

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

ADRIANO HALISKI

**ACIDEZ DO SOLO E TOXICIDADE DO ALUMÍNIO EM
SISTEMA PLANTIO DIRETO DE LONGA DURAÇÃO**

**PONTA GROSSA - PR
2018**

ADRIANO HALISKI

**ACIDEZ DO SOLO E TOXICIDADE DO ALUMÍNIO EM
SISTEMA PLANTIO DIRETO DE LONGA DURAÇÃO**

Tese apresentada junto ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Ponta Grossa para a obtenção do título de Doutor em Agronomia - Área de Concentração: Agricultura.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Fávero Caires

**PONTA GROSSA - PR
2018**

H173 Haliski, Adriano
Acidez do solo e toxicidade do alumínio em sistema plantio direto de longa duração/Adriano Haliski. Ponta Grossa, 2018.
144 f., il.

Tese (Doutorado em Agronomia– Área de concentração – Agricultura), Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Fávero Caires

1. Calcário dolomítico. 2. Resíduos de plantas. 3. Carbono orgânico. 4. Formas de alumínio. 5. Fracionamento de alumínio. I. Caíres, Eduardo Fávero. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa – Doutorado em Agronomia. III. T.

CDD : 631.41

Ficha catalográfica elaborada por Maria Luzia F. Bertholino dos Santos– CRB9/986



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título da Tese: **“Acidez do solo e toxicidade do alumínio em sistema plantio direto de longa duração”.**

Nome: Adriano Haliski

Orientador: Eduardo Fávero Caires

Aprovado pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Eduardo Fávero Caires

Dr. Renato Yagi

Prof. Dr. Fernando José Garbuio

Dr. Gabriel Barth

Dr. Hélio Antonio Wood Joris

Data da Realização 20 de dezembro de 2018.

Aos meus queridos pais, Basilio e Olga

A minha amada esposa, Daniele

E a minha linda filha, Larissa

Dedico este trabalho!

AGRADECIMENTOS

À Deus que me concedeu o dom da vida e a capacidade e motivação para realizar esse trabalho.

Aos meus pais, Basilio e Olga, por me ensinarem os verdadeiros valores na vida, e pelo apoio em todos os momentos da minha caminhada.

À minha esposa Daniele, por toda ajuda, compreensão e paciência, pelo amor, carinho e incentivos dedicados em todos os momentos, e cuidados com nossa filha nos momentos em que não pude dar atenção a ela.

Ao amigo e professor Dr. Eduardo Fávero Caires, pela excelente orientação, dedicação, ensinamentos e oportunidades oferecidas, por confiar a mim a condução de projetos de pesquisa e por estar sempre disposto a fazer o possível para uma melhor formação.

À Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), em especial ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, pela estrutura, suporte e apoio prestado. Aos professores desta Instituição, pela qualidade de ensino e contribuição à minha formação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de Doutorado.

Ao complexo de laboratório multiusuários da UEPG, C-LABMU, em especial a laboratorista Rachel Gouvea, por toda calma, suporte e comprometimento nas leituras do Espectrofotômetro de Absorção Atômica.

Aos funcionários da instituição Luciane Henneberg, Zima R. Guera, Nilcéia Lara, por todos os cafés e companheirismo, e em especial às técnicas do Laboratório de Fertilidade do Solo Dirce Aparecida de Oliveira, Eclair Pinheiro Diniz e Marta Postanovicz pela amizade, carinho e auxílio na realização das análises químicas.

Ao proprietário da Fazenda Estância dos Pinheiros, Guilherme Soares, por ceder a área para realização do experimento.

À Century Química do Brasil Ltda, pela doação do floculante.

Ao Sr. Audio Sedorko, pelo apoio e desenvolvimento de equipamentos para a execução das análises químicas.

À todos os colegas da pós-graduação, em especial ao André Carlos Auler e Jucimare Romaniw, pelo companheirismo e amizade que levarei por toda vida.

Aos meus amigos e colegas do Laboratório de Fertilidade do Solo: Angelo Rafael Bini, Shively Los Galetto, Danilo Augusto Scharr, Gabriel Soares, Felipe Bueno Moreira, Daniel Bueno Moreira, Alan Jean Rafael Pinto de Oliveira, Alessandro Gruzka Levandoski, Leonardo Barão, Ana Cláudia Lubczyk, Joyce Kufta, Bruno Kenji Kanayama, Welington Sieklicki, Lucas Polli Glugoski, Laura Beatriz Machado Leandro e Gabriel Correa Plodoviski pela grande amizade, companheirismo e auxílio na realização desse trabalho.

À todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

EPÍGRAFES

“Todas as vitórias ocultam uma abdicação”

Simone de Beauvoir

**“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas
o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”**

Madre Teresa de Calcuta

ACIDEZ DO SOLO E TOXICIDADE DO ALUMÍNIO EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DE LONGA DURAÇÃO

RESUMO

Os solos brasileiros são, em sua grande maioria, naturalmente ácidos. A deficiência de cálcio (Ca) e a toxidez causada por alumínio (Al) e manganês (Mn) são os fatores que mais têm limitado a produtividade das culturas em solos ácidos de regiões tropicais e subtropicais. O sintoma primário e mais evidente da toxicidade do Al em plantas é a inibição no alongamento radicular e diminuição na absorção de nutrientes. Este trabalho foi realizado com os objetivos de (i) avaliar a influência da calagem superficial e de resíduos de plantas deixados sobre a superfície do solo durante a estação de outono–inverno nos teores e nas formas de Al em sistema plantio direto de longa duração; (ii) verificar os benefícios da calagem superficial associada aos resíduos das culturas de outono–inverno no combate à acidez do solo e na amenização da toxicidade do Al em longo prazo, no sistema plantio direto; e (iii) correlacionar as formas de Al presentes no solo e as produtividades de grãos de milho, soja e feijão em sistema plantio direto de longa duração. O experimento foi realizado em um Latossolo Vermelho distrófico textura média, manejado há longo período sob plantio direto, em Ponta Grossa (PR). O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso, em parcelas subdivididas, com três repetições. Nas parcelas, foram aplicadas quatro doses de calcário dolomítico na superfície em maio de 2004 (0, 4, 8 e 12 t ha⁻¹) e, nas subparcelas, empregaram-se três tratamentos de cobertura vegetal durante a estação de outono–inverno, sem ou com nitrogênio (N): (i) solo descoberto, (ii) com cobertura vegetal (aveia ou trigo) e (iii) com cobertura vegetal (aveia ou trigo) + 60 kg ha⁻¹ de N. O N foi empregado, anualmente, na forma de nitrato de amônio, em cobertura nas culturas de aveia ou trigo, no início do perfilhamento das culturas. A calagem na superfície corrigiu a acidez do solo, e aumentou os teores de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) e a saturação por bases até a profundidade de 0,20 m. Os teores de Al trocável foram muito baixos com a aplicação de calcário, sendo as formas de Al não-trocável predominantes em todas as profundidades avaliadas. A calagem neutralizou o Al na forma trocável, e também uma fração das diferentes formas do Al não-trocável. Com a calagem, houve grande redução do Al fortemente complexado pela matéria orgânica do solo, sendo grande parte precipitado em formas inorgânicas de Al(OH)₃. A produtividade acumulada de grãos das culturas aumentou, em média, 23% com a aplicação superficial de calcário ao longo dos 10 anos de avaliação. Os maiores incrementos no rendimento de grãos das culturas foram obtidos com a aplicação de 8,3 t ha⁻¹, cuja dose foi muito próxima daquela calculada para elevar a saturação por bases do solo, na camada de 0–0,20 m, a 70%. O Al não-trocável complexado mais fracamente com a matéria orgânica do solo, bem como o Al trocável, apresentou forte correlação com a produtividade das culturas, mostrando que o aumento dessas formas de Al no solo afetou drasticamente a produtividade das culturas. A correção da acidez do solo por meio da calagem superficial em sistema plantio direto demonstrou ser uma prática fundamental para garantir altos tetos de produtividade de grãos por amenizar a toxicidade do Al nas formas trocável e fracamente complexado com a matéria orgânica do solo.

Palavras-Chave: calcário dolomítico, adubação nitrogenada, resíduos de plantas, carbono orgânico, formas de alumínio, fracionamento do alumínio.

SOIL ACIDITY AND ALUMINUM TOXICITY UNDER A LONG-TERM NO-TILL SYSTEM

ABSTRACT

Brazilian soils are, for the most part, naturally acidic. Calcium (Ca) deficiency and toxicity caused by aluminum (Al) and manganese (Mn) are the factors that have most limited crop yield in acidic soils of tropical and subtropical regions. The primary and most obvious symptom of Al toxicity in plants is an inhibition in root elongation and decreased nutrient uptake. This study was carried out with the objective of (i) evaluating the influence of surface liming and plant residues left on the soil surface during the autumn–winter season in the contents and forms of Al in a long-term no-till system; (ii) to verify the benefits of surface liming associated with autumn–winter crop residues in combating soil acidity and alleviating the long-term toxicity of Al in a no-till system; and (iii) to correlate the Al forms present in the soil and the grain yields of corn, soybean, and bean in a long-term no-till system. The experiment was carried out on loamy, kaolinitic, thermic Typic Hapludox, managed for a long period under a no-till system in Ponta Grossa, Parana State, Brazil. A randomized complete block design was used, with three replications in a split-plot arrangement. In the plots, four rates of dolomitic lime were applied on the soil surface in May 2004 (0, 4, 8, and 12 t ha⁻¹), and in the subplots three cover crop residue treatments were applied during the autumn–winter season, without or with nitrogen (N) addition: (i) uncovered soil, (ii) with crop residue (oat or wheat), and (iii) with crop residue (oat or wheat) + 60 kg ha⁻¹ of N. Nitrogen was applied annually in the form of ammonium nitrate in top dressing, at the beginning of tillering of oat or wheat crops. Surface liming corrected soil acidity and increased calcium (Ca) and magnesium (Mg) contents and base saturation up to a 0.20 m depth. Aluminum exchangeable contents were very low with lime application, with non-exchangeable Al forms predominant at all depths evaluated. Liming neutralized Al in an exchangeable form, and a fraction of the different forms of non-exchangeable Al. With liming, there was a great reduction of Al highly complexed by the soil organic matter, being much precipitated in inorganic forms of Al (OH)₃. The cumulative grain yield of the crops increased by an average of 23% with the surface lime application over the 10 years of evaluation. The largest increases in grain yield of the crops were obtained with the lime application at 8.3 t ha⁻¹, whose rate was very close to that calculated to raise soil base saturation in the topsoil (0–0.20 m) to 70%. Non-exchangeable Al complexed poorly with soil organic matter as well as exchangeable Al showed a strong correlation with crop yields, revealing that the increase of these Al forms in soil affected drastically crop yields. The alleviation of soil acidity by the surface application of lime under a no-till system proved to be a fundamental practice to guarantee high crop yields by alleviating the Al toxicity in both forms exchangeable and poorly complexed with the soil organic matter.

Key words: dolomitic lime, nitrogen fertilization, crop residue, organic carbon, aluminum forms, aluminum fractionation.

LISTA DE FIGURAS

	Página
FIGURA 1 - Formas de alumínio na fase sólida do solo extraídas por técnicas de dissolução seletiva. Adaptado de Dahlgren & Walker (1992) e Alvarez et al. (1992).....	43
FIGURA 2 - Valores de pH em CaCl ₂ , para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície após 2 (a) e 10 anos (b) da aplicação. Os pontos (♦) são médias de três tratamentos de cobertura vegetal e três repetições. **: $P < 0,01$ e *: $P < 0,05$	45
FIGURA 3 - Valores de pH em CaCl ₂ , para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC], sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] aos 2 (a) e 10 anos (b) após a aplicação de calcário. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	47
FIGURA 4 - Teores de Ca ²⁺ trocável, para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície após 2 (a) e 10 anos (b) da aplicação. Os pontos (♦) são médias de três tratamentos de cobertura do solo e três repetições. **: $P < 0,01$	48
FIGURA 5 - Teores de Ca ²⁺ trocável, para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC], sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] aos 2 (a) e 10 anos (b) após a aplicação de calcário. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	49
FIGURA 6 - Teores de Mg ²⁺ trocável, para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície após 2 (a) e 10 anos (b) da aplicação. Na ausência de interação significativa entre calcário × cobertura do solo, os pontos são médias das três tratamentos de cobertura do solo e três repetições (♦). No caso de interação significativa entre calcário × cobertura do solo, os pontos são médias de três repetições para os tratamentos sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC] (■), sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] (▲) e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] (●). **: $P < 0,01$	51
FIGURA 7 - Teores de Mg ²⁺ trocável, para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. Na ausência de interação significativa entre calcário × cobertura do solo, os dados são médias de quatro doses de calcário e três repetições. No caso de interação significativa entre	

	calcário × cobertura do solo, os dados são médias de três repetições para os tratamentos sem calcário ($\square$), com 4 t ha ⁻¹ de calcário ($\square$), com 8 t ha ⁻¹ de calcário ($\blacksquare$) e com 12 t ha ⁻¹ de calcário ($\blacksquare$). Letras iguais nas colunas de mesma cor não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	52
FIGURA 8 -	Teores de K ⁺ trocável, para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície após 2 (a) e 10 anos (b) da aplicação. Os pontos (♦) são médias de três tratamentos de cobertura do solo e três repetições. *: $P < 0,05$	56
FIGURA 9 -	Teores de K ⁺ trocável, para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC], sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] aos 2 (a) e 10 anos (b) após a aplicação de calcário. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	58
FIGURA 10 -	Saturação por bases (V%), para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície após 2 (a) e 10 anos (b) da aplicação. Os pontos (♦) são médias de três tratamentos de cobertura do solo e três repetições. **: $P < 0,01$	60
FIGURA 11 -	Saturação por bases (V%), para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC], sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] aos 2 (a) e 10 anos (b) após a aplicação de calcário. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	61
FIGURA 12 -	Teores de C orgânico, para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície após 2 (a) e 10 anos (b) da aplicação. Os pontos (♦) são médias de três tratamentos de cobertura do solo e três repetições. **: $P < 0,01$	63
FIGURA 13 -	Teores de C orgânico, para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC], sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] aos 2 (a) e 10 anos (b) após a aplicação de calcário. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	65
FIGURA 14 -	Teores de Al no solo extraídos com cloreto de potássio (Al _{KCl}), cloreto de lantânio (Al _{La}), cloreto de cobre (Al _{Cu}), pirofosfato de sódio (Al _P) e oxalato de amônio (Al _O), para diferentes profundidades, após 2 anos da aplicação de calcário na superfície, considerando os seguintes tratamentos: sem nitrogênio e sem cobertura (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura (CNCC).....	68

FIGURA 15 -	Teores de Al no solo extraídos com cloreto de potássio (Al_{KCl}), cloreto de lantânio (Al_{La}), cloreto de cobre (Al_{Cu}), pirofosfato de sódio (Al_{P}) e oxalato de amônio (Al_{O}), para diferentes profundidades, após 10 anos da aplicação de calcário na superfície, considerando os seguintes tratamentos: sem nitrogênio e sem cobertura (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura (CNCC).....	69
FIGURA 16 -	Teores de Al extraídos com a solução de cloreto de potássio (KCl) 1 mol L^{-1} (Al_{KCl}), para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC] (■), sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] (▲) e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] (●) aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. Na ausência de interação, são apresentados os valores médios dos tratamentos (♦). **: $P < 0,01$	71
FIGURA 17 -	Relações entre os valores de pH em CaCl_2 e os teores de Al trocável extraídos com a solução de cloreto de potássio (KCl) 1 mol L^{-1} (Al_{KCl}), para diferentes profundidades do solo, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. ***: $P < 0,001$	72
FIGURA 18 -	Teores de Al extraídos com a solução de cloreto de potássio (KCl) 1 mol L^{-1} (Al_{KCl}), para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), aos 2 (a) e 10 (b) anos após a calagem. Na ausência de interação significativa entre os tratamentos calcário $\times$ cobertura do solo, os dados são médias de quatro doses de calcário e três repetições. No caso de interação significativa entre calcário $\times$ cobertura do solo, os dados são médias de três repetições para os tratamentos sem calcário (□), com 4 t ha^{-1} de calcário (◻), com 8 t ha^{-1} de calcário (◼) e com 12 t ha^{-1} de calcário (◼). Letras iguais nas colunas de mesma cor não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	73
FIGURA 19 -	Teores de Al extraídos com a solução de cloreto de lantânio (LaCl_3) $0,33 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_{La}), para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC] (■), sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] (▲) e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] (●), aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. Na ausência de interação significativa entre os tratamentos calcário $\times$ cobertura do solo, são apresentados os teores médios dos tratamentos de cobertura do solo (♦). **: $P < 0,01$	76
FIGURA 20 -	Relações entre os valores de pH em CaCl_2 e os teores de Al extraídos com a solução de cloreto de lantânio (LaCl_3) $0,33 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_{La}), para diferentes profundidades do solo, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. ns: não significativo; **: $P < 0,01$; ***: $P < 0,001$	77

- FIGURA 21 -** Teores de Al extraídos com a solução de cloreto de lantânio (LaCl_3) $0,33 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_{La}), para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), aos 2 (a) e 10 (b) anos após a calagem. Na ausência de interação significativa entre os tratamentos calcário $\times$ cobertura do solo, os dados são médias de quatro doses de calcário e três repetições. No caso de interação significativa entre calcário $\times$ cobertura do solo, os dados são médias de três repetições para os tratamentos sem calcário ($\square$), com 4 t ha^{-1} de calcário ($\square$), com 8 t ha^{-1} de calcário ($\blacksquare$) e com 12 t ha^{-1} de calcário ($\blacksquare$). Letras iguais nas colunas de mesma cor não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$ 79
- FIGURA 22 -** Teores de Al extraídos com solução de cloreto de cobre (CuCl_2) $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_{Cu}), para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC] ($\blacksquare$), sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] ($\blacktriangle$) e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] ($\bullet$), aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. Na ausência de interação significativa entre os tratamentos calcário $\times$ cobertura do solo, são apresentados os teores médios dos tratamentos de cobertura do solo ($\blacklozenge$). **: $P < 0,01$ 80
- FIGURA 23 -** Relações entre os valores de pH em CaCl_2 e os teores de Al extraídos com a solução cloreto de cobre (CuCl_2) $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_{Cu}), para diferentes profundidades do solo, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. **: $P < 0,01$; ***: $P < 0,001$ 82
- FIGURA 24 -** Teores de Al extraídos solução de cloreto de cobre (CuCl_2) $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_{Cu}), para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), aos 2 (a) e 10 (b) anos após a calagem. Na ausência de interação significativa entre os tratamentos calcário $\times$ cobertura do solo, os dados são médias de quatro doses de calcário e três repetições. No caso de interação significativa entre calcário $\times$ cobertura do solo, os dados são médias de três repetições para os tratamentos sem calcário ($\square$), com 4 t ha^{-1} de calcário ($\square$), com 8 t ha^{-1} de calcário ($\blacksquare$) e com 12 t ha^{-1} de calcário ($\blacksquare$). Letras iguais nas colunas de mesma cor não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$ 83
- FIGURA 25 -** Teores de Al extraídos com solução de pirofosfato de sódio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_{P}), para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. Pontos são médias de três tratamentos de cobertura do solo e três repetições. **: $P < 0,01$ e *: $P < 0,05$ 85

FIGURA 26 -	Relações entre os valores de pH em CaCl_2 e os teores de Al extraídos com solução de pirofosfato de sódio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_p), para diferentes profundidades do solo, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. ns: não significativo; **: $P < 0,01$; ***: $P < 0,001$	87
FIGURA 27 -	Teores de Al extraídos com solução de pirofosfato de sódio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_p), para diferentes profundidades do solo, considerando as formas de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), aos 2 (a) e 10 (b) anos após a calagem. Dados são médias de quatro doses de calcário e três repetições. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	88
FIGURA 28 -	Teores de Al extraídos com solução de oxalato de amônio $[(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}]$ $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_o), para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. Pontos são médias de três tratamentos de cobertura do solo e três repetições. **: $P < 0,01$	93
FIGURA 29 -	Relações entre os valores de pH em CaCl_2 e os teores de Al extraídos com solução de oxalato de amônio $[(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}]$ $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_o), para diferentes profundidades do solo, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. ns: não significativo; ***: $P < 0,001$	95
FIGURA 30 -	Teores de Al extraídos com solução de oxalato de amônio $[(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}]$ $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_o), para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), aos 2 (a) e 10 (b) anos após a calagem. Dados são médias de quatro doses de calcário e três repetições. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	96
FIGURA 31 -	Entradas de carbono (C) orgânico no sistema, considerando as doses de calcário na superfície sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC] (■), sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] (▲) e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] (●). Considerando os tratamentos de cobertura do solo, os dados são médias de três repetições para os tratamentos sem calcário (□), com 4 t ha^{-1} de calcário (▣), com 8 t ha^{-1} de calcário (▤) e com 12 t ha^{-1} de calcário (▥), no período de 2004 a 2014. **: $P < 0,01$. Letras iguais na coluna de mesma cor não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	108
FIGURA 32 -	Produtividade de grãos de milho em 2004-2005 (híbrido AG 6018) e de soja em 2005-2006 (cv. CD 206), 2006-2007 (cv. CD 214 RR) e 2007-2008 (cv. CD 214 RR), considerando as doses de calcário na superfície (a), e os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo	

	(SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC) (b). **: $P < 0,01$. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	112
FIGURA 33 -	Produtividade de grãos de milho em 2008-2009 (híbrido Pioneer 30F53), de soja em 2009-2010 (cv. CD 206 RR) e 2010-2011 (cv. BMX Apolo RR), e de feijão em 2011-2012 (cv. Rubi), considerando as doses de calcário na superfície (a), e os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC) (b). **: $P < 0,01$. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	114
FIGURA 34 -	Produtividade de grãos de feijão safrinha em 2012 (cv. BRS Estilo) e de soja em 2012-2013 (cv. NA 5909 RG) e 2013-2014 (cv. BMX Ativa RR), considerando as doses de calcário na superfície (a), e os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC) (b). *: $P < 0,05$ e **: $P < 0,01$. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	116
FIGURA 35 -	Produtividade acumulada de grãos de milho, soja e feijão durante o período de 2004 a 2014, considerando as doses de calcário na superfície (a), e os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC) (b). **: $P < 0,01$. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$	117
FIGURA 36 -	Relações entre a produtividade acumulada de grãos das culturas, no período de 2004 a 2014, e os teores de Al extraídos com as soluções de cloreto de potássio [Al _{KCl}] (a) e de cloreto de lantânio [Al _{La}] (b), para diferentes profundidades do solo. ***: $P < 0,001$	122
FIGURA 37 -	Relações entre a produtividade acumulada de grãos das culturas, no período de 2004 a 2014, e os teores de Al extraídos com as soluções de cloreto de cobre [Al _{Cu}] (a) e de pirofosfato de sódio [Al _P] (b), para diferentes profundidades do solo. ns: não significativo; ***: $P < 0,001$..	123
FIGURA 38 -	Relação entre a produtividade acumulada de grãos das culturas, no período de 2004 a 2014, e os teores de Al extraídos com a solução de oxalato de amônio [Al _O], para diferentes profundidades do solo. ns: não significativo.....	124

LISTA DE TABELAS

	Página
TABELA 1 - Resultados de análises químicas e granulométricas do solo, na camada de 0–0,20 m, antes da instalação do experimento.....	38
TABELA 2 - Histórico da rotação de culturas e quantidades de N, P ₂ O ₅ e K ₂ O aplicadas na área experimental no período de 2004 a 2014.....	39
TABELA 3 - Precipitação pluvial mensal ocorrida durante o período de 2004 a 2014 e precipitação pluvial média histórica da região de Ponta Grossa – PR (47 anos).....	40
TABELA 4 - Grau de estabilidade da interação do Al com a matéria orgânica do solo (MOS) e a relação Al _p /Al _o em função de doses de calcário, para diferentes profundidades do solo, após 2 anos da calagem.....	98
TABELA 5 - Grau de estabilidade da interação do Al com a matéria orgânica do solo (MOS) e a relação Al _p /Al _o em função de doses de calcário, para diferentes profundidades do solo, após 10 anos da calagem.....	99
TABELA 6 - Grau de estabilidade da interação do Al com a matéria orgânica do solo (MOS) e a relação Al _p /Al _o em função dos tratamentos sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), para diferentes profundidades, após 2 anos da calagem.....	102
TABELA 7 - Grau de estabilidade da interação do Al com a matéria orgânica do solo (MOS) e a relação Al _p /Al _o em função dos tratamentos sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), para diferentes profundidades, após 10 anos da calagem.....	103
TABELA 8 - Entrada anual de matéria seca (parte aérea e raízes), em função de doses de calcário e dos tratamentos sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), no período de 2004 a 2014.....	107
TABELA 9 - Entrada anual de carbono (C), calculado pelo índice de colheita das culturas (parte aérea e raízes), em função de doses de calcário e dos tratamentos sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), no período de 2004 a 2014.....	108
TABELA 10 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre os diferentes extratores de Al no solo e as entradas de C-orgânico via resíduos culturais, nas quatro doses de calcário aplicadas na superfície.....	110

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO.....	18
2. OBJETIVOS.....	20
2.1. Objetivo geral.....	20
2.2. Objetivos específicos.....	20
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	21
3.1. ACIDEZ DO SOLO.....	21
3.2. SISTEMA PLANTIO DIRETO.....	22
3.2.1. Calagem em sistema plantio direto.....	23
3.2.2. Efeito da cobertura vegetal no solo.....	26
3.3. ALUMÍNIO.....	27
3.3.1. Alumínio no solo.....	28
3.3.2. Alumínio no sistema plantio direto.....	29
3.3.3. Alumínio associado à matéria orgânica do solo.....	30
3.3.4. Toxicidade do alumínio para as plantas.....	34
3.3.5. Fracionamento do alumínio no solo.....	35
4. METODOLOGIA.....	38
4.1. LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO.....	38
4.2. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO.....	38
4.3. ROTAÇÃO DE CULTURAS.....	38
4.4. CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA.....	39
4.5. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	40
4.6. AMOSTRAGENS E AVALIAÇÕES DE SOLO E PLANTA.....	41
4.7. EXTRAÇÃO DO ALUMÍNIO POR TÉCNICAS DE DISSOLUÇÃO SELETIVA.....	41
4.8. ENTRADA ANUAL DE CARBONO DAS CULTURAS.....	43
4.9. ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	44
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
5.1. ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO.....	45
5.2. FRACIONAMENTO DO ALUMÍNIO.....	66
5.2.1. Alumínio trocável (Al_{KCl}).....	70
5.2.2. Alumínio complexado organicamente.....	75
5.2.2.1. Cloreto de lantânio (Al_{La}).....	75

5.2.2.2.	<i>Cloreto de cobre (Al_{Cu})</i>	80
5.2.2.3.	<i>Pirofosfato de sódio (Al_P)</i>	85
5.2.3.	Alumínio – Alofana e Imogolite.....	92
5.3.	ESTABILIDADE DO ALUMÍNIO COM A MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO.....	97
5.4.	ENTRADA ANUAL DE CARBONO VIA CULTURAS.....	107
5.5.	PRODUTIVIDADE DAS CULTURAS NO PERÍODO DE 2004 A 2014.....	111
6.	CONCLUSÕES	126
7.	REFERÊNCIAS	128

1. INTRODUÇÃO

Aproximadamente 70% do território brasileiro é composto por solos ácidos, capazes de reduzir o potencial produtivo das culturas em cerca de 40%, devido principalmente à alta concentração de alumínio (Al) solúvel (QUAGGIO, 2000). Os maiores problemas gerados pela acidez do solo estão relacionados com a deficiência de cálcio (Ca) e/ou a toxicidade de Al e manganês (Mn) (SOUSA et al., 2007). O sintoma primário e mais evidente da toxicidade do Al em plantas é a inibição no alongamento radicular (CHANDRAN et al., 2008) e diminuição na absorção de nutrientes (ABREU Jr. et al., 2003).

O Al é um dos metais mais abundantes no solo, sendo um importante componente dos solos e materiais geológicos. Ele ocorre em diferentes formas no solo, as quais são controladas pelo pH e pela composição mineralógica. O Al se hidrolisa em solução, de tal modo que a espécie de Al trivalente (Al^{3+}) predomina em condições ácidas ($\text{pH} < 5,0$), enquanto que as espécies $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ e $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ são formadas quando o pH aumenta. Em valores de pH próximos da neutralidade ocorre a formação de $\text{Al}(\text{OH})_3$ e o $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ predomina em condições alcalinas (DELHAIZE & RYAN, 1995; SPARKS, 2003).

Como as diferentes formas do Al no solo estão relacionadas com o pH e com a composição mineralógica (SPOSITO, 2008), a acidificação do solo tem como consequência o aumento da solubilidade dos compostos de Al, o que ocasiona aumento na concentração de Al livre na solução do solo, provocando toxicidade e causando efeitos deletérios nos tecidos das plantas não adaptadas, como é o caso da maioria das espécies cultivadas.

Para atenuar os efeitos negativos da acidificação do solo na produtividade das culturas é imprescindível realizar a correção da acidez por meio da prática da calagem que é a maneira mais simples para atingir esse objetivo (MUZILLI, 1981; LOPES et al., 2004). No sistema plantio direto, o calcário é aplicado na superfície sem incorporação, o qual cria uma

frente de correção da acidez do solo em profundidade, e a qual é proporcional à dose e ao tempo (CAIRES, 2010; VERONESE et al., 2012).

Em solos manejados sob sistema plantio direto ocorre acúmulo de matéria orgânica, principalmente nas camadas superficiais do solo, e as interações entre os compostos orgânicos solúveis e os minerais do solo geram condições para a complexação do Al, deixando-o numa forma menos tóxica às plantas (ZAMBROSI, 2004). A interação do Al com a matéria orgânica do solo pode afetar a dinâmica de cargas superficiais do solo, sendo comumente determinada por técnicas de dissolução seletiva (GARCÍA-RODEJA et al., 2004).

Em sistema plantio direto de longa duração, tem-se observado altas produtividades das culturas mesmo em solos com altos teores de Al trocável e baixos valores de pH e de saturação por bases (CAIRES et al., 2006; BROWN et al., 2008; CHURKA BLUM et al., 2013). Esses dados permitem questionar se os valores ou faixas de interpretação de indicadores químicos de acidez do solo utilizados para o sistema plantio direto de longa duração representam, com confiabilidade, a verdadeira situação da fertilidade do solo. É possível que as interpretações utilizadas para a avaliação das condições de acidez do solo ainda sejam insuficientes para expressar a fertilidade dos solos cultivados há longo tempo no sistema plantio direto (NICOLODI et al., 2008a).

Para uma avaliação mais completa das condições de acidez em sistema plantio direto de longa duração, faz-se necessário obter maior conhecimento das diferentes formas do Al presentes no solo nesse ambiente, para compreender a sua toxicidade para as plantas em sistemas em que ocorre acúmulo nos teores de matéria orgânica, como é o caso do sistema plantio direto de longo prazo.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar a correção da acidez do solo, o aporte de carbono orgânico, as formas de Al e a produtividade de grãos de soja, milho e feijão, considerando a aplicação superficial de doses de calcário e a presença de resíduos de plantas de aveia ou trigo deixados sobre a superfície, sem e com nitrogênio, em longo prazo, no sistema plantio direto.

2.2. Objetivos específicos

- (i) Avaliar a influência de doses de calcário aplicadas na superfície e de resíduos de plantas de aveia ou trigo, sem e com adição de N, nos teores e nas formas de Al em sistema plantio direto de longa duração;
- (ii) Verificar os benefícios da calagem superficial associada aos resíduos das culturas de aveia ou trigo, sem e com adição de N, no combate à acidez do solo e na amenização da toxicidade do Al em longo prazo no sistema plantio direto;
- (iii) Correlacionar as formas de Al presentes no solo com as produtividades de grãos das culturas em sistema plantio direto de longa duração.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. ACIDEZ DO SOLO

Aproximadamente, 30% dos solos do mundo são considerados solos ácidos, com exceção apenas das regiões polares (VON UEXKULL & MUTERT, 1995). No Brasil, aproximadamente 70% do território é composto por solos ácidos, capazes de reduzir o potencial produtivo das culturas em cerca de 40%, devido principalmente à alta concentração de Al solúvel (QUAGGIO, 2000).

A deficiência de Ca e a toxidez causada por Al e Mn são os fatores que mais têm limitado a produtividade de solos ácidos em regiões tropicais e subtropicais (LOPES, 1991; CAIRES, 2013). Caso a acidez do solo não seja devidamente controlada, ela pode reduzir seriamente o rendimento das culturas, causando perdas econômicas significativas ao produtor e impactos negativos no ambiente (PROCHNOW, 2014; GHIMIRE et al., 2017).

Os solos podem ser naturalmente ácidos em função do material de origem ou de processos de formação que propiciem a remoção de bases trocáveis com consequente aumento nos teores de hidrogênio (H) e Al (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2010; RAIJ, 2011). Além da origem naturalmente ácida, os solos podem apresentar ainda contínua acidificação por meio da dissociação do gás carbônico ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}^+ + \text{HCO}_3^-$), a qual é limitada a condições em que o pH em água é maior que 5,2, e da adição de fertilizantes nitrogenados amoniacais ou que geram amônio no solo (QUAGGIO, 1986; RAIJ, 1991; GRANT, 2010; SHARMA et al., 2011).

Na maioria dos sistemas agrícolas produtivos, a adubação nitrogenada tem sido apontada como a principal responsável pelo processo de acidificação do solo, pois durante a oxidação de NH_4^+ a NO_3^- , realizada por bactérias dos gêneros *Nitrobacter* e *Nitrossomonas*

ocorre a liberação de H^+ , que passa a ocupar as posições de troca dos cátions trocáveis lixiviados pelo NO_3^- . Destaca-se que, além do NO_3^- , ânions como SO_4^{2-} e Cl^- , liberados pela mineralização da matéria orgânica do solo e/ou presentes nas formulações de fertilizantes, podem também ficar livres na solução e arrastar as bases trocáveis em profundidade no solo (RAIJ, 1991; CAIRES, 2010). Com a redução do pH decorrente do processo de acidificação ocorre aumento na dissolução de minerais que contém Al no solo. O Al é um cátion com caráter ácido, pois em solução libera prótons (H^+) por meio de hidrólise. A hidrólise do Al^{3+} produz íons H^+ de acordo com a reação: $Al^{3+} + 3H_2O \rightarrow Al(OH)_3 + 3H^+$ (MILNE et al., 1995; RAIJ, 2010; MOTUZOVA et al., 2013). A exploração agrícola, pela ação de cultivos sucessivos, também é um fator a ser considerado na geração de acidez no solo em decorrência da exportação e lixiviação de nutrientes e ainda pela intensificação do ciclo da matéria orgânica (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2010).

3.2. SISTEMA PLANTIO DIRETO

O alto potencial erosivo das chuvas na região Sul do Brasil (principalmente nas estações de primavera e verão) foi um fator decisivo para o desenvolvimento da agricultura de conservação baseada na minimização do revolvimento do solo, na cobertura permanente e na rotação de culturas que culminou no sistema plantio direto (MUZILLI, 1981).

A introdução do sistema plantio direto ocorreu a partir da década de 1970 no Sul do Brasil, e foi um dos maiores avanços no processo produtivo da agricultura brasileira (LOPES et al., 2004). Apesar de o sistema plantio direto apoiar-se em três pilares: a ausência de revolvimento do solo, a cobertura permanente e a rotação diversificada de culturas, várias áreas agrícolas conduzidas sob plantio direto no Brasil não têm aderido às práticas que conduzem ao equilíbrio entre esses três pilares, colocando em risco a sustentabilidade do

sistema (ROLOFF et al., 2018).

O sistema plantio direto, quando manejado adequadamente, contribui para a melhoria dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, principalmente em razão da cobertura proporcionada pelas plantas vivas e mortas que reduz perdas de solo e nutrientes por erosão, além de promover o acúmulo de matéria orgânica no solo (TORMENA & ROLOFF, 1996; SALES et al., 2016, SANTOS et al., 2017).

3.2.1. Calagem em sistema plantio direto

Para reduzir os efeitos negativos da acidificação do solo, a prática da calagem é considerada a maneira mais simples e de baixo custo para atingir este objetivo, uma vez que o calcário é um recurso bastante abundante no país. Além disso, a calagem é considerada como uma das práticas que mais contribui para o aumento da eficiência dos fertilizantes e, conseqüentemente, da produtividade e da rentabilidade agropecuária (LOPES, 1991).

Os corretivos da acidez do solo mais utilizados na agricultura são rochas calcárias moídas, constituídas por misturas de minerais, como a calcita e a dolomita, que contêm, em sua composição, carbonatos de cálcio (CaCO_3) e/ou de magnésio (MgCO_3) (CAIRES, 2010). Também são utilizados como corretivos de solo os óxidos, hidróxidos e silicatos, capazes de neutralizar a acidez do meio (ALCARDE et al., 1992). A calagem, além de corrigir a acidez do solo superficialmente, também deve corrigir ou reduzir a acidez do solo em profundidade (RAIJ, 2010).

Os corretivos da acidez do solo possuem baixa solubilidade em água (PAVAN et al., 1984; ERNANI et al., 2001; ALLEONI et al., 2005) e a sua eficiência está diretamente relacionada a sua natureza geológica, à sua granulometria, ao tipo de solo em que é aplicado, e ao tempo de reação (KURIHARA et al., 1999). De acordo com Amaral & Anghinoni (2001), a dissolução máxima de calcário em condições ótimas para a reação ocorre aos 90

dias de sua aplicação, conforme indicam os valores de condutividade elétrica e de Ca e Mg na solução do solo. Entretanto, por causa da baixa solubilidade em água dos corretivos da acidez do solo, sabe-se que a neutralização da acidez do solo pela ação do calcário ocorre de forma localizada. Dessa forma, o ideal é misturar o calcário com a parte do solo a ser corrigida, e para melhor eficiência, o calcário deve ser uniformemente espalhado na área a ser corrigida e incorporado por meio de aração e gradagem (RAIJ, 2010). Deste modo, as plantas encontram um ambiente favorável em profundidade para o seu desenvolvimento, ampliando o volume de solo a ser explorado pelas raízes. Bortoluzzi et al. (2014) verificaram que o sistema radicular da soja alcançou 0,40 m de profundidade quando o corretivo foi incorporado, incrementando a produtividade de grãos de soja, em média, 31% em relação ao calcário aplicado na superfície, o qual limitou seu efeito nos atributos químicos do solo à 0,05 m de profundidade e no crescimento radicular até 0,20 m.

No sistema plantio direto, o calcário aplicado na superfície sem incorporação cria uma frente de correção da acidez do solo em profundidade, a qual é proporcional à dose e ao tempo (CAIRES, 2010; VERONESE et al., 2012). No estudo de Amaral & Anghinoni (2001), os autores observaram que os efeitos em profundidade do calcário se manifestaram a partir de 180 dias da reaplicação, e atingiram, aos 360 dias, até 0,02 m quanto aos teores de Ca e Mg na solução do solo, e até 0,04 m quanto ao pH em CaCl_2 e aos teores de Al, Ca e Mg trocáveis. Joris et al. (2013), em um estudo realizado em sistema plantio direto de longa duração, verificaram aumento no pH, nos teores de Ca e Mg, e na saturação por bases, e redução na saturação por Al e no teor de Mn trocável até a profundidade de 0,20 m, após 52 meses da aplicação de calcário em superfície. Em outro estudo realizado em plantio direto, Caires et al. (2002) observaram aumento no pH, no teor de Ca trocável e na saturação por bases, bem como redução no teor de Al trocável do solo, até a profundidade de 0,60 m, após 92 meses da aplicação superficial de calcário.

Os mecanismos que promovem a migração dos agentes de neutralização da acidez no perfil do solo com a calagem na superfície em plantio direto ainda não estão totalmente esclarecidos. Amaral et al. (2004) sugerem que o deslocamento vertical de partículas muito finas de calcário ocorre pelo movimento descendente da água da chuva que se infiltra, por meio de canais e espaços existentes no solo. Em outros estudos observou-se que a calagem na superfície proporcionou movimentação de Ca^{2+} e Mg^{2+} ao longo do perfil do solo, por meio da formação de pares iônicos com NO_3^- e SO_4^{2-} (FOLONI & ROSOLEM, 2006; CRUSCIOL et al., 2011; CAIRES et al., 2015). Oliveira & Pavan (1996) mencionam a formação e migração de $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ e $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ para as camadas mais profundas do solo. Outros autores atribuem à formação de complexos organometálicos hidrossolúveis como o principal mecanismo envolvido na movimentação de Ca e Mg após a aplicação de calcário e resíduos vegetais na superfície do solo (FRANCHINI et al., 2001a; MIYAZAWA et al., 2002, DIEHL et al., 2008; PAVINATO & ROSOLEM, 2008). Em razão da complexidade dos mecanismos envolvidos, ainda não existe clareza de qual mecanismo estaria ocasionando maior contribuição na melhoria das condições de acidez no subsolo com a calagem na superfície. Para isso, tais efeitos precisam ser mais bem investigados na tentativa de elucidar o mecanismo preponderante na correção da acidez do subsolo com a aplicação de calcário na superfície em plantio direto.

Independentemente do mecanismo envolvido na correção da acidez do subsolo com a calagem na superfície, vários estudos indicam claramente que a aplicação superficial de calcário em plantio direto apresenta eficiência na produção de grãos de culturas em rotação nesse sistema (OLIVEIRA & PAVAN, 1996; CAIRES et al., 2000; CAIRES et al., 2005; CAIRES et al., 2006; JORIS et al., 2016). Pöttker & Ben (1998) já haviam concluído que não haveria inconveniência no uso de calcário sem incorporação ao solo no sistema plantio direto,

em áreas anteriormente calcareadas pelo método convencional e que apresentassem um bom nível de nutrientes.

3.2.2. Efeito da cobertura vegetal no solo

Após a adoção do sistema plantio direto, torna-se indispensável a formação e a manutenção de cobertura vegetal (viva ou morta) sobre o solo. Vários estudos demonstram que a presença de resíduos culturais na superfície do solo apresenta benefícios de ordem física, química e biológica (POWLSON et al., 1987; LANGE et al., 2006; AZEVEDO et al., 2007; SILVA et al., 2007; ROSSETTI et al., 2012). O primeiro efeito mais evidente proporcionado pela cobertura vegetal é a redução dos efeitos danosos da erosão, diminuindo a força de impacto das gotas de chuva, a desestruturação do solo, o selamento superficial e a velocidade das enxurradas (SANTOS et al., 2000).

Os resíduos orgânicos ou palhada são fonte de energia (carbono) e nutrientes para a maioria das populações microbianas do solo, aumentando a atividade biológica e melhorando as relações ecológicas (POWLSON et al., 1987). É bem sabido que os microrganismos do solo desempenham um importante papel sobre a fertilidade do solo, através da decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, manutenção da estrutura do solo, degradação de agroquímicos e poluentes, e como participantes de associações simbióticas com as raízes das plantas (PARKINSON & COLEMAN, 1991).

Com a manutenção de palhada na superfície do solo ocorre aumento nos teores de matéria orgânica (BEUTLER et al., 2001; SÁ et al., 2001). De acordo com Campos et al. (1995), à medida que se adiciona carbono orgânico ao solo, a atividade microbiana é estimulada, resultando em produtos que atuam na formação e estabilização dos agregados. Os autores observaram maior percentagem de agregados estáveis em água nas classes de maior diâmetro no sistema plantio direto do que no sistema convencional de preparo do solo, o qual

concentrou seus agregados estáveis em classes de menor diâmetro. O incremento da matéria orgânica no solo também aumenta a taxa de infiltração de água e a retenção de umidade (WANG et al., 2009).

O acúmulo de palhada na superfície em sistema plantio direto desencadeia uma série de mudanças também nos atributos químicos do solo, especialmente quanto à disponibilidade de nutrientes. No sistema plantio direto ocorre acúmulo de nutrientes, especialmente de Ca, Mg, K e P nas camadas superficiais do solo, visto que, além de não haver revolvimento, há acúmulo de nutrientes no tecido das plantas cultivadas, com posterior decomposição e liberação desses nutrientes nas camadas superficiais (PAVINATO & ROSOLEM, 2008). Além disso, com o acúmulo de resíduos vegetais pode ocorrer ainda: sorção de H e Al na superfície do material vegetal, complexação do Al por compostos orgânicos, troca de ligantes entre os grupos funcionais OH^- dos oxihidróxidos de Fe e Al e os ânions orgânicos, e aumento do potencial de oxidação biológica de ânions orgânicos (FRANCHINI et al., 1999).

O conceito de adubação verde tem evoluído também como participante do processo de conservação de solo, através da prática de rotação, sucessão ou consorciação de culturas, sendo deixados resíduos sobre a superfície do solo, sem incorporação. Desse modo, visa-se proteger o solo contra variações de temperatura, impacto direto da gota da chuva e ação dos ventos (TAVARES et al., 2008).

3.3. ALUMÍNIO

A maioria dos solos brasileiros apresenta características de acidez e elevados teores de Al, o que traz sérios problemas para o desenvolvimento do sistema radicular das plantas, limitando o aproveitamento de água e de nutrientes adicionados ao solo por meio dos fertilizantes (OLIVEIRA et al., 2010). A produtividade das culturas é reduzida drasticamente

devido à presença do Al em níveis tóxicos, e este por apresentar uma química complexa, o seu comportamento no solo deve ser mais bem investigado.

3.3.1. Alumínio no solo

O Al é um dos metais mais abundantes no solo, sendo um importante componente dos solos e materiais geológicos, incluindo-se minerais de argila, tais como caulinita, gibbsita e outros óxidos (PEDROTTI et al., 2003). Trata-se de um elemento anfótero que pode atuar como cátion em meio ácido e como ânion em meio básico, sendo o pH o principal fator que controla a sua disponibilidade no solo (MALAVOLTA, 1980).

Em pH baixo, o H^+ atua sobre os minerais liberando íons Al^{3+} que ficam predominantemente retidos pelas cargas negativas das partículas coloidais do solo, em equilíbrio com o Al^{3+} em solução. Assim, a quantidade de Al^{3+} em solução aumenta com a acidez do solo (SPOSITO, 2008).

O Al ocorre em diferentes formas no solo e parte da dificuldade em estudar os processos que ocorrem nas plantas, decorrentes da ação deste metal, pode ser atribuída à complexa química do mesmo. O Al quimicamente ativo ou lábil pode apresentar-se sob diversas formas, as quais são controladas pelo pH e pela composição mineralógica do sistema (DELHAIZE & RYAN, 1995). Por exemplo, o Al pode reagir com superfícies de argila negativamente carregadas por forças eletrostáticas e, assim, pode facilmente ser trocado por outros cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} ou K^+ ; ou ser complexado por grupos carboxílicos ou fenólicos da matéria orgânica (BERTSCH & BLOOM, 1996).

Como as diferentes formas de Al estão relacionadas com o pH e com a composição mineral do sistema (SPOSITO, 2008), a acidificação do solo aumenta a solubilidade de compostos de Al, o que ocasiona o aumento da concentração de Al^{3+} livre na solução do solo,

provocando toxidez às plantas, causando efeitos deletérios nos tecidos das plantas não adaptadas, como é o caso da maioria das espécies cultivadas.

3.3.2. Alumínio no sistema plantio direto

A mudança no sistema de cultivo do preparo convencional para o sistema plantio direto desencadeia uma série de mudanças nos atributos químicas e físicos do solo, especialmente quanto à disponibilidade de nutrientes e estruturação para os cultivos. O sistema plantio direto promove acúmulo de nutrientes, especialmente de Ca, Mg, K e P nas camadas superficiais do solo, além de complexação do Al por compostos orgânicos (PAVINATO & ROSOLEM, 2008). Como o sistema plantio direto aumenta o teor de carbono orgânico dissolvido (COD) na solução do solo (SPERA et al., 2014), a maior quantidade de ligantes orgânicos solúveis em plantio direto promove diminuição da atividade química do Al. Para um mesmo valor de pH e de Al solúvel, a atividade química estimada do Al é menor na solução do solo em sistema plantio direto do que no sistema convencional de preparo (SALET et al., 1999). A participação do COD na complexação do Al confirma a importância do acúmulo de resíduos orgânicos na minimização dos efeitos fitotóxicos desse elemento, sendo esta condição encontrada mais frequentemente em solos sob plantio direto (ZAMBROSI et al., 2007). Desta forma, solos sob plantio direto com teores altos de Al trocável e de matéria orgânica podem não restringir o crescimento de muitas culturas (NICOLODI et al., 2008b). Os autores observaram que mesmo na presença de altos teores de Al trocável e de baixos valores de pH e saturação por bases, as culturas apresentaram altas produtividades em solos manejados há longo período no sistema plantio direto. Caires et al. (1999) observaram que o calcário aplicado na superfície, em sistema plantio direto, apresentou eficiência na correção da acidez das camadas superficiais e subsuperficiais do solo, porém não exerceu influência na produtividade de milho, trigo e soja, em solo com elevada acidez.

Salet et al. (1999), ao compararem o sistema plantio direto com o sistema convencional de preparo do solo, observaram que no sistema plantio direto quase 2/3 do Al solúvel apresentou-se na forma orgânica, enquanto que no sistema convencional de preparo apenas metade do Al solúvel estava nessa forma. Outra diferença importante encontrada entre os sistemas foi o percentual das espécies de Al consideradas tóxicas (Al^{3+} e AlOH^{2+}), tendo-se obtido, respectivamente, 2,5% e 1,6% no sistema plantio direto e 4,0% e 2,6% no sistema convencional de preparo. Em outro estudo, Alleoni et al. (2010) observaram que a maior parte do Al na solução dos solos sob plantio direto estava ligada à ânions orgânicos (Al-COD) de alto peso molecular. Em valores de pH menores que 5,0, o Al-COD representou cerca de 70 a 80% do Al total na solução, e cerca de 30 a 40% nos valores de pH superiores a 5,0.

O manejo contínuo sob plantio direto combinado com o uso de plantas de cobertura resultam em aumento no conteúdo de matéria orgânica, a qual propicia a liberação de ânions orgânicos que reduzem a atividade química do Al, proporcionando um ambiente mais favorável para o desenvolvimento das culturas (MIYAZAWA & PAVAN, 1992a; ALLEONI et al., 2010; SÁ, 2011; BRIEDIS et al., 2012).

3.3.3. Alumínio associado à matéria orgânica do solo

O acúmulo de matéria orgânica em sistema plantio direto é regulado principalmente pelas quantidades de C e N existentes nos resíduos orgânicos mantidos na superfície do solo (MUZZILLI, 2002). Aita et al. (2004) afirmam que as gramíneas têm papel importante na ciclagem de nutrientes e sobretudo, por possuírem alta relação C/N, apresentam decomposição lenta e proporcionam resultados significativos na adição duradoura de matéria seca ao solo. A adição contínua de resíduos culturais com relações C/N contrastantes proporciona fluxos diferenciados de C e N. Dessa forma, haverá períodos com elevado fluxo de C e N e outros com menor fluxo. É essa variação que proporciona o acúmulo de matéria

orgânica ao solo porque ocorrerá sobreposição de resíduos em camadas devido à resistência à decomposição dos resíduos com maior relação C/N (SÁ, 2011). A inclusão de leguminosas no sistema também ajuda a minimizar os efeitos da maior imobilização de nutrientes provocada pelas culturas de maior relação C/N (AMADO et al., 1999).

Vale destacar que a adição de N via fertilizantes minerais pode alterar a dinâmica de decomposição da matéria orgânica do solo, pois a adição de N aumenta a taxa de decomposição da fração de serapilheira, compreendendo substratos mais lábeis que decompõem primeiro, mas diminui a taxa de decomposição da fração contendo substratos quimicamente complexos (BERG & MATZNER, 1997). A adição de N diminui a limitação de N aos microrganismos que procuram C em substratos de matéria orgânica relativamente lábil, tais como polissacarídeos, o que leva à decomposição mais rápida da fração lábil (TALBOT & TRESEDER, 2011). Por outro lado, a adição de N pode inibir a atividade da enzima degradante da lignina e resultar em decomposição mais lenta dos substratos quimicamente mais complexos da matéria orgânica (CARREIRO et al., 2000).

A matéria orgânica do solo é composta por substâncias húmicas e não-húmicas. As substâncias não-húmicas têm propriedades físicas e químicas reconhecíveis e consistem em carboidratos, proteínas, peptídeos, aminoácidos, gorduras, ceras, e ácidos orgânicos de baixo peso molecular. Estes compostos são atacados facilmente por micro-organismos e persistem no solo apenas por um breve tempo (SPARKS, 2003). As substâncias húmicas são compostos orgânicos heterogêneos, de cor escura, produzidos como subprodutos do metabolismo microbiano. Elas podem ser responsáveis por até 80% de húmus do solo e diferem das biomoléculas presentes no húmus por causa do seu longo prazo de persistência e sua arquitetura molecular (SPOSITO, 2008). Podem ser divididas em: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina, com base nas suas características de solubilidade. Os ácidos húmicos fazem parte da fração de substâncias húmicas que se solubiliza sob condições neutras ou mais

frequentemente alcalinas, insolúvel em meio ácido, e que se precipita quando o pH da solução é reduzido para 1 por adição de ácido. Os ácidos fúlvicos fazem parte da fração de substâncias húmicas solúvel sob todas as condições de pH ou da fração que se mantêm em solução após a remoção dos ácidos húmicos por acidificação. A humina é a fração de substâncias húmicas insolúvel em água a qualquer valor de pH e, devido à dificuldade em sua extração, não foi estudada de forma extensiva como os ácidos húmicos e os ácidos fúlvicos (PICCOLO, 2002).

Em relação às substâncias húmicas, os ácidos húmicos e a humina são componentes de alto peso molecular, enquanto os ácidos fúlvicos são componentes orgânicos de peso molecular mais baixo que podem formar complexos com o Al na solução do solo. A complexação do Al pode ser devida à adsorção específica do Al com os grupos funcionais das substâncias húmicas que contêm oxigênio (O), como é o caso dos grupos carboxílicos, fenólicos, enólicos, alcoólicos, entre outros. Os ácidos húmicos e a humina também podem adsorver o Al, principalmente em ambientes em que estas substâncias se encontram em maior quantidade. A ligação do Al com ligantes orgânicos pode ocorrer por pontes de água, atração eletrostática, troca de ligantes (apenas um grupo doador) e quelação (mais de um grupo doador) (VANCE et al., 1995 apud CAMBRI, 2004).

Os ácidos orgânicos de baixo peso molecular liberados durante a mineralização da matéria orgânica, tais como acético, láctico, tartárico, oxálico, entre outros, podem alterar o comportamento e a mobilidade do Al no solo devido às reações de complexação do Al com os ligantes orgânicos (LIND et al., 1975 apud MIYAZAWA & PAVAN, 1992a). De acordo com Miyazawa & Pavan (1992a), utilizando um eletrodo seletivo de íon fluoreto (EISF), os ácidos orgânicos alteraram a distribuição das espécies de Al na solução do solo de acordo com a seguinte ordem decrescente de complexação: cítrico > oxálico > húmico > malônico > fúlvico > láctico = salicílico = tartárico > maléico = succínico. Santana et al. (2011) verificaram que

os compartimentos húmicos apresentam afinidades diferentes pelo Al, sendo associados preferencialmente aos ácidos fúlvicos do que aos ácidos húmicos.

Atualmente, as plantas de cobertura têm recebido atenção adicional no sistema plantio direto, contribuindo para reduzir os efeitos negativos da acidez na subsuperfície do solo (AMARAL et al., 2004). Durante a decomposição dos resíduos vegetais ocorre liberação de compostos orgânicos hidrossolúveis que, em última análise, são ácidos orgânicos de baixo peso molecular (FRANCHINI et al., 2001b). Deste modo, a adição de material orgânico ao solo pode causar diminuição no teor de Al trocável, que pode ser explicado pelo aumento no pH do solo e pela complexação orgânica do Al (MIYAZAWA et al., 1993). Em um estudo realizado com aveia preta e ervilhaca, Amaral et al. (2000) observaram que os resíduos de ambas as espécies diminuíram os teores de Al do solo, sendo que a ervilhaca foi mais eficiente do que a aveia preta. Os principais mecanismos de redução do Al foram sua complexação por compostos orgânicos para a gramínea (aveia preta), e a complexação bem como a elevação do pH para a leguminosa (ervilhaca). Dihel et al. (2008) verificaram que os resíduos de nabo forrageiro e de aveia foram mais eficientes na neutralização da acidez e mobilização de cátions polivalentes do que os resíduos de trigo, milho e soja. Franchini et al. (2003) concluíram que os extratos de rabanete foram mais eficazes para a mobilização de Al e os extratos de aveia preta para a mobilização de Ca.

Existem algumas preferências na complexação entre compostos orgânicos e íons do solo. Menosso et al. (2001) constataram relação do Al com o ácido cítrico, de forma que os cultivares de soja tolerantes ao Al puderam ser diferenciados dos cultivares sensíveis pelo maior acúmulo de ácido cítrico. Miyazawa et al. (1992b) avaliaram a amenização da toxidez de Al por ácidos orgânicos em trigo (*Triticum aestivum* L., cv. Anahuac) e obtiveram a seguinte ordem de eficiência: cítrico > tartárico > oxálico > húmico > malônico > maléico > salicílico > succínico. Conclui-se, portanto, que o Al é preferencialmente complexado com o

ácido cítrico, por isso, muitas vezes, algumas espécies de plantas têm maior potencial em diminuir a toxicidade de Al no solo (MIYAZAWA et al., 2000).

Com a manutenção e o constante aporte dos resíduos de plantas na superfície do solo, no sistema plantio direto, a ação microbiana é dificultada em virtude do menor contato com o solo, resultando numa decomposição mais lenta. Com isso, é possível ocorrer produção contínua de compostos orgânicos hidrossolúveis de baixo peso molecular (ligantes), podendo resultar em sua perenização no solo (AMARAL et al., 2004; PAVINATO & ROSOLEM, 2008). Estes, por sua vez, podem atuar nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo.

3.3.4. Toxicidade do alumínio para as plantas

A toxicidade do Al em plantas é considerada um dos principais fatores que limita a produtividade das culturas em solos ácidos, os quais compreendem cerca de 50% de toda área potencialmente agricultável do mundo (KOCHIAN et al., 2004). O sintoma primário e mais evidente da toxicidade do Al em plantas é a inibição do alongamento radicular (CHANDRAN et al., 2008) e diminuição da absorção de nutrientes, o que é negativo para o desenvolvimento de espécies sensíveis a este elemento (ABREU JR. et al., 2003). As raízes expostas ao Al^{3+} apresentam decréscimo no crescimento da parte aérea e engrossamento dos ápices, redução na formação de raízes laterais; as folhas apresentam coloração amarelada e aparecimento de tonalidades arroxeadas. Além disso, quando expostas ao cátion, há desintegração dos tecidos da epiderme e de porções externas do córtex nos ápices das raízes (PEIXOTO et al., 2007).

Os estudos de Miguel et al. (2008) com *Brachiaria ruziziensis* demonstraram alguns desses sintomas. Os autores relataram que o aumento nas doses de Al (0, 15, 30, 45 e 60 mg L^{-1}) provocou decréscimos significativos no crescimento da parte aérea e no número de perfilhos, na matéria verde e matéria seca da parte aérea e das raízes. As raízes das plantas estudadas apresentavam-se amareladas, grossas, quebradiças e pouco volumosas.

Em outro estudo feito por Gordin et al. (2013), as plantas de pinhão manso expostas ao Al apresentaram, aos 25 dias após a semeadura, enrolamento dos bordos, clorose e necrose nas folhas, além de redução no porcentual de sobrevivência, na altura, no comprimento das raízes e na massa seca da parte aérea e das raízes.

No trabalho realizado por Nolla et al. (2007), os quais submeteram, em câmara de crescimento, plântulas pré-germinadas de soja durante três dias dentro de tubos de ensaio aerados contendo 40 ml da solução do solo ($4,2 \mu\text{mol de Al L}^{-1}$), submetidos a quatro concentrações de Al (0,0; 0,3; 0,6 e $1,2 \mu\text{mol L}^{-1}$) e a três níveis de pH (4,0; 5,0 e 6,0), observaram que o crescimento de raízes e da parte aérea foi menor na condição mais ácida (pH 4,0), quando comparado às demais condições (pH 5,0 e 6,0). Em condições de acidez intermediária (pH 5,0), o crescimento radicular foi pouco afetado pelas espécies rizotóxicas de Al.

Em solos manejados sob sistema plantio direto, o acúmulo de matéria orgânica e as interações entre os compostos orgânicos solúveis e os minerais do solo geram condições para a complexação do Al, deixando-o numa forma menos tóxica às plantas (ZAMBROSI, et al. 2008). A distribuição das formas trocável e complexada com a matéria orgânica pode ser determinada mediante o uso de diferentes extratores.

3.3.5. Fracionamento do alumínio no solo

O Al em complexos com matéria orgânica do solo é comumente determinado por técnicas de dissolução seletiva (GARCÍA-RODEJA et al., 2004). O extrator mais comum utilizado no Brasil e no mundo é o KCl 1 mol L^{-1} (pH natural da solução igual a 5,4) na relação solo/solução 1:10. O extrator KCl 1 mol L^{-1} , tradicionalmente usado para determinar o Al trocável no solo, é ineficiente para extrair o Al complexado pela matéria orgânica (MENDONÇA & ROWELL, 1994).

Além da forma trocável extraída por sais neutros de metais alcalinos e alcalinos terrosos, outras formas de Al^{3+} , denominadas de Al não-trocável, têm sido determinadas por extrações mais fortes (MOTTA & MELO, 2009). É o caso do CuCl_2 , que apresenta afinidade pelos mesmos ligantes que o Al e, em solução ácida (pH 3,3), favorece a liberação de Al potencialmente ativo, além de extrair também polímeros hidróxi-alumínicos dos espaços interlaminares dos filossilicatos 2:1 (URRUTIA, 1995). O uso do Cu^{2+} possibilita determinar a capacidade de resíduos orgânicos em reter Al^{3+} com força superior aos teores obtidos com KCl 1 mol L^{-1} (MIYAZAWA et al., 1993), o que torna possível avaliar a formação de complexos de elevada estabilidade, mediante adição de fontes de matéria orgânica no solo.

Além do Cu^{2+} , o La^{3+} também determina o Al^{3+} fortemente retido no solo (BLOOM et al., 1979). Porém, Oates & Kamprath (1983) verificaram que a solução de CuCl_2 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ foi mais efetiva na remoção de Al dos complexos orgânicos que a solução de LaCl_3 $0,33 \text{ mol L}^{-1}$.

Tradicionalmente, a solução de pirofosfato de sódio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ tem sido utilizada para extração de metais organicamente complexados (PEDROTTI et al., 2003). Esse extrator atua em duas etapas: i) efeito dispersante do Na^+ e do pH elevado – dispersão da amostra e solubilização dos complexos organometálicos; e ii) efeito complexante do pirofosfato – extração dos metais (MOTTA & MELO, 2009). Assim, o extrator pirofosfato de sódio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ em pH 10 tem a capacidade de extrair formas de Al fortemente complexadas, além de remover fases amorfas ou pouco cristalinas do Al (BERTSCH e BLOOM, 1996). Já, o oxalato ácido de amônio $[(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}]$ $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ a pH 3,0 é considerado como representando o Al em óxidos hidratados não cristalinos e em alofana e imogolite, mas não em óxidos cristalinos ou silicatos (SCHWERTMANN, 1964; DAHLGREN & WALKER, 1992; GARCÍA-RODEJA et al., 2004).

Como resultado dessas extrações é possível obter as seguintes formas de Al, conforme Alvarez et al. (1992) e García-Rodeja et al. (2004): a fração extraída com KCl (Al_{KCl}) é tomada para representar o Al trocável; a diferença entre as extrações com $LaCl_3$ e KCl ($Al_{La} - Al_{KCl}$) representa formas orgânicas de Al de baixa estabilidade; a diferença entre as extrações com $CuCl_2$ e $LaCl_3$ ($Al_{Cu} - Al_{La}$) representa formas orgânicas de Al de média estabilidade; a diferença entre as extrações com $Na_4P_2O_7$ e $CuCl_2$ ($Al_P - Al_{Cu}$) representa formas orgânicas de Al mais estáveis; a extração com oxalato ácido de amônio é representativa de Al na forma de coloides de baixa cristalinidade (ALVAREZ et al., 1992).

A relação entre o Al extraído com $Na_4P_2O_7$ e $(NH_4)_2C_2O_4$ (Al_P/Al_O), a qual se refere à razão entre o Al ligado organicamente e o Al amorfo total, ou a quantidade relativa de Al que está nos complexos orgânicos, também tem sido relatada na literatura (KLEBER et al., 2007). A formação do complexo Al-húmus tem sido indicada pelo valor da razão Al_P/Al_O (SHOJI et al., 1990). Em Andisolos, a razão Al_P/Al_O inferior a 0,1 confirma a presença absoluta de alofana e, quando maior que 0,1, indica falta de alofana e existência de complexos Al-húmus (PRADO et al., 2007). Nanzzyo et al. (1993) consideram razões Al_P/Al_O superiores a 0,5 como indicativas de dominância de complexos Al-orgânicos.

A utilização de técnicas de dissolução seletiva pode ser de grande valia para melhorar a compreensão do comportamento do Al em solos sob sistema plantio direto de longa duração com variados aportes de resíduos orgânicos no sistema.

4. METODOLOGIA

4.1. LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO

O experimento foi instalado em maio de 2004 no município de Ponta Grossa, Paraná, na Fazenda Estância dos Pinheiros (25° 10' S, 50° 05' W), com altitude de 970 m e precipitação pluvial anual média de 1.550 mm.

4.2. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO

O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico textura média. Os resultados de análises químicas (PAVAN et al., 1992) e granulométricas do solo (EMBRAPA, 1997), na camada de 0–0,20 m, realizadas antes da instalação do experimento, estão apresentados na Tabela 1. O solo apresentava alta acidez, teores tóxicos de Al trocável e baixos teores de Ca e Mg trocáveis.

Tabela 1. Resultados de análises químicas e granulométricas do solo, na camada de 0–0,20 m, antes da instalação do experimento.

pH (CaCl ₂)	H+Al	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	P ¹	C	V ²	Areia	Silte	Argila
----- cmol _c dm ⁻³ -----					mg dm ⁻³		g dm ⁻³	%	----- g kg ⁻¹ -----		
4,1	11,0	1,2	0,5	0,5	0,17	6,0	18	9,6	465	240	295

¹P extraído com solução de Mehlich-1. ²V = Saturação por bases.

4.3. ROTAÇÃO DE CULTURAS

O experimento foi realizado em uma área que vinha sendo manejada no sistema plantio direto desde 1978. Trata-se, portanto, de uma das áreas mais antigas em plantio direto no Brasil. O histórico da rotação de culturas e da adubação empregada na área experimental durante o período de realização do estudo (2004 a 2014) pode ser visualizado na Tabela 2.

Tabela 2. Histórico da rotação de culturas e quantidades de N, P₂O₅ e K₂O aplicadas na área experimental no período de 2004 a 2014.

Ano agrícola	Cultura	Genótipo	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
----- kg ha ⁻¹ -----					
2004	Aveia preta	cv. Comum	0*	0	0
2004-2005	Milho	hb. AG 6018	146	92	53
2005	Aveia preta	cv. Comum	0*	0	0
2005-2006	Soja	cv. CD 206	6	84	60
2006	Aveia preta	cv. Comum	0*	0	0
2006-2007	Soja	cv. CD 214 RR	0	50	50
2007	Aveia preta	cv. Comum	0*	0	0
2007-2008	Soja	cv. CD 214 RR	12,5	50	25
2008	Aveia preta	cv. Comum	0*	0	0
2008-2009	Milho	hb. Pioneer 30F53	133,5	84	105
2009	Trigo	cv. Supera	72*	184	72
2009-2010	Soja	cv. CD 206 RR	5	50	25
2010	Trigo	cv. Supera	72*	184	72
2010-2011	Soja	cv. BMX Apolo RR	6	60	30
2011	Trigo	cv. Supera	72*	184	72
2011-2012	Feijão	cv. Rubi	23	80	46
2012	Feijão (safrinha)	cv. Estilo	12	42	24
2012	Trigo	cv. Quartzo	30*	76	0
2012-2013	Soja	cv. NA 5909 RG	23	61	72
2013	Aveia branca	IPR 126	23*	61	0
2013-2014	Soja	cv. BMX Ativa RR	0	0	90
Total			636	1342	796

*Aplicação de nitrogênio, na forma de nitrato de amônio, nas doses 0 e 60 kg ha⁻¹, no perfilhamento das culturas de inverno (aveia e trigo).

A aveia, em todos os anos de cultivo, foi dessecada na fase de grão leitoso para a produção de cobertura vegetal. Em decorrência do predomínio da soja na rotação de culturas, quantidades relativamente pequenas de fertilizantes nitrogenados foram adicionadas no sistema (Tabela 2).

4.4. CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA

Os dados de precipitação pluvial mensal ocorrida durante o período de realização do experimento (2004 a 2014) e de precipitação pluvial média histórica (47 anos) da região de Ponta Grossa – PR são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Precipitação pluvial mensal ocorrida durante o período de 2004 a 2014 e precipitação pluvial média histórica da região de Ponta Grossa – PR (47 anos).

Meses	Ano											Média ¹
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	
	mm											
Janeiro	96,0	251,8	137,6	148,6	121,8	208,2	162,2	142,2	251,4	128,0	252,0	186,5
Fevereiro	37,6	61,6	72,2	163,6	119,2	178,8	223,4	222,4	193,0	281,0	152,0	161,0
Março	115,4	23,6	61,8	82,0	123,6	35,6	119,2	70,4	73,2	105,0	235,0	137,8
Abril	160,0	117,6	5,8	45,0	198,8	3,8	152,0	45,8	260,2	72,0	97,0	101,3
Mai	206,6	97,6	6,4	125,4	77,6	72,4	64,8	34,4	83,0	87,0	165,0	116,3
Junho	72,8	72,0	33,2	4,8	122,6	67,4	65,6	143,6	220,0	479,0	284,0	117,7
Julho	112,2	53,4	45,6	135,2	55,4	240,8	87,4	234,6	66,0	134,0	71,0	95,8
Agosto	14,0	106,6	60,6	19,0	144,4	97,8	17,6	324,0	11,8	12,0	117,0	78,9
Setembro	69,4	189,6	191,4	27,0	35,2	219,6	34,8	54,0	117,2	211,0	282,0	135,5
Outubro	237,2	260,8	83,4	37,0	210,8	147,0	165,0	212,0	142,2	176,0	105,0	152,7
Novembro	159,0	69,0	188,4	148,6	60,4	170,6	62,2	79,6	71,2	210,0	274,0	119,2
Dezembro	155,2	29,4	91,2	210,2	54,2	170,4	172,6	128,4	215,0	168,5	376,0	151,0
Total	1435,4	1333,0	977,6	1146,4	1324,0	1612,4	1326,8	1691,4	1704,2	2063,5	2410,0	1554,0

¹Média de 47 anos. Fonte: smaABC, 2012; IAPAR, 2018.

4.5. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso, em parcelas subdivididas, com três repetições. As áreas de cada parcela e subparcela foram de 166,4 m² e 41,6 m², respectivamente. Nas parcelas, aplicaram-se quatro doses de calcário dolomítico: 0, 4, 8 e 12 t ha⁻¹. O calcário utilizado continha 310 g kg⁻¹ de CaO, 230 g kg⁻¹ de MgO e 85% de poder relativo de neutralização total (PRNT). O calcário foi aplicado a lanço na superfície em maio de 2004. As doses de calcário empregadas foram calculadas visando elevar a saturação por bases do solo, na camada de 0–0,20 m, a aproximadamente 40, 65 e 90%. Nas subparcelas, empregaram-se três tratamentos de cobertura vegetal durante a estação de outono–inverno, sem ou com N: (i) solo descoberto, (ii) com cobertura vegetal (aveia ou trigo) e (iii) com cobertura vegetal (aveia ou trigo) + 60 kg ha⁻¹ de N. O N foi aplicado anualmente, na forma de nitrato de amônio (32% de N: 16% N-NO₃⁻ e 16% N-NH₄⁺), em cobertura no início do perfilhamento das culturas de aveia ou trigo. No tratamento sem cobertura, a aveia e o trigo foram dessecados logo após a emergência das plântulas com glifosato.

4.6. AMOSTRAGENS E AVALIAÇÕES DE SOLO E PLANTA

Amostras de solo foram coletadas até a profundidade de 0,20 m, após a colheita da soja em 2006 (2 anos após a calagem) e antes da semeadura do feijão em 2014 (10 anos após a calagem). Foram retiradas, por meio de trado calador, 12 subamostras por subparcela para constituir uma amostra composta das camadas de 0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m. As amostras foram secas em estufa com circulação de ar forçada à temperatura de 40 °C, moídas e passadas em peneira com malha de 2 mm. Foram determinados o pH em CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ e os teores de Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e C-orgânico, de acordo com os métodos descritos em Pavan et al. (1992). Essas amostras também foram utilizadas para as análises de fracionamento de Al no solo, cujas determinações foram realizadas por espectrofotometria de absorção atômica (EAA).

A produção de fitomassa da aveia e os rendimentos de grãos de soja, milho e feijão também foram avaliados no período de 2004 a 2014. As áreas colhidas de cada subparcela para esta avaliação foram de 0,51 m² para a aveia e 6,0 m² para a soja, o milho e o feijão.

4.7. EXTRAÇÃO DO ALUMÍNIO POR TÉCNICAS DE DISSOLUÇÃO SELETIVA

Com o uso de diferentes extratores para a determinação do Al no solo é possível determinar a força de ligação com que o Al está retido na fase sólida do solo. O extrator mais comum utilizado pelos laboratórios para a determinação do Al é o KCl, tradicionalmente usado para determinar o Al trocável do solo (MENDONÇA & ROWELL, 1994). No entanto, o KCl é ineficiente na extração de Al complexado pela matéria orgânica do solo (MOS), e faz-se necessário o uso de extratores mais fortes que o KCl para essa finalidade. Em ordem crescente de força de extração, (a) o cloreto de lantânio é utilizado para a extração do Al complexado fracamente pela MOS (BLOOM et al., 1979); (b) o cloreto de cobre, com maior força de extração que o cloreto de lantânio, extrai complexos relativamente fortes entre o Al e

a MOS (JUO & KAMPRATH, 1979); e (c) o pirofosfato de sódio é bastante utilizado para extrair o Al complexado fortemente pela MOS (BASCOMB, 1968; BERTSCH & BLOOM, 1996). A extração de compostos de Al de baixa cristalinidade e amorfos é comumente realizada com a solução de oxalato de amônio (SCHWERTMANN, 1964). A metodologia utilizada para cada extrator é descrita a seguir.

a) Extração do Al com cloreto de potássio (KCl) 1 mol L^{-1} [Al_{KCl}]

Foi utilizada a solução não tamponada de KCl 1 mol L^{-1} para obter os teores de Al trocável no solo. Para isso, cinco gramas de solo foram agitadas em 30 mL de solução de KCl 1 mol L^{-1} utilizando um agitador horizontal por 30 minutos. O frasco com a solução permaneceu em repouso por cerca de 12 horas para favorecer a decantação e, após, foi retirado o sobrenadante, o qual foi guardado para posterior determinação do teor de Al (PAVAN et al., 1992).

b) Extração com cloreto de lantânio (LaCl₃) $0,33 \text{ mol L}^{-1}$ [Al_{La}]

Foram agitados 10 g de solo durante 2 horas com 50 mL da solução extratora. A suspensão foi filtrada utilizando papel de filtro lavado em ácido, e o solo nele retido foi lavado com LaCl₃ até completar o volume para 100 mL (HARGROVE E THOMAS, 1981).

c) Extração com cloreto de cobre (CuCl₂) $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ [Al_{Cu}]

Foram agitados 5 g de solo durante 5 minutos com 50 mL da solução extratora. Após agitação, a suspensão permaneceu em repouso durante 12 horas, seguido de nova agitação durante 30 minutos e filtragem através de papel de filtro lavado em ácido. O solo retido no papel de filtro foi lavado com CuCl₂ até completar o volume para 100 mL (JUO & KAMPRATH, 1979).

d) Extração com pirofosfato de sódio (Na₄P₂O₇) $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ [Al_P]

Foram pesados 0,5 g de solo em tubo de centrífuga de 100 mL, ao qual foram adicionados 50 mL de pirofosfato de sódio $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ a pH 10, com agitação durante 16

horas. A suspensão foi então centrifugada durante 15 minutos a 2500 rpm, com três gotas de “Superfloc”. Após a centrifugação, o sobrenadante foi retirado e submetido à filtragem (BUURMAN et al, 1996).

e) Extração com oxalato de amônio $[(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}]$ $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ $[\text{Al}_\text{O}]$

Foram pesados 1 g de solo em tubo de centrífuga de 100 mL, ao qual foram adicionados 50 mL de oxalato de amônio $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ a pH 3,0. A suspensão foi agitada durante 4 horas no escuro, em agitador horizontal, e centrifugada durante 15 minutos a 2500 rpm, com três gotas de “Superfloc” (SCHWERTMANN, 1964; BUURMAN et al, 1996).

Todos os filtrados, de todos os extratores, foram mantidos sob refrigeração até o momento da análise.

Com base nas diferenças entre as extrações de $\text{Al}_\text{La} - \text{Al}_\text{KCl}$, $\text{Al}_\text{Cu} - \text{Al}_\text{La}$ e $\text{Al}_\text{P} - \text{Al}_\text{Cu}$ foi estabelecido o grau de estabilidade da ligação entre o Al e a MOS (ALVAREZ et al., 1992; GARCÍA-RODEJA et al., 2004), conforme mostra a Figura 1. Além dessas diferenças, foram determinadas relações entre Al_P e Al_O para quantificar a presença de Al nos complexos orgânicos do solo (KLEBER et al., 2007).

Trocável	Estabilidade Al – formas orgânicas			Alofana e imogolite
	Baixa	Média	Alta	
KCl				
LaCl ₃ - KCl				
CuCl ₂ - LaCl ₃				
Na ₄ P ₂ O ₇ - CuCl ₂				
(NH ₄) ₂ C ₂ O ₄				

Figura 1. Formas de alumínio na fase sólida do solo extraídas por técnicas de dissolução seletiva. Adaptado de Dahlgren & Walker (1992) e Alvarez et al. (1992).

4.8 ENTRADA ANUAL DE CARBONO DAS CULTURAS

A entrada anual de C dos resíduos das culturas (raízes e parte aérea) para cada tratamento, durante o período experimental dos 10 anos avaliados (2004 a 2014), foi calculada

com base no índice de biomassa, considerando as relações da produção de grãos com a de raízes e parte aérea das culturas (SÁ et al., 2001; BRIEDIS et al., 2012). Os índices de biomassa da parte aérea das culturas utilizados foram 0,89 para a soja, 1,10 para o milho, 0,80 para o feijão e 0,95 para o trigo. A produção de biomassa seca da parte aérea de cada cultura foi estimada multiplicando-se o rendimento de grãos pelo respectivo índice. A mesma metodologia foi aplicada para estimar a biomassa seca de raízes. Os índices usados para a obtenção da biomassa seca de raízes de cada cultura foram 0,20 para a soja, 0,25 para o milho, 0,15 para o feijão, 0,15 para o trigo e 0,23 para a aveia. O total de matéria seca foi calculado por meio da soma das biomassas da parte aérea e radicular. Os teores de C na matéria seca, determinados por combustão seca, foram de 395, 455, 375, 450 e 432 g kg⁻¹ para soja, milho, feijão, trigo e aveia, respectivamente, os quais foram multiplicados pela biomassa seca total das plantas para a obtenção das entradas de C.

4.9 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As análises de variância foram realizadas seguindo o modelo em parcelas subdivididas. Na ausência de interação significativa entre as doses de calcário e os tratamentos de cobertura do solo, sem ou com N, os efeitos das doses de calcário foram analisados por meio de regressão polinomial e aqueles referentes aos tratamentos de cobertura do solo, sem ou com N, foram comparados pelo teste de Tukey a 5%, por meio das médias das observações. Desdobramentos foram realizados no caso de interação significativa entre os tratamentos de calagem e de cobertura do solo, sem ou com N. Consideraram-se apenas as regressões com coeficientes de determinação significativos ao nível de 5%. As análises estatísticas foram executadas por meio de programa de computador SISVAR, conforme método descrito por Ferreira (2006), e as correlações entre as variáveis foram realizadas por meio do uso do programa de computador Minitab 18.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO

A aplicação de calcário na superfície, após 2 e 10 anos, proporcionou aumento no pH do solo em todas as profundidades estudadas (Figura 2). Após 2 anos da aplicação do calcário (Figura 2a), observou-se maior efeito da calagem na camada mais superficial (0–0,05 m) e, após 10 anos da aplicação do calcário (Figura 2b), observou-se que houve redução no gradiente de correção da acidez no perfil, a partir da superfície do solo, com maior correção da acidez nas camadas um pouco mais profundas (0,05–0,10 e 0,10–0,20 m).

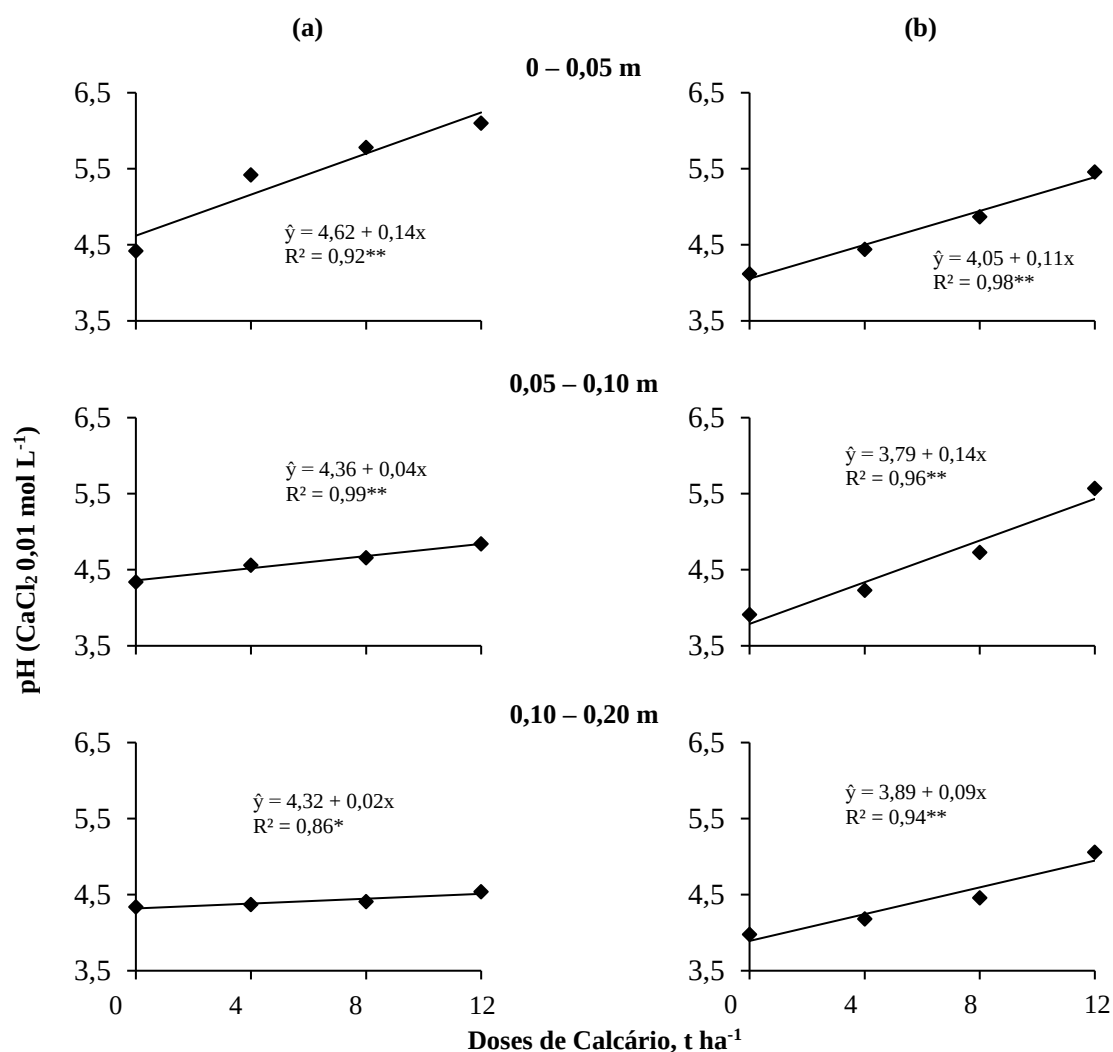


Figura 2. Valores de pH em CaCl_2 , para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície após 2 (a) e 10 anos (b) da aplicação. Os pontos (♦) são médias de três tratamentos de cobertura vegetal e três repetições. **: $P < 0,01$ e *: $P < 0,05$.

Efeito semelhante da alteração química no solo em relação ao pH também foi observado por Caires et al. (1998), em um Latossolo Vermelho distrófico textura média, tendo-se constatado um aumento no pH até 0,20 m após 12 meses da calagem, chegando até 0,60 m após 68 meses (Caires et al., 2001). Araújo et al. (2009), em um estudo com dois solos distintos, um Latossolo Vermelho e um Neossolo Quartzarênico, observaram que a calagem aumentou linearmente o pH dos solos em quatro ciclos de cultivo, tanto para o Latossolo quanto para o Neossolo. Martins et al. (2014) também observaram aumento no pH do solo na camada superficial (0 – 0,05 m) após 12 meses da reaplicação de calcário.

Os tratamentos de cobertura vegetal também influenciaram o pH do solo (Figura 3). Após 2 anos da aplicação do calcário (Figura 3a), notou-se efeito dos tratamentos somente na camada 0,10–0,20 m, sendo que o pH do solo foi significativamente maior no tratamento com cobertura que recebeu aplicação de N (CNCC) quando comparado ao tratamento sem cobertura e sem N (SNSC). Esse efeito deve ter sido decorrente da movimentação de Ca das camadas superficiais para a camada de 0,10–0,20 m ocasionada pela adição de N. Quando fertilizantes amoniacais são aplicados em solos calcareados, grande parte do NH_4^+ adicionado é convertido em NO_3^- . Ao se movimentar no perfil do solo, o NO_3^- carrega equivalente quantidade de cátions que podem ser perdidos para o lençol freático. No entanto, havendo absorção do NO_3^- pelas raízes das plantas nas camadas subsuperficiais, os cátions acompanhantes são liberados e adsorvidos nas cargas negativas do solo. Durante o processo de absorção do NO_3^- pode ocorrer liberação de ânions OH^- pelas raízes, favorecendo a elevação do pH do solo em camadas subsuperficiais (NYE, 1981; LANGE et al., 2006).

Após 10 anos da aplicação do calcário, o pH do solo na camada 0–0,05 m foi menor no tratamento com cobertura e com N (CNCC), em decorrência da acidificação provocada pela adição de N (Figura 3b). Na camada 0,05–0,10 m, o pH do solo no tratamento CNCC

também foi estatisticamente menor em relação ao tratamento SNCC. Na camada de 0,10–0,20 m não houve diferenças significativas no valor de pH do solo entre os tratamentos.

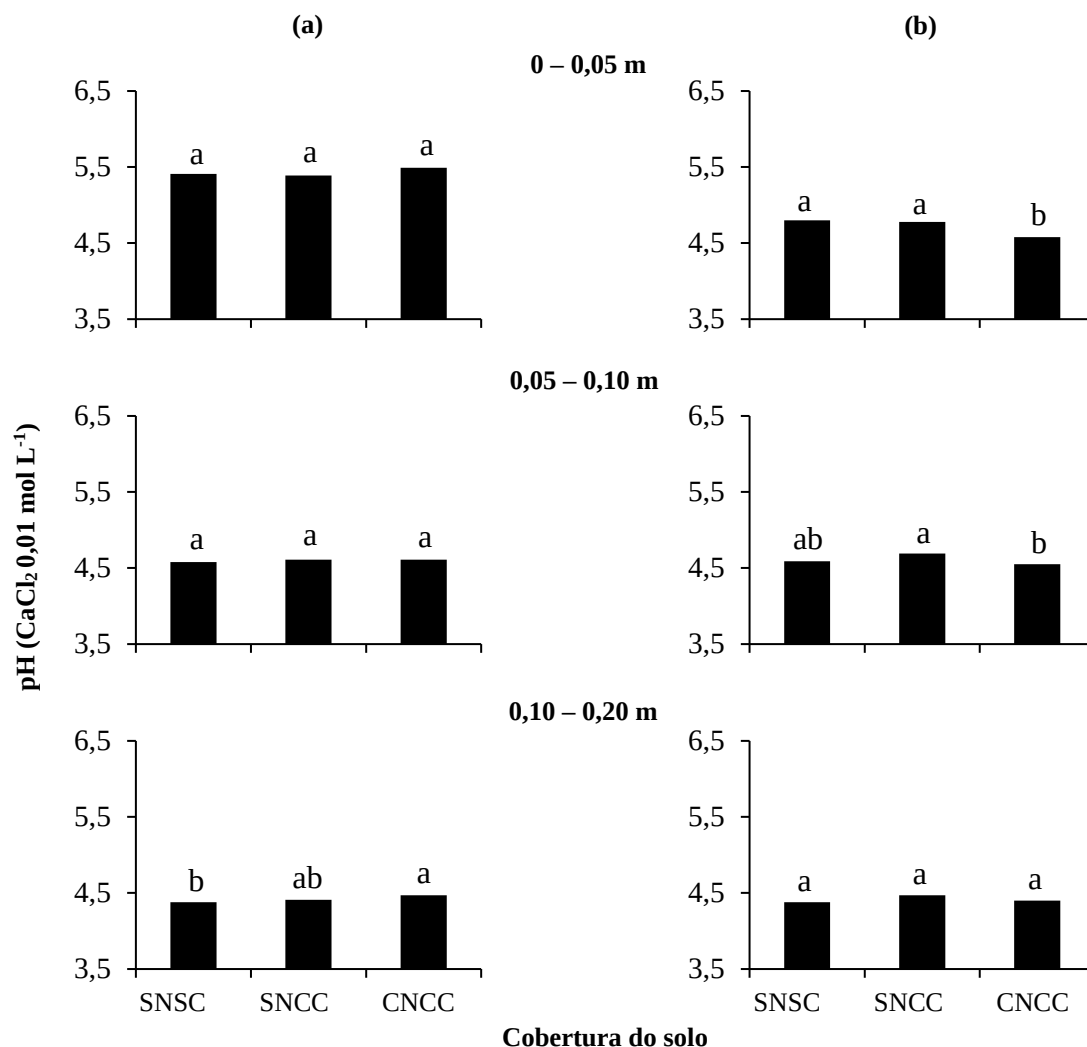


Figura 3. Valores de pH em CaCl₂, para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC], sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] aos 2 (a) e 10 anos (b) após a aplicação de calcário. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

As doses de calcário aumentaram os teores de Ca²⁺ trocável nas três profundidades estudadas e nas duas épocas avaliadas (Figura 4), mostrando que houve mobilidade dos produtos da dissolução do calcário aplicado na superfície para as camadas mais profundas do solo.

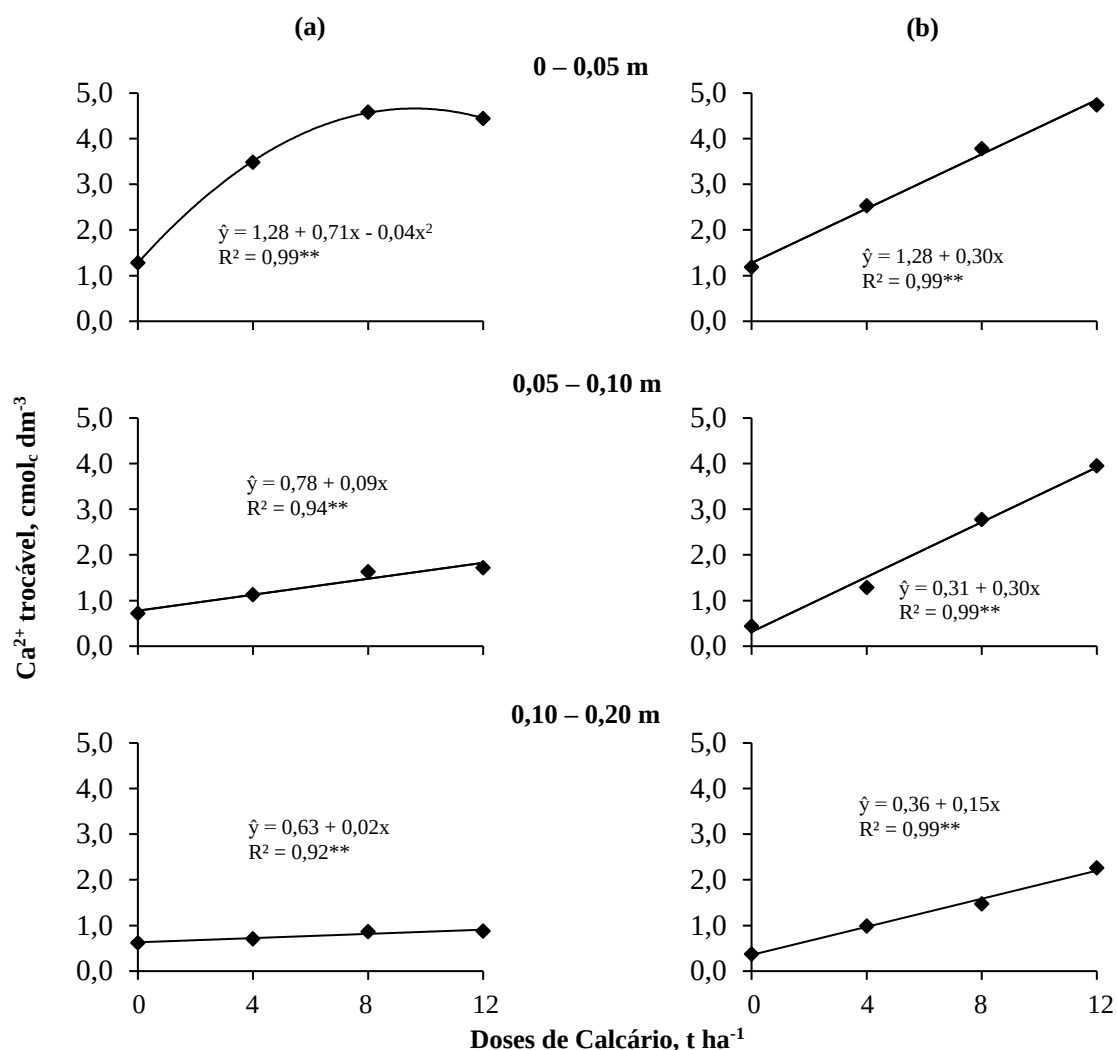


Figura 4. Teores de Ca^{2+} trocável, para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície após 2 (a) e 10 anos (b) da aplicação. Os pontos (♦) são médias de três tratamentos de cobertura do solo e três repetições. **: $P < 0,01$.

Depois de 2 anos da calagem (Figura 4a), observou-se aumento mais acentuado no teor de Ca^{2+} na camada mais superficial do solo (0–0,05 m), e após 10 anos da aplicação do calcário (Figura 4b), notou-se maior incremento de Ca^{2+} até a camada de 0,20 m. Depois de um longo período após a calagem (10 anos), os aumentos nos teores de Ca^{+2} nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,10 m com as doses de calcário aplicadas foram relativamente semelhantes, como pode ser observado pelos coeficientes angulares das equações de regressão. O teor de Ca^{+2} trocável no solo com a maior dose de calcário (12 t ha^{-1}), após 10 anos da aplicação, aumentou de 1,28 para $4,88 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ na camada de 0–0,05 m, de 0,31 para $3,91 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$

na camada de 0,05–0,10 m e de 0,36 para 2,16 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ na camada de 0,10–0,20 m, mostrando movimentação ao longo do perfil do solo após longo período da aplicação.

A cobertura do solo também influenciou os teores de Ca^{2+} trocável no solo nos dois anos estudados (Figura 5). Após 2 anos da aplicação de calcário (Figura 5a), somente na camada 0,10–0,20 m houve efeito significativo dos tratamentos de cobertura, de forma que o tratamento com cobertura e com N (CNCC) apresentou maior teor de Ca^{2+} do que o tratamento sem cobertura e sem N (SNSC). Esse aumento de Ca^{2+} em profundidade no tratamento CNCC pode ser sido ocasionado pela formação de pares iônicos de Ca^{2+} com NO_3^-

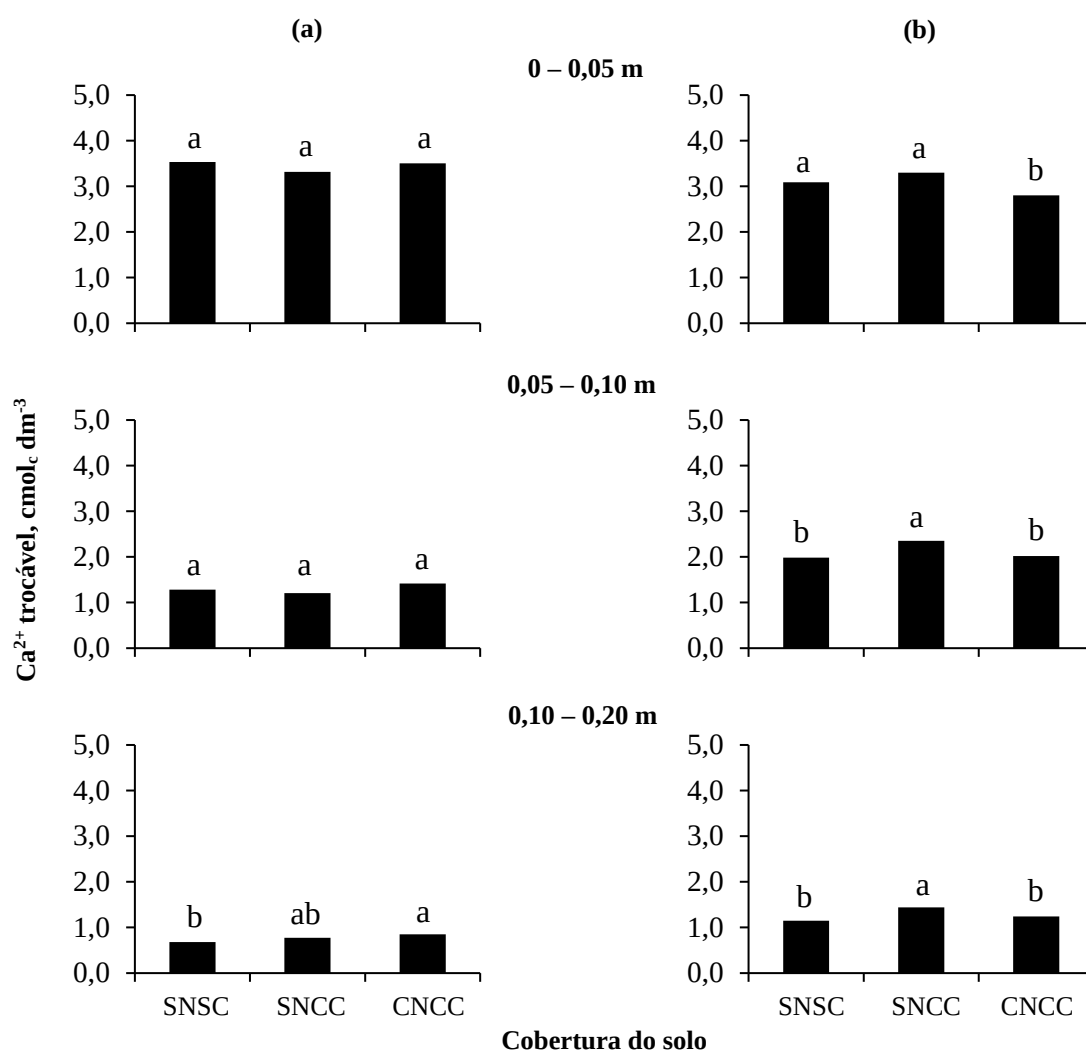


Figura 5. Teores de Ca^{2+} trocável, para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC], sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] aos 2 (a) e 10 anos (b) após a aplicação de calcário. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

e a sua movimentação no perfil do solo.

Na avaliação com 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 5b), o tratamento CNCC apresentou menor teor de Ca^{2+} na camada de 0–0,05 m em relação aos demais tratamentos. Nas camadas de 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m pode ser observado que o teor de Ca^{2+} no tratamento SNCC foi maior quando comparado aos demais tratamentos, possivelmente pela complexação do Ca^{2+} com ligantes orgânicos produzidos no processo de mineralização dos resíduos vegetais.

As doses de calcário aumentaram os teores de Mg^{2+} trocável nos 2 anos de avaliação e nas três profundidades estudadas (Figura 6). Na camada de 0,05–0,10 m houve interação significativa entre as doses de calcário e os tratamentos de cobertura nos dois anos avaliados. De acordo com a Figura 6a, pode ser observado que, após 2 anos da aplicação superficial de calcário, ocorreu maior incremento de Mg^{2+} na camada mais superficial do solo (0–0,05 m), e um aumento em menor magnitude nas demais camadas. Na camada de 0,05–0,10 m, houve aumento no teor de Mg^{2+} no solo em todos os tratamentos de cobertura do solo (SNSC, SNCC e CNCC).

Na Figura 6b, após 10 anos da aplicação de calcário, notou-se incremento mais acentuado de Mg^{2+} a partir da superfície em direção à camada mais profunda (0,10–0,20 m). Na camada de 0,05–0,10 m, as doses de calcário aumentaram os teores de Mg^{2+} em todos os tratamentos de cobertura do solo (SNSC, SNCC e CNCC). De acordo com as equações de regressão ajustadas, após 10 anos da aplicação de calcário, o teor de Mg^{2+} aumentou, em média, de 0,49 para 2,17 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ na camada de 0–0,05 m, de 0,33 para 2,05 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (média dos tratamentos de cobertura do solo) na camada de 0,05–0,10 m e de 0,18 para 1,50 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ na camada de 0,10–0,20 m com a maior dose de calcário aplicada (12 t ha^{-1}). Com isso, pode-se concluir que, ao longo do tempo após a calagem, houve mobilidade do Mg^{2+} proveniente do calcário no solo até a camada de 0,10–0,20 m.

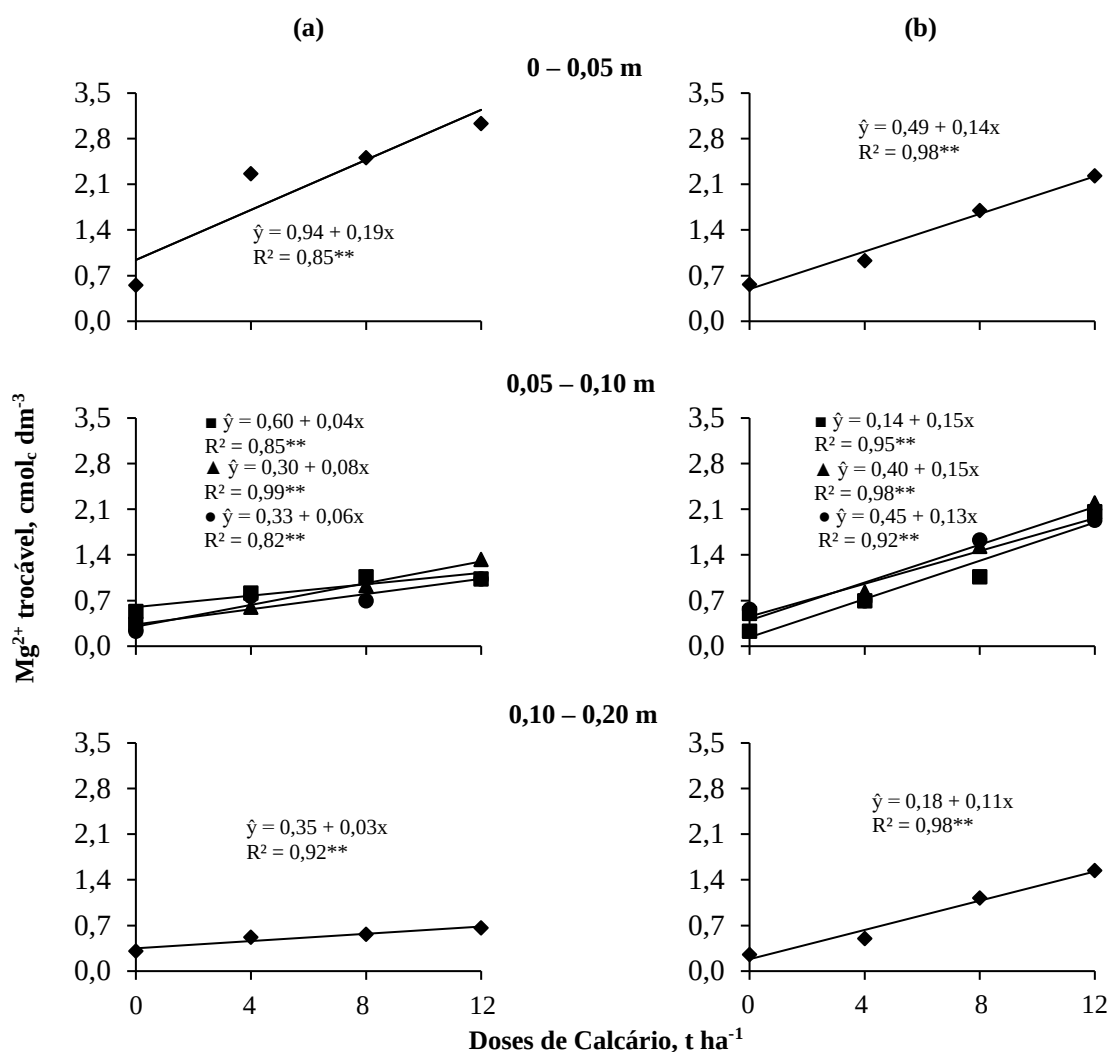


Figura 6. Teores de Mg^{2+} trocável, para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície após 2 (a) e 10 anos (b) da aplicação. Na ausência de interação significativa entre calcário $\times$ cobertura do solo, os pontos são médias das três tratamentos de cobertura do solo e três repetições ($\blacklozenge$). No caso de interação significativa entre calcário $\times$ cobertura do solo, os pontos são médias de três repetições para os tratamentos sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC] ($\blacksquare$), sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] ($\blacktriangle$) e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] ($\bullet$). **: $P < 0,01$.

A cobertura do solo influenciou os teores de Mg^{2+} somente nas camadas mais superficiais do solo (Figura 7). Após 2 anos da aplicação de calcário, somente houve influência dos tratamentos de cobertura do solo nos teores de Mg^{2+} na camada de 0,05–0,10 m (Figura 7a). A interação significativa entre as doses de calcário e os tratamentos de cobertura do solo nessa camada, após 2 anos da calagem, revelou que na ausência de calcário, o teor de Mg^{2+} no tratamento com cobertura e com N (CNCC) foi menor em relação ao tratamento sem cobertura e sem N (SNSC), possivelmente devido à movimentação de Mg^{2+} com o NO_3^- .

proveniente da adubação nitrogenada. O mesmo comportamento foi observado no tratamento com 8 t ha⁻¹ de calcário. Com 12 t ha⁻¹ de calcário, o tratamento SNCC apresentou o maior teor de Mg²⁺, possivelmente pela complexação do Mg²⁺ com ligantes orgânicos produzidos no processo de mineralização dos resíduos vegetais.

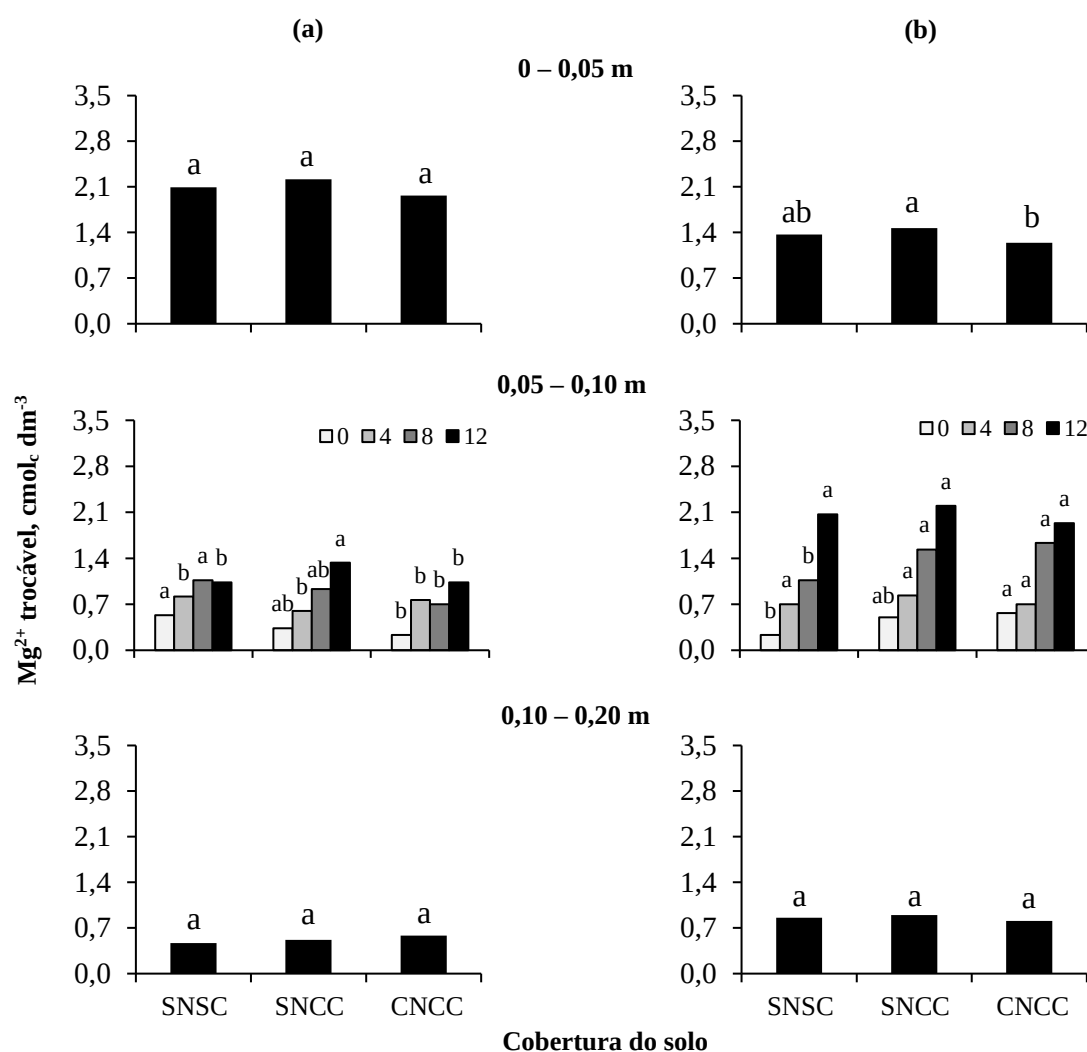


Figura 7. Teores de Mg²⁺ trocável, para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. Na ausência de interação significativa entre calcário × cobertura do solo, os dados são médias de quatro doses de calcário e três repetições. No caso de interação significativa entre calcário × cobertura do solo, os dados são médias de três repetições para os tratamentos sem calcário (□), com 4 t ha⁻¹ de calcário (▤), com 8 t ha⁻¹ de calcário (▥) e com 12 t ha⁻¹ de calcário (■). Letras iguais nas colunas de mesma cor não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

Após 10 anos da aplicação de calcário (Figura 7b), a cobertura do solo influenciou os teores de Mg²⁺ até a camada de 0,05–0,10 m. Na camada mais superficial (0–0,05 m), o teor

de Mg^{2+} foi menor no tratamento CNCC em relação ao tratamento SNCC, provavelmente devido à movimentação do Mg^{2+} para as camadas mais profundas do solo, acompanhado do ânion NO_3^- . Na camada de 0,05–0,10 m, houve interação significativa entre as doses de calcário e os tratamentos de cobertura do solo. No tratamento sem calagem, o teor de Mg^{2+} no tratamento CNCC foi maior que o tratamento SNSC. No tratamento com 8 t ha⁻¹ de calcário, os teores de Mg^{2+} nos tratamentos SNCC e CNCC foram maiores que no tratamento SNSC. Esses aumentos de Mg^{2+} na camada de 0,05–0,10 m nos tratamentos com cobertura podem ter sido decorrentes da movimentação de Mg^{2+} com o NO_3^- e/ou da maior produção de resíduos culturais por meio formação de complexos de Mg^{2+} com ligantes orgânicos. Nos tratamentos com 4 e 12 t ha⁻¹ de calcário, a cobertura do solo não influenciou os teores de Mg^{2+} nesta camada.

Em um estudo com a aplicação de calcário em superfície em sistema plantio direto, Caires et al. (2005) também obtiveram resultados semelhantes aos observados no presente estudo, tendo ocorrido efeito significativo da calagem nos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis nas profundidades de 0–0,05 e 0,05–0,10 m após um ano da aplicação. Nesse estudo, houve aumento nos níveis de Ca^{2+} trocável na profundidade de 0,10–0,20 m somente 2,5 anos após a calagem e demorou entre 2,5 e 5 anos após a calagem para que ocorresse aumento no teor de Mg^{2+} trocável na camada de 0,10–0,20 m. Tais efeitos permaneceram consistentes por um período de até 10 anos após a calagem.

Embora o calcário tenha baixa solubilidade e pequena mobilidade no perfil do solo, os resultados obtidos em longo prazo têm mostrado que a calagem superficial aumenta os níveis de Ca e Mg trocáveis ao longo do perfil de solo ácido (CARMEIS FILHO et al., 2017). Esses autores concluíram que a magnitude do efeito da calagem variou de acordo com as doses de calcário (0, 1, 2 e 4 t ha⁻¹) e as camadas do solo, com os maiores níveis de Ca^{2+} e Mg^{2+} sendo observados na camada de 0–0,05 m, variando de 0,49 para 4,45 cmol_c dm⁻³ de

Ca^{2+} e de 0,27 para 2,21 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Mg^{2+} , mostrando um efeito persistente durante os 4 anos após a última reaplicação.

Em sistemas agrícolas, é comum o uso de fertilizantes nitrogenados. Estes, além de promoverem a acidificação do solo, podem carrear grandes quantidades de bases no perfil do solo. Como no presente estudo, com a presença de N no tratamento com cobertura do solo, houve redução de Ca^{2+} e Mg^{2+} da camada mais superficial (0–0,05 m) e aumento dos mesmos cátions básicos em camadas mais profundas; o teor de Mg^{2+} aumentou na camada de 0,05–0,10 m e o teor de Ca^{2+} aumentou na camada de 0,10–0,20 m. A redução de Ca^{2+} e Mg^{2+} da camada mais superficial do solo, bem como o aumento dessas bases nas camadas mais profundas foi, possivelmente, ocasionada pela movimentação de Ca^{2+} e Mg^{2+} acompanhada pelo íon NO_3^- . Dessa forma, a adubação nitrogenada pode auxiliar, em parte, na melhoria de camadas subsuperficiais do solo em áreas com calagem superficial em sistema plantio direto.

A eficiência da adubação nitrogenada em movimentar bases no solo também foi constatada por Foloni & Rosolem (2006). Trabalhando com a aplicação de doses de sulfato de amônio no algodoeiro e formas de aplicação do calcário (superficial e incorporada) em colunas de PVC, os autores verificaram que à medida que as concentrações dos ânions SO_4^{2-} e NO_3^- foram aumentadas, houve redução nos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis nas camadas mais superficiais do perfil (0–0,05 e 0,05–0,10 m). Em condição do calcário incorporado ocorreram correlações significativas entre as concentrações de NO_3^- e SO_4^{2-} e as de Ca^{2+} e Mg^{2+} ao longo de todo o perfil do solo (até 0,50 m de profundidade), com exceção da camada de 0,10–0,20 m para o Ca^{2+} . Estes resultados evidenciaram que a incorporação do calcário apresentou forte influência na movimentação de Ca^{2+} e Mg^{2+} no solo, tendo-se também constatado que o Mg^{2+} mostrou maior susceptibilidade à lixiviação em comparação ao Ca^{2+} .

Além da movimentação de cátions básicos através da adubação nitrogenada, ela pode se dar também por meio de ligantes orgânicos com as bases trocáveis. No presente estudo, foi

constatado um aumento de Ca^{2+} em profundidade no tratamento sem resíduos e sem N (SNSC) na camada 0–0,05 m e no tratamento com resíduos vegetais e sem N (SNCC) nas camadas 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m. O Mg^{2+} aumentou no tratamento SNCC na camada 0–0,05 m, e nos tratamentos SNCC e CNCC na camada 0,05–0,10 m. Ziglio et al. (1999) observaram que no tratamento com aplicação CaCO_3 sem resíduos vegetais, o teor de Ca^{2+} trocável alterou apenas na camada de 0–0,05 m de profundidade. Com a adição de resíduos vegetais, houve uma acentuada redução nos teores de Ca^{2+} trocável nas camadas de 0,05–0,40 m de profundidade. Esse resultado mostrou que os resíduos vegetais mobilizaram o Ca^{2+} do calcário e o Ca^{2+} nativo do complexo de troca do solo para a solução efluente. A ação dos resíduos vegetais na redução dos teores de Ca^{2+} trocável seguiu a seguinte ordem: aveia > leucena > trigo.

Em outro estudo realizado em colunas de PVC, Miyazawa et al. (2002) estimaram que a redução de Ca^{2+} e Mg^{2+} nas camadas de 0–0,30 m foi, respectivamente, de 64% e 68% para resíduos de aveia preta e de 62% e 70% para resíduos de centeio. Mudanças na composição química do solo sob palha de trigo foram de 8% para Ca^{2+} e 7% para Mg^{2+} . Como decorrência do aumento dos cátions básicos em camadas mais profundas e consequente diminuição da acidez do solo, ocorre aumento na saturação por bases.

Diehl et al. (2008) constataram que a aplicação de calcário elevou a saturação por bases a 65,5 % na camada onde ele foi incorporado (0–0,05 m), sendo o efeito drasticamente reduzido na camada de 0,05–0,10 m (22,7 %) e não ocasionou alterações significativas até a profundidade de 0,40 m. A aplicação de extratos, independentemente do material vegetal, foi efetiva no aumento da saturação por bases acima de 70 % na camada de 0–0,05 m. Efeito de resíduo de trigo foi observado até a camada de 0,15–0,20 m e de aveia até 0,20–0,30 m, enquanto o resíduo de nabo promoveu aumentos até 0,40 m. Esses mesmos autores ainda concluíram que o rápido aumento na saturação por bases do solo na presença dos resíduos

vegetais pode ser vantajoso em relação à calagem isolada, visto que os corretivos da acidez do solo possuem baixa solubilidade em água (PAVAN et al., 1984; ERNANI et al., 2001; ALLEONI et al., 2005) e que o calcário aplicado superficialmente apresenta mobilidade lenta, diminuindo a sua eficiência na correção da acidez subsuperficial (ZIGLIO et al., 1999).

As doses de calcário influenciaram os teores de K^+ trocável aos 2 e 10 anos após a aplicação do corretivo em superfície (Figura 8). Aos 2 anos após a calagem (Figura 8a), somente o K^+ na camada de 0,05–0,10 m apresentou alterações com a calagem, sendo observada uma pequena redução no teor de K^+ com o aumento das doses de calcário. Já, nas

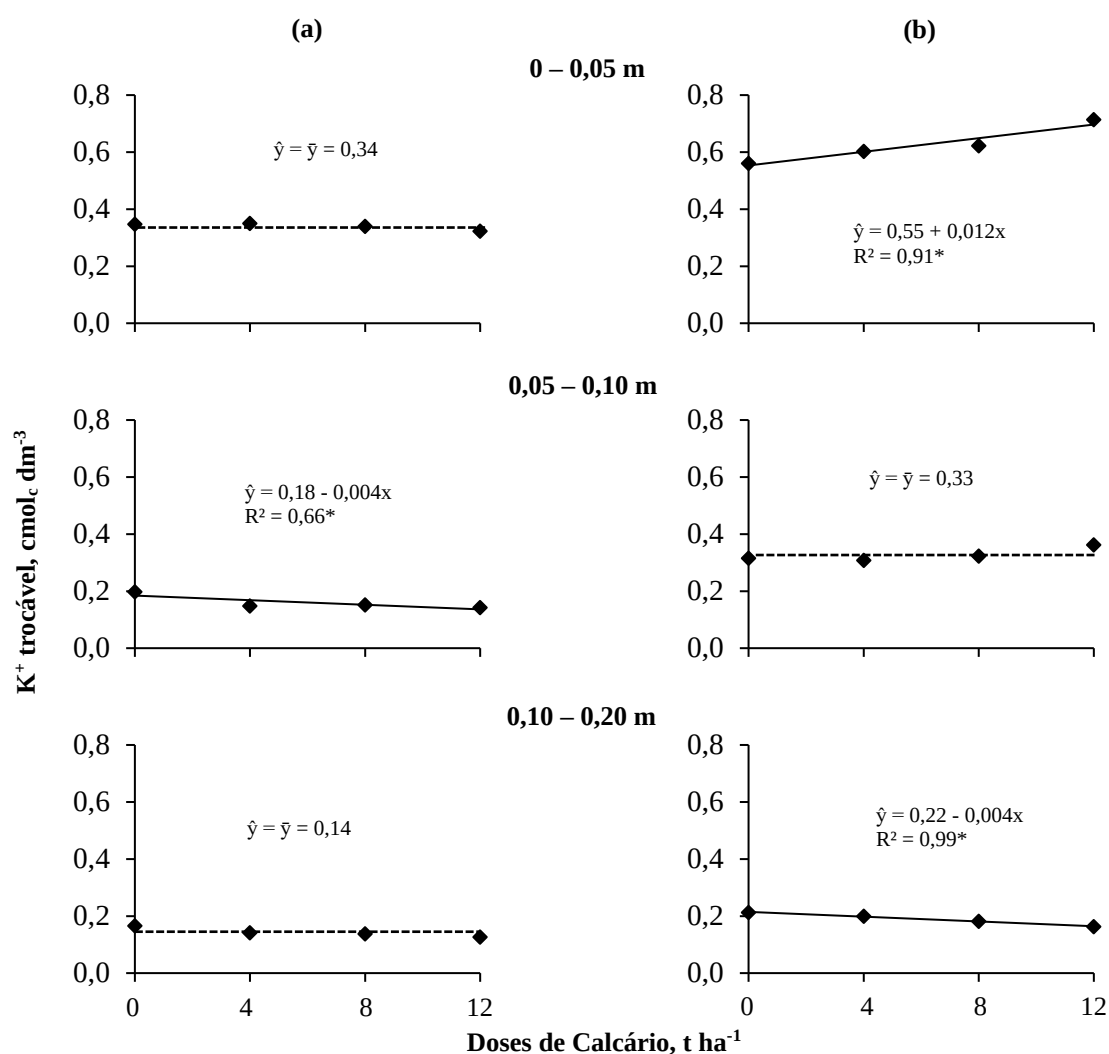


Figura 8. Teores de K^+ trocável, para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície após 2 (a) e 10 anos (b) da aplicação. Os pontos (♦) são médias de três tratamentos de cobertura do solo e três repetições. *: $P < 0,05$.

camadas de 0–0,05 e 0,10–0,20 m, o teor de K^+ não variou com as doses de calcário, apresentando teores médios de 0,34 e 0,14 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ de K^+ trocável, respectivamente.

Após os 10 anos da aplicação de calcário (Figura 8b), houve aumento de K^+ na camada de 0–0,05 m, e uma pequena redução no teor do nutriente na camada de 0,10–0,20 m com o aumento das doses de calcário. Na camada de 0,05–0,10 m, não houve influência da calagem no teor de K^+ , tendo-se encontrado teor médio de 0,33 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ de K^+ .

Alguns autores têm relatado que os níveis de K^+ no solo não são afetados pela calagem (VIADÉ et al., 2011; NDUWUMUREMYI et al., 2013). No entanto, como observado no presente estudo nas camadas de 0,05–0,10 m, aos 2 anos após a calagem, e na camada de 0,10–0,20 m, aos 10 anos após a calagem, outros autores também constataram alterações nos teores de K^+ com a aplicação de calcário. Em um estudo realizado num Latossolo Vermelho distrófico, Carmeis Filho et al. (2017) observaram que 3 anos após a última reaplicação, as doses de calcário não ocasionaram mudanças nos níveis de K^+ trocável nas camadas mais superficiais do solo (0–0,05 e 0,05–0,10 m), mas reduziram os teores de K^+ nas camadas de 0,10–0,20, 0,20–0,40 e 0,40–0,60 m de profundidade. Um ano depois, o mesmo efeito da calagem foi observado nos níveis de K^+ , mas apenas nas camadas até 0,20 m de profundidade.

De acordo com Castro & Crusciol (2015), a adição de Ca^{2+} e Mg^{2+} pela calagem influencia na mobilidade de K^+ no solo, a qual varia de acordo com a quantidade de calcário aplicada. Essa reação pode ser explicada pela competição entre os cátions para os locais de troca, sendo o K^+ deslocado e lixiviado mais facilmente para as camadas do subsolo. No entanto, no presente estudo, após 10 anos da aplicação de calcário, notou-se um aumento de K^+ na camada 0–0,05 m (Figura 8b). Flora et al. (2007) num estudo em colunas de PVC também observaram aumentos na quantidade de K^+ com a calagem. A maior percolação de K^+ ocorreu na ausência de calcário e correspondeu a 55 mg coluna^{-1} . A adição da maior dose do

calcário dolomítico ($1,48 \text{ kg m}^{-2}$) diminuiu a quantidade total percolada de K^+ para $51 \text{ mg coluna}^{-1}$. A magnitude da diminuição na mobilidade de K^+ promovida pela calagem foi proporcional à espessura da camada corrigida em função do maior incremento nas cargas elétricas negativas.

A cobertura do solo apresentou pouca e/ou nenhuma influência nos teores de K^+ trocável no solo, aos 2 e 10 anos após a calagem (Figura 9). Aos 2 anos após a aplicação de calcário (Figura 9a), somente na camada 0,10–0,20 m o teor de K^+ foi maior no tratamento CNCC do que no tratamento SNSC. Nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,10 m, não houve

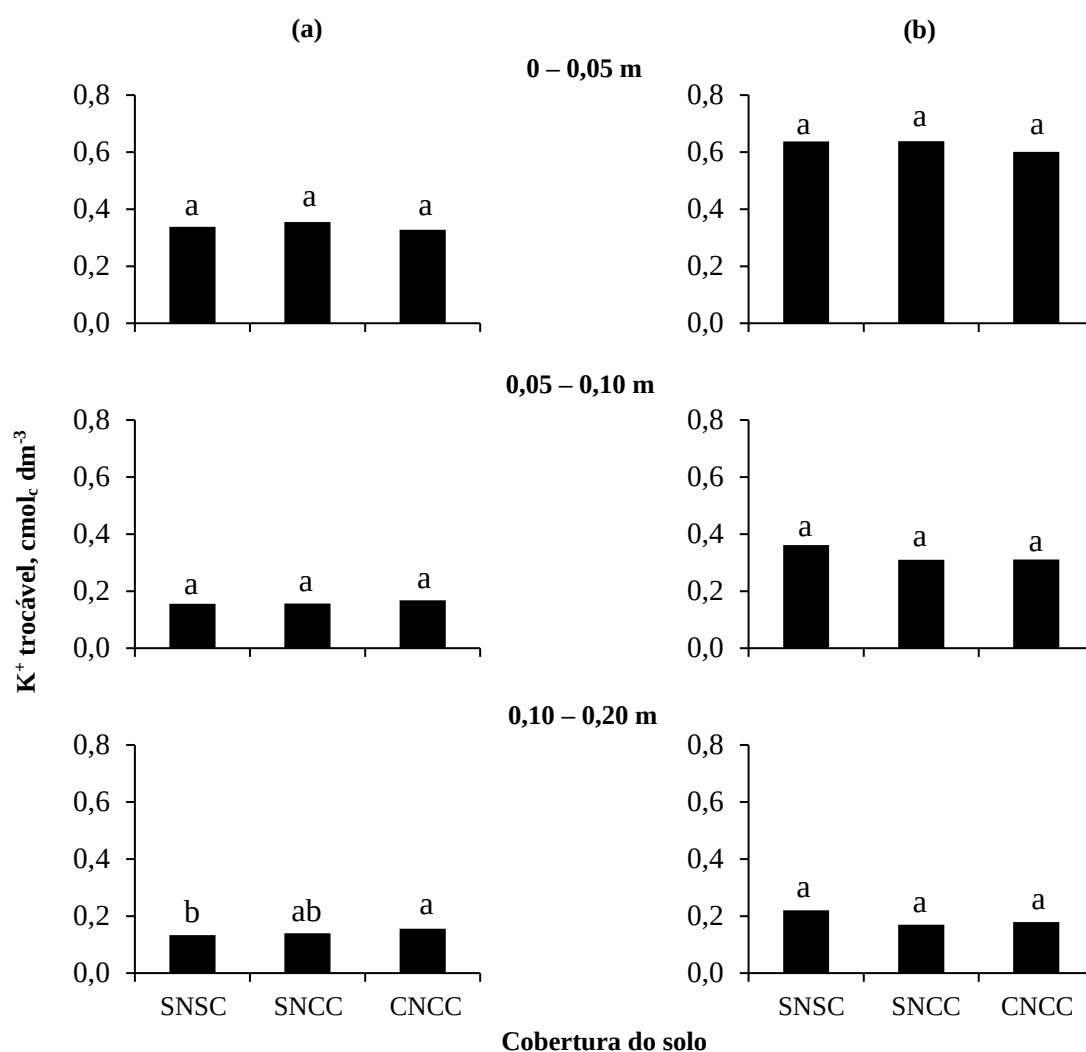


Figura 9. Teores de K^+ trocável, para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC], sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] aos 2 (a) e 10 anos (b) após a aplicação de calcário. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

diferenças estatísticas entre os tratamentos. Aos 10 anos após a calagem, não foi observado nenhum efeito dos tratamentos de cobertura do solo em relação aos teores de K^+ trocável, nas três camadas de solo estudadas (Figura 9b).

No sistema plantio direto, com a correção do solo e acúmulo de resíduos orgânicos, ao longo dos anos, ocorre uma melhoria do solo e acúmulo de nutrientes, como é o caso do K^+ , principalmente na camada mais superficial do solo (0–0,05 m). Além disso, a manutenção de K^+ no sistema, pode se ter sido ocasionada pela entrada do nutriente via fertilizantes minerais aplicados nos últimos anos (Tabela 2). No entanto, pouco tempo após a aplicação de calcário, alguns nutrientes podem ser complexados ou movimentados para as camadas mais profundas do solo. No caso do K^+ , a sua movimentação pode estar relacionada às taxas de fertilizantes nitrogenados aplicadas no sistema, mesmo quando o N não é aplicado em excesso (ALFARO et al., 2017).

Em um estudo com doses de calcário e de N, na forma de ureia, Crusciol et al. (2011) observaram que a distribuição de K^+ no perfil do solo foi afetada, independentemente das doses de calcário (0,0; 1,5; 3,0 e 6,0 t ha⁻¹). Os autores notaram ainda que a aplicação de N diminuiu os níveis de K^+ nas camadas superficiais do solo e aumentou o K^+ nas camadas mais profundas, como ocorreu no presente estudo em que houve um pequeno aumento de K^+ em profundidade no tratamento com adição de N (CNCC) em relação ao tratamento sem N e sem cobertura (SNSC).

A saturação por bases do solo também foi influenciada pelas doses de calcário nos 2 anos de avaliação e nas três profundidades estudadas (Figura 10). Aos 2 anos após a calagem (Figura 10a), ocorreu aumento quadrático na saturação por bases da camada mais superficial do solo (0–0,05 m). De acordo com a equação de regressão ajustada, o valor máximo de saturação por bases na camada superficial do solo (0–0,05 m), de 70%, seria alcançado com a

dose de 10,5 t ha⁻¹ de calcário. Nas camadas de 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m, o aumento na saturação por bases com as doses de calcário aplicadas foi linear, sendo de menor magnitude na camada de 0,10–0,20 m. Aos 10 anos após a calagem (Figura 10b), houve aumento linear na saturação por bases em função das doses de calcário aplicadas em todas as camadas estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m).

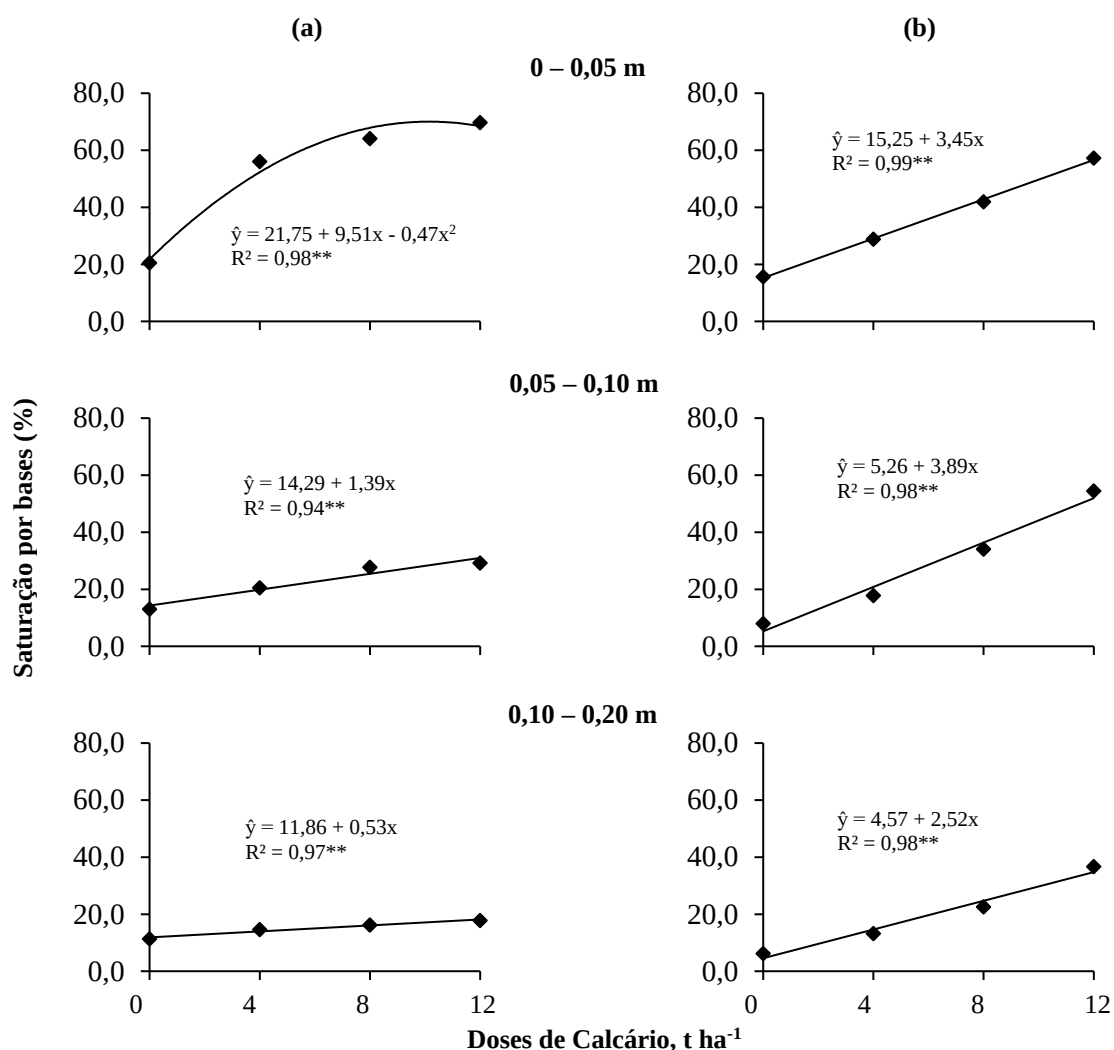


Figura 10. Saturação por bases (V%), para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície após 2 (a) e 10 anos (b) da aplicação. Os pontos (♦) são médias de três tratamentos de cobertura do solo e três repetições. **: $P < 0,01$.

Efeitos semelhantes da calagem superficial em plantio direto no aumento da saturação por bases do solo também foram observados em outros estudos (CAIRES et al., 2000; CAIRES et al., 2002; PÁDUA et al., 2006; SORATTO & CRUSCIOL, 2008; CAIRES

et al., 2013). Castro & Crusciol (2015) observaram que a calagem superficial aumentou a saturação por bases de um Latossolo argiloso até 0,20 m de profundidade nos dois primeiros períodos de avaliação (6 e 12 meses) e, até 0,40 m, após 18 meses. Ciotta et al. (2004) observaram que o aumento na saturação por bases em subsuperfície com a aplicação de calcário sobre a superfície do solo decorre da diminuição nos teores de Al trocável e do aumento nos teores de Ca e Mg trocáveis no solo.

Os tratamentos de cobertura do solo também influenciaram a saturação por bases na maior parte das profundidades estudadas, nos 2 anos de avaliação (Figura 11).

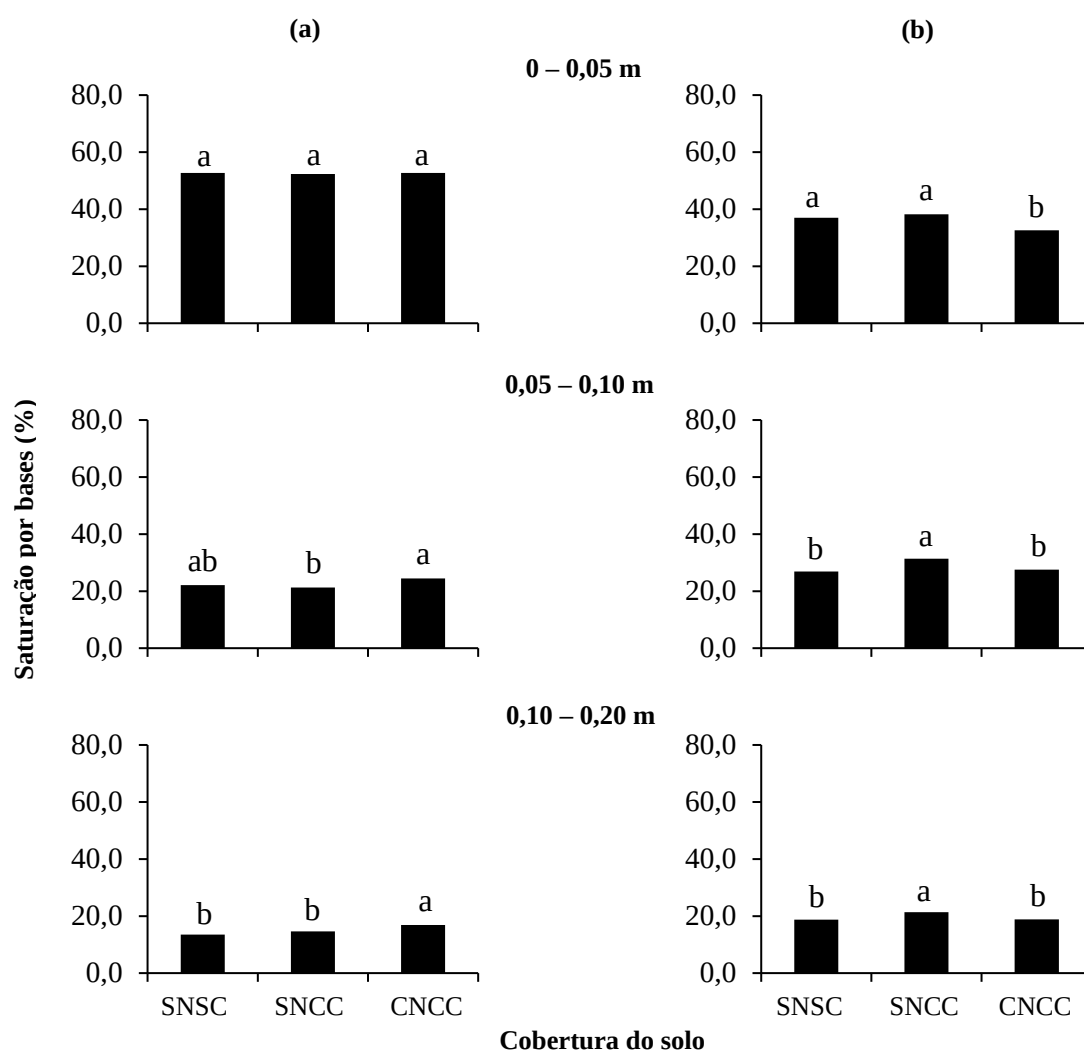


Figura 11. Saturação por bases (V%), para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC], sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] aos 2 (a) e 10 anos (b) após a aplicação de calcário. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

Após 2 anos da aplicação de calcário (Figura 11a), não foram observadas diferenças significativas na saturação por bases na camada mais superficial do solo (0–0,05 m). Na camada de 0,05–0,10 m, houve diferença significativa apenas entre os tratamentos SNCC e CNCC, sendo que o tratamento CNCC apresentou maior saturação por bases que o tratamento SNCC. Na camada de 0,10–0,20 m, o tratamento CNCC apresentou saturação por bases maior que os outros dois tratamentos (SNSC e SNCC).

Na avaliação com 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 11b), o tratamento CNCC apresentou menor valor de saturação por bases na camada de 0–0,05 m em relação aos demais tratamentos. Nas camadas de 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m observou-se que a saturação por bases foi maior no tratamento SNCC quando comparada com os demais tratamentos (SNSC e CNCC).

Calegari et al. (2013) observaram aumento na saturação por bases até 0,10 m com a utilização de diferentes coberturas de solo (tremoço azul, ervilhaca peluda, aveia preta, nabo forrageiro, trigo) no sistema plantio direto em relação ao sistema convencional. Como visto, aos 2 anos após a calagem, nas camadas de 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m, o tratamento com cobertura de solo mais adubação nitrogenada (CNCC) apresentou valores de saturação por bases maiores quando comparados ao tratamento com cobertura de solo sem N (SNCC). No entanto, após um longo período (10 anos após a aplicação de calcário) notou-se que os valores de saturação por bases nos tratamentos com a presença de N foram menores que no tratamento com cobertura do solo e sem N (SNCC). Ferrari et al. (2015) também observaram redução no valor da saturação por bases do solo na presença da adubação nitrogenada ao longo dos anos, decorrente da acidificação do solo ocasionada pelo uso de fertilizante nitrogenado amoniacal.

Em relação ao C-orgânico, a aplicação de calcário na superfície, após 2 e 10 anos, não proporcionou nenhum efeito sobre os seus teores nas profundidades estudadas (Figura

12). Aos 2 anos após a calagem (Figura 12a), os teores médios de C-orgânico no solo foram 22,17, 18,82 e 16,51 g dm⁻³ para as camadas de 0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m, respectivamente. Após 10 anos da aplicação de calcário (Figura 12b), os teores médios de C-orgânico no solo foram 24,23, 16,58 e 13,81 g dm⁻³ para as camadas de 0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m, respectivamente.

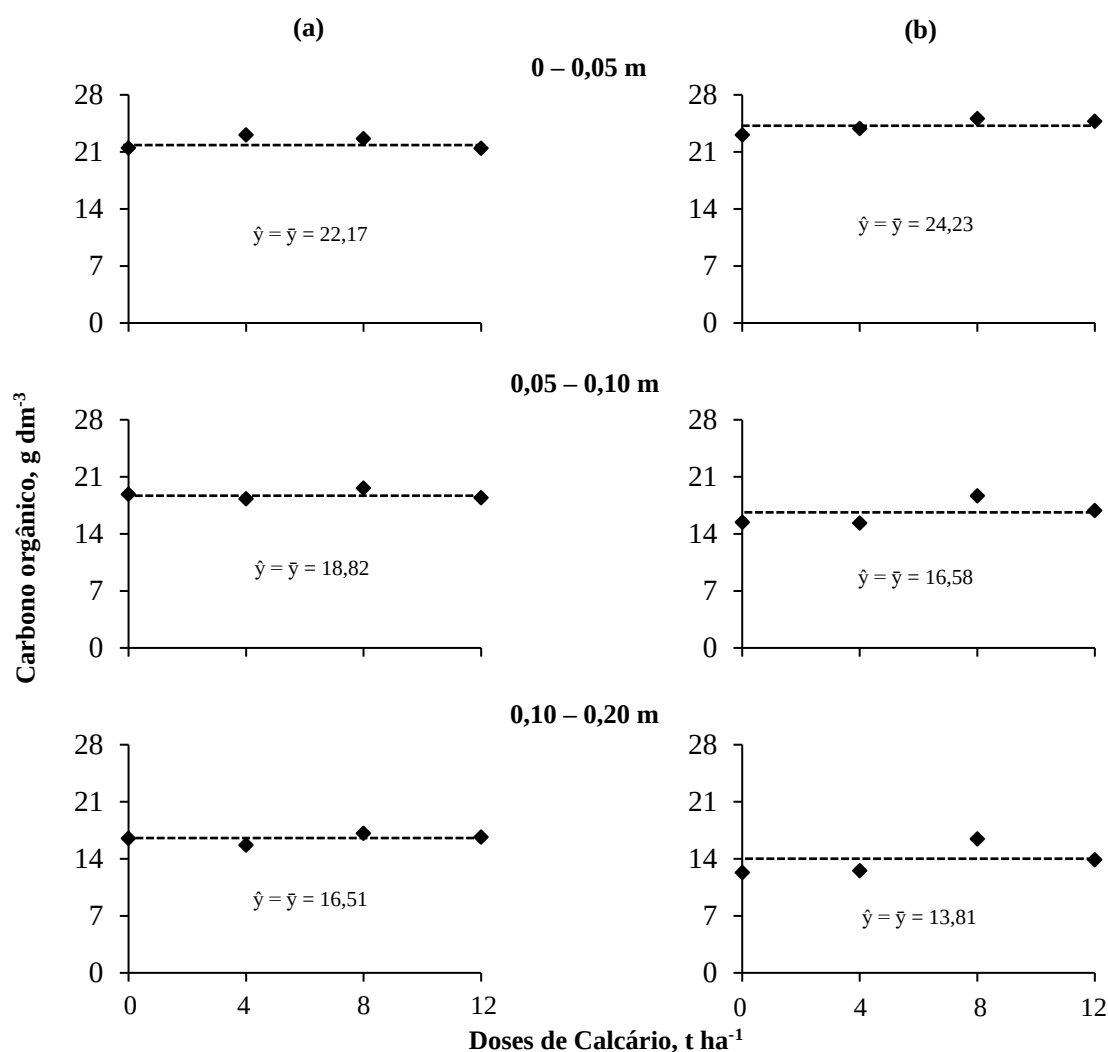


Figura 12. Teores de C orgânico, para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície após 2 (a) e 10 anos (b) da aplicação. Os pontos (♦) são médias de três tratamentos de cobertura do solo e três repetições. **: $P < 0,01$.

Alguns autores têm observado ausência de resposta no teor de C-orgânico com a calagem (ALBUQUERQUE et al., 2003; CIOTTA et al., 2004; ZAMBROSI et al., 2007;

FONSECA et al., 2010). Garbuio et al. (2011) também constataram que o conteúdo de C-orgânico total no solo não foi afetado pelos tratamentos de calcário e resíduos da cobertura do solo em nenhuma das três profundidades estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m), com teor médio de 22,8, 19,0 e 17,2 g kg⁻¹, respectivamente.

O balanço de C no solo é dependente da relação entre as adições de C fotossintetizado pelas plantas (parte aérea e raízes) e as perdas de C para a atmosfera resultantes da oxidação microbiana do C-orgânico a CO₂ (COSTA et al., 2008). Neale et al. (1997) concluíram que os efeitos da calagem nos solos orgânicos ácidos sobre a comunidade microbiana do solo e sua atividade são complexos. Em longo prazo, embora possa haver grandes diferenças nas proporções de bactérias e fungos, é provável que as diferenças na biomassa total entre os solos tratados com e sem calcário, sejam pequenas e possivelmente insignificantes.

A cobertura do solo apresentou pouca e/ou nenhuma diferença nos teores de C-orgânico aos 2 e 10 anos após a calagem nas três profundidades estudadas (Figura 13). Após 2 anos da aplicação de calcário (Figura 13a), nenhum efeito dos tratamentos de cobertura influenciaram o teor de C-orgânico nas camadas de 0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m.

Aos 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 13b), somente na camada mais superficial do solo (0–0,05 m) os teores de C-orgânico foram influenciados pelos tratamentos de cobertura do solo. O teor de C-orgânico no solo foi maior no tratamento que consistiu de adubação nitrogenada juntamente com cobertura do solo (CNCC), diferindo estatisticamente dos tratamentos SNSC e SNCC. Esse aumento possivelmente deve ser devido ao fato de que no tratamento com cobertura do solo mais a adubação nitrogenada, tenha promovido um maior desenvolvimento das culturas, principalmente as gramíneas, proporcionando um aumento na quantidade de massa seca das culturas e consequentemente no teor de C-orgânico

do solo. Para as demais profundidades (0,05–0,10 e 0,10–0,20 m) não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos.

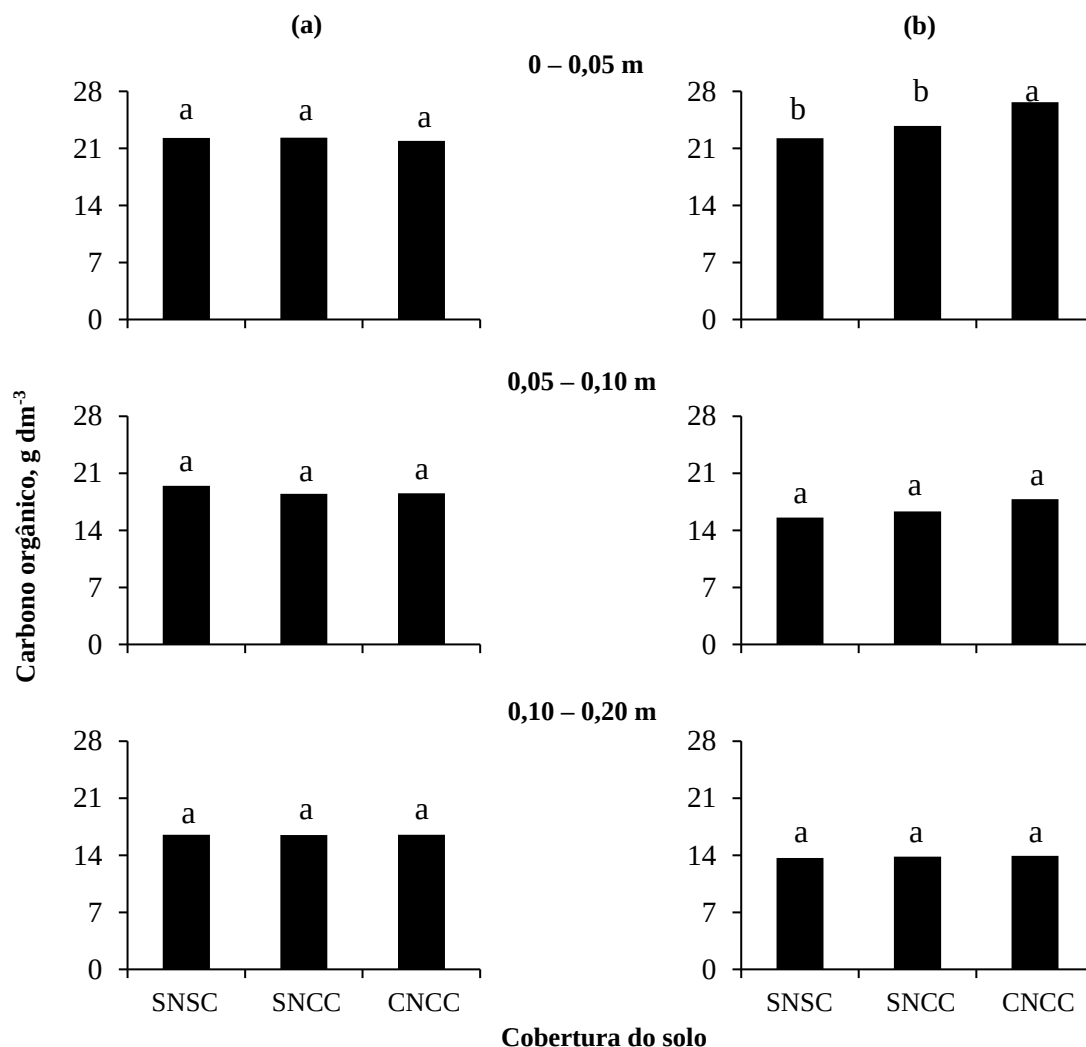


Figura 13. Teores de C orgânico, para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC], sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] aos 2 (a) e 10 anos (b) após a aplicação de calcário. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

Blevins et al. (1983) encontraram aumento de 37% no teor de C-orgânico na camada de 0–0,05 m de solo sob plantio direto e cultivado com milho após 10 anos com aplicações de 84 kg ha⁻¹ de N. Gonçalves & Ceretta (1999) e Amado et al. (2001) também verificaram que as maiores alterações nos estoques de C-orgânico total, decorrentes dos sistemas de cultura e do plantio direto, ocorreram na camada superficial do solo (até à profundidade de 0,05 m).

Gonçalves & Ceretta (1999) observaram que quando o solo foi mantido em pousio no inverno, a produção de massa seca e a quantidade de C adicionado pelas plantas de crescimento espontâneo sempre foram baixos, salientando a importância da utilização de alguma cultura de cobertura do solo no inverno. Nesse mesmo estudo, os autores observaram que a cobertura invernal com aveia proporcionou acréscimo de 79% na quantidade de massa seca produzida no inverno, comparada com a do pousio invernal. Sá et al. (2001) relataram uma taxa de sequestro anual de C de $0,87 \text{ t C ha}^{-1}$, confirmando que o solo sob plantio direto com elevadas entradas de C via resíduos de culturas, em longo prazo, pode ser um reservatório de C.

Por outro lado, Bayer et al. (2003) verificaram que em solo cultivado sob sistema convencional, durante 23 anos, houve diminuição em aproximadamente de 50% no estoque original de matéria orgânica do solo. Esses autores observaram também que com a inclusão de plantas de cobertura, nos sistemas de cultivo, houve uma recuperação parcial dos estoques de C-orgânico e N total no solo sob preparo reduzido, e que a recuperação dos estoques de matéria orgânica do solo refletiu positivamente na capacidade de troca de cátions do solo.

A inclusão de leguminosas nos sistemas de cultivo e a adubação nitrogenada têm contribuído para a maior adição anual de C e de N ao solo (LOVATO et al., 2004). A recuperação dos estoques de C-orgânico e de N total observada em solo sob plantio direto é indicativo de que a eliminação do revolvimento do solo é uma prática fundamental quando se tem por objetivo a recuperação de solos degradados na região subtropical do Sul do Brasil.

5.2. FRACIONAMENTO DO ALUMÍNIO

A toxicidade do alumínio (Al) é uma das principais restrições à produtividade das culturas em solos ácidos (KRSTIC et al., 2012). O Al é o terceiro elemento mais abundante na

crosta terrestre e apresenta toxicidade às plantas quando solubilizado na solução do solo em condições de alta acidez (KOCHIAN, 1995).

Para a maioria das culturas, o Al não apresenta efeito tóxico quando as concentrações de Al^{3+} trocável são menores que $0,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, mas ele é tóxico para concentrações entre $0,5$ e $1,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Al^{3+} trocável, e altamente tóxico para concentrações acima de $1,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Al^{3+} trocável. Destaca-se, porém, que espécies e cultivares dentro da mesma espécie podem mostrar tolerância muito diferente à toxidez por Al (MALAVOLTA, 1980).

No presente estudo, considerando as doses de calcário aplicadas na superfície, os teores de Al^{3+} trocável (Al_{KCl}), após 2 anos da aplicação, variaram de $0,0$ a $1,0 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ na camada de $0-0,05 \text{ m}$, $0,4$ a $1,3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ na camada de $0,05-0,10 \text{ m}$ e $0,7$ a $1,3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ na camada de $0,10-0,20 \text{ m}$ (Figura 14). Após 10 anos da calagem, os teores de Al_{KCl} variaram de $0,0$ a $1,0 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ na camada de $0-0,05 \text{ m}$, $0,0$ a $1,7 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ na camada de $0,05-0,10 \text{ m}$ e $0,1$ a $1,6 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ na camada de $0,10-0,20 \text{ m}$ (Figura 15). Percebe-se que os teores de Al_{KCl} alcançaram níveis de toxicidade para as plantas em todas as camadas de solo amostradas até a profundidade de $0,20 \text{ m}$, com grande amplitude de variação em função das doses de calcário aplicadas. Mesmo assim, as concentrações de Al_{KCl} foram muito baixas em relação às de Al não-trocável, representadas pelos outros extratores: cloreto de lantânio (Al_{La}), cloreto de cobre (Al_{Cu}), pirofosfato de sódio (Al_{P}) e oxalato de amônio (Al_{O}) (Figuras 12 e 13).

No estudo de Zambrosi et al. (2007), verificou-se que o Al não-trocável representou 98%, 95% e 91% do Al extraído nas profundidades de $0-0,05$, $0,05-0,10$ e $0,10-0,20 \text{ m}$, respectivamente. Como o Al não-trocável é a forma predominante desse cátion no solo, práticas de manejo do solo que favoreçam a decomposição da matéria orgânica, como o revolvimento do solo, podem contribuir para que parte do Al complexado possa ser disponibilizado às plantas, sobretudo em condições elevadas de acidez.

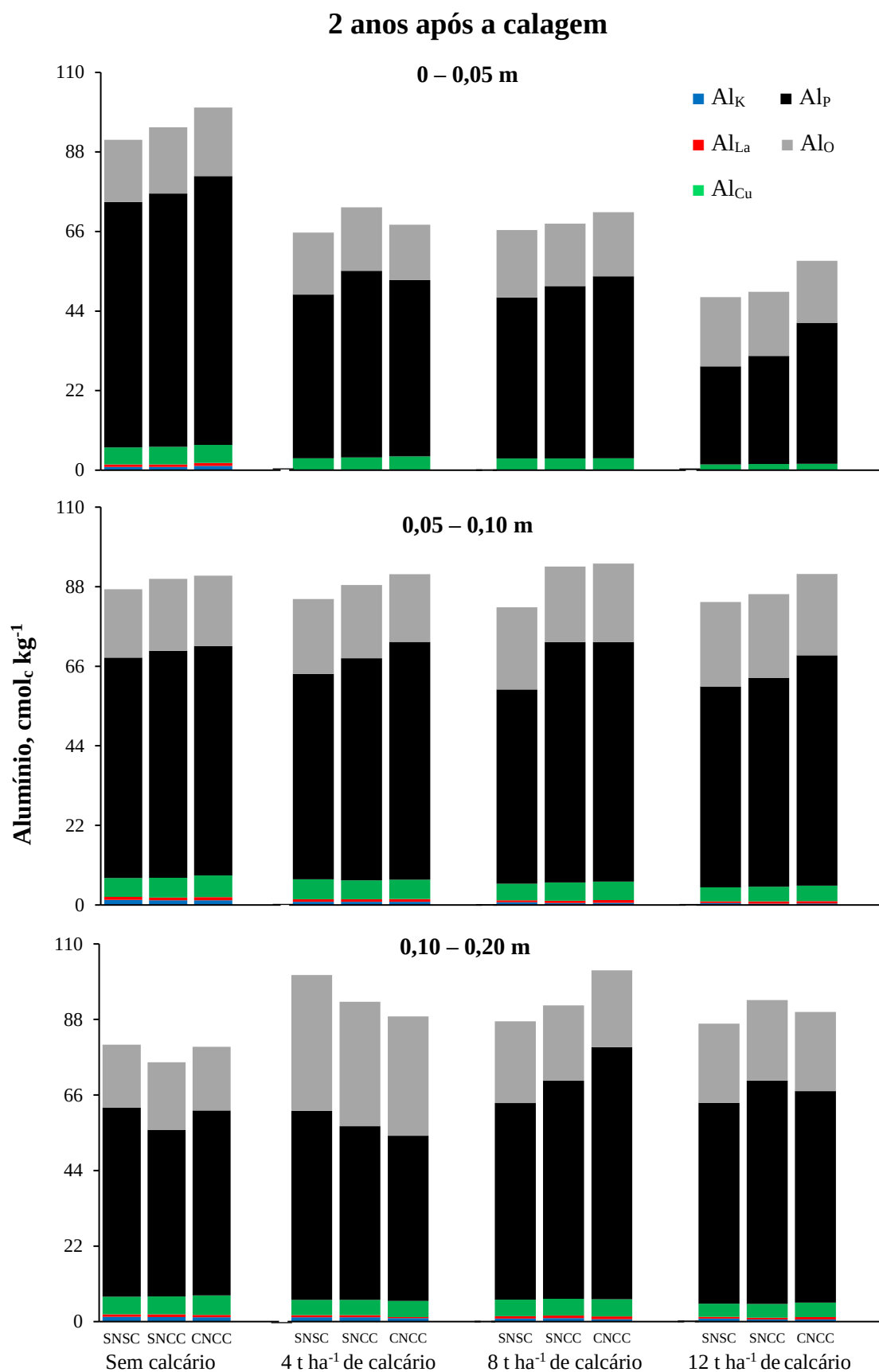


Figura 14. Teores de Al no solo extraídos com cloreto de potássio (Al_{KCl}), cloreto de lantânio (Al_{La}), cloreto de cobre (Al_{Cu}), pirofosfato de sódio (Al_P) e oxalato de amônio (Al_O), para diferentes profundidades, após 2 anos da aplicação de calcário na superfície, considerando os seguintes tratamentos: sem nitrogênio e sem cobertura (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura (CNCC).

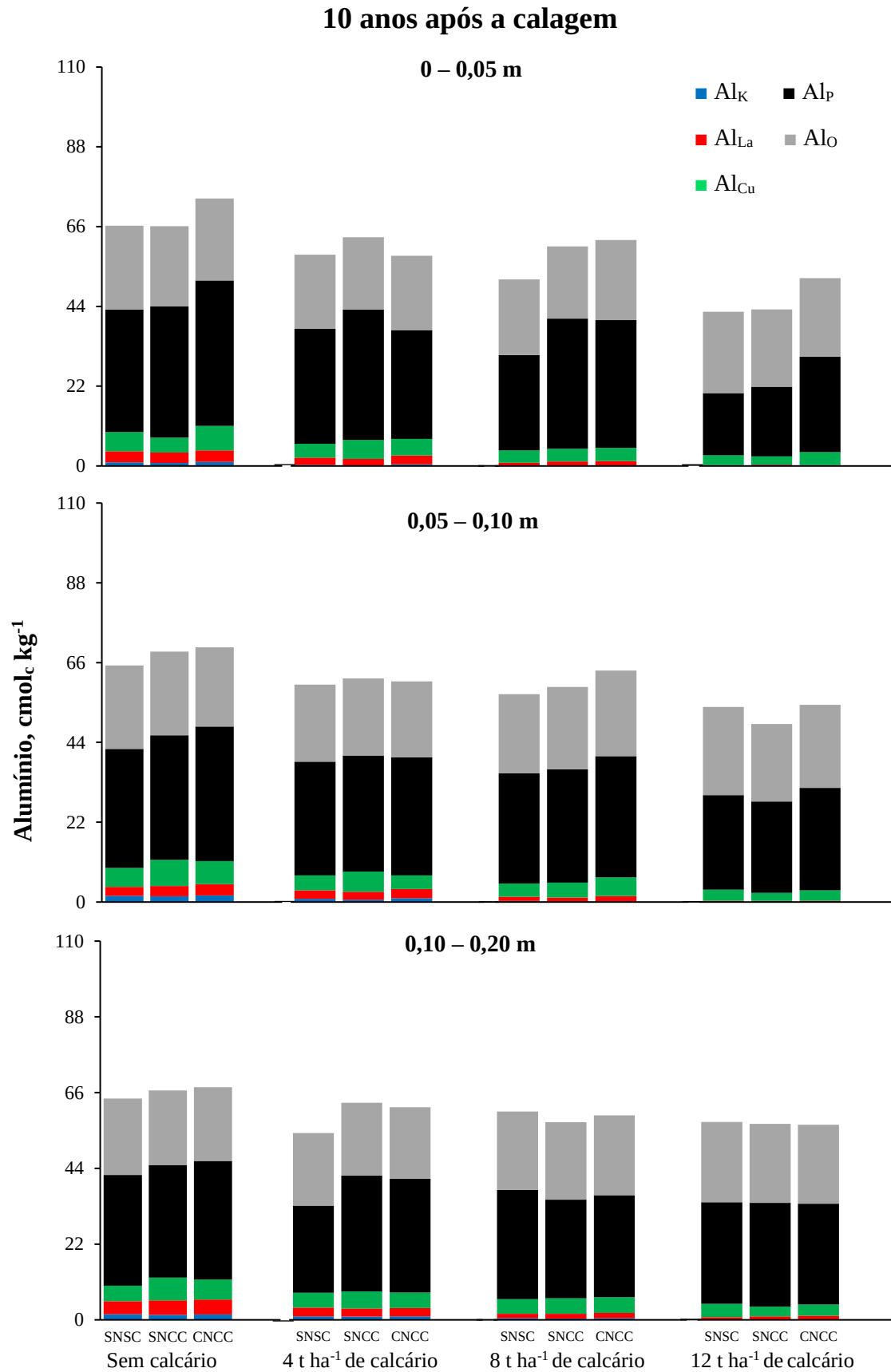


Figura 15. Teores de Al no solo extraídos com cloreto de potássio (Al_{KCl}), cloreto de lantânio (Al_{La}), cloreto de cobre (Al_{Cu}), pirofosfato de sódio (Al_{P}) e oxalato de amônio (Al_{O}), para diferentes profundidades, após 10 anos da aplicação de calcário na superfície, considerando os seguintes tratamentos: sem nitrogênio e sem cobertura (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura (CNCC).

May & Nordstrom (1991) relataram que uma grande quantidade de Al é incorporada aos minerais de aluminossilicato, e quantidades muito pequenas aparecem na forma solúvel, capazes de influenciar os sistemas biológicos.

Considerando a grande quantidade de informações constantes nas Figuras 14 e 15, optou-se por trabalhar com os extratores separadamente para melhor visualização do comportamento do Al extraído pelos diferentes extratores, os quais apresentam diferentes forças de extração do Al.

5.2.1. Alumínio trocável (Al_{KCl})

Os teores de Al^{3+} trocável no solo (Al_{KCl}) foram influenciados significativamente pela interação entre as doses de calcário e os tratamentos de cobertura do solo na camada de 0–0,05 m aos 2 anos (Figura 16a) e, nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,10 m, aos 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 16b). As doses de calcário aplicadas na superfície diminuíram o teor de Al^{3+} trocável até a profundidade de 0,10 m para os três tratamentos de cobertura do solo (SNSC, SNCC e CNCC). Como nas demais camadas de solo não houve interação significativa entre os tratamentos, observou-se redução no teor de Al^{3+} trocável com o aumento das doses de calcário, na média dos valores obtidos com os tratamentos de cobertura do solo.

A redução no teor de Al^{3+} trocável com a calagem é ocasionada pela precipitação do Al com a sua hidrólise. Nota-se que depois de um longo período da calagem (10 anos), a dose mais alta de calcário (12 t ha^{-1}) foi suficiente para insolubilizar todo o Al^{3+} trocável presente nas camadas superficiais do solo (0–0,05 e 0,05–0,10 m) e manter os teores de Al^{3+} em níveis muito baixos (não tóxicos) na camada de 0,10–0,20 m (Figura 16b).

Efeitos semelhantes aos encontrados no presente estudo em relação ao Al^{3+} trocável também foram observados por Zambrosi et al. (2007). Nesse estudo, o teor de Al^{3+} foi

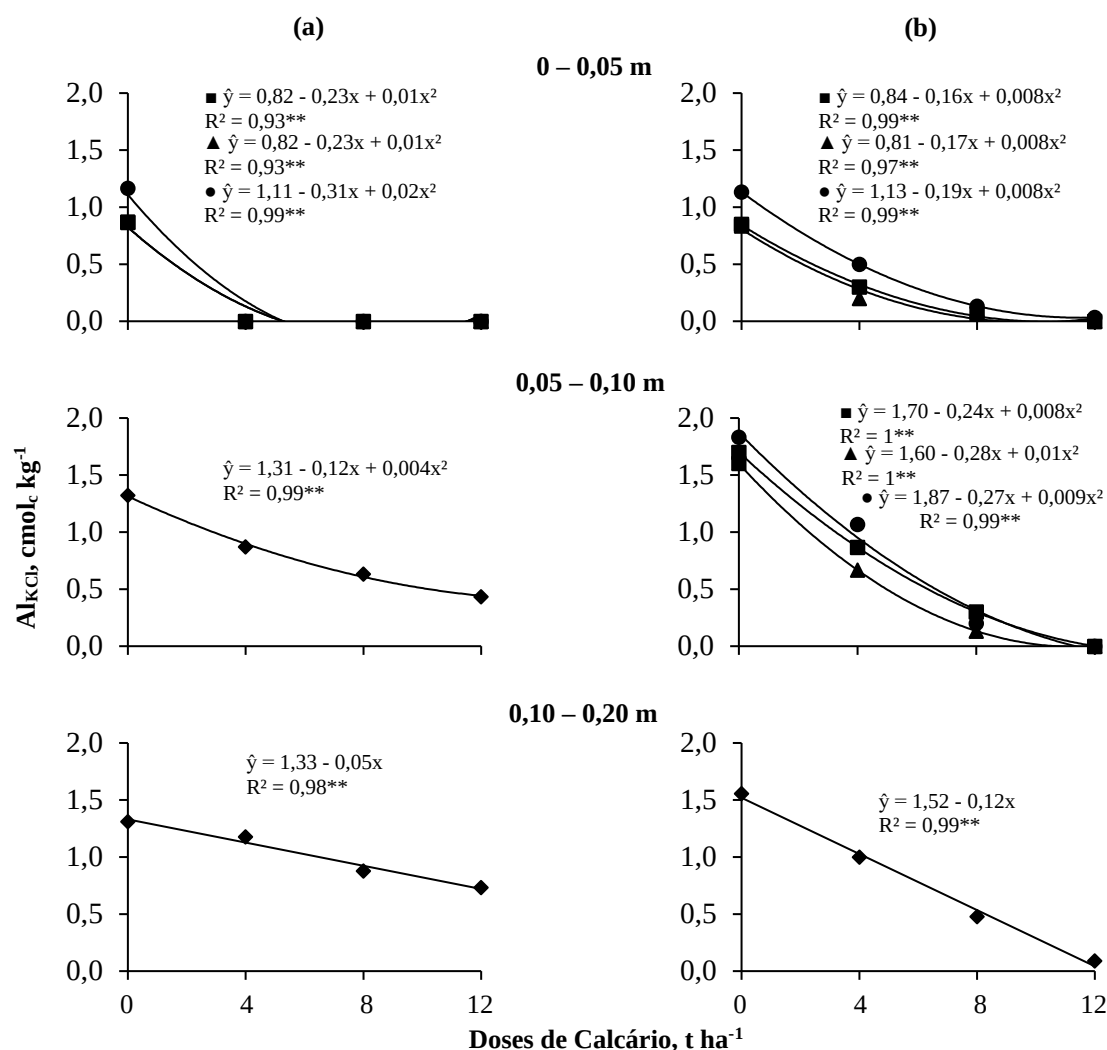


Figura 16. Teores de Al extraídos com a solução de cloreto de potássio (KCl) 1 mol L⁻¹ (Al_{KCl}), para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC] (■), sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] (▲) e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] (●) aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. Na ausência de interação, são apresentados os valores médios dos tratamentos (◆). **: $P < 0,01$.

reduzido pela calagem ao longo de todo o perfil de solo estudado, sendo o efeito do aumento do pH na redução dos teores de Al^{3+} confirmado pelas relações negativas entre ambos em todas as profundidades estudadas. No presente estudo, também foram encontradas fortes relações negativas entre os teores de Al^{3+} e o pH do solo nas três profundidades avaliadas, aos 2 e 10 anos após a calagem (Figura 17). Nota-se que a medida que o pH do solo aumenta, os teores de Al^{3+} trocável são reduzidos, chegando a serem totalmente insolubilizados em valores de pH mais elevados. Com o aumento no pH do solo, a redução de Al^{3+} trocável ocorre devido

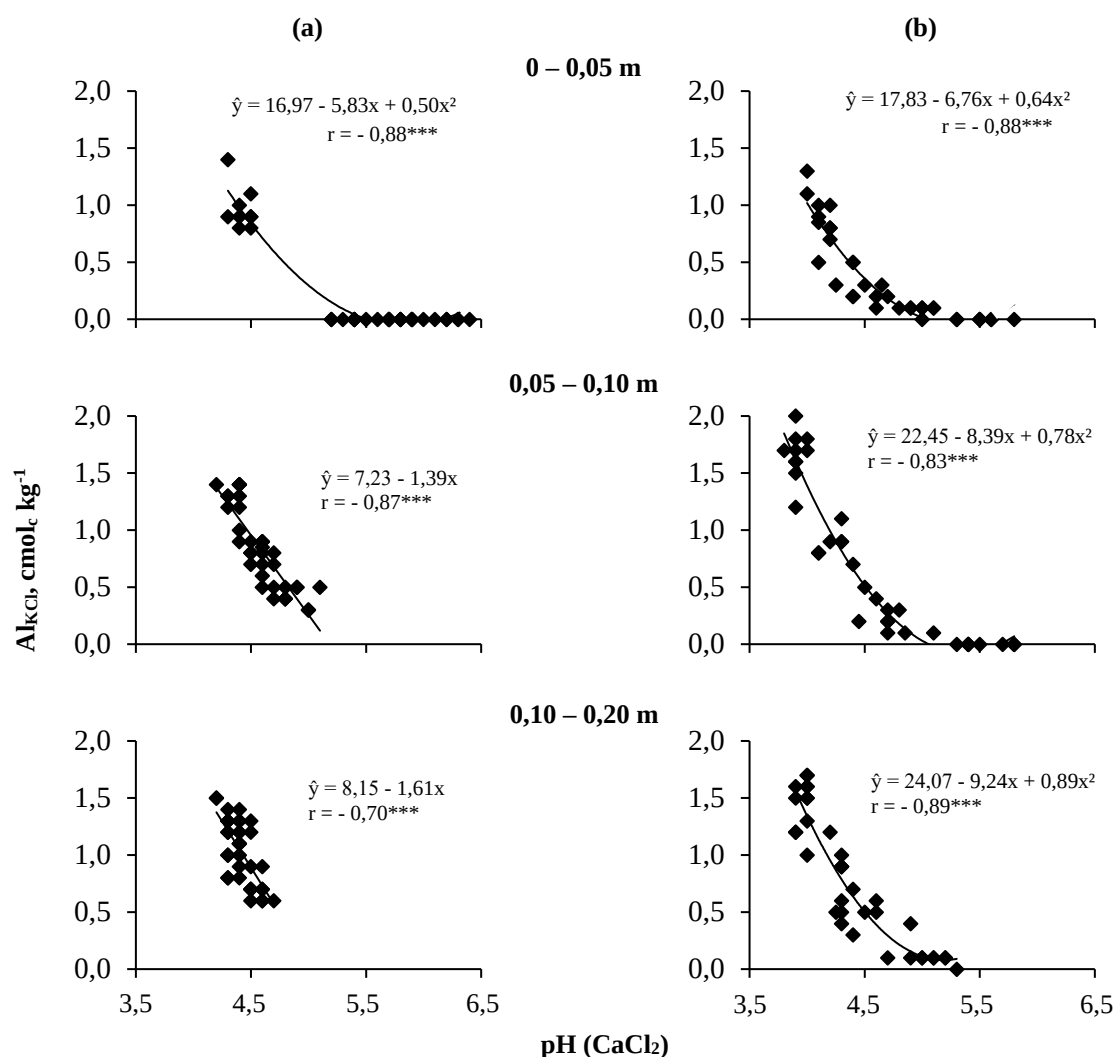


Figura 17. Relações entre os valores de pH em CaCl_2 e os teores de Al trocável extraídos com a solução de cloreto de potássio (KCl) 1 mol L^{-1} (Al_{KCl}), para diferentes profundidades do solo, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. *** : $P < 0,001$.

à precipitação do Al^{3+} na forma de $\text{Al}(\text{OH})_3$ (DELHAIZE & RYAN, 1995; PAVINATO et al., 2009).

A cobertura do solo também influenciou os teores de Al^{3+} trocável, aos 2 e 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 18). Após 2 anos da calagem (Figura 18a), os teores de Al^{3+} trocável no solo foram influenciados significativamente pela interação entre as doses de calcário e os tratamentos de cobertura do solo, na camada de 0–0,05 m. O desdobramento dessa interação revelou que na ausência de calagem, o teor de Al^{3+} foi maior no tratamento com cobertura e com N (CNCC) em relação aos tratamentos SNSC e SNCC, em decorrência

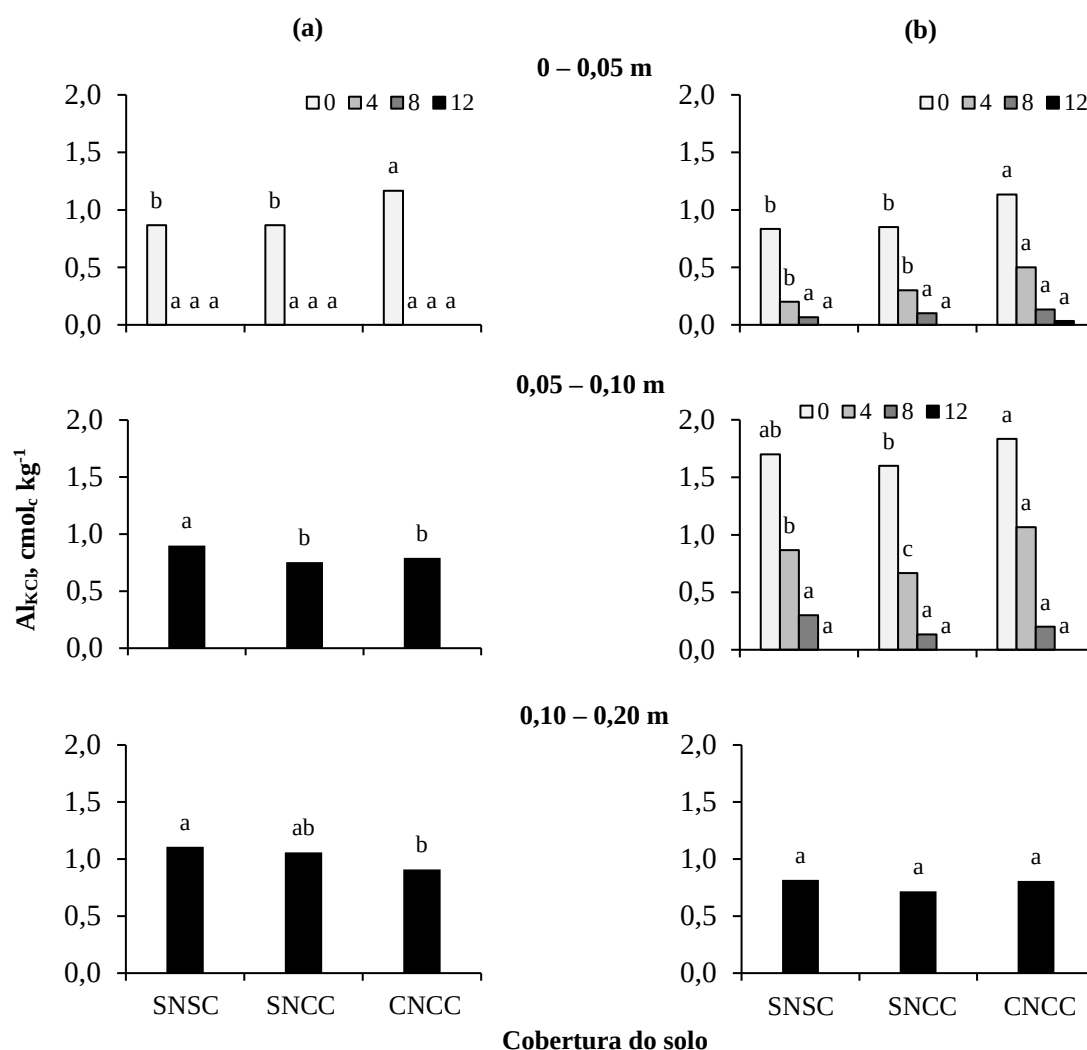


Figura 18. Teores de Al extraídos com a solução de cloreto de potássio (KCl) 1 mol L⁻¹ (Al_{KCl}), para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), aos 2 (a) e 10 (b) anos após a calagem. Na ausência de interação significativa entre os tratamentos calcário × cobertura do solo, os dados são médias de quatro doses de calcário e três repetições. No caso de interação significativa entre calcário × cobertura do solo, os dados são médias de três repetições para os tratamentos sem calcário (□), com 4 t ha⁻¹ de calcário (▤), com 8 t ha⁻¹ de calcário (▥) e com 12 t ha⁻¹ de calcário (■). Letras iguais nas colunas de mesma cor não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

da acidificação gerada no solo pela adição de N. Com a aplicação de calcário nas doses 4, 8 e 12 t ha⁻¹, os tratamentos de cobertura do solo não influenciaram os teores de Al³⁺ trocável, apresentando teores iguais a zero para as três doses de calcário empregadas. Na camada de 0,05–0,10 m, o tratamento SNSC apresentou teor de Al³⁺ trocável maior que os tratamentos SNCC e CNCC. Na camada de 0,10–0,20 m, o tratamento SNSC apresentou maior teor de Al³⁺ trocável em relação ao tratamento CNCC.

Aos 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 18b), houve interação significativa entre as doses de calcário e os tratamentos com cobertura do solo nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,10 m. Na camada de 0–0,05 m, observou-se que nas menores doses de calcário (0 e 4 t ha⁻¹) os teores de Al³⁺ trocável no solo foram maiores no tratamento CNCC em relação aos tratamentos SNSC e SNCC; nas maiores doses de calcário (8 e 12 t ha⁻¹) não houve diferença significativa entre os tratamentos de cobertura. Na camada 0,05–0,10 m, na ausência de calagem, o tratamento CNCC apresentou maior teor de Al³⁺ trocável do que o tratamento SNCC; com 4 t ha⁻¹ de calcário, o tratamento CNCC apresentou o maior teor de Al³⁺ trocável, seguido dos tratamentos SNSC e SNCC, sendo este último o que apresentou o menor teor de Al³⁺ trocável; nas maiores doses de calcário (8 e 12 t ha⁻¹) não houve diferença significativa entre os tratamentos de cobertura. Na camada de 0,10–0,20 m, não houve diferença significativa entre os tratamentos de cobertura do solo.

Em virtude da interação ocorrida entre as doses de calcário e os tratamentos com cobertura do solo, observou-se que os teores de Al³⁺ trocável foram maiores nas parcelas sem calcário ou com 4 t ha⁻¹ de calcário em razão de valores de pH mais baixos alcançados nesses tratamentos. Com a aplicação de doses de calcário mais elevadas (8 e 12 t ha⁻¹), o aumento no pH foi capaz de insolubilizar boa parte do Al³⁺ trocável presente nas camadas superficiais do solo (0–0,05 e 0,05–0,10 m).

Após dois anos da aplicação de calcário (Figura 18a) foi observado que, na camada de 0,05–0,10 m, os tratamentos que continham cobertura vegetal no inverno (SNCC e CNCC) apresentaram teores de Al³⁺ trocável menores do que o tratamento SNSC e, na camada de 0,10–0,20 m, o tratamento com N mais cobertura vegetal no inverno (CNCC) apresentou teor de Al³⁺ trocável menor do que o tratamento SNSC. É possível que os tratamentos com cobertura vegetal tenham aumentado a complexação do Al em decorrência de maior acúmulo

de compostos orgânicos (MIYAZAWA et al., 1993; FRANCHINI et al., 1999), amenizando os efeitos da acidez do solo.

Os teores mais elevados de Al^{3+} trocável encontrados nas camadas superficiais do solo no tratamento com cobertura e com N, nas parcelas sem calcário e com aplicação de uma dose relativamente baixa de calcário (4 t ha^{-1}), se devem à maior acidificação do solo proporcionada pela adubação nitrogenada.

5.2.2. Alumínio complexado organicamente

5.2.2.1. Cloreto de lantânio (Al_{La})

Bloom et al. (1979) propuseram o uso de cloreto de lantânio (LaCl_3) $0,33 \text{ mol L}^{-1}$ para a extração de Al associado à matéria orgânica do solo. Os teores de Al extraídos com o LaCl_3 (Al_{La}) foram influenciados pelas doses de calcário, aos 2 e 10 anos após a aplicação (Figura 19). Após 2 anos da calagem (Figura 19a), as doses de calcário aplicadas na superfície reduziram o teor de Al_{La} nas três profundidades estudadas, sendo que na camada de 0–0,05 m as maiores doses de calcário (8 e 12 t ha^{-1}) reduziram os teores de Al_{La} a zero. Depois de 10 anos da calagem (Figura 19b), os teores de Al_{La} foram linearmente reduzidos nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,10 m com as doses de calcário aplicadas na superfície. Na camada de 0,10–0,20 m, nessa época, houve interação significativa entre as doses de calcário e os tratamentos de cobertura do solo; porém, as doses de calcário reduziram os teores de Al_{La} nos três tratamentos de cobertura do solo (SNSC, SNCC e CNCC). García-Rodeja et al. (2004) também verificaram que a concentração de Al extraída pelo LaCl_3 diminuiu com o aumento do pH do solo.

É interessante notar que aos 2 anos após a calagem (Figura 19a) a concentração de Al_{La} foi sempre $< 1,0 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ nas três camadas de solo estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m). Já aos 10 anos após a calagem (Figura 19b), as concentrações de Al_{La} foram

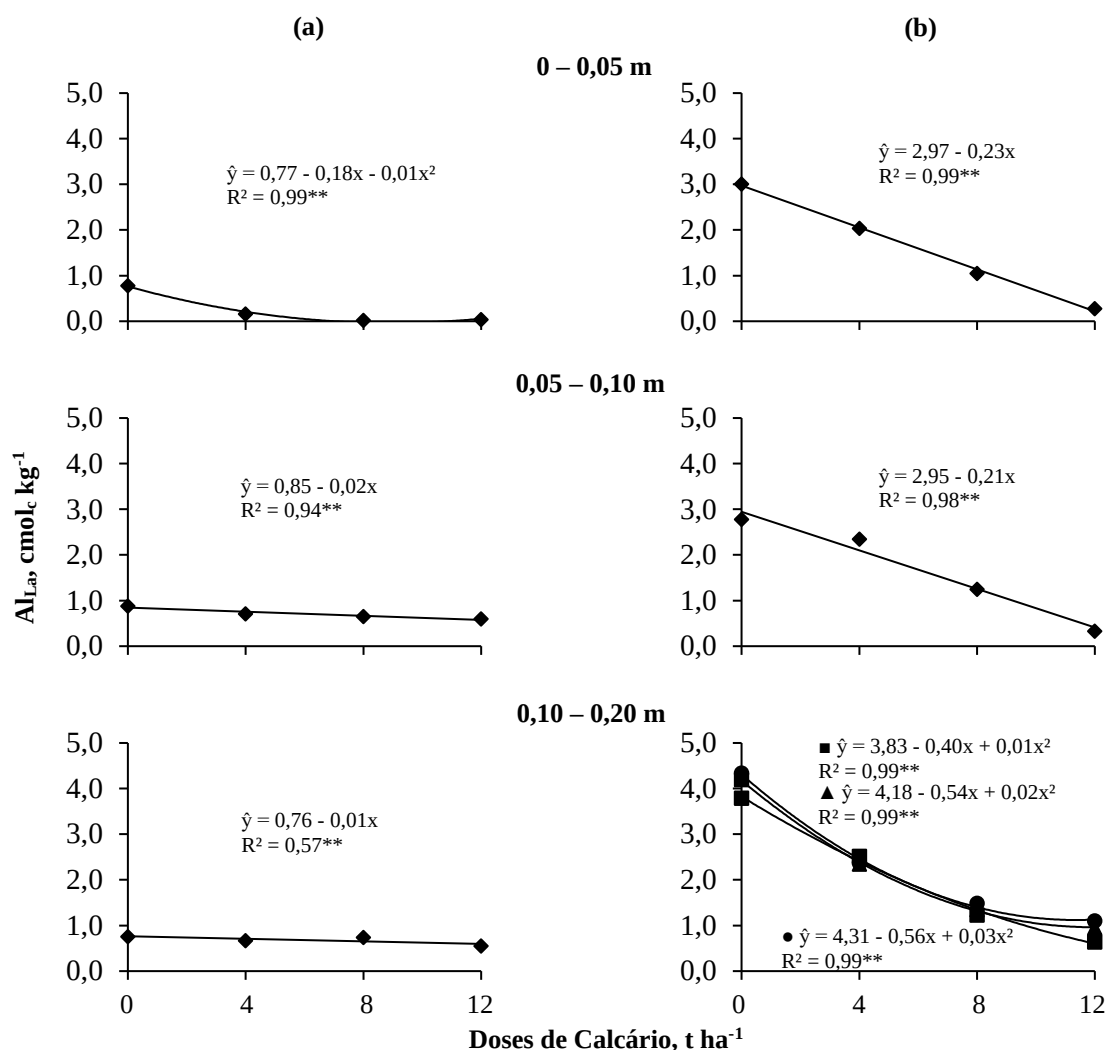


Figura 19. Teores de Al extraídos com a solução de cloreto de lantânio (LaCl_3) $0,33 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_{La}), para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC] (■), sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] (▲) e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] (●), aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. Na ausência de interação significativa entre os tratamentos calcário $\times$ cobertura do solo, são apresentados os teores médios dos tratamentos de cobertura do solo (♦). **: $P < 0,01$.

bem mais elevadas, obtendo-se teores médios de 0,28 a $4,34 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ao longo do perfil avaliado (0 a 0,20 m). Portanto, pode-se inferir que com o passar dos anos em sistema plantio direto de longa duração houve aumento do Al complexado pela matéria orgânica do solo; porém, uma parte desse Al não-trocável extraído pelo LaCl_3 foi neutralizada por meio da elevação do pH com a calagem.

Na Figura 20a observa-se que aos 2 anos após a aplicação de calcário o teor de Al_{La} apresentou forte correlação negativa ($P < 0,001$) com o pH do solo ($r = -0,91$) na camada de

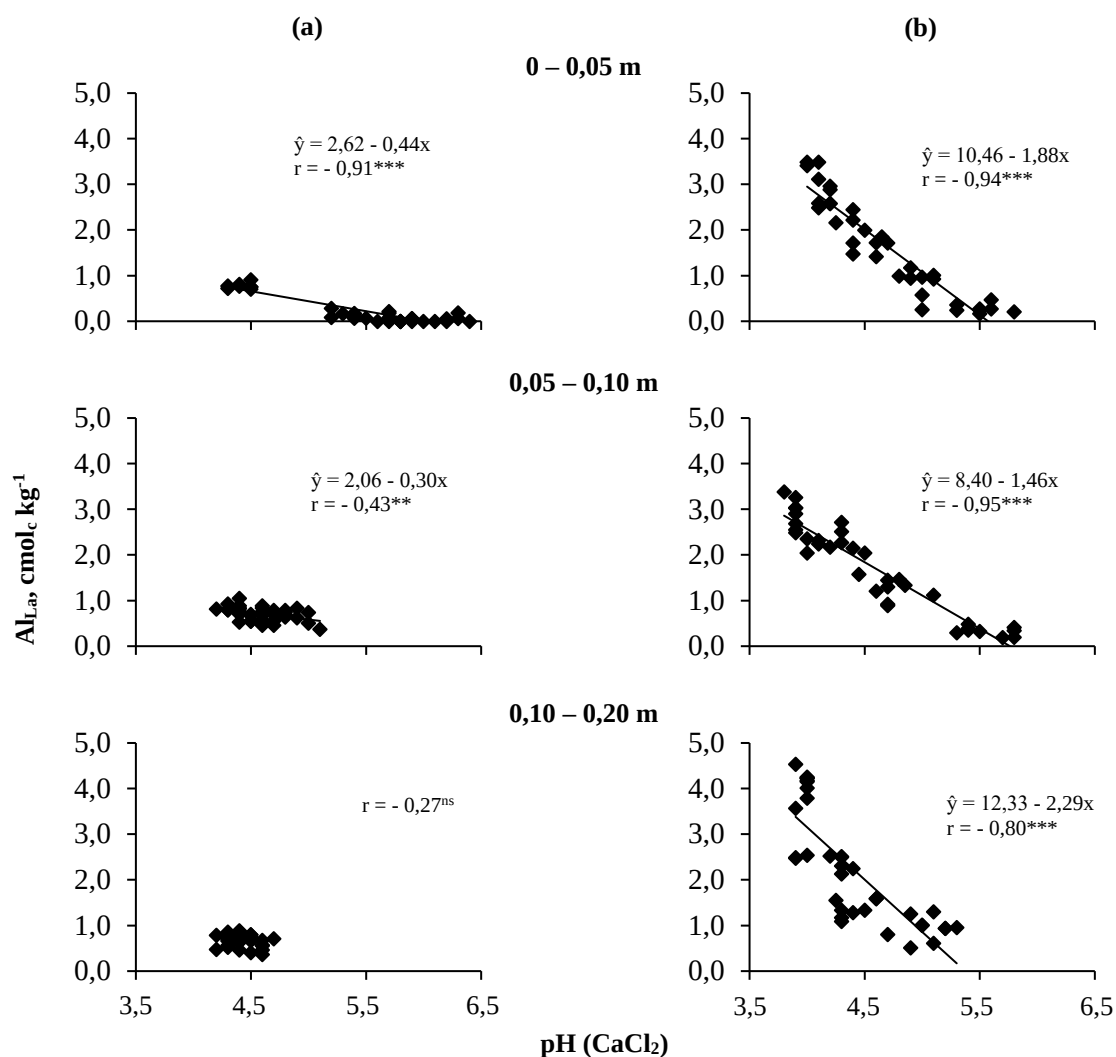


Figura 20. Relações entre os valores de pH em CaCl_2 e os teores de Al extraídos com a solução de cloreto de lantânio (LaCl_3) $0,33 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_{La}), para diferentes profundidades do solo, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. ns: não significativo; **: $P < 0,01$; ***: $P < 0,001$.

0–0,05 m; a correlação também foi significativa ($P < 0,01$), porém mais fraca ($r = -0,43$), na camada de 0,05–0,10 m, e não foi significativa na camada de 0,10–0,20 m. No entanto, após 10 anos da aplicação de calcário (Figura 20b), o teor de Al_{La} apresentou forte correlação negativa ($P < 0,001$) com o pH do solo em todas as camadas estudadas ($r = -0,94$ na camada de 0–0,05 m, $r = -0,95$ na camada de 0,05–0,10 m e $r = -0,80$ na camada de 0,10–0,20 m). Em outros estudos, também foram encontradas correlações negativas entre o Al_{La} e o pH do solo (JARVIS, 1986; COELHO et al., 2011); porém, correlação mais fraca ($P < 0,05$) e mais baixa ($r = -0,67$) tem sido relatada (JARVIS, 1986). Jarvis (1986) também observou que o Al

extraído pelo LaCl_3 se correlacionou com o Al ligado organicamente pelo EDTA e com o Al extraído com pirofosfato. Esses dois reagentes extraem algumas formas de Al trocável, bem como outras formas de Al não-trocável.

A cobertura do solo influenciou os teores de Al extraídos com LaCl_3 aos 2 e 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 21). Considerando a média das doses de calcário, aos 2 anos após a calagem (Figura 21a), os teores de Al_{La} variaram de 0,23 a 0,77 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. Nessa primeira época de amostragem, somente na camada de 0,05–0,10 m houve diferença significativa entre os tratamentos de cobertura do solo, mostrando que o tratamento CNCC apresentou maior teor de Al_{La} em relação ao tratamento SNSC. Esse efeito deve ter sido ocasionado pela acidificação do solo proporcionada pela adubação nitrogenada.

Aos 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 21b), os teores de Al_{La} variaram, em média, de 0,64 a 4,34 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. Na camada de 0–0,05 m, não foram observados efeitos dos tratamentos de cobertura no teor de Al_{La} . Na camada de 0,05–0,10 m, o teor de Al_{La} no tratamento CNCC foi maior do que nos tratamentos SNSC e SNCC. Na camada de 0,10–0,20 m, houve interação significativa entre as doses de calcário e os tratamentos de cobertura do solo. O desdobramento da interação revelou que na ausência de calagem e na maior dose de calcário (12 t ha^{-1}), os tratamentos com cobertura do solo (SNCC e CNCC) apresentaram teores de Al_{La} mais elevados que o tratamento sem cobertura (SNSC); nas doses de calcário de 4 e 8 t ha^{-1} não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos de cobertura. As maiores concentrações de Al_{La} obtidas nos tratamentos SNCC e CNCC, possivelmente, se deve ao acúmulo de resíduos orgânicos presentes no solo, visto que o LaCl_3 extrai o Al associado à matéria orgânica do solo (BLOOM et al. 1979).

García-Rodeja et al. (2004) observaram, para horizontes mais ácidos, que o Al extraído com LaCl_3 variou de 2 a 19 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e que seus teores tendem a aumentar com o aumento no conteúdo de C-orgânico do solo. Isto sugere que a extração com LaCl_3 pode ser

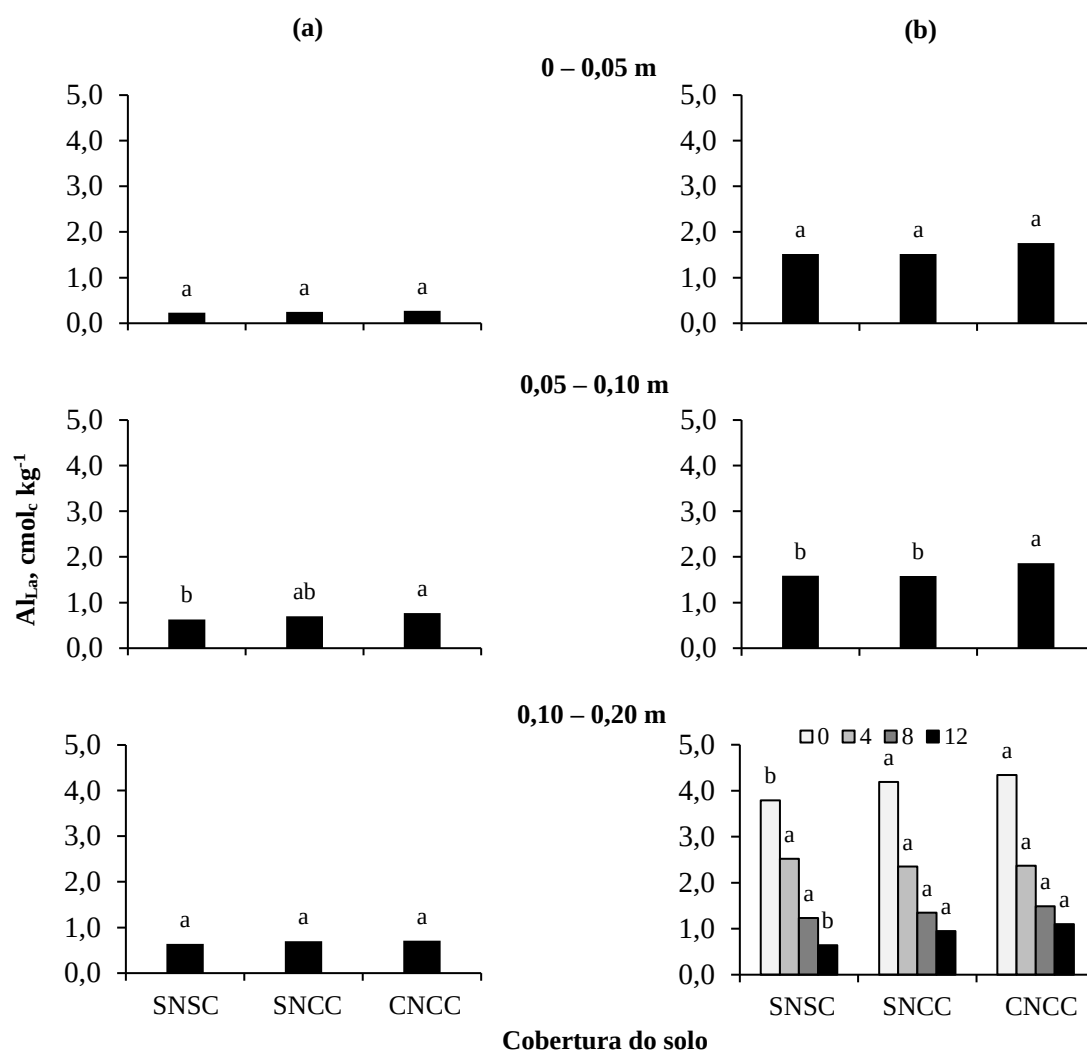


Figura 21. Teores de Al extraídos com a solução de cloreto de lantânio (LaCl_3) $0,33 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_{La}), para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), aos 2 (a) e 10 (b) anos após a calagem. Na ausência de interação significativa entre os tratamentos calcário $\times$ cobertura do solo, os dados são médias de quatro doses de calcário e três repetições. No caso de interação significativa entre calcário $\times$ cobertura do solo, os dados são médias de três repetições para os tratamentos sem calcário ($\square$), com 4 t ha^{-1} de calcário ($\square$), com 8 t ha^{-1} de calcário ($\blacksquare$) e com 12 t ha^{-1} de calcário ($\blacksquare$). Letras iguais nas colunas de mesma cor não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

interpretada em termos da estabilidade dos complexos Al-húmus, juntamente com outros extratores (cloreto de cobre, pirofosfato de sódio e oxalato de amônio) (GARCÍA-RODEJA et al., 2004).

5.2.2.2. Cloreto de cobre (Al_{Cu})

Juo & Kamprath (1979) foram os primeiros que propuseram a solução de $CuCl_2$ 0,5 mol L^{-1} como extrator de Al potencialmente reativo nos solos ácidos. A habilidade do Cu^{2+} para formar complexos relativamente fortes com a matéria orgânica do solo torna esse extrator potencialmente adequado à remoção de Al unido organicamente. No presente estudo, os teores de Al extraídos com $CuCl_2$ (Al_{Cu}) foram influenciados pelas doses de calcário aos 2 e 10 anos após a aplicação (Figura 22).

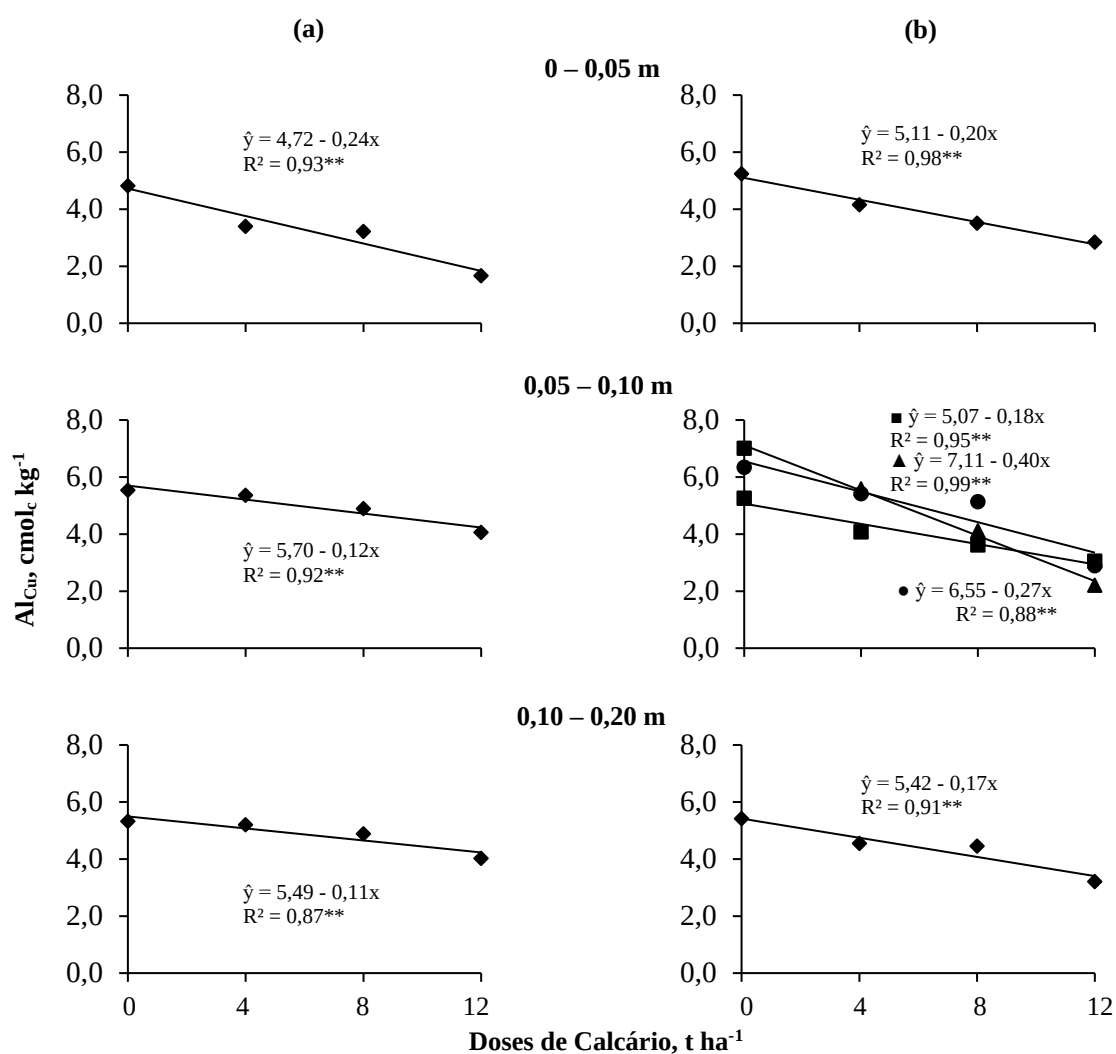


Figura 22. Teores de Al extraídos com solução de cloreto de cobre ($CuCl_2$) 0,5 mol L^{-1} (Al_{Cu}), para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC] (■), sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] (▲) e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] (●), aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. Na ausência de interação significativa entre os tratamentos calcário $\times$ cobertura do solo, são apresentados os teores médios dos tratamentos de cobertura do solo (♦). **: $P < 0,01$.

Aos 2 anos após a calagem (Figura 22a), os teores de Al_{Cu} variaram, em média, de 1,67 a 5,54 $cmol_c\ kg^{-1}$ ao longo do perfil estudado (0 a 0,20 m). As doses de calcário reduziram os teores de Al_{Cu} nas três camadas de solo estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m), tendo ocorrido redução mais acentuada na camada mais superficial do solo (0–0,05 m). Aos 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 22b), os teores de Al_{Cu} no solo variaram, em média, de 2,21 a 7,01 $cmol_c\ kg^{-1}$ ao longo do perfil (0 a 0,20 m). Nas camadas de 0–0,05 e 0,10–0,20 m, as doses de calcário reduziram linearmente os teores de Al_{Cu} . Na camada de 0,05–0,10 m, houve interação significativa entre as doses de calcário e os tratamentos de cobertura do solo; porém, os teores de Al_{Cu} foram reduzidos com as doses de calcário em todos os tratamentos de cobertura do solo (SNSC, SNCC e CNCC), sendo mais acentuada no tratamento sem N e com cobertura do solo (SNCC).

Figueiredo & Almeida (1991), trabalhando com 26 amostras de solos ácidos do Estado de Santa Catarina, também observaram que os teores de Al extraídos com $CuCl_2$ foram reduzidos com a aplicação de calcário. Entretanto, verificou-se nesse estudo que o emprego da solução de $CuCl_2$ não se constitui em um método adequado para avaliar o Al precipitado pela calagem, porque o pH baixo dessa solução (pH 3,3) diminui o pH da mistura solo/solução, podendo redissolver o Al já precipitado.

Os teores de Al_{Cu} correlacionaram-se negativamente com o pH do solo nas diferentes camadas estudadas (Figura 23). Após 2 anos da aplicação de calcário (Figura 23a), a mais estreita correlação ($r = -0,84$, $P < 0,001$) foi obtida na camada mais superficial do solo (0–0,05 m). Nas camadas de 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m, os coeficientes de correlação observados foram menores ($r = -0,61$, $P < 0,001$ e $r = -0,43$, $P < 0,01$, respectivamente nas camadas de 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m). No entanto, após 10 anos da aplicação de calcário (Figura 23b), as correlações entre o Al_{Cu} e o pH do solo foram estreitas e altamente significativas ($P < 0,001$) em todas as camadas de solo ($r = -0,74$, $r = -0,84$ e $r = -0,76$, respectivamente nas camadas de

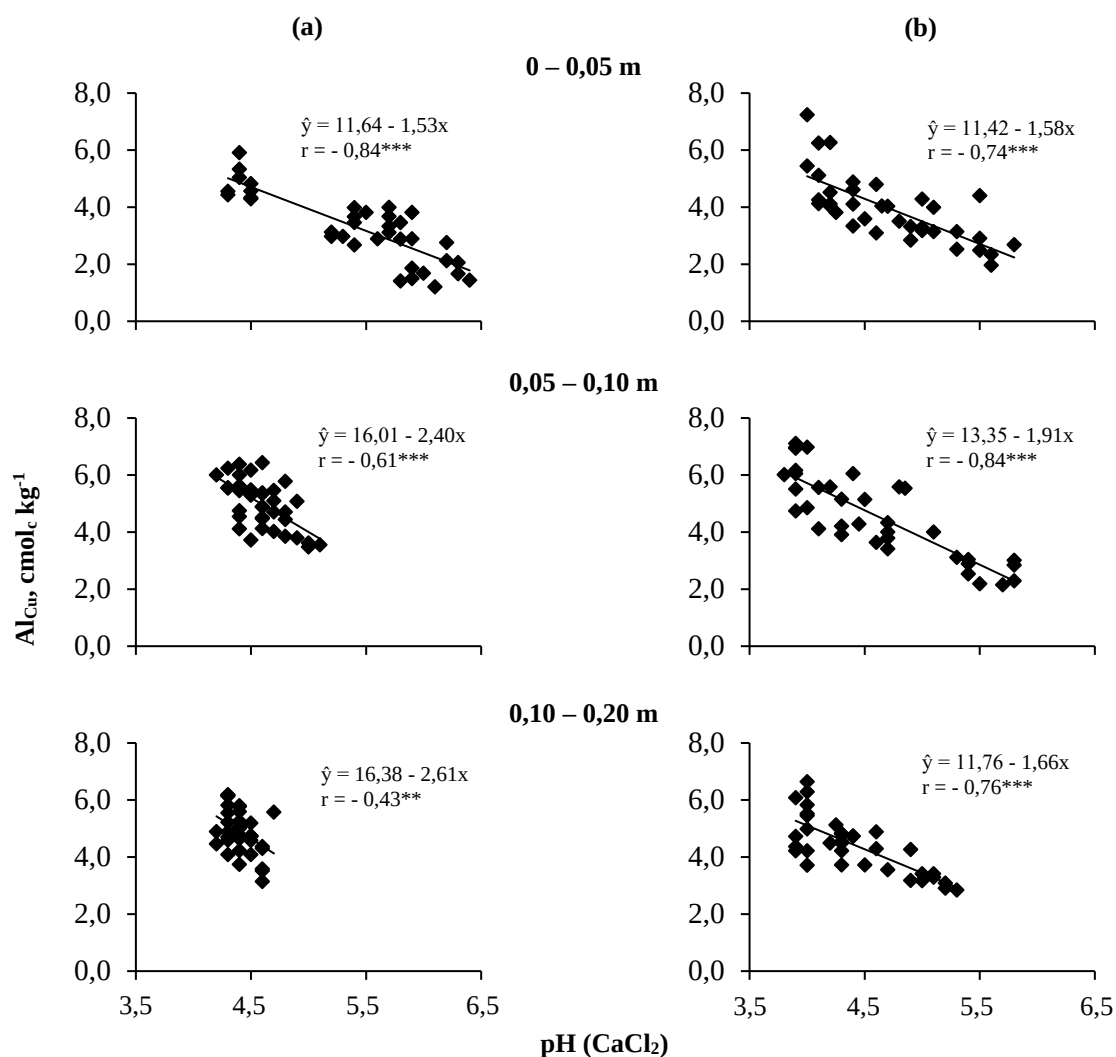


Figura 23. Relações entre os valores de pH em CaCl_2 e os teores de Al extraídos com a solução cloreto de cobre (CuCl_2) $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_{Cu}), para diferentes profundidades do solo, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. **: $P < 0,01$; ***: $P < 0,001$.

0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m). Em outros estudos também foram encontradas correlações significativas entre os teores de Al_{Cu} e o pH do solo (MENDONÇA & ROWEL, 1994, COELHO et al., 2011). Zambrosi et al. (2007) destacaram que o Al reativo determinado pela extração com CuCl_2 decresceu com o aumento do pH do solo, e que a neutralização do Al pela calagem foi dependente do teor de matéria orgânica do solo, sendo que o Al trocável foi neutralizado rapidamente, enquanto o Al não-trocável foi neutralizado lentamente. Esses autores também verificaram que, apesar da forte interação existente entre o Al e a matéria orgânica do solo, não verificaram correlação significativa ($P > 0,05$) entre eles em nenhuma

das camadas de solo estudadas, entre 0 e 0,40 m, porque a calagem reduziu os teores de Al não-trocável e não alterou os teores de matéria orgânica do solo.

A cobertura do solo influenciou os teores de Al extraídos pelo CuCl_2 somente aos 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 24). Após 2 anos da calagem (Figura 24a), os teores de Al_{Cu} variaram, na média das doses de calcário, de 3,15 a 5,07 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ao longo do perfil do solo (0 a 0,20 m), e não foram observadas alterações significativas nos teores de Al_{Cu} entre

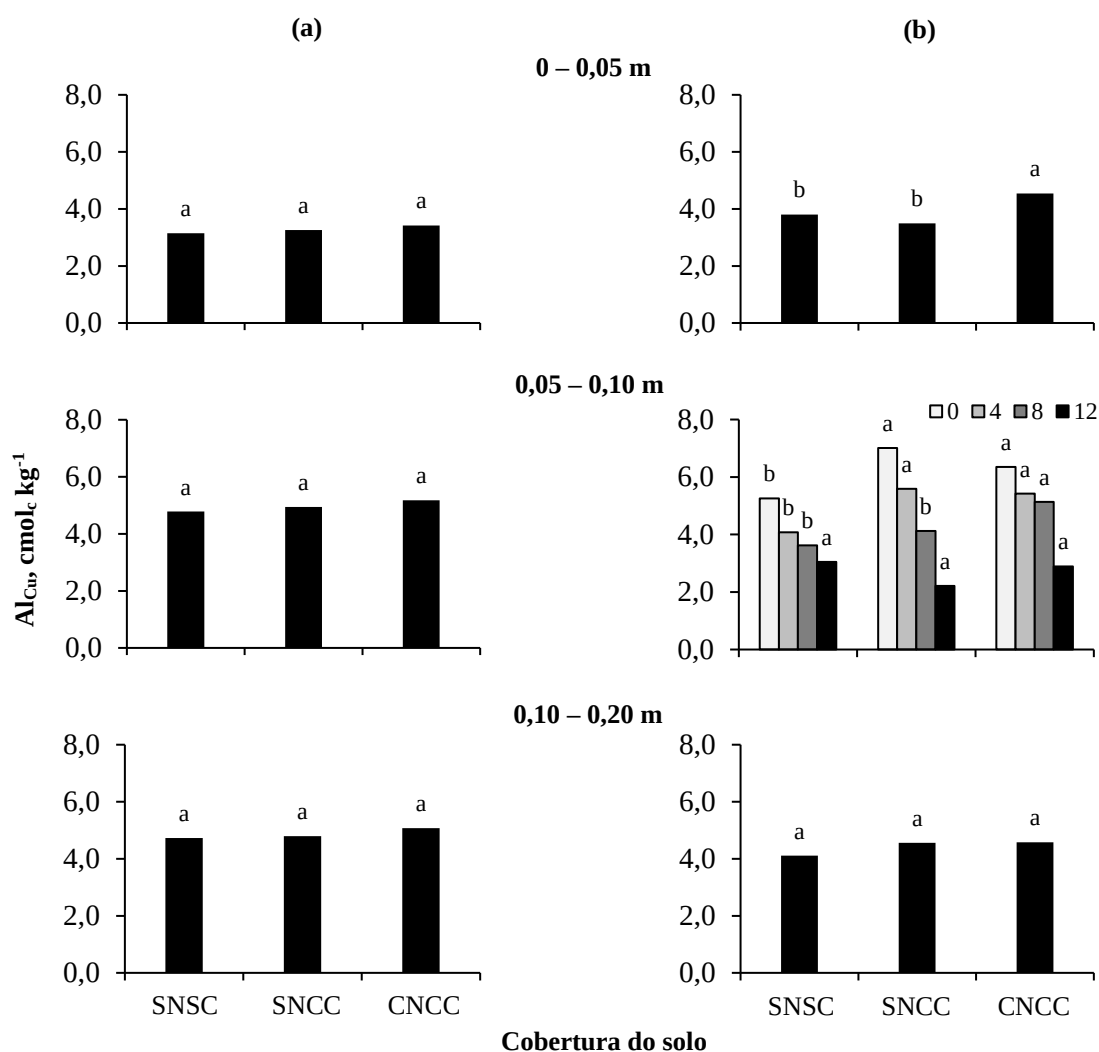


Figura 24. Teores de Al extraídos solução de cloreto de cobre (CuCl_2) 0,5 mol L^{-1} (Al_{Cu}), para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), aos 2 (a) e 10 (b) anos após a calagem. Na ausência de interação significativa entre os tratamentos calcário $\times$ cobertura do solo, os dados são médias de quatro doses de calcário e três repetições. No caso de interação significativa entre calcário $\times$ cobertura do solo, os dados são médias de três repetições para os tratamentos sem calcário ($\square$), com 4 t ha^{-1} de calcário ($\square$), com 8 t ha^{-1} de calcário ($\blacksquare$) e com 12 t ha^{-1} de calcário ($\blacksquare$). Letras iguais nas colunas de mesma cor não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

os tratamentos de cobertura do solo nas três camadas de solo estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m).

Aos 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 24b), os teores de Al_{Cu} variaram, em média, de 2,21 a 7,01 $cmol_c\ kg^{-1}$ nas camadas de solo estudadas (0 a 0,20 m), e apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos de cobertura do solo. Nessa época de amostragem, o teor de Al_{Cu} no tratamento CNCC foi maior em relação aos demais tratamentos (SNSC e SNCC), na camada mais superficial do solo (0–0,05 m). Na camada de 0,05–0,10 m, houve interação significativa entre as doses de calcário e os tratamentos de cobertura do solo. O desdobramento da interação mostrou que nas parcelas sem calcário e com 4 $t\ ha^{-1}$ de calcário, os teores de Al_{Cu} foram maiores nos tratamentos com cobertura de resíduos orgânicos (SNCC e CNCC) em relação ao tratamento sem cobertura (SNSC); nas parcelas com 8 $t\ ha^{-1}$ de calcário, o teor de Al_{Cu} no tratamento CNCC foi maior que os demais tratamentos (SNSC e SNCC); e com 12 $t\ ha^{-1}$ de calcário, não houve diferença significativa entre os tratamentos de cobertura. Na camada 0,10–0,20 m, os teores de Al_{Cu} não foram influenciados significativamente pelos tratamentos de cobertura do solo.

Os maiores teores de Al_{Cu} encontrados nos tratamentos com cobertura do solo (Figura 24b), certamente, se deve ao fato desses tratamentos terem acumulado maiores quantidades de resíduos orgânicos ao longo dos anos que, por sua vez, complexam o Al. Uma forte evidência da capacidade do $CuCl_2$ em extrair Al associado à matéria orgânica do solo foi observada por Coelho et al. (2010), os quais verificaram uma correlação significativa entre os teores de Al_{Cu} e de C-orgânico ($r = 0,69$). García-Rodeja et al. (2004) também verificaram que o teor de Al_{Cu} está fortemente correlacionado com o teor de C-orgânico ($r = 0,85$). Além disso, a extração com $CuCl_2$ permite estimar o Al associado com a matéria orgânica e que não é extraído com KCl, mas que reage com o calcário (HARGROVE e THOMAS, 1984).

5.2.2.3. Pirofosfato de sódio (Al_P)

O extrator pirofosfato de sódio ($Na_4P_2O_7$) $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ em pH 10 apresenta a capacidade de extrair formas de Al fortemente ligados a compostos orgânicos, além de remover fases amorfas ou pouco cristalinas do Al (BASCOMB, 1968; BERTSCH & BLOOM, 1996; DRABEK et al., 2003).

As doses de calcário influenciaram os teores de Al extraídos com $Na_4P_2O_7$ (Al_P), aos 2 e 10 anos após a aplicação de calcário em superfície (Figura 25). Aos 2 anos após a calagem (Figura 25a), os teores de Al_P variaram, em média, de 32,01 a 70,76 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ao longo das

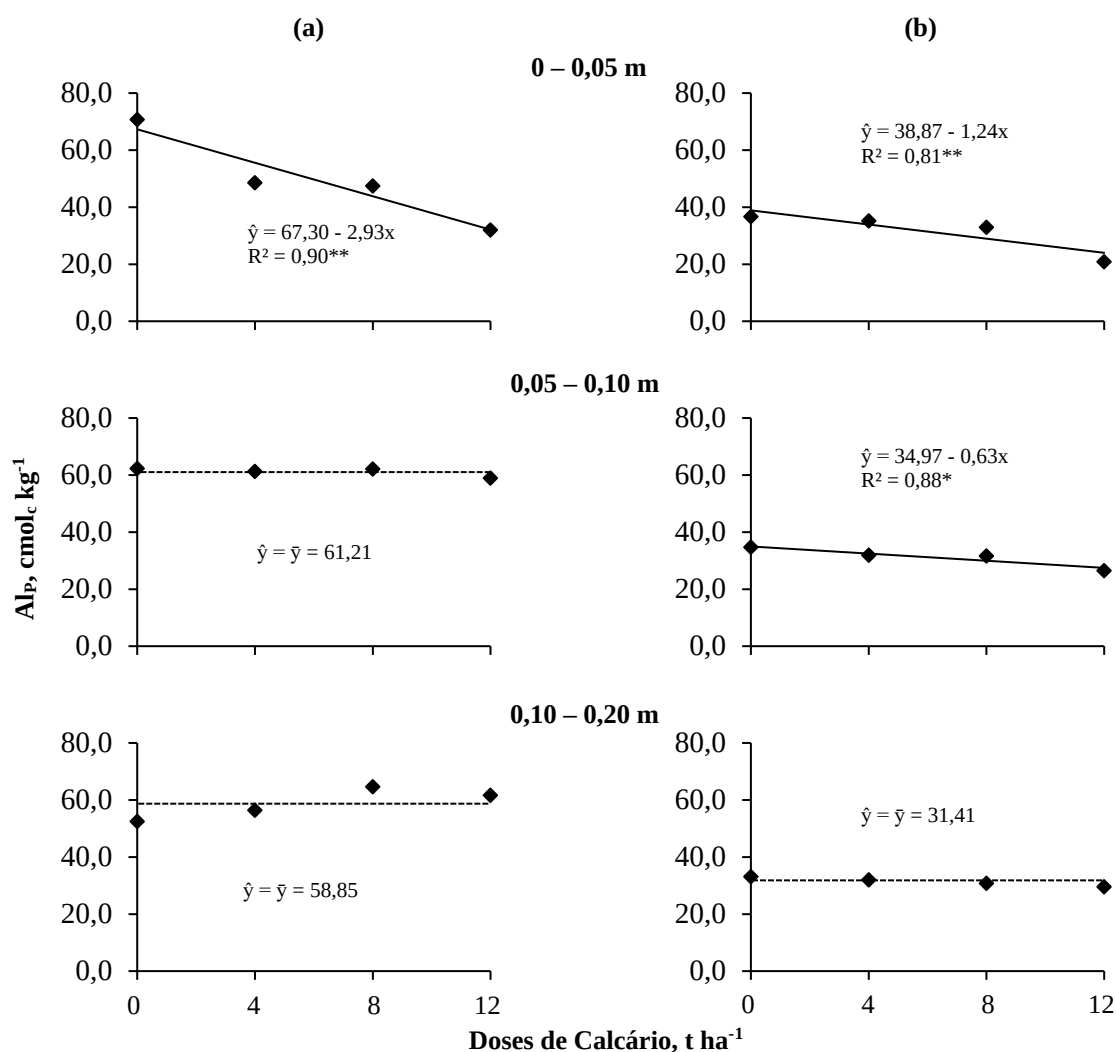


Figura 25. Teores de Al extraídos com solução de pirofosfato de sódio ($Na_4P_2O_7$) $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_P), para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. Pontos são médias de três tratamentos de cobertura do solo e três repetições. **: $P < 0,01$ e *: $P < 0,05$.

camadas de solo estudadas (0 a 0,20 m). Na camada de 0–0,05 m, os teores de Al_P reduziram linearmente com as doses de calcário aplicadas. Nas camadas de 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m, não foram encontradas diferenças significativas nos teores de Al_P em função das doses de calcário, tendo-se obtido teores médios de 61,21 e 58,85 $cmol_c\ kg^{-1}$, respectivamente.

Aos 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 25b), os teores de Al_P variaram, em média, de 20,87 a 36,67 $cmol_c\ kg^{-1}$ ao longo do perfil do solo (0 a 0,20 m). Nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,10 m, os teores de Al_P foram reduzidos linearmente com as doses de calcário, sendo que essa redução ocorreu em maior magnitude na camada mais superficial do solo (0–0,05 m). Na camada de 0,10–0,20 m, os teores de Al_P não foram influenciados pelas doses de calcário, tendo-se obtido teor médio de 31,41 $cmol_c\ kg^{-1}$. Jarvis (1986) observou que a adição de calcário nas doses de 800, 1600 e 2800 mg de $CaCO_3\ kg^{-1}$ de solo elevou o pH ($CaCl_2$) na superfície do solo para 4,4, 4,9 e 5,3, respectivamente, e reduziu o teor de Al extraído com $Na_4P_2O_7$.

A influência do pH do solo nos teores de Al extraídos com pirofosfato de sódio pode ser observada na Figura 26. Os teores de Al_P estiveram negativamente correlacionados com o pH ($CaCl_2$) do solo na camada de 0–0,05 m ($P < 0,001$), após 2 anos da calagem (Figura 26a), e nas camadas de 0–0,05 ($P < 0,001$), 0,05–0,10 ($P < 0,001$) e 0,10–0,20 m ($P < 0,01$), após 10 anos da calagem (Figura 26b). As correlações mais estreitas foram observadas nas camadas mais superficiais do solo.

Vendrame et al. (2011) observaram por meio de análise multivariada que os autovetores de pH e Al_P estavam na mesma direção do autovetor do C-orgânico, e isso se deve ao fato de o aumento no pH do solo gerar cargas negativas na matéria orgânica, pela dissociação dos radicais carboxílicos e fenólicos. Isto pode resultar no aumento dos valores de Al_P que é a forma de óxido de Al complexado pela matéria orgânica do solo. A calagem, particularmente com o calcário mais fino, parece atuar sobre a matéria orgânica, aumentando

sua capacidade de complexação, o que promove a formação de complexos de Al com baixa ou média estabilidade, favorecendo ao longo do tempo a precipitação de compostos inorgânicos (ÁLVAREZ, et al., 2009).

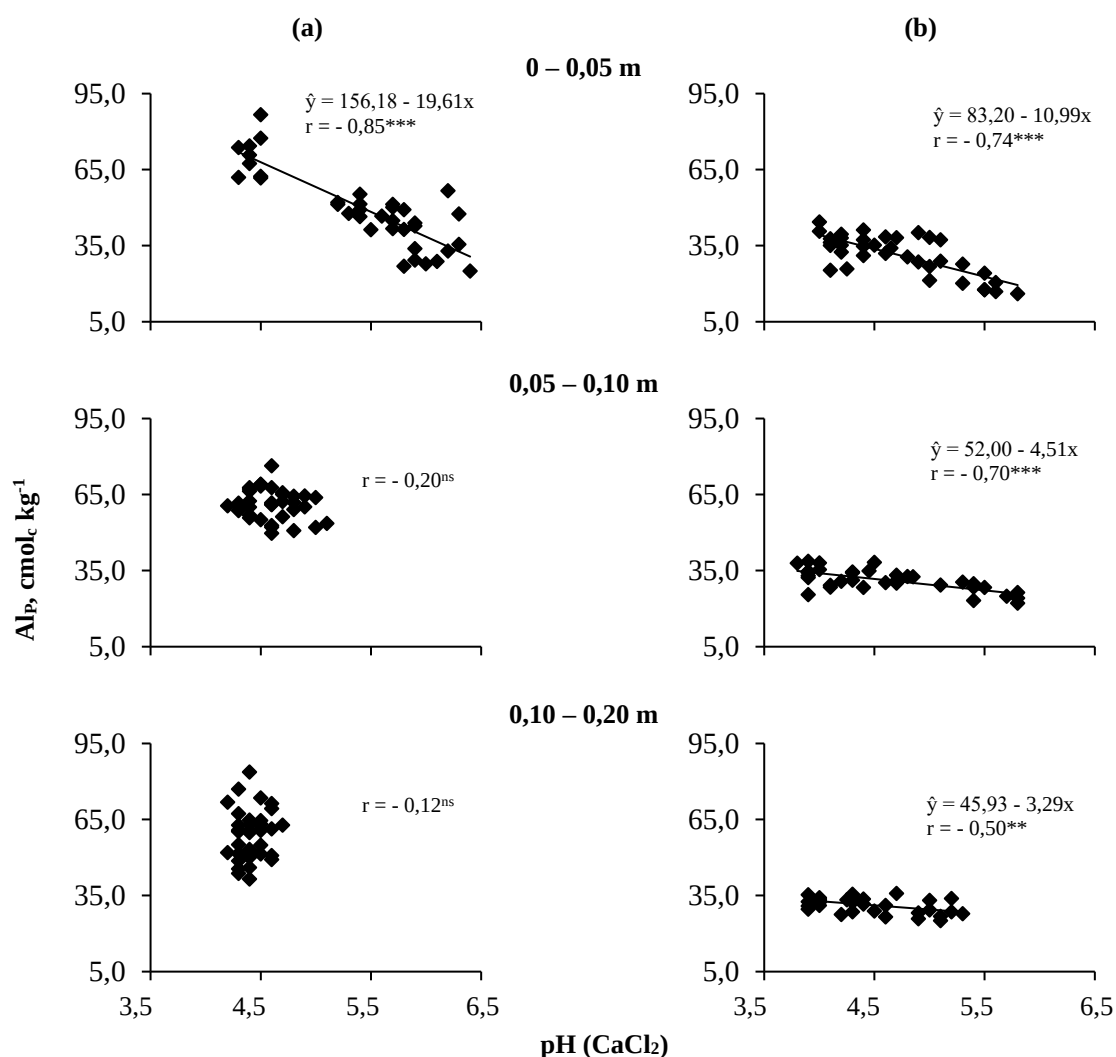


Figura 26. Relações entre os valores de pH em CaCl_2 e os teores de Al extraídos com solução de pirofosfato de sódio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_P), para diferentes profundidades do solo, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. ns: não significativo; **: $P < 0,01$; ***: $P < 0,001$.

Os tratamentos de cobertura do solo influenciaram os teores de Al_P no solo, aos 2 e 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 27). Aos 2 anos após a calagem (Figura 27a), os teores de Al_P variaram, na média das doses de calcário, de 46,19 a 64,77 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ nas diferentes profundidades até 0,20 m. Nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,10 m, o tratamento CNCC apresentou maiores teores de Al_P em relação ao tratamento SNSC, e isso, certamente,

se deve ao maior acúmulo de compostos orgânicos no tratamento CNCC, proporcionando a complexação do Al ligado fortemente a esses compostos. Na camada de 0,10–0,20 m, não houve diferenças significativas nos teores de Al_P entre os tratamentos de cobertura de solo.

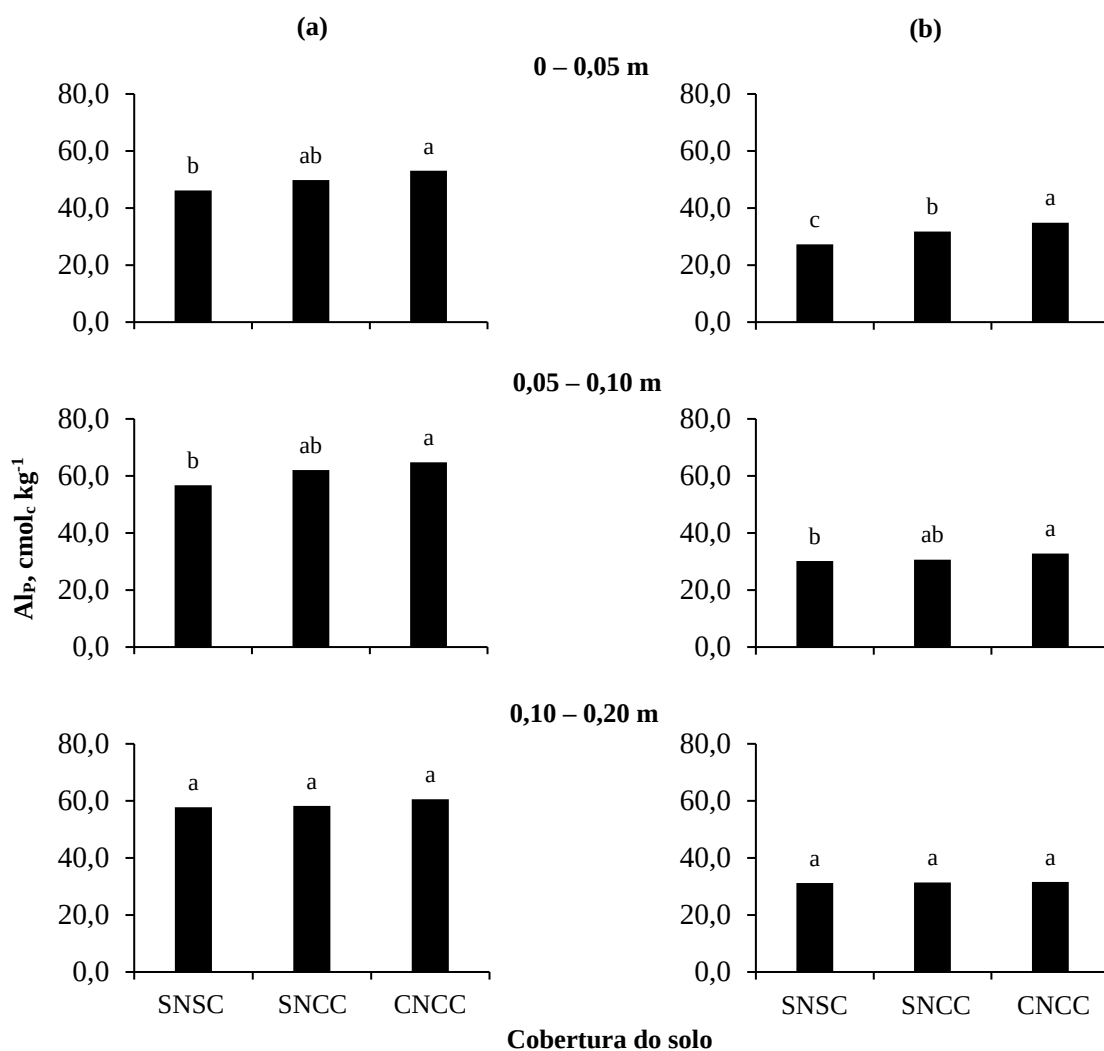


Figura 27. Teores de Al extraídos com solução de pirofosfato de sódio ($Na_4P_2O_7$) 0,1 mol L⁻¹ (Al_P), para diferentes profundidades do solo, considerando as formas de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), aos 2 (a) e 10 (b) anos após a calagem. Dados são médias de quatro doses de calcário e três repetições. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

Após 10 anos da calagem (Figura 27b), os teores de Al_P variaram, na média das doses de calcário, de 27,24 a 34,89 cmol_c kg⁻¹ ao longo do perfil do solo (0 a 0,20 m). Na camada de 0–0,05 m, o tratamento CNCC apresentou o maior teor de Al_P , seguido pelo tratamento SNCC, sendo que este último apresentou teor maior que o tratamento SNSC. Na

camada de 0,05–0,10 m, houve diferença significativa somente entre os tratamentos SNSC e CNCC, sendo que o tratamento com CNCC apresentou maior teor de Al_p em relação ao tratamento SNSC. Na camada de 0,10–0,20 m, não houve diferenças significativas entre os tratamentos de cobertura para os teores de Al_p .

Zysset et al. (1999) apud Parfitt (2009) investigaram a capacidade de extração e solubilidade de Al em seis horizontes de um solo típico da Suíça. As extrações com pirofosfato de sódio indicaram que nos horizontes superiores, o Al reativo estava principalmente ligado à matéria orgânica do solo, enquanto nos horizontes mais inferiores, onde a imogolita estava presente, o Al era inorgânico. O mesmo efeito foi observado no presente estudo, em que até a camada de 0,10 m, possivelmente houve o efeito da matéria orgânica na complexação do Al, e abaixo dessa camada, o teor de Al_p não foi influenciado pelos tratamentos de cobertura do solo (Figura 27).

Como o sistema plantio direto aumenta os teores de matéria orgânica ao longo do tempo, especialmente nas camadas superficiais do solo (LOVATO et al., 2004), a quantidade de Al complexado pela matéria orgânica mostra-se de acentuada importância no estudo do Al em tal sistema.

Sabe-se que o pirofosfato de sódio extrai preferencialmente os óxidos de Al ligados à matéria orgânica e, portanto, os teores de Al extraídos variam principalmente em função da quantidade de compostos orgânicos presente no solo (PARFITT & CHILDS, 1988). Neste estudo, ocorreu maior acúmulo de resíduos orgânicos nos tratamentos com cobertura do solo, os quais podem ter favorecido a complexação do Al com os compostos orgânicos (Figura 27). De acordo com Coelho et al. (2010), pelo alto grau de correlação existente entre o Al_p e o C-orgânico, o pirofosfato de sódio extrai o Al ligado a compostos orgânicos. Drabek et al. (2003) também relataram que o pirofosfato de sódio é um extrator adequado para avaliar o Al ligado fortemente a compostos orgânicos.

Coelho et al. (2011) comentam que o Al complexado à matéria orgânica pode ser melhor caracterizado por meio de extração com CuCl_2 e LaCl_3 . No entanto, o CuCl_2 é mais efetivo na remoção de Al dos complexos orgânicos do que o LaCl_3 (OATES & KAMPRATH, 1983). A interpretação dos resultados obtidos em solos minerais com respeito ao Al associado à matéria orgânica é dificultada porque o CuCl_2 pode, pelo menos parcialmente, extrair Al-hidróxi entre camadas e da superfície dos minerais de argila. Hargrove e Thomas (1984) observaram que o LaCl_3 é muito eficaz na remoção de espécies de Al menos hidroxiladas e menos polimerizadas de solos ricos em matéria orgânica, enquanto a extração com KCl não inclui o Al reativo associado à matéria orgânica. Bloom et al. (1979) sugeriram que o LaCl_3 é mais eficiente que o KCl na extração de Al complexado pela matéria orgânica do solo. A quantidade removida por KCl é pequena e geralmente é $< 10\%$ do total.

O CuCl_2 e o LaCl_3 apesar de serem menos eficientes do que o pirofosfato de sódio na sua capacidade extratora, apresentam maior seletividade para determinação dos teores de Al organicamente complexados, mesmo em solos que reconhecidamente apresentem Al inorgânico (COELHO et al., 2010). Para estas soluções extratoras, pode-se constatar que o lantânio e o cobre têm maior capacidade de deslocar o Al, possivelmente por atuar nas entre-camadas das argilas ou nos complexos Al-húmus da matéria orgânica, além dos sítios trocáveis. Quando se comparam os teores de Al extraídos por estes métodos com os teores de C-orgânico, verifica-se que em solos com maiores ou menores teores de C-orgânico, o CuCl_2 desloca mais Al, seguido pelo LaCl_3 e KCl (CABALLERO et al., 2015). Esses autores destacam ainda que o fato de a extração de Al pelo LaCl_3 revelar teores sempre menores é indicativo de que este extrator desloca as formas de Al mais fracamente complexadas por compostos orgânicos e também o Al que se encontra retido com baixo grau de afinidade a fases inorgânicas.

Auxtero et al. (2012) verificaram que as concentrações de Al determinadas por vários extratores ocorreram na seguinte ordem: CuCl_2 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ > LaCl_3 $0,33 \text{ mol L}^{-1}$ > KCl 1 mol L^{-1} , com teores variando de 1,8 a 13,5, 1,3 a 4,4 e 0,7 a 3,0 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, respectivamente. Coelho et al. (2010) observaram que os extratores CuCl_2 e LaCl_3 foram mais seletivos na determinação das formas de Al orgânico, cuja ordem de extração foi: Al (pirofosfato) > Al (CuCl_2) > Al (LaCl_3). No presente estudo, observou-se que a distribuição do Al determinada pelos extratores, aos 2 e 10 anos após a calagem, seguiu a seguinte ordem: Al (pirofosfato) > Al (CuCl_2) > Al (LaCl_3) > Al (KCl).

Takahashi et al. (2006), em um estudo com calcário, observaram que a redução do Al (CuCl_2) foi sempre maior que a redução do Al (KCl), de forma que a redução do Al (CuCl_2) não pode ser explicada apenas pela diminuição do Al (KCl) trocável. Nesse estudo, os teores de Al (pirofosfato) também foram reduzidos significativamente com a aplicação de calcário. Estes resultados indicaram que não apenas o Al trocável, mas também uma parte do Al organicamente complexado foi reduzido com a calagem. Considera-se que alguns íons de Al nos complexos de Al-húmus foram removidos e precipitados em formas inorgânicas de $\text{Al}(\text{OH})_3$.

Considerando o que foi exposto, acredita-se que efeitos semelhantes tenham ocorrido no presente estudo, quando se faz uma análise das alterações obtidas no comportamento do Al nas duas épocas de amostragem do solo (2 e 10 anos após a aplicação de calcário) em relação aos diferentes extratores. Observou-se uma grande redução no teor de Al_p no segundo período de amostragem (10 anos após a aplicação de calcário), possivelmente pela precipitação do Al em formas inorgânicas de $\text{Al}(\text{OH})_3$. Uma parte deste Al também pode ter sido complexada pelas formas mais lábeis da matéria orgânica, extraído com o LaCl_3 , conforme constatado pelo aumento ocorrido nos teores de Al_{La} de 2 para 10 anos após a calagem. Com isso, pode-se concluir que não é apenas o tratamento com calcário ou o tratamento de cobertura do solo

que atua sobre a química do Al, mas sim um conjunto de fatores. Em solos tropicais e subtropicais, a matéria orgânica apresenta uma estreita relação com os demais atributos físicos, químicos e biológicos do solo. Assim, o manejo sustentável da matéria orgânica do solo é fundamental para a manutenção da capacidade produtiva do solo em longo prazo (CIOTTA et al., 2003). A rotação e a diversificação de culturas são determinantes da quantidade e da qualidade dos resíduos orgânicos, influenciando diretamente na dinâmica da matéria orgânica do solo, nos diferentes ecossistemas. As alterações nos estoques da matéria orgânica do solo são lentas, o que, associado a curtos períodos experimentais, dificulta a visualização do seu comportamento a médio e longo prazo (BAYER et al., 2000).

5.2.3. Alumínio – Alofana e Imogolite

As formas de baixa cristalinidade e amorfas de compostos de Fe e Al são comumente quantificadas com a solução de oxalato de amônio $[(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}]$ $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ em pH 3, no escuro (SCHWERTMANN, 1964).

As doses de calcário apresentaram pouca influência sobre os teores de Al extraídos com o oxalato ácido de amônio (Al_O) (Figura 28). Aos 2 anos após a calagem (Figura 28a), os teores de Al_O variaram, em média, de 16,66 a 23,21 $\text{cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ ao longo do perfil do solo (0 a 0,20 m). Na camada de 0–0,05 m, o teor de Al_O não foi influenciado pelas doses de calcário, apresentando teor médio de 17,68 $\text{cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$. Nas camadas de 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m, houve aumento linear nos teores de Al_O com o aumento das doses de calcário.

Aos 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 28b), os teores de Al_O variaram, em média, de 20,83 a 22,59 $\text{cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ ao longo do perfil do solo (0 a 0,20 m), e não foram influenciados significativamente pelas doses de calcário, nas três camadas de solo estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m).

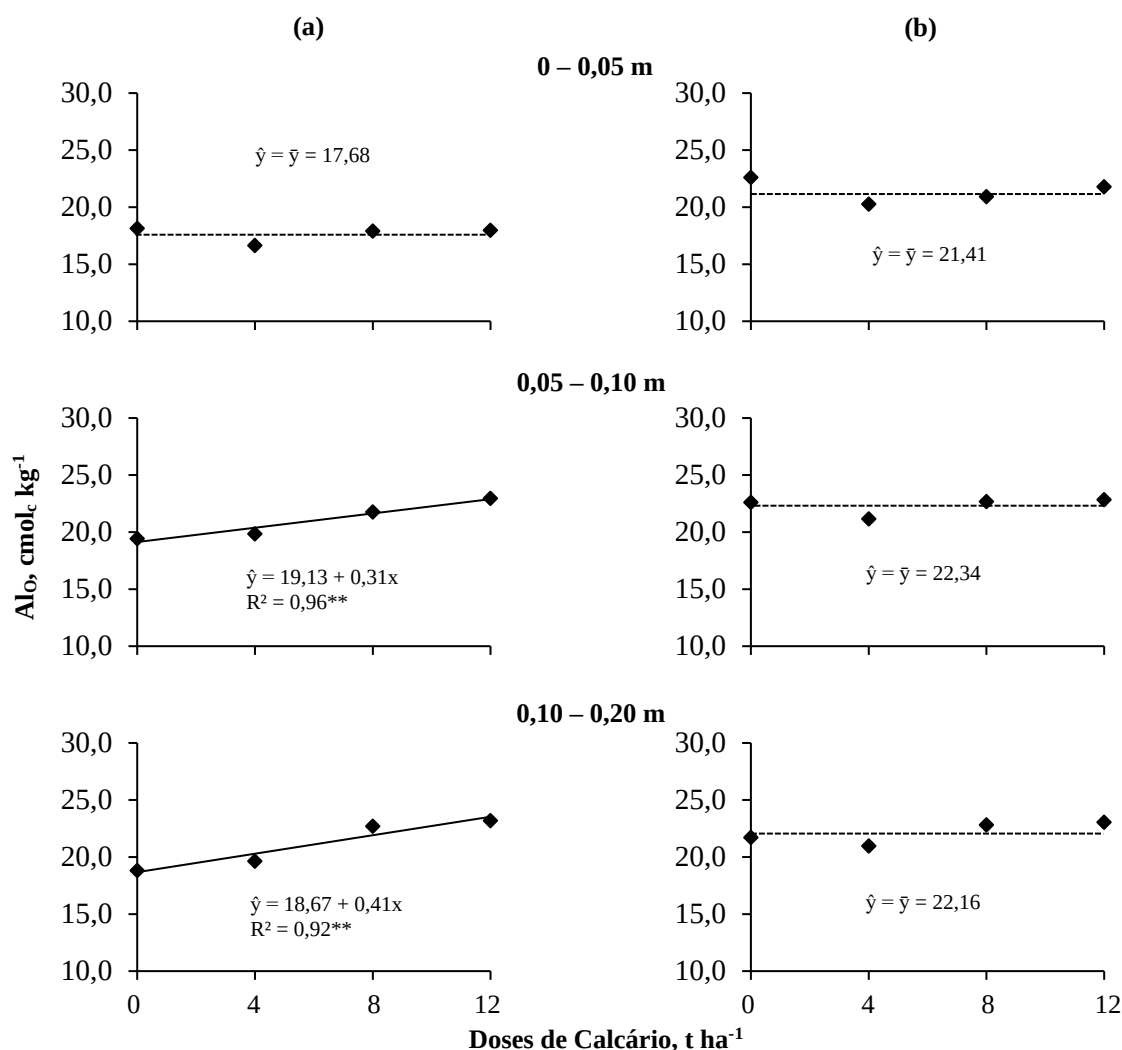


Figura 28. Teores de Al extraídos com solução de oxalato de amônio $[(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}]$ $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ (AlO), para diferentes profundidades do solo, considerando as doses de calcário na superfície, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. Pontos são médias de três tratamentos de cobertura do solo e três repetições. **: $P < 0,01$.

Spera et al. (2008) verificaram que a calagem diminuiu a micro e a macroporosidade, a condutividade hidráulica saturada, os teores de matéria orgânica e de Al trocável, e aumentou a densidade do solo, o pH e os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis, além de ter aumentado o teor de argila dispersa em água. Roth & Pavan (1991) também observaram que a correção da acidez do solo por meio da calagem aumentou o teor de argila dispersa em água. O ambiente com alto pH induzido pela adição de calcário, particularmente com incorporação, promove a dissolução dos constituintes de aluminossilicatos nos minerais de argila (RUSSO, 2016). Esse efeito poderia explicar o aumento no teor de AlO ocorrido nas camadas de 0,05–

0,10 e 0,10–0,20 m com a aplicação superficial de calcário (Figura 28a). Cabe destacar que os efeitos mais pronunciados da calagem superficial no pH do solo, após 2 anos da aplicação, ocorreram na camada de 0–0,05 m. No entanto, nessa camada de solo mais superficial (0–0,05 m) também ocorre maior concentração de Al complexado com a matéria orgânica. Por outro lado, Roth & Pavan (1991) observaram que, após um período de 6 meses, os efeitos negativos da calagem na dispersão da argila foram revertidos devido à nova flocculação dos coloides. A alta concentração de Ca^{2+} e a elevada força iônica podem resultar na compressão da dupla camada e, com isso, diminuir a força repulsiva entre as partículas do solo, melhorando a agregação do solo (ROTH & PAVAN, 1991). Esse comportamento pode explicar o desaparecimento dos efeitos da calagem sobre os teores de Al_O após 10 anos da aplicação de calcário (Figura 28b). De qualquer forma, pode-se considerar que as alterações nos teores de Al_O com as doses de calcário aplicadas na superfície foram de pequena magnitude e não devem ter ocasionado modificações importantes no comportamento do Al no solo. No estudo de Takahashi et al. (2006) ficou demonstrado que os teores de Al_O não foram amplamente alterados com a calagem para a maioria das amostras de solo.

As correlações entre os teores de Al_O e o pH do solo foram positivas e significativas ($P < 0,001$) e somente ocorreram aos 2 anos após a aplicação de calcário nas camadas de 0,05–0,10 ($r = 0,72$) e 0,10–0,20 m ($r = 0,58$), (Figura 29a). Fernández-Sanjurjo et al. (1995) utilizando o oxalato de amônio para a extração do Al não cristalino, também observaram aumento na concentração de complexos de Al após a calagem. Os autores comentam que o aumento nas taxas de saturação para gibbsita e caulinita indicam certa tendência à precipitação inorgânica nas parcelas que receberam as maiores doses de calcário. Aos 10 anos após a aplicação de calcário não houve correlação significativa entre os teores de Al_O e o pH do solo nas três camadas de solo estudadas ((Figura 29b), corroborando com os resultados encontrados em outros estudos (TAKAHASHI et al., 2006).

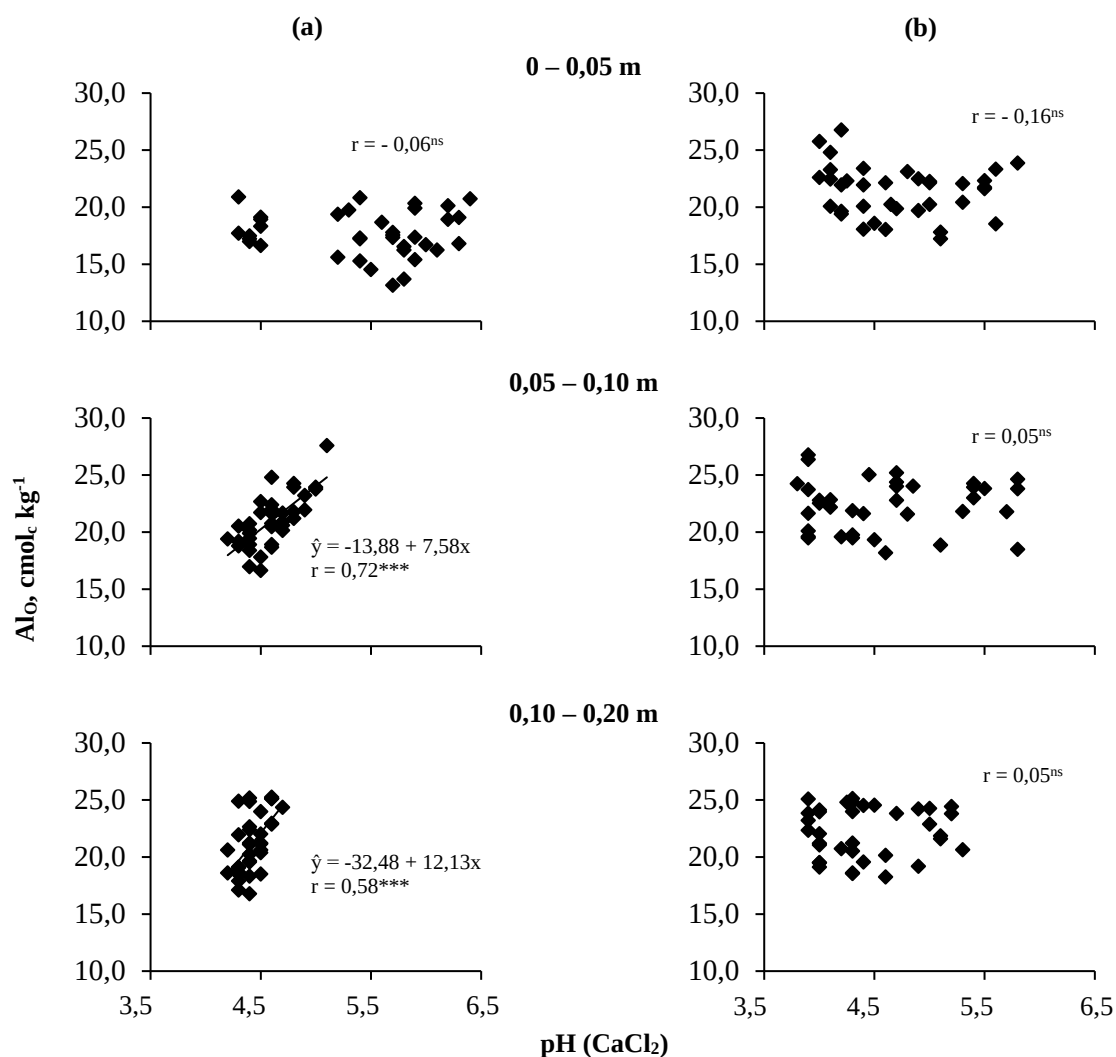


Figura 29. Relações entre os valores de pH em CaCl_2 e os teores de Al extraídos com solução de oxalato de amônio $[(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}]$ $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_O), para diferentes profundidades do solo, aos 2 (a) e 10 anos (b) após a calagem. ns: não significativo; ***: $P < 0,001$.

A cobertura do solo também exerceu pouca influência nos teores de Al_O no solo (Figura 30). Aos 2 anos após a aplicação de calcário (Figura 30a), os teores de Al_O variaram, na média das doses de calcário, de $17,28$ a $21,46 \text{ cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ nas diferentes camadas de solo (0 a $0,20 \text{ m}$). Nas camadas de $0-0,05$ e $0,05-0,10 \text{ m}$, não foram observadas diferenças significativas nos teores de Al_O entre os tratamentos de cobertura do solo. Na camada de $0,10-0,20 \text{ m}$, o tratamento SNSC apresentou maior teor de Al_O em relação ao tratamento CNCC, provavelmente devido à ausência de cobertura no solo. No tratamento com maior quantidade de resíduos orgânicos de cobertura do solo (CNCC), o Al pode ter sido complexado pela

matéria orgânica (MIYAZAWA et al., 1993; FRANCHINI et al., 1999), não sendo extraído pelo oxalato de amônio.

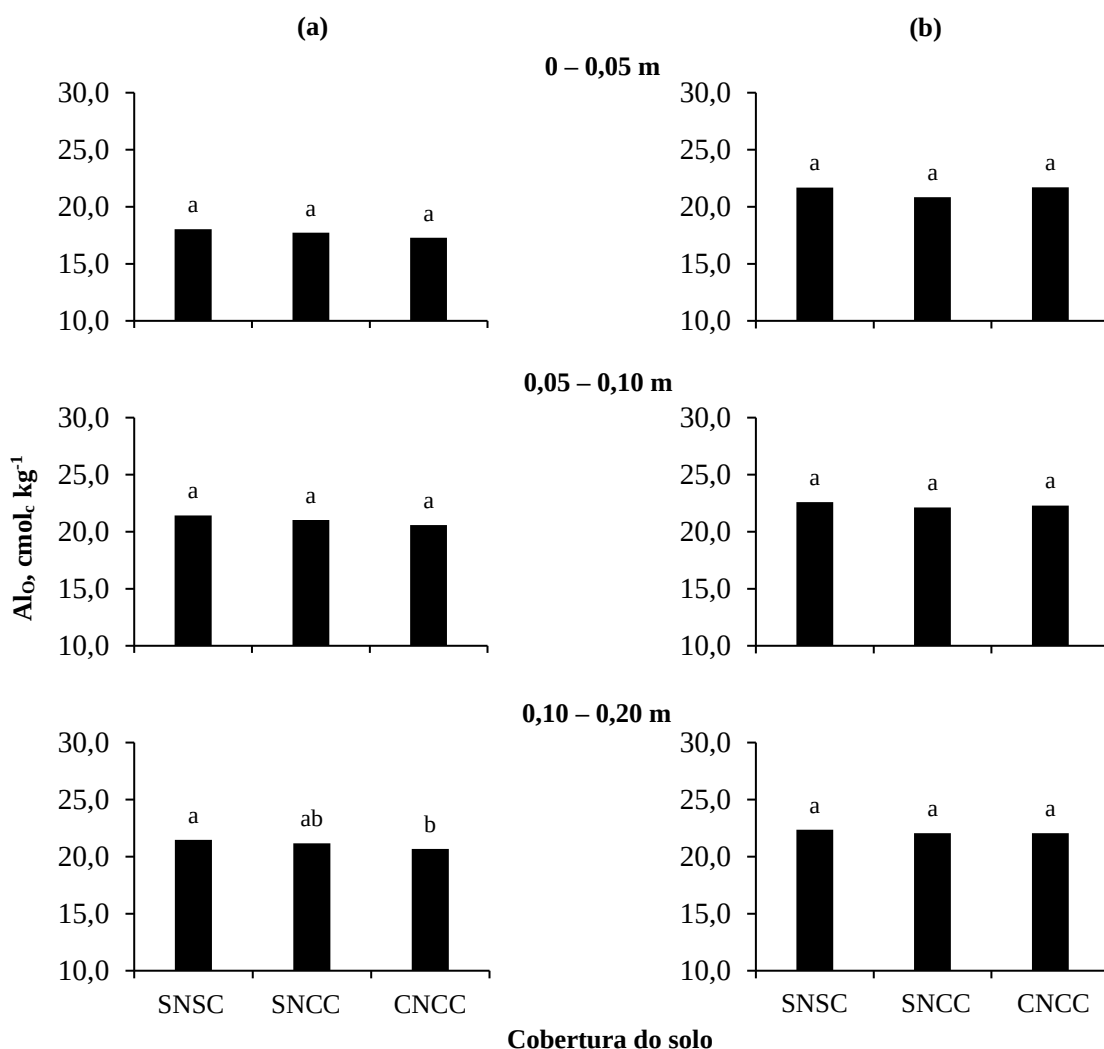


Figura 30. Teores de Al extraídos com solução de oxalato de amônio $[(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}]$ $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ (Al_O), para diferentes profundidades do solo, considerando os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), aos 2 (a) e 10 (b) anos após a calagem. Dados são médias de quatro doses de calcário e três repetições. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

Aos 10 anos após a aplicação de calcário (Figura 30b), os teores de Al_O variaram, na média das doses de calcário, de 20,83 a 22,59 $\text{cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ ao longo do perfil do solo estudado (0 a 0,20 m), e não foram alterados significativamente pelos tratamentos de cobertura do solo, nas três camadas de solo estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m).

Os altos teores de Al quantificados nos extratos de oxalato de amônio indicam participação expressiva de formas inorgânicas amorfas ou de baixa cristalinidade de compostos de Al no solo estudado. Porém, os teores de Al extraídos com o oxalato de amônio ainda foram menores quando comparados com os teores de Al extraídos pelo pirofosfato de sódio. Skjemstad et al. (1992) sugeriram que o oxalato de amônio não é apto para extrair o Al de complexos orgânicos insolúveis em meio ácido.

Como no presente estudo os extratores utilizados para a determinação do Al apresentaram diferentes forças de extração, foi possível determinar o grau de estabilidade dos complexos do Al com a matéria orgânica do solo.

5.3. ESTABILIDADE DO ALUMÍNIO COM A MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

García-Rodeja et al. (2004) estabeleceram os seguintes parâmetros para avaliar a interação do Al com a matéria orgânica do solo (MOS), em ordem decrescente de estabilidade: $Al_p - Al_{Cu} > Al_{Cu} - Al_{La} > Al_{La} - Al_{KCl}$. Assim, maiores valores de diferença entre os teores obtidos pelos diferentes extratores representam maior estabilidade da interação Al-MOS (URRUTIA et al., 1995).

Baseado nessas relações, pode-se observar na Tabela 4 que os menores valores de diferença entre as formas de Al, aos 2 anos após a calagem, corresponderam àqueles de baixa estabilidade da interação Al-MOS ($Al_{La} - Al_{KCl}$). A maioria dos valores, nessa época de amostragem, foram negativos, mostrando que havia uma maior concentração de Al na forma trocável (Al_{KCl}) do que complexado fracamente pela MOS (Al_{La}). Essa característica foi observada, principalmente na ausência de calcário e, com o aumento das doses de calcário, a concentração de Al_{KCl} diminuiu (Figura 16a), fazendo com que os valores da ligação de baixa estabilidade entre o Al e a MOS se tornassem positivos gradativamente, nas três profundidades estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m). Por causa disso, os resultados

estatísticos referentes a baixa estabilidade da interação Al-MOS, aos 2 anos após a calagem, foram desconsiderados.

Aos 10 anos após a aplicação de calcário (Tabela 5), observou-se que os valores de ligação Al-MOS de baixa estabilidade foram maiores em relação a primeira época de amostragem (2 anos) nas três camadas de solo (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m). No entanto, com o aumento das doses de calcário, o conteúdo de Al-MOS de baixa estabilidade foi

Tabela 4. Grau de estabilidade da interação do Al com a matéria orgânica do solo (MOS) e a relação Al_P/Al_O em função de doses de calcário, para diferentes profundidades do solo, após 2 anos da calagem.

Baixa estabilidade de Al-MOS ($Al_{La} - Al_{KCl}$)			
Doses de calcário	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
t ha ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹		
0	-0,19	-0,47	-0,55
4	0,16	-0,16	-0,50
8	0,02	0,01	-0,13
12	0,05	0,16	-0,18
Efeito	ns	ns	ns
Média estabilidade de Al-MOS ($Al_{Cu} - Al_{La}$)			
Doses de calcário	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
t ha ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹		
0	4,04	4,69	4,57
4	3,24	4,64	4,52
8	3,20	4,26	4,15
12	1,62	3,46	3,48
Efeito	(L) R ² = 0,87**	(L) R ² = 0,86**	(L) R ² = 0,88**
Alta estabilidade de Al-MOS ($Al_P - Al_{Cu}$)			
Doses de calcário	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
t ha ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹		
0	65,94	56,83	47,18
4	45,14	55,97	51,27
8	44,28	57,24	59,84
12	30,34	54,96	57,68
Efeito	(L) R ² = 0,90**	ns	ns
Relação Al_P/Al_O			
Doses de calcário	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
t ha ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹		
0	3,92	3,21	2,80
4	2,94	3,13	2,88
8	2,67	2,90	2,89
12	1,80	2,59	2,67
Efeito	(L) R ² = 0,96**	(L) R ² = 0,95*	ns

($Al_{La}-Al_{KCl}$): diferença do Al extraído com cloreto de lantânio e cloreto de potássio; ($Al_{Cu}-Al_{La}$): diferença do Al extraído com cloreto de cobre e cloreto de lantânio; (Al_P-Al_{Cu}): diferença do Al extraído com pirofosfato de sódio e cloreto de cobre; relação Al_P/Al_O : divisão do Al extraído com pirofosfato de sódio pelo Al extraído com oxalato de amônio. ns: não significativo; *: significativo a $P < 0,05$; **: significativo a $P < 0,01$.

reduzido nas camadas de 0–0,05 e 0,10–0,20 m, e aumentado, conforme o modelo quadrático, na camada de 0,05–0,10 m.

Em relação a ligação de Al-MOS de média estabilidade, determinados pela diferença entre Al_{Cu} e o Al_{La} , notou-se que houve aumento desses valores em relação àqueles de baixa estabilidade de Al-MOS, aos 2 e aos 10 anos após a aplicação de calcário (Tabela 4 e 5). Aos 2 anos após a calagem (Tabela 4), observou-se que, independentemente da profundidade

Tabela 5. Grau de estabilidade da interação do Al com a matéria orgânica do solo (MOS) e a relação Al_P/Al_O em função de doses de calcário, para diferentes profundidades do solo, após 10 anos da calagem.

Baixa estabilidade de Al-MOS ($Al_{La} - Al_{KCl}$)			
Doses de calcário	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
t ha ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹		
0	2,07	1,07	2,55
4	1,70	1,48	1,41
8	0,95	1,04	0,88
12	0,27	0,33	0,81
Efeito	(L) R ² = 0,98**	(Q) R ² = 0,98**	(Q) R ² = 0,99**
Média estabilidade de Al-MOS ($Al_{Cu} - Al_{La}$)			
Doses de calcário	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
t ha ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹		
0	2,23	3,43	1,31
4	2,12	2,69	2,13
8	2,46	3,04	3,10
12	2,58	2,35	2,32
Efeito	ns	(L) R ² = 0,65**	(Q) R ² = 0,89**
Alta estabilidade de Al-MOS ($Al_P - Al_{Cu}$)			
Doses de calcário	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
t ha ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹		
0	31,43	28,52	27,69
4	31,05	26,93	27,51
8	28,97	27,37	26,38
12	18,02	23,81	26,41
Efeito	(L) R ² = 0,74**	ns	ns
Relação Al_P/Al_O			
Doses de calcário	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
t ha ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹		
0	1,63	1,55	1,54
4	1,76	1,53	1,54
8	1,58	1,41	1,36
12	0,96	1,16	1,29
Efeito	(Q) R ² = 0,99*	(L) R ² = 0,86*	(L) R ² = 0,88*

($Al_{La} - Al_{KCl}$): diferença do Al extraído com cloreto de lantânio e cloreto de potássio; ($Al_{Cu} - Al_{La}$): diferença do Al extraído com cloreto de cobre e cloreto de lantânio; ($Al_P - Al_{Cu}$): diferença do Al extraído com pirofosfato de sódio e cloreto de cobre; relação Al_P/Al_O : divisão do Al extraído com pirofosfato de sódio pelo Al extraído com oxalato de amônio. ns: não significativo; *: significativo a $P < 0,05$; **: significativo a $P < 0,01$.

estudada (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m), ocorreu uma redução linear da ligação de média estabilidade entre o Al e a MOS com o aumento das doses de calcário. Essa redução pode ter sido ocasionada pela diminuição do Al extraído com LaCl_3 (Figura 19a), e principalmente pela diminuição do Al extraído pelo CuCl_2 com o aumento das doses de calcário (Figura 22a), reduzindo a estabilidade da ligação Al-MOS. Aos 10 anos após a calagem (Tabela 5), os valores de ligação Al-MOS de média estabilidade foram maiores que os de baixa estabilidade. Na camada de 0–0,05 m, os valores da ligação Al-MOS de média estabilidade não foram influenciados pela calagem. Na camada de 0,05–0,10 m, ocorreu uma redução linear dos valores da ligação Al-MOS de média estabilidade com o aumento das doses de calcário, e na camada de 0,10–0,20 m houve um aumento, de acordo com o modelo quadrático, dos valores da ligação Al-MOS de média estabilidade com o aumento das doses de calcário.

Os maiores valores da ligação Al-MOS corresponderam às formas mais estáveis da interação ($\text{Al}_P - \text{Al}_{Cu}$), como foi observado aos 2 e 10 anos após a aplicação de calcário (Tabela 4 e 5). Tanto aos 2 como aos 10 anos após a calagem, foi observado que somente na camada de 0–0,05 m, os valores da ligação Al-MOS de alta estabilidade foram reduzidos linearmente com o aumento das doses de calcário. Nas camadas de 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m, não foram observadas diferenças significativas na estabilidade da ligação Al-MOS com a aplicação de calcário.

Takahashi et al. (2006) também verificaram reduções nas quantidades de Al_{KCl} , Al_{Cu} e Al_P após a calagem. A diminuição do Al_{Cu} sempre excedeu a diminuição do Al_{KCl} , e os valores de Al_P também apresentaram redução significativa com a aplicação de calcário. Os autores concluíram que não apenas o Al trocável, mas também uma parte do Al organicamente complexado foi reduzida com a calagem. Considerou-se que alguns íons de Al nos complexos de Al-húmus foram removidos e precipitados em formas inorgânicas de $\text{Al}(\text{OH})_3$.

A relação Al_p/Al_o também foi influenciada pela aplicação de calcário aos 2 e 10 anos após a sua aplicação (Tabela 4 e 5). Aos 2 anos após a calagem (Tabela 4), a relação Al_p/Al_o foi reduzida linearmente, nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,10 m, com as doses de calcário. Na camada de 0,10–0,20 m, a calagem, após dois anos, não influenciou significativamente a relação Al_p/Al_o . Aos 10 anos após a calagem (Tabela 5), observou-se aumento quadrático na relação Al_p/Al_o , na camada de 0–0,05 m, com o incremento das doses de calcário. Nas camadas de 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m, a relação Al_p/Al_o foi reduzida linearmente com as doses de calcário aplicadas, após 10 anos. Takahashi et al. (2006) verificaram que os valores das relações Al_p/Al_o das amostras de solo foram 0,8 ou mais, mostrando que os complexos Al-húmus foram a forma dominante de Al ativo. No presente estudo, a camada mais superficial do solo (0–0,05 m) foi a que apresentou as maiores variações nas relações Al_p/Al_o nas duas épocas de amostragem, sendo que as relações Al_p/Al_o variaram de 1,80 a 3,92 e de 0,96 a 1,63 $cmol_c\ kg^{-1}$ após 2 e 10 anos da aplicação de calcário, respectivamente, demonstrando que a maior parte do Al presente nessa camada de solo foi fortemente complexado pela MOS.

Em curto prazo, a elevação do pH do solo com a calagem pode contribuir para taxas mais rápidas de decomposição da MOS (MIJANGOS et al., 2010). Isso pode promover a decomposição mais acelerada da MOS (YAO et al., 2009), fazendo com que ocorra redução na quantidade de Al complexado pela MOS (Tabela 4). No entanto, após longo período da aplicação de calcário, ocorre aumento da ligação de baixa estabilidade do Al com a MOS (Tabela 5).

Briedis et al. (2012) demonstraram que a calagem superficial em sistema plantio direto de longa duração promoveu acréscimos nos teores de C-orgânico total (COT) e em outros compartimentos da MOS, como polissacarídeos totais e lábeis e C extraído em água quente. Esses autores também observaram que o maior aumento proporcional no COT ocorreu

na fração lábil da MOS, a qual está fortemente relacionada com os resíduos culturais. No entanto, Powlson et al. (1987) observaram que o conteúdo de C-orgânico em solos muda muito lentamente ao longo do tempo e, portanto, muitos anos podem ser necessários para detectar mudanças significativas em tal parâmetro, pois em seu estudo o conteúdo de C-orgânico do solo aumentou em 5% em 18 anos.

A cobertura do solo também influenciou o grau de estabilidade da ligação Al-MOS (Tabelas 6 e 7). Os menores valores da diferença entre as diferentes formas de Al também corresponderam àquelas de baixa estabilidade da interação Al-MOS ($Al_{La} - Al_{KCl}$).

Tabela 6. Grau de estabilidade da interação do Al com a matéria orgânica do solo (MOS) e a relação Al_P/Al_O em função dos tratamentos sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), para diferentes profundidades, após 2 anos da calagem.

Baixa estabilidade de Al-MOS ($Al_{La} - Al_{KCl}$)			
Cobertura	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
	----- $cmol_c\ kg^{-1}$ -----		
SNSC	0,02	-0,27	-0,47
SNCC	0,03	-0,05	-0,36
CNCC	-0,02	-0,02	-0,19
Média estabilidade de Al-MOS ($Al_{Cu} - Al_{La}$)			
Cobertura	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
	----- $cmol_c\ kg^{-1}$ -----		
t ha^{-1}			
SNSC	2,92 a	4,15 a	4,08 a
SNCC	3,01 a	4,24 a	4,10 a
CNCC	3,15 a	4,40 a	4,36 a
Alta estabilidade de Al-MOS ($Al_P - Al_{Cu}$)			
Cobertura	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
	----- $cmol_c\ kg^{-1}$ -----		
t ha^{-1}			
SNSC	43,04 b	51,99 b	53,04 a
SNCC	46,55 ab	57,16 ab	53,43 a
CNCC	49,69 a	59,60 a	55,50 a
Relação Al_P/Al_O			
Cobertura	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
	----- $cmol_c\ kg^{-1}$ -----		
t ha^{-1}			
SNSC	2,61 b	2,70 b	2,73 b
SNCC	2,82 ab	3,00 ab	2,76 b
CNCC	3,07 a	3,18 a	2,94 a

($Al_{La} - Al_{KCl}$): diferença do Al extraído com cloreto de lantânio e cloreto de potássio; ($Al_{Cu} - Al_{La}$): diferença do Al extraído com cloreto de cobre e cloreto de lantânio; ($Al_P - Al_{Cu}$): diferença do Al extraído com pirofosfato de sódio e cloreto de cobre; relação Al_P/Al_O : divisão do Al extraído com pirofosfato de sódio pelo Al extraído com oxalato de amônio. Letras iguais na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

Aos 2 anos após a aplicação de calcário (Tabela 6), a maioria dos valores encontrados pela diferença entre o Al_{La} e o Al_{KCl} foram negativos, mostrando que havia uma maior concentração de Al trocável (Al_{KCl}) do que de Al complexado fracamente pela MOS (Al_{La}). Como vários valores da diferença entre Al_{La} e Al_{KCl} foram negativos, os resultados estatísticos referentes às alterações do Al de baixa estabilidade complexado pela MOS foram desconsiderados. Aos 10 anos após a aplicação do calcário (Tabela 7), os valores de baixa estabilidade da ligação Al-MOS foram aumentados em relação à amostragem realizada após 2 anos da calagem (Tabela 6).

Tabela 7. Grau de estabilidade da interação do Al com a matéria orgânica do solo (MOS) e a relação Al_P/Al_O em função dos tratamentos sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), para diferentes profundidades, após 10 anos da calagem.

Baixa estabilidade de Al-MOS ($Al_{La} - Al_{KCl}$)			
Cobertura	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
	----- $cmol_c\ kg^{-1}$ -----		
SNSC	1,22 a	0,88 a	1,23 b
SNCC	1,24 a	0,98 a	1,49 a
CNCC	1,30 a	1,08 a	1,52 a
Média estabilidade de Al-MOS ($Al_{Cu} - Al_{La}$)			
Cobertura	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
	----- $cmol_c\ kg^{-1}$ -----		
t ha^{-1}			
SNSC	2,28 ab	2,38 b	2,07 a
SNCC	1,97 b	3,10 a	2,35 a
CNCC	2,79 a	3,15 a	2,23 a
Alta estabilidade de Al-MOS ($Al_P - Al_{Cu}$)			
Cobertura	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
	----- $cmol_c\ kg^{-1}$ -----		
t ha^{-1}			
SNSC	23,44 b	25,94 a	26,86 a
SNCC	28,30 a	26,17 a	27,04 a
CNCC	30,35 a	27,88 a	27,10 a
Relação Al_P/Al_O			
Cobertura	Profundidades		
	0 – 0,05 m	0,05 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m
	----- $cmol_c\ kg^{-1}$ -----		
t ha^{-1}			
SNSC	1,27 b	1,35 b	1,41 a
SNCC	1,55 a	1,40 ab	1,44 a
CNCC	1,62 a	1,49 a	1,45 a

($Al_{La}-Al_{KCl}$): diferença do Al extraído com cloreto de lantânio e cloreto de potássio; ($Al_{Cu}-Al_{La}$): diferença do Al extraído com cloreto de cobre e cloreto de lantânio; (Al_P-Al_{Cu}): diferença do Al extraído com pirofosfato de sódio e cloreto de cobre; relação Al_P/Al_O : divisão do Al extraído com pirofosfato de sódio pelo Al extraído com oxalato de amônio. Letras iguais na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

Após 10 anos da calagem, não foram observadas diferenças significativas nos valores de baixa estabilidade da ligação Al-MOS entre os tratamentos de cobertura, nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,10 m. Na camada de 0,10–0,20 m, os tratamentos com cobertura do solo (SNCC e CNCC) apresentaram maiores valores de baixa estabilidade da ligação Al-MOS em relação ao tratamento sem cobertura do solo (SNSC).

Em relação a ligação do Al-MOS de média estabilidade, determinados pela diferença entre Al_{Cu} e o Al_{La} , observaram-se maiores valores em relação à ligação do Al-MOS de baixa estabilidade (Tabelas 6 e 7). Aos 2 anos após a calagem (Tabela 6), não foram observadas diferenças significativas para os valores de Al-MOS de média estabilidade, em função dos tratamentos de cobertura do solo, nas três profundidades estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m). Aos 10 anos após a aplicação de calcário (Tabela 7), os valores de ligação Al-MOS de média estabilidade foram alterados em função dos tratamentos de cobertura do solo. Na camada de 0–0,05 m, o tratamento CNCC apresentou maior valor de Al-MOS de média estabilidade em relação ao tratamento SNCC. Na camada de 0,05–0,10 m, os valores de Al-MOS de média estabilidade foram maiores nos tratamentos com cobertura de solo (SNCC e CNCC) em relação ao tratamento sem cobertura (SNSC). Na camada de 0,10–0,20 m, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos de cobertura do solo para os valores de Al-MOS de média estabilidade. Nota-se que nas camadas mais superficiais do solo (0–0,05 e 0,05–0,10 m), após um longo período da aplicação de calcário (10 anos) e acúmulo de resíduos orgânicos no sistema plantio direto, ocorreu aumento da ligação Al-MOS de média estabilidade, influenciados pelos tratamentos de cobertura do solo e adubação nitrogenada.

A alta estabilidade da ligação Al-MOS também foi influenciada pelos tratamentos de cobertura do solo (Tabela 6 e 7). Aos 2 anos após a aplicação de calcário (Tabela 6), houve maior valor da ligação Al-MOS de alta estabilidade no tratamento CNCC em relação ao

tratamento sem cobertura e sem adubação nitrogenada (SNSC), nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,10 m. Não foram observadas diferenças significativas nos valores da ligação Al-MOS de alta estabilidade para os tratamentos de cobertura do solo, na camada de 0,10–0,20 m, após 2 anos da calagem. Aos 10 anos após a calagem (Tabela 7), observou-se que, na camada de 0–0,05 m, os valores de Al-MOS de alta estabilidade foram maiores nos tratamentos com cobertura do solo (SNCC e CNCC) em relação ao tratamento sem cobertura (SNSC). Nas camadas de 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m, não foram observadas diferenças significativas nos valores da ligação Al-MOS de alta estabilidade entre os tratamentos de cobertura do solo. Nota-se que, ao longo dos anos, ocorreu estabilização da ligação entre o Al e a MOS, como foi observado aos 10 anos após a aplicação de calcário, em que a MOS influenciou a ligação Al-MOS de alta estabilidade somente na camada mais superficial do solo (0–0,05 m), diferentemente do que foi observado aos 2 anos após a calagem, em que a MOS influenciou a ligação Al-MOS até a camada de 0,10 m.

A ligação Al-MOS é relacionada aos solos ácidos, e os complexos formados por Al e substâncias húmicas são as formas dominantes de Al ativo na fração coloidal do solo (TAKAHASHI & DAHLGREN, 2016). A complexação de íons de Al com a MOS dissolvida e com ácidos húmicos e fúlvicos podem alterar a mobilidade do Al no solo (GONZÁLEZ-PÉREZ et al., 2008). Santana et al. (2011) verificaram que o teor de Al no extrato de ácido fúlvico não purificado foi superior ao de Al no extrato de ácido húmico, ou seja, o Al associou-se preferencialmente aos ácidos fúlvicos. Além disso, García-Rodeja et al. (2004) observaram influência do pH na estabilidade da interação Al-húmus em solos vulcânicos europeus, de tal forma que horizontes extremamente ácidos, com $\text{pH} < 4,0$, detiveram as formas mais lábeis de Al, possivelmente com o elemento unido à superfície da MOS por meio de forças eletrostáticas. Coelho et al. (2011) também evidenciaram que a acidez do solo controla a formação e a estabilidade da ligação Al-MOS, sendo que para pH em água próximo

e acima de 4,5 predominaram espécies mais estáveis da interação Al-húmus, de tal forma que somente em valores de pH em água próximos ou superiores a 5,0 foram identificadas espécies de Al inorgânico não cristalino.

A relação Al_p/Al_o também foi influenciada pelos tratamentos de cobertura do solo, aos 2 e 10 anos após a aplicação de calcário (Tabelas 6 e 7). Aos 2 anos após a calagem (Tabela 6), o tratamento com cobertura do solo (CNCC) apresentou maior valor da relação Al_p/Al_o do que o tratamento sem cobertura do solo (SNSC), nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,10 m. O tratamento CNCC também apresentou maior valor da relação Al_p/Al_o em relação aos demais tratamentos de cobertura (SNSC e SNCC), na camada de 0,10–0,20 m, após 2 anos da calagem. Aos 10 anos após a calagem (Tabela 7), observou-se que os tratamentos com cobertura do solo (SNCC e CNCC) apresentaram valores da relação Al_p/Al_o maiores que o tratamento sem cobertura (SNSC), na camada de 0–0,05 m; o tratamento com cobertura do solo mais N (CNCC) apresentou maior valor da relação Al_p/Al_o do que o tratamento sem cobertura (SNSC), na camada de 0,05–0,10 m; e os tratamentos de cobertura do solo não influenciaram a relação Al_p/Al_o , na camada de 0,10–0,20 m.

No estudo de Takahashi et al. (2003), as concentrações de Al extraídas com ácido oxalato (Al_o) variaram de 7,0 a 13,0 g kg⁻¹ e as de Al extraídas com pirofosfato (Al_p), de 5,5 a 11,1 g kg⁻¹. A relação Al_p/Al_o variou de 0,71 a 0,92, indicando que os complexos Al-húmus foram as formas predominantes de Al ativo. No presente estudo, as relações Al_p/Al_o em função dos tratamentos de cobertura do solo, variaram de 2,61 a 3,07 e de 1,27 a 1,62 cmol_c kg⁻¹, aos 2 e 10 anos após a aplicação de calcário, respectivamente, comprovando ser um solo não-alofânico, e com grandes concentrações de Al complexadas fortemente pela MOS. Dai et al. (2011) observaram que o teor de C-orgânico no solo não-alofânico foi muito superior aos solos alofânicos. Uma vez que estes solos são ricos em Al extraível com pirofosfato, eles mostraram maior relação Al_p/Al_o do que os solos alofânicos. Além disso, os resultados

revelaram que os solos não-alofânicos são ricos em complexos de Al-MOS. Dahlgren (1994) destaca que a imogolite é comumente encontrada em associação com a alofana, e que segue o mesmo padrão com base nas curvas de absorção infravermelha (YOSHINAGA & AOMINE, 1962).

5.4. ENTRADA ANUAL DE CARBONO VIA CULTURAS

Sistemas de manejo conservacionistas determinam alterações na ciclagem de C no sistema solo-atmosfera, as quais se refletem no aumento dos estoques de C-orgânico no solo (BAYER & MIELNICZUK, 1997). O balanço de C no solo é dependente da relação entre as adições de C fotossintetizado pelas plantas (parte aérea e raízes) e as perdas de C para a atmosfera resultantes da oxidação microbiana do C-orgânico a CO₂ (COSTA et al., 2006).

Na Tabela 8 são mostradas as entradas anuais de matéria seca das culturas (raízes e parte aérea) para cada tratamento, durante o período experimental (2004 a 2014). Nota-se que os maiores aportes de matéria seca ocorreram com a utilização de milho e aveia branca no sistema produtivo.

Tabela 8. Entrada anual de matéria seca (parte aérea e raízes), em função de doses de calcário e dos tratamentos sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), no período de 2004 a 2014.

Ano	Seq. de culturas		Sem calcário			4 t ha ⁻¹ calcário			8 t ha ⁻¹ calcário			12 t ha ⁻¹ calcário		
	Verão	Inverno	SNSC	SNCC	CNCC	SNSC	SNCC	CNCC	SNSC	SNCC	CNCC	SNSC	SNCC	CNCC
2004	---	Ap	0,0	1,4	1,4	0,0	1,5	1,2	0,0	1,5	1,5	0,0	1,5	1,4
2005	Mi	Ap	13,2	17,6	17,1	13,1	18,2	17,8	12,7	17,0	20,2	10,5	16,9	18,9
2006	So	Ap	4,0	10,1	10,3	4,7	10,4	9,9	4,3	10,0	10,3	3,7	10,4	11,1
2007	So	Ap	2,9	8,1	8,6	2,9	9,1	9,6	3,7	9,0	9,5	3,4	9,1	9,5
2008	So	Ap	3,5	6,3	6,7	3,9	6,9	7,6	3,7	7,0	7,4	3,8	7,1	7,1
2009	Mi	Tr	9,1	10,6	10,9	13,7	14,5	15,4	13,5	15,2	15,9	13,9	15,3	16,3
2010	So	Tr	3,4	5,1	5,1	4,1	6,3	6,7	4,3	6,7	6,5	4,6	6,9	6,8
2011	So	Ap	1,9	6,3	5,1	3,7	8,6	9,4	4,4	9,7	10,1	4,5	9,9	10,2
2012	Fe	Tr	3,4	3,1	2,3	5,6	4,8	5,4	5,7	4,9	5,0	5,3	5,0	5,3
2013	So	Ab	4,9	9,8	10,2	4,8	15,2	14,1	5,2	15,8	14,6	5,3	15,0	15,0
2014	So	Tr	3,9	4,8	4,7	4,2	5,7	6,1	4,4	6,2	6,0	4,4	6,1	6,4
Total	---	---	50,2	83,3	82,4	60,7	101,1	103,2	61,9	103,1	107,0	59,5	103,2	108,2

Ap: aveia preta; Mi: milho; So: soja; Tr: trigo; Fe: feijão e Ab: aveia branca.

Utilizando-se os dados de produção de matéria seca (Tabela 8) e de teores de C-orgânico na matéria seca de cada cultura, calcularam-se os aportes de C-orgânico para cada tratamento no sistema, durante o período experimental (2004 a 2014) (Tabela 9). Nota-se que

as maiores entradas de C-orgânico no sistema ocorreram nos tratamentos com cobertura do solo durante a estação de outono–inverno, e com aplicação de calcário.

Tabela 9. Entrada anual de carbono (C), calculado pelo índice de colheita das culturas (parte aérea e raízes), em função de doses de calcário e dos tratamentos sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC), no período de 2004 a 2014.

Ano	Seq. de culturas		Sem calcário			4 t ha ⁻¹ calcário			8 t ha ⁻¹ calcário			12 t ha ⁻¹ calcário		
	Verão	Inverno	SNSC	SNCC	CNCC	SNSC	SNCC	CNCC	SNSC	SNCC	CNCC	SNSC	SNCC	CNCC
2004	---	Ap	0,0	0,6	0,6	0,0	0,6	0,5	0,0	0,7	0,6	0,0	0,6	0,6
2005	Mi	Ap	6,0	7,9	7,7	6,0	8,2	8,0	5,8	7,6	9,0	4,8	7,6	8,5
2006	So	Ap	1,6	4,2	4,3	1,9	4,3	4,1	1,7	4,2	4,3	1,5	4,4	4,6
2007	So	Ap	1,2	3,4	3,6	1,1	3,8	4,0	1,5	3,8	4,0	1,4	3,8	4,0
2008	So	Ap	1,4	2,6	2,7	1,5	2,8	3,1	1,5	2,9	3,0	1,5	2,9	3,0
2009	Mi	Tr	4,2	4,8	5,0	6,3	6,6	7,0	6,1	6,9	7,2	6,3	7,0	7,4
2010	So	Tr	1,3	2,1	2,1	1,6	2,6	2,8	1,7	2,8	2,7	1,8	2,9	2,8
2011	So	Ap	0,7	2,6	2,1	1,5	3,5	3,9	1,8	4,0	4,2	1,8	4,1	4,2
2012	Fe	Tr	1,1	1,0	0,8	1,8	1,6	1,8	1,9	1,7	1,7	1,7	1,7	1,8
2013	So	Ab	1,9	4,1	4,3	1,9	6,4	5,9	2,1	6,6	6,1	2,1	6,3	6,3
2014	So	Tr	1,6	1,9	1,9	1,7	2,3	2,5	1,7	2,5	2,5	1,7	2,5	2,6
Total	---	---	20,9	35,3	35,1	25,2	42,8	43,7	25,6	43,7	45,4	24,6	43,8	45,9

Ap: aveia preta; Mi: milho; So: soja; Tr: trigo; Fe: feijão e Ab: aveia branca.

As entradas de C-orgânico no sistema foram influenciadas pela interação entre as doses de calcário e os tratamentos de cobertura do solo (Figura 31). A entrada de C-orgânico foi aumentada com as doses de calcário aplicadas, em todos os tratamentos de cobertura do solo (SNSC, SNCC e CNCC) (Figura 31a).

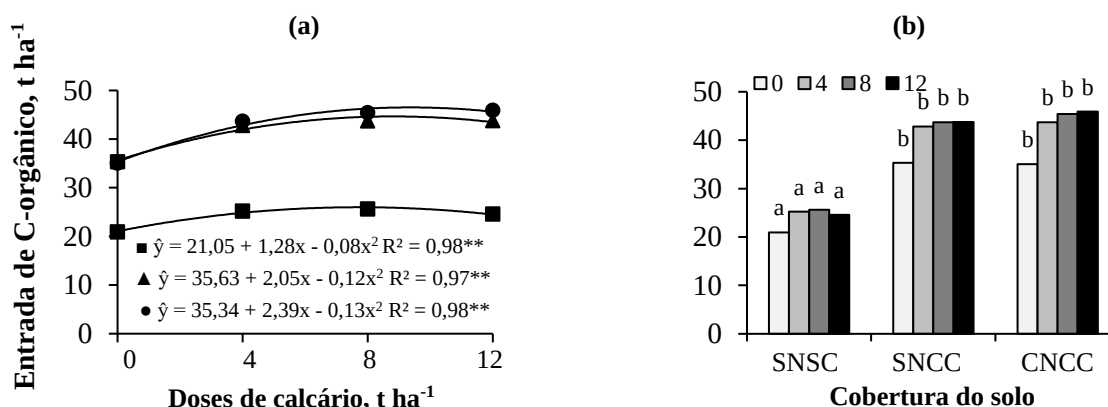


Figura 31. Entradas de C orgânico no sistema, considerando as doses de calcário na superfície sem nitrogênio e sem cobertura do solo [SNSC] (■), sem nitrogênio e com cobertura do solo [SNCC] (▲) e com nitrogênio e com cobertura do solo [CNCC] (●). Considerando os tratamentos de cobertura do solo, os dados são médias de três repetições para os tratamentos sem calcário (□), com 4 t ha⁻¹ de calcário (□), com 8 t ha⁻¹ de calcário (■) e com 12 t ha⁻¹ de calcário (■), no período de 2004 a 2014. **: $P < 0,01$. Letras iguais na coluna de mesma cor não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

Notou-se grande diferença na entrada de C-orgânico entre o tratamento sem N e sem cobertura do solo (SNSC) e os demais tratamentos com cobertura (SNCC e CNCC) (Figura 31). Os tratamentos que continham a cobertura do solo durante a estação de outono–inverno (SNCC e CNCC), independentemente da adição de N, apresentaram valores e comportamento bastante semelhantes quanto à entrada de C-orgânico, mostrando que a adubação nitrogenada, aplicada no perfilhamento da cultura de outono–inverno (aveia ou trigo) não incrementou a entrada de C-orgânico no sistema produtivo.

A cobertura do solo também influenciou a entrada de C no sistema (Figura 31b). Na ausência de calcário, o tratamento SNSC apresentou menor valor na entrada de C que os demais tratamentos (SNCC e CNCC), ou seja, passou de 20,9 t ha⁻¹ de C no tratamento SNSC, para 35,3 e 35,1 t ha⁻¹ de C nos tratamentos SNCC e CNCC, respectivamente. Com a aplicação superficial de calcário, nas doses de 4, 8 e 12 t ha⁻¹, os efeitos dos tratamentos de cobertura na entrada de C foram semelhantes aos observados na ausência de calagem, sendo que no tratamento SNSC foram encontrados valores bem menores de entrada de C (por volta de 25 t ha⁻¹ de C) do que nos tratamentos que tiveram cobertura do solo durante a estação de outono–inverno (SNCC e CNCC), os quais apresentaram valores acima de 40 t ha⁻¹ de C.

Apesar das grandes diferenças encontradas nas entradas de C entre os tratamentos com (SNCC e CNCC) e sem (SNSC) cobertura do solo durante a estação outono–inverno, não ocorreram grandes mudanças do Al complexado com o C oriundo dessas entradas via resíduos culturais, para as diferentes doses de calcário estudadas (Tabela 10). O Al trocável (Al_{KCl}) e o Al ligado à alofana e imogolite (Al_O) não apresentaram nenhuma correlação com as entradas de C, em nenhuma das doses de calcário e em nenhuma profundidade estudada. No entanto, as formas de Al não-trocável (Al_{La}, Al_{Cu} e Al_P) apresentaram algumas correlações com as entradas de C via resíduos culturais. O Al extraído com LaCl₃ (Al_{La}) correlacionou-se positivamente com a entrada do C somente na camada de 0,10–0,20 m, nas doses 0 e 12 t ha⁻¹

Tabela 10. Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre os diferentes extratores de Al no solo e as entradas de C-orgânico via resíduos culturais, nas quatro doses de calcário aplicadas na superfície.

Variável ⁽¹⁾	Profundidade (m)	Doses de calcário (t ha ⁻¹)			
		0	4	8	12
Al _{KCl}	0–0,05	0,422 ^{ns}	0,228 ^{ns}	0,474 ^{ns}	0,366 ^{ns}
Al _{KCl}	0,05–0,10	0,091 ^{ns}	-0,007 ^{ns}	-0,633 ^{ns}	-0,517 ^{ns}
Al _{KCl}	0,10–0,20	-0,546 ^{ns}	-0,228 ^{ns}	-0,119 ^{ns}	-0,149 ^{ns}
Al _{La}	0–0,05	0,088 ^{ns}	0,100 ^{ns}	0,617 ^{ns}	0,221 ^{ns}
Al _{La}	0,05–0,10	0,477 ^{ns}	-0,060 ^{ns}	0,216 ^{ns}	-0,233 ^{ns}
Al _{La}	0,10–0,20	0,835**	-0,620 ^{ns}	0,526 ^{ns}	0,813**
Al _{Cu}	0–0,05	-0,025 ^{ns}	0,548 ^{ns}	0,183 ^{ns}	0,205 ^{ns}
Al _{Cu}	0,05–0,10	0,733*	0,893***	0,721*	-0,449 ^{ns}
Al _{Cu}	0,10–0,20	0,699*	0,707*	0,247 ^{ns}	-0,489 ^{ns}
Al _P	0–0,05	0,490 ^{ns}	0,650 ^{ns}	0,764*	0,721*
Al _P	0,05–0,10	0,410 ^{ns}	0,250 ^{ns}	0,566 ^{ns}	0,222 ^{ns}
Al _P	0,10–0,20	0,450 ^{ns}	0,276 ^{ns}	-0,269 ^{ns}	0,058 ^{ns}
Al _O	0–0,05	-0,026 ^{ns}	-0,133 ^{ns}	0,078 ^{ns}	-0,241 ^{ns}
Al _O	0,05–0,10	0,006 ^{ns}	-0,160 ^{ns}	0,283 ^{ns}	-0,502 ^{ns}
Al _O	0,10–0,20	-0,067 ^{ns}	-0,140 ^{ns}	0,041 ^{ns}	-0,037 ^{ns}

⁽¹⁾ Al_K: Al extraído com cloreto de potássio; Al_{La}: Al extraído com cloreto de lantânio; Al_{Cu}: Al extraído com cloreto de cobre; Al_P: Al extraído com pirofosfato de sódio; e Al_O: Al extraído com oxalato de amônio. ns: não significativo; *: significativo a $P < 0,05$; **: significativo a $P < 0,01$; ***: significativo a $P < 0,001$.

de calcário. Já, o Al extraído com o CuCl₂ (Al_{Cu}) apresentou um maior número de correlações positivas com a entrada do C nas profundidades 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m, nas doses mais baixas de calcário (0 e 4 t ha⁻¹ de calcário), e na camada de 0,05–0,10 m com 8 t ha⁻¹ de calcário. O Al extraído com o pirofosfato de sódio (Al_P) também apresentou correlação positiva com as entradas de C, porém somente na camada de 0–0,05 m, nas doses 8 e 12 t ha⁻¹ de calcário. Portanto, pode-se concluir que as entradas de C-orgânico via resíduos culturais influenciaram tanto o Al mais fracamente como também o Al complexado mais fortemente com a MOS. Vale destacar que as entradas de C-orgânico via resíduos culturais foram mais importantes na complexação do Al ligado mais fracamente à MOS nas camadas subsuperficiais, em ambientes que receberam as menores doses de calcário (0 e 4 t ha⁻¹); quando foram utilizadas doses mais altas de calcário (8 e 12 t ha⁻¹), as entradas de C-orgânico foram mais importantes na complexação do Al ligado fortemente à MOS, nas camadas mais superficiais do solo.

Em um estudo realizado por Amado et al. (2001), observou-se que os estoques de C-orgânico do solo variaram de 22,06 t ha⁻¹ de C, no sistema pousio/milho, até 27,48 t ha⁻¹ de C, no sistema milho + mucuna, ao longo de 8 anos. Briedis et al. (2012) verificaram que a calagem, melhorando as condições de fertilidade do solo, proporcionou maior contribuição de C-orgânico pelo aumento ocasionado na produção de grãos, aumentando, com isso, a entrada de C via resíduos das culturas. Amado et al. (2001) e Costa et al. (2008) também ressaltam a importância do alto aporte de resíduos vegetais no sistema plantio direto, quando se visa o acúmulo de C-orgânico no solo, pois tanto o solo sob preparo convencional quanto o solo sob plantio direto com baixo aporte de resíduos vegetais, apresentam balanço negativo de C. Cabe destacar ainda que as maiores alterações nos estoques de C-orgânico e de N total em plantio direto ocorrem na camada mais superficial do solo (até à profundidade de 0,05 m) (Amado et al., 2001) e que as alterações nos estoques de MOS são lentas, podendo ser visualizadas somente em longo prazo (BAYER et al., 2000).

5.5. PRODUTIVIDADE DAS CULTURAS NO PERÍODO DE 2004 A 2014

As produtividades das culturas de milho, soja e feijão foram influenciadas pela calagem e pelos tratamentos de cobertura do solo ao longo dos anos, no período de 2004 a 2014 (Figuras 32, 33 e 34). Os maiores benefícios da calagem na produtividade de grãos foram observados ao longo do tempo, na medida em que o solo apresentou níveis de acidez mais elevados e houve maior tempo para a reação do calcário aplicado na superfície. Logo após a aplicação de calcário, em 2004, até safra de 2007-2008, não houve respostas positivas das culturas à calagem. No entanto, a partir da safra de 2008-2009, os efeitos da calagem na produtividade das culturas se tornaram bastante expressivos.

No primeiro ano de avaliação (Figura 32a), a produtividade do milho (2004-2005), não foi influenciada pelas doses de calcário, tendo-se obtido rendimento médio de 9522 kg ha⁻¹

¹ de grãos. No entanto, a produtividade do milho, cultivado em 2004-2005, foi alterada com os tratamentos de cobertura do solo (Figura 32b). O tratamento CNCC proporcionou maior produtividade de milho em relação ao tratamento SNSC. Essa maior produtividade pode ter

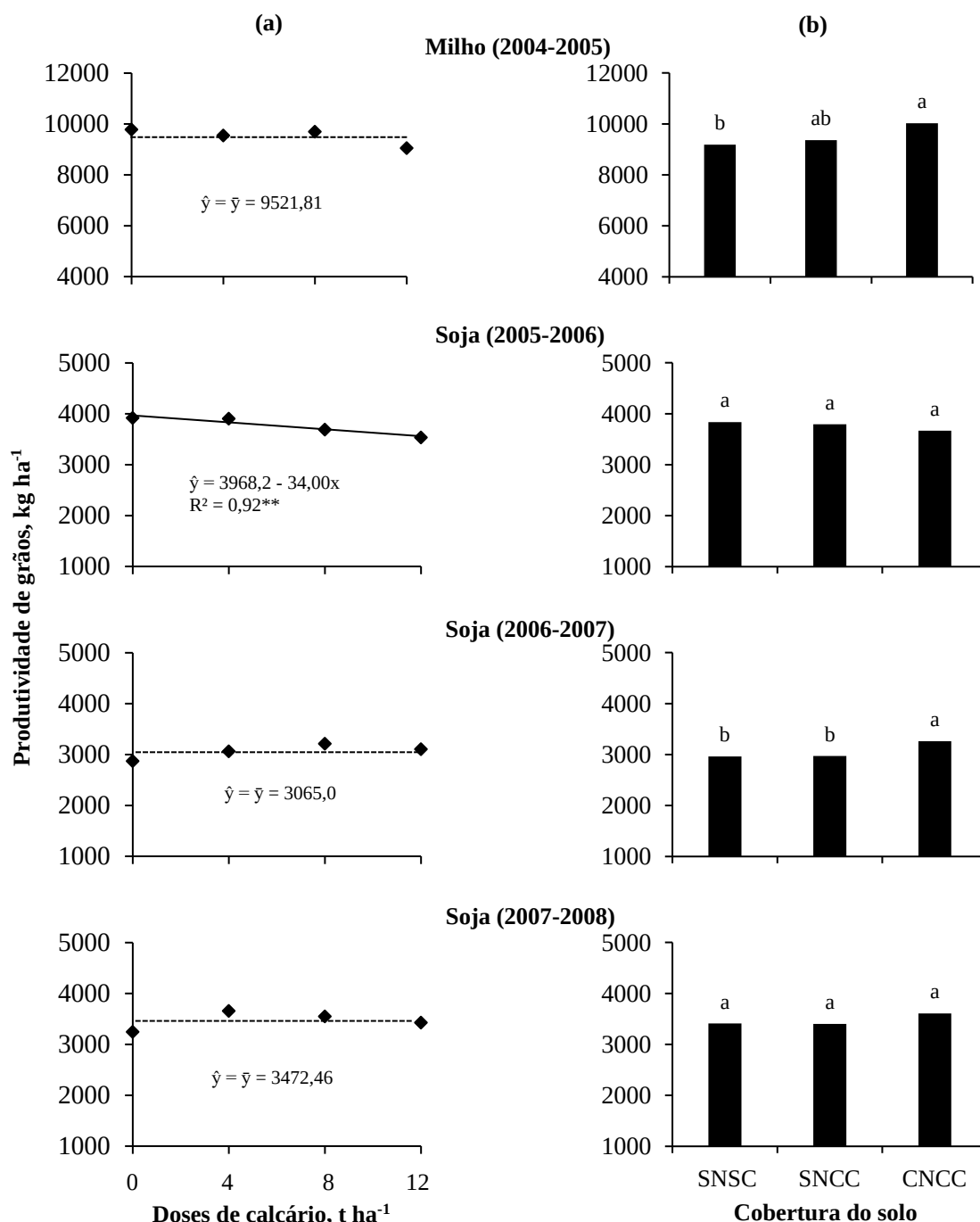


Figura 32. Produtividade de grãos de milho em 2004-2005 (híbrido AG 6018) e de soja em 2005-2006 (cv. CD 206), 2006-2007 (cv. CD 214 RR) e 2007-2008 (cv. CD 214 RR), considerando as doses de calcário na superfície (a), e os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC) (b). **: $P < 0,01$. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

sido decorrente da aplicação de N na cultura de aveia que antecedeu o milho.

A produtividade de soja, em 2005-2006, foi reduzida linearmente com o aumento das doses de calcário aplicadas na superfície (Figura 32a). A redução ocorrida no rendimento de grãos de soja foi da ordem de 10% com a maior dose de calcário aplicada (12 t ha^{-1}). Como nessa safra, a precipitação pluvial ocorrida nos meses de novembro e dezembro esteve abaixo da média histórica da região (Tabela 3), é possível que as maiores doses de calcário tenham ocasionado problemas na absorção de alguns nutrientes em função do período mais seco, como o K, pelo aumento nos teores de Ca e Mg, e o Mn, pelo aumento no pH decorrentes da calagem. Os tratamentos de cobertura do solo não influenciaram significativamente a produtividade da soja cultivada em 2005-2006 (Figura 32b).

A produtividade de soja, em 2006-2007 e 2007-2008, não foi influenciada pelas doses de calcário aplicadas na superfície (Figura 32a). Os rendimentos médios de grãos de soja obtidos em 2006-2007 e 2007-2008, foram de 3065 e 3472 kg ha^{-1} , respectivamente. Em relação aos tratamentos de cobertura do solo, a produtividade de soja foi maior no tratamento CNCC em relação aos demais tratamentos (SNSC e SNCC), somente em 2006-2007 (Figura 32b). O aumento na produtividade de soja no tratamento CNCC, nessa safra, pode ter sido consequência de maior ciclagem de nutrientes proporcionada pela cultura de aveia, a qual antecedeu a soja, decorrente da adubação nitrogenada.

A produtividade de milho, em 2008-2009, foi aumentada com as doses de calcário, conforme o modelo quadrático (Figura 33a). A produtividade de milho, nessa safra, foi bem inferior no tratamento sem calcário em relação aos demais tratamentos com calagem (4, 8 e 12 t ha^{-1}). A resposta do milho à calagem pode ter se acentuado devido ao fato de ter ocorrido precipitação pluvial abaixo da média histórica da região, nos meses de novembro e dezembro de 2008 (Tabela 3). A falta de chuvas, certamente, prejudicou o desenvolvimento e a

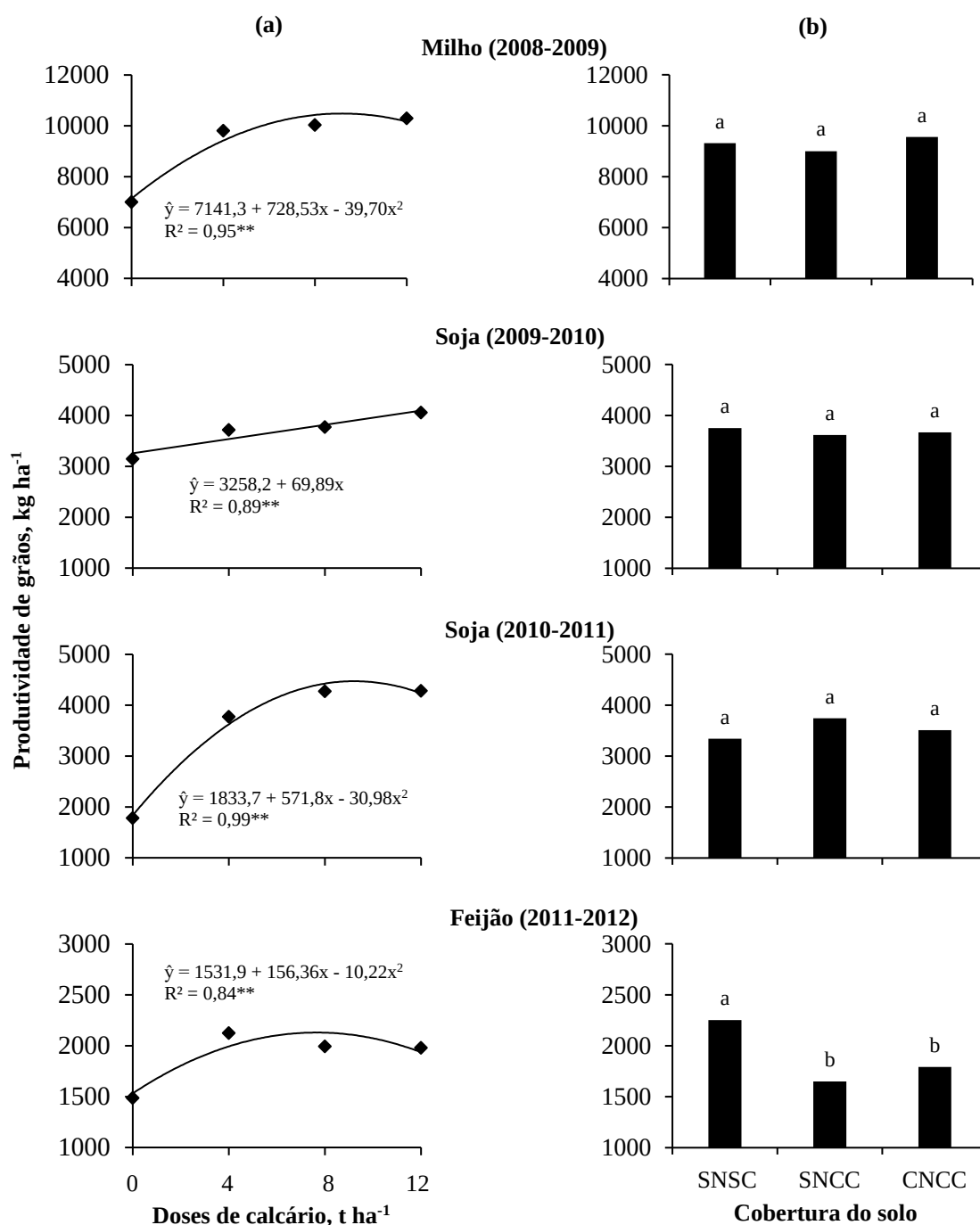


Figura 33. Produtividade de grãos de milho em 2008-2009 (híbrido Pioneer 30F53), de soja em 2009-2010 (cv. CD 206 RR) e 2010-2011 (cv. BMX Apolo RR), e de feijão em 2011-2012 (cv. Rubi), considerando as doses de calcário na superfície (a), e os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC) (b). **: $P < 0,01$. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

produtividade do milho nas parcelas sem calcário, tendo em vista que a toxicidade do Al em plantio direto aumenta com a diminuição da umidade disponível no solo (Joris et al., 2013). No entanto, a produtividade de milho, em 2008-2009, não foi influenciada pelos tratamentos

de cobertura do solo (Figura 33b), tendo-se obtido produtividade média de 9289 kg ha^{-1} de grãos.

A produtividade de soja, em 2009-2010 e 2010-2011, foi aumentada com as doses de calcário aplicadas na superfície (Figura 33a). O aumento na produtividade de soja em função das doses de calcário ocorreu de acordo com o modelo linear, em 2009-2010, e quadrático, em 2010-2011. Na safra 2009-2010, houve adequada precipitação pluvial durante o ciclo de desenvolvimento da cultura da soja (Tabela 3). Apesar de a resposta da soja em produtividade em função das doses de calcário ter sido linear, em 2009-2010, o rendimento de grãos obtido nas parcelas sem calcário foi bastante satisfatório (3258 kg ha^{-1}). Porém, na safra 2010-2011, a produtividade de soja nas parcelas foi bastante prejudicada (1834 kg ha^{-1}), provavelmente em decorrência da precipitação pluvial abaixo da média histórica da região ocorrida durante o mês de novembro, na fase inicial de desenvolvimento da cultura da soja. Cabe destacar que a falta de água durante o período de desenvolvimento vegetativo da cultura da soja aumenta a toxicidade do Al para as plantas (Joris et al., 2013). Os tratamentos de cobertura do solo não ocasionaram alterações significativas na produtividade da soja em 2009-2010 e 2010-2011 (Figura 33b).

O feijão foi cultivado em 2011-2012 e, logo após a sua colheita, no início do ano de 2012, foi realizado um novo cultivo de feijão (Feijão safrinha 2012). Nos dois cultivos de feijão, safra de 2011-12 (Figura 33a) e safrinha de 2012 (Figura 34a), houve aumento na produtividade de grãos da cultura com as doses de calcário aplicadas, conforme o modelo quadrático. A produtividade de feijão foi bastante inferior nas parcelas sem calcário em relação àquelas que receberam calagem, especialmente no cultivo da safrinha. Os tratamentos de cobertura do solo também influenciaram a produtividade de feijão, nos dois cultivos. Na safra de 2011-12 (Figura 33b), a produtividade de feijão foi maior no tratamento SNSC em relação aos tratamentos com cobertura de solo (SNCC e CNCC). Na safrinha de 2012 (Figura

34b), a produtividade de feijão foi maior no tratamento SNSC do que no tratamento CNCC. Isso pode ter ocorrido devido ao excesso de chuvas ocorrido durante o desenvolvimento da cultura do feijão, tanto na safra de 2011-2012 como na safrinha de 2012 (Tabela 3). É possível que os tratamentos com cobertura do solo tenham proporcionado um ambiente com maior umidade, afetando negativamente a produtividade da cultura do feijão.

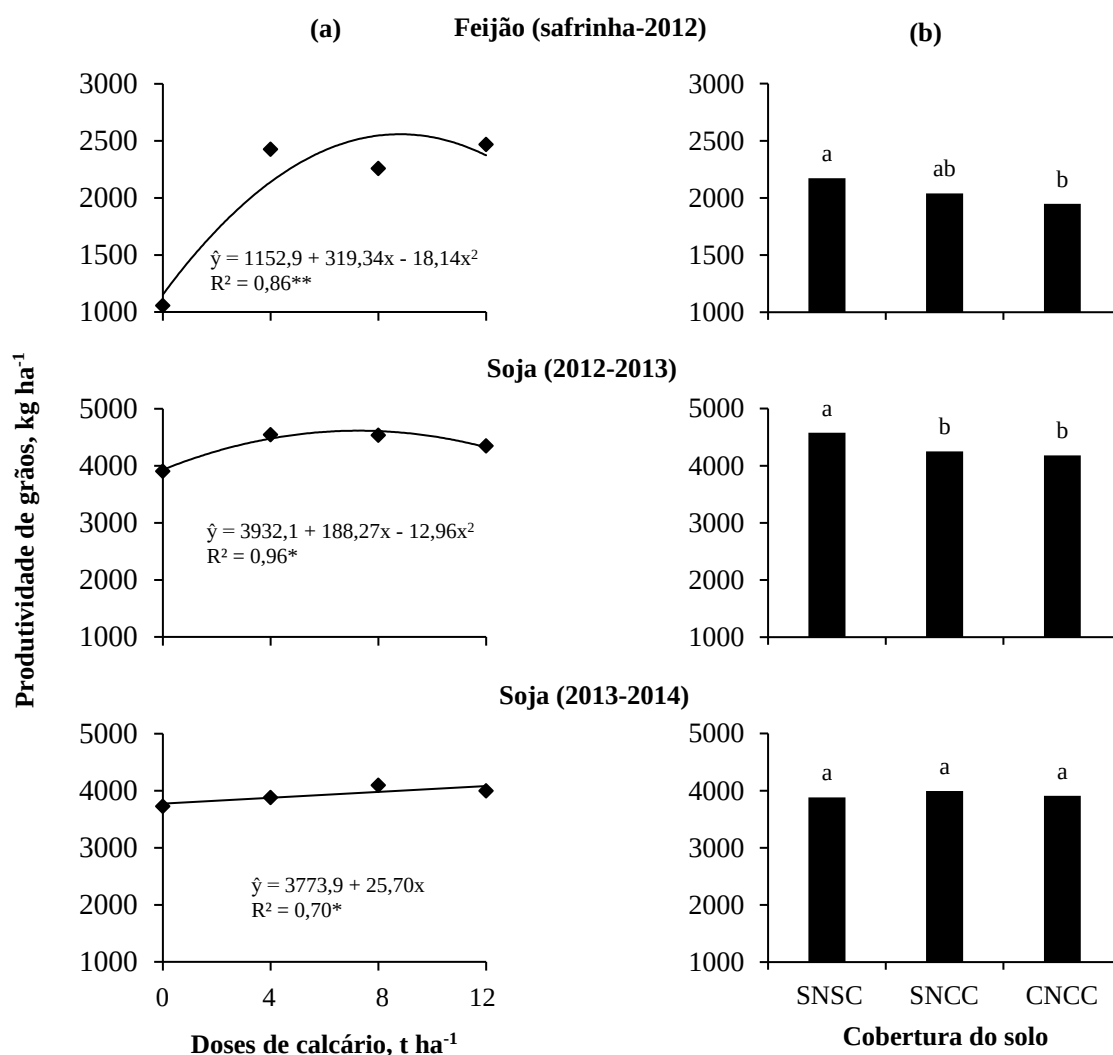


Figura 34. Produtividade de grãos de feijão safrinha em 2012 (cv. Estilo) e de soja em 2012-2013 (cv. NA 5909 RG) e 2013-2014 (cv. BMX Ativa RR), considerando as doses de calcário na superfície (a), e os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC) (b). *: $P < 0,05$ e **: $P < 0,01$. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

A produtividade da soja, em 2012-2013 e 2013-14, foi aumentada com as doses de calcário aplicadas na superfície (Figura 34a). O aumento na produtividade de soja com as doses de calcário ocorreu conforme o modelo quadrático, em 2012-13, e linear, em 2013-14. Destaca-se que altas produtividades de grãos foram obtidas nas parcelas sem calcário, nesses dois cultivos de soja (3932 kg ha⁻¹ em 2012-13 e 3774 kg ha⁻¹ em 2013-14). Com relação aos tratamentos de cobertura do solo, a produtividade de soja foi maior no tratamento SNSC do que nos tratamentos com cobertura do solo (SNCC e CNCC), em 2012-2013 (Figura 34b). Esse efeito, possivelmente, também foi ocasionado pelo excesso de umidade nos tratamentos com cobertura do solo, visto a precipitação pluvial esteve acima da média da região no período de desenvolvimento da cultura da soja, nessa safra (Tabela 3). Em 2013-2014, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos de cobertura do solo na produtividade de grãos de soja (Figura 34b).

A produtividade acumulada de grãos das culturas de milho, soja e feijão, no período de 2004 a 2014, aumentou com as doses de calcário aplicadas na superfície, de acordo com o modelo quadrático (Figura 35a).

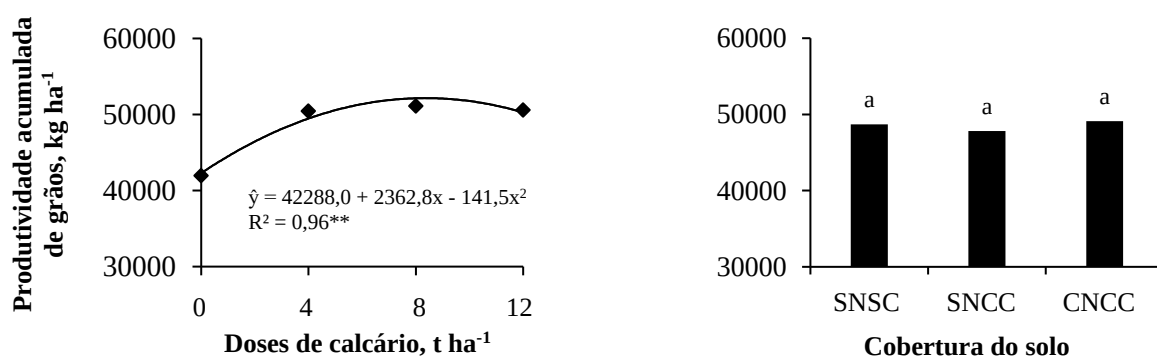


Figura 35. Produtividade acumulada de grãos de milho, soja e feijão durante o período de 2004 a 2014, considerando as doses de calcário na superfície (a), e os tratamentos de cobertura do solo: sem nitrogênio e sem cobertura do solo (SNSC), sem nitrogênio e com cobertura do solo (SNCC) e com nitrogênio e com cobertura do solo (CNCC) (b). **: $P < 0,01$. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a $P = 0,05$.

De acordo com a equação de regressão ajustada, o máximo rendimento acumulado de grãos das culturas seria obtido com a dose de $8,3 \text{ t ha}^{-1}$ de calcário. O incremento na produtividade acumulada de grãos das culturas com a utilização dessa dose seria na ordem de 23%. A dose de máximo rendimento acumulado de grãos ($8,3 \text{ t ha}^{-1}$) foi muito próxima da dose de calcário calculada para elevar a saturação por bases do solo, na camada de 0–0,20 m, a 70% ($8,6 \text{ t ha}^{-1}$). Esses resultados concordam com os obtidos por Caires et al. (2005) em estudo de longo prazo realizado em sistema plantio direto. A produtividade acumulada de grãos das culturas não foi influenciada significativamente pelos tratamentos de cobertura do solo (Figura 35b).

No sistema plantio direto, a aplicação do calcário é realizada na superfície, sem incorporação. O calcário, além de apresentar baixa solubilidade em água, os produtos de sua dissolução também apresentam baixa mobilidade no solo (MORAES et al., 2007; RAIJ, 2011). O efeito do calcário no solo depende do tempo decorrido da aplicação e do volume de solo corrigido com a sua aplicação (MIRANDA et al., 2005). Como a reação do calcário aplicado na superfície ocorre de forma lenta e gradual, as culturas de milho e soja cultivadas logo após a aplicação do calcário não apresentaram respostas positivas à calagem. Como observado na safra de soja em 2005-2006, altas doses de calcário aplicadas na superfície podem afetar negativamente a produtividade das culturas, principalmente por proporcionarem menor disponibilidade de micronutrientes decorrente da elevação do pH do solo. Novais et al. (1989) observaram redução na produtividade de soja devida à deficiência de micronutrientes, principalmente de Mn, quando os valores de pH do solo foram elevados. Contudo esse efeito foi amenizado com o tempo, de forma que não houve nenhuma resposta da soja com a calagem, nas safras de 2006-2007 e 2007-2008. A ausência de resposta das culturas de milho e soja à calagem, observada em sistema plantio direto, pode ser explicada pelo fato de os teores de Ca, Mg e K estarem em níveis adequados no solo, apresentando uma relação

adequada com o Al trocável (CAIRES et al., 1998). A ausência de resposta da soja à calagem também tem sido associada com o maior conteúdo de matéria orgânica nas camadas superficiais do solo que, por sua vez, pode diminuir a toxicidade do Al por meio de sua complexação com ligantes orgânicos.

Entretanto, em outros estudos, a aplicação de calcário ocasionou aumento na produtividade de grãos de milho (PÖTTKER & BEN, 1998; CAIRES et al. 2002, 2004), soja (CAIRES et al., 2003; CORRÊA et al., 2008; CASTRO & CRUSCIOL, 2013) e feijão (BARBOSA FILHO & SILVA, 1994; FAGERIA et al., 2008). Ernani et al. (2002) observaram que, em média, a calagem aumentou o rendimento de milho em 66%. A resposta das culturas à calagem tem sido frequentemente obtida em solos ácidos e deve-se principalmente à diminuição ou eliminação da fitotoxicidade do Al. Caires et al. (2001) constataram incremento na produtividade de soja com a aplicação de calcário dolomítico em superfície, e esse aumento na produtividade foi decorrente da neutralização da acidez do solo na camada superficial e subsuperficial, e da elevação da saturação por bases (OLIVEIRA & PAVAN, 1996; CAIRES et al., 2003). Aumentos na produtividade de feijão com a aplicação de calcário em sistema plantio direto também têm sido relatados na literatura (SORATTO et al., 2010; SILVA et al., 2011). Esses últimos autores atribuíram o aumento da produtividade do feijão com a calagem à melhoria nos atributos químicos do solo, por meio da elevação do pH, dos teores de Ca e Mg, e da saturação por bases do solo. Fageria (2001) observou que a produtividade de grãos de feijão, milho e soja aumentou significativamente com a aplicação de calcário, sendo que o rendimento de grãos de feijão aumentou em 21%, o de milho em 23% e o de soja em 31%.

Em áreas conduzidas no sistema plantio direto, preconiza-se a manutenção de resíduos culturais sobre o solo e a mínima alteração da sua estrutura, para minimizar seu contato com o solo e diminuir, com isso, a velocidade de decomposição dos resíduos

(PAVINATO et al., 2009). O revolvimento mínimo do solo e a adequada cobertura vegetal propiciam melhores condições de umidade no solo, beneficiando e ocasionando incremento na disponibilidade de nutrientes às plantas, principalmente nas camadas superficiais, mesmo em condições de elevada acidez (MALVEZI et al., 2015). No entanto, no presente estudo, os tratamentos de cobertura do solo tiveram pouca influência na produtividade das culturas. Machado & Assis (2010) também não observaram efeito de oito espécies de cobertura do solo usadas na entressafra da soja, sobre a produtividade de grãos da cultura, apesar da elevada produção de palhada pelas espécies.

O efeito positivo do tratamento de cobertura do solo que ocorreu na safra de milho em 2004-2005, certamente, foi devido à maior entrada de N no sistema. Amado et al. (2003) verificaram efeito positivo da adubação nitrogenada aplicada na aveia sobre a nutrição e o rendimento do milho cultivado em sucessão. Amanullah et al. (2016) verificaram que a aplicação de N por diferentes fontes aumentou a produtividade do milho. No presente estudo, também foi verificado que na safra de 2006-2007, houve um aumento na produtividade de soja no tratamento com cobertura e adição de N. Possivelmente, nesse tratamento, a entrada de N promoveu maior desenvolvimento das plantas que antecederam o cultivo da soja e, com isso, beneficiaram a produtividade de soja. As gramíneas podem melhorar, temporariamente, alguns atributos físicos do solo e ainda liberar nutrientes, fazendo com que o desenvolvimento de leguminosas e não-leguminosas seja favorecido (ANDREOLA et al., 2000).

Acontece, porém, que nas safras de feijão em 2011-2012, de feijão safrinha em 2012 e de soja em 2012-2013, o tratamento com solo descoberto durante a estação de outono–inverno (SNSC) proporcionou maiores produtividades de grãos das culturas do que os tratamentos com cobertura do solo (SNCC e CNCC) (Figura 33b e 34b). Uma possível explicação para esse efeito seria o excesso de umidade no solo na maior parte do tempo de desenvolvimento das culturas no campo, proveniente de precipitações pluviais acima da

média (Tabela 3), fazendo com que os tratamentos com cobertura do solo (SNCC e CNCC) armazenassem uma maior quantidade de água, prejudicando assim o desenvolvimento adequado das culturas. Andreola et al. (2000) verificaram que a cobertura do solo aumenta a retenção de água, expressa pelo equivalente de umidade. Bortoluzzi & Eltz (2000) observaram que nos primeiros 0,10 m de profundidade do solo ocorreu maior teor de água em solos cobertos do que em solos desnudos, em razão da menor transferência de energia e da menor evaporação da água pela presença de cobertura, sendo seus efeitos mais pronunciados nas proximidades da superfície do solo. De acordo com Silveira et al. (2001), a produtividade do feijoeiro é bastante afetada pela condição hídrica do solo, sendo que deficiência ou excesso de água nas diferentes fases do ciclo da cultura causam redução na produtividade. Ferrari et al. (2013) ressaltam que o excesso hídrico causa queda na produtividade de soja, pois reduz o potencial hídrico foliar, provocando fechamento estomático, o que prejudica a fotossíntese e reduz o arejamento do solo, o desenvolvimento das raízes e a fixação do N_2 no solo.

Por outro lado, o Al também está intimamente relacionado com o desenvolvimento das raízes das plantas, pois é um dos principais responsáveis pela baixa performance de plantas economicamente importantes em solos ácidos. Das espécies de Al, a forma Al^{3+} é comprovadamente a mais tóxica e o sintoma inicial, e mais nocivo, de sua toxicidade às plantas é a inibição do crescimento da raiz (ECHART & CAVALLI-MOLINA, 2001).

Na Figura 36 são mostradas as relações encontradas entre a produtividade acumulada de grãos das culturas, no período de 2004 a 2014, e os teores de Al extraídos com as soluções de KCl 1 mol L^{-1} e de $LaCl_3$ $0,33 \text{ mol L}^{-1}$, em diferentes profundidades do solo. O efeito negativo do Al^{3+} trocável na produtividade acumulada de grãos das culturas foi confirmado (Figura 36a), pois foram encontradas fortes correlações negativas entre a produtividade acumulada e o teor de Al extraído com KCl, nas três profundidades estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m). Além do Al trocável (Figura 36a), o Al não-trocável, extraído com o

LaCl_3 (Figura 36b), nas três profundidades estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m), também exerceu forte influência negativa na produtividade acumulada de grãos das culturas.

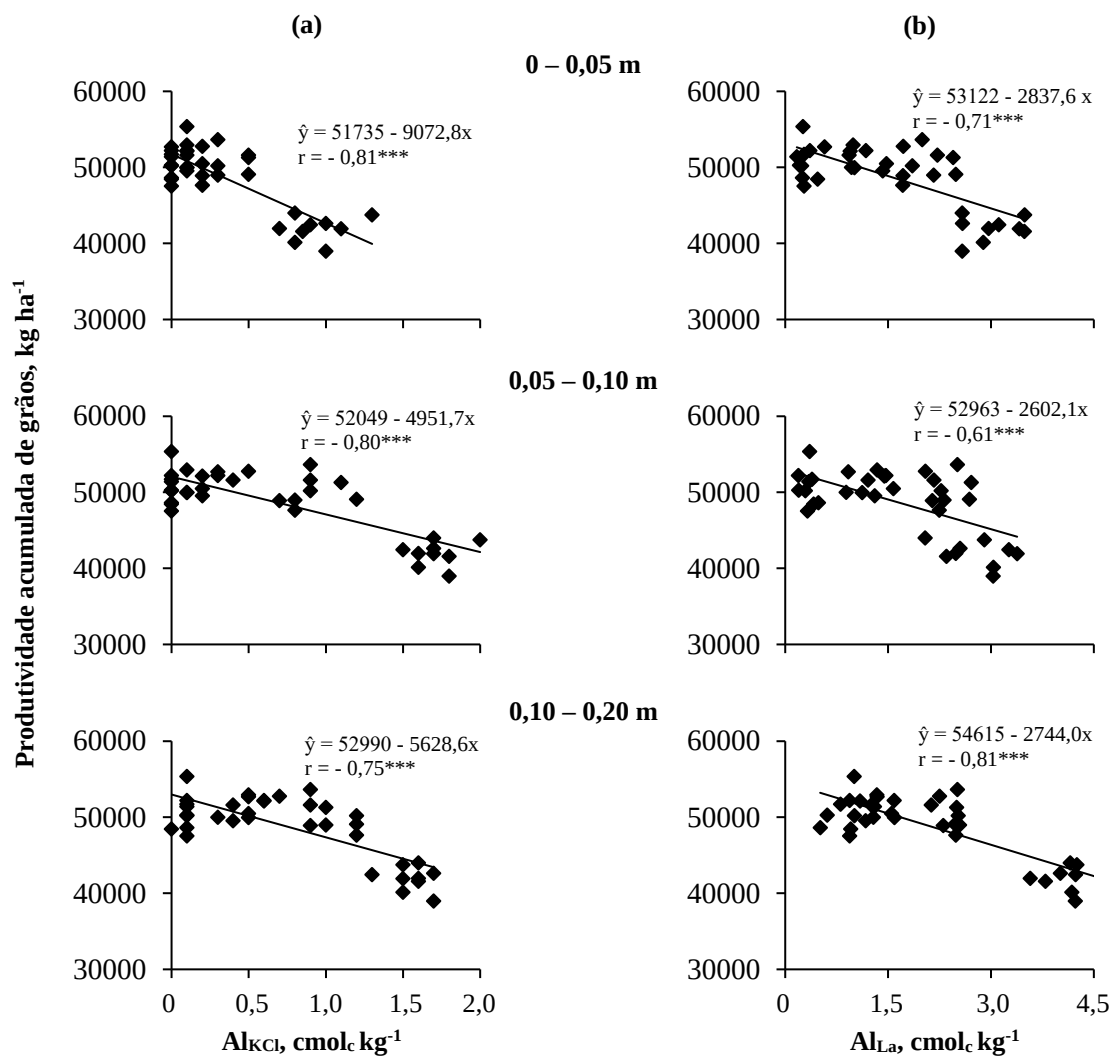


Figura 36. Relações entre a produtividade acumulada de grãos das culturas, no período de 2004 a 2014, e os teores de Al extraídos com as soluções de cloreto de potássio [Al_{KCl}] (a) e de cloreto de lantânio [Al_{La}] (b), para diferentes profundidades do solo. ***: $P < 0,001$.

Como já visto, o cloreto de lantânio é um extrator mais forte que o KCl, e extrai o Al complexado fracamente com a MOS (BLOOM et al., 1979). Mesmo esse Al estando associado à MOS, grandes reduções nas produtividades das culturas podem ocorrer com o aumento dessa forma de Al, pois ela pode ser facilmente dessorvida da MOS, passando para a solução do solo.

Efeito semelhante ao Al extraído com o LaCl_3 sobre a produtividade acumulada,

também foi observado com o Al extraído com a solução de CuCl_2 (Figura 37a). Estreitas correlações negativas foram encontradas entre a produtividade acumulada e o Al extraído com CuCl_2 , nas três profundidades estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m).

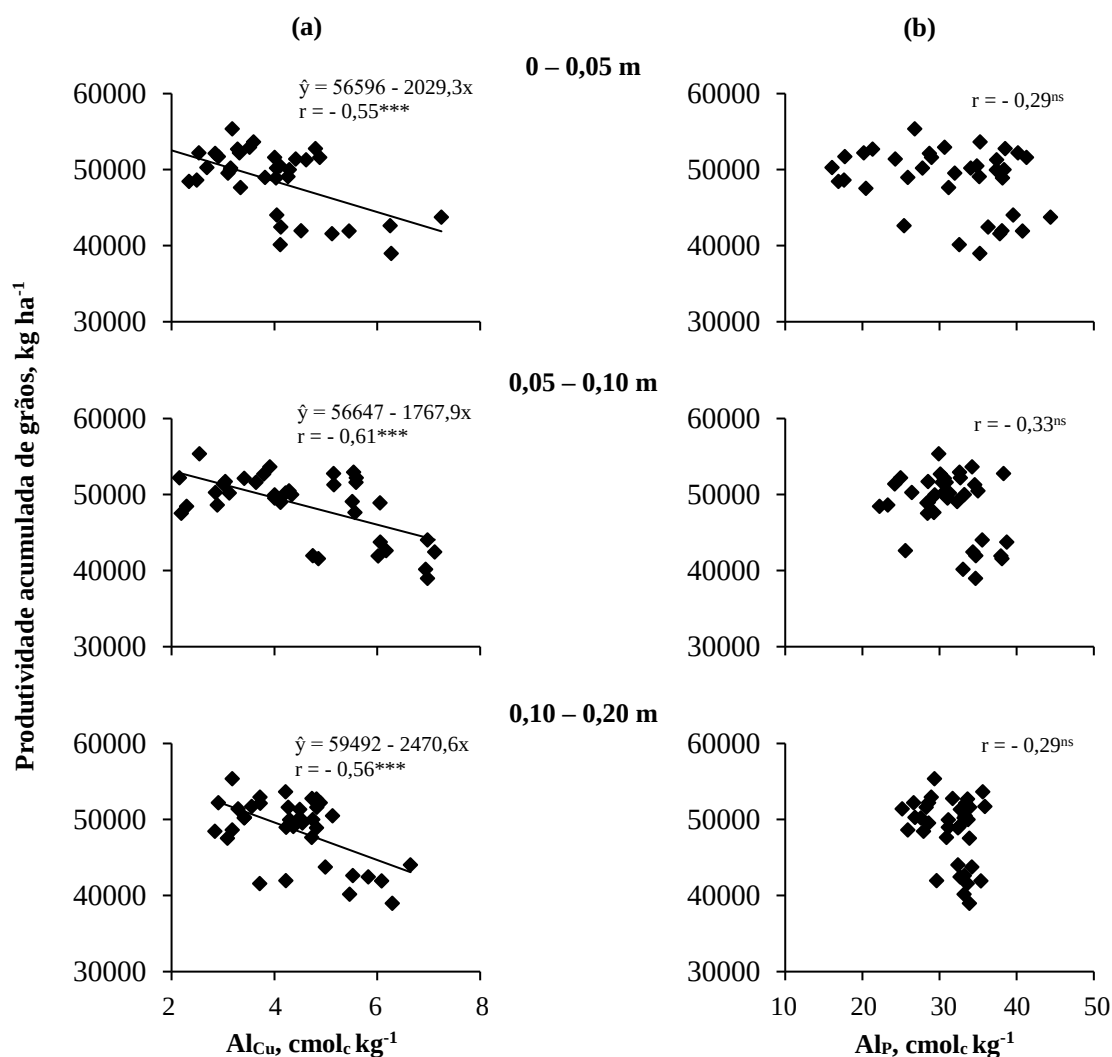


Figura 37. Relações entre a produtividade acumulada de grãos das culturas, no período de 2004 a 2014, e os teores de Al extraídos com as soluções de cloreto de cobre [Al_{Cu}] (a) e de pirofosfato de sódio [Al_P] (b), para diferentes profundidades do solo. ns: não significativo; ***: $P < 0,001$.

Nota-se que os coeficientes de correlação entre a produtividade acumulada e o Al extraído com CuCl_2 (Figura 37a) foram menores que o Al extraído com o LaCl_3 (Figura 36a). Isso se deve à habilidade do Cu^{2+} para formar complexos relativamente mais fortes com a MOS, o que torna esse extrator potencialmente adequado para a remoção de Al unido

organicamente (JUO & KAMPRATH, 1979). Porém, a produtividade acumulada não apresentou correlação significativa com o Al extraído com o pirofosfato de sódio (Figura 37b), nas três camadas de solo estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m). Como o pirofosfato de sódio tem capacidade de extrair formas de Al fortemente ligadas a compostos orgânicos (BASCOMB, 1968), dificilmente ocorre a dessorção desse Al da MOS, não influenciando desta forma, a produtividade das culturas.

O Al extraído com o oxalato ácido de amônio também não apresentou correlação significativa com a produtividade acumulada de grãos das culturas (Figura 38), nas três profundidades estudadas (0–0,05, 0,05–0,10 e 0,10–0,20 m). Isso se deve ao fato de o oxalato

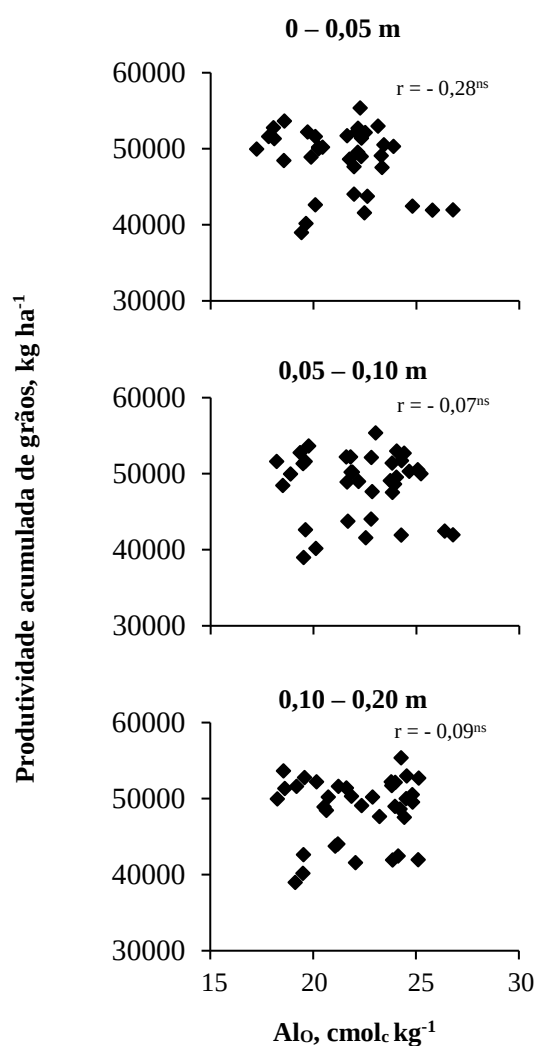


Figura 38. Relação entre a produtividade acumulada de grãos das culturas, no período de 2004 a 2014, e os teores de Al extraídos com a solução de oxalato de amônio [AlO], para diferentes profundidades do solo. ns: não significativo.

de amônio extrair formas de baixa cristalinidade e amorfas de compostos de Fe e de Al (SCHWERTMANN, 1964).

Os resultados sugerem que, dentre os fatores que podem prejudicar as produtividades das culturas em solos ácidos, o Al merece atenção especial. As plantas quando se desenvolvem na presença de níveis tóxicos de Al não conseguem absorver água e nutrientes de modo adequado, o que as torna menos produtivas e mais susceptíveis à seca (MIGUEL et al., 2010). Cabe destacar que não só o Al trocável, mas também o Al não-trocável, especialmente aquele complexado mais fracamente com a MOS, pode comprometer a produtividade das culturas em sistema plantio direto de longa duração.

6. CONCLUSÕES

A calagem na superfície em sistema plantio direto apresentou eficiência na correção da acidez do solo, em longo prazo, aumentando o pH, os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis e a saturação por bases, bem como reduzindo os níveis de Al^{3+} até a profundidade de 0,20 m.

Os teores de Al^{3+} trocável ocupam uma proporção muito baixa em relação às formas de Al não-trocável, as quais foram predominantes em todas as camadas de solo avaliadas até a profundidade de 0,20 m. A calagem superficial em plantio direto neutralizou o Al^{3+} na forma trocável, e também uma fração importante das diferentes formas do Al não-trocável.

A calagem na superfície em plantio direto reduziu o Al fortemente complexado pela matéria orgânica do solo, sendo parte precipitado em formas inorgânicas de $\text{Al}(\text{OH})_3$, e parte complexado novamente pelas formas mais lábeis da matéria orgânica do solo.

A aplicação superficial de calcário em plantio direto reduziu a concentração de Al complexado pela matéria orgânica do solo em curto prazo, e promoveu aumento na ligação de baixa estabilidade do Al com a matéria orgânica do solo em longo prazo.

A cobertura do solo com resíduos de plantas de aveia e trigo proporcionou grande aporte de carbono orgânico em longo prazo, e aumentou a estabilidade da ligação entre o Al e a matéria orgânica do solo, bem como a relação do Al extraído com o pirofosfato de sódio e o oxalato de amônio. Essa relação indicou que o solo do presente estudo apresentou predomínio de Al complexado organicamente.

O Al não-trocável complexado mais fracamente com a matéria orgânica do solo, assim como o Al trocável, apresentou forte correlação com a produtividade das culturas, mostrando que o aumento dessas formas de Al no solo afeta severamente a produtividade das culturas.

A produtividade de grãos das culturas aumentou com a aplicação de calcário ao longo dos anos, sendo que o maior rendimento acumulado de grãos, em um período de 10

anos, foi obtido com uma dose de calcário próxima da calculada para elevar a saturação por bases, na camada de 0–0,20 m, a 70% (8,3 t ha⁻¹).

7. REFERÊNCIAS

- ABREU JR, C.H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A.F. Relationship between acidity and chemical properties of Brazilian soils. **Scientia Agricola**, v.60, p.337-343, 2003.
- AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; HUBNER, A.P.; CHIAPINOTTO, I.C.; FRIES, M.R. Consorciação de plantas de cobertura no outono/inverno antecedendo o milho em plantio direto: Dinâmica do nitrogênio no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.739-749, 2004.
- ALBUQUERQUE, J.A.; BAYER, C.; ERNANI, P.R.; MAFRA, A.L.; FONTANA, E. Aplicação de calcário e fósforo e estabilidade da estrutura de um solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.799-806, 2003.
- ALCARDE, J.C. Corretivos da acidez dos solos: características e interpretações. São Paulo, **ANDA**, 1992. (Boletim Técnico, 6)
- ALFARO, M.; ROSELEM, C.A.; GOULDING, K.; JOHNSTON, J.; WANG, H-Y. Potassium losses and transfers in agricultural and livestock systems. **Frontiers of Potassium Science**. Rome, Italy, p.25-27, 2017.
- ALLEONI, R. F. F.; CAMBRI, M. A.; CAIRES, E. F. Atributos químicos de um Latossolo de cerrado sob plantio direto, de acordo com doses e formas de aplicação de calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.923-934, 2005.
- ALLEONI, R. F. F.; CAMBRI, M. A.; CAIRES, E. F.; GARBUIO, F.J. Acidity and Aluminum Speciation as Affected by Surface Liming in Tropical No-Till Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.74, p.1010-1017, 2010.
- ALVAREZ, E.; MARTINEZ, A.; CALVO, R. Geochemical aspects of aluminium in forest soils in Galicia (N.W. Spain). **Biogeochemistry**, v.16, p.167-180, 1992.
- ÁLVAREZ, E.; VIADÉ, A.; FERNÁNDEZ-MARCOS, M.L. Effect of liming with different sized limestone on the forms of aluminium in a Galician soil (NW Spain). **Geoderma**, v.152, p.1-8, 2009.
- AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; FERNANDES, S.B.V.; BAYER, C. Culturas de cobertura, acúmulo de nitrogênio total no solo e produtividade de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.679-686, 1999.
- AMADO, T.J.C.; BAYER, C.; ELTZ, F.L.F.; BRUM, A.C.R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.189-197, 2001.
- 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 sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.1085-1096, 2003.

AMANULLAH; IQBAL, A.; ALI, A.; FAHAD, S.; PARMAR, B. Nitrogen source and rate management improve maize productivity of smallholders under semiarid climates. **Frontiers in Plant Science**, v.7, p.1-9, 2016.

AMARAL, A.S.; SPADER, V.; ANGHINONI, I.; MEURER, E.J. Resíduos vegetais na superfície do solo afetam a acidez do solo e a eficiência do herbicida flumetsulam. **Ciência Rural**, v.30, p.789-794, 2000.

AMARAL, A.S.; ANGHINONI, I. Alteração de parâmetros químicos do solo pela reaplicação superficial de calcário no sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, p.695-702, 2001.

AMARAL, A.S.; ANGHINONI, I.; HENRICHS, R.; BERTOL, I. Movimentação de partículas de calcário no perfil de um Cambissolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.359-367, 2004.

ANDREOLA, F.; COSTA, L.M.; OLSZEWSKI, N.; JUCKSCH, I. A cobertura vegetal de inverno e a adubação orgânica e, ou, mineral influenciando a sucessão feijão/milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.867-874, 2000.

ARAÚJO, S.R.; DEMATTE, J.A.M.; GARBUIO, F.J. Aplicação de calcário com diferentes graus de reatividade: alterações químicas no solo cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.1755-1764, 2009.

AUXTERO, E.; MADEIRA, M.; PARKER, D. Extractable Al and Soil Solution Ionic Concentrations in Strongly Leached Soils from Northwest Iberia: Effects of Liming. **ISRN Soil Science**, v.2012, p.1-15, 2012.

AZEVEDO, D.M.P.; LEITE, L.F.C.; TEIXEIRA NETO, M.L.T.; DANTAS, J.S. Atributos físicos e químicos de um Latossolo Amarelo e distribuição do sistema radicular da soja sob diferentes sistemas de preparo no cerrado maranhense. **Revista Ciência Agronômica**, v.38, p.32-40, 2007.

BARBOSA FILHO, M.P.; SILVA, O.F. Aspectos agro-econômicos da calagem e da adubação nas culturas de arroz e feijão irrigados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.29, p.1657-1667, 1994.

BASCOMB, E. W. Distribution of pyrophosphate extractable iron and organic carbon. **Journal of Soil Science**, v.19, p.251-268, 1968.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.105-112, 1997.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.599-607, 2000.

BAYER, C.; SPAGNOLLO, E.; WILDNER, L.P.; ERNANI, P.R.; ALBURQUEQUE, J.A. Incremento de carbono e nitrogênio num Latossolo pelo uso de plantas estivais para cobertura do solo. **Ciência Rural**, v.33, p.469-475, 2003.

BERG, B.; MATZNER, E. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. **Environmental Reviews**, v.5, p.1-25, 1997.

BERTSCH, P.M.; BLOOM, P.R. Aluminum. p. 517-550. In: J.M. Bartels et al. (ed.) **Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods**. (3rd.ed.) ASA and SSSA, Madison, WI. Book series no. 5. 1996.

BEUTLER, A.N.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; PEREIRA FILHO, I.A.; CRUZ, J.C. Agregação de latossolo vermelho distrófico típico relacionada com o manejo na região dos cerrados no Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.129-136, 2001.

BLEVINS, R.L.; THOMAS, G.W.; SMITH, M.S.; FRYE, W.W.; CORNELIUS, P.L. Changes in soil properties after 10 years of continuous non-tilled and conventionally-tilled corn. *Soil Til. Res.*, 3:135-136, 1983.

BLOOM, P.R.; McBRIDE, M.B.; WEAVER, W. Aluminum organic matter in acid soils: buffering and solution aluminum activity. **Soil Science Society of America Journal**, v.43, p.488-498, 1979.

BORTOLUZZI, E.C.; ELTZ, F.L.F. Efeito do manejo mecânico da palhada de aveia preta sobre a cobertura, temperatura, teor de água no solo e emergência da soja em sistema de plantio direto. **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, v.24, p.449-457, 2000.

BORTOLUZZI, E.C.; PARIZE, G.L.; KORCHAGIN, J.; SILVA, V.R.; RHEINHEIMER, D.S.; KAMINSKI, J. Soybean root growth and crop yield in response to liming at the beginning of a no-tillage system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.262-271, 2014.

BRIEDIS, C.; SÁ, J.C.M.; CAIRES, E.F.; NAVARRO, J. de F.; INAGAKI, T.M.; BOER, A.; FERREIRA, A. de O.; QUADROS NETO, C.; CANALLI, L.B.; SANTOS, J.B. dos. Changes in organic matter pools and increases in carbon sequestration in response to surface liming in an oxisol under long-term no-till. **Soil Science Society of America Journal**, v.76, p.151-160, 2012.

BROWN, T.T.; KOENIG, R.T.; HUGGINS, D.R.; HARSH, J.B.; ROSSI, R.E. Lime effects on soil acidity, crop yield, and aluminum chemistry in direct-seeded cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, v.72, p.634-640, 2008.

BUURMAN, P.; LAGEN, B.; VELTHORST, E.J. **Manual of soil and water analysis**. Leiden, Backhuys Publishers Leiden, 1996. 314p.

CABALLERO, E.C.; ÁLVAREZ, V.H.; NEVES, J.C.L. Comparação de Diferentes Métodos Químicos como Extrantes de Alumínio em Solos Tiomorficos do Brasil e Colômbia. **Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín**, v.68, p.7569-7579. 2015.

CAIRES, E.F.; CHUEIRI, W.A.; MADRUGA, E.F.; FIGUEIREDO, A. Alterações de características químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na superfície em sistema de cultivo sem preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, p.27-34, 1998.

CAIRES, E.F.; FONSECA, A.F.; MENDES, J.; CHUEIRI, W.A.; MADRUGA, E.F. Produção de milho, trigo e soja em função das alterações das características químicas do solo pela aplicação de calcário e gesso na superfície, em sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.315-327, 1999.

CAIRES, E.F.; BANZATTO, D.A.; FONSECA, A.F. Calagem na superfície em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.161-169, 2000.

CAIRES, E.F.; FONSECA, A.F.; FEDLHAUS, I.C.; BLUM, J. Crescimento radicular e nutrição da soja cultivada no sistema de plantio em resposta ao calcário e gesso na superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.1029-1040, 2001.

CAIRES, E.F.; BARTH, G.; GARBUIO, F.J.; KUSMAN, M.T. Correção da acidez do solo, crescimento radicular e nutrição do milho de acordo com a calagem em superfície em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.1011-1022, 2002.

CAIRES, E.F.; BLUM, J.; BARTH, G.; GARBUIO, F.J.; KUSMAN, M.T. Alterações químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na implantação do sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.275-286, 2003.

CAIRES, E.F.; KUSMAN, M.T.; BARTH, G.; GARBUIO, F.J.; 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.; ALLEONI, L.R.F.; CAMBRI, M.A.; BARTH, G. Surface application of lime for crop grain production under a no-till system. **Agronomy Journal**, v.97, p.791-798, 2005.

CAIRES, E.F. Manejo da acidez do solo. In: PROCHNOW, L.I.; CASARIN, V.; STIPP, S.R. (Org.). **Boas práticas para o uso eficiente de fertilizantes**. Piracicaba, SP: IPNI - Brasil, v.1, p.277-347, 2010.

CAIRES, E.F. Correção da acidez do solo em sistema plantio direto. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, IPNI, p.1-13, mar. 2013.

CAIRES, E.F.; HALISKI, A.; BINI, A.R.; SCHARR, D.A. Surface liming and nitrogen fertilization for crop grain production under no-till management in Brazil. **European Journal of Agronomy**, v.66, p.41-53, 2015.

CALEGARI, A.; TIECHER, T.; HARGROVE, W.L.; RALISCH, R.; TESSIER, D.; TOURDONNET, S.; GUIMARÃES, M.F.; SANTOS, D.R. Long-term effect of different soil management systems and winter crops on soil acidity and vertical distribution of nutrients in a Brazilian Oxisol. **Soil & Tillage Research**, v.133, p.32-39, 2013.

CAMBRI, M.A. Calagem e formas de alumínio em três localidades sob sistema plantio direto. Piracicaba, 2004. 95p. Tese (Doutorado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

CAMPOS, B.C.; REINERT, D.J.; NICOLODI, R.; RUEDELL, J.; PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.19, n.1, p.121–126, 1995.

CARMEIS FILHO, A.C.A.; CRUSCIOL, C.A.C; CASTILHOS, A.M. Liming demand and plant growth improvements for an Oxisol under long-term no-till cropping. **Journal of Agricultural Science**, p.1-20, 2017.

CARREIRO, M.M.; SINSABAUGH, R.L.; REPERT, D.A.; PARKHURST, D.F. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. **Ecology**, v.81, p.2359–2365, 2000.

CASTRO, G.S.A.; CRUSCIOL, C.A.C. Effects of superficial liming and silicate application on soil fertility and crop yield under rotation. **Geoderma**, v.195/196, p.234-242, 2013.

CASTRO, G.S.A.; CRUSCIOL, C.A.C. Effects of surface application of dolomitic limestone and calcium-magnesium silicate on soybean and maize in rotation with green manure in a tropical region. **Bragantia**, v.74, p.311-321, 2015.

CASTRO, G.S.A.; CRUSCIOL, C.A.C.; DA COSTA, C.H.M.; FERRARI NETO, J.; MANCUSO, M.A.C. Surface application of limestone and calcium-magnesium silicate in a tropical no-tillage system. **Journal of soil science and plant nutrition**, v.16, p.362-379, 2016.

CHANDRAN, D.; SHAROPOVA, N.; VANDENBOSCH, K.A.; GARVIN, D.F; SAMAC, D.A. Physiological and molecular characterization of aluminum resistance in *Medicago truncatula*. **BMC Plant Biology**, v. 8, n. 89, 2008.

CHURKA BLUM, S.; CAIRES, E.F.; ALLEON, L.R.F. Lime and phosphogypsum application and sulfate retention in subtropical soils under no-till system. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v.13, p.279-300, 2013.

CIOTTA, M. N.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; ERNANI, P. R.; ALBUQUERQUE, J. A. Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto. **Ciência Rural**, v.33, p.1161-1164, 2003.

CIOTTA, M. N.; BAYER, C.; ERNANI, P. R.; FONTOURA, S. M. V.; WOBETO, C.; ALBUQUERQUE, J. A. Liming management and its effect on acidity components of an Oxisol under no tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.317-326, 2004.

COELHO, M.R.; VIDAL-TORRADO, P.; OTERO PÉREZ, X.L.; MARTINS, V.M.; MACÍAS VÁZQUEZ, F. Seletividade do pirofosfato de sódio e de cloretos não tamponados (CuCl_2 e LaCl_3) como extratores de alumínio associado à matéria orgânica em solos de restinga do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.1561-1572, 2010.

COELHO, M.R.; VIDAL-TORRADO, P.; OTERO PÉREZ, X.L.; MARTINS, V.M.; MACÍAS VÁZQUEZ, F. Avaliação de cloretos não tamponados como extratores de alumínio

associado à matéria orgânica em solos da planície costeira do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.1619-1632, 2011.

CORRÊA, J.C.; BÜLL, L.T.; CRUSCIOL, C.A.C.; FERNANDES, D.M.; PERES, M.G.M. Aplicação superficial de diferentes fontes de corretivos no crescimento radicular e produtividade da aveia preta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1583-1590, 2008.

COSTA, F.S.; GOMES, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Métodos para avaliação das emissões de gases de efeito estufa no sistema solo-atmosfera. **Ciência Rural**, v.36, p.693-700, 2006.

COSTA, F.S.; BAYER, C.; ZANATTA, J.A.; MIELNICZUK, J. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.323-332, 2008.

CRUSCIOL, C.A.C.; GARCIA, R.A.; CASTRO, G.S.A.; ROSOLEM, C.A. Nitrate role in basic cation leaching under no-till. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.1975-1984, 2011.

CUNHA, G.M.; ALMEIDA, J.; ALVES TESTONI, S.; BASTOS BARBOZA, B. Formas de alumínio em solos ácidos brasileiros com teores excepcionalmente altos de Al^{3+} extraível com KCl. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, p.1362-1377, 2015.

DAHLGREN, R.A.; WALKER, W.J. Aluminum release rates from selected Spodosol Bs horizons: Effect of pH and solid-phase aluminum pools. **Geochimica et Cosmochimica, Acta** v.57, p. 57-66, 1992.

DAHLGREEN, R.A. Quantification of allophane and imogolite. In: AMONETTE, J. E.; ZELAZNY, L.W. (Ed.). Quantitative methods in soil mineralogy. Madison: **Soil Science Society of America**, p.430-448, 1994.

DAI, Q-X.; AE, N.; SUZUKI, T.; RAJKUMAR, M.; FUKUNAGA, S.; FUJITAKE, N. Assessment of potentially reactive pools of aluminum in Andisols using a five-step sequential extraction procedure. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.57, p.500-507, 2011.

DELHAIZE, E.; RYAN, P.R. Aluminum toxicity and tolerance in plants. **Plant Physiol**, v.107, p.315-321, 1995.

DIEHL, R.C.; MIYAZAWA, M.; TAKAHASHI, H.W. Compostos orgânicos hidrossolúveis de resíduos vegetais e seus efeitos nos atributos químicos do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.2653-2659, 2008.

DRABEK, O.; BORUVKA, L.; MLADKOVA, L.; KOCAREK, M. Possible method of aluminium speciation in forest soils. **Journal of Inorganic Biochemistry**, v.97, p.8-15, 2003.

ECHART, C.L.; CAVALLI-MOLINA, S. Fitotoxicidade do alumínio: efeitos, mecanismo de tolerância e seu controle genético. **Ciência Rural**, v.31, p.531-541, 2001.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solo. **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

ERNANI, P. R.; RIBEIRO, M. S.; BAYER, C. Modificações químicas em solos ácidos ocasionadas pelo método de aplicação de corretivos da acidez e de gesso agrícola. **Scientia Agricola**, v.58, p.825-831, 2001.

FAGERIA, N.K. Effect of liming on upland rice, common bean, corn, and soybean production in cerrado soil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, p.1419-1424, 2001.

FAGERIA, N.K.; STONE, L.F.; MOREIRA, A. Liming and manganese influence on common bean yield, nutrient uptake, and changes in soil chemical properties of an Oxisol under no-tillage system. **Journal of Plant Nutrition**, v.31, p.1723-1735, 2008.

FERNÁNDEZ-SANJURJO, M.J.; ALVAREZ, E.; GARCÍA-RODEJA, E. Efecto del encalado sobre ciertas propiedades de la solución del suelo, la fracción coloidal y la disponibilidad de fósforo. **Edafología**, v.1, p.119-127, 1995.

FERRARI, E.; PAZ, A.; SILVA, A.C.; Déficit hídrico no metabolismo da soja em semeaduras antecipadas no Mato grosso. **Nativa**, v.3, p. 67-77, 2013.

FERRARI, S.; JÚNIOR, E.F.; GODOY, L.J.G; FERRARI, J.V.; SOUZA, W.J.O.; ALVES, E. Effects on soil chemical attributes and cotton yield from ammonium sulfate and cover crops. **Acta Scientiarum**, v.37, p.75-83, 2015.

FERREIRA, D. F. **Sisvar** - Sistema de Análise de Variância. 2006.

FIGUEIREDO, O.A.R.; ALMEIDA, J.A. Quantificação das formas trocáveis e não trocáveis de alumínio em solos ácidos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.15, p.151-156, 1991.

FLORA, L.P.D.; ERNANI, P.R.; CASSOL, P.C. Mobilidade de cátions e correção da acidez de um Cambissolo em função da aplicação superficial de calcário combinado com sais de potássio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.1592-1598, 2007.

FOLONI, J.S.S.; ROSOLEM, C.A. Efeito da calagem e sulfato de amônio no algodão. I - Transporte de cátions e ânions no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p.425-432, 2006.

FONSECA, A.F.; CAIRES, E.F.; BARTH, G. Extraction methods and availability of micronutrients for wheat under a no-till system with a surface application of lime. **Scientia Agricola**, v.67, p.60-70, 2010.

FRANCHINI, J.C.; MALAVOLTA, E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.533-542, 1999.

FRANCHINI, J.C.; MEDA, A.R.; CASSIOLATO, M.E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Potencial de extratos de resíduos vegetais na mobilização do calcário no solo por método biológico. **Scientia Agrícola**, v.58, p.357-360, 2001a.

FRANCHINI, J.C.; GONZALEZ-VILA, F.J.; CABRERA, F.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Rapid transformations of plant water-soluble organic compounds in relation to cation mobilization in an acid Oxisol. **Plant Soil**, v.231, p.55-63, 2001b.

FRANCHINI, J.C.; HOFFMANN-CAMPO, C.B.; TORRES, E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Organic composition of green manure during growth and its effect on cation mobilization in an acid Oxisol. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.34, p.2045-2058, 2003.

GARBUIO, F.J.; JONES, D.L.; ALLEONI, L.R.F.; MURPHY, D.V.; CAIRES, E.F. Carbon and nitrogen dynamics in an oxisol as affected by liming and crop residues under no-till. **Soil Science Society of America Journal**, v.75, p.1723-1730, 2011.

GARCÍA-RODEJA, E.; NÓVOA, J.C.; PONTEVEDRA, X.; MARTÍNEZ-CORTIZAS, A. & BUURMAN, P. Aluminium fractionation of European volcanic soils by selective dissolution techniques. **Catena**, v.56, p.155-183, 2004.

GHIMIRE, R.; MACHADO, S.; BISTA, P. Soil pH, Soil Organic Matter, and Crop Yields in Winter Wheat–Summer Fallow Systems. **Agronomy Journal**, v.109, p.706-717, 2017.

GONÇALVES, C.N.; CERETTA, C.A. Plantas de cobertura de solo antecedendo o milho e seu efeito sobre o carbono orgânico do solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.307-313, 1999.

GONZÁLEZ PÉREZ, M.; TORRADO, P.V.; COLNAGO, L.A.; MARTIN NETO, L.; OTERO, X.L.; MILORI, D.M.B.P.; GOMES, F.H. ¹³C NMR and FTIR spectroscopy characterization of humic acids in Spodosols under tropical rain forest in Southeastern Brazil. **Geoderma**, v.146, p.425-433, 2008.

GORDIN, C.R.B.; MARQUES, R.F.; MARQUES ROSA, R.J.; MARQUES DOS SANTOS, A.; SCALON, S.P.Q. Emergência de plântulas e crescimento inicial do pinhão manso exposto a alumínio. **Semina: Ciências Agrárias**, v.34, p.147-156, 2013.

GRANT, C. Effects of nitrogen and phosphorus fertilizers on the environment. In: PROCHNOW, L.I.; CASARIN, V.; STIPP, S.R. (Org.). **Boas práticas para o uso eficiente de Fertilizantes**. Piracicaba, SP: IPNI - Brasil, v.1, p.43-90, 2010.

HARGROVE, W.L.; THOMAS, G.W. Effect of organic matter on exchangeable aluminum and plant growth in acid soils. In Dowdy R. H. (ed). **Chemistry in the soil environment**. ASA Spec. Publ. 40. ASA and SSSA, Madison, Wi. 1981.

HARGROVE, W.L.; THOMAS, G.W. Extraction of aluminum from aluminum-organic matter in relation to titratable acidity. **Soil Science Society of America Journal**, v.48, p.1458-1460, 1984.

IAPAR. **Médias históricas de precipitação**. Disponível em:

< http://www.iapar.br/arquivos/Image/monitoramento/Medias_Historicas/Ponta_Grossa.htm>. Acesso em 11 nov. 2018.

JARVIS, S.C. Forms of aluminum in some acid permanent grassland soil. **Journal of Soil Science**, v.37, p.211-222, 1986.

JORIS, H.A.W; CAIRES, E.F.; BINI, A.R.; SCHARR, D.A.; HALISKI, A. Effects of soil acidity and water stress on corn and soybean performance under a no-till system. **Plant and Soil**, v.365, p.409-424, 2013.

JORIS, H.A.W; CAIRES, E.F.; SCHARR, D.A.; BINI, A.R.; HALISKI, A. Liming in the conversion from degraded pastureland to a no-till cropping system in Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.162, p.68-77, 2016.

JUO, A.S.R.; KAMPRATH, E.J. Copper chloride as extractant for estimating the potentially reactive aluminum pool in acid soils. **Soil Science Society of America Journal, Madison**, v.43, p.35-38, 1979.

KLEBER, M.; SCHWENDENMANN, L.; VELDKAMP, E.; RÖßNER, J.; JAHN, R. Halloysite versus gibbsite: Silicon cycling as a pedogenetic process in two lowland neotropical rain forest soils of La Selva, Costa Rica. **Geoderma**, v.138, p.1-11, 2007.

KOCHIAN, K.V. Cellular mechanisms of aluminium toxicity and resistance in plant. **Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology**, v.46, p.237-260, 1995.

KOCHIAN, L.V.; HOEKENGA, O.A.; PIÑEROS, M.A. How do crop plants tolerate acid soils? Mechanisms of aluminum tolerance and phosphorous efficiency. **Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology**, v.55, p.459-493, 2004.

KRSTIC, D.; DJALOVIC, I.; NIKEZIC, D.; BJELIC, D. Aluminium in acid soils chemistry, toxicity and impact on maize plants. **Food Production – Approaches, Challenges and Tasks**, p.231-242, 2012.

KURIHARA, C.H.; MAEDA, S.; HERNANI, L.C.; SILVA, W.M. Eficiência relativa de frações granulométricas de calcários sul-mato-grossenses. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.34, p.1443-1449, 1999.

LANGE, A.; CARVALHO, J.L.N.; DAMIN, V.; CRUZ, J.C.; MARQUES, J.J. Alterações em atributos do solo decorrentes da aplicação de nitrogênio e palha em sistema semeadura direta na cultura do milho. **Ciência Rural**, v.36, p.460-467, 2006.

LOPES, A. S.; SILVA, M. C.; GUILHERME, L. R. G. **Acidez do solo e calagem**. 3ªed. São Paulo, ANDA 1991. 22 p. (Boletim Técnico, 1)

LOPES, A.S.; WIETHOLTER, S.; GUILHERME, L.R.G.; SILVA, C.A. **Sistema plantio direto**: bases para manejo da fertilidade do solo. São Paulo: ANDA, 2004. 110p.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F.M. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.175-187, 2004.

MACHADO, L.A.Z; ASSIS P.G.G. Produção de palha e forragem por espécies anuais e perenes em sucessão à soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.45, p.415-422, 2010.

MALAVOLTA, E. **Elementos de Nutrição Mineral de Plantas**. São Paulo: Editora agronômica Ceres Ltda. 1980. 251 p.

MALVEZI, K.E.D.; ZANÃO JÚNIOR, L.A.; MÜLLER, L.; ROSA, F.R.T.; JEAN CARLO SANTOS DE OLIVEIRA, J.C.S.de; TULLIO, G.F. Dinâmica de nutrientes do solo em sistema de plantio direto. **Acta Iguazu**, v.4, p.10-30, 2015.

MARTINS, A.P.; ANGHINONI, I.; COSTA, S.E.V.G.A.; CARLOS, F.S.; NICHEL, G.H.; SILVA, R.A.P.; CARVALHO, P.C.F. Amelioration of soil acidity and soybean yield after surface lime reapplication to a long-term no-till integrated crop–livestock system under varying grazing intensities. **Soil & Tillage Research**, v.144, p.141-149, 2014.

MAY, H.M.; NORDSTROM, D.K. Assessing the solubilities and reactions kinetics of aluminous mineral in soils. **Soil Acidity**, p.125-148, 1991.

MENDONÇA, E.S.; ROWEL, D.L. Dinâmica do alumínio e de diferentes frações orgânicas de um Latossolo argiloso sob cerrado e soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, p.295-303, 1994.

MENOSSO, O.G.; COSTA, J.A.; ANGHINONI, I.; BOHNEN, H. Crescimento radicular e produção de ácidos orgânicos em cultivares de soja com diferentes tolerâncias ao alumínio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, p.1339-1345, 2001.

MIGUEL, P.S.B.; ROCHA, W.S.D.; SOUZA SOBRINHO, F.; MARTINS, C.E.; GOMES, F.T.; CARVALHO, C.A.; OLIVEIRA, A.V.; BORGES, R.A.; ARAÚJO, J. P. M.; ALMEIDA, F.; DUARTE, L.H & CAMPOS, F.P. Seleção de progênies de *Brachiaria ruziziensis* à toxidez por alumínio em solução nutritiva. In: CONGRESSO MINAS LEITE, 10., Juiz de Fora, 2008. **Anais...** Juiz de Fora, 2008.

MIGUEL, P.S.B.; GOMES, F.T.; ROCHA, W.S.D.; MARTINS, C.E.; CARVALHO, C.A.; OLIVEIRA, A.V. Efeitos tóxicos do alumínio no crescimento das plantas: mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos. **CES Revista**, v.24, p.12-30, 2010.

MIJANGOS, I.; ALBIZU, I.; EPELDE, L.; AMEZAGA, I.; MENDARTE, S.; GARBISU, C. Effects of liming on soil properties and plant performance of temperate mountainous grasslands. **Journal of Environmental Management**, v.91, p.2066-2074, 2010.

MILNE, C.J.; KINNIBURGH, D.G.; DE WIT, J.C.M.; VAN RIEMSDIJK, W.H.; KOOPAL, L.K. Analysis of proton bonding by a peat humic acid using a simple electrostatic model. **Geo Cos Acta** v.59, p.1101-1112, 1995.

MINITAB Inc. Statistical Software Data Analysis Software. Version 18, 2018.

MIRANDA, L.N.; MIRANDA, J.C.C.; REIN, T. A.; GOMES, A.C. Utilização de calcário em plantio direto e convencional de soja e milho em Latossolo Vermelho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, p.563-572, 2005.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Determinação de alumínio em soluções puras contendo ácidos orgânicos e em solo com eletrodo seletivo de fluoreto. **Química Nova**, v.15, p.286-290, 1992a.

MIYAZAWA, M.; CHIERICE, G.O.; PAVAN, M.A. Amenização da toxicidade de alumínio às raízes de trigo pela complexação com ácidos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.16, p.209–215, 1992b.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; CALEGARI, A. Efeito de material vegetal na acidez do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.17, p.411-416, 1993.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; FRANCHINI, J.C. Neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais. **Informativo Agrônomo**, 2000. (Encarte Técnico)

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; FRANCHINI, J.C. Evaluation of plant residues on the mobility of surface applied lime. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.45, p.251-256, 2002.

MORAES, M.F.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; COSCIONE, A.R. Mobilidade de íons em solo ácido com aplicação de calcário, ácido orgânico e material vegetal em superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.673–684, 2007.

MOTTA, A.C.V.; MELO, V.F. **Química dos solos ácidos/Química e Mineralogia do Solo. Viçosa**, parte II, p.313-371, 2009.

MOTUZOVA G.V.; MAKARYCHEV, I.P.; PETROV, M.I. Effect of aluminum, zinc, copper, and lead on the acid–base properties of water extracts from soils. **Eurasian Soil Science**, v.46, p.44–50, 2013.

MUZILLI, O. Princípios e perspectivas de expansão. In: Plantio direto no Estado do Paraná. Londrina, **Instituto Agrônomo do Paraná**, 1981, p.11-16 (Circular, 23).

MUZILLI, O. **Manejo da matéria orgânica no Sistema plantio direto**: A experiência no Estado do Paraná. **Informações Agrônomicas**, nº:100, p.6-10, 2002.

NANZYU, M.; DAHLGREN, R.; SHOJI, S. Chapter 6 Chemical characteristics of volcanic ash soils. In: Shoji, S., Nanzyo, M., Dahlgren, R. (Eds.), **Volcanic Ash Soils: Genesis, Properties and Utilization**. Developments in Soil Science. Elsevier, Amsterdam, p. 145–187, 1993.

NDUWUMUREMYI, A.; RUGANZU, V.; MUGWE, J.N.; RUSANGANWA, A.C. Effects of unburned lime on soil pH and base cations in acidic soil. **ISRN Soil Science**, p.1-7, 2013.

NEALE, S.P.; SHAH, Z.; ADAMS, W.A. Changes in microbial biomass and nitrogen turnover in acidic organic soils following liming. **Soil Biology and Biochemistry**, v.29, p.1463-1474, 1997.

NICOLODI, M.; GIANELLO, C.; ANGHINONI, I.; MARRÉ, J.; MIELNICZUK, J. Insuficiência do conceito mineralista para expressar a fertilidade do solo percebida pelas

plantas cultivadas no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.2735-2744, 2008a.

NICOLODI, M.; ANGHINONI, I.; GIANELLO, C. Indicadores da acidez do solo para recomendação de calagem no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.237-247, 2008b.

NOLLA, A.; SCHLINDWEIN, J.A.; ANGHINONI, I. Crescimento, morfologia radicular e liberação de compostos orgânicos por plântulas de soja em função da atividade de alumínio na solução do solo de campo natural. **Ciência Rural**, v.37, p.97-101, 2007.

NOVAIS, R.F.; NEVES, J.C.L.; BARROS, N.F.; SEDIYAMA, T. Deficiência de manganês em plantas de soja cultivadas em solo de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.13, p.199-204, 1989.

NYE, P.H. Changes of pH across the rhizosphere induced by roots. **Plant Soil**, v.61, p.7-26, 1981.

OATES, K.M.; KAMPRATH, E.J. Soil acidity and liming: I. Effect of the extracting solution cation and pH on the removal of aluminum from acid soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.47, p.686-689, 1983.

OLIVEIRA, E.L.; PAVAN, M.A. Control of soil acidity in no-tillage system for soybean production. **Soil & Tillage Research**, v.38, p.47-57, 1996.

OLIVEIRA JUNIOR, A.; CASTRO, C. de; KLEPKER, D.; OLIVEIRA, F. A. Soja. In: PROCHNOW, L.I.; CASARIN, V.; STIPP, S.R. (Org.). **Boas práticas para o uso eficiente de Fertilizantes**. Piracicaba, SP: IPNI - Brasil, v.3, p.1-38, 2010.

OLIVEIRA, M.R.C.; PASSOS, R.R.; ANDRADE, V.F.; DOS REIS, F.E.; STRURM, G. M. DE SOUSA, R.B. Corretivos da acidez do solo e níveis de umidade no desenvolvimento da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.5, p.25-31, 2010.

PÁDUA, T.R.P.; SILVA, C.A.; MELO, L.C.A. Calagem em Latossolo sob influência de coberturas vegetais: neutralização da acidez. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p.869-878, 2006.

PARFITT, R.L.; CHILDS, C.W. Estimation of forms of Fe and Al: A review, and analysis of contrasting soils by dissolution and Mossbauer methods. **Australian Journal of Soil Research**, v.26, p.121-144, 1988.

PARKINSON, D.; COLEMAN, D.C. Microbial communities, activity and biomass. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.34, p.3-33, 1991.

PAVAN, M.A.; BLOCH, M.F.; ZEMPULSKY, H.C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D.C. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. Londrina, Instituto Agrônomo do Paraná, 1992. 38p. (Circular, 76)

PAVAN, M.A.; BINGHAM, F.T.; PRATT P.F. Redistribution of exchangeable calcium, magnesium and aluminium following lime or gypsum applications to a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, v.48, p.33-38, 1984.

PAVINATO, P.S.; ROSOLEM, C.A. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.911-920, 2008.

PAVINATO, P.S.; MERLIN, A.; ROSOLEM, C.A. Disponibilidade de cátions no solo alterada pelo sistema de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.1031-1040, 2009.

PEDROTTI, A.; FERREIRA, M.M.; CURI, N.; SILVA, M.L.N.; LIMA, J.M.; CARVALHO, R. Relação entre atributos físicos, mineralogia da fração argila e formas de alumínio no solo. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.27, p.01-09, 2003.

PEIXOTO, P.H.P.; PIMENTA, D.S.; CAMBRAIA, J. Alterações morfológicas e acúmulo de compostos fenólicos em plantas de sorgo sob estresse de alumínio. **Bragantia**, Campinas, v.66, p.17-25, 2007.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. **Advances in Agronomy**, v.75, p.57-134, 2002.

PÖTTKER, D.; BEN, J.R. Calagem para uma rotação de culturas no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, p.675-684, 1998.

POWLSON, D.S.; BROOKES, P.C.; CHRISTENSEN, B.J. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total organic matter due to straw incorporation. **Soil Biology & Biochemistry**, v.19, p.159-164, 1987.

PRADO B.; DUWIG, C.; HIDALGO, C.; GÓMEZ, D.; YEE, H.; PRAT, C.; ESTEVES, M.; ETCHEVERS, J.D. Characterization, functioning and classification of two volcanic soil profiles under different land uses in Central Mexico. **Geoderma**, v.139, p.300-313, 2007.

PROCHNOW, L.I. Avaliação e manejo da acidez do solo. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, IPNI, p.5-9, jun. 2014.

QUAGGIO, J.A. Reação do solo e seu controle. In: SIMPÓSIO AVANÇADO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO, Campinas, 1986. **Anais**. Campinas, Fundação Cargill, 1986. p.53-89.

QUAGGIO, J.A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas. Instituto Agronômico, 2000. 111p.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo, Editora Agronômica Ceres, 1991, 343p.

RAIJ, B.van. Melhorando o ambiente radicular em subsuperfície. In: PROCHNOW, L.I.; CASARIN, V.; STIPP, S.R. (Org.). **Boas práticas para o uso eficiente de Fertilizantes**. Piracicaba, SP: IPNI - Brasil, v.1, p.349-382, 2010.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba, SP, International Plant Nutrition Institute, 2011, 420p.

ROLOFF, G.; LUTZ, R.A.T.; MELLO, I. Índice de qualidade participativo do plantio direto – Boletim Técnico. **Febrapdp**, 2018.

ROSSETTI, K.V.; ANDRIOLI, I.; CENTURION, J.F.; MATIAS, S.S.R.; NÓBREGA, J.C.A. Atributos físicos do solo em diferentes condições de cobertura vegetal em área de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.7, p.427-433, 2012.

ROTH, C.H.; PAVAN, M.A. Effect of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a Brazilian Oxisol. **Geoderma**, v.48, p.351-361, 1991.

RUSSO, G. Chemo-physical evolution and microstructure features of lime treated soils. **E3S Web of Conferences**, v.9, p.1-6, 2016.

SÁ, J.C.M.; CERRI, C.C.; DICK, W.A.; LAL, R.; VENSKE FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C.; FEIGL, B.E. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, v.65, p.1486-1499, 2001.

SÁ, J.C.M. Dinâmica da matéria orgânica do solo no sistema plantio direto. In: **Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas no Sistema Plantio Direto**. 1ª ed. Ponta Grossa-UEPG, 2011. p.69-80.

SALES, R.P.; PORTUGAL, A.F.; MOREIRA, J.A.A.; KONDO, M.K.; PEGORARO, R.F. Physical quality of a latosol under no-tillage and conventional tillage in the semi-arid region. **Revista Ciência Agronômica**, v.47, p.429-438, 2016.

SALET, R.L.; ANGHINONI, I.; KOCHHANN, R.A. Atividade do alumínio na solução de solo do sistema plantio direto. **Revista Científica Unicruz**, v.1, p.9-13, 1999.

SANTANA, G.S.; DICK, D.P.; JACQUES, A.V.A; CHITARRA, G.S. Substâncias húmicas e suas interações com Fe e Al em Latossolo subtropical sob diferentes sistemas de manejo de pastagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.461-472, 2011.

SANTOS, C.A.G.; SUZUKI, K.; WATANABE, M.; SRINIVASAN, V.S. Influência do tipo da cobertura vegetal sobre a erosão no semi-árido Paraibano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, p.92-96, 2000.

SANTOS, O.F.; SOUZA, H.M.; OLIVEIRA, M.P.; CALDAS M.B.; ROQUE C.G. Propriedades químicas de um Latossolo sob diferentes sistemas de manejo. **Revista de Agricultura Neotropical**, v.4, p.36-42, 2017.

SCHWERTMANN, U. The differentiation of iron oxides in soils by a photochemical extraction with acid ammonium oxalate. **Zeitschrift fuer Pflanzenernaehrung und Bodenkunde**, Weinheim, v. 105, p. 194-201, 1964.

SHARMA, A.D.; SHARMA, H.; LIGHTFOOT, D.A. The genetic control of tolerance to aluminum toxicity in the 'Essex' by 'Forrest' recombinant inbred line population. **Theoretical and Applied Genetics**, v.122, p.687-694, 2011.

SHOJI, S.; HAKAMADA, T.; TOMIOKA, E. Properties and classification of selected volcanic ash soils from Abashiri, Northern Japan — transition of Andisols to Mollisols. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.36, p.409-423, 1990.

SILVA, M.B.; KLIEMANN, H.J.; SILVEIRA, P.M.; LANNA, A.C. Atributos biológicos do solo sob influência da cobertura vegetal e do sistema de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, p.1755-1761, 2007.

SILVA, T.R.B. da; LEMOS, L.B.; CRUSCIOL, C.A.C. Produtividade e características tecnológicas de cultivares de feijão em resposta à calagem superficial em plantio direto. **Bragantia**, v.70, p.196-205, 2011.

SILVEIRA, P. M.; SILVA, O.F.; STONE, L.F.; SILVA, J.G. Efeitos do preparo do solo, plantio direto e de rotações de culturas sobre o rendimento e a economicidade do feijoeiro irrigado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, p. 257-263, 2001.

SKJEMSTAD, J.O.; FITZPATRICK, R.W.; ZARCINAS, 13.A.; TUOMPSON, C.H. Genesis of Podzols on Coastal Dunes in Southern Queensland. II. Geochemistry and Forms of Elements as Deduced from Various Soil Extraction Procedures. **Australian Journal of Soil Research**, v.30, p.593-613, 1992.

SISTEMA DE MONITORAMENTO AGROMETEOROLÓGICO DA FUNDAÇÃO ABC (smaABC). **Dados climáticos de Ponta Grossa – PR**, 2012.

SORATTO, R. P; CRUSCIOL, C. A. C. Atributos químicos do solo decorrentes da aplicação em superfície de calcário e gesso em sistema plantio direto recém-implantado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.675-688, 2008.

SORATTO, R.P.; CRUSCIOL, C.A.C.; MELLO, F.F.C. Componentes da produção e produtividade de cultivares de arroz e feijão em função de calcário e gesso aplicados na superfície do solo. **Bragantia**, v.69, p.965-974, 2010.

SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L.N.; OLIVEIRA, S.A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG; Sociedade De ciência do Solo, p.205-275, 2007.

SPARKS, D.L. **Environmental Soil Chemistry**. 2.ed. EUA: University of Delaware, 2003. 345p.

SPERA, S.T.; DENARDIN, J.E.; ESCOSTEGUY, P.A.V; SANTOS, H.P.DOS; FIGUEROA, E.A. Dispersão de argila em microagregados de solo incubado com calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32(spe), p.2613-2620, 2008.

SPERA, S.T.; ESCOSTEGUY, P.A.V.; SANTOS, H.P.; KLEIN, V.A. Atividade do alumínio na solução do solo de um latossolo vermelho distrófico submetido ao manejo do solo e de culturas. **Nativa**, v.02, p.131-137, 2014.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. 2.ed. New York: Oxford University Press, 2008. 320p.

TAKAHASHI, T.; SATO, T.; SATO, A.; NANZYU, M. Relationship between 1 M KCl-extractable aluminum and pyrophosphate-extractable aluminum in a horizons of non-allophanic Andosols. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.49, p.729-733, 2003.

TAKAHASHI, T.; IKEDA, Y.; FUJITA, K.; NANZYU, M. Effect of liming on organically complexed aluminum of nonallophanic Andosols from northeastern Japan. **Geoderma**, v.130, p.26-34, 2006.

TAKAHASHI, T.; DAHLGREN, R.A. Nature, properties as function of aluminum-humus complexes in volcanic soils. **Geoderma**, v.263, p. 110-121, 2016.

TALBOT, J.M.; TRESEDER, K.K. Interactions among lignin, cellulose, and nitrogen drive litter chemistry–decay relationships. **Ecology**, v.93, p.345-354, 2011.

TAVARES, R. L.; MELO, A.S.; ANDRADE, A.G.; ROSSI, C.Q.; CAPECHE, C.L.; BALIEIRO, F.C.; DONAGEMMA, G.K.; CHAER, G.M.; POLIDORO, J.C.; MACEDO, J.R.; PRADO, R.B.; FERRAZ, R.P.D.; PIMENTA, T.S. **Curso de recuperação de áreas degradadas: a visão da Ciência do Solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação**. Manual publicado pela EMBRAPA – Rio de Janeiro, 2008. 228p.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5)

TORMENA, C.A.; ROLLOF, G. Dinâmica da resistência à penetração de um solo sob plantio direto. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.20, p.333-339, 1996.

URRUTIA, M.; MACÍAS, F.; GARCÍA-RODEJA, E. Evaluación del CuCl_2 y del LaCl_3 como extractantes de aluminio en suelos ácidos de Galicia. **Nova Acta Científica Compostelana; Biología**, v.5, p.173-182, 1995.

VANCE, G.F.; STEVENSON, F.J.; SIKORA, F.J. **Environmental chemistry of aluminum organic complexes**. In: SPOSITO G. (ed) Environmental chemistry of aluminum. Boca Raton. Lewis, p.169-220. 1995.

VENDRAME, P.R.S.; EBERHARDT, D.N.; BRITO, O.R.; MARCHÃO, R.L.; QUANTIN, C.; BECQUER, T. Formas de ferro e alumínio e suas relações com textura, mineralogia e carbono orgânico em Latossolos do Cerrado. **Semina: Ciências Agrárias**, v.32, p.1657-1666, 2011.

VERONESE, M.; FRANCISCO, E.A.B.; ZANCANARO, L.; ROSOLEM, C.A. Plantas de cobertura e calagem na implantação do sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.47, p.1158-1165, 2012.

VIADÉ, A.; FERNÁNDEZ-MARCOS, M.L.; HERNÁNDEZ-NISTAL, J.; ALVAREZ, E. Effect of particle size of limestone on Ca, Mg and K contents in soil and in sward plants. **Scientia Agricola**, v.68, p.200-208, 2011.

VON UEXKULL, H. R.; MUTERT, E. Global extent, development and economic-impact of acid soils. **Plant and Soil**, v.171, p.1-15, 1995.

WANG, G.; LI, S.; HU, H. Water regime shifts in the active soil layer of the Qinghai-Tibet Plateau permafrost region, under different levels of vegetation. **Geoderma**, v.149, p.280–289, 2009.

YAO, H.; BOWMANB, D.; RUFTY, T.; SHI, W. Interactions between N fertilization, grass clipping addition and pH in turf ecosystems: Implications for soil enzyme activities and organic matter decomposition. **Soil Biology & Biochemistry**, v.41, p.1425-1432, 2009.

YOSHINAGA, N.; AOMINE, S. Imogolite in some Ando soils. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.8, p.22-29, 1962.

ZAMBROSI, F.C.B.; ALLEONI, L.R.F.; CAIRES, E.F. Teores de alumínio trocável e não trocável após calagem e gessagem em Latossolo sob sistema plantio direto. **Bragantia**, v.66, p.487-495, 2007a.

ZAMBROSI, F.C.B.; ALLEONI, L.R.F.; FERRACCIÚ, L.R.; CAIRES, E.F. Aplicação de gesso agrícola e especiação iônica da solução de um Latossolo sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v.37, p.110-117, 2007b.

ZAMBROSI, F.C.B.; ALLEONI, L.R.F.; CAIRES, E.F. Liming and ionic speciation of an oxisol under no-till system. **Scientia Agricola**, v.65, p.190-203, 2008.

ZIGLIO, C.M.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Formas orgânicas e inorgânicas de mobilização do cálcio no solo. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.42, p.257-262, 1999.

ZYSSET, M.; BLASER, P.; LUSTER, J.; GEHRING, A.U. Aluminum solubility control in different horizons of a Podzol. **Soil Science Society of America Journal**, v.63, p.1106-1115, 1999.