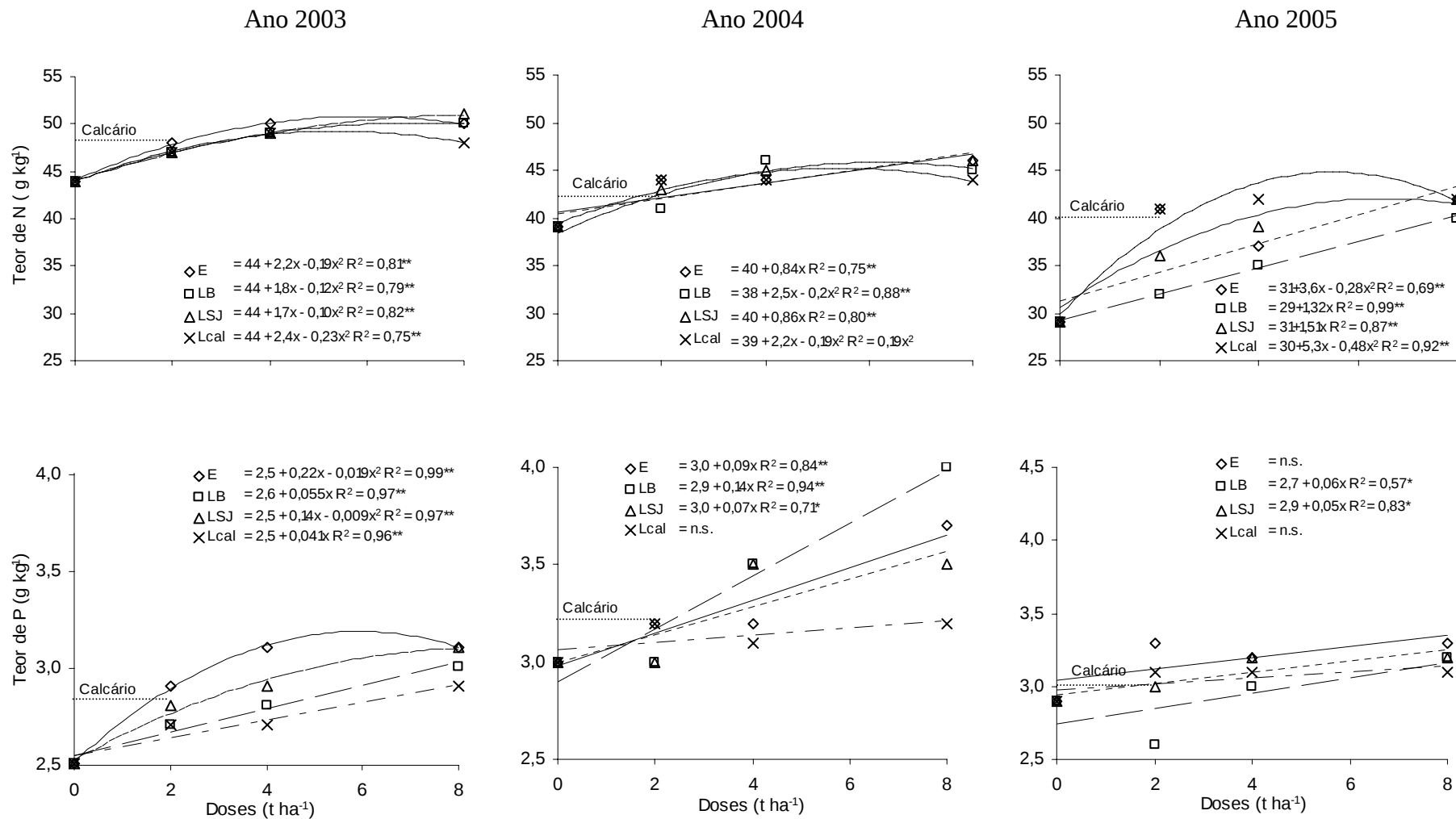


Figura 35. Teores de nitrogênio e fósforo nas folhas de soja, nos anos de 2003, 2004 e 2005 em função da aplicação de resíduos e calagem sobre superfície em sistema plantio direto.

que aumentasse ainda mais o teor desse nutriente no solo na forma orgânica. A terceira justificativa para o aumento de N nas folhas de soja é que alguns resíduos como os lodos são fonte direta desse nutriente no solo em razão de suas composições químicas e possivelmente pela disponibilização deste nutriente no solo, o qual estaria sujeito a maior absorção pelas plantas de soja.

Todos os resíduos, bem como o calcário, se destacaram no aumento do teor de nitrogênio das folhas de soja, no entanto vale destacar as melhores performances para o Lcal na dose de $5,5 \text{ t ha}^{-1}$ e E e LSJ na dose de 8 t ha^{-1} . Esse incremento no teor de nitrogênio pelas plantas de soja corresponderam em aumento de até 15 g kg^{-1} , possibilitando maior fornecimento desse nutriente no solo pela FBN e também maior reciclagem do nutriente para camadas mais superficiais. Esses dois benefícios oferecidos pela aplicação dos resíduos e do calcário no aumento de teor de nitrogênio pela planta de soja, promove aumento desse nutriente no solo, favorecendo o desenvolvimento das culturas consecutivas, em especial a aveia.

Malavolta et al. (1999) argumentam que um nível adequado de nitrogênio na folha para obtenção de uma produtividade de $2700 \text{ kg de soja ha}^{-1}$ seria de 36 g kg^{-1} , portanto os resultados descritos pelos tratamentos com resíduos e calcário estão acima do estabelecido para se obter produtividade considerável de soja. Vale a pena destacar ainda que esses resultados são provenientes da soma da folha mais o pecíolo como preconizado pelo mesmo autor em 1997 e não considerada apenas a folha em si.

Notou-se que ao longo dos anos o teor de nitrogênio nas folhas de soja veio diminuindo, o mesmo acontecendo na produtividade dessa cultura ao longo do tempo, permitindo inferir que o teor de nitrogênio na folha de soja seja pela FBN ou pela absorção direta do elemento do solo, é talvez um dos melhores indicativos para se obter altas produtividades. A redução no teor de N na folha de soja é indicativo de que talvez os resíduos tenham reduzido sua eficiência na disponibilidade desse elemento na forma inorgânica a planta, devido a esses resíduos estarem aumentando a matéria orgânica no solo, fato que contribui para maior fixação do elemento e consecutivamente menor disponibilidade as plantas, bem como o solo, no último ano, já possuir populações maiores e mais estáveis de microrganismos no solo, induzindo a disponibilidade de nitrogênio de forma mais contínua.

Respostas crescentes e significativas para teor de P nas folhas de soja foram verificadas para todos os resíduos no ano de 2003; já no ano de 2004 o único resíduo que não mostrou incremento na absorção de P pela soja foi o Lcal e em 2005 os lodos de esgoto LSJ e LB apresentaram respostas diferenciadas (Figura 35).

Todos os resíduos bem como a calagem influenciaram o aumento de P no solo, no entanto após 27 meses de reação dos resíduos aplicados houve resposta de teor de P nas folhas de soja (2005) apenas nos lodos. Possivelmente a maior absorção de P pelas plantas de soja esteja ligada à disponibilidade desse elemento fornecida pelos resíduos, em razão de suas composições (Tabela 1) que no LB representa 4,9% de sua matéria seca e 2,0% no LSJ, valores considerados expressivos. A contribuição da calagem no teor de P nas folhas de soja foi pequena em relação aos resultados encontrados nos tratamentos, em especial, para a dose de 8 t ha⁻¹ dos resíduos.

A contribuição no aumento de teor de P nas folhas de soja nos anos de 2003 e 2004, pode ser atribuído às melhores condições nas propriedades químicas do solo, disponibilizando maiores quantidades desse nutriente até a profundidade de 0,40 m, nas três épocas amostradas bem como o aumento nos valores de pH, fatores que melhoram a disponibilidade de absorção desse elemento pelas plantas de soja.

O teor de P na folha de soja considerado adequado para uma produção de 3000 kg ha⁻¹ é de 2,6 g kg⁻¹ (MALAVOLTA et al., 1999), esse valor foi superado já na testemunha, que apresentou 2,9 g kg⁻¹.

O lodo de esgoto tem apresentado bons resultados na disponibilidade de nutrientes para diversas culturas dentre elas a soja (BROWN et al., 1997). Mesmo com aumento significativos nos teores de P e N no solo pelo lodo de esgoto, Nascimento et al. (2004) relataram que esses teores apresentados por esse resíduo ainda são considerados baixos, havendo necessidade de suplementação com fertilizantes minerais para a obtenção de altas produtividades.

6.9.2 Potássio e cálcio

A aplicação de resíduos e calcário apresentou respostas no aumento de teor de potássio para os resíduos E e Lcal, com respostas crescentes lineares para o ano de 2003, porém no ano de 2004 todos os resíduos apresentaram comportamento crescente na absorção de potássio pela soja, obtendo-se respostas lineares para E e LSJ e respostas quadráticas em LB e Lcal. No ano de 2005 não foram verificadas diferenças estatísticas para o teor de K nas folhas de soja (Figura 36).

Os teores de Ca nas folhas de soja, nos anos de 2003 e 2004, demonstraram diferença para todos os resíduos industriais e urbanos com comportamento crescente, favorecendo a absorção desse nutriente em função do aumento de suas doses, sendo todas as respostas lineares, com exceção para o LB no ano de 2004 (Figura 36). A justificativa

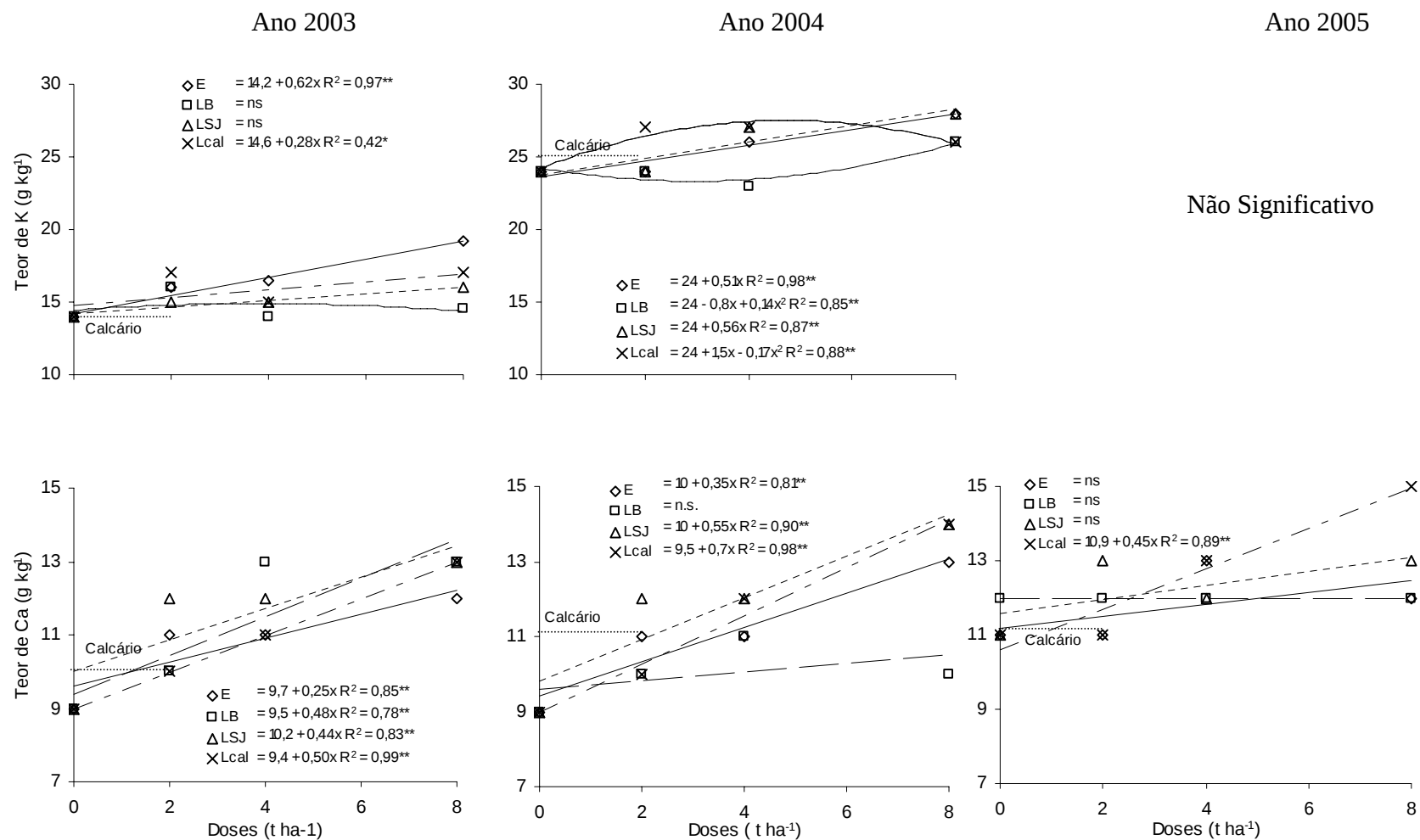


Figura 36. Teores de potássio e cálcio nas folhas de soja, nos anos de 2003, 2004 e 2005 em função da aplicação de resíduos e calcário sobre superfície em sistema plantio direto.

para esse aumento de teor de Ca nas folhas de soja é razão desses resíduos estarem fornecendo esse elemento de forma direta no solo até a profundidade de 0,40m (Figuras 13 e 14), devido aos altos teores em suas composições químicas (Tabela 1); no ano de 2005 o único resíduo que apresentou significância com resposta linear crescente foi o Lcal.

6.9.3 Magnésio, enxofre, manganês e zinco

A maior absorção de Ca pelas plantas de soja refletiu em menor absorção de Mg (Figura 37); no ano de 2005 a mesma resposta foi observada para os resíduos E, LSJ e Lcal, confirmando o antagonismo entre o Ca e o Mg. As respostas, tanto no teor de Ca como de Mg, dos resíduos LSJ e E foram semelhantes as do Lcal, porém sem significância estatística.

Teores adequados de Ca e Mg para a soja, de acordo com Malavolta et al. (1999), são de 10,8 e 4,9 g kg⁻¹, respectivamente, os valores encontrados foram próximos ou superiores tanto para Ca como Mg. Com calcário os maiores teores de Ca na folha de soja nos três anos agrícolas e de Mg nos anos de 2003 e 2004, bem como dos tratamentos que apresentaram respostas na absorção desses dois nutrientes, contribuíram para a melhor produção de grãos de soja, em especial para o Lcal, no ano de 2005. O oposto aconteceu com o Mg, cujos teores nas folhas de soja reduziram em função do aumento das doses dos resíduos, nos anos de 2004 e 2005, com valores de 6 g kg⁻¹ na testemunha e calcário.

Todos os resíduos aumentaram os teores de S na folha de soja no ano de 2003 (Figura 37), entretanto essa diferença não foi constatada em 2004; em 2005 a diferença voltou a ocorrer para os resíduos LB, LSJ e Lcal que favoreceram absorção de S. Após 27 meses de reação vale destacar em especial o resíduo LB que continuou apresentando resposta linear crescente, proveniente da elevada quantidade de matéria orgânica (50% da massa de matéria seca). Já os resíduos LSJ e Lcal, após 27 meses de reação, apresentaram comportamento quadrático crescente sendo seus maiores valores de S nas folhas alcançados com as doses de 6,5 e 7 t ha⁻¹, respectivamente.

No ano de 2003 verificou-se aumento no teor de Mn nas folhas de soja para LB e LSJ de forma linear até a dose de 8 t ha⁻¹ e com resposta quadrática para Lcal até a dose de 3,7 t ha⁻¹ (Figura 38). Para E houve regressão polinomial quadrática decrescente com ponto de inflexão na dose de 3,8 t ha⁻¹, talvez com apenas três meses de reação a

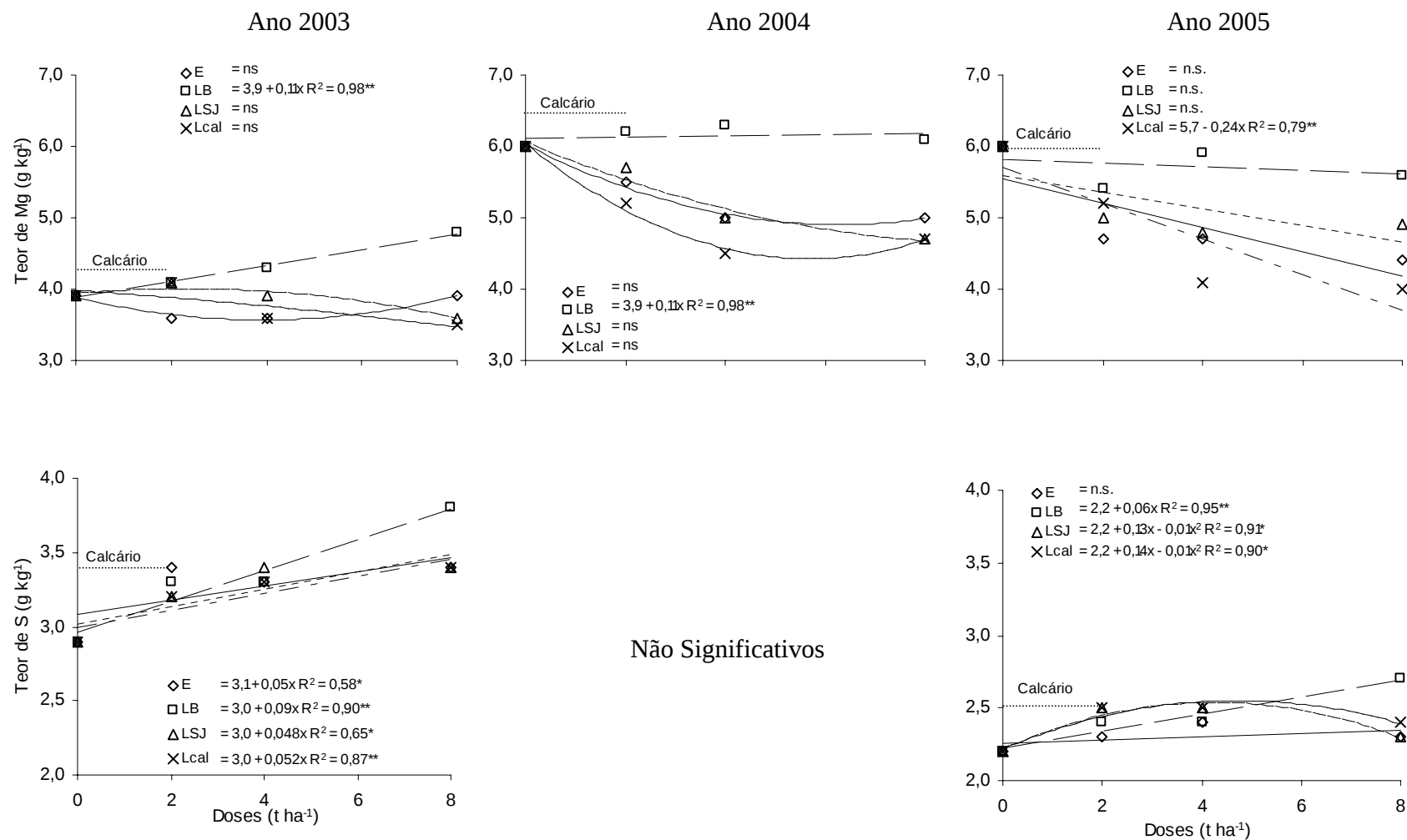


Figura 37. Teores de magnésio e enxofre nas folhas de soja, nos anos de 2003, 2004 e 2005 em função da aplicação de resíduos industriais, urbanos e calagem sobre superfície em sistema plantio direto.

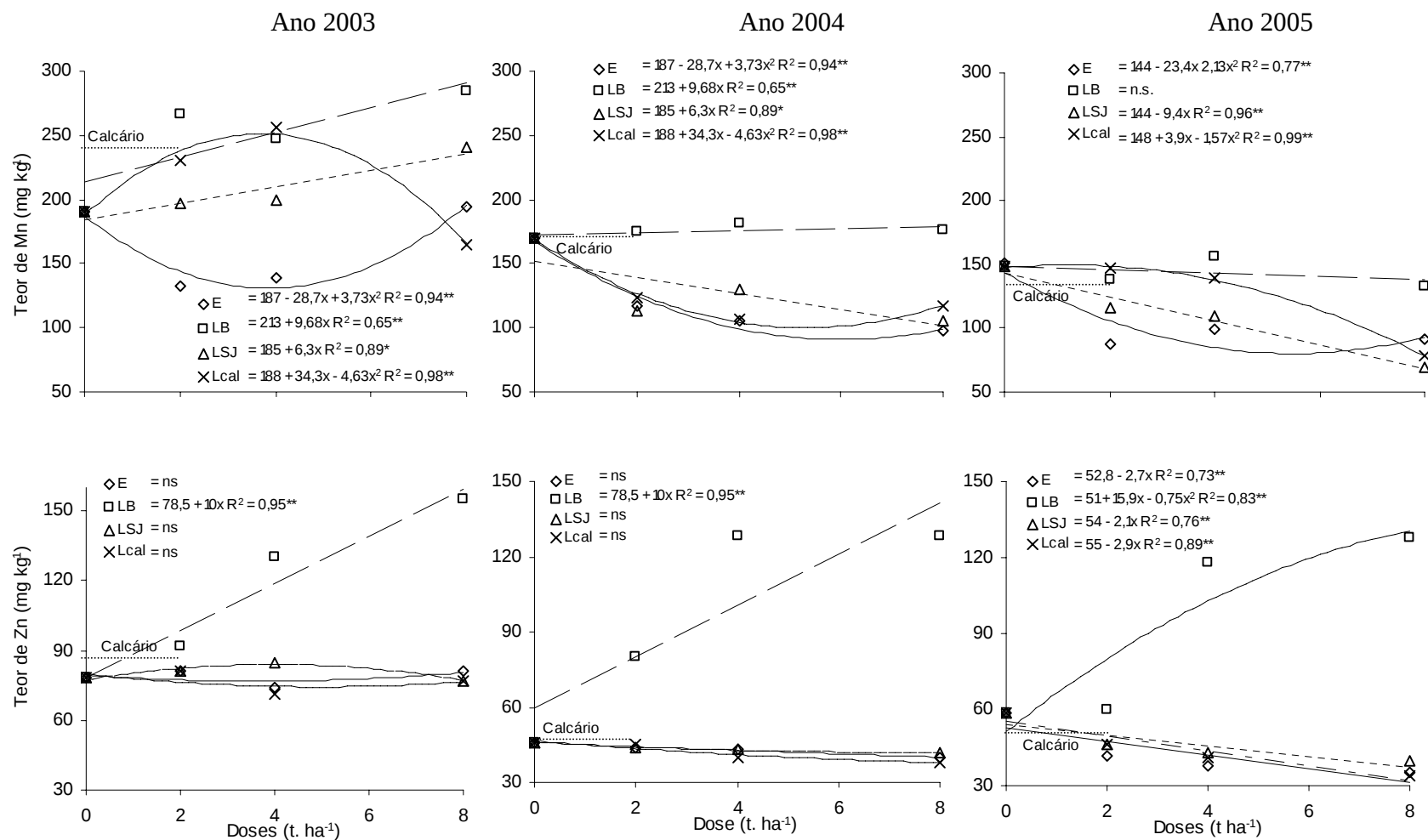


Figura 38. Teores de manganês e zinco nas folhas de soja, nos anos de 2003, 2004 e 2005 em função da aplicação de resíduos e calagem sobre superfície em sistema plantio direto.

disponibilidade de Mn no solo para soja ainda fosse alta, principalmente nas camadas mais profundas onde esses resíduos ainda não haviam atuado na redução da acidez.

A partir de 2004 começou a haver redução nos teores de Mn^{+2} na folha de soja, e esse mesmo comportamento se manteve em 2005, para E, LSJ e Lcal, resíduos que podem ser considerados corretivos de acidez do solo, e que reduziram os teores de Mn no solo, até a profundidade de 0,40m após 15 e 27 meses de reação após aplicação dos resíduos. A redução nos teores de Mn^{2+} nas folhas de soja em função do aumento das doses dos resíduos E, LSJ e Lcal, permitiu melhora o desenvolvimento da cultura, pois esse elemento em concentrações muito elevadas pode ser tóxico as culturas.

O teor de Zn na folha de soja nos três anos agrícolas apresentou comportamento crescente apenas para o resíduo LB, com resposta linear no ano de 2003 e quadráticas nos anos de 2004 e 2005 (Figura 38); nesse último ano agrícola também apresentaram respostas lineares e decrescentes em função do aumento de suas doses os resíduos E, LSJ e Lcal além do calcário, em razão do aumento do pH no solo.

De acordo com Malavolta et al. (1999), teores de Zn considerados adequados são próximos a 30 mg kg^{-1} , resultados obtidos pela doses de 8 t ha^{-1} desses três resíduos e do calcário no ano de 2005. Já o resíduo LB apresentou comportamento oposto aos demais com resposta crescente, sendo que a dose de 8 t ha^{-1} , produziu teores elevados de Zn nas folhas da soja. A excessiva absorção de Zn nessa última dose de LB, seja talvez uma das explicações do desenvolvimento e produtividade da planta de soja em relação aos demais resíduos e ao calcário, em razão do elevado teor do elemento (2950 mg kg de matéria seca) em sua composição (Tabela 1).

6. 10 Componentes de produção e produtividade da soja ano de 2003.

Tanto os componentes de produção como a produtividade da cultura da soja sofreram influência da aplicação dos resíduos no ano de 2003. Os resíduos que mostraram-se mais eficientes para a produtividade foram a escória de aciaria, e os biossólidos de biodigestor e centrifugado (Figura 39).

O número de plantas por ha^{-1} (Figura 39), é favorecido com a aplicação dos resíduos, com efeito linear para todos. Estes resultados podem ser explicados em

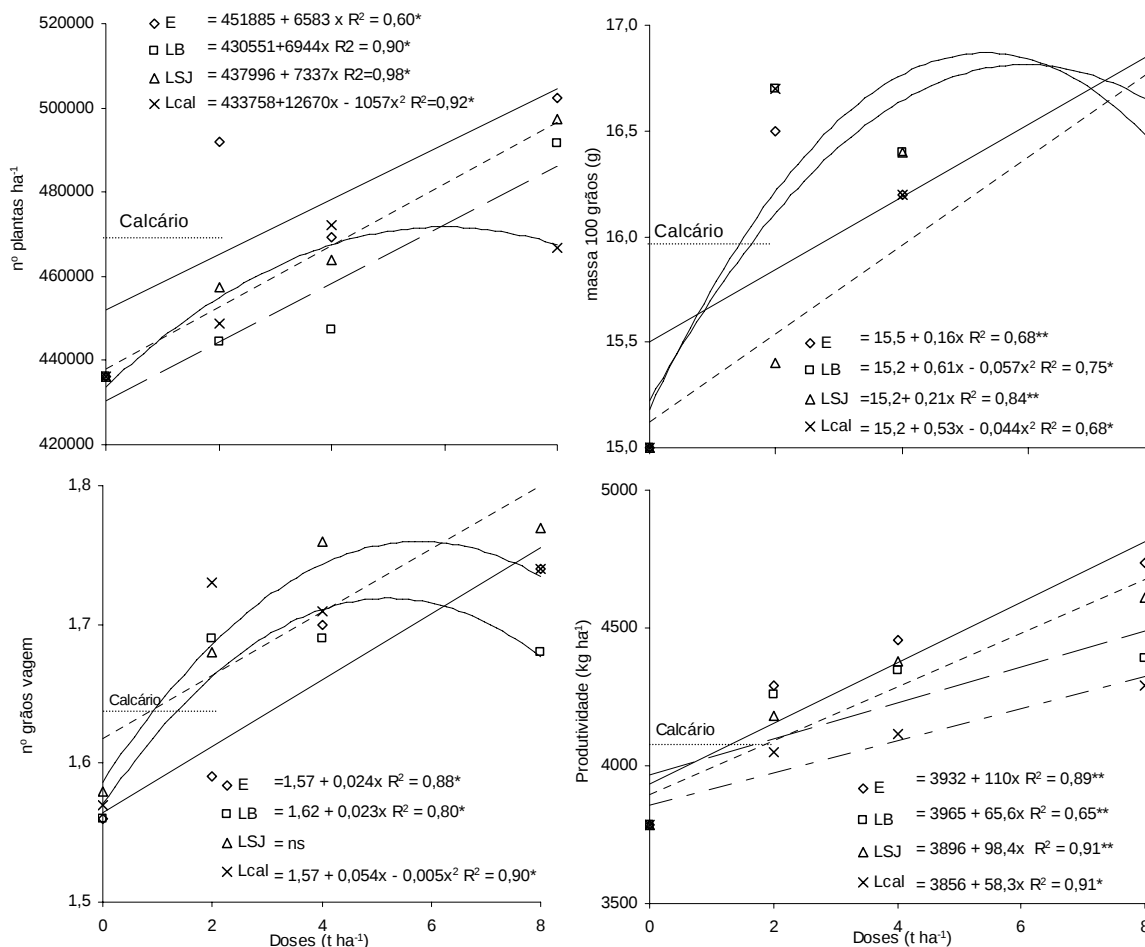


Figura 39 – Resultados dos componentes da produção da soja e de sua produtividade efetiva em função da aplicação de resíduos industriais e urbanos.

razão do solo apresentar melhores propriedades químicas, atribuídas por estes resíduos o que proporcionou maior absorção dos nutrientes, fato que favoreceu a maior sobrevivência das plantas até o momento da colheita. O resíduo que apresentou os melhores resultados, para a número de plantas por ha, em todas as dosagens foi a escória de aciaria, seguido dos biossólidos centrifugado e de biodigestor. O calcário mostrou-se intermediário aos tratamentos em relação ao estande de plantas, sendo semelhante a escoria de aciaria na dose de 4 t. ha^{-1} e a lama cal na dose de 8 t. ha^{-1} .

Os resultados para massa de 100 grãos e número de grãos por vagem, apresentaram efeito linear para a escória e biossólido de biodigestor e efeito quadrático no biossólido de biodigestor e lama cal (Figura 39), sendo as melhores doses destes dois últimos

resíduos de: 5,3 e 6,0 t. ha⁻¹ para massa de 100 grãos e de 5,4 e 6,3 t. ha⁻¹ para número de grãos por vagem, respectivamente. Estes componentes de produção também explicaram os resultados encontrados na produtividade deste ano, em função da aplicação dos resíduos e calcário.

A aplicação dos resíduos industriais e urbanos, no sistema de semeadura direta, incrementou a produtividade da soja em até 1.000 kg ha⁻¹ (Figura 39), apresentando efeito linear, para todos os resíduos, até a dose de 8 t. ha⁻¹, o que implica na necessidade de realizar novos estudos com doses superiores, afim de evidenciar um possível ponto de inflexão para a produtividade, desde que utilizados de maneira racional, levando-se em consideração os riscos ambientais.

A aplicação de resíduos propiciou maior disponibilidade nos níveis de fósforo no solo ao longo de todo o perfil, fato que favoreceu a melhor exploração radicular até a profundidade de 0,40 m, uma vez que o P, assim como o Ca e o B, são nutrientes essenciais ao desenvolvimento das raízes.

Os resultados para produtividade podem ser explicados em razão dos resíduos terem proporcionado melhores condições para as propriedades químicas do solo ao longo do perfil, induzindo assim melhor exploração radicular, principalmente em razão do aumento de pH, P, Ca, Mg, CTC V% e redução do alumínio tóxico, fatores que favoreceram a maior absorção dos nutrientes P, Ca, Mg e K, contribuindo no desenvolvimento da soja. O calcário foi inferior aos demais resíduos em razão de sua ação ficar restrita apenas às primeiras camadas, principalmente para pH, Ca, Mg e V%.

As melhores condições nas propriedades químicas do solo em função da aplicação dos resíduos e calcário permitiram maiores populações microbianas no solo e com isso aumento no nitrogênio microbiano, aumentando assim os teores de nitrogênio foliar da soja, seja esse proveniente da FBN, favorecido pela fixação e o desenvolvimento do *Bradyrhizobium* na raiz, ou devido à maior absorção direta das formas inorgânicas de nitrogênio no solo, fator que contribuiu decisivamente para maior produção de grãos de soja no ano de 2003.

6. 11 Componentes de produção e produtividade da soja ano de 2004.

No ano de 2004 os únicos componentes de produção que apresentaram diferença significativa foram o número de plantas ha^{-1} e o número de vagens planta^{-1} , sendo portanto essas duas variáveis as responsáveis pelo aumento da produtividade de soja nesse período (Figura 40). Essa resposta é justificada pela melhoria nas propriedades químicas e físicas até a profundidade de 0,40 m e biológicas do solo até a profundidade de 0,20 m, permitindo melhor exploração radicular obtendo-se aumento de absorção dos nutrientes mais importantes (N, P, K e Ca), bem como permitindo maior FBN na soja, justificado pelo aumento no teor nitrogênio microbiano no ano de 2004.

Todos os resíduos e o calcário contribuíram para a melhor padronização do estande de soja, representado pelo incremento do número de plantas ha^{-1} em função do aumento das doses dos resíduos industriais e urbanos aplicados em superfície sob sistema plantio direto. Dentre os resíduos que mais contribuíram destacam-se os lodos de esgoto LSJ e LB, ambos com melhores eficiências nas doses de 8 t ha^{-1} , permitindo o crescimento de quase 100000 plantas a mais em uma mesma área. A contribuição do calcário foi intermediária aos tratamentos compostos por resíduos e superior a testemunha, contribuindo em acréscimos de mais de 50000 plantas ha^{-1} .

O aumento do número de vagens planta^{-1} em função dos resíduos e do calcário, foi de extrema importância na produtividade dos grãos de soja no ano de 2004, sendo que a aplicação de todos os resíduos e o calcário aplicados sobre a superfície do solo, induziram a incrementos de até 10 vagens a mais por planta (Lcal na dose de 8 t ha^{-1}). Novamente a contribuição do calcário mostrou-se intermediária aos tratamentos e com aumento de até 5 vagens planta^{-1} a mais que a testemunha.

Os melhores tratamentos que permitiram aumentos na produtividade de soja, no ano de 2004, foram os constituídos pela dose de 8 t ha^{-1} nos resíduos LB, LSJ e Lcal, que apresentaram respostas lineares crescentes, e na dose de $5,8 \text{ t ha}^{-1}$ no E, o qual apresentou comportamento quadrático. Esse incremento de produtividade na soja chegou novamente próximo de 1000 kg de grãos ha^{-1} nesses tratamentos que apresentaram os melhores resultados, justificando, portanto, a utilização desses resíduos bem como da calagem

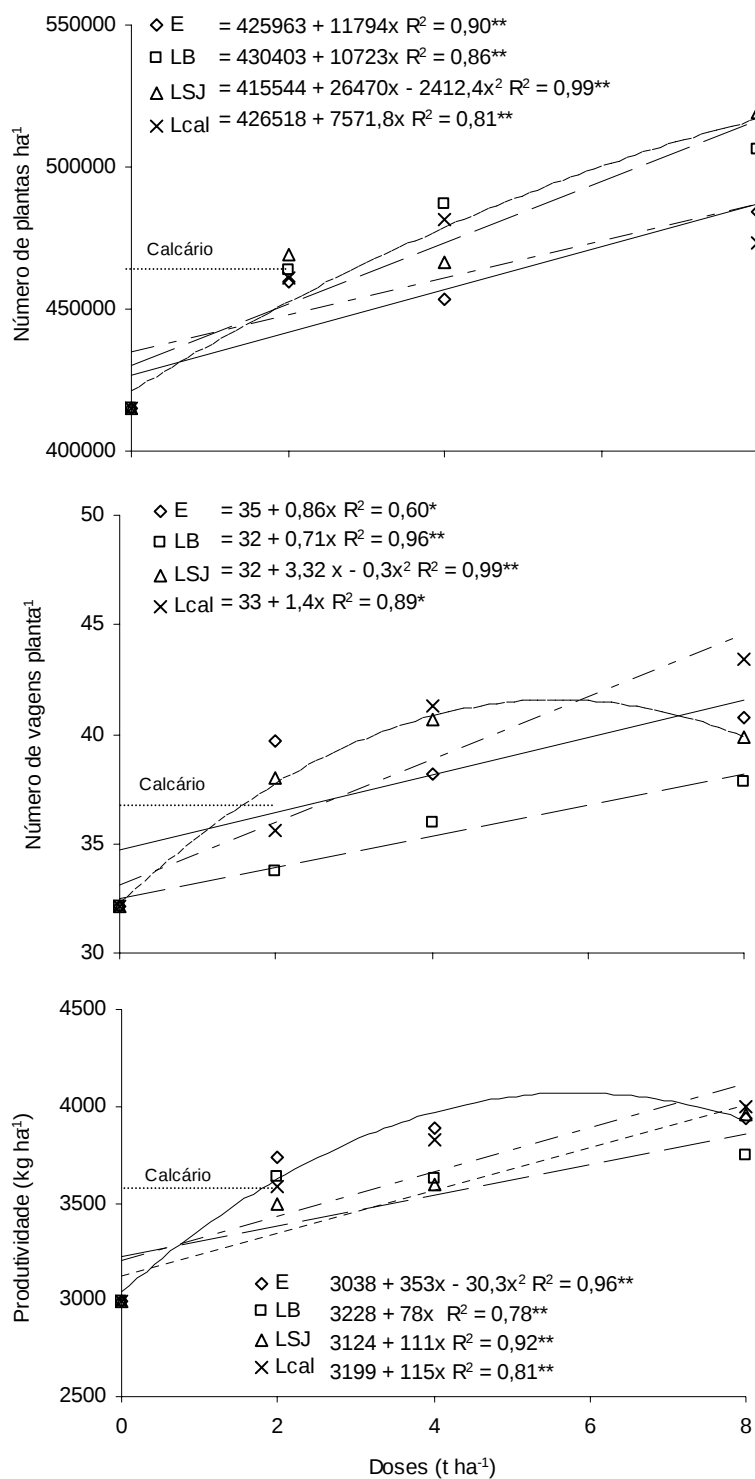


Figura 40. Resultados dos componentes da produção da soja e de sua produtividade efetiva em função da aplicação de resíduos.

em superfície sob sistema de plantio direto como alternativa para se obter melhor produtividade de soja.

6. 12 Componentes de produção e produtividade efetiva da soja no ano de 2005.

A aplicação dos resíduos industriais e urbanos, bem como o tratamento adicional calcário proporcionaram maior produtividade na cultura da soja, no ano de 2005 (Figura 41) justificado pelos seus componentes de produção. O único componente que não apresentou interação foi o peso de 100 sementes, presumindo-se que essa variável não influenciou a produtividade da soja.

Os resíduos proporcionaram comportamento linear para o número de plantas por ha^{-1} . Esses resultados vem confirmam que as plantas desenvolvem maior potencial de crescimento em condições de melhor fertilidade, propriedade física e microbiológica do solo, parâmetros já discutidos em razão do aumento das doses dos resíduos, bem como o controle calcário.

Os lodos de esgoto LB e LSJ apresentaram as melhores respostas de estande, no entanto essa maior resposta do LB não refletiu tanto na produtividade efetiva, que foi realizada por colhedora de parcelas, entretanto as maiores respostas de número de plantas ha^{-1} encontradas para LSJ, E e Lcal podem estar relacionado com a maior produtividade efetiva da soja. O tratamento adicional calcário mostrou-se efetivo no incremento do número de plantas em razão de sua resposta apresentar valores diferentes da testemunha (dose zero) devido ao valor de DMS ser igual a 27700 plantas ha^{-1} .

De acordo com Urben Filho & Souza (1993) o manejo adequado da cultura garante sua maior tolerância às flutuações populacionais de planta; descrevem que a produção de grãos em relação à densidade populacional não é afetada, devido à soja tolerar ampla variação de densidade de semeadura pela interdependência dos fatores de produção, com exceção para variedades mais precoces, que não é o caso dessa. Em grandes populações há efeito contrário, reduzindo-se a produção por diminuir os ramos e o número de vagens por planta, por estimular a competição por água e nutrientes. Segundo esses mesmos autores a produção de algumas variedades, em certos anos agrícolas não tem sido significativamente

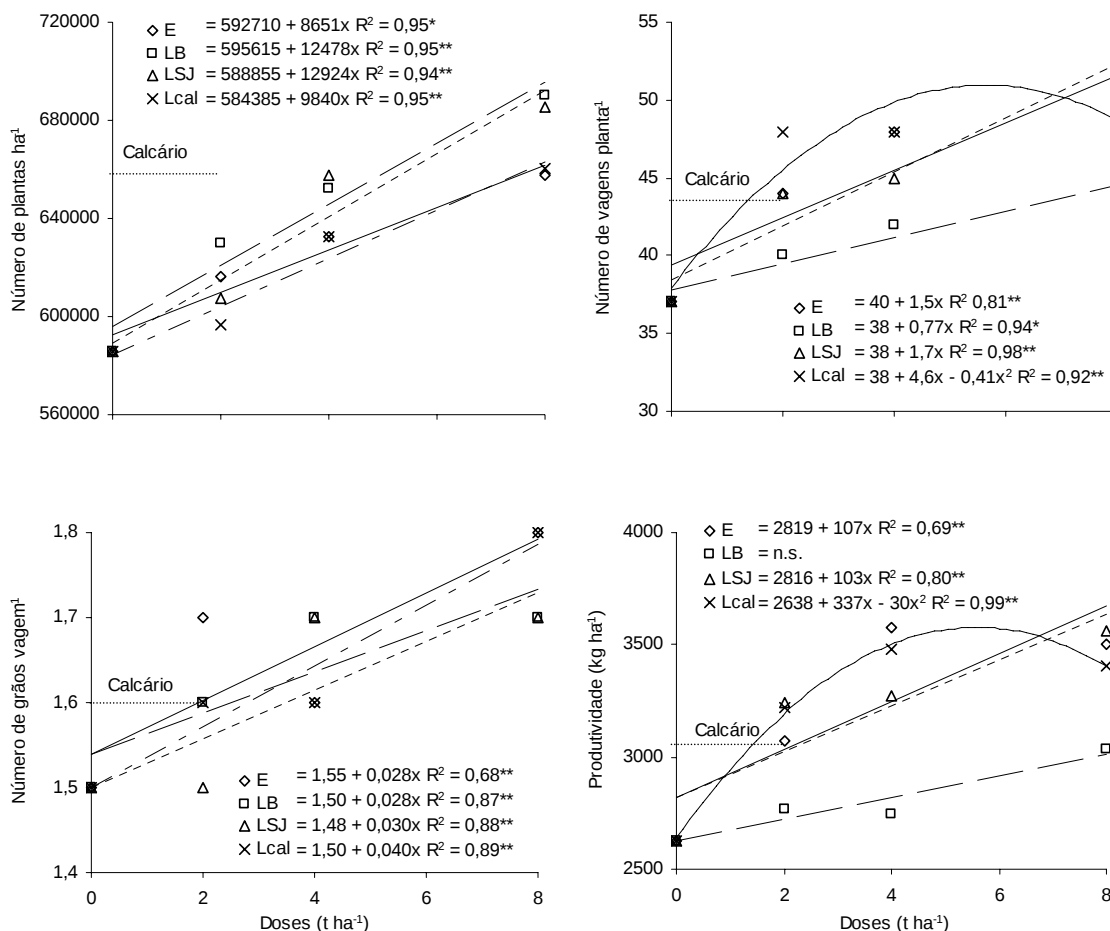


Figura 41. Componentes da produção e produtividade da soja em função da aplicação de resíduos e calcário em superfície sob o sistema de plantio direto. Safra 2004/2005.

afetada por variações populacionais entre 300 e 600 mil plantas ha⁻¹. A variedade BR-48, entretanto, permite maiores densidades populacionais.

A variável número de vagens por planta expressou os mesmos comportamentos observados na produtividade efetiva da soja (Figura 14), existindo, portanto, íntima relação entre esse componente de produção e a real produtividade. Verificou-se comportamento crescente para todos os resíduos, obtendo-se resposta linear para E, LB e LSJ e quadrática em Lcal, sendo a dose de 5,6 t ha⁻¹ a que apresentou maior eficiência nesse resíduo.

A calagem aplicada em superfície apresentou-se intermediária aos tratamentos compostos por resíduos e superior a testemunha ($DMS = 2,5$), sendo considerada assim benéfica ao aumento de número de vagens por planta⁻¹. Essa variável, é sem dúvida, a que apresenta o maior papel no aumento da produção de soja.

O aumento das doses de todos resíduos proporcionaram comportamentos crescentes com respostas lineares para o número de grão por vagem (Figura 41). A maior resposta dessa variável foi observada na dose de 8 t ha⁻¹ dos resíduos industriais Lcal e E; a calagem aplicada em superfície condicionou maior número de grãos vagens. O aumento do número de grãos por vagem pode ter influenciado a produtividade de grãos, porém sua contribuição deve ser considerada menor quando comparada ao número de vagens por planta. O aumento de produtividade de grãos de soja ha⁻¹ em função da aplicação dos resíduos, com exceção do LB (Figura 41), foi consequência da atuação desses resíduos nas propriedades química, física e microbiológica do solo.

O calcário foi inferior aos demais resíduos em razão de sua ação ficar restrita a camada 0,10 – 0,20 m, principalmente para pH e V%, fato que condiciona menor exploração radicular em profundidade reduzindo a absorção de água. A disponibilidade adequada de Ca e Mg trocáveis ao longo do perfil do solo, contribuiu para a alta produtividade da soja, corroborando os resultados de Oliveira & Pavan (1996), Sá (1999), Caíres et al. (1998), Caíres et al. (1999), Caíres et al. (2000), Moreira et al. (2001), Caíres et al. (2003) que constataram aumento de produção de soja pela aplicação da calagem superficial em solos ácidos; estes autores atribuem a resposta da cultura à neutralização da acidez do solo na camada superficial e subsuperficial, elevando a saturação por bases, e teores e relações adequadas de Ca, Mg e K.

Muitos trabalhos com soja envolvendo diferentes espécies vegetais de cobertura atribuem a diferença estatística entre os tratamentos ao acúmulo de resíduos vegetais sobre a superfície do solo, sendo sua decomposição diferenciada em função do clima de cada local, o qual condiciona o maior ou menor crescimento da população microbiana do solo responsável pela permanência dessa palhada na superfície em sistema de plantio direto (GONÇALVES & CERETTA, 1999).

Outro aspecto interessante, que beneficia a aplicação superficial do calcário e dos resíduos é a alternativa do uso de cultivares mais tolerantes a acidez para

conseguir produtividades mais satisfatórias em razão de uma possível acidez nas camadas subsuperficiais (SORATTO, 2005).

6.13 Determinação de ácidos orgânicos na palhada de aveia

Vários autores atribuem o aumento de pH e a movimentação dos componentes da reação de neutralização da acidez do solo e cátions, ao longo do perfil do solo, aos compostos orgânicos hidrossolúveis de baixo peso molecular (ácidos orgânico), provenientes apenas dos resíduos vegetais (OLIVEIRA & PAVAN, 1996; FRANQUINI et al., 1999a, 1999b, 2000, 2001 e 2003; MIYAZAWA et al., 1993 e 1999; CASSIOLATO et al., 2000; MORAES et al., 2005). No entanto, todos esses trabalhos foram realizados sob condições controladas demonstrando a percolação dos extratos vegetais em colunas de solo.

Na Figura 42 constata-se a presença do ácido aconítico na planta de aveia preta em função da aplicação dos resíduos e calcário nos anos de 2003 e 2004. Verificou-se que houve diferença no teor de ácido aconítico em relação aos dois anos, sendo que no ano de 2004 houve acréscimo de 500 g ha^{-1} no teor da planta. Miyazawa (2000) relata que a menor capacidade de neutralização da acidez do solo dos resíduos de culturas comerciais como soja, trigo e milho está relacionada à redução dos teores de cátions e carbono solúvel com o avanço da idade fisiológica e FRANCHINI et al. (2001) observaram que o teor de substâncias orgânicas hidrossolúveis em resíduos vegetais de adubos verdes também diminuiu gradativamente no intervalo entre 60 e 120 dias

É importante ressaltar que a diferença nos valores de ácido aconítico (Figura 42) e dos demais é devido aos resultados da massa de matéria seca da aveia nos dois anos de cultivo (Figuras 32 e 33), pois os teores na aveia não variaram muito entre os tratamentos, não resultando em diferença significativa, o que denota a importância da condução da cultura através de tratamentos culturais adequados para a produção de biomassa, com a finalidade de aumentar os teores de ácidos orgânicos melhorando as características químicas do solo.

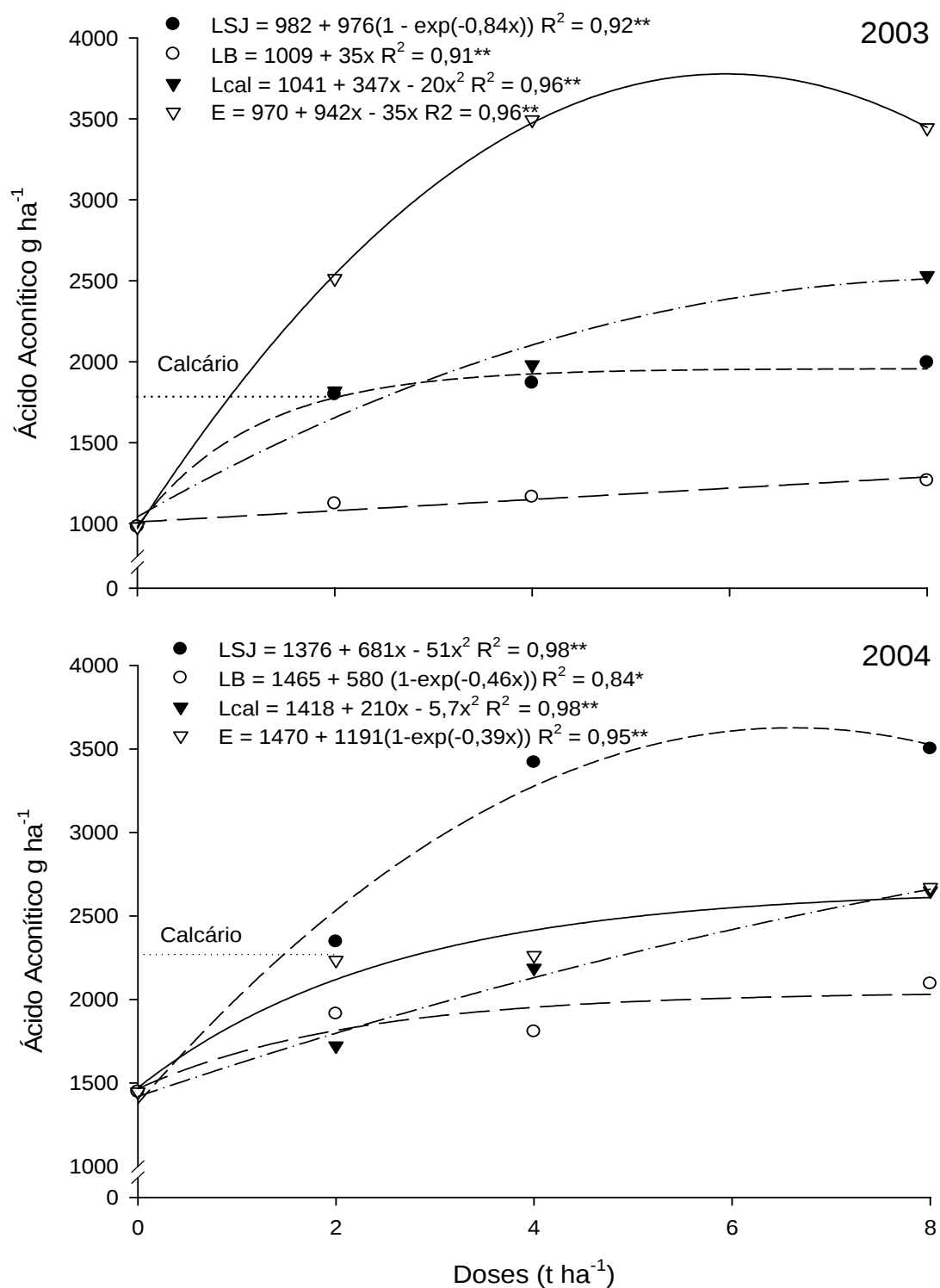


Figura 42. Ácido Aconítico em função da aplicação de resíduos e calcário nos anos de 2003 e 2004.

No ano de 2003 vale destacar os valores de ácido aconítico encontrados nos tratamentos formados pela escória de aciaria, com valor máximo de 3800 g ha⁻¹ na dose de 6 t ha⁻¹ e, para o ano de 2004 o tratamento que se sobressaiu em relação aos demais foi o lodo de esgoto LSJ com 3650 g ha⁻¹ na dose de 6,7 t ha⁻¹. Esses valores corresponderam a valores de produções na massa de aveia preta de 6265 kg ha⁻¹ para Escória no ano de 2003 e de 5500 kg ha⁻¹ do resíduo LSJ no ano de 2004. Esses valores de ácido aconítico estão abaixo dos relatados por Franquini et al. (2003) que encontraram 5,2 kg por tonelada de massa de matéria seca de aveia e Amaral et al. (2004a) com valores de 9,7 kg por tonelada de massa seca, enquanto o valor mais alto encontrado no trabalho foi de 1,2 kg por tonelada de massa de matéria seca de aveia preta.

O ácido aconítico na palhada de aveia coletada na fase de emborrachamento, ao ser liberada no solo por decomposição pode estar atuando nos processos de reação de neutralização da acidez e no caminhamento de cátions em subsuperfície, pois de acordo com Miyazawa (2000) a baixa mobilidade do Ca²⁺ na forma de carbonato em solos ácidos se deve à ausência do ânion acompanhante, tais como HCO₃⁻ (bicarbonato), Cl⁻ (cloreto), NO₃⁻ (nitrato), NO₂⁻ (nitrito), SO₄²⁺ (sulfato) e ácidos orgânicos e, Franchini et al, (1999b) observaram aumento de Ca e Mg até a camada de 40 cm, pela adição de extrato de aveia preta, e acúmulo de K na superfície do solo. Existem poucas informações na literatura brasileira sobre a magnitude dos efeitos dos resíduos vegetais, quando mantidos na superfície do solo sob sistema de plantio direto, nessas condições seus efeitos na correção da acidez do solo se restringem a camada de 25 cm (AMARAL et al., 2004a).

Os valores encontrados para o ácido oxálico na parte aérea de aveia preta (Figura 43) foram inferiores aos do ácido aconítico, podendo fazer parte também do processo de caminhamento dos cátions Mg e Ca ao longo do perfil do solo e da maior retenção de K na camada superficial do solo. O resíduo escória de aciaria foi, novamente, o que apresentou maior expressão na produção desse ácido no ano de 2003, com valor máximo de 2360 g ha⁻¹ na dose de 6,6 t ha⁻¹; já no ano de 2004 a Lcal apresentou os melhores valores com comportamento estável já na dose de 2 t ha⁻¹, ficando esses valores próximos de 2300 g ha⁻¹. Os valores do ácido oxálico do calcário foram semelhantes aos encontrados pelo lodo de esgoto LSJ no ano de 2003 e ao LB no ano de 2004.

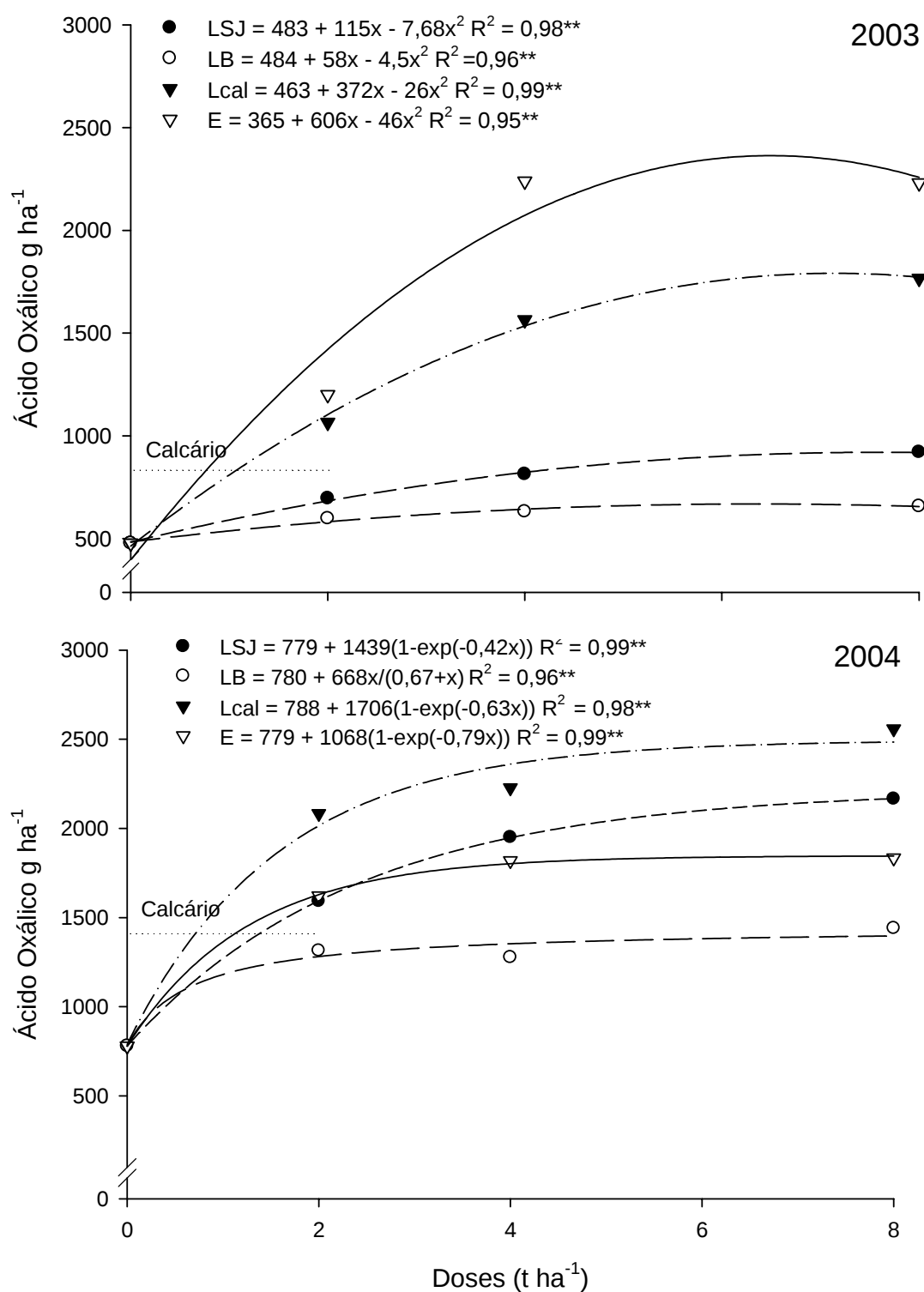


Figura 43. Ácido Oxálico em função da aplicação de resíduos e calcário nos anos de 2003 e 2004.

Os valores de ácido oxálico dos tratamentos, amostrados no estágio de emborrachamento da cultura de aveia preta, ficaram aquém dos encontrados por Amaral et al (2004), que apresentaram 0,9 kg por tonelada de massa de matéria seca, comparado aos valores máximos de 0,4 kg por tonelada de massa de matéria seca. No entanto, esse valor deve ser somado aos mecanismos que contribuem para reduzir os efeitos negativos da acidez na subsuperfície do solo e para a formação de complexos orgânicos, primeiramente, com Mg^{2+} e Ca^{2+} na superfície e posteriormente sua troca com alumínio tóxico em profundidades, em razão da constante de estabilidade do alumínio ser maior que a do cálcio e magnésio, bem como apresentar maior concentração no meio. Esses fatores permitem que o alumínio desloque o possível cátion do complexo assumindo seu lugar (MIYAZAWA 2000).

Essas pequenas quantidades de ácidos orgânicos encontrados podem estar contribuindo na dinâmica dos nutrientes no solo, no entanto é provável que os pares iônicos inorgânicos tenham mais atuação, em razão das maiores quantidades presentes no solo, do que os pares iônicos orgânicos em razão da maior quantidade desses íons no solo, e mesmo porque, os ácidos orgânico tem uma vida útil muito curta, questão de dias, até mesmo horas e sua atuação de neutralização da acidez do solo fica restrita a camada superficial de 25 cm (AMARAL et al., 2004a). Além disso esses compostos orgânicos hidrossolúveis vêm sendo encontrados apenas nos extratos vegetais, não sendo comum sua detecção no solo, seja na solução ou adsorvidos aos colóides, talvez por motivos de metodologias ainda não consistentes.

A pequena contribuição dos ácidos orgânicos na dinâmica de nutrientes no perfil do solo deve ser somada também ao movimento descendente das partículas mais finas dos corretivos de neutralização do solo pela água da chuva, que são constituídas em média de 31% do total, com tamanho menores a $15\mu m$, por meio de canais existentes no solo mantidos intactos pelo não revolvimento no sistema plantio direto. Amaral et al. (2004b) recuperaram 11% da quantidade das partículas de calcário aplicados na superfície do solo, trabalhando com colunas de solo. Talvez as propriedades físicas do solo possam ser o fator chave para a explicação da dinâmica dos nutrientes ao longo do perfil do solo.

A aplicação de resíduos e calcário favoreceu a produção de ácido cítrico na parte aérea da aveia preta (Figura 44). Os tratamentos que sobressaíram foram a escória de aciaria com estabilização dos valores a partir da dose de $4 t ha^{-1}$, alcançando valores

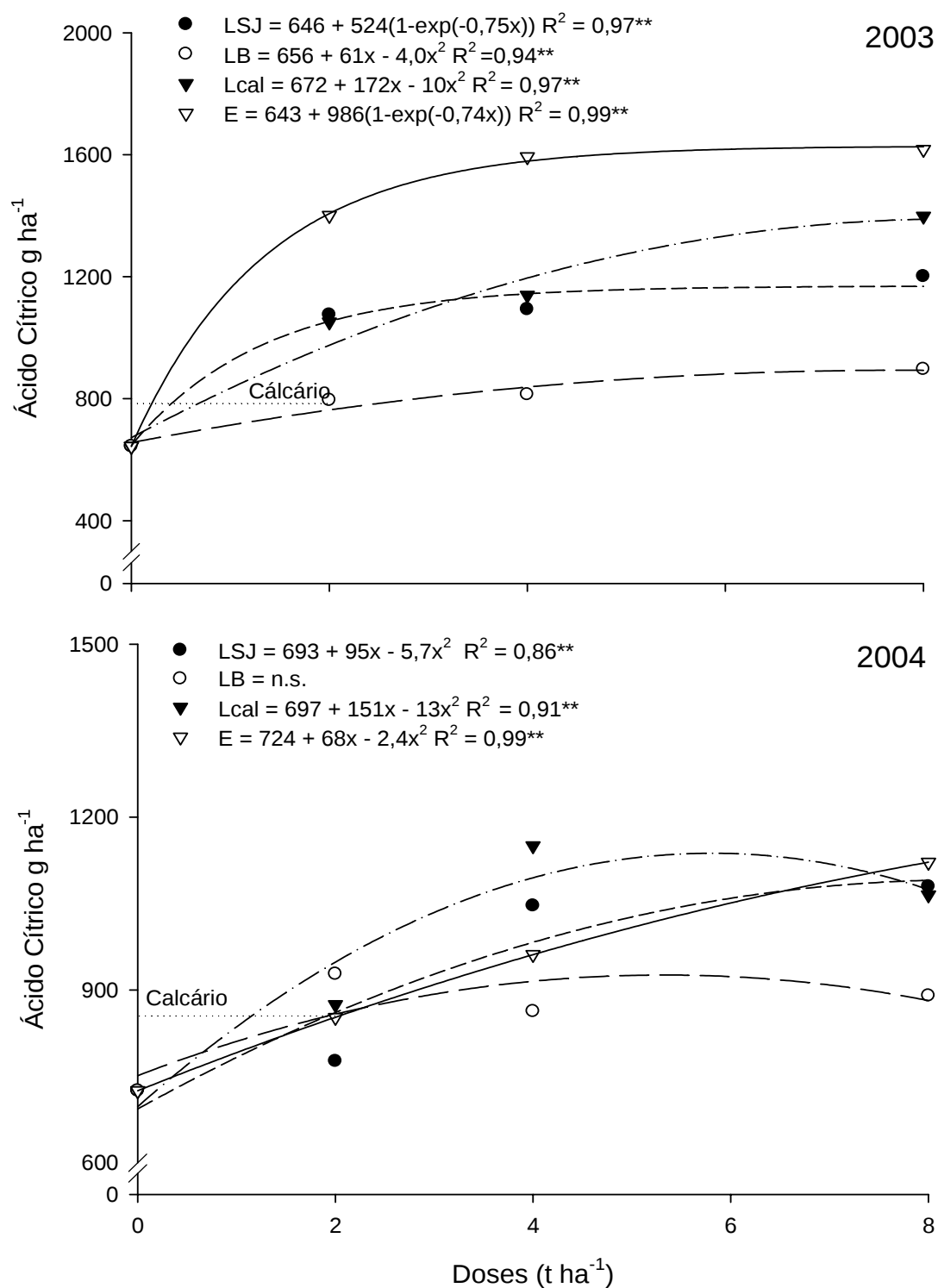


Figura 44. Ácido Cítrico em função da aplicação de resíduos e calcário nos anos de 2003 e 2004.

de até 1600 g ha⁻¹ em 2003 e o tratamento Lcal na dose de 5,8 t ha⁻¹ com valor máximo de 1140 g ha⁻¹ em 2004. Esses valores foram bem inferiores aos encontrados por Amaral et al. (2004a) que obtiveram respostas de até 3,6 kg por tonelada de massa de matéria seca da parte aérea da aveia preta comparando-se com o valor máximo de 0,2 kg t⁻¹ encontrados em 2003. Já Franquini et al. (2003) não encontraram quantidades significativas de ácido cítrico na palhada de aveia.

Os valores de ácido málico foram próximos aos encontrados para o ácido oxálico. O ajuste matemático para demonstrar comportamento dos valores do ácido málico em função dos tratamentos (Figura 45) foram bastantes distintos, pois no ano de 2003 as regressões foram ajustadas ao polinômio do segundo grau enquanto que no ano de 2004 as regressões foram exponenciais de razões máximas, nos quatro resíduos, permitindo inferir que a produção desse ácido pela aveia preta é dependente também do ambiente e da época de amostragem. Os tratamentos que demonstraram maiores valores de ácido málico foram a escória de aciaria, com 2250 g ha⁻¹ na dose de 6,2 t ha⁻¹ no ano de 2003, e a lama cal com 2436 g ha⁻¹ quando aplicado a última dose no ano de 2004. Amaral et al. (2004a) não encontraram respostas de ácido málico na massa de matéria seca de aveia preta, apenas em ervilhaca e nabo, chegando essa última espécie a apresentar 35 kg t⁻¹ massa de matéria seca.

De acordo com Amaral et al. (2004a) o ácido cítrico tem preferência em formar complexos com o alumínio, uma vez que a constante de estabilidade do ácido málico+alumínio é menor que a do ácido cítrico+alumínio, favorecendo assim a complexação do ácido málico pelo cálcio.

O ácido fumárico foi o que apresentou os menores valores entre os ácidos na aveia preta (Figura 46). Os valores encontrados, máximo de 0,033 kg t⁻¹, foram inferiores aos da literatura, que foram de 0,2 kg por tonelada de massa de matéria seca (Amaral 2004a). No ano de 2003 o tratamento que apresentou os maiores valores foram compostos pelo resíduo escória de aciaria, assim como aconteceu nos outros ácidos no mesmo ano, apresentando valor máximo de 182 g ha⁻¹ na dose de 5,9 t ha⁻¹. Já no ano de 2004 os melhores tratamentos foram constituídos do resíduo lama cal com valor máximo de 233 g ha⁻¹ na dose de 6,2 t ha⁻¹.

A concentração total dos ácidos por ano foi um pouco superior a 10 kg ha, que a aveia estaria disponibilizando anualmente durante sua decomposição, esse valor

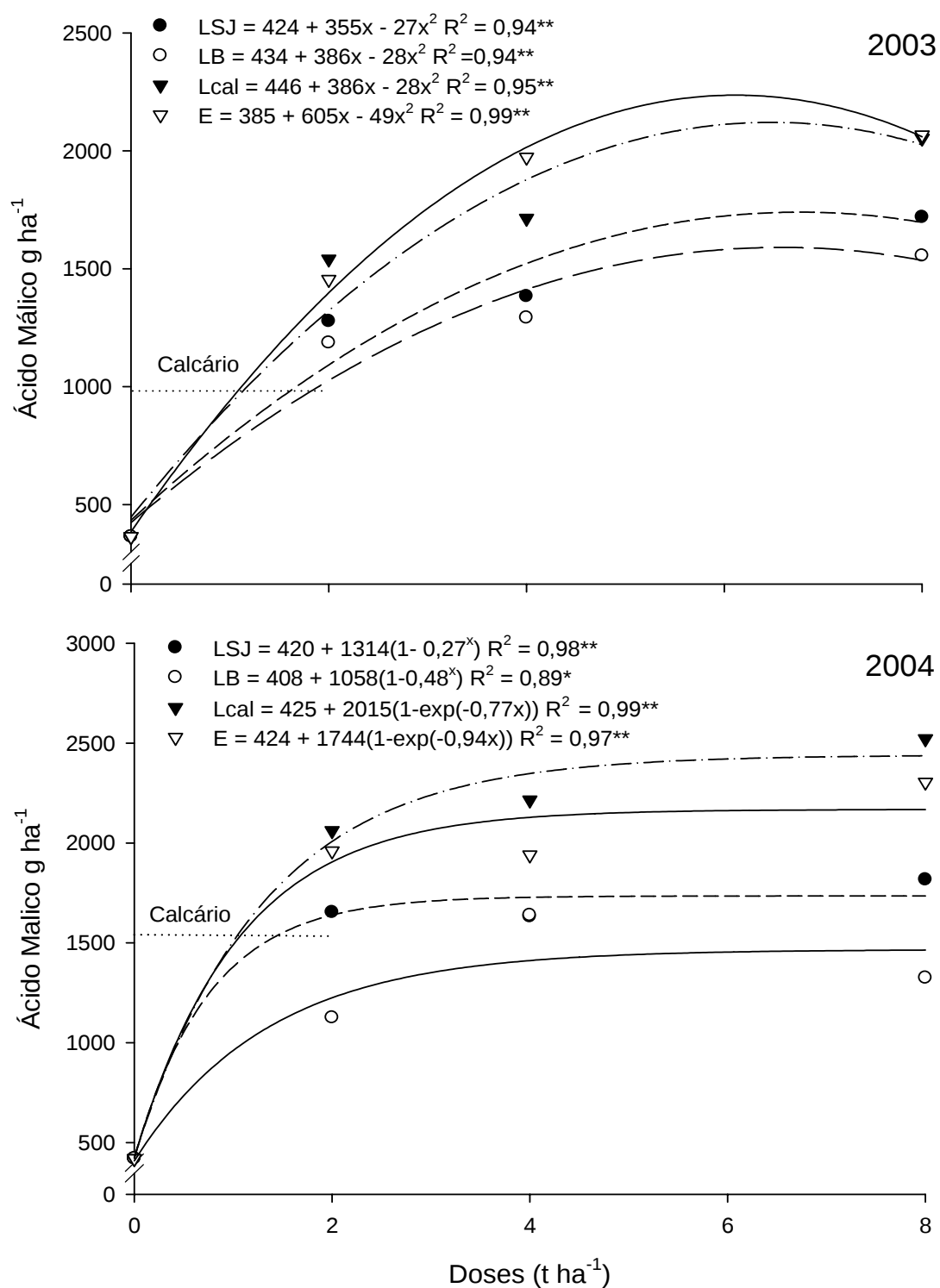


Figura 45. Ácido Málico em função da aplicação de resíduos e calcário nos anos de 2003 e 2004.

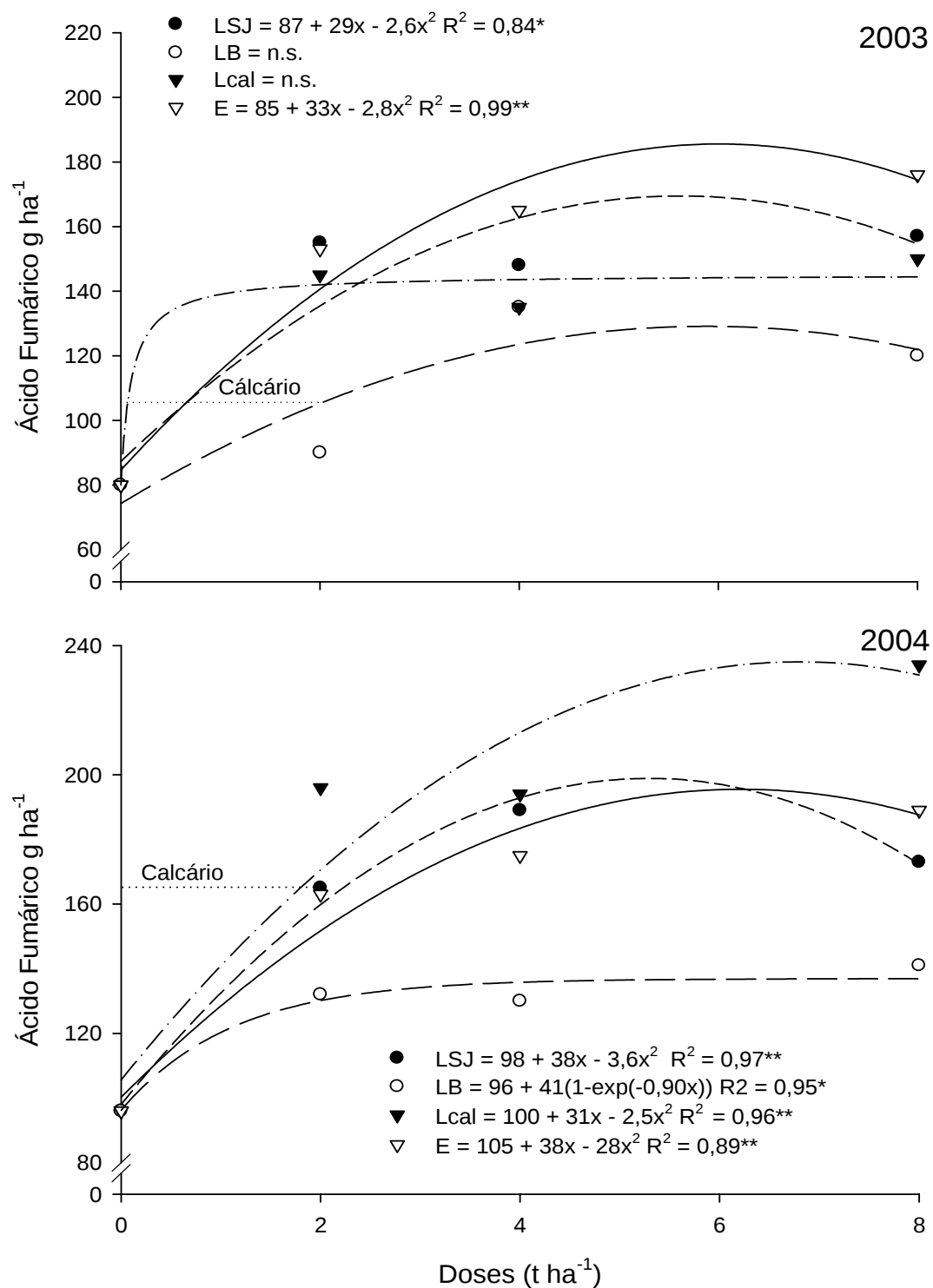


Figura 46. Ácido Fumárico em função da aplicação de resíduos e calcário nos anos de 2003 e 2004.

corresponde 0,30% da massa de matéria seca de aveia produzida, que correspondeu em média 4000 kg ha⁻¹ em ambos os anos. Sabendo-se que houve o caminhamento da frente alcalinizante até a profundidade de 0,40 m, bem como caminhamento dos nutrientes até a mesma profundidade, essa quantidade de ácidos não justificaria tais efeitos. Assim, a provável explicação seria a formação de pares iônicos inorgânicos no solo (HCO₃⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, entre outros) e a melhoria das características físicas do solo (agregação, porosidade, retenção de água, DMP e IEA).

Os resultados dos compostos orgânicos hidrossolúveis corroboram os de Meda et al., (2002) e Moraes (2005) que trabalharam com o efeito da calagem e de ácidos orgânicos aplicados superficialmente em colunas de solo, em condições de laboratório, com amostras de solos deformadas e em curtos intervalos de tempo, demonstrando que os ácidos orgânicos não contribuem no caminhamento dos produtos de reação dos corretivos de acidez para as camadas subsuperficiais, sendo pequeno seus efeitos, na contribuição para mobilização de cátions como Ca e Mg no perfil do solo.

7 CONCLUSÕES

Os resíduos Lcal, LSJ e E podem ser utilizados como materiais alternativos ao calcário para neutralização da acidez do solo, com a vantagem de corrigir o pH em maiores profundidades com menor intervalo de tempo.

A aplicação de resíduos industriais Lcal e E, os lodos de esgoto LSJ e LB e o tratamento adicional calcário aplicados sobre a superfície do solo no sistema plantio direto favoreceu as propriedades microbiológicas, aumentando o teor de carbono e nitrogênio microbiano.

A ação dos resíduos Lcal, LSJ e E nas propriedades químicas do solo, ocorreu até a profundidade de 0,40 m, apenas com três meses de reação, para neutralização da acidez do solo, saturação por bases, M.O., P, K, Ca, Mg e CTC, aumentando a eficiência com o decorrer do tempo. Já a ação do LB na fertilidade do solo foi proeminente no aumento dos teores de M.O., P, Ca, Mg e Zn.

Os resíduos Lcal, E, LSJ e LB e o calcário aumentaram os teores de nitrato e enxofre no solo, favorecendo seu caminhamento até a profundidade de 0,40 m, justificando o caminhamento dos cátions como Ca, Mg e K ao longo do perfil do solo.

As propriedades físicas do solo foram favorecidas pela aplicação dos resíduos Lcal, E, LSJ e Lcal até a profundidade de 0,40 m, nas variáveis agregação, DMP, IEA, porosidade total e retenção de água após dois anos de reação.

Os resíduos e calcário permitiram melhor desenvolvimento da parte aérea e produtividade de grãos da aveia preta nos dois anos de cultivo. A produtividade dos grãos de soja foi incrementada em até 1000 kg ha⁻¹ no ano de 2003 e de 800 kg ha⁻¹ nos anos de 2004 e 2005, pela aplicação das maiores doses dos resíduos.

A pequena quantidade de ácidos orgânicos presentes na parte aérea da aveia preta não justifica o rápido caminhamento dos nutrientes e da neutralização do solo em subsuperfície.

Os melhores resíduos utilizados foram o Lcal, E e o LSJ na dose de 8 t ha⁻¹, contribuindo nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, atuando assim de forma direta para o melhor desenvolvimento das plantas de aveia preta e soja desde 2002 até 2005, sem haver contaminação de metais pesados, nitrato e fósforo ao ambiente.

Pode-se utilizar a recomendação, de forma racional, aplicando os resíduos Lcal, E, LSJ e LB na dose de 8 t ha⁻¹ em Latossolo Vermelho escuro distrófico, desde que esse esteja com pH baixo, e de que essa utilização esteja sendo feita pela primeira vez, sem que haja prejuízo ao ambiente.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, C.A., ABREU, M.F., RAIJ, B., BATAGLIA, O.C., ANDRADE, J.C. Extraction of boron from soil by microwave heating for ICP-AES determination. **Plant Production. Science** ., v.1, n.2, p.96-103, 1998
- AFIF, E.; BARRON, V.; TORRENT, J. Organic Matter delays but does not prevent phosphate sorption by cerrados soils from Brazil. **Soil Science**, v.159, p.207-211, 1995.
- ALCARDE, J.C. Corretivos da acidez do solo: **Características e interpretações técnicas**. São Paulo, ANDA, 1992, 62p. (Boletim Técnico 6)
- ALMEIDA, J.A.; TORRENT, J.; BARRON, V. Cor de solo, formas de fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolo desenvolvidos de basalto do extremo sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p. 985-1002, 2003.
- AMADO, T.C.J.; MIELNICZUK, J. AITA, C. Recomendações de adubação nitrogenada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 26:241-248, 2002.
- AMADO, T.C.J.; MIELNICZUK, J.; FERNANDES, S.B.V. Leguminosas e adubação mineral como fontes de nitrogênio para o milho em sistemas de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24:179-189, 2000.

- AMADO, T.J.C.; SANTI, A. & ACOSTA, J.A.A. Adubação nitrogenada na aveia preta. II Influência na decomposição de resíduos liberação de nitrogênio e rendimento de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 27:1085-1096, 2003.
- AMARAL, A.S.; ANGHINONI, I. Alterações de parâmetros químicos do solo pela reaplicação superficial de calcário no sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 36:359-367, 2001.
- AMARAL, A.S.; ANGHIONI, I. & DESCHAMPS, F.C. Resíduos de plantas de cobertura e do calcário aplicado na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, 28:115-123, 2004a.
- AMARAL, A.S.; ANGHIONI, I.; HINRICHIS, R. & BERTOL, I. Movimentação de partículas de calcário no perfil de um Cambissolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 28:359-367, 2004b.
- ANDRADE, C. A., MATTIAZZO, M. E., Volatilização de amônia após adição de lodo de esgoto a um latossolo vermelho amarelo. **Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Brasília**, 1999 (053-2).
- ANDRADE, E.S.; MENDONÇA, V.H.; ALVAREZ, V.; NOVAIS, R.F. Addition of organic and humic acids to Latosols and phosphate adsorption effects. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.1003-1011, 2003.
- ANDRÉA, M.M. & HOLLWEG MORENO, M.J. Comparação de métodos para determinação de biomassa microbiana em dois solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28: 981-986, 2004.
- ANDREOLI, C.V. & PEGORINI, E.S. Gestão pública do uso agrícola do lodo de esgoto. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O.A., eds. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p.281-312.
- ANDREOLI, C.V. Proposta preliminar de regulamentação para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto no Paraná. **Revista SANARE**, v.7, n.7, 1997.
- ANGHIONI, I. & SALET, R.L. Reaplicação de calcário no sistema plantio direto consolidado. In: KAMINSKI, J. (Coord.) **Uso de corretivos da acidez do solo no plantio direto**. Pelotas: Núcleo Regional Sul da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.41-59 (Boletim 4).

- BANGAR, K.C.; YADAV, K.S. & MISHRA, M.M. Transformation of rock phosphate during composting and effect of humic acid. **Plant and Soil**, The Hague, 85: 259-266, 1985.
- BARBOSA, G.M.C.; TAVARES FILHO, J.; FONSECA, I.C.B. Condutividade hidráulica saturada e não saturada de Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28: 403-407, 2004.
- BARTH, G. **Alterações provocadas pela calagem superficial em sistema de plantio direto nos atributos químicos do solo, no sistema radicular, na produção de grãos e na nutrição e qualidade da soja**. Ponta grossa, 2005, 82p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Ciências Agrárias e de Tecnologia) Universidade Estadual de Ponta Grossa.
- BATAGLIA, O.C., BERTON, R.S. CAMARGO, A.O., VALADARES, J.M.A.S. Resíduos orgânicos como fonte de nitrogênio para capim braquiária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 7:277-284, 1983.
- BATAGLIA, O.C.; FURLANI, A.M.C.; TEIXEIRA, J.F.P; FURLANI, P.R. & GALLO, J.R. **Métodos de análises químicas de plantas**. Campinas Instituto Agrônômico, 1983. 48 p. (Boletim Técnico, 78).
- BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica no solo. "Ecossistemas tropicais e subtropicais"**. Eds. Porto Alegre: Gênese, 1999, 518p.
- BEN, J.R.; PÖTTKER, D.; FONTANELLI, R.S.; WIETHÖELTER, S. Calagem e adubação de campos naturais cultivados no sistema de plantio direto. In: NUERNBERG, N.J. **Conceitos e fundamentos do sistema de plantio direto**. Lages: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul, 1998. p.93-110.
- BERTI, W.R. & JACOBS, L.W. Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeat sewage sludge application. **Journal Environment Quality**, 25:1025-1032, 1996.
- BERTON, R.S., VALADARES, J.M.A.S., CAMARGO, O.A., BATAGLIA, O.C. Peletização de biossólidos e adição de CaCO_3 na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 21:685-691 1997.
- BERTON, R.S.; CAMARGO, O. A. & VALADARES, J.M.A.S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 13: 187-192, 1989.

- BERTONCINI, E.I., MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 23: 737-744, 1999.
- BETTIOL W., CAMARGO O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**, EMBRAPA – Meio Ambiente, 312 p. 2000.
- BETTIOL, W. & CARVALHO, P.C.T. Lodo de esgoto como fertilizante para a cultura do milho (*Zea mays* L) híbrido HMD-7974. **Fertilizantes**, São Paulo, 4(3): 9-11, 1982a.
- BETTIOL, W.& CARVALHO, P.C.T. Utilização do lodo de esgoto primário e fertilizante organomineral IPT na cultura do milho. **Fertilizantes**, São Paulo, 4(1) 14-15, 1982b.
- BEUTLER, A.N.; CENTURION, J.F.; SOUZA, Z.M.; ANDRIOLI, I.; ROQUE, C.G. Retenção de água em dois tipos de Latossolos sob diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.829-834, 2002.
- BARIZON, R.R.M. **Calagem na superfície para a cultura da soja, em semeadura direta sobre *Brachiaria brizantha***. Botucatu, 2001. 88p. Dissertação (Mestrado em agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.
- BOARETTO, A. E. & NAKAGAWA, J. **Utilização de lodo de esgoto como fertilizante para a cultura do milho**. Botucatu, Faculdade de Ciências Agrônômicas, UNESP, 1982. 14p. (Relatório Técnico).
- BORGES, M.R. & COUTINHO, E.L.M. Metais pesados no solo após aplicação de biossólidos. I – Fracionamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28:543-555, 2004.
- BORTOLINI, C.G.; SILVA, P.R.F.; ARGENTA, G. Sistemas consorciados de aveia preta e ervilhaca comum com cobertura de solo e seus efeitos na cultura do milho em sucessão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24:897-903, 2000.
- BROWN, N.S.; ANGLE, J.S. & CHANEY, R.L. Correction of limed biosolid induced manganese deficiency on a long term field experiment. **Journal Environment Quality**, 25:1025-1032, 1996.
- BÜLL, L.T.; FORLI, F.; TECCHIO, M.A.; CORRÊA, J.C. Relação entre fósforo extraído por resina e resposta da cultura do alho vernalizado à adubação fosfatada em cinco solos com e sem adubação orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 22:459-470, 1998.

- BÜLL, L.T.; SOARES, E.; BOARETTO, A.E.; MELLO, F.A.F. Influência da relação K/(Ca+Mg) do solo na produção de matéria seca e na absorção de potássio por gramínea e leguminosa forrageiras. **Científica**, v.21, p.67-95, 1993.
- CABEZAS, W.A.R.L.; ARRUDA, M.R.; CANTARELLA, H.; PAULETTI, V.; TRIVELIN, P.C.O. & BENDASSOLLI, J.A. Imobilização de nitrogênio da uréia e do sulfato de amônio aplicado em pré-semeadura ou cobertura na cultura de milho, no sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 29:215-226, 2005.
- CAIRES, E.F., BANZATTO, D.A., FONSECA, A.F. Calagem na superfície em sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24:161-9, 2000.
- CAIRES, E.F.; BLUM, J.; BARTH, G.; GARBUIO, F.G. & KUSMAM, M.T. Alterações químicas do solo e respostas da soja ao calcário e gesso aplicados na implantação no sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 27:275-286, 2003
- CAIRES, E.F.; FELDHAUS, I.C. & BLUM, J. Crescimento radicular e nutrição da cevada em função da calagem e aplicação de gesso. **Bragantia**, 3:213-223, 2001.
- CAIRES, E.F.; FONSECA, A.F.; MENDES, J.C.; CHUEIRI, W.A. & MADRUGA, E.F. Produção de milho, trigo e soja em função das alterações químicas do solo pela aplicação de calcário e gesso em superfície em sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 23:315-327, 1999.
- CAIRES, E.F.; KUSMAM, M.T.; BARTH, G.; GARBUIO, F.G.; PADILHA, J.M. Alterações químicas do solo e resposta do milho à calagem e aplicação de gesso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.28, p. 125-136, 2004.
- CAIRES, E.F.; MADRUGA, E.F.; CHUEIRI, W.A. & FIGUEIREDO, A. alterações das características químicas do solo e respostas da soja ao calcário e gesso aplicados na superfície em sistema de cultivo sem preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 22:27-34, 1998.
- CAMARGO F.A.O., GIANELLO C., TEDESCO M.J., VIDOR C. Nitrogênio orgânico do solo, In: SANTOS G.A., CAMARGO F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo ecossistemas tropicais e subtropicais**, Gênese, Porto Alegre – RS, 485 p. 1999.
- CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A. & VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de**

análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. Campinas, Instituto agrônomo, 1986. 94 p. (Boletim técnico, 106)

- CANTARELLA H. A qualidade da análise do solo. In: SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A.E.; CARVALHO, J.G. **Inter-relação fertilidade do solo e nutrição de plantas. Soil fertility, soil biology and plant nutrition interrelationships**. Viçosa: SBCS, Lavras: UFLA/DCS, 1999. p.321-335.
- CARMO J.B. DO , LAMBAIS, M.R. Impacto da aplicação de biossólidos na atividade microbiana dos solos, trabalho apresentado na **FERTBIO 2000**, em Santa Maria – RS, de 23 a 26 de outubro de 2000.
- CARVALHO, P.C.T. Compostagem, cap. 6 In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.P.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J. & MARQUES, M.O. **Biossólidos na Agricultura**. 1º ed., São Paulo: SABESP, 2001. 468p.
- CARVALHO, W.A.; ESPÍNDOLA, C.R. & PACCOLA, A.A. Levantamento de solos da Fazenda Experimental Lageado - Estação Experimental “Presidente Medici”. Botucatu, Faculdade de Ciências Agrônômicas, 1983. 95p. (**Boletim Científico**, 1).
- CARVALHO-PUPATTO, J.G.; BÜLL, L.T. & CRUSCIOL, C.A.C. Atributos químicos do solo, crescimento radicular e produtividade do arroz de acordo com a aplicação de escórias. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 39:1213-1218, 2004.
- CARVALHO-PUPATTO, J.G.; BÜLL, L.T. & CRUSCIOL, C.A.C.; MAUAD, M. & SILVA, R.H. Efeito de escória de alto forno no crescimento radicular e na produtividade de arroz. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 38:1323-1328, 2003.
- CASSIOLATO, M.E.; MEDA, A.R.; PAVAN, M.A.; MIYAZAWA, M.; OLIVEIRA, J.C.de. Evaluation of oat extracts on the efficiency of lime in soils. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 43:533-536, 2000.
- CASTRO FILHO, C. Atributos do solo avaliados pelos seus agregados. In: MORAES, M.E.; MÜLLER, M.M.L.; FOLONI, J.S.S. **Qualidade física do solo: Métodos de estudo – sistema de preparo e manejo do solo**. Jaboticabal: Funep, 2002. 225p.

- CASTRO FILHO, C.; LOGAN, T.J. Soil aggregation mechanisms affected by liming. **World Congress of Soil Science**, 16, 1998, Montpellier, France. ISSS, 1998 (CD-ROM).
- CETESB Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação (**Manual Técnico**). São Paulo 1999, 32p.
- CHIEN, S. H. MENON, R.G. Factors affecting the agronomic effectiveness of phosphate rock for direct application. **Fertilizer Research**, 41: 227-234, 1995.
- CIOTTA, M.N.; BAYER, C.; ERNANI, P.R.; FONTOURA, S.M.V.; WOBETO, C. & ALBUQUERQUE, J.A. Manejo da calagem e os componentes da acidez de Latossolos Bruno em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28:317-326, 2004.
- COLLIER, L.S.; SANTOS, G.A.; PESSANHA, G.G. & PEREIRA, A.L. Efeito do composto de lixo urbano; fontes de Ca e Mg e adubação mineral sobre planossolo cultivado com berinjela e milho doce em sucessão. In: **Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas**, 20, Piracicaba, SP. Anais. Piracicaba, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 402-403.
- CORRÊA J. C. **Utilização de resíduos industriais e urbanos na composição de substratos para mudas de café**. Botucatu, 2001, 198p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.
- CORRÊA, J.C.; ESTEVES, J.F.; GRASSI-FILHO, H.; ALVES, E. & CECCON, G. Boron rate for triticale and wheat crops. **Scientia Agricola**, 62:145-149, 2005
- CORRÊA, J.C.; MAUAD, M. & ROSOLEM, C.A. Fósforo no solo e desenvolvimento de soja influenciados pela adubação fosfatada e cobertura vegetal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 39: 1231-1237, 2004.
- COSTA, A. **Doses e métodos de aplicação de calcário na implantação de sucessão soja/trigo em sistema de plantio direto**. Botucatu, 2000, 146p. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) FCA/UNESP.
- CRUSCIOL, C.A.C.; TIRITAN, C.S.; LIMA, E.V.; CRESTE, J.E.; MINCA, J.C. & BÜLL, L.T. Modificações de atributos químicos de um Latossolo distroférico devido a calagem incorporada e superficial. In: **XXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 2003 CD-ROM.

- DERPSCH, R. SIDIRAS, N., HEINZMANN, F.X. Manejo do solo com coberturas verdes de inverno, **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 20:761-73, 1985.
- EMBRAPA **Sistema Brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 1999. 412 p.
- FAVERO, C.; JUCKSCH, I.; COSTA, L.M.; ALVARENGA, R.C.; NEVES, J.C.L. Crescimento e acúmulo de nutrientes por plantas espontânea e por leguminosas utilizadas para adubação verde. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24:171-177, 2000.
- Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha – FEBRAPDP. Evolução do plantio direto no Brasil. Disponível em: <<http://www.febrapdp.org.br>>. Acesso 30 de maio de 2005.
- FERREIRA, A. S., CAMARGO, F. A. O. & VIDOR, C. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 23: 991-998, 1999.
- FERREIRA, M.M.; FERNANDES, B.; CURI, N. Influência da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas de latossolos da Região Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.515-524, 1999.
- FIDALSKI, J. & TORMENA, C.A. Dinâmica na calagem superficial em um Latossolo Vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 29:235-247, 2005.
- FIEST, L. C., ANDREOLI, C. V., MACHADO, M. A. M., CORRÊA, A. R., Influência da aplicação do lodo de esgoto nas propriedades químicas do solo. **Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Brasília, 1999 (059-7).
- FONTES, M.R.; WEED, S.B.; BOWEN, L.H. Association of microcrystalline goethite and humic acid in some Oxisols from Brasil. **Soil Science American Journal**, v.56, p.982-990, 1992.
- FORTES NETO, P., CARDOSO, E. J. B. N., Avaliação da aplicação do lodo da indústria de papel e celulose sobre as características químicas e a atividade microbiana do solo e o rendimento da matéria seca do milho. **Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Brasília, 1999 (048-2).
- FRACHINI, J.C., MALAVOLTA, E., MIYAZAWA, M., PAVAN, M.A. Alterações químicas em solos ácidos após aplicação de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 23:533-542, 1999a.

- FRANCHINI, J.C., MIYAZAWA, M., PAVAN, M.A., MALAVOLTA, E. Dinâmica de íons em solos ácidos lixiviados com extratos de resíduos de adubos verdes e soluções puras de ácidos orgânicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. V. 34, p, 2267-2276, 1999 b.
- FRANCHINI, J.C.; BORKERT, C.M.; FERREIRA, M.M. & GAUDÊNCIO, C.A. Alterações na fertilidade do solo em sistema de rotação de culturas em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24:459-467, 2000.
- FRANCHINI, J.C.; GONZALEZ-VILLA, F.J.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Rapid transformations of plant water soluble organic compounds in relation to cation mobilization in acid Oxisol. **Plant and Soil**, v.231, p.55-63, 2001.
- FRANCHINI, J.C.; HOFFMANN-CAMPO, C.B.; TORRES, E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Organic composition of green manures during growth and its effect on cation mobilization in an acid oxisol. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, 34:2045-5058, 2003.
- GALDO, M.V.; DE MARIA, I.C. & CAMARGO, O.A. Atributos químicos e produção do milho em um Latossolo Vermelho eutrófico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28:569-577, 2004.
- GALLI, J. A., FRANCO, E. R., BELLINGIERI, P. A., FREITAS, J. C., Avaliação da escória de aciaria na produção de matéria seca, nutrição mineral e aspectos fisiológicos do sorgo grânifero (*Sorghum bicolor* L. Moench). **Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Brasília, 1999 (033-9).
- GAMA-RODRIGUES E.F. *Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes*, In: SANTOS G.A., CAMARGO F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo ecossistemas tropicais e subtropicais**, Gênese, Porto Alegre – RS, 485 p. 1999.
- GLÓRIA, N.A. Uso agrônomo de resíduos. In: **XX Reunião Brasileira de Ciência do Solo**, Piracicaba, 1992. Anais Simpósios. Campinas: Fundação Cargill, 1992. p.195-212.
- GONÇALVES, J.R.P. **Variações nas propriedades químicas do solo, no desenvolvimento e produção do milho sob cultivo convencional e semeadura direta em função da aplicação de calcário dolomítico com diferentes granulometrias e doses**. Botucatu, 2003. 162p. Tese (Doutorado em Agronomia/agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista.

- GONÇALVES, C.N. & CERETTA, C.A. Plantas de cobertura de solo antecedendo o milho e seu efeito sobre o carbono orgânico do solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 23:307-313, 1999.
- GUERRINI, I.A.; VILLAS BÔAS, R.L. **SOLO-SUELO 96**, Águas de Lindóia, SP, 1996 (CD-ROM).
- HELYAR, K. **Manejo da acidez do solo a curto e a longo prazo**. Piracicaba. Potafos, 2003. 12p. (Encarte Técnico, 104).
- HUE, N.V. Sewage sludge. In: RECH, G.L., eds **Soil amendments and environmental quality**. Boca Ration, CRC Press, 1995. p.149-168.
- IGUE, K.; PAVAN, M. A. Uso eficiente de adubos orgânicos. In: **Simpósio sobre fertilizantes orgânicos na agricultura brasileira**. Brasília, 1984. P. 383-418
- JORGE, J.A.; CAMARGO, O.A. & VALADARES, J.M.A.S. Condições física de um Latossolo Vermelho escuro quatro anos após a aplicação de lodo de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 15:237-240, 1991.
- KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S. ACIDEZ DO SOLO E NUTRIÇÃO MINERAL DE PLANTAS. In: KAMINSKI, J.(Coord.) **Uso de corretivos da acidez do solo no plantio direto**. Pelotas: Núcleo Regional Sul da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.21-40 (Boletim 4).
- KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G. & SILVA, L.S. Eficiência da calagem superficial e incorporada precedendo o sistema de plantio direto em um argissolo sob pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 29:573-580, 2005.
- KIEHL, J.C. **Manual de edafologia: relação solo-planta**. São Paulo: Ceres, 1979. 264p.
- KUCEY, R.M.N.; JANZEN, H.H. & LEGGETT, M.E. Microbially mediated increases in plant-available phosphorus. **Adv. Agron.**, New York, 42:199-228, 1989.
- LIMA, E.V. **Plantas de cobertura e calagem superficial na fase de implantação do sistema de plantio direto em região de inverno seco**. Botucatu, 2004, 125p. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.
- LOGAN, T.J.; HARRISON, B.J.; McAVOY, D.C.; GREFF, J.A. Effects of olestra in sewage sludge on soil physical properties. **Journal of Environmental Quality**, v.25, p.153-161, 1996.

- LOUZADA, P.T.C. **Eficiência de uma escória de siderurgia como corretivo e fertilizante do solo**. Viçosa, 1987. 52p.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C. & OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional de plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba, Potafos, 1997. 319p.
- MALHI, S. S.; GRANT, C. A.; JOHNSTON, A. M.; GILL, K. S. Nitrogen fertilization management for no-till cereal production in the Canadian Great Plains: a review. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 60, n. 1, p. 101-122, 2001.
- MARCIANO, C.R.; MORAES, S.O.; OLIVEIRA, F.C. & MATTIAZZO, M.E. Efeito do lodo de esgoto e do composto de lixo urbano sobre a condutividade hidráulica de um Latossolo Amarelo saturado e não saturado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 25:1-9, 2001.
- MARQUES, M. O.; CESAR, M.A.A.; SILVA, F.C.; CAMARGO, A.P.; MARQUES, T.A. & BETTIOL, W. Aproveitamento do lodo de esgoto como adubo em cana-de-açúcar. In: **Anais do CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO**, 24, Goiânia, GO. Resumos, vol III. Goiânia, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993. p. 251-252.
- MARQUES, M.O. **Incorporação de biossólidos em solos cultivados com cana de açúcar**. Jaboticabal, 1997, 111p. Tese de Livre docência (Agronomia/Agricultura) Faculdade de Ciência Agronômica e Veterinária, Universidade Estadual Paulista.
- MARSCHNER, H.; HAÜSSLING, M.; GEORGE, E. Ammonium and nitrate uptake rates and rhizosphere pH in non-mycorrhizal roots of Norway spruce. **Trees**, Berlin, v. 5, n. 1, p. 14-21, 1991.
- 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**, 7: 153-156, 1983a.
- 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**, 7: 157-159, 1983b.

- MEDA, A.R.; CASSIOLATO, M.E.; PAVAN, M.A. Alleviating soil acidity through plant organic compounds. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 44:185-189. 2001.
- MEDA, A.R.; PAVAN, M.A.; MIYAZAWA, M.; CASSIOLATO, M.E. Plantas invasoras para melhor eficiência da calagem na correção da acidez subsuperficial do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 26:647-654, 2002.
- MELFI, A.J., MONTES, C.R. Impacto dos biossólidos sobre o solo, cap.9 In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.P.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J. & MARQUES, M.O. **Biossólidos na Agricultura**. 1^o ed., São Paulo: SABESP, 2001. 468p.
- MELLO, J.C.A.; VILLAS-BOAS, R.L.; LIMA, E.V.; CRUSCIOL, C.A.C. & BÜLL, L.T. Alterações nos atributos químicos de um Latossolo Distroférico decorrentes da granulometria e doses de calcário em sistemas plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 27:553-561, 2003.
- MELO, V.P.; BEUTLER, A.N.; SOUZA, Z.M.; CENTURION, J.F. & MELO, W.J. Atributos físicos de Latossolos adubados durante cinco anos com biossólido. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 39; 67-72, 2004.
- 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 do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p.109-141.
- MELO, W.J., MARQUES, M.O., MELO, V.P. O uso agrícola do biossólido e as propriedades do solo. cap. 11. : In: **Biossólidos na Agricultura**, 2001. 468p.
- MELO, W.J., MARQUES, M.O., SANTIAGO, G., CHELLI, R.A., LEITE, S.A.S. Efeito de doses crescentes de biossólidos sobre a fração da matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana de açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 18:449-455. 1994.
- MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistema agrícolas In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica no solo. "Ecossistemas tropicais e subtropicais"**. Eds. Porto Alegre: Gênese, 1999, 518p.
- MINHONI, M.T.A.; CARDOSO, E.J.B.N. & EIRA, A.F. Efeito de cinco tipos de matéria orgânica na solubilização microbiana de fosfato de rocha. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 15: 29-35, 1991.

- MINHONI, M.T.A.; CARDOSO, E.J.B.N. & EIRA, A.F. Efeitos da interação de fosfato de rocha, matéria orgânica e fungo micorrízico no crescimento e na absorção de nutrientes pela soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 17: 165-171, 1993.
- MIYAZAWA, M., PAVAN, M.A., CALEGARI, A. Efeito de material vegetal na acidez do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 17: 411-416, 1993.
- MIYAZAWA, M., PAVAN, M.A., FRACHINI, J.C Neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais. Potafos, Encarte Técnico, **Informações agrônômicas**, nº 92. Dezembro de 2000.
- MIYAZAWA, M., PAVAN, M.A., FRACHINI, J.C. Evoluution of plant residues on the mobility of surface applied lime. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 45:251-256, 2002.
- MIYAZAWA, M., PAVAN, M.A., FRANCHINI, J.C., BLOCK, M.F.M. *Efeito residual de compostos orgânicos hidrossolúveis liberados na decomposição da aveia na química de superfície em solos ácidos*. In: **Encontro Brasileiro sobre substâncias húmicas**, 3,, Santa Maria 1999 p, 303-395.
- MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. & SANTOS, J.C.F. Effects of addition of crop residues on the leaching of Ca and Mg in oxysols. In: International symposium on plant nutricions at low pH. 4, Belo Horizonte, 1996. **Abstract**. Belo Horizonte, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996, p.8.
- MORAES, M.H.; MÜLLER M.M.L.; FOLONI, J.S.S. **Qualidade física do solo. Métodos de estudo – Sistemas de preparo e Manejo do solo**. Jaboticabal: FUNEP, 2002. 225p.
- MORAES, M.F. **Mobilidade de íons em solo ácido com aplicação de calcário e material vegetal em superfície**. Campinas, 2005, 80p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) Instituto Agronômico.
- MOREIRA, S.G.; KIEHL, J.C. PROCHNOW, L.I. & PAULETTI, V. Calagem em sistema de semeadura direta e efeitos sobre a acidez do solo, disponibilidade de nutrientes e produtividade do milho e soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 25: 71-81, 2001.
- MUZILLI, O. Influência do sistema de plantio direto, comparado ao convencional, sobre a fertilidade da camada arável do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, n. 1, p. 95-102, 1983.

- NAHAS, E. **Ciclo do fósforo: Transformações microbianas**. Jaboticabal, FUNEP, 1991. 67p.
- NASCIMENTO, C.W.A.; BARROS, D.A.S.; MELO, E.E.C.; OLIVEIRA, A.B. Alterações Químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.21, p.385-392, 2004.
- NAVAS, A.; BERMÚDEZ, F.; MACHÍN, J. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. **Geoderma**, v.87, p.123-135, 1998.
- OLIVEIRA, E.L., PAVAN, M.A. Control of soil acidity in no-tillage sistem for soybean production. **Soil and Tillage Research**, v38. p 47-57, 1996.
- OLIVEIRA, F.C. **Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com biossólido**. Piracicaba, 1995, 90. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luis de Queiros, Universidade de São Paulo.
- OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R. & ROSSETO, R. Efeito das aplicações sucessivas de lodo de esgoto em Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana de açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 26: 505-519, 2002.
- OLIVEIRA, R.H.; ROSOLEM, C.A.; TRIGUEIRO, R.M. Importância do fluxo de massa e difusão no suprimento de potássio ao algodoeiro como variável de água e de potássio no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28:439-445, 2004.
- OLSEN, S.R., SOMMERS, L.E. Phophorus. In: PAGE, A.L., MILLER, R.H., KEENEY, D.R. **Methods of soil analysis**. 2 ed. Am. Soc. of Agron. 1982.
- PAULA, J.L. de, DUARTE, M.N. **Manual de Métodos de Análise de Solo**, EMBRAPA – Centro Nacional de Pesquisa de Solo, Rio de Janeiro, 2^o edição 1997.
- PAVAN, M.A. Ciclagem de nutrientes e mobilidade de íons no solo sob plantio direto. **Revista Plantio Direto**, 41:8-12, 1997.
- PAVAN, M.A. Movimento de calcário no solo através de técnicas de manejo da cobertura vegetal em pomares de macieira. **Revista Brasileira de Ciência de Fruticultura**, 16:86-91 1994.

- PAVAN, M.A., MIYAZAWA, M. Mobilização de calcário no solo através de resíduos de aveia. In: **Reunião Brasileira de Aveia 18**, Londrina/PR, 1998. IAPAR p.72-79.
- PAVAN, M.A.; BINGHAM, F.T. & PRATT, P.F. Toxicity of aluminum to coffee (*Coffea arabica* L.) in Ultisols and Oxisols amended with amended with CaCO_3 , MgCO_3 and $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. **Soil Science Society and American Journal**, 46:1201-1207, 1982, 1982.
- PEREIRA, J.E. **Solubilidade de alguns calcários e escórias de alto forno**. Viçosa, 1978. 84p. Tese (Magister Scientiae/Fitotecnica)-Universidade Federal de Viçosa.
- PETREIRE, C.; ANGHINONI, I. Alterações de atributos químicos no perfil do solo pela calagem superficial em campo nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 25: 885-895, 2001.
- PIAU, W.C. **Viabilidade do uso de escórias como corretivo e fertilizantes**. Piracicaba, 1991. 99p. Dissertação (Mestrado em Ciências/Energia Nuclear na Agricultura) Universidade de São Paulo.
- POTTEKER, R., BEM, J.R. Calagem para uma rotação de culturas no sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22 p.675-84, 1998
- PRADO, R de m. & FERNADES, F.M. Efeito da escória de siderurgia e calcário na disponibilidade de fósforo de um Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 36:1199-1204, 2001.
- PRADO, R de m. & FERNADES, F.M. Escória de siderurgia e calcário na correção da acidez do solo cultivado com cana de açúcar em vaso. **Scientia Agrícola**, 57:739-744, 2000.
- PRADO, R. de M.; COUTINHO, E.L.M.; ROQUE, C.G.; VILLAR, M.L. Avaliação da escória de siderurgia e de calcário como corretivo da acidez do solo no cultivo do alface. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 37:339-546, 2002.
- PRADO, R. de M.; FERNANDES, F.M. Efeito residual da escória de siderurgia como corretivo da acidez do solo na soqueira da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.287-296, 2003.
- PRIMAVESI, A.C.; PRIMAVESI, O. & GODOY, R. Extração de nutrientes e eficiência nutricional de cultivares de aveia preta em relação ao nitrogênio e à intensidade de corte. **Scientia Agrícola**, 56:613-620, 1999.
- QAFOKU, N.P. & SUMNER, M.E. Retention and transport of calcium nitrate in variable charge subsoils. **Soil Science**, 166:297-307, 2001.

- QAFOKU, N.P.; SUMNER, M.E. & RADCLIFFE, D.E. Anion transport in columns of variable charge subsoils: Nitrate and Chloride. **Journal of Environmental Quality**, 29:484-493, 2000.
- QUAGGIO J.A., RAIJ B.V., MALAVOLTA E. Utilização alternativa da solução estabilizada SMP para determinar os requisitos calcários de solos. **Soil Science and Plant Analasys**. 16, 245-260. 1985.
- QUAGGIO, J.A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Eds. Campinas – SP: Instituto Agrônômico, 2000. 111p.
- QUAGGIO, J.A.; GALLO, P.B.; OWINO-GERROH, C.; ABREU, M.F. & CANTARELLA, H. Peanuts response to lime and molybdenum application in low pH soils. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28:659-664, 2004.
- RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise Química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, Instituto Agrônômico, 2001. 285p.
- RAIJ, B. van.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. & FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**, 2 ed. Campinas , Instituto Agrônômico & Fundação IAC, 1996. 285p. (Boletim Técnico, 100).
- RAIJ, B. van. & QUAGGIO, J.A. **Métodos de análise de solo para fins de fertilidade**. Campinas, Instituto Agrônômico, 1983. 31 p. (Boletim técnico, 81).
- RAIJ, B. van. **Fertilidade do Solo e adubação**. Eds. São Paulo; Piracicaba: Ceres, Potafos, 1991, 343p.
- RHEINHEIMER, D.S.; SANTOS, E.J.S.; KAMINSKI, J.; BORTOLUZZI, E.C. & GATIBONI, L.C. Alterações de atributos do solo pela calagem superficial e incorporada a partir de pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24:797-805, 2000.
- ROS, C.O., AITA, C., CERETTA, C.A., FRIES, M.R. Biossólido efeito imediato no milho e residual na associação aveia preta ervilhaca **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 17:257-261, 1993.
- ROSOLEM, C.A.; BICUDO, S.J. & MARUBAYASHI, O.M. Soybean yeld and root growth as affected by lime rate and quality. In: DATE, R.A. (Ed) **Plant soil interaction at low pH: principles and management**. Dordrecht Kluwer, 1995. p.543-547.

- ROSOLEM, C.A.; CALONEGO, J.C. & FOLONI, J.S.S. Leaching of nitrate and ammonium from straws. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 36:819-831, 2005.
- ROSOLEM, C.A.; CALONEGO, J.C. & FOLONI, J.S.S. Lixiviação de Potássio da palhada de espécies de cobertura de solo de acordo com a quantidade de chuva aplicada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 27:355-362, 2003b.
- ROSOLEM, C.A.; FOLONI, J.S.S. & OLIVEIRA, R.H. Dinâmica do nitrogênio no solo em razão da calagem e adubação nitrogenada, com palha na superfície. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 38:301-309, 2003a.
- SÁ, J.C.M. Calagem em solo sob plantio direto da região dos Campos Gerais, Centro Sul do Paraná In: **Curso Sobre Manejo de Solo no sistema de plantio direto**, Castro, 1995 p.73-107.
- SÁ, J.C.M. Manejo da fertilidade do solo no sistema plantio direto. In: SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. & LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A.E. & CARVALHO, J.G. (Eds). **Interrelação fertilidade biologia do solo e nutrição de plantas**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999. 267-319p.
- SÁ, J.C.M. Reciclagem de nutrientes dos resíduos culturais e estratégia de fertilização para produção de grãos no sistema de plantio direto; Universidade Federal de Viçosa: Viçosa, In: **Proceedings of the 1st Seminário sobre o sistema de plantio direto na UFV**, 9-61, 1998.
- SANTI, A.; AMADO, T.J.C. & ACOSTA, J.A.A. Adubação nitrogenada na aveia preta. I Influência na produção de matéria seca e ciclagem de nutrientes sob sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 27:1075-1083, 2003.
- SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica no solo. "Ecossistemas tropicais e subtropicais"**. Eds. Porto Alegre: Gênese, 1999, 518p.
- SANTOS, J.C.F. **Mobilização de cálcio e alumínio em solos ácidos por compostos orgânicos hidrossolúveis de resíduos vegetais**. Piracicaba 1997. 72p. Tese (Doutorado em Ciências/Energia Nuclear na Agricultura) Universidade de São Paulo.
- SELLES, F., ZENTNER, R.P., KOCHHANN R.A., FAGANELLO A., DENARDIM J.E. Effects of tillage on the forms and distribution of P in Oxisol in Southern Brazil. In: **International Workshop on conservation Tillage System**. Passo Fundo, 1990. Trabalhos

- publicados, Proc. Canadian International Development Agency / Centro Nacional de Pesquisa de trigo – EMBRAPA. 1990 p.86-85.
- SILVA, C.A. & VALE, F.R. Disponibilidade de nitrato em solos brasileiros sob efeito da calagem e de fontes e doses de nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 35:2461-2471, 2000.
- SILVA, F.C., BOARETT, A.E., BERTON, R.S., ZOTELLI, H.B., PEIXE, C.A., MENDONÇA, E. Cana de açúcar cultivada em solo adubado com biossólido. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 33:1-8 (1998).
- SILVEIRA, M.L.A.; ALLEONI, L.R.F.; GUILHERME, L.R.G. Biosolids and heavy metals in soils. **Scientia Agrícola**, v.60, n.4, 2003.
- SIMONETE, M. A., KIEHL' J. C., PLESE, L. P. M., Efeito do lodo de esgoto nas propriedades químicas de um solo podzólico vermelho-amarelo. **Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Brasília, 1999 (049-2).
- SORATTO, R.P. **Aplicação de calcário e gesso em superfície na implantação do sistema de plantio direto**. Botucatu, 2005, 173p. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.
- SOUSA, E.S.; LOPES, A.J.R.; STAMFORD, N.P; FERRAZ, E.B.; OLIVEIRA, J.P.; FIGUEIREDO, M.V.B. Efeito o composto urbano, nitrogênio e mineralizantes em características químicas de um PVA cultivado com caupi: In: **Anais Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 24, Goiânia, GO. Resumos, vol III. Goiânia, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993. p. 247-248.
- SOUZA A.G. DE , LAMBAIS M. R. A estrutura de comunidades e diversidade de bactéria dos solos são alteradas após a aplicação de biossólidos, trabalho apresentado na **FERTBIO 2000**, em Santa Maria – RS, de 23 a 26 de outubro de 2000.
- SOUZA, Z.M.; BEUTLER, A.N.; MELO, V.P.; MELO, W.J. Estabilidade de agregados e resistência a penetração em Latossolo adubado por cinco anos com biossólidos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 29: 117-123, 2005.
- STEMBERG, B. Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. **Soil Plant Science**, 49: 1-29, 2002.
- TAIZ, L. & ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 3ed. Porto Alegre: ARtmed, 2004, 719p.

- TEDESCO, J.; GIANELLO, C. Escolha do corretivo da acidez do solo. In: KAMINSKI, J.(Coord.) **Uso de corretivos da acidez do solo no plantio direto**. Pelotas: Núcleo Regional Sul da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.21-40 (Boletim 4).
- TIRITAN, C.S. **Alterações dos atributos químicos do solo e respostas do milho à calagem superficial e incorporada em regiões de inverno seco**. Botucatu, 2001, 106p. Tese (Doutorado Agronomia/Agricultura) Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.
- TÓTOLA, M.R. & CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ, V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W. & COSTA, L.M. **Tópicos em ciência do solo**, vol.2 (2002) – Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002, 195-277p.
- TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.P.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J. & MARQUES, M.O. **Biossólidos na Agricultura**. 1º ed., São Paulo: SABESP, 2001. 468p.
- URBEN FILHO, G. & SOUZA, P.I.de M. de. Manejo da cultura da soja sob cerrado: época, densidade e profundidade de semeadura. In: ARANTES, N.E. & SOUZA, P.I.de M. de. **Cultura da soja nos cerrados**. POTAFOS, 1993, 267-298p.
- VELOSO, C.A.C., BORGES, A.L., MUNIZ, A.S., Veigas, J.A. Efeitos de diferentes materiais no pH do solo. **Scientia Agrícola**, v.49, n.1, p123-8, 1992.
- VETTORAZZO, S. C., AMARAL, F. C. S. do., CHITOLINA, J. C., Lixiviação de sais de um solo ácido tratado com lama de cal proveniente de indústria de papel. **Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Brasília, 1999 (039-7).
- VIEIRA R.F. Mineralização de nitrogênio em solo suplementado com lodo de esgoto, trabalho apresentado na **FERTBIO 2000**, em Santa Maria – RS, de 23 a 26 de outubro de 2000.
- VILLAS BÔAS, R.L.; BÜLL, L. T. & BOARETTO, A.E. Estudo da disponibilidade de fósforo do lodo de esgoto aplicado ao solo. In: **Anais do Congresso Brasileiro de Iniciação Científica em Ciências Agrárias**, 4, Taubaté, SP, Universidade de Taubaté, 1984. p.93.
- VITTI, G.C. & LUZ, P.H.C. **Utilização agrônômica de corretivos agrícolas**. Piracicaba. FEALQ, 2004, 120p.

- WHALEN, J.K., CHANG, C. Phosphorus sorption capacities of calcareous soils receiving cattle manure applications for 25 years. **Commun. Soil. Sci. Plant Annual.**, 33; 1011-1026, 2002.
- WOHLENBERG, E.V.; REICHERT, J.M.; REINERT, D.J. & BLUME, E. Dinâmica da agregação de um solo franco arenoso em cinco sistemas de culturas em rotação e em sucessão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28:891-900, 2004.
- ZIGLIO, C.M.; MIYAZAWA, M. & PAVAN, M.A. Formas orgânicas e inorgânicas de mobilização do cálcio no solo. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 42:257-262, 1999.