

FABRÍCIO DE OLIVEIRA GEBRIM

**LIXIVIAÇÃO DE FÓSFORO, BASES, ÂNIONS
INORGÂNICOS E ÁCIDOS ORGÂNICOS EM SOLOS
TRATADOS COM CAMAS DE AVIÁRIO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de “Magister Scientiae”.

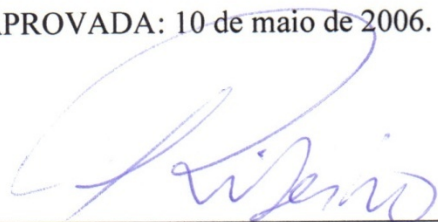
VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2006

FABRÍCIO DE OLIVEIRA GEBRIM

**LIXIVIAÇÃO DE FÓSFORO, BASES, ÂNIONS INORGÂNICOS E ÁCIDOS
ORGÂNICOS EM SOLOS TRATADOS COM CAMAS DE AVIÁRIO**

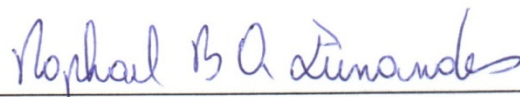
Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de "*Magister Scientiae*".

APROVADA: 10 de maio de 2006.

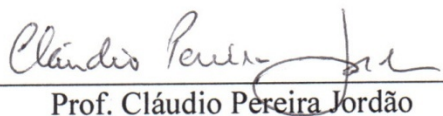


Prof. Ivo Ribeiro da Silva

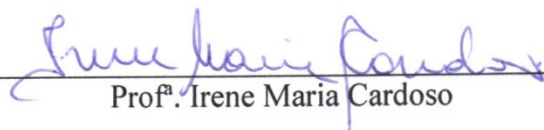
(Conselheiro)



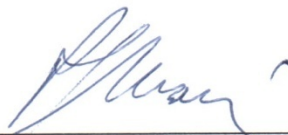
Prof. Raphael Bragança A. Fernandes



Prof. Cláudio Pereira Jordão



Prof.^a Irene Maria Cardoso



Prof. Roberto Ferreira de Novais

(Orientador)

Primeiramente a Deus por me iluminar nesta caminhada.

Aos meus pais Abrahão Gebrim Neto e Maria Luiza de Oliveira Gebrim, pelo incentivo, apoio e principalmente pelos ensinamentos de honestidade, luta e perseverança.

Aos meus familiares, em especial aos que se foram, mas que são eternizados em nossas mentes através dos ensinamentos e pela alegria que conduziram à vida, porém deixando em nossos corações saudades.

Ao meu irmão Flávio de Oliveira Gebrim pela amizade e compreensão que sempre teve por minha ausência durante minha vida universitária.

...a quem dedico esta realização!

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal de Viçosa, especialmente ao DPS, pela oportunidade de realização do curso;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudo;

Ao Prof. Roberto Ferreira de Novais; pela orientação exemplar principalmente pelos ensinamentos éticos, críticas sempre geniais, seus ensinamentos de dedicação sublime a ciência e principalmente pela amizade.

Ao Prof. Ivo Ribeiro da Silva, pelos ensinamentos científicos, pela prontidão e principalmente pela co-orientação que foi intensa e proveitosa, mas antes de tudo pela amizade deste o tempo de pós-doutorado, que se estende até hoje e espero que seja eterna, sendo muito suspeito para falar, pois fui seu primeiro orientado de iniciação científica.

Aos amigos Tiagão, Frederico (FRED), Flancer, Guilherme (RED), Guilhermão, Leonardus Vergütz, Bruno (JAGUNÇO) e Lorena Procópio que muito contribuíram na montagem, execução e análises laboratoriais;

Aos colegas Augusto, César, Dalton (Descontrolado), Flancer, Frederico, Guilherme (Red), Jackson, Michelle (Mimi), Rodinei, Carol, Fernandinha, Paulinha, Eulene, Karina, Leonardus, Tiagão, Manu e Joyce do Laboratório de Solos Florestais, pela convivência amizade e momentos de descontração.

A todos os colegas do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas pela amizade e companheirismo;

Aos meus colegas de república Dalton, Flancer, Tiagão e Leo e aos amigos que conheci na UFV Cristiano, Guilhermão, Mauro, Tarcísio pelo companheirismo e pelos inesquecíveis momentos vividos;

Aos funcionários do DPS, principalmente a Beto, Cardoso, Carlinhos, Carlos, Chico, Cláudio, Denise, Luciana, Pedrão, Sonia e à Zé Luiz pela presteza e amizade;

A minha avó materna Izila pelo carinho e bondade, e pelo exemplo de vida.

Ao meu avô materno Antônio (*in memoriam*) que foi o que me proporcionou os primeiros ensinamentos agrícolas, os quais me inspiraram para que ingressasse no curso de agronomia.

A minha tia e madrinha Carmem (*in memoriam*) que me ensinou como é a alegria da vida.

Ao meu avô paterno Willian (*in memoriam*) pelo carinho e ensinamentos proporcionados.

A minha avó paterna Julieta (*in memoriam*) que apesar de não ter a oportunidade de ter convivido e conhecido, mas que com certeza me apoiou junto ao nosso senhor.

A todos que direta e indiretamente me ajudou na realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

FABRÍCIO DE OLIVEIRA GEBRIM, filho de Abrahão Gebrim Neto e Maria Luiza de Oliveira Gebrim, nasceu em Araguari - Minas Gerais, em 25 de março de 1980.

Em agosto de 2003, graduou-se em Agronomia pela Universidade Federal de Viçosa.

Em janeiro de 2003, iniciou o Curso de Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas, na Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa de tese em 10 de maio de 2006.

CONTEÚDO

	Página
RESUMO	vii
ABSTRACT.....	x
INTRODUÇÃO GERAL	1
LITERATURA CITADA.....	3
 CAPÍTULO 1 - Mobilidade de formas inorgânicas e orgânicas de fósforo sob diferentes níveis de adubação fosfatada e cama de aviário em solos de texturas distintas.....	6
Resumo.....	6
Abstract	8
Introdução	9
Material e Métodos	13
Resultados e Discussão	19
Conclusões	37
Literatura Citada	38
 CAPÍTULO 2 – Lixiviação de cálcio, magnésio, potássio e sódio favorecida pela presença de ácidos orgânicos de baixa massa molecular em solos fertilizados com diferentes camas de aviário	44
Resumo.....	44
Abstract	46
Introdução	47
Material e Métodos	49
Resultados e Discussão	54
Conclusões	69
Literatura Citada	70
CONCLUSÕES GERAIS	75
APÊNDICE	77

RESUMO

GEBRIM, Fabrício de Oliveira, M.S., Universidade Federal de Viçosa, maio de 2006. **Lixiviação de fósforo, bases, ânions inorgânicos e ácidos orgânicos em solos tratados com camas de aviário.** Orientador: Roberto Ferreira de Novais
Conselheiros: Ivo Ribeiro da Silva e Júlio César Lima Neves

A utilização de dejetos de animais na agricultura cresce de maneira significativa a cada ano, devido, principalmente, à expansão da criação intensiva de animais, impulsionada pelo aumento das exportações. Com o decreto lei que proíbe a utilização dos dejetos de aves na alimentação animal, intensificou-se ainda mais o seu uso na agricultura. Porém, há ainda uma lacuna quanto à informação científica sobre o uso desses dejetos, em razão de se não saber o quanto deste material pode ser utilizado de modo a ter uma agricultura menos agressiva ao ambiente. O presente trabalho teve como objetivo avaliar a lixiviação de formas de P e de Ca, Mg, K e Na, em colunas de solos fertilizados com camas de aviário. Em um experimento verificaram-se as perdas por lixiviação de formas de P em solos, constituídos por cinco anéis sobrepostos, com 5 cm de diâmetro e 10 cm de altura cada um, submetidas a fluxos de percolação de água. Foram utilizadas amostras de dois Latossolos Vermelho-Amarelos texturas argilosa e média. Os solos receberam, previamente, quatro doses de P na forma de KH_2PO_4 , correspondentes a 0; 12,5; 25 e 50 % da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), homogeneizadas com todo o volume de solo das colunas e deixados em incubação por 60 dias. No anel superior, aplicou-se, homogeneamente, cama de aviário nas doses equivalentes a 0, 20, 40, 80, e 160 t ha⁻¹ com base no peso do material seco. Os tratamentos foram estabelecidos segundo o esquema fatorial: quatro níveis da CMAP x cinco doses de cama de aviário x dois solos, com três repetições, dispostas em blocos casualizados. As colunas foram submetidas a 10 percolações com água deionizada, em duas aplicações semanais, durante 35 dias, de modo a atingir um volume correspondente a 1.200 mm de chuvas. Nos percolados foram determinados: a forma inorgânica de P (P reativo, Pi) a forma orgânica de P (P não-reativo, Po). Na oitava percolação, foram

também determinados: P dissolvido total (percolado que passou em filtro com diâmetro de poros de 0,45 μm) e P particulado total (retido no filtro de 0,45 μm). No final do experimento, o P no solo de cada anel foi extraído pelos extratores Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L^{-1} e H_2SO_4 0,0125 mol L^{-1}) e Olsen (NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} , pH 8,5), sendo determinadas, para este último extrator, as formas P_i e P_o . Com o aumento da dose de cama de aviário, as perdas de P por percolação foram, em média, 6,4 vezes maiores na forma de P não-reativo (P_o) que na P-reativo (P_i). Tanto a fertilização mineral prévia com P como a aplicação de doses crescentes de cama de aviário causaram a descida de P nas colunas de solo, extraído tanto pelo Mehlich-1 e pelo NaHCO_3 (Olsen). O nível crítico ambiental (NCA), teor de P disponível no solo acima do qual a percolação de P-reativo aumenta exponencialmente, foi em torno de 100 e 150 mg dm^{-3} para o Mehlich-1 e 40 e 60 mg dm^{-3} para o Olsen, para os solos, textura média e argilosa, respectivamente. Em condições de solos intemperizados, com acúmulo de P residual ao longo dos cultivos, as perdas de P por lixiviação no perfil podem ser significativas, de modo particular quando recebem cama de aviário. Em um segundo experimento verificou-se o efeito da aplicação de cama de aviário na lixiviação de Ca, Mg, K e Na em solos e sua associação com ânions inorgânicos e ácidos orgânicos com baixa massa molecular. Amostras de dois Latossolos Vermelho-Amarelos, um textura média e outro argilosa, foram colocados em colunas de PVC semelhantes às aquelas utilizadas no experimento anterior. O solo no anel superior recebeu, homogeneamente, uma dose de cinco camas de aviário, correspondente a 160 t ha^{-1} , base material seco, comparativamente à testemunha (sem cama de aviário). Os tratamentos foram definidos segundo o fatorial 5 x 2, com cinco camas e dois solos, em três repetições dispostas em blocos casualizados. As colunas foram submetidas a 10 percolações com água deionizada, duas vezes por semana, até atingir o volume de água correspondente a 1.200 mm de chuvas. Nos lixiviados foram analisadas as concentrações de Ca, Mg, K e Na, dos ânions Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} e de ácidos orgânicos de baixa massa molecular. Houve grande lixiviação de bases metálicas nas colunas, de modo geral até a terceira percolação. Este fato foi causado pela adição dessas bases, em doses elevadas, pelas camas de aviário e, também, aparentemente, pelo efeito de ânions acompanhantes: Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} no solo textura

média e Cl^- , NO_3^- no solo textura argilosa e, de maneira muito menos expressiva, pelo efeito complexante das bases por ácidos orgânicos de baixa massa molecular. O efeito de lixiviação do ácido acético ocorreu, provavelmente, como ânion acompanhante das bases.

ABSTRACT

GEBRIM, Fabrício de Oliveira, M.S., Universidade Federal de Viçosa, May of 2006.
Phosphorus, bases, inorganic anions and organic acids leaching in soils treated with poultry litter. Adviser: Roberto Ferreira de Novais. Committee members: Ivo Ribeiro da Silva and Júlio César Lima Neves

The use of animal dejects in Brazilian agriculture is increasing in recent years due to the expansion of animal farms impelled by exportation of meat to international markets. Bird housing is amongst those activities that have experienced the largest growth. The litter generated in this activity used to be largely employed to feed cows. However, the enactment of a law that prohibited the use of poultry litter as animal feeds intensified its use as organic fertilizer in agriculture. Despite its importance, there are gaps in our knowledge regarding its adequate use in order to obtain high plant yields without threatening the environment. The present work aimed at evaluating the leaching of P, Ca, Mg, K and Na on columns of soils fertilized with poultry litter. There were two experiments. In the first experiment each column was constituted by five PVC rings with 5 cm diameter and 10 cm height bound to each other with adhesive, and with an impermeable interior. The columns were filled with two soil types: a clayey Red-Yellow Latosol and a sandy loam Red-Yellow Latosol. The soils had previously received four doses of P as KH_2PO_4 in order to achieve 0, 12.5, 25.0 and 50% of the maximum P adsorption capacity (CMAP). The P source was homogenized with the whole soil volume and incubated for 60 days. After this period the soils were accommodated in the columns and five poultry litter rates equivalent to 0, 20, 40, 80, and 160 t ha⁻¹ (dry weight basis) were mixed with the soil of the top ring. Five poultry litter rates were applied on the top of the column. Treatments consisted of a 4 x 5 x 2 factorial scheme corresponding to four levels of CMAP saturation, five poultry litter doses and two soils, with three replications, and arranged in a complete randomized block design. The columns were submitted to 10 percolations of deionized water in a 35 day period in order to simulate a 1.200 mm rainfall. In the percolated water it was determined inorganic P (reactive P, Pi) and organic P forms (unreactive P, Po). In the eighth

percolation water, total P was fractionated in dissolved P (fraction that passed a 0.45 μm filter) and particulate P (retained in the 0.45 μm filter). At the end of the experiment, the columns were disassembled and P in the soil of each ring was extracted with Mehlich-1 (HCl 0.05 mol L^{-1} and H_2SO_4 0.0125 mol L^{-1}) and Olsen (NaHCO_3 0.5 mol L^{-1} , pH 8.5) extractors. For the Olsen soil extracts it was measured the P_i and P_o fractions. It was found that increasing the poultry litter dose led to losses of unreactive P (P_o) 6.4 times greater than that of reactive P (P_i). Both the previous P fertilization and increasing poultry litter doses caused the vertical movement of P in the soil columns, which reflected in P concentrations in Mehlich 1 and Olsen extracts. The environmental critical level (NCA), the concentration of P in the soil above which the leaching of P increases exponentially, was around 100 and 150 mg dm^{-3} by Mehlich 1 and 40 and 60 mg dm^{-3} by Olsen, for the sandy loam and clayey soils, respectively. In highly weathered soils the accumulation of residual P along the cultivations there can be significant P leaching through the profile, especially when they are fertilized with poultry litter. In the second experiment it was evaluated the effect of poultry litter on Ca, Mg and K leaching and its relationship with inorganic and low molecular mass organic anions. Samples of two Oxisols (a clayey and a sandy loam Red-Yellow Latosol) were accommodated in PVC columns similar to those used in experiment 1. Five types of poultry litters (coffee peels, ground corn cob, rice husk, napier grass and wood shavings) were homogeneously applied to the soil of the top ring in a dose equivalent to 160 t ha^{-1} (dry weight basis). There also was a control treatment with no poultry litter application. The treatments consisted of a 5 x 2 factorial scheme, corresponding to five poultry litter types and two soil with distinct textures, with five replications, arranged in a complete randomized block design. Twice a week the columns received 10 applications of deionized water twice a week in a total volume corresponding to a rainfall equivalent to 1.200 mm. The leachates were analyzed for cations such as Ca, Mg, K and Na, and for anions such as Cl^- , NO_3^- and SO_4^{2-} and low molecular mass organic acids by ion chromatography. The results indicate that there was great leaching of bases through the soil columns, particularly up to the third percolation. This fact was probably a result of the high dose of poultry litter and the presence of accompanying anions: Cl^- , NO_3^- and SO_4^{2-} in the

sandy loam soil and Cl^- and NO_3^- in the soil clayey soil. Much less expressive was the complexing effect of organic acid ligands. The effect of acetic acid favoring the leaching of bases probably was a result of its action as an accompanying anion.

INTRODUÇÃO GERAL

A utilização de dejetos de origem animal na agricultura vem crescendo significativamente no Brasil principalmente depois do decreto lei que proíbe a utilização destes dejetos, em particular a cama de aviário, como fonte de nutrientes para a alimentação animal, restando à alternativa agrícola para a utilização desse material.

Apesar da crescente utilização desses resíduos, ainda pouco se sabe sobre o comportamento deles no solo, principalmente, no que diz respeito à movimentação de formas orgânicas (Po) e inorgânicas de P (Pi) em solos mais intemperizados, ao contrário da grande evolução científica sobre o assunto, envolvendo solos de regiões temperadas. Estas pesquisas têm focado tanto no Po (Toor et al., 2004a,b; Anderson & Magdoff, 2005) quanto no Pi (Nziguheba et al., 1998; Turner & Haygarth, 2000; Andrade et al., 2002; Martin et al., 2004; Djodjic et al., 2004). Há também uma grande preocupação nessas regiões, quanto ao problema ambiental causado pela utilização desses resíduos no solo, em especial quanto à eutroficação de aquíferos. Esta preocupação torna-se maior em relação ao Po, por se acreditar que esta fração apresenta, de modo geral, menor adsorção pelos colóides do solo, e são, portanto, mais facilmente lixiviadas (Ron Vaz et al., 1993; Eghbal et al., 1996, Chardon et al., 1997). Vale ressaltar que concentrações de Po na solução do solo na ordem de $0,277 \text{ mg L}^{-1}$ têm sido encontradas ao longo do perfil do solo (Ron Vaz et al., 1993), podendo causar problemas ambientais, embora essas concentrações possam ser consideradas baixas do ponto de vista agrônômico (Turner & Haygarth, 2000).

Também pouco se sabe sobre a capacidade de camas de aviário em fornecer ânions inorgânicos e ácidos orgânicos de baixa massa molecular, e se estes são capazes de aumentar a lixiviação de bases metálicas no solo. Vários estudos em solos altamente intemperizados têm demonstrado que o uso de resíduos vegetais, adubação verde e, ou, compostos, são capazes de aumentar a lixiviação de elementos como o Ca ao longo do perfil do solo (Pavan, 1994; Franchini et al., 1999a,b; 2001; 2003) e que a utilização do sistema plantio direto também é capaz de proporcionar tal lixiviação (Caires et al., 1999). A mobilização de bases para subsolos ácidos é de fundamental importância, pois

o Ca é deficiente nessas camadas e pode limitar o crescimento radicular em profundidade, limitando a absorção de água e nutrientes, e tornando as plantas mais sensíveis a períodos de déficits hídricos. Uma das alternativas freqüentemente utilizadas para contornar tal limitação é o uso do gesso agrícola, o qual favorece a movimentação do Ca no perfil do solo (Sousa, 2004). Devido ao aumento da disponibilidade de dejetos oriundos de criações intensivas de animais em anos recentes, o uso desses dejetos pode constituir uma alternativa atrativa à aplicação do gesso, especialmente em pequenas propriedades rurais. A lixiviação excessiva de NO_3^- , por outro lado, pode ser um limitante ao uso dessas camas devido ao risco de contaminação de corpos d'água subsuperficiais (Hooda et al., 2000).

Este trabalho teve por objetivo investigar a movimentação das formas orgânicas e inorgânicas de P, em amostras de dois Latossolos de texturas distintas, previamente fertilizados com fonte mineral de P, simulando anos sucessivos de cultivo (aumento do status de P no solo), avaliando possíveis teores de P que possam causar problemas ambientais nestes solos, além de avaliar o aumento da movimentação de Ca, Mg, K e Na, como consequência da aplicação de cinco diferentes camas de aviário em colunas de solos com texturas diferentes, e sua associação com ânions inorgânicos e ácidos orgânicos de baixa massa molecular.

LITERATURA CITADA

- ANDERSON, B.H. & MAGDOFF, F. R. Relative movement and soil fixation of soluble organic and inorganic phosphorus. *J. Environ. Qual.*, 34:2228-2233, 2005.
- ANDRADE, A.L.; FERNANDES, L.A. & FAQUIN, V. Organic residue, limestone, gypsum and phosphorus adsorption by lowland soils. *Sci. Agric.*, 59:349-355, 2002.
- CAIRES, E.F.; FONSECA, A.F.; MENDES, J. CHUEUI, 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 plantio direto. *R. Bras. Ci. Solo*, 23:315-327, 1999.
- CHARDON, W.J.; OENEMA, O.; CASTILHO, R.; VRIESEMA, R.; JAPENGA, J. & BLASUV, D. Organic phosphorus in solutions and leachates from soils treated with animal slurries. *J. Environ. Qual.*, 26:372-378, 1997.
- DJODJIC, F.; BÖRLING, K. & BERGSTRÖM, L. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *J. Environ. Qual.*, 33: 678-682, 2004.
- EGHBALL, B.; BINFORD G.D. & BALTENSPERGER, D.D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *J. Environ. Qual.*, 25:1339-1343, 1996.
- 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. *Commun. Soil Sci. and Plant Anal.*, 34:2045-2058, 2003.

- FRANCHINI, J.C.; MALAVOLTA, E.; MIYAZAWA, M. & PAVAN, M.A. Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais. R. Bras. Ci. Solo, 23:533-542, 1999a.
- FRANCHINI, J.C.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. & MALAVOLTA E. Dinâmica de íons em solo ácido lixiviado com extratos de resíduos de adubos verdes e soluções puras de ácidos orgânicos. Pesq. Agropec. Bras., 34: 2267-2276, 1999b.
- FRANCHINI, J.C.; MEDA, A.D.; CASSIOLATO, M.E.; MIYAZAWA, M. & PAVAN, M.A. Potencial de extratos de resíduos vegetais na mobilização do calcário no solo por método biológico. Sci. Agric., 58:357-358, 2001
- HOODA, P.S.; EDWARDS, A.C.; ANDERSON, H.A. & MILLER, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. Sci. Total Environ., 250:143-167, 2000.
- MARTIN M.; CELI, L. & BARBERIS E. Desorption and plant availability of myo-inositol hexaphosphate adsorbed on goethite. Soil Sci., 169:115-124, 2004.
- NZIGUHEBA, G.; PALM, C.A.; BURESH, R.J. & SMITHSON P.C. Soil phosphorus fractions and adsorption as affected by organic and inorganic sources. Plant Soil, 198: 159-168, 1998.
- PAVAN, M.A. Movimentação do calcário no solo através de técnicas de manejo da cobertura vegetal em pomares de macieira. R. Bras. Frutic. 16:86-91, 1994.
- RON VAZ, M.D.; EDWARDS, A.C.; SHAND, C.A. & CRESSER, M.S. Phosphorus fractions in soil solution: Influence of soil acidity and fertiliser additions. Plant Soil, 148:175-183, 1993.

SOUSA, D.M.G. Resposta das culturas à adição de gesso agrícola. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 16., Lages, 2004. CD-ROM.

TOOR, G.S.; CONDRON L.M.; DI, H.J. & CAMERON K.C. Seasonal fluctuations in phosphorus loss by leaching from a grassland soil. Soil Sci. Soc. Am. J., 68:1429-1436, 2004a

TOOR, G.S.; CONDRON L.M.; DI, H.J.; CAMERON, K.C. & SIMS, J.T. Assessment of phosphorus leaching losses from a free draining grassland soil. Nutr. Cycl. Agroecos., 69:167-184, 2004b

TURNER, B.L. & HAYGARTH, P.M. Phosphorus forms and concentrations in leachate under four grassland soil types. Soil Sci. Soc. Am. J., 64: 1090-1099, 2000.

MOBILIDADE DE FORMAS INORGÂNICAS E ORGÂNICAS DE FÓSFORO SOB DIFERENTES NÍVEIS DE ADUBAÇÃO FOSFATADA E CAMA DE AVIÁRIO EM SOLOS DE TEXTURAS DISTINTAS

Resumo: A eutroficação de aquíferos está fortemente ligada à mobilidade de P nos solos. Embora essa mobilidade tenha sido considerada, num passado mais distante, como inexpressiva, estudos mais recentes têm mostrado que o P, tanto na forma orgânica (Po) quanto na inorgânica (Pi), pode se perder por percolação e eluviação de partículas através do perfil de solos, particularmente naqueles menos intemperizados e, ou, arenosos com menor adsorção de P. O objetivo deste trabalho foi verificar perdas por lixiviação e eluviação de formas de P em colunas de solos, constituídas por cinco anéis de PVC sobrepostos, com 5 cm de diâmetro e 10 cm de altura cada, submetidas a fluxos de percolação de água. Foram utilizadas amostras de dois Latossolos Vermelho-Amarelos, texturas argilosa e média. Os solos receberam, previamente, quatro doses de P na forma de KH_2PO_4 , correspondentes a 0; 12,5; 25 e 50 % da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), homogeneizadas com todo o volume de solo das colunas e deixados em incubação por 60 dias. No anel superior, aplicou-se, homogeneamente, cama de aviário nas doses equivalentes a 0, 20, 40, 80, e 160 t ha⁻¹, com base no peso do material seco. O experimento foi constituído pelo esquema fatorial: quatro níveis da CMAP x cinco doses de cama de aviário x dois solos, com três repetições dispostas em blocos casualizados. As colunas foram submetidas a 10 percolações com água deionizada, em duas aplicações semanais, durante 35 dias, de modo a atingir um volume aproximado de 1.200 mm. Nos lixiviados de cada coluna foram determinados: P reativo (Pi) e P não-reativo (Po). Na oitava percolação, foram também determinados: P dissolvido total (lixiviado que passou em filtro com diâmetro de poros de 0,45 µm) e P particulado total (retido no filtro de 0,45 µm). No final do experimento, o P no solo de cada anel foi extraído com Mehlich-1 e com NaHCO_3 0,5 mol L⁻¹, pH 8,5 (Olsen), sendo determinadas, para este último extrator, as formas Pi e Po. Com o aumento da dose aplicada de cama de aviário, as perdas de P por lixiviação foram, em média, 6,4 vezes maiores na forma de P não-reativo (Po) que no P-reativo (Pi). Tanto a fertilização

mineral prévia com P, como a aplicação de doses crescentes de cama de aviário, causaram movimentação descendente de P nas colunas de solo, extraído tanto pelo Mehlich-1 como pelo NaHCO_3 (Olsen). O nível crítico ambiental (NCA), teor de P disponível no solo acima do qual a percolação de P-reativo aumenta exponencialmente, está em torno de 100 e 150 mg dm^{-3} para o Mehlich-1 e 40 e 60 mg dm^{-3} para o Olsen, para os solos textura média e argilosa, respectivamente. Em condições de solos intemperizados, com acúmulo de P residual ao longo dos cultivos, as perdas de P por lixiviação no perfil podem ser significativas, de modo particular quando fertilizados com cama de aviário.

Termos de indexação: eutrofização, fósforo dissolvido, fósforo particulado, nível crítico ambiental, Mehlich-1, Olsen.

MOBILITY OF INORGANIC AND ORGANIC PHOSPHORUS FORMS UNDER DIFFERENT LEVELS OF PHOSPHATE AND POULTRY LITTER FERTILIZATION IN SOILS OF DIFFERENT TEXTURES

Abstract: Eutrophication of water bodies is strongly linked to the mobility of phosphorus (P) in soils. Although P mobility has been considered inexpressive in a more distant past, more recent studies have shown that P, both in organic (Po) and inorganic forms (Pi), can be lost by leaching and eluviation of particles through the soil profile. This has occurred particularly in less weathered and, or sandier soils with low P adsorption capacity. Each column was constituted by five PVC rings with 5 cm diameter and 10 cm height, filled with two soil types: a clayey Red-Yellow Latosol and a sandy loam Red-Yellow Latosol. The soils had previously received four doses of P as KH_2PO_4 in order to achieve 0, 12.5, 25.0 and 50% of the maximum P adsorption capacity (CMAP). The P source was homogenized with the whole soil volume and incubated for 60 days. After this period the soils were accommodated in the columns and five poultry litter rates equivalent to 0, 20, 40, 80, and 160 t ha⁻¹ (dry weight basis) were mixed with the soil of the top ring. Five poultry litter rates were applied on the top of the column. Treatments consisted of a 4 x 5 x 2 factorial scheme corresponding to four levels of CMAP saturation, five poultry litter doses and two soils, with three replications, and arranged in a complete randomized block design. The columns were submitted to 10 percolations of deionized water in a 35 day period in order to simulate a 1.200 mm rainfall. In the percolated water it was determined inorganic P (reactive P, Pi) and organic P forms (unreactive P, Po). In the eighth percolation water, total P was fractionated in dissolved P (fraction that passed a 0.45 µm filter) and particulate P (retained in the 0.45 µm filter). At the end of the experiment, the columns were disassembled and P in the soil of each ring was extracted with Mehlich-1 (HCl 0.05 mol L⁻¹ and H_2SO_4 0.0125 mol L⁻¹) and Olsen (NaHCO_3 0.5 mol L⁻¹, pH 8.5) extractors. For the Olsen soil extracts it was measured the Pi and Po fractions. It was found that increasing the poultry litter dose led to losses of unreactive P (Po) 6.4 times greater than that of reactive P (Pi). Both the previous P fertilization and increasing poultry litter doses caused the vertical movement of P in the soil columns, which reflected in P concentrations in Mehlich 1 and Olsen extracts. The environmental critical level (NCA), the concentration of P in the soil above which the leaching of P increases exponentially, was around 100 and 150 mg dm⁻³ by Mehlich 1 and 40 and 60 mg dm⁻³ by Olsen, for the sandy loam and clayey soils, respectively. In highly weathered soils the accumulation of residual P along the cultivations there can be significant P leaching through the profile, especially when they are fertilized with poultry litter. Th

Index terms: eutrofication, dissolved phosphorus, particulate phosphorus, environmental critical level, Mehlich-1, Olsen.

1. INTRODUÇÃO

O P é, de modo geral, um dos elementos mais limitantes à produção agrícola; entretanto, este nutriente pode causar problemas ambientais, como por exemplo a contaminação de aquíferos. Dada a adsorção e fixação de P em argilominerais de solos mais intemperizados, de modo particular em óxidos e hidróxidos de Fe e Al, a lixiviação do P no solo não ocorre de maneira significativa, o que, a primeira vista, não deveria justificar o envolvimento do P em um aumento significativo da contaminação de aquíferos (Sims et al., 1998). Todavia, para áreas com solos menos intemperizados, verificam-se inúmeros trabalhos demonstrando a mobilidade de P no perfil do solo, tanto em formas orgânicas (Toor et al., 2004a,b; Anderson et al., 2005) quanto inorgânicas (Nziguheba et al., 1998; Turner & Haygarth, 2000; Martin et al., 2004; Djodjic et al., 2004). Para essas condições, deve-se levar em consideração a predominância de solos com capacidade de troca catiônica (CTC) permanente e teores baixos de óxidos e hidróxidos de Fe e Al, acarretando menor adsorção do íon ortofosfato. Conseqüentemente, solos nessas condições quando fertilizados com P são mais susceptíveis à lixiviação deste nutriente (Robins et al., 2000; Sharpley & Moyer, 2000; Whalen & Chang, 2001; Daly et al., 2002; McDowel et al., 2002) especialmente do P orgânico (Po), agravando a situação ambiental. As formas orgânicas de P (Po), tornam-se mais facilmente lixiviadas, por apresentarem, de modo geral, menor interação com colóides do solo (Ron Vaz et al., 1993; Eghball et al., 1996, Chardon et al., 1997). Concentrações de Po em solução da ordem de $0,277 \text{ mg L}^{-1}$ têm sido encontradas ao longo do perfil do solo (Ron Vaz et al., 1993), podendo causar problemas ambientais, embora tal concentração possa ser considerada como baixa, do ponto de vista de nutrição de plantas (Turner & Haygarth, 2000).

Vários trabalhos relatam a ação de adubos orgânicos no comportamento do P no solo. Hodgkinson et al. (2002) concluíram que a aplicação de dejetos de suíno na forma fluída foi capaz de aumentar as concentrações de P na água de drenagem quando comparado com os dejetos de frango, gado e lodo de esgoto. Robins et al. (2000), estudando o comportamento do P quando aplicado na forma de dejetos animal, ou na

forma de fosfato monocálcico, em solos calcários, verificaram que as formas orgânicas e inorgânicas de P na solução do solo aumentaram mais quando adicionadas na forma de dejetos, comparativamente ao fosfato monocálcico. Todavia, nem sempre observou-se o aumento de P no solo devido a aplicação de fontes orgânicas (Heckrath et al., 1995). Esses autores verificaram, ao contrário, que para a mesma concentração de P, determinados pelo extrator Olsen, o P total na água de drenagem foi menor para as glebas que receberam dejetos animal em relação às aquelas que receberam fertilizante na forma inorgânica. Neste estudo, para teores de 60 mg kg⁻¹ de P (Olsen) foram encontradas baixas concentrações de P na água de drenagem, porém quando esses teores excediam 100 mg kg⁻¹, as concentrações de P na água de drenagem aumentavam rapidamente, acentuando a lixiviação do P no solo.

Em um estudo realizado por McDowell et al. (2002), em três solos de clima temperado, variando os teores de P determinado extrator de Olsen, de 40 a 100 mg kg⁻¹, buscou-se determinar o “nível crítico ambiental” (NCA) que, nesse caso, foi de 59 mg kg⁻¹, ou seja, acima destes teores, o aumento do P na solução do solo por unidade de aumento do P extraído pelo Olsen seria expressivo. Trabalhando com solos do Reino Unido e dos Estados Unidos, McDowell & Sharpley (2001) verificaram que os NCAs seriam de 33 a 36 mg kg⁻¹ pelo Olsen, e de 185 a 190 mg kg⁻¹ pelo Mehlich-3.

Sharpley & Moyer (2000) sugeriram que o P solúvel em água seria uma boa alternativa para a determinação do NCA em condições de utilização de dejetos animal e compostos orgânicos.

Em diversos estudos que tratam de problemas ambientais relacionados ao P, é comum fracioná-lo em: P dissolvido e P particulado. O P dissolvido é conceituado como aquele que passa pelo filtro com abertura de poros de 45 µm, enquanto a fração retida no filtro é denominada P-particulado. Essas duas frações também são constituídas pelas formas inorgânica e orgânica, ou seja, P-reativo e P não-reativo, respectivamente (Rowland & Haygarth, 1997). Turner & Haygarth (2000), estudando as frações dissolvida e particulada em solos de texturas distintas e em pastagens do Reino Unido, encontraram que, para concentrações acima de 100 µg L⁻¹ no lixiviado, a maior parte do P encontrava-se na forma dissolvida. Para solos arenosos, a fração particulada atingiu

valores entre 21 a 46 % do P total. Esses autores também verificaram que a maior parte das formas inorgânicas (P-reativo) encontrava-se na fração dissolvida, enquanto que as formas orgânicas (P não-reativo) encontravam-se, preferencialmente, na fração particulada. A importância desse estudo foi indicar que o P dissolvido é transportado, principalmente, via macroporos com, no mínimo, de 1nm de diâmetro, sendo, nestas condições, a sorção pelas paredes insignificante. Conseqüentemente, a aplicação de dejetos ao solo seria uma alternativa para reduzir as perdas de P por drenagem subsuperficial, dada à diminuição de macroporos que ocorre nestas condições (Geohring et al., 2001).

Em solos de clima temperado, pouco intemperizados, a recomendação de fontes orgânicas tem por base a dose de N recomendada para atender a demanda das culturas. Como as culturas têm, em geral, grande demanda por esse nutriente ocorre um acúmulo de P no solo aumentando, portanto, a possibilidade de perdas de P por lixiviação, eluviação e escoamento superficial (Sharpley et al., 1993; Whalen & Chang, 2001). Assim, esta prática tem se tornado uma das principais causas de eutroficação de águas por P. Diante disto, a identificação dos teores de P no solo que excedam a necessidade das culturas é de grande importância para diminuir os riscos de poluição dos aquíferos (McDowell & Sharpley, 2001). Whalen & Chang (2001) verificaram que a cevada exportou 15% em relação ao P total aplicado na forma de dejetos de bovinos. Nesse mesmo estudo, também foi avaliado o efeito da aplicação de dejetos de bovinos em solos calcários do Canadá, durante 16 anos. Observou-se que para a dose de $180 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (maior dose aplicada), em base úmida, $1,4 \text{ t ha}^{-1}$ de P não foi recuperado, considerando o exportado pela cultura e o encontrado no solo, indicando ter sido essa quantidade de P perdida por lixiviação ou escoamento superficial. Verificou-se, ainda, um grande risco de contaminação de águas nas parcelas irrigadas que receberam mais de $60 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de dejetos, ou quando as quantidades aplicadas excediam cinco a seis vezes a necessidade da cultura de centeio.

Nessa linha, Robinson & Sharpley (1995) verificaram que, com a aplicação de cama de frango, com base no requerimento de P das culturas, há maior estabilidade das formas orgânicas de P no solo, diminuindo o risco de contaminação ambiental.

Todavia, há poucas informações sobre a mobilidade de formas de P em solos muito intemperizados. Em estudos realizados por Elliott et al. (2002), em solos ácidos deficientes de P, no Estado da Flórida (EU), observou-se que quanto menor a capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP), maior é a quantidade de P perdida por lixiviação, sendo a forma inorgânica a mais envolvida nessa perda.

Além da CMAP, a energia de ligação do P com o solo, influência na lixiviação deste elemento no perfil. Por outro lado, Field et al. (1985) verificaram que o aumento na dose de cama de aviário aplicada ao solo não foi capaz de diminuir sua CMAP; contudo, foi capaz de diminuir a energia de ligação do P com o solo, promovendo a lixiviação do P. Compostos orgânicos na cama de aviário, por exemplo, possuem características importantes sobre a adsorção de P no solo, uma vez que são capazes de capear os óxidos e hidróxidos de Fe e Al, diminuindo a capacidade adsortiva do solo (Mazur et al., 1983; Beauchemin et al., 1996).

Este trabalho teve como objetivo estudar a movimentação (lixiviação) de formas inorgânicas e orgânicas de P em amostras de dois Latossolos de diferentes texturas, que receberam cama de aviário, em condições de adições prévias de doses de P na forma inorgânica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado, utilizando colunas de PVC com 50 cm de altura e 5 cm de diâmetro, onde amostras de dois solos foram colocadas (Quadro 1). O experimento consistiu de um fatorial 4x5x2, sendo quatro níveis de saturação prévia por P mineral no solo, com base na capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), cinco doses de adubação com cama de aviário e dois solos sendo um Latossolo Vermelho-Amarelo textura média e outro textura argilosa, com três repetições dispostas em blocos casualizados.

Quadro 1. Características químicas e físicas de amostras dos solos utilizados

Característica	Solo textura argilosa	Solo textura média
pH – H ₂ O (1:2,5)	4,80	5,40
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³) ^{1/}	1,10	0,45
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³) ^{1/}	0,02	0,05
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³) ^{1/}	0,01	0,01
H+Al (cmol _c dm ⁻³) ^{2/}	6,70	3,20
K (mg dm ⁻³) ^{3/}	4,10	9,90
P (mg dm ⁻³) ^{3/}	0,30	0,30
P – remanescente (mg L ⁻¹) ^{4/}	4,20	24,50
CMAP (mg g ⁻¹) ^{5/}	2,48	0,76
Carbono orgânico (g kg ⁻¹) ^{6/}	13,8	6,50
SB (cmol _c dm ⁻³)	0,04	0,08
CTC efetiva (t) (cmol _c dm ⁻³)	1,14	0,53
CTC pH 7,0 (T) (cmol _c dm ⁻³)	6,74	3,28
m (%)	96,50	84,90
V (%)	0,60	2,40
Areia grossa (g kg ⁻¹) ^{7/}	130,0	260,0
Areia fina (g kg ⁻¹) ^{7/}	70,0	500,0
Silte (g kg ⁻¹) ^{7/}	20,0	30,0
Argila (g kg ⁻¹) ^{7/}	780,0	210,0
Classe textural	Muito argilosa	Franco-argilo-arenosa
Capacidade de campo (kg kg ⁻¹) ^{8/}	0,35	0,10

^{1/} Extrator: KCl 1mol L⁻¹ (Vettori, 1969). ^{2/} Extrator: acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹, pH 7,0 (Vettori, 1969). ^{3/} Extrator: Mehlich -1 (Defelipo & Ribeiro, 1997). ^{4/} Concentração de P da solução de equilíbrio, após agitar por 1 h o solo com CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹, contendo 60 mg L⁻¹ de P na relação 1:10 (Alvarez et al., 2000). ^{5/} Olsen & Watanable (1957), adaptado por Alvarez V. & Fonseca (1990). ^{6/} Método Walkley & Black (Jackson, 1958). ^{7/} Método da pipeta (EMBRAPA, 1997). ^{8/} Método de Richards (-30 KPa) (EMBRAPA, 1997).

Os dois solos foram coletados em horizontes sub-superficiais, com o objetivo de diminuir a interferência da matéria orgânica; foram secos ao ar (TFSA), passados em peneira de 2 mm e submetidos à adubação fosfatada na forma de fosfato monobásico de K, de modo a atingir os seguintes valores da CMAP: 0; 12,5; 25 e 50 % de cada solo, determinada conforme Olsen & Watanabe (1957), com um tempo de agitação de 16 h. A fonte de P foi aplicada em solução. Após 60 dias de incubação, com a umidade do solo mantida a 90 % da capacidade de campo, e homogeneizados, semanalmente, os solos foram secos e acondicionados em sacolas plásticas.

Amostras de solo de cada tratamento foram retiradas para análise de P pelo extrator Mehlich-1 ($\text{HCl } 0,05 \text{ mol L}^{-1}$ e $\text{H}_2\text{SO}_4 \text{ } 0,0125 \text{ mol L}^{-1}$), encontrando-se os valores: 0,15; 12,7; 35,9 e 106,7 mg dm^{-3} para o solo textura média e 0,01; 33,6; 85,8; e 173,4 mg dm^{-3} para o textura argilosa. Os solos incubados com as doses de P foram acondicionados em colunas de PVC, montadas com cinco anéis de 10 cm de altura cada, ligados entre si com fita adesiva, com parafina aplicada nas paredes internas para evitar possível caminho preferencial da água na interface PVC/solo.

No anel superior de cada coluna foi aplicada a cama de aviário de maravalhas, nas doses correspondentes a 0, 20, 40, 80 e 160 t ha^{-1} , base peso do material seco (Quadro 2).

Na base de cada coluna, foi colocado um tampão de PVC, sobre este uma tela plástica como suporte de uma camada de lã de vidro e uma camada de areia lavada para evitar a saída de solo da coluna. À base de cada coluna, foi acoplada uma mangueira coletora do percolado, ligando a coluna ao recipiente coletor. Foi instalado sobre cada coluna um sistema de controle de fluxo de água, utilizado na aplicação médica de soro fisiológico, para veicular a água deionizada. (Figura 1).

Quadro 2. Teores totais de macro e micronutrientes e sódio na cama de aviário de maravalha

Macronutriente		Micronutriente	
-----g kg ⁻¹ -----		-----mg kg ⁻¹ -----	
N	30,9	Zn	473
P	17,1*	Fe	789
K	24,4	Mn	315
Ca	25,8	Cu	41
Mg	5,7	B	42
S	14,0	Na	559

- O teor total de P foi determinado conforme o método de Bowman (1989). Souza (2004)

•

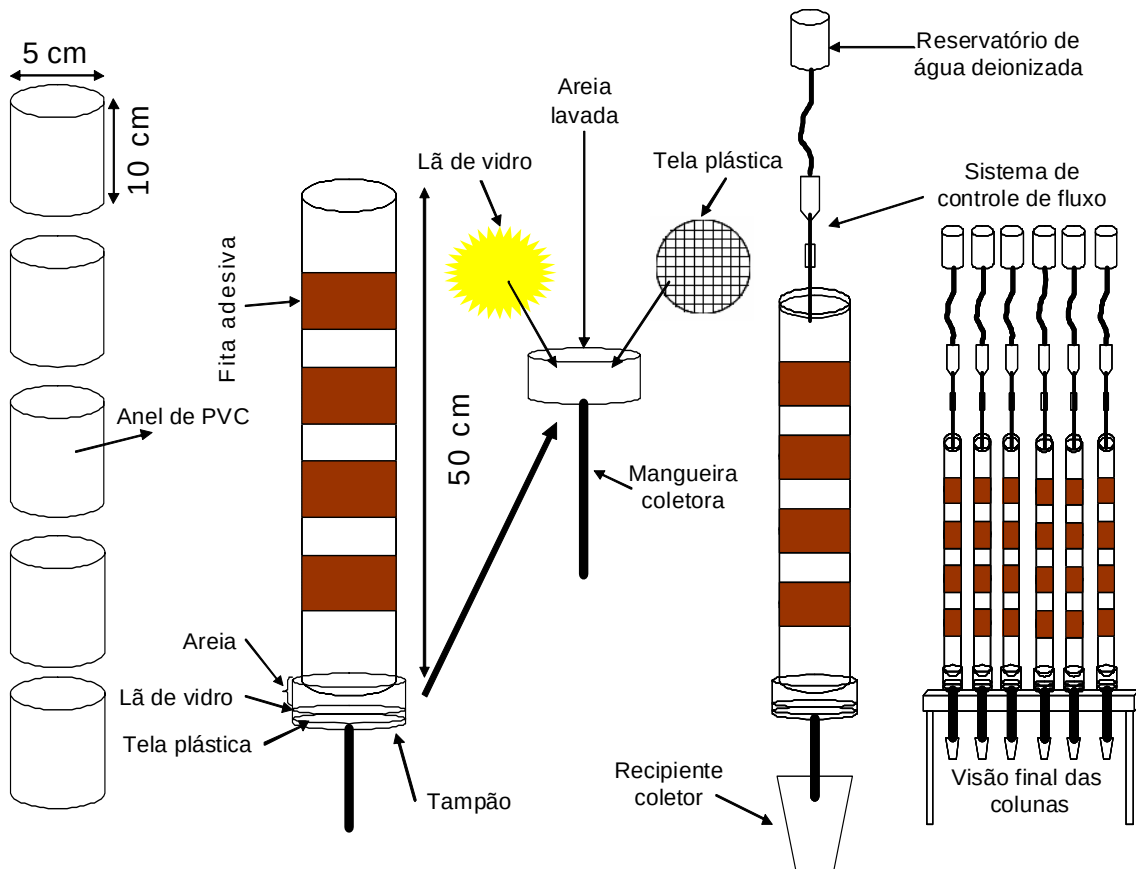


Figura 1. Esquema de montagem das colunas de PVC, para a percolação de água, utilizadas no experimento.

As colunas receberam água deionizada com um fluxo controlado de aproximadamente $0,35 \text{ mL min}^{-1}$ para o solo textura arenosa e de $0,42 \text{ mL min}^{-1}$ para o textura argilosa. O volume de água aplicada nos solos texturas arenosa e argilosa foram, respectivamente, 250 e 300 mL por percolação, tendo por base o volume de poros de cada solo. Foram realizadas 10 percolações, sendo duas por semana, durante 35 dias. Esse procedimento foi realizado até que se atingisse um valor aproximado da média pluviométrica anual da região de Viçosa, 1.200 mm, aproximadamente. Durante todo o período do experimento, o topo das colunas foi mantido coberto com plástico para evitar evaporação e ascensão capilar de água.

Para cada uma das dez percolações, foram coletados os lixiviados, nos quais foi feito o fracionamento do P em formas reativas (P_i) e não-reativas (P_o). O P-reativo (P_i) foi obtido pela determinação direta (sem tratamento adicional) do P em solução, em uma alíquota do lixiviado, procedendo-se a análise para a média das dez percolações. Numa outra alíquota, determinou-se o P total (P_t), após sua digestão com peroxidissulfato de potássio ($K_2S_2O_8$) em meio alcalino (Cabrera & Beare, 1993), com modificações de Doyle et al., 2004. O P não-reativo (P_o) foi estimado pela diferença entre o P_t e o P_i . As formas inorgânicas de P em solução, que formam o complexo fosfomolibdico, foram determinadas pelo método colorimétrico conforme Murphy & Riley (1962) (Figura 2).

Na oitava percolação, na qual se encontrou um teor de P_t um pouco mais elevado, foi feita a separação do P nas frações dissolvida e particulada. Para isto, alíquotas do percolado foram passadas em membrana de filtro de nylon com diâmetro de poro de $0,45 \mu\text{m}$ e os teores de P total dissolvido (P_{td}) nessas alíquotas filtradas foram determinados após digestão com peroxidissulfato de K. Em uma alíquota não filtrada determinou-se o P total após digestão com peroxidissulfato de K. As concentrações de P nesses extratos foram determinadas em Espectrometria de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES) com um comprimento de onda de 213,671 nm (Rowland & Haygarth, 1997). A fração P total particulado (P_{tp}) foi obtida pela diferença entre o P_t e o P_{td} (Figura 2).

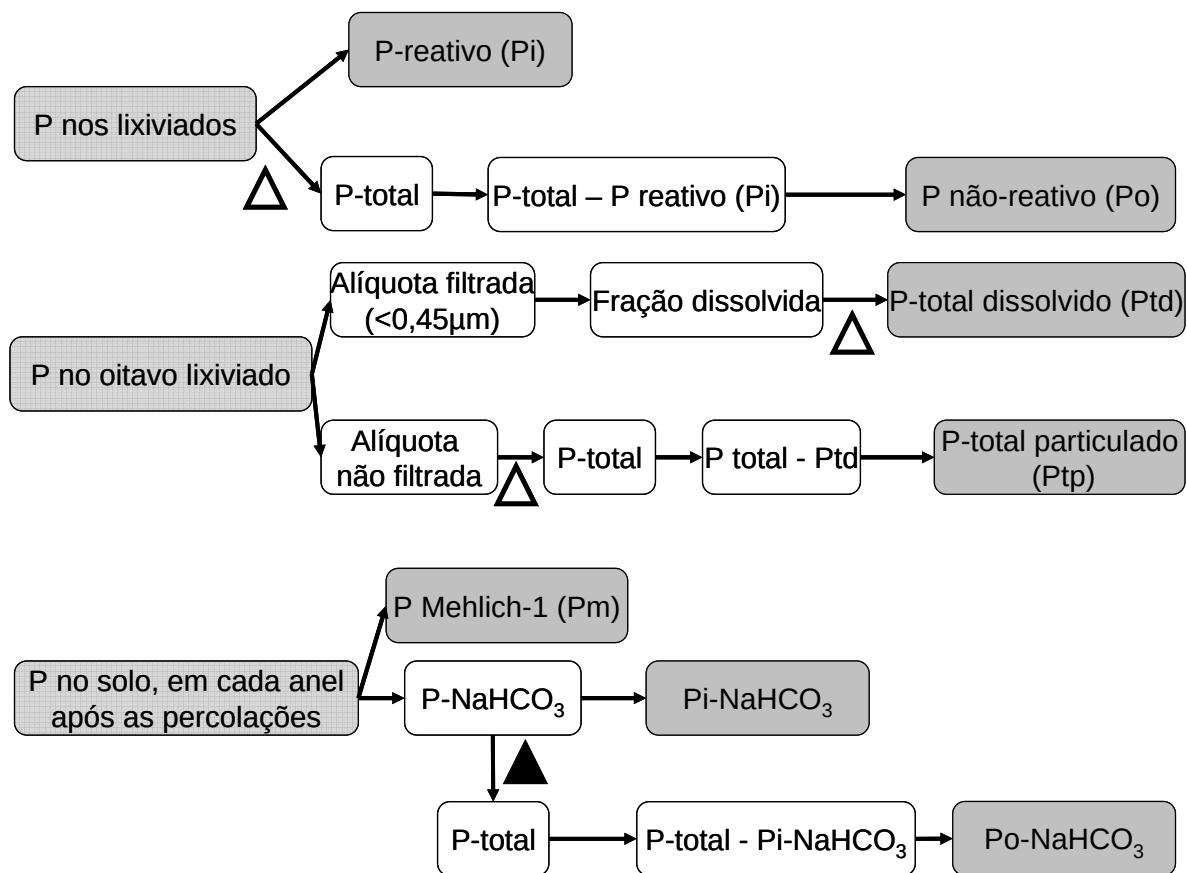


Figura 2. Esquema geral da obtenção das diversas frações de fósforo avaliadas no experimento. Pi = fósforo inorgânico; Po = fósforo orgânico. Δ = Digestão (mineralização) com $K_2S_2O_8$; ▲ = Digestão nitro-perclórica

Ao final do experimento, as colunas foram desmontadas e o solo nos diferentes anéis foi coletado, secado ao ar, destorroado, passado em peneira com malha de 2 mm e, então, determinaram-se os teores de P extraídos pelo Mehlich-1 e $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1} (Olsen) à pH 8,5 (Figura 2).

Para as extrações com Mehlich-1, a 10 cm^3 de solo adicionaram-se 100 mL do extrator, agitou-se por 5 min e após 16 h de repouso pipetou-se uma alíquota para a análise de P, determinado colorimetricamente, conforme EMBRAPA (1997).

Para a extração com $NaHCO_3$, foram utilizados volumes de 2,5 cm^3 de solo para 25 mL do extrator, acondicionados em tubos de centrifuga do tipo Falcon, com capacidade para 50 mL, agitados horizontalmente a 150 RPM, à temperatura de 4 °C,

durante 1h, posteriormente, foram centrifugados a 2.606 g por 10 min, à temperatura de 4 °C , retirando-se uma alíquota para a determinação do Pi, denominado de Pi-NaHCO₃, conforme Murphy & Riley (1962). Uma segunda alíquota foi submetida à digestão nitro-perclórica, em uma relação de 4:1-v/v- (ácido nítrico:perclórico), para a determinação de P total (Pt). O Po-NaHCO₃ foi estimado pela diferença: Pt – Pi (Figura 2).

Nos fracionamentos anteriores, em que havia determinação de Po, não houve uma preocupação com o controle de temperatura porque as leituras eram feitas imediatamente após obtidos os lixiviados.

Todos os extratos tiveram os valores de pH ajustados, tendo como referencial o indicador p-nitrofenol, para a determinação dos teores de P, exceto para o extrator Mehlich-1, cujo pH já se encontrava na faixa recomendada para a determinação (pH próximo de 4,5-5,5)

Procedeu-se a análise estatística com auxílio dos softwares sigma-plot 8.0, statistica 6.0 e SAEG 9.0, procedendo-se a ANOVA e regressões quando pertinentes.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. *Fósforo reativo (Pi) e não reativo (Po)*

A perda de P na solução lixiviada das colunas ocorreu tanto na forma de P-reativo (Pi) (Figura 3) como na forma de P não-reativo (Po) (Figura 4), nos dois solos. A não aplicação de cama de aviário nos solos não fosfatados previamente (0 % CMAP) promoveu concentrações de P no lixiviado bastante baixas, próximas de zero, com a predominância de P não-reativo sobre o reativo.

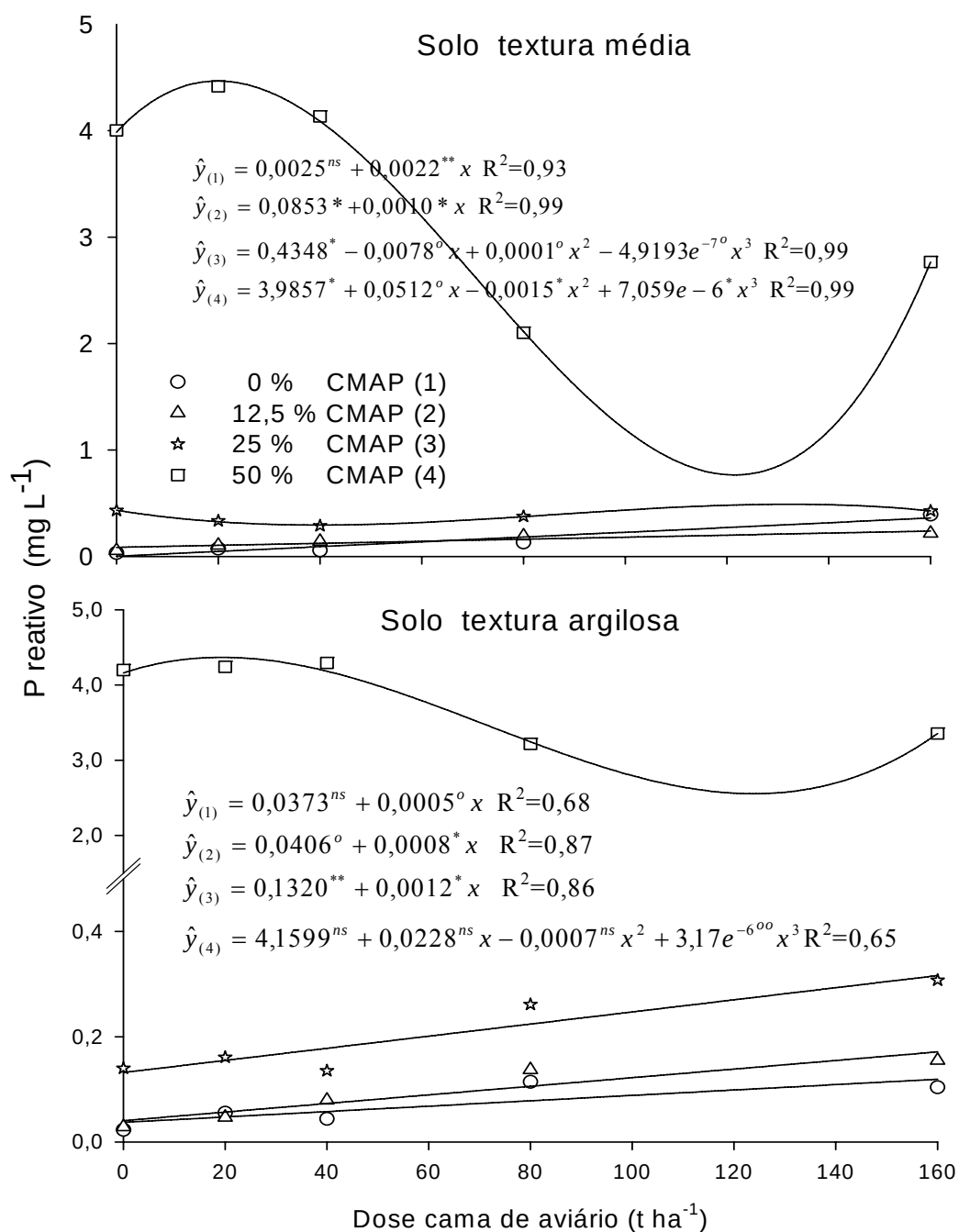


Figura 3. Concentrações de P reativo (Pi) em percolados coletados de colunas de PVC com dois Latossolos texturas média e argilosa, pré-fertilizados com doses crescentes de P mineral, correspondentes a percentuais da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), de acordo com as doses de cama de aviário aplicadas no anel superior.

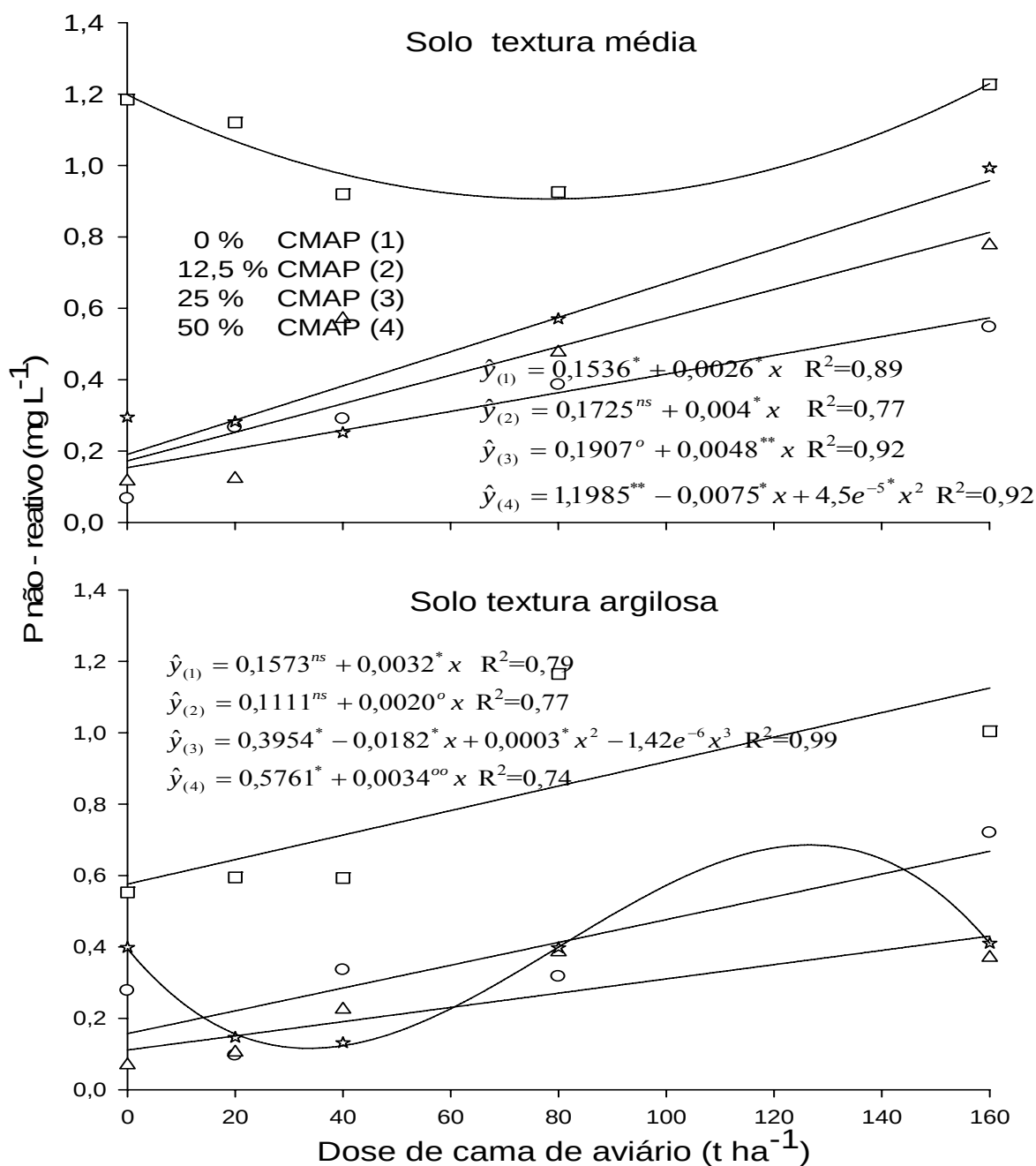


Figura 4. Concentrações de P não-reativo (Po) em percolados coletados de colunas de PVC com dois Latossolos texturas média e argilosa, pré-fertilizados com doses crescentes de P mineral, correspondentes a percentuais da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), de acordo com doses de cama de aviário aplicadas no anel superior.

Apesar das diferentes capacidades adsorptivas dos solos (Quadro 1), a semelhança entre eles nas concentrações de P reativo e não-reativo foi evidente (Figuras 3 e 4), como poderia ser esperado uma vez que a fertilização fosfatada prévia foi feita com base na CMAP de cada solo, com aplicação de doses distintas de P entre os solos para o mesmo nível de CMAP. Assim, possíveis diferenças dos resultados como consequência de teores distintos de argila entre solos foram compensadas.

É interessante observar que, apesar da similaridade de comportamento entre as formas P-reativo e não-reativo, o incremento na dose de cama de aviário aos solos em suas condições originais (0 % CMAP) causou maiores perdas de P não-reativo que reativo, no solo argiloso. Enquanto a tangente para o P para não-reativo mg L^{-1} de P / t ha^{-1} de cama de aviário foi de 0,0032 (eq. 1 – Figura 4), a tangente equivalente para o reativo, no mesmo solo, foi de 0,0005 (eq. 1- Figura 3) indicando maiores perdas de P_o , 6,4 vezes maiores que a de P_i , nestas condições. Essa maior percolação do P não-reativo sugere menor interação dessa forma com o solo que a forma inorgânica P-reativo, como já demonstrado em diversas pesquisas (Toor et al., 2004a,b; Anderson et al., 2005). Essa mesma comparação para o solo textura média indica perdas semelhantes para P não-reativo e reativo com tangentes de 0,0022 e 0,0026, respectivamente.

Observou-se, como modelo predominante, maiores perdas das duas formas de P no lixiviado com a aplicação de doses crescentes de cama de aviário, para ambos os solos, com exceção para o P reativo na maior adubação fosfatada prévia (50 % CMAP).

As menores concentrações de P reativo obtidas com o aumento das doses de cama de aviário, numa visão geral do fenômeno, segundo um modelo cúbico (Figura 3), em ambos os solos, sugerem a maior dispersão de argila que ocorreu com o aumento da dose de cama de aviário até um ponto intermediário entre as duas últimas doses (121,8 t ha^{-1} para o solo textura média e de 128,57 t ha^{-1} para o argiloso). O aumento da concentração de P-reativo após os pontos de mínimo nas curvas parece indicar a compensação do efeito negativo da menor condutividade hidráulica do solo na coluna pela maior dose total de P adicionada na forma de cama de aviário.

A tentativa de se fazer uma percolação a mais – a décima primeira – não teve sucesso porque em diversas colunas, de modo mais evidente naquelas que receberam

maiores doses de cama de aviário, já não havia mais lixiviado, ocorrendo acúmulo de água no topo das colunas, sem a infiltração esperada.

Conforme Benites et al. (1998), a aplicação de doses elevadas de compostos orgânicos em solos, como de dejetos animal, promove grande predomínio de cargas negativas, fazendo com que a agregação seja diminuída. Andrade (2005) observou também que doses elevadas de ácidos orgânicos de baixa massa molecular causavam desagregação do solo. Vale ressaltar que não só compostos orgânicos estão presentes na cama de aviário, como agente desagregador do solo, mas também, teores elevados de Na, um agente dispersante, que se encontra nas rações dadas aos animais.

3.2. Fósforo dissolvido e particulado

Pode também ser associado ao já discutido no item anterior sobre a dispersão de argila do solo, causada pela adição de cama de aviário, o efeito de carga e de Na constituinte de rações das aves. O predomínio do P particulado total (Ppt) sobre o P dissolvido total (Pdt), com evidente aumento para as doses crescentes de cama de aviário e, principalmente, para a condição de maior nível de fertilização prévia com fosfato (50 % CMAP) é, também, indicação deste efeito dispersante do tratamento (Figura 5).

A presença de Ppt no percolado indica a importância de uma erosão subsuperficial que deve ser contabilizada nos estudos de P como responsável por iluviação de partículas (Turner & Haygarth, 2000).

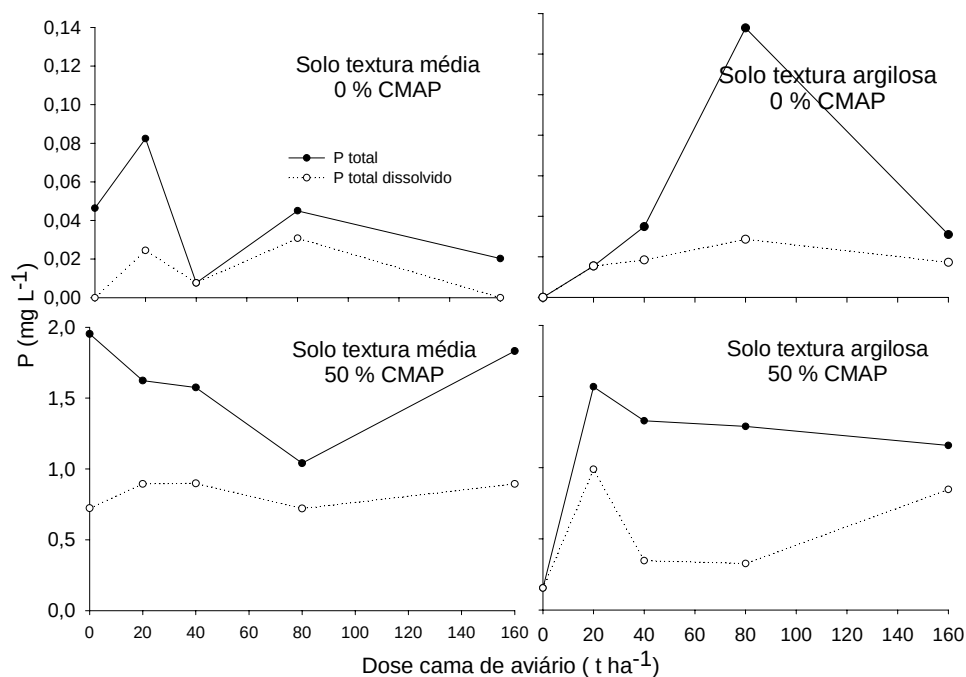


Figura 5. Concentração do P particulado total (Ppt) e do P dissolvido total (Pdt) no oitavo percolado coletado de colunas de PVC com dois Latossolos texturas média e argilosa, pré-fertilizados com 50 % da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), de acordo com doses de cama de aviário aplicadas no anel superior.

3.3. Fósforo no solo, em cada anel após as percolações

3.3.1. Fósforo pelo extrator Mehlich-1

A fertilização prévia das amostras dos solos com a fonte de P mineral, simulando anos de adição deste nutriente no campo, aumentou de maneira significativa os teores de P pelo Mehlich-1 (Pm) em profundidade, em especial no solo textura média (Figura 6). Observou-se que, com a aplicação de cama de aviário, os teores de Pm na primeira camada (primeiro anel, de 0 a 10 cm) e em profundidade, embora neste caso de maneira menos expressivas, aumentaram. Essa alteração do Pm em profundidade foi mais marcante à medida que se elevou, previamente, o grau de saturação de P dos solos e para as maiores doses de cama de aviário. Esses resultados indicam que o uso de cama de

aviário em solos que já receberam adubações fosfatadas, causando elevado *status* de P do solo, pode levar ao transporte de P para camadas mais profundas do perfil. Também indicam perda de P nessa forma (P_m) bem antes que a CMAP do solo fosse atingida, em consequência da aplicação de doses crescentes de cama de aviário (Figura 6).

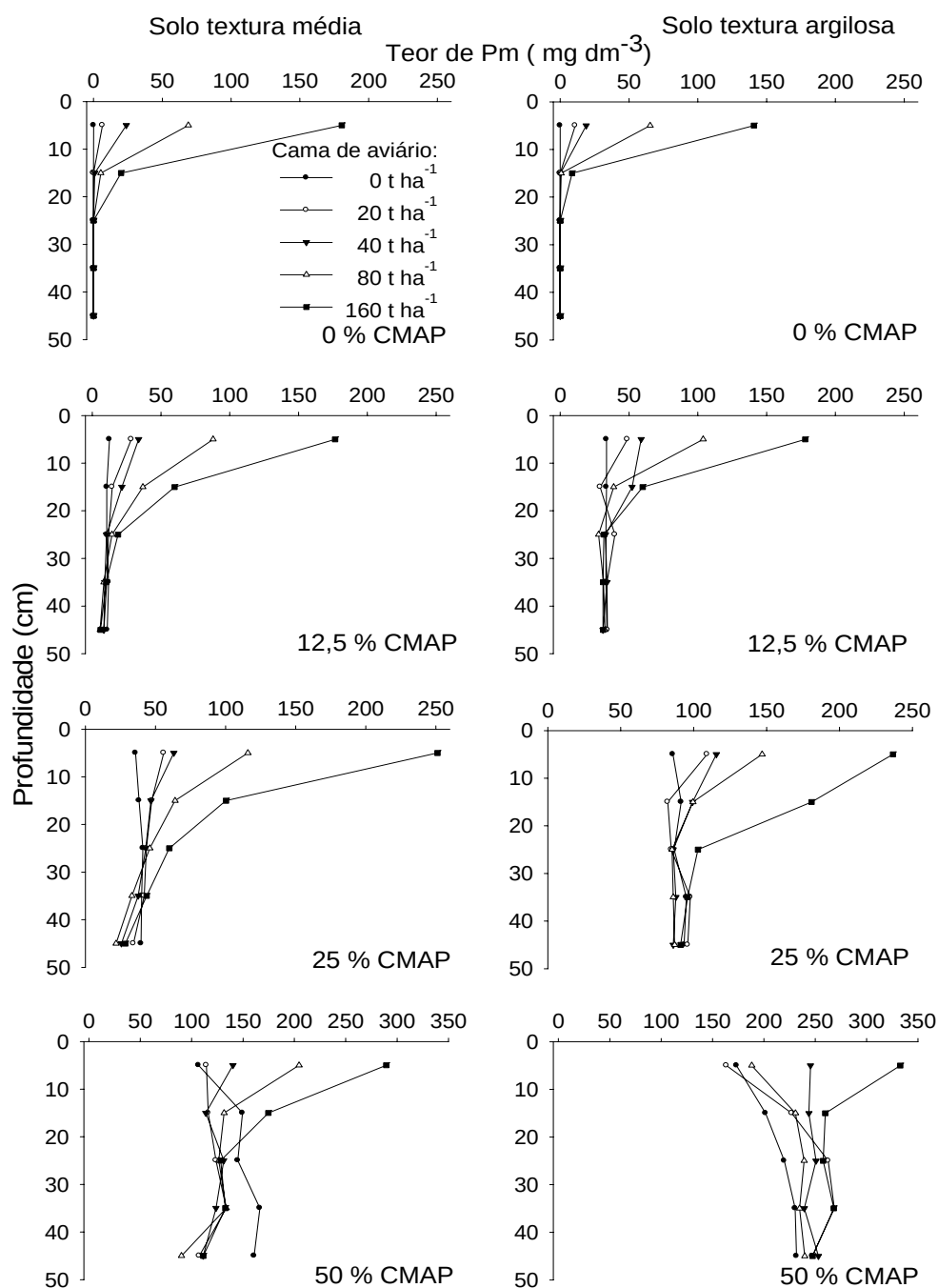


Figura 6. Teores de fósforo pelo Mehlich-1 (Pm) em amostras de dois Latossolos texturas média e argilosa, em cinco profundidades (anéis de PVC), pré-fertilizados com doses crescentes de P mineral correspondentes a percentuais da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), de acordo com doses de cama de aviário aplicadas no anel superior.

3.3.2. Fósforo inorgânico e orgânico pelo extrator NaHCO_3

Contrariamente ao que ocorre com os extratores ácidos, como Mehlich-1, pH 1,2, (Novais & Smyth, 1999) o extrator NaHCO_3 – pH 8,5 – tem um forte poder de extração do P orgânico (Po) do solo (Hedley et al., 1982), o que possibilita uma análise mais crítica dessa forma de P por este extrator. Semelhantemente ao já discutido para o extrator Mehlich-1, ocorreu com o Pi extraído pelo NaHCO_3 (Pi- NaHCO_3): a fertilização prévia das amostras dos solos com a fonte mineral aumentou, de maneira significativa, os teores de Pi- NaHCO_3 em profundidade, em especial no solo textura média (Figura 7). A aplicação de cama de aviário também causou aumentos nos teores de Pi- NaHCO_3 em profundidade, de maneira mais marcante à medida que também se aumentou, previamente, a saturação de P dos solos, dando-lhes um *status* de solos mais férteis quanto a este nutriente.

Observou-se movimentação de Po- NaHCO_3 no solo em profundidade (Figura 8), sugerindo o potencial eutroficante do lençol d'água e, por conseguinte, também de águas superficiais por esse nutriente, como largamente observado na literatura (Chardon et al., 1997; Sharpley & Moyer, 2000; Daly et al., 2002; McDowell et al., 2002).

A fertilização fosfatada mineral prévia das amostras provavelmente aumentou a competição por sítios de adsorção de P dos solos, tendendo a saturá-los e os tornando menos restritivos as perdas de P por percolação/lixiviação, como observado de maneira mais intensa nas amostras fosfatadas com 50 % da CMAP, independente da dose de cama de aviário aplicada, de modo particular no solo textura argilosa (Figuras 7 e 8). Não se pode perder de vista que para a mesma % da CMAP, a dose de P aplicada no solo argiloso foi 3,16 vezes maior do que no solo arenoso (Quadro 1).

A literatura comenta que, em cama de aviário, o Pi contribui com 61 a 79 % do P-total (Peperzak et al., 1959; Souza, 2004), o que justifica aumento expressivo de Pi- NaHCO_3 em profundidade na coluna (Figura 7) e também para o P- Mehlich-1 (Figura 6), extrator não sensível ao Po (Novais & Smyth, 1999).

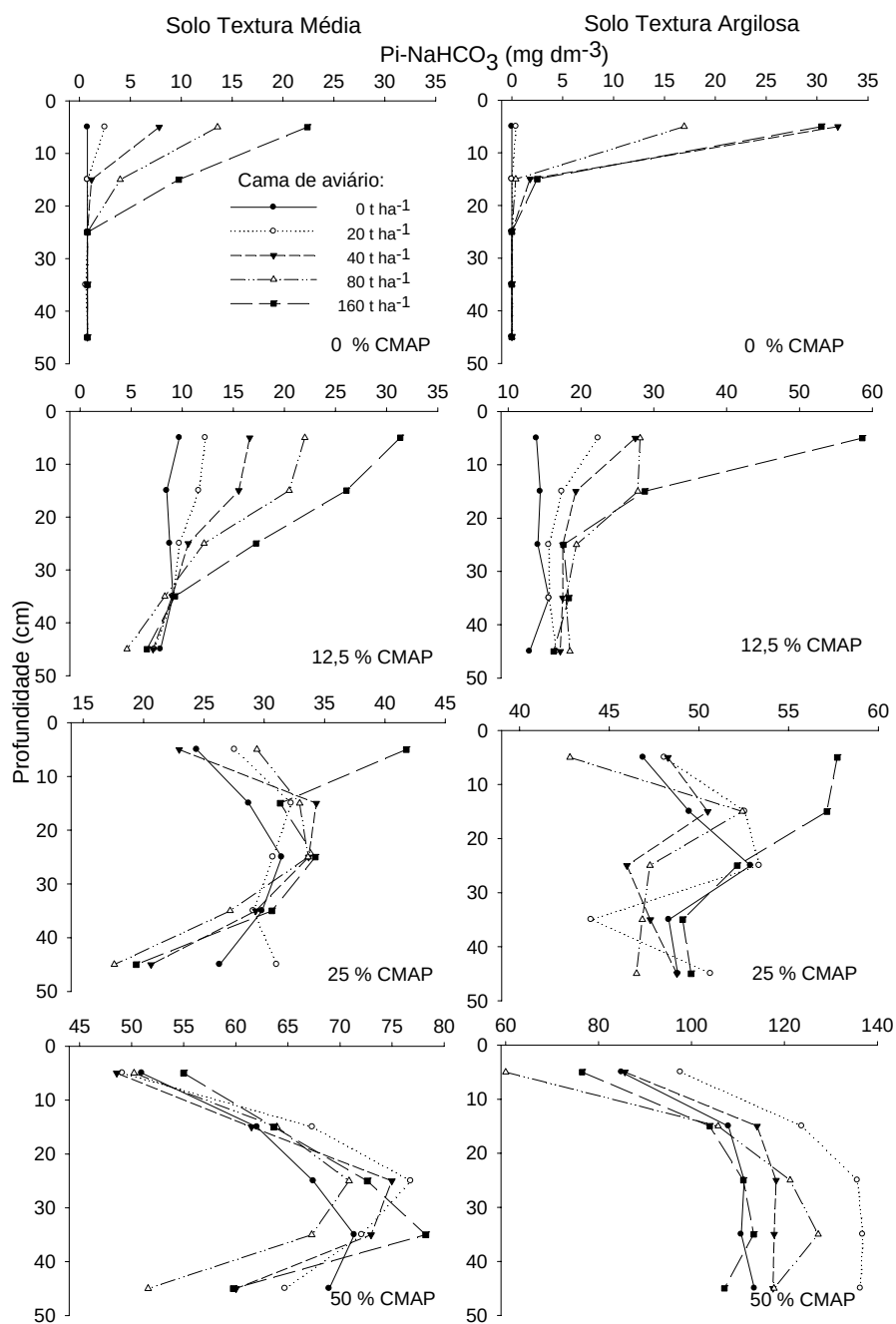


Figura 7. Teores de fósforo inorgânico (Pi) pelo NaHCO₃ (Pi-NaHCO₃) em amostras de dois Latossolos texturas média e argilosa, em cinco profundidades (anéis), em colunas de PVC, pré-fertilizados com doses crescentes de P mineral correspondentes a percentuais da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), de acordo com doses de cama de aviário aplicadas no anel superior.

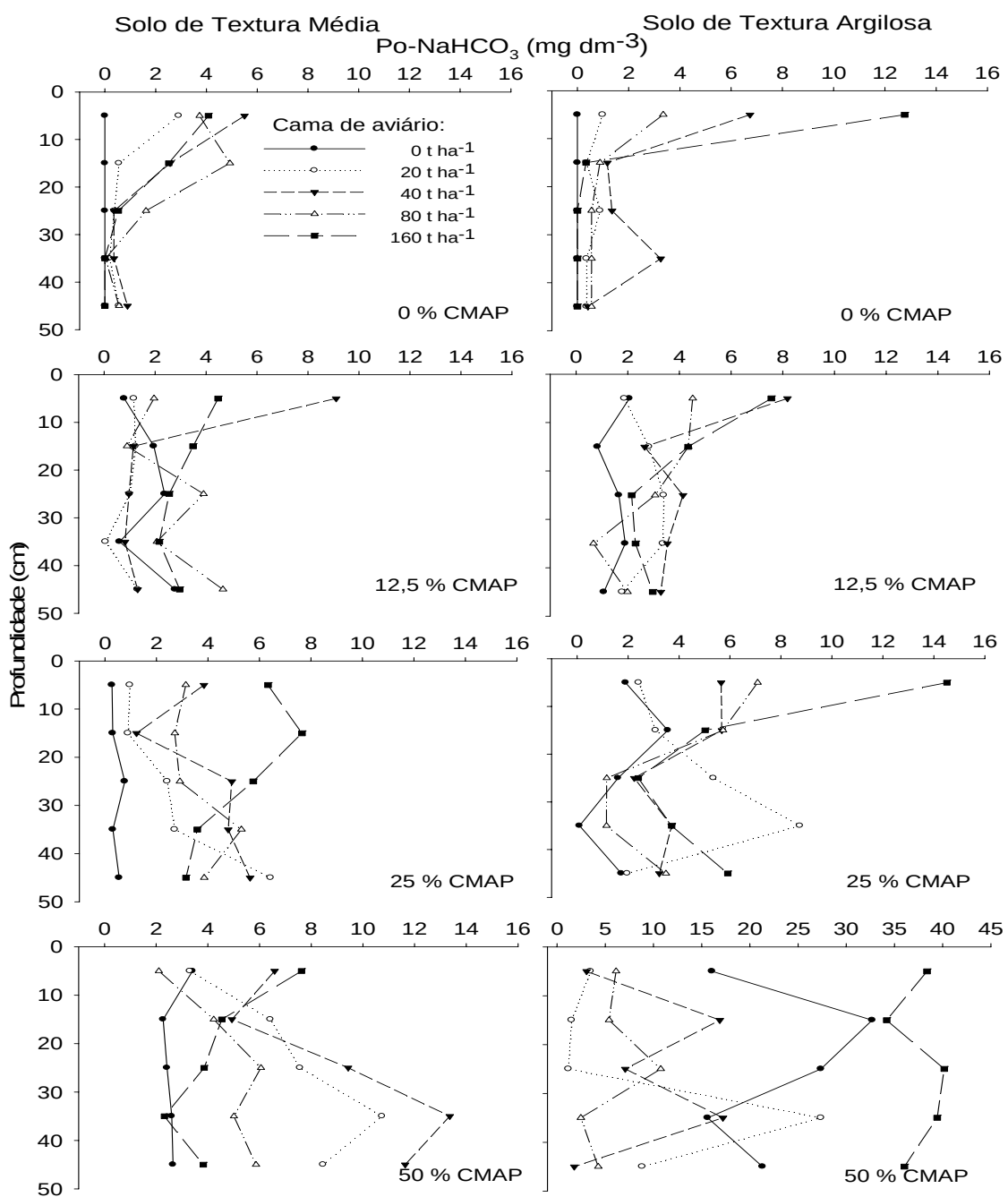


Figura 8. Teor de Fósforo orgânico (Po) pelo extrator NaHCO₃ (Po-NaHCO₃) em amostras de dois Latossolos texturas média e argilosa, em cinco profundidades (anéis), em colunas de PVC, pré-fertilizados com doses crescentes de P mineral correspondentes a percentuais da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), de acordo com doses de cama de aviário aplicadas no anel superior.

3.4. Nível crítico ambiental (NCA) de fósforo pelos extratores Mehlich-1 e NaHCO_3

As concentrações de P-reativo mantiveram-se baixas até um *status* de P disponível no solo do primeiro anel correspondente a 100 e 150 mg dm^{-3} de P Mehlich-1 (Pm) aproximadamente, para os solos textura média e argilosa, respectivamente, quando, a partir destes teores, os incrementos nas concentrações desta forma tornam-se mais do que proporcionais ao aumento dos teores de Pm, sugerindo que, então, a capacidade adsortiva de P do solo foi reduzida de maneira drástica, para ambos os solos (Figura 9). Esses teores de Pm poderão indicar os “níveis críticos ambientais” (NCA), como sugerido por alguns autores, embora com a utilização de outros extratores (Maguire & Sims, 2002; Sharpley et al., 2004). Por outro lado, a lixiviação de P não-reativo (Po) aumentou linearmente com o aumento dos teores de Pm, o que sugere uma menor afinidade desta forma de P com os solos, mesmo quando estes apresentam baixa saturação por P. Perdas semelhantes de P não-reativo entre os solos para os mesmos níveis de saturação prévia por P mineral, como já discutido, são consequência de doses diferentes, menores para o solo textura média, para o mesmo percentual aplicado da CMAP.

O capeamento de oxi-hidróxidos de Fe e Al por compostos orgânicos provenientes da cama de aviário, como por outros resíduos orgânicos ou da própria matéria orgânica do solo, pode diminuir a capacidade adsortiva do solo (Mazur et al., 1983; Beauchemin et al., 1996), ou mesmo, apenas diminuir a energia de ligação do P com o solo, facilitando as perdas de P de perfis de solo por lixiviação. Por outro lado, há trabalhos que não detectaram diminuição na adsorção de P pelos solos com adição de dejetos animal.

Os resultados obtidos indicam que os resíduos orgânicos, como a cama de aviário, reduza a CMAP e, ou, a energia de adsorção de formas de P (Pi e Po) pelo solo.

As concentrações de P reativo no lixiviado também se mantiveram baixas até um *status* de P disponível no solo correspondente a 40 e 60 mg dm^{-3} de P nos solos textura média e argilosa, no primeiro anel, respectivamente. A partir destes valores, as perdas do P das colunas tiveram aumentos exponenciais (Figura 10), em um modelo semelhante ao

observado em relação ao Pm (Figura 9).

Esses teores de Pi-NaHCO_3 também indicam o NCA para este extrator e, estão próximos daqueles sugeridos na literatura. McDowell et al. (2002), utilizando três solos de clima temperado encontraram um valor de NCA de 57 mg kg^{-1} para o extrator de Olsen. Em solos muito menos intemperizados que os utilizados neste trabalho, McDowell & Shapley (2001) encontraram NCAs em torno de 33 a 36 mg kg^{-1} de P para o Olsen, valores que se aproxima do 40 mg dm^{-3} de P para o solo textura média encontrado no presente trabalho. McDowell & Shapley (2001) encontraram NCAs de 185 a 190 mg kg^{-1} de P pelo extrator de Mehlich-3, próximos aos valores de NCA aqui obtidos (Figura 9) pelo Mehlich-1 (150 mg dm^{-3}), este com maior poder de extração de P que o Mehlich -3 (Novais & Smyth, 1999).

Assim como para o Mehlich-1 (Figura 9), houve aumento linear do P não-reativo com o aumento do teor de Pi-NaHCO_3 no solo no primeiro anel (Figura 10). As perdas de P não-reativo por unidade de P-NaHCO_3 no solo foi maior para o solo textura média ($0,0202 \text{ mg L}^{-1}/\text{mg dm}^{-3}$) que para o argiloso ($0,0056 \text{ mg L}^{-1}/\text{mg dm}^{-3}$) (Figura 10).

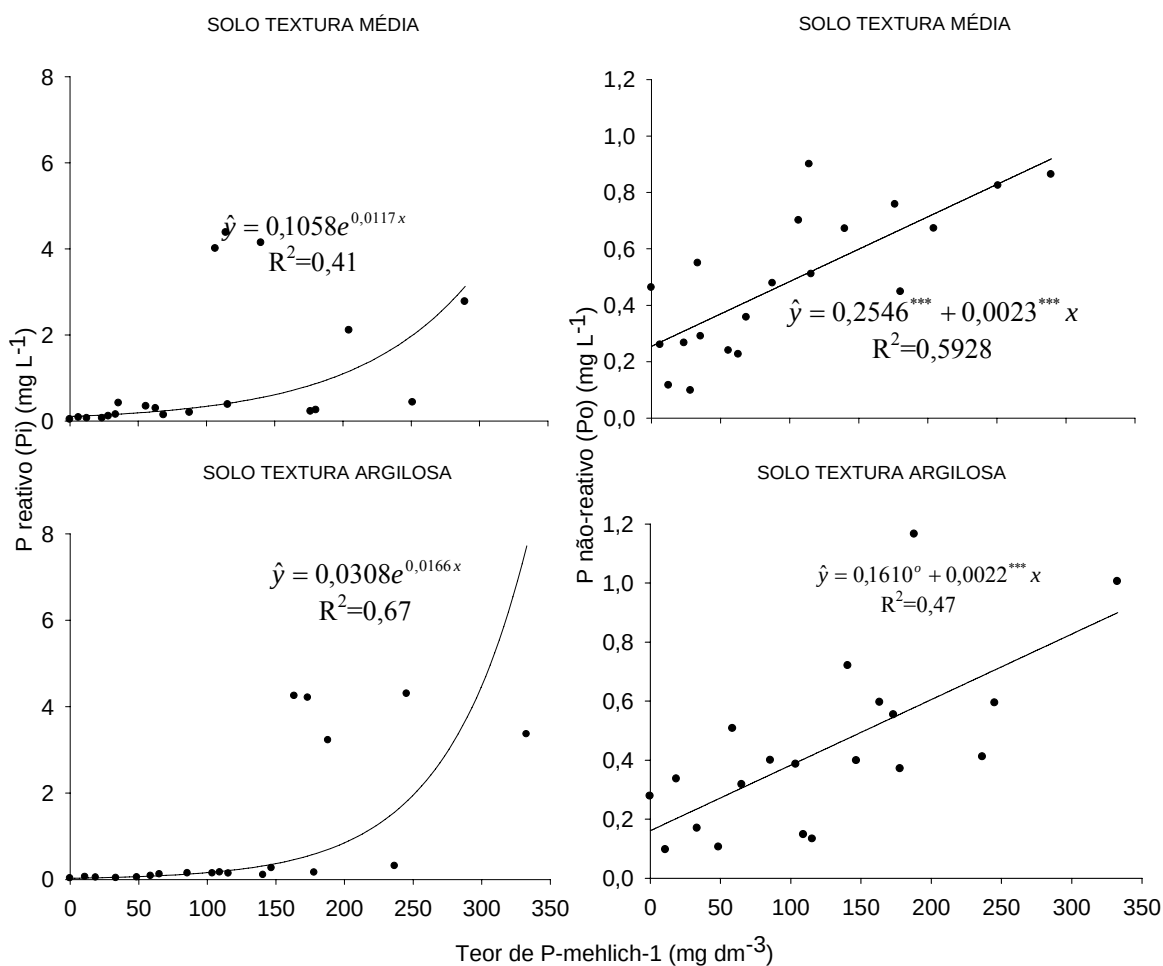


Figura 9. Variação dos teores de P reativo (Pi) e P não-reativo (Po) nos lixiviados de acordo com os teores de P pelo Mehlich-1 no primeiro anel (0-10 cm) em amostras de dois Latossolos texturas média e argilosa, pré-fertilizados com doses crescentes de P mineral correspondentes a percentuais da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), e sob a influência de doses crescentes de cama de aviário.

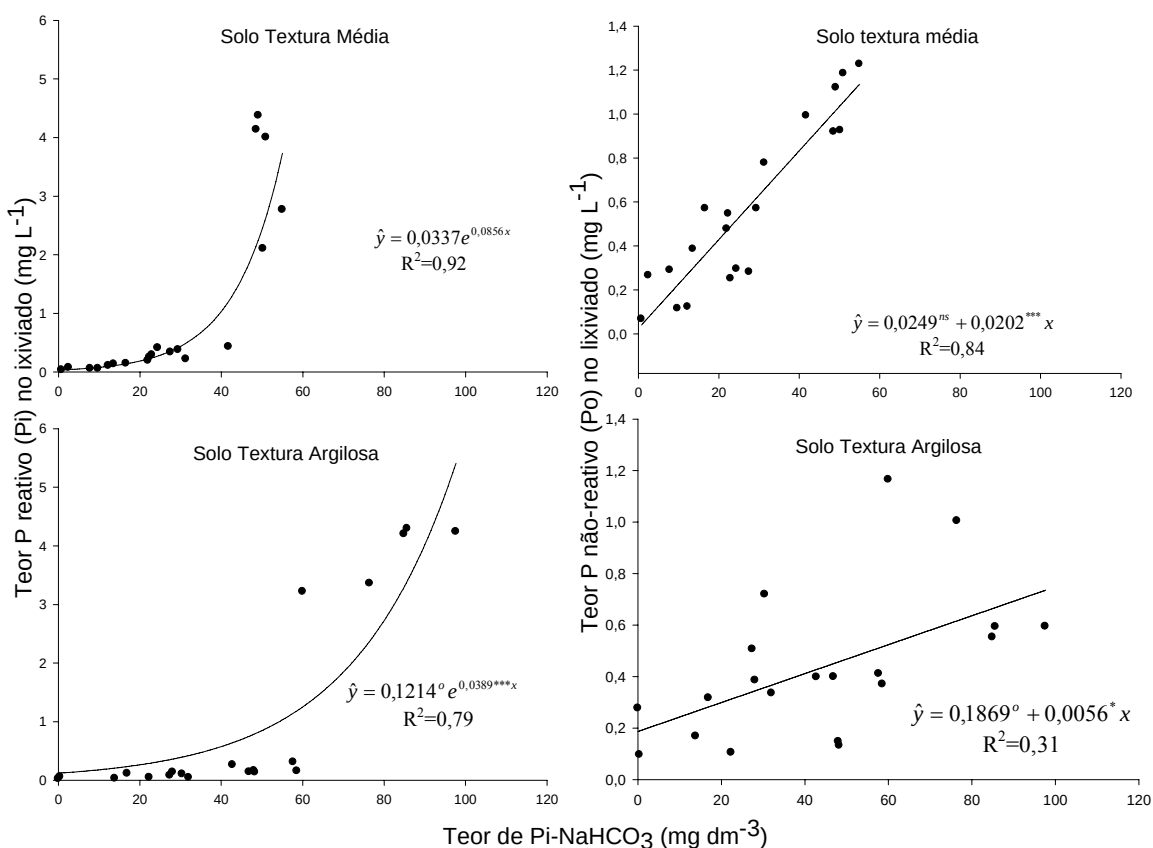


Figura 10. Variação dos teores de P reativo (Pi) e P não-reativo (Po) nos lixiviados de acordo com os teores de Pi-NaHCO_3 no primeiro anel (0-10 cm) em amostras de dois Latossolos texturas média e argilosa, pré-fertilizados com doses crescentes de P mineral correspondentes a percentuais da capacidade máxima de adsorção (CMAP), sob influência de doses crescentes de cama de aviário.

3.5. Dose crítica ambiental (DCA) de fósforo

A alteração dos valores de P reativo (P_i) é curvilínea enquanto de P não-reativo (P_o) é linear em função das doses de P total aplicadas no primeiro anel (0-10 cm), obtidas pelo somatório das doses aplicadas na fosfatagem prévia e na forma cama de aviário (Figura 11), assumindo que 61 % de seu P total encontra-se na forma inorgânica (Souza, 2004). A partir desse relacionamento foi possível estimar uma “dose crítica ambiental” (DCA), ou seja, dose acima da qual os problemas ambientais causados pela percolação de P no perfil, atingindo o lençol freático e as águas superficiais, poderiam se tornar preocupantes (Figura 11).

O aumento de perdas de P reativo (P_i) no solo de textura média inicia-se a partir de doses duas a três vezes menores de P que a do solo argiloso, evidenciando as diferenças na CMAP entre os dois solos. Por outro lado, o aumento das doses de P total leva a aumentos lineares na percolação do P não-reativo (P_o), ocorrendo mesmo em condições de ausência da fosfatagem prévia (0 % CMAP). Entretanto, para doses maiores, perdas de P reativo (P_i) são mais que proporcionais. Enquanto as perdas de P reativo das colunas do solo são praticamente ausentes para as menores doses de P mineral aplicadas previamente como fosfatagem, a perda de P não-reativo (P_o) está entre $1,76 \text{ mg L}^{-1}$ para o solo textura argilosa e $1,82 \text{ mg L}^{-1}$ para o textura média (Figura 11). Pelo modelo de alteração do P reativo (P_i) como variável das doses de P mineral aplicadas, pode-se estimar, aproximadamente, que para doses acima de 300 à 350 mg dm^{-3} de P mineral no solo textura média e, acima de 900 a 1.050 mg dm^{-3} , no solo textura argilosa, as concentrações de P reativo aumentaram exponencialmente.

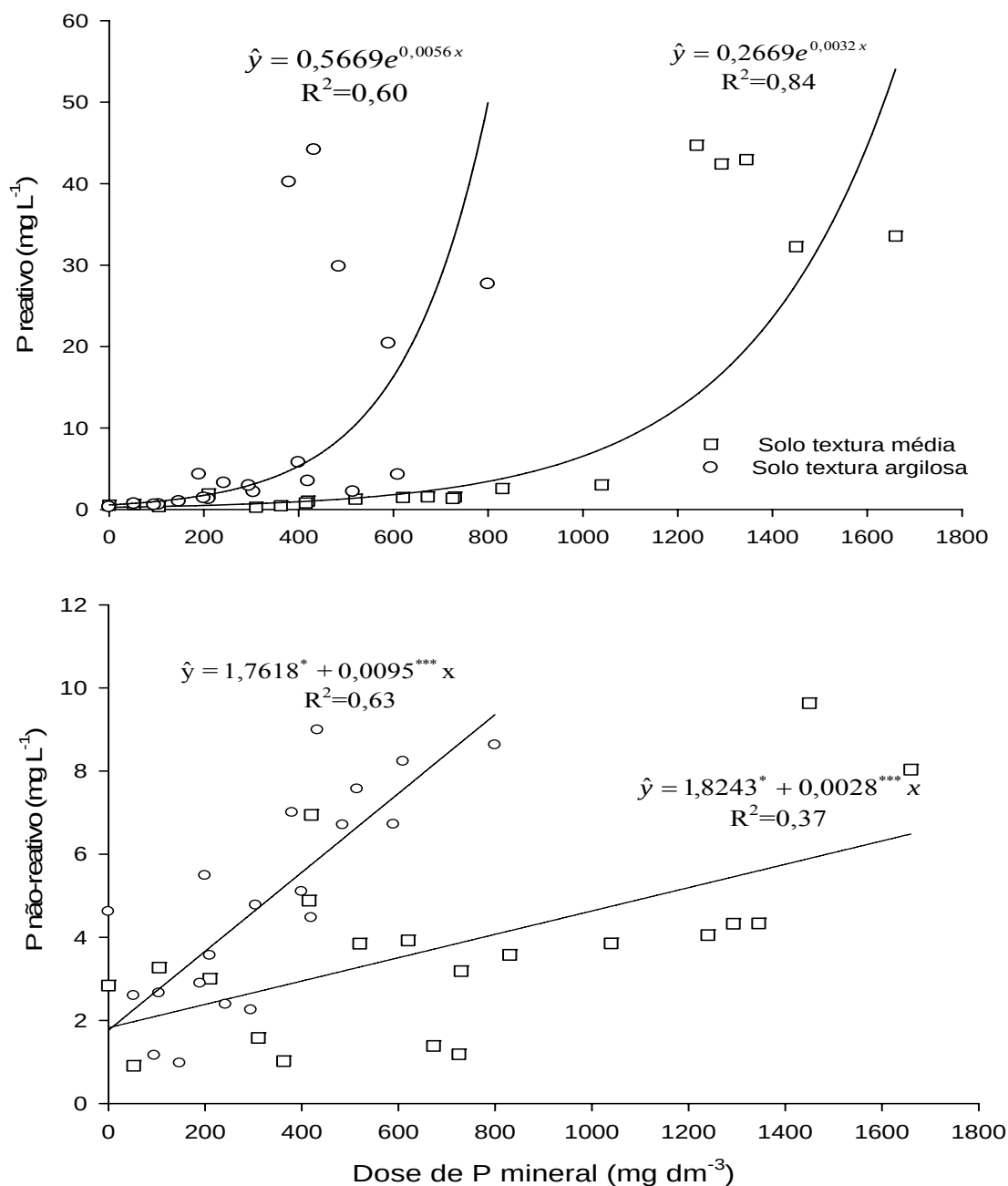


Figura 11. Concentração de P reativo (Pi) e não-reativo (Po) nos percolados de acordo com a dose de P mineral total aplicada no primeiro anel (0-10 cm), obtida pelo somatório da fertilização mineral prévia e de cama de aviário, assumindo que 61 % do total deste material encontra-se na forma inorgânica, em amostras de dois Latossolos texturas média e argilosa.

É curioso notar que, para a aplicação de fonte solúvel de P, homogeneizada com toda a massa de solo, as doses relacionadas a DCA são em torno de 30% maiores que aquelas recomendadas para estudos em vasos, quando se pretende ter crescimento máximo de plantas (Novais & Smyth, 1999). Portanto, parece haver um risco ambiental crescente, tendo-se no P-reativo um indicador deste risco, quando doses de P mineral em fontes solúveis, acima do máximo necessário, são utilizadas.

Se as doses equivalentes a DCA encontradas neste trabalho fossem aplicadas no campo, incorporadas e homogeneizadas na profundidade de 0-20 cm, elas corresponderiam a 7.666 kg ha⁻¹ de superfosfato simples, no solo de textura média (dose de 300 mg dm⁻³ de P) e, a 22.998 kg ha⁻¹ de superfosfato simples no solo argiloso (dose de 900 mg dm⁻³ de P). Deve-se ter em mente que muito rapidamente, em dias ou em poucos meses, pelo menos 50 % do P aplicado nesses solos torna-se não-lábil (Novais & Smyth, 1999), o que torna inadequada, ou superestimada a simples somatória de doses de P aplicadas ano após ano como fertilizantes, para verificar em quantos cultivos aquelas duas doses extremas poderiam ser atingidas.

Nos cultivos usuais, com alto nível tecnológico, as doses de P recomendadas estão na grandeza de 100 a 120 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (667 kg ha⁻¹ de superfosfato simples), valor bem menor que os anteriores, dada sua aplicação localizada, na linha de plantio, muito mais eficiente técnica e economicamente que a fosfatagem em área total.

O menor coeficiente angular para perdas de P não-reativo como variável das doses de P (0,0028 mg L⁻¹/ mg dm⁻³) indica para o solo de textura argilosa menor susceptibilidade a perdas dessa forma de P que para o textura média (0,0095 mg L⁻¹/ mg dm⁻³) (Figura 11).

Esses resultados vêm confirmar, como já discutido para o P_m e P-NaHCO₃, que o uso da cama de aviário em solos, particularmente em condições de elevado de P disponível, pode levar ao transporte de P em diferentes formas para camadas mais profundas do solo, particularmente de P_o.

4. CONCLUSÕES

1. Em condições naturais de baixo P disponível nos solos, as perdas de P não-reativo (Po) por percolação foram maiores que as do P reativo (Pi).
2. Com o aumento da dose de cama de aviário aplicadas no solo argiloso, sem a fertilização prévia com a fonte mineral de P, as perdas de P não-reativo foram, em média 6,4 vezes maiores que as de P-reativo.
3. O aumento do P particulado total no lixiviado, comparativamente ao P dissolvido total, com aumento da dose de cama de aviário, indica efeito dispersante de argila causada pela cama de aviário.
4. A movimentação descendente do P extraído pelo extrator Mehlich-1, na coluna do solo, aumentou muito com a dose crescente da fertilização prévia com P mineral e também com a dose de cama de aviário. Fenômeno semelhante ocorreu com o Pi-NaHCO₃ e com o Po-NaHCO₃, embora este em menor proporção.
5. O nível crítico ambiental (NCA) para o extrator P-Mehlich-1 foi de aproximadamente 100 e 150 mg dm⁻³ e de 40 e 60 mg dm⁻³ para o extrator NaHCO₃ (Olsen) para os solos textura média e argilosa, respectivamente.
6. A dose crítica ambiental (DCA) para a incorporação homogênea, de uma dose de P, em uma única aplicação, na camada de 0-20 cm do solo, está em torno do equivalente a 8 e a 23 t ha⁻¹ de superfosfato simples, nos solos textura média e argilosa, respectivamente.

5. LITERATURA CITADA

- ALVAREZ V., V.H. & FONSECA, D.M. Definição de doses de fósforo para determinação da capacidade máxima de adsorção de fosfatos e para ensaios em casa de vegetação. R. Bras. Ci. Solo, 14:49-55, 1990.
- ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F.; DIAS, L.E. & OLIVEIRA, J. A. Determinação e uso do fósforo remanescente. Bol. Inf. SBCS, 25:27-34, 2000.
- ANDERSON, B.H. & MAGDOFF, F. R. Relative movement and soil fixation of soluble organic and inorganic phosphorus. J. Environ. Qual., 34:2228-2233, 2005.
- ANDRADE, A.L.; FERNANDES, L.A. & FAQUIN, V. Organic residue, limestone, gypsum and phosphorus adsorption by lowland soils. Scie. Agric., 59:349-355, 2002.
- ANDRADE, F.V. Ácidos orgânicos e sua relação com adsorção, fluxo difusivo e disponibilidade de fósforo em solos para plantas. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2005. 123p. (Tese de doutorado)
- BEAUCHEMIN, S.; SIMARD, R.R. & CLUIS, D. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. J. Environ. Qual., 25:1317-1325, 1996.
- BENITES, V.M. & MENDONÇA E.S. Propriedades eletroquímicas de um solo eletropositivo influenciadas pela adição de diferentes fontes de matéria orgânica. R. Bras. Ci. Solo, 22:215-221, 1998.
- BOWMAN, R.A. A sequential extraction procedure with concentrated sulfuric acid and dilute base for soil organic phosphorus. Soil Sci. Soc. Am. J., 53:326-366, 1989.

- CABRERA, M.L. & BEARE, M.H. Alkaline persulfate oxidation for determining total nitrogen in microbial biomass extracts. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 37: 1007-1012, 1993.
- CHARDON, W.J.; OENEMA, O.; CASTILHO, R.; VRIESEMA, R.; JAPENGA, J. & BLASUV, D. Organic phosphorus in solutions and leachates from soils treated with animal slurries. *J. Environ. Qual.*, 26:372-378, 1997.
- DALY, K.; MILLS, P.; COUTER, B. & McGANIGLE, M. Modeling phosphorus concentrations in Irish rivers using land use, soil type, and soil phosphorus data. *J. Environ. Qual.*, 31:590-599, 2002.
- DEFELIPO, B.V. & RIBEIRO, A.C. *Análise química do solo (metodologia)*. 2. ed. Viçosa: UFV, 1997. 26p. (Boletim de Extensão, 29)
- DJODJIC, F.; BÖRLING, K. & BERGSTRÖM, L. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *J. Environ. Qual.*, 33: 678-682, 2004.
- DOYLE, A.; WEINTRAUB, M.N. & SCHIMEL, J.P. Persulfate digestion and simultaneous colorimetric analysis of carbon and nitrogen in soil extracts. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68: 669-676.
- EGHBALL, B.; BINFORD G.D. & BALTENSPERGER, D.D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *J. Environ. Qual.*, 25:1339-1343, 1996.
- ELLIOTT, H.A.; O'CONNOR, GA. & BRINTON, S. Phosphorus leaching from biosolids-amended sandy soils. *J. Environ. Qual.*, 31:681-689, 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 2 ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.

EVANS, A.J. The adsorption of inorganic phosphate by a sand soil as influenced by dissolved organic compounds. *Soil Sci.*, 140:251-255, 1985.

FIELD, J.A.; RENEAU, R.B. & KROONTJE, W. Effects of anaerobically digested poultry manure on soil phosphorus adsorption and extractability. *J. Environ. Qual.*, 14:105-107, 1985.

GEOHRING, L.D.; McHUGH, O.V.; WALTER, M.T.; STEENHUIS, T.S.; AKHTAR, M.S. & WALTER, M.S. Phosphorus transport into subsurface drains by macropores after manure applications: Implications for best manure management practices. *Soil Sci.*, 166:896-909, 2001.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B. & CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46:970-976, 1982.

HECKRATH, G.; BROOKES, P.C.; POULTON, P.R. & GOULDING, K.W.T. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *J. Environ. Qual.*, 24:904-910, 1995.

HODGKINSON, R.A.; CHAMBERS, B.J.; WITHERS, P.J.A. & CROSS, R. Phosphorus losses to surface waters following organic manure applications to a drained clay soil. *Agricul. Water Manag.*, 57:155-173, 2002.

JACKSON, M. L. Soil chemical analysis. New Jersey: Prentice-Hall, 1958. 498 p.

- McDOWELL, R.W.; CONDRON, L.M.; MAHIEU, N.; BROOKES, P.C.; POULTRON, P.R. & SHARPLEY, A.N. Analysis of potentially mobile phosphorus in arable soils using solid-state nuclear magnetic resonance. *J. Environ. Qual.*, 31:450-456, 2002.
- McDOWELL, R.W. & SHARPLEY, A.N. Aproximating phosphorus release from soils to surface run-off and subsurface drainage. *J. Environ. Qual.*, 30:508-520, 2001.
- MAGUIRE, R.O. & SIMS, J.T. Measuring agronomic and environmental soil phosphorus saturation and predicting phosphorus leaching with Mehlich 3. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66:2033-2039, 2002.
- MARTIN M.; CELI, L. & BARBERIS E. Desorption and plant availability of myo-inositol hexaphosphate adsorbed on goethite. *Soil Sci.*, 169:115-124, 2004.
- MAZUR, N.; VELLOSO, A.C.X & SANTOS, G. A. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solo ácido. *R. Bras. Ci. Solo*, 7:157-159, 1983.
- MURPHY, J. & RILEY, J.P. A modified single solution method for determination of phosphate in natural water. *Anal. Chem. Acta*, 27: 31-36, 1962.
- NOVAIS, R.F. & SMYTH, T.J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399 p.
- NZIGUHEBA, G.; PALM, C.A.; BURESH, R.J. & SMITHSON P.C. Soil phosphorus fractions and adsorption as affected by organic and inorganic sources. *Plant Soil*, 198: 159-168, 1998.
- OHNO, T. & CRANNELL, B.S. Green and animal manure-derived dissolved organic matter effects on phosphorus sorption. *J. Environ. Qual.*, 25:1137-1143, 1996.

- OLSEN, S.R. & WATANABE, F.S. A method to determine a phosphorus adsorption maximum of soils as measured by the Langmuir isotherm. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 21:144-149, 1957.
- PEPERZAK, P.; CALDWELL, A.G.; HUNZIKER, R.R. & BLACK, C.A. Phosphorus fractions in manures. *Soil Sci.*, 87:293-302, 1959.
- ROBINS, C.W.; FREEBORN, L.L. & WESTERMANN, D.T. Organic phosphorus source effects on calcareous soil phosphorus and organic carbon. *J. Environ. Qual.*, 29:973-978, 2000.
- ROBINSON, J.S. & SHARPLEY, A.N. Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter. *J. Environ. Qual.*, 24:62-67, 1995.
- RON VAZ, M.D.; EDWARDS, A.C.; SHAND, C.A. & CRESSER, M.S. Phosphorus fractions in soil solution: Influence of soil acidity and fertiliser additions. *Plant Soil*, 148:175-183, 1993.
- ROWLAND, A.P. & HAYGARTH, P.M. Determination of total dissolved phosphorus in soil solutions. *J. Environ. Qual.*, 26:410-415, 1997.
- SHARPLEY, A. & MOYER, B. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *J. Environ. Qual.*, 29:1462-1469, 2000.
- SHARPLEY, A.; McDOWELL, R.W.; KLEINMAN J.A. Amounts, forms and solubility of phosphorus in soils receiving manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:2048-2057, 2004.
- SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J. & BAIN, W.R. Nitrogen and phosphorus fate from long-term poultry litter applications to Oklahoma soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57:1131-1137, 1993.

- SIMS, J.T.; SIMARD, R.R. & JOERN, B. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *J. Environ. Qual.*, 27:277-293, 1998.
- SOUZA, C.R. Biodisponibilidade e transformações de formas de fósforo em camas de aviário por meio de fracionamento químico e ressonância magnética nuclear do ^{31}P . Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2004. 76p. (Tese de Mestrado)
- TOOR, G.S.; CONDRON L.M.; DI, H.J. & CAMERON K.C. Seasonal fluctuations in phosphorus loss by leaching from a grassland soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:1429-1436, 2004a.
- TOOR, G.S.; CONDRON L.M.; DI, H.J.; CAMERON, K.C & SIMS, J.T. Assessment of phosphorus leaching losses from a free draining grassland soil. *Nutr. Cycl. Agroecos.*, 69:167-184, 2004b.
- TURNER, B.L. & HAYGARTH, P.M. Phosphorus forms and concentrations in leachate under four grassland soil types. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 1090-1099, 2000.
- VETTORI, L. Métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, 1969. 24 p. (Boletim Técnico, 7)
- WHALEN, J.K. & CHANG, C. Phosphorus accumulation in cultivated soils from long-term annual applications of cattle feedlot manure. *J. Environ. Qual.*, 30:229-237, 2001.

LIXIVIAÇÃO DE CÁLCIO, MAGNÉSIO, POTÁSSIO E SÓDIO FAVORECIDA PELA PRESENÇA DE ÁCIDOS ORGÂNICOS DE BAIXA MASSA MOLECULAR EM SOLOS FERTILIZADOS COM DIFERENTES CAMAS DE AVIÁRIO

Resumo: Com o incremento exponencial da avicultura no país, a disponibilidade de dejetos de aves e de cama de aviário tem aumentado de maneira semelhante. A proibição de uso desses produtos na ração animal tem feito com que eles sejam direcionados para a produção agrícola, como fertilizantes. Entre as informações ainda carentes sobre o uso desses fertilizantes há aquelas referentes à lixiviação de bases no perfil do solo, em consequência do efeito de ânions inorgânicos acompanhantes, como cloreto, nitrato e sulfato, e do efeito complexante de ácidos orgânicos de menor massa molecular. O objetivo deste trabalho foi estudar o efeito da aplicação de cama de aviário na lixiviação de Ca, Mg, K e Na em solos e sua associação com ânions inorgânicos e ácidos orgânicos de baixa massa molecular. Amostras de dois Latossolos Vermelho-Amarelos, um textura média e textura argilosa, foram colocados em colunas de PVC constituídas de cinco anéis com 10 cm de altura e 5 cm de diâmetro, ligados entre si com fita adesiva. O solo colocado no anel superior recebeu, homogeneamente, cinco tipos de camas de aviário sendo: cama de casca de café, casca de arroz, sabugo de milho, capim napier e maravalha, com doses correspondentes a 160 t ha^{-1} , base material seco, comparativamente à testemunha (sem a cama de aviário). O experimento constituiu um fatorial 5×2 , com cinco camas e dois solos, em três repetições dispostas em blocos casualizados. As colunas foram submetidas a 10 percolações com água deionizada, duas vezes por semana, até atingir o volume de água correspondente a 1.200 mm de chuvas. Nos 10 percolados foram analisadas as concentrações de Ca, Mg, K e Na, dos ânions Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} e de ácidos orgânicos de baixa massa molecular.

Houve grande lixiviação de bases nas colunas, principalmente até a terceira percolação. Este fato foi causado pela adição dessas bases, em doses elevadas, pelas camas de aviário e, aparentemente, também, pelo efeito dos ânions acompanhantes Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} no solo textura média e Cl^- e NO_3^- no solo textura argilosa e, de maneira

menos expressiva, pelo efeito acompanhante/complexante dos ácidos orgânicos de baixa massa molecular. No solo argiloso, a percolação de Ca esteve positivamente correlacionada com a concentração dos ácidos málico e oxálico. A presença concomitante de elevada concentração de ácido acético nos percolados de solo tratados com todas as camas sugere que este pode estar favorecendo a lixiviação de bases no solo, provavelmente como ânion acompanhante.

Termos de indexação: Lixiviação de bases, ânion acompanhante, complexação, acetato, tartarato, propionato, oxalato, succinato, malato.

LEACHING OF CALCIUM, MAGNESIUM, POTASSIUM AND SODIUM FAVORED BY THE PRESENCE OF INORGANIC ANIONS AND LOW MOLECULAR MASS ORGANIC ACIDS IN SOILS FERTILIZED WITH DIFFERENT POULTRY LITTERS

Abstract: The exponential growth in the aviculture in Brazil has led to a similar increase in the production of dejects of birds and poultry litter. The litter generated in this activity used to be largely employed to feed cows. However, the enactment of a law that prohibited the use of poultry litter as animal feeds intensified its use as organic fertilizer in agriculture. Despite its importance, there are gaps in our knowledge regarding its adequate use in order to obtain high plant yields without threatening the environment. Among the information lacking there is that concerning the leaching of base in the soil profile as a result of the presence of accompanying anions such as chloride, nitrate and sulphate, and the complexing effect of low molecular mass organic acids. Samples of two Oxisols (a clayey and a sandy loam Red-Yellow Latosol) were accommodated in PVC columns. Each column was constituted by five PVC rings with 5 cm diameter and 10 cm height bound to each other with adhesive, and with an impermeable interior. Five types of poultry litters (coffee peels, ground corn cob, rice husk, napier grass and wood shavings) were homogenously applied to the soil of the top ring in a dose equivalent to 160 t ha⁻¹ (dry weight basis). There also was a control treatment with no poultry litter application. The treatments consisted of a 5 x 2 factorial combination, corresponding to five poultry litter types and two soils with distinct textures, with five replications, arranged in a complete randomized block design. Twice a week the columns received 10 applications of deionized water twice a week in a total volume corresponding to a rainfall equivalent to 1.200 mm. The leachates were analyzed for cations such as Ca, Mg, K and Na, and for anions such as Cl⁻, NO₃⁻ and SO₄²⁻ and low molecular mass organic acids by ion chromatography. The results indicate that there was substantial leaching of bases through the soil columns, particularly up to the third percolation. This fact was probably a result of the presence of bases added via the high dose of poultry litter and the presence of accompanying anions: Cl⁻, NO₃⁻ and SO₄²⁻ in the sandy loam soil and Cl⁻ and NO₃⁻ in the soil clayey soil. In the clayey soil the leaching of Ca was positively correlated with the concentration of malic and oxalic acids. The high concentration of acetic acid in the the poultry litter-treated soils suggests that if can be favoring the leaching of bases much less expressive was the complexing effect of organic acid ligands. The effect of acetic acid favoring the leaching of bases in the soil profile, probably as was a result of its action as an accompanying anion.

Index terms: leaching of bases, accompanying anion, complexation, acetate, tartarate, propianato, oxalato, succinato, malato.

1. INTRODUÇÃO

Na década de noventa do último século, com a expansão de áreas cultivadas e do uso do sistema plantio direto no País, a pesquisa sobre a movimentação de nutrientes no perfil do solo, como consequência do emprego do plantio direto (Caires et al., 1999) e também pela utilização crescente de adubos verdes (Pavan, 1994; Franchini et al., 1999a,b; 2001; 2003) aumentou significativamente. Todavia, não são comuns trabalhos que relacionem a movimentação de bases como Ca, Mg, K e Na no solo devido à presença de ácidos orgânicos de baixa massa molecular. Entretanto, há muitas evidências, do efeito desses ácidos, favorecendo movimentação de bases no perfil do solo, dado aumento na quantidade de resíduos de plantas sobre o solo (Franchini et al., 1999a; 2003; Amaral et al., 2004).

Pavan (1994) observou que, com a cobertura morta de aveia e serragem, houve aumento na translocação de Ca para camadas subsuperficiais do solo, e também a diminuição do Al trocável em profundidade. Nos estudos de Franchini et al. (1999b), em que se utilizaram soluções puras de ácidos orgânicos de baixa massa molecular, como o cítrico e succínico, e extratos de nabo forrageiro e aveia preta, observou-se que estes compostos orgânicos foram capazes de formar complexos bastante estáveis com Ca e Al do solo, modificando, significativamente, suas mobilidades no perfil. Em outro trabalho de Franchini et al. (1999a) observaram que adubos verdes e resíduos de plantas eram capazes de diminuir o efeito do Al trocável, aumentar o pH e Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{2+} no solo. Caires et al. (1999) também observaram a maior eficiência do calcário em atingir camadas mais profundas do solo, quando aplicado em sistema de plantio direto em solos com elevada acidez.

Em experimento com colunas de lixiviação, dois materiais orgânicos derivados de carvão, saturados com Ca e aplicados na superfície do solo, causaram diminuição do Al trocável e aumento do Ca trocável em profundidade, e de fato foi atribuído à formação de complexos orgânicos e inorgânicos com os cátions presentes e, ou, adicionados ao solo causando lixiviação intensa de Mg e K no perfil do solo (Noble et al., 1994). Hue & Licudine (1999), em estudo realizado com colunas de lixiviação,

observaram que o esterco de galinha foi capaz de aumentar o Ca^{2+} e pH do solo e diminuir o Al na solução, bem como a saturação por Al^{3+} no subsolo, principalmente, abaixo dos 15 cm de profundidade. Esses autores verificaram também que moléculas orgânicas derivadas do esterco eram responsáveis pela formação dos complexos com Ca^{2+} e Al^{3+} , também responsáveis pela alteração na mobilidade desses elementos no solo.

A mobilidade de Ca no solo é bastante limitada; conseqüentemente, sua concentração em profundidade no perfil tende a diminuir, levando a um menor crescimento de raízes em profundidade (Sanzonowicz et al., 1998; Silva et al., 2001). Portanto, a grande importância dessa maior lixiviação de bases no perfil seria a capacidade de plantas em explorar um maior volume de solo e aumentar a tolerância das culturas a déficits hídricos, (Ritchey et al., 1982; Pavan et al., 1984; Sousa, 2004).

Este trabalho teve por objetivo investigar a lixiviação de Ca, Mg, K e Na em resposta à da aplicação de diferentes tipos de camas de aviário em colunas de solos com texturas diferentes, e sua associação com ânions inorgânicos e ácidos orgânicos de baixa massa molecular.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado, utilizando colunas de PVC com 50 cm de altura e 5 cm de diâmetro, onde amostras de dois solos, química e fisicamente caracterizados (Quadro 1), foram colocadas. O experimento consistiu de um fatorial 5x2, sendo cinco diferentes tipos de cama de aviário: cama de casca de café, casca de arroz, sabugo de milho, capim napier e maravalha; dois solos de texturas distintas: um Latossolo Vermelho-Amarelo textura média e outro textura argilosa, com três repetições dispostas em blocos casualizados.

Quadro 1. Características químicas e físicas das amostras dos solos utilizados

Característica	Solo textura argilosa	Solo textura média
pH – H ₂ O (1:2,5)	4,80	5,40
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³) ^{1/}	1,10	0,45
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³) ^{1/}	0,02	0,05
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³) ^{1/}	0,01	0,01
H+Al (cmol _c dm ⁻³) ^{2/}	6,70	3,20
K (mg dm ⁻³) ^{3/}	4,10	9,90
P (mg dm ⁻³) ^{3/}	0,30	0,30
P – remanescente (mg L ⁻¹) ^{4/}	4,20	24,50
CMAP (mg g ⁻¹) ^{5/}	2,48	0,76
Carbono orgânico (g kg ⁻¹) ^{6/}	13,8	6,5
SB (cmol _c dm ⁻³)	0,04	0,08
CTC efetiva (t) (cmol _c dm ⁻³)	1,14	0,53
CTC pH 7,0 (T) (cmol _c dm ⁻³)	6,74	3,28
m (%)	96,50	84,90
V (%)	0,60	2,40
Areia grossa (g kg ⁻¹) ^{7/}	130,0	260,0
Areia fina (g kg ⁻¹) ^{7/}	70,0	500,0
Silte (g kg ⁻¹) ^{7/}	20,0	30,0
Argila (g kg ⁻¹) ^{7/}	780,0	210,0
Classe textural	Muito argilosa	Franco-argilo-arenosa
Capacidade de campo (kg kg ⁻¹) ^{8/}	0,35	0,10

^{1/} Extrator: KCl 1mol L⁻¹ (Vettori, 1969). ^{2/} Extrator: acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹, pH 7,0 (Vettori, 1969). ^{3/} Extrator: Mehlich -1 (Defelipo & Ribeiro, 1997). ^{4/} Concentração de P da solução de equilíbrio, após agitar por 1 h o solo com CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹, contendo 60 mg L⁻¹ de P na relação 1:10 (Alvarez et al., 2000). ^{5/} Olsen & Watanable (1957), adaptado por Alvarez V. & Fonseca (1990). ^{6/} Método Walkley & Black (Jackson, 1958). ^{7/} Método da pipeta (EMBRAPA, 1997). ^{8/} Método de Richards (-30 KPa) (EMBRAPA, 1997).

Os dois solos foram coletados em horizontes sub-superficiais, com o objetivo de diminuir a interferência da matéria orgânica. Foram secos ao ar e passados em peneira com malha de 2 mm (TFSA). Os solos foram acondicionados nas colunas de PVC, montadas com cinco anéis de 10 cm de altura cada, ligados entre si com fita adesiva, e com parafina aplicada nas paredes internas para evitar possível caminho preferencial da água na interface PVC/solo.

As cinco camas de aviário utilizadas foram de: casca de arroz, casca de café, sabugo de milho, capim napier e maravalha. No anel superior de cada coluna foram aplicadas as camas de aviário em uma dose correspondente a 160 t ha^{-1} , base peso do material seco, e uma testemunha (sem cama de aviário).

Foi feita a caracterização das camas de aviário quanto aos teores totais de Ca, Mg, K e Na por espectrometria de absorção atômica, após digestão nitro-perclórica (Quadro 2). Também foram quantificados os ânions Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} e de ácidos orgânicos de baixa massa molecular, solúveis em água, por cromatografia de íons. Para isso, as cinco camas foram submetidas à extração com água, sendo uma alíquota de cada material passada em um filtro de $0,45 \mu\text{m}$ de abertura de poros e acondicionadas no recipiente do sistema de injeção automática do cromatógrafo, sendo os íons e os ácidos orgânicos separados em um cromatógrafo iônico (DIONEX), equipado com uma coluna analítica (AS-11 DIONEX), utilizando um gradiente eletroquímico e quantificados em um detector de condutividade elétrica suprimida, conforme Silva et al. (2001).

Na base de cada coluna de PVC foi colocado um tampão deste mesmo material, e sobre este uma tela plástica como suporte de uma camada de lã de vidro e uma camada de areia lavada para evitar a perda de solo da coluna. À base de cada coluna foi acoplada uma mangueira coletora do lixiviado, ligando a coluna ao recipiente coletor. Foi instalado sobre cada coluna um sistema de controle de fluxo de água, utilizado na aplicação médica de soro fisiológico, para veicular a água deionizada (Figura 1).

Quadro 2. Teores totais de macro e micronutrientes e de sódio das camas de aviário utilizadas

Cama	N	P	K	Ca	Mg	S
	----- g kg ⁻¹ -----					
Casca de café	32,8a	14,4b	28,9ab	25,0a	5,5b	15b
Sabugo	34,2a	18,6a	29,7 ^a	28,3a	6,7a	18 ^a
Maravalha	30,9a	13,7b	24,4c	25,8a	5,7b	14b
Casca de arroz	34,7a	15,9b	26,8b	25,7a	6,2a	16ab
Capim napier	34,8a	15,1b	23,3c	25,5a	6,0a	15b
Média	33,5	15,5	26,6	26,1	6,0	15
CV(%)	10,6	12,2	10,0	6,6	8,2	10,1

Cama	Zn	Fe	Mn	Cu	B	Na
	----- mg kg ⁻¹ -----					
Casca de café	492,7a	951,1a	283,2b	42,8a	34,4a	539,0a
Sabugo	577,7a	895,5a	405,7 ^a	50,6a	43,1a	599,7a
Maravalha	472,7a	788,7a	314,8b	41,3a	41,7a	599,5a
Casca de arroz	525,2a	906,2a	365,9ab	50,1a	39,4a	589,6a
Capim napier	491,2a	984,5a	318,9b	41,1a	31,4b	559,6a
Média	511,9	905,2	337,7	45,2	39,0	569,3
CV(%)	9,9	13,3	15,4	13,4	11,4	9,2

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5% (Souza, 2004).

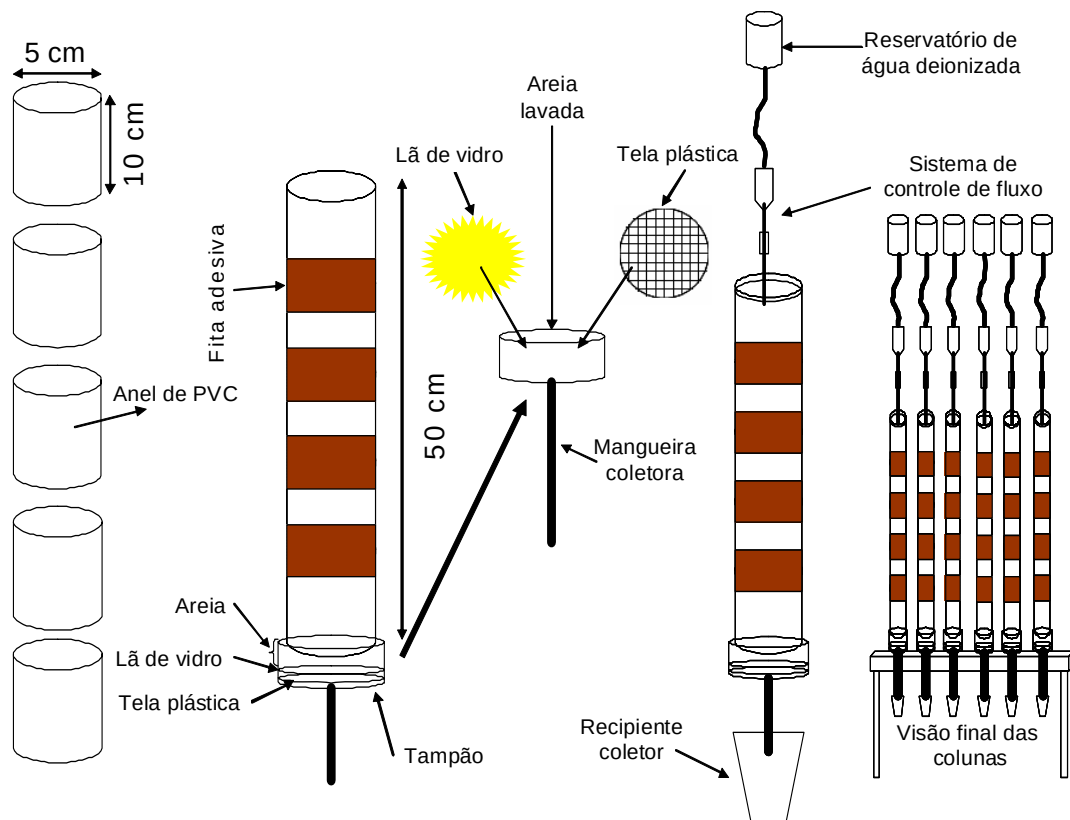


Figura 1. Esquema de montagem das colunas de PVC, para a percolação de água, utilizadas no experimento.

As colunas receberam água deionizada, logo após sua montagem, ou seja, sem a incubação prévia do solo com as camas, com um fluxo controlado de aproximadamente $0,35 \text{ mL min}^{-1}$ para o solo textura arenosa e de $0,42 \text{ mL min}^{-1}$ para o textura argilosa. O volume da água aplicado nos solos texturas arenosa e argilosa foram, respectivamente, 250 e 300 mL por percolação, tendo por base o volume de poros de cada solo. Foram realizadas 10 percolações, sendo duas por semana, durante 35 dias. Esse procedimento foi realizado até que se atingisse um valor aproximado da média pluviométrica anual da região de Viçosa, 1.200 mm, aproximadamente. Durante todo o período de tempo de condução do experimento, o topo das colunas foi mantido coberto com plástico para reduzir evaporação e, como consequência, a ascensão capilar de água.

Para cada uma das dez percolações, foram determinados os teores de Ca, Mg, K e Na, por espectrometria de absorção atômica. Também foram determinados os teores

dos ânions Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} e dos ácidos orgânicos de baixa massa molecular, por meio de cromatografia iônica, segundo Silva et al. (2001), conforme descrito anteriormente.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As análises das soluções percoladas ao longo do tempo indicam que houve uma interação significativa ($p < 0,05$) entre o tipo de cama, tipo de solo e a percolação de cátions e ânions. De modo geral, as concentrações das quatro bases nos lixiviados dos solos tratados com cama seguiram a seguinte tendência: $\text{Na} > \text{Ca} > \text{K} > \text{Mg}$ (Figuras 2 e 3). Os maiores teores de Na refletem sua baixa energia de adsorção pelos colóides do solo. O Na, bem como o K, também são usados em elevadas concentrações nas rações de aves como suplemento para melhorar o ganho de peso (Ahmad et al., 2005). Embora em teores semelhantes nas camas de aviários, e apresentar maior energia de adsorção pelos colóides do solo, o Ca mostrou-se mais móvel que o K. Possivelmente, a lixiviação do Ca tenha sido favorecida pela presença de ânions com os quais ele forma complexos mais estáveis do que com o K, como será discutido mais à frente. Nas colunas que receberam as camas, nas primeiras percolações as concentrações de Ca e Mg foram elevadas, decrescendo a partir da terceira percolação para o solo textura média e quarta percolação para o argiloso, aproximando-se dos valores encontrados no tratamento sem a aplicação de cama de aviário no solo argiloso, ou pouco mais elevada que a testemunha no solo textura média (Figura 2). Nos tratamentos com as diferentes camas, as concentrações iniciais de Ca estavam em torno de 90 mg L^{-1} no solo argiloso, chegando a valores próximos de 40 mg L^{-1} no solo de textura média (Figura 2). As concentrações de Mg nos percolados atingiram valores iniciais próximos de 15 mg L^{-1} , para o solo textura argilosa e, de 12 mg L^{-1} para o solo de textura média (Figura 2). Comportamento semelhante foi observado em relação ao Na e o K, exceto que no solo argiloso, em que a percolação de K foi elevada apenas para a cama de palha de café, embora em valores bem abaixo do que observado para o solo textura média (Figura 3).

Os resultados observados indicam que as camas de aviário favoreceram a lixiviação de Ca, Mg, K e Na para as camadas mais profundas do solo por dois mecanismos prováveis: suprimento de grandes quantidades de Ca, Mg, K e Na pelas camas e pelo provável efeito de ânions inorgânicos acompanhantes e, ou, de ácidos

orgânicos de baixa massa molecular, como será discutido posteriormente. Vale a pena relembrar que a grande importância desta movimentação, em especial para os solos mais intemperizados e ácidos, está a capacidade destas bases promoverem um maior crescimento radicular nas camadas mais profundas do solo, reduzindo a susceptibilidade das culturas aos déficits hídricos, como fartamente apresentada na literatura (Ritchey et al., 1982; Pavan et al., 1984; Sousa, 2004).

O calcário é a principal fonte de Ca e Mg utilizada na agricultura; entretanto, a instabilidade do íon CO_3^{2-} no solo confere uma mobilidade limitada ao Ca e Mg, conseqüentemente, a movimentação destas bases no perfil do solo também é limitada nestas condições. Uma forma de suprir Ca em profundidade é utilizar gesso, uma vez que o sulfato, como ânion acompanhante, confere ao Ca e a outras bases maior mobilidade (Maria et al., 2003; Caíres et al., 2003; 2004; 2006; Sousa, 2004).

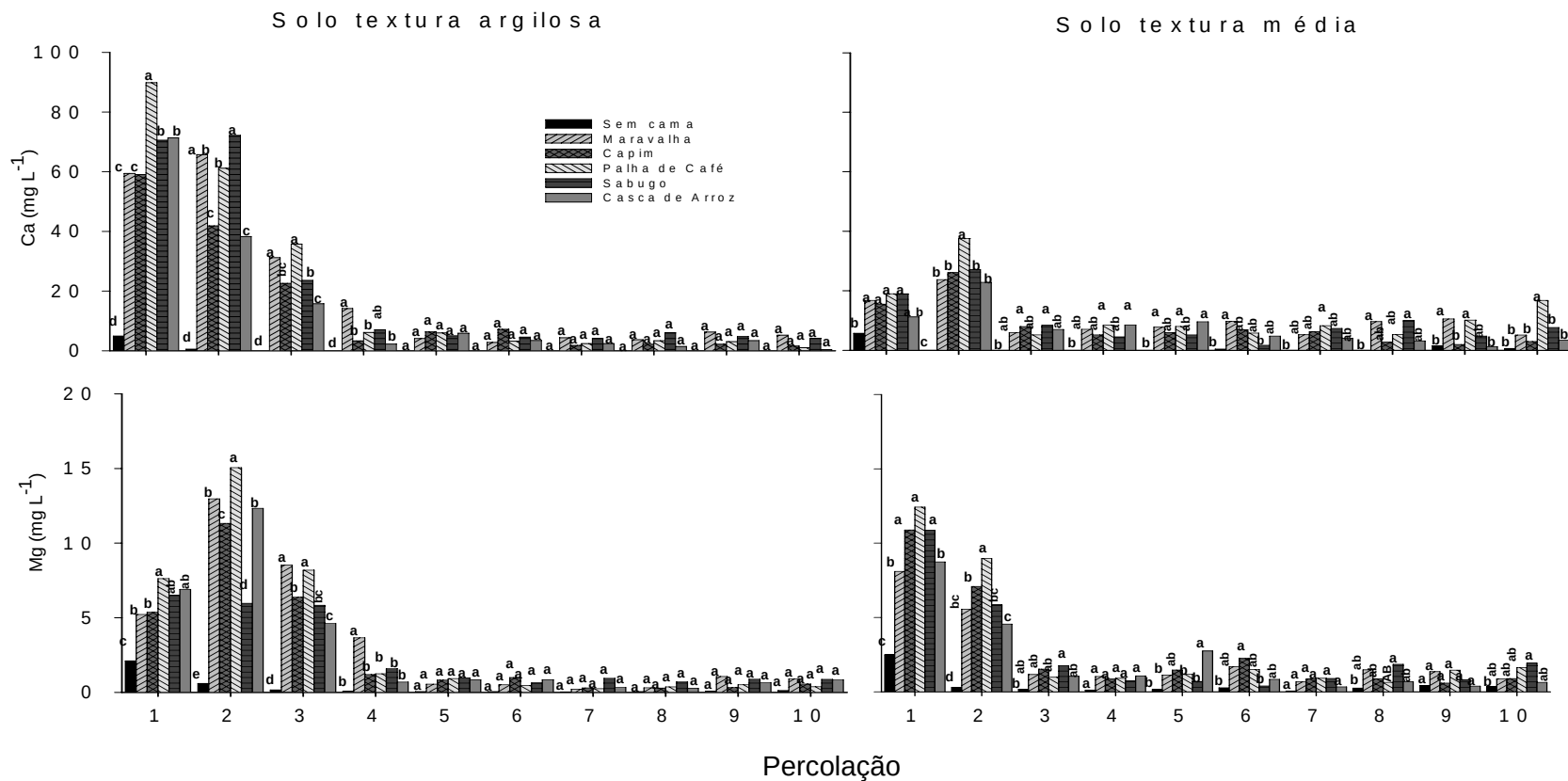


Figura 2. Concentrações de Ca e Mg em percolados coletados, ao longo do tempo, em dois Latossolos de texturas distintas que receberam o equivalente a 160 t ha⁻¹, base material seco, de cinco tipos diferentes de cama de aviário, no anel superior de colunas de percolação, comparativamente à testemunha, sem cama de aviário. As médias das concentrações dos elementos seguidas pela mesma letra em uma mesma percolação, para as diferentes camas, não se diferiram entre si pelo teste Tuckey a 5%

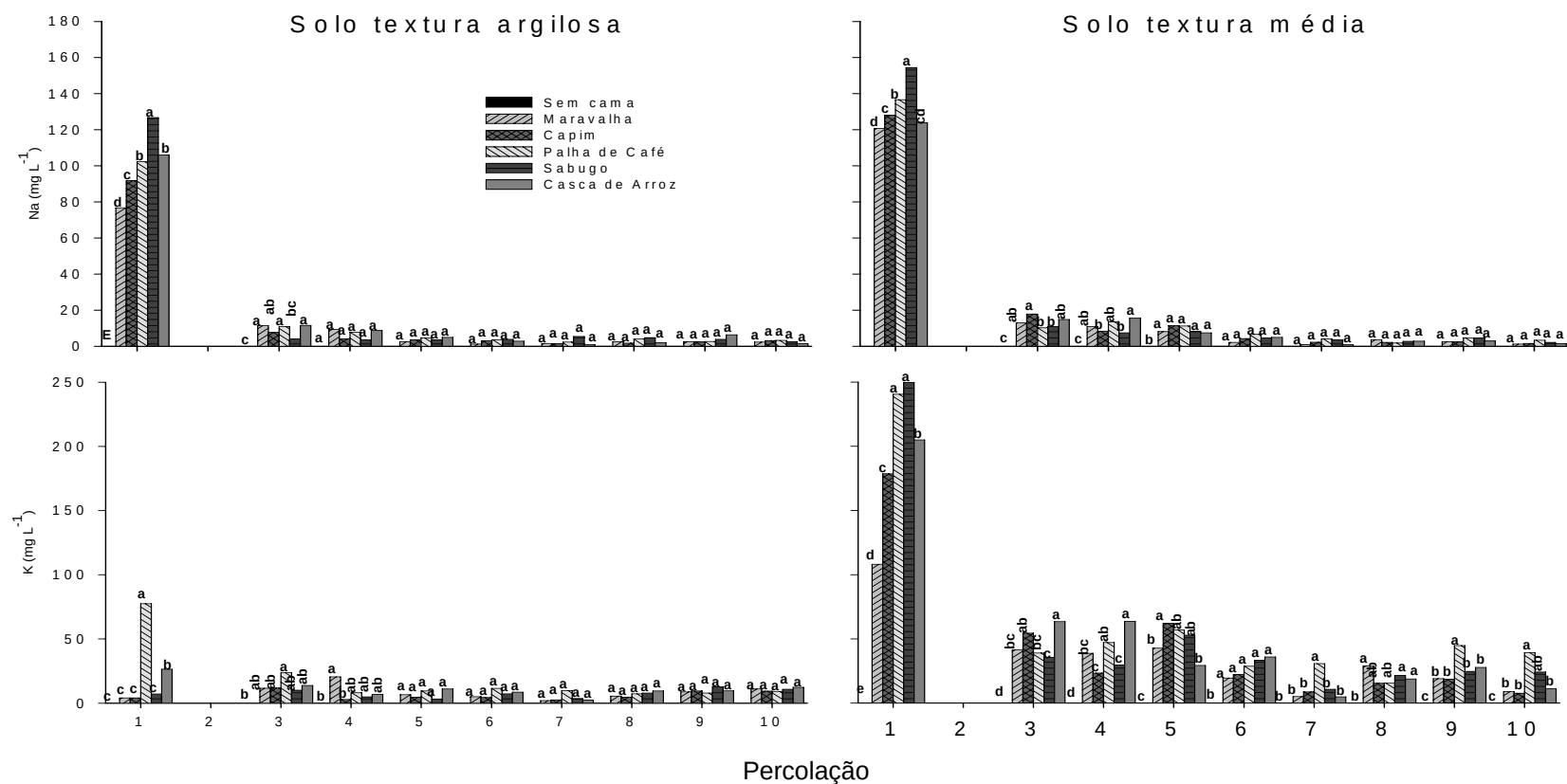


Figura 3. Concentrações de Na e K em percolados coletados, sucessivamente, ao longo do tempo, em dois Latossolos de texturas distintas que receberam o equivalente a 160 t ha⁻¹, base material seco, de cinco tipos diferentes de cama de aviário, no anel superior de colunas de percolação, comparativamente à testemunha, sem cama de aviário. As médias das concentrações dos elementos seguidas pela mesma letra em uma mesma percolação, para as diferentes camas, não se diferiram entre si pelo teste Tuckey a 5%

A utilização da cama de aviário de certa forma combina os efeitos benéficos do calcário e do gesso, já que ela tem a capacidade de aumentar o pH do solo (Souza, 2004) e o suprimento, com alta mobilidade, de Ca, Mg e K, além do, Na como observado neste trabalho (Figuras 2 e 3). Outro aspecto positivo da utilização da cama de aviário é evitar lixiviação excessiva de bases como Mg e K, como ocorre quando doses elevadas de gesso são empregadas (Maria et al., 1993), uma vez que há o aumento da CTC efetiva dos solos que recebem cama de aviário.

Para melhorar a compreensão da mobilidade de Ca, Mg, K e Na nos solos, de maneira particular quando ânions minerais e ácidos orgânicos de baixa massa molecular estão envolvidos no processo, foram feitas análises cromatográficas dos extratos aquosos das camas utilizadas, tendo sido detectados vários ânions minerais e ácidos orgânicos de baixa massa molecular, entre eles: acetato, tartarato, propionato, succinato e malato; sendo o acetato e o propionato, os ácidos orgânicos encontrados com mais abundância (Figura 4). Os ácidos orgânicos são capazes de formar complexos solúveis com o Ca, em especial o citrato e oxalato, favorecendo seu transporte no perfil do solo, como tem sido observado com ácidos orgânicos liberados por adubos verdes (Franchini et al., 1999a; 1999b; 2003). Isso resulta em maiores teores de Ca e melhor crescimento radicular em profundidade no solo (Franchini et al., 2003).

Ânions inorgânicos como Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} também foram encontrados em concentrações elevadas, em particular Cl^- e NO_3^- , como pode ser observado no cromatograma do extrato aquoso da cama de maravalha (Figura 4). O NO_3^- pode ainda ser advindo da nitrificação do N que se encontra, originalmente, na forma amoniacal (30-50 % está na forma de amônio ou ácido úrico) nas camas de aviário (Nicholson et al., 1996). Esses ânions são capazes de aumentar a mobilidade de bases no solo ao atuarem como ânions acompanhantes, fazendo com que essas bases atinjam maior profundidade no perfil do solo. A maior eficácia dos ânions Cl^- e NO_3^- , comparativamente ao SO_4^{2-} e este ao CO_3^{2-} quanto ao arraste vertical de bases no perfil é fartamente documentada na literatura (Huete & McColl, 1984; Qafoku et al., 2000; Jalali & Rowell, 2003).

As lixiviações dos ânions Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} no solo de textura média apresentaram um perfil decrescente ao longo das sucessivas percolações (Figura 5),

coincidente com o ocorrido com as percolações das bases (Figuras 2 e 3), sugerindo o papel importante na lixiviação desses elementos, como ânion acompanhante.

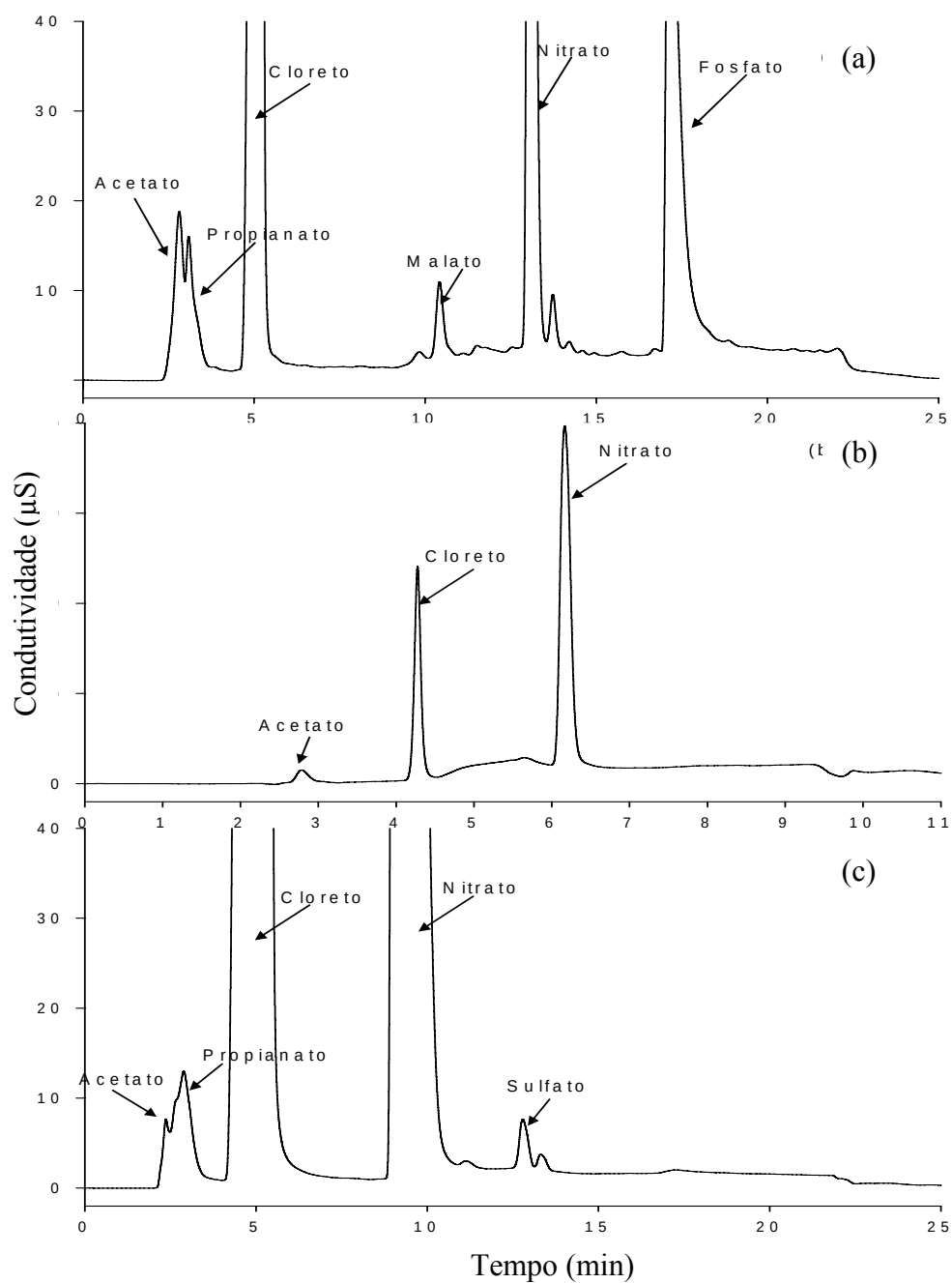


Figura 4. Cromatogramas indicando a presença de ácidos orgânicos e ânions inorgânicos na cama de maravalha (a), lixiviado do tratamento testemunha do solo argiloso, sem aplicação de cama (b) e no lixiviado do solo argiloso tratado com equivalente a 160 t ha^{-1} de cama de aviário de maravalha, base material seco (c).

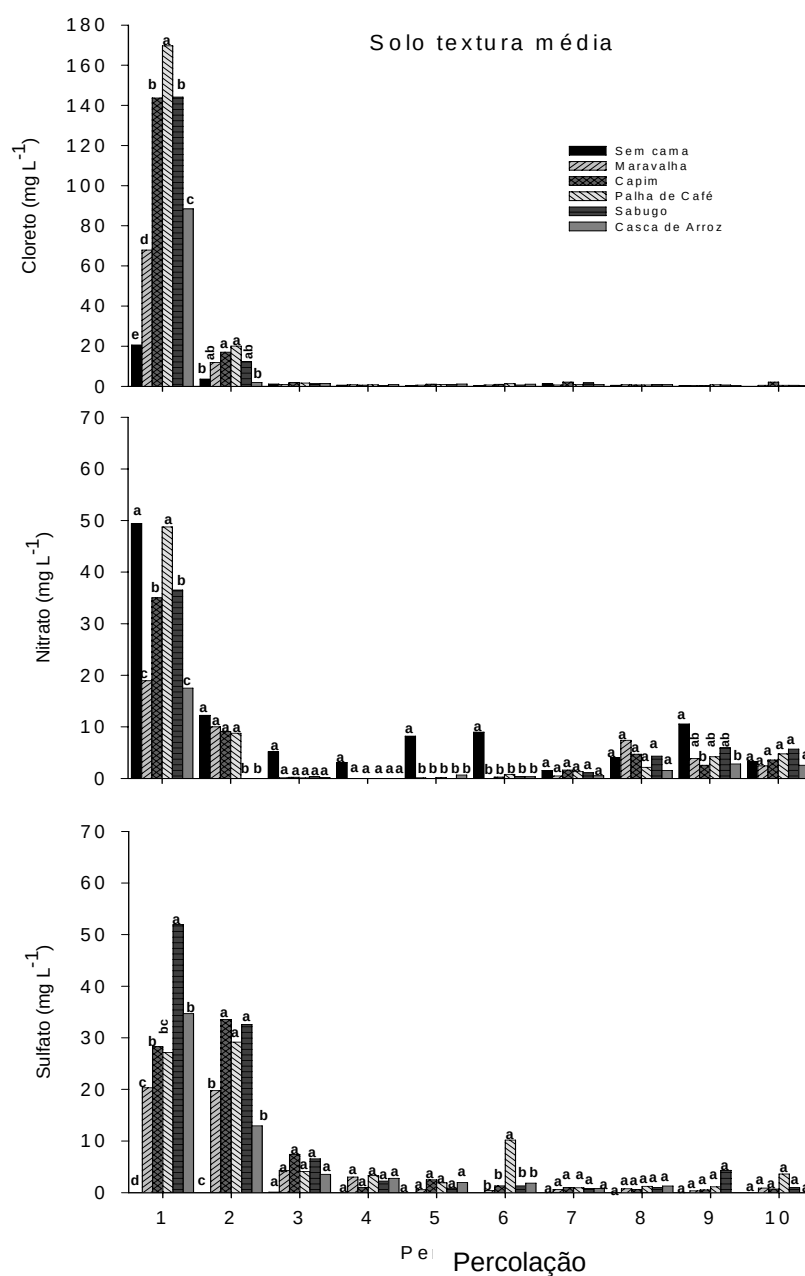


Figura 5. Concentrações dos ânions cloreto, nitrato e sulfato em percolados coletados, sucessivamente, ao longo do tempo, em um Latossolo textura média que recebeu o equivalente a 160 t ha^{-1} , base material seco, de cinco tipos diferentes de cama de aviário, no anel superior de colunas de percolação, comparativamente à testemunha, sem cama de aviário. As médias das concentrações dos elementos seguidas pela mesma letra em uma mesma percolação, para as diferentes camas, não se diferiram entre si pelo teste Tuckey a 5%.

O perfil de decréscimo das concentrações de Cl^- e NO_3^- no solo de textura argilosa, ao longo das sucessivas percolações (Figura 6), também acompanha o perfil de decréscimo de bases (Figuras 2 e 3), sugerindo também para este solo o efeito deste ânion acompanhante no processo. Entretanto, o mesmo não acontece com o SO_4^{2-} (Figura 6). Este ânion, somente teve sua lixiviação aumentada, de maneira mais consistente, a partir da quarta percolação, devido, provavelmente, a maior sortividade do solo textura argilosa.

Pode-se, assim, estabelecer o efeito positivo e importante do ânion acompanhante na mobilidade de bases no perfil de solos, desde que o ânion, de fato, seja móvel no solo. Isto ocorreu com facilidade para todos os ânions estudados nos dois solos, embora em maiores concentrações no solo textura média, mas não com a mesma grandeza para o SO_4^{2-} no solo argiloso, como já comentado. O ocorrido para a interação textura-sulfato, embora semelhante, é menos nítida que o ocorrido com a lixiviação do fosfato com o aumento do teor de argila, como observado no capítulo anterior. Devido à maior CTA (capacidade de troca de ânions), em subsolos ácidos com carga variável, como os deste estudo, há maior restrição ao movimento de ânions. Todavia, essa restrição é reduzida quando a concentração desses ânions na solução e o pH são aumentados (Qafoku et al., 2000). Portanto, a aplicação de cama de aviário pode aumentar a lixiviação de ânions diretamente por ser uma fonte destes (Figura 4) e, indiretamente, por reduzir a CTA dos solos.

O “efeito laxativo” mais intenso observado para o Cl^- e NO_3^- e menor para o SO_4^{2-} no solo argiloso indica que esse efeito de movimentação de bases no perfil está mais ligado ao efeito de ânion acompanhante que ao par iônico, uma vez que Cl^- e NO_3^- não são formadores de pares iônicos, ao contrário do SO_4^{2-} , exemplo clássico de ânion que forma par iônico com alguns cátions, entre eles o Ca. Compreende-se, assim, porque no processo de condicionamento químico de perfis de solos ácidos, distróficos, as doses de gesso reco-

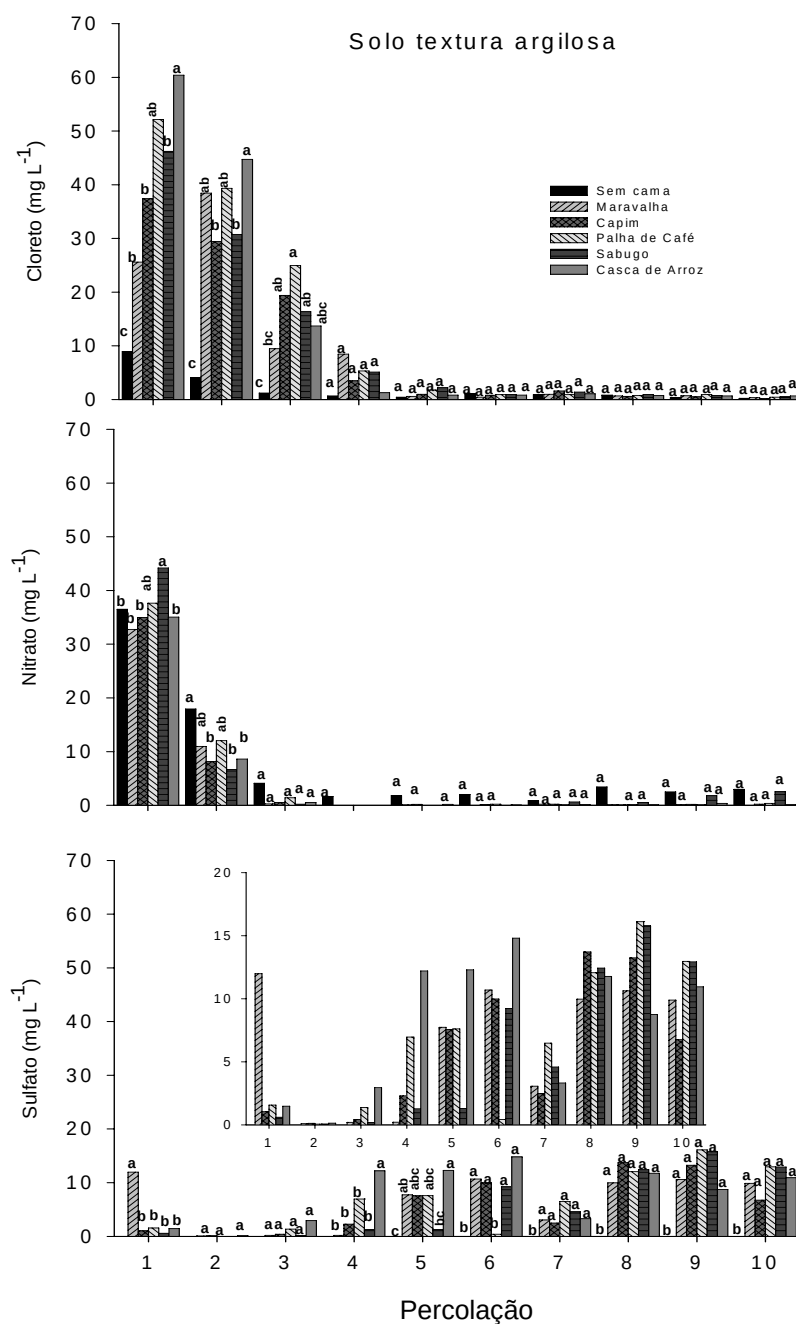


Figura 6. Concentrações dos ânions cloreto, nitrato e sulfato em percolados coletados, sucessivamente, ao longo do tempo, em um Latossolo textura argilosa que recebeu o equivalente a 160 t ha⁻¹, base material seco, de cinco tipos diferentes de cama de aviário, no anel superior de colunas de percolação, comparativamente à testemunha, sem cama de aviário. As médias das concentrações dos elementos seguidas pela mesma letra em uma mesma percolação, para as diferentes camas, não se diferiram entre si pelo teste Tuckey a 5%.

mendadas são maiores para solos mais argilosos (Sousa et al., 2004). Compreende-se também porque é comum encontrar em cafezais, com muitos anos de cultivo, maior saturação por bases na camada de 20-40 cm do que na de 0-20 cm. Isto se deve às grandes e freqüentes doses de KCl aplicadas nesta cultura e de N que com o tempo é nitrificado e o expressivo “efeito laxativo” do Cl^- e NO_3^- mesmo nos solos mais argilosos¹. Em outros estudos, também têm sido observada maior mobilidade do Cl^- em relação ao NO_3^- e ao SO_4^{2-} e que existe uma boa correlação entre cátions lixiviados do solo com os moles de carga de ânions inorgânicos (Heng et al., 2001). Wong et al. (1992) também encontraram que as perdas de Ca e Mg em solo estavam intimamente relacionadas com aquelas de NO_3^- . Encontra-se evidência mais direta para a participação do NO_3^- na lixiviação de cátions básicos no perfil do solo em estudo em que os teores de NO_3^- foram reduzidos pela aplicação de inibidor da nitrificação (diciandiamida), o que resultou em redução de 50 % na lixiviação de Ca, 52 % de Mg e 65 % de K, como resposta à redução na concentração do ânion acompanhante na solução do solo (Di & Cameron, 2004).

A participação dos ânions das camas de aviário na lixiviação de bases é importante para a minimização dos efeitos negativos da acidez do subsolo e desta para o crescimento de plantas. No entanto, a lixiviação excessiva de NO_3^- para camadas profundas, além daquelas exploradas pelo sistema radicular das culturas, não é desejável, pois pode comprometer a qualidade da água, causando danos à saúde humana. Entretanto, merece destaque o fato de que, no presente estudo, em nenhuma percolação, os teores de NO_3^- ficaram acima do limite de 50 mg L^{-1} , teor máximo aceito pela Organização Mundial de Saúde e União Européia, Porém para o CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente, os limite é de 10 mg L^{-1} para águas doces, ultrapassado nas primeiras lixiviações. No entanto, como foi realizada uma única aplicação de cama de aviário, tais resultados não implicam dizer que não haverá contaminação do lençol freático, desde que haja o uso continuado da cama de aviário, como têm sido observado em extensas áreas onde se realiza aplicação intensiva de dejetos animal (Hooda et al., 2000).

Dos ácidos orgânicos avaliados, no tratamento sem cama de aviário, apenas o acético foi detectado no lixiviado dos dois solos, mas em concentração muito baixa

¹ Professor R. F. Novais – informação pessoal

(em torno de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$) e apenas na primeira percolação (Figuras 7 e 8). Isto indica sua baixa interação com o solo e justifica, à semelhança do ocorrido com Cl^- e no NO_3^- , correlação significativa e positiva (Quadro 3) com o perfil de perdas de bases ao longo das percolações sucessivas. Adicionalmente, com exceção dos ácidos oxálico e málico, as constantes de estabilidade dos complexos dos ácidos orgânicos mono e dicarboxílicos com o Ca são relativamente baixas (Ryan et al., 2001), sugerindo que a contribuição desses compostos no transporte do Ca (e outros cátions básicos) é relativamente pequena. Dessa forma, poderia se supor que a mobilidade do Ca, um cátion mais fortemente adsorvido em relação aos demais cátions avaliados, seria, teoricamente, mais dependente da formação de par iônico com os ácidos málico e oxálico, e esse efeito seria mais facilmente observável no solo com maior CTC (solo argiloso). De fato, foi observada correlação positiva significativa entre as concentrações de Ca e aquelas de ácido málico ($r=0,74^{**}$) e oxálico ($0,70^*$) nos lixiviados do solo textura argilosa, enquanto que no solo de textura média não se observou correlação positiva entre a concentração de Ca e ácido oxálico (média das cinco camas, Quadro 3).

A rapidez com que os ácidos orgânicos foram detectados nos percolados dos solos tratados com cama de aviário variou substancialmente. Em ambos os solos, os ácidos acético, oxálico, propiônico e málico foram encontrados em maiores concentrações nas primeiras lixiviações, decaindo em percolações posteriores (Figuras 7 e 8). De maneira distinta, o ácido succínico foi detectado a partir da sexta percolação, refletindo maior energia de adsorção aos colóides do solo, ou que este foi sintetizado *in situ*, via atividade microbiana. Esta última hipótese é mais plausível face a ausência de ácido succínico na cama de aviário aplicada (Figura 4).

A presença dos demais ácidos (málico, oxálico, propiônico, succínico e tartárico) nos percolados, embora dependente do tipo de cama de frango, indica a importância da aplicação destes resíduos orgânicos nos solos para uma ampla gama de funções, tal como melhoria do fluxo difusivo de micronutrientes catiônicos (Pegoraro et al., 2005), mesmo que neste caso o efeito complexante e com ele a lixiviação de bases não tenha tido a importância dos ânions Cl^- e NO_3^- e, em menor escala, do SO_4^{2-} . Adicionalmente, os ácidos orgânicos formam complexos com elevada estabilidade com o Al (Ryan et al., 2001; Kochian et al., 2004), reduzindo

sua rizotoxidez para espécies sensíveis, facilitando a absorção de água e nutrientes pelas plantas (Franchini et al., 2001 a,b; 2003; Ryan et al., 2001; Kochian, 2004).

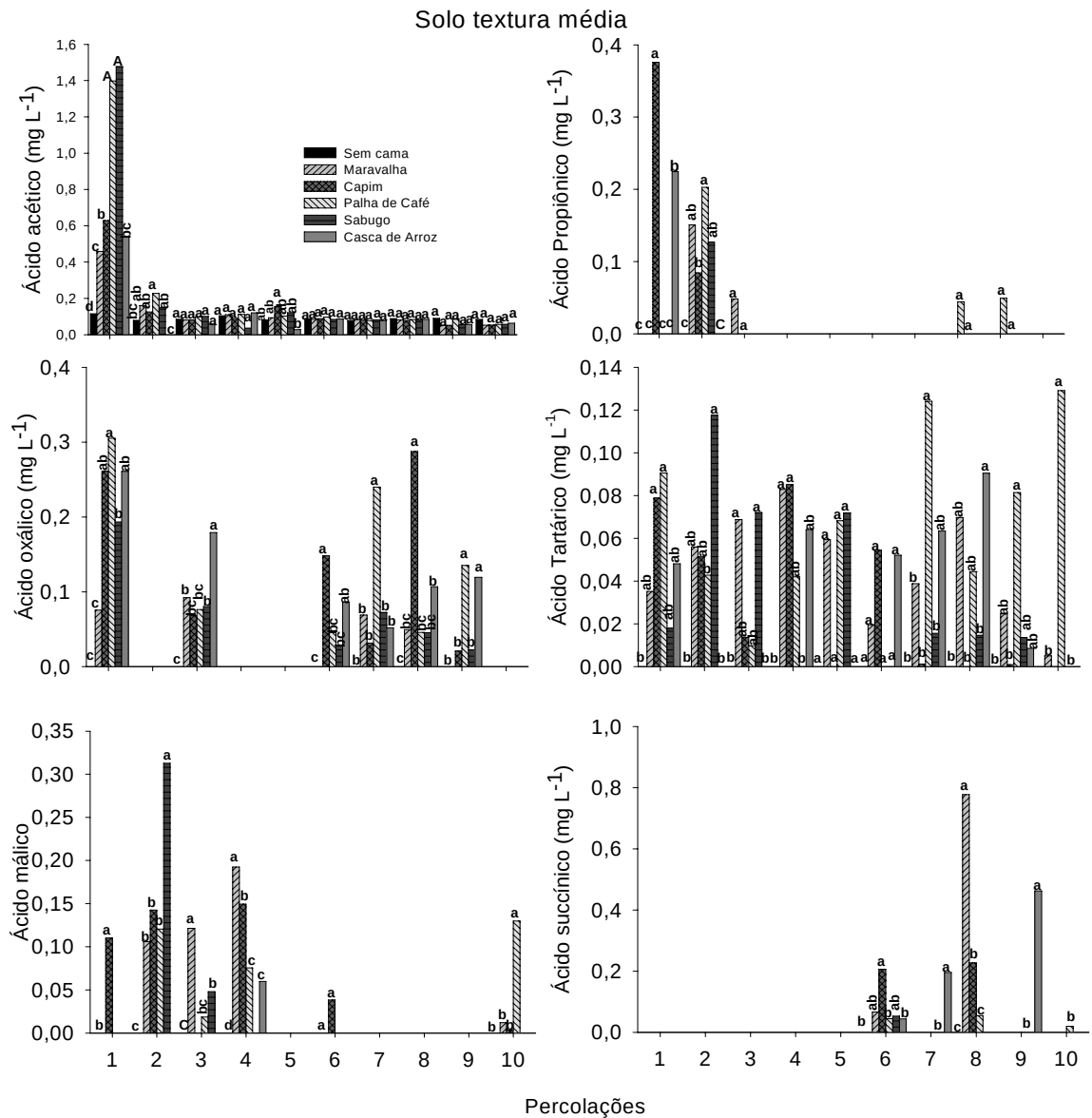


Figura 7. Concentração de ácidos orgânicos de baixa massa molecular em percolados coletados, sucessivamente, ao longo do tempo, em um Latossolo textura média que recebeu o equivalente a 160 t ha⁻¹, base material seco, de cinco tipos diferentes de cama de aviário, no anel superior de colunas de percolação, comparativamente à testemunha, sem cama de aviário. As médias das concentrações dos ácidos orgânicos seguidas pela mesma letra em uma mesma percolação, para as diferentes camas, não se diferiram entre si pelo teste Tuckey a 5 %.

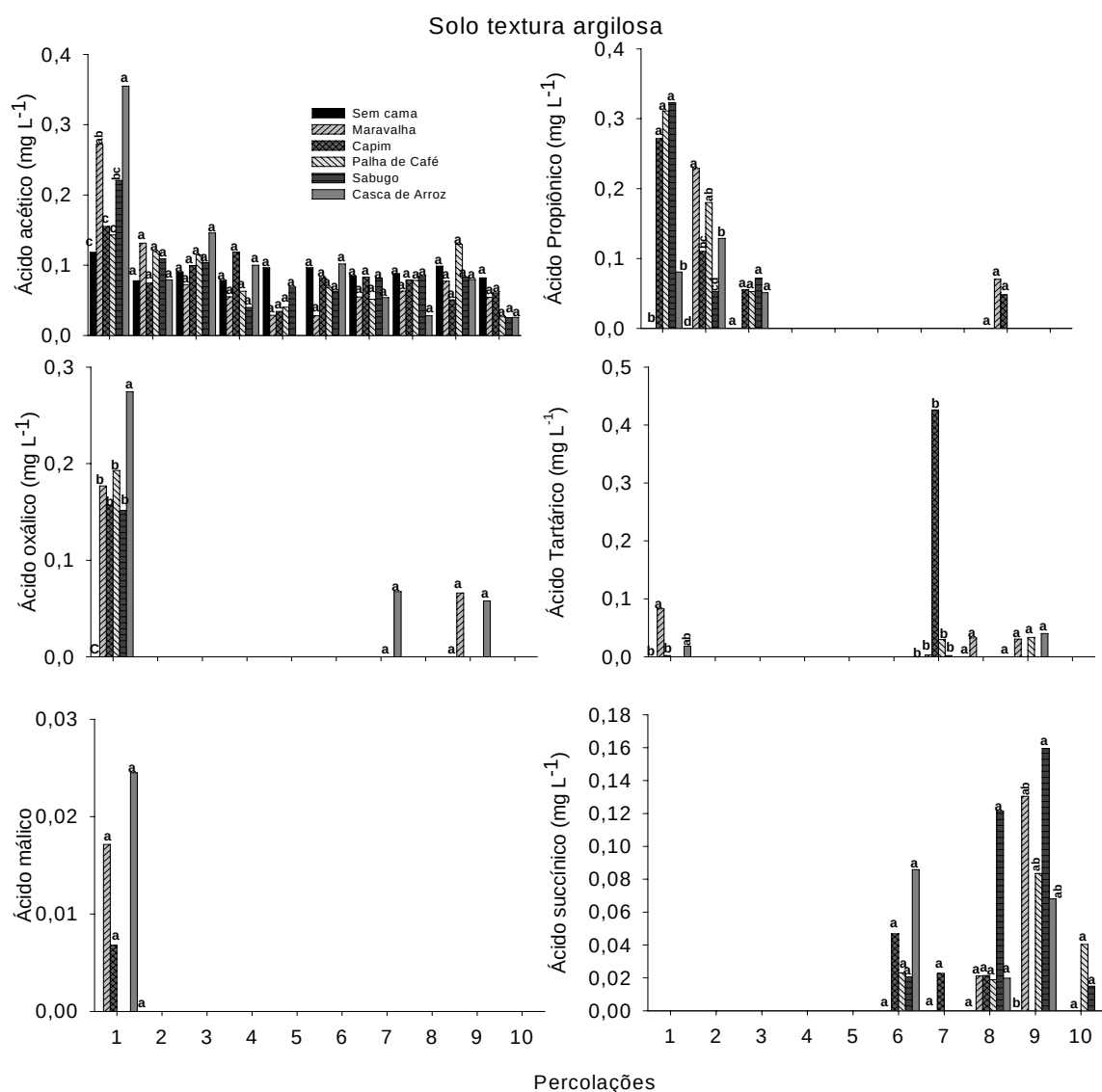


Figura 8. Concentração de ácidos orgânicos alifáticos de baixa massa molecular em percolados coletados, sucessivamente, ao longo do tempo, em um Latossolo textura argilosa que recebeu o equivalente a 160 t ha⁻¹ de cinco tipos diferentes de cama de aviário, no anel superior de colunas de percolação, comparativamente à testemunha, sem cama de aviário. As médias das concentrações dos ácidos orgânicos seguidas pela mesma letra em uma mesma percolação, para as diferentes camas, não se diferiram entre si pelo teste Tuckey à 5 %.

Quadro 3. Correlações de Pearson para as concentrações médias dos lixiviados de todas as camas de aviário, no solo de textura Argilosa

	Ca	Mg	Na	K	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	AA	AO	AM	AP	AT	AS
Ca	1,00 ^{***}	0,78 ^{**}	0,99 ^{***}	0,98 ^{***}	0,43 ^{ns}	0,44 ^o	0,86 ^{***}	0,40 ^{ns}	0,01 ^{ns}	0,71 ^{**}	0,90 ^{***}	0,54 ^o	-0,35 ^{ns}
Mg		1,00 ^{***}	0,99 ^{***}	0,98 ^{***}	0,90 ^{***}	0,90 ^{***}	0,98 ^{***}	0,88 ^{***}	0,53 ^o	0,33 ^{ns}	0,96 ^{***}	0,53 ^o	-0,32 ^{ns}
Na			1,00 ^{***}	0,99 ^{***}	0,99 ^{***}	0,97 ^{***}	0,99 ^{***}	0,99 ^{***}	0,77 ^{**}	0,07 ^{ns}	0,99 ^{**}	0,49 ^o	-0,30 ^{ns}
K				1,00 ^{***}	0,97 ^{***}	0,94 ^{***}	0,98 ^{***}	0,98 ^{***}	0,72 [*]	0,10 ^{ns}	0,97 ^{***}	0,47 ^o	-0,34 ^{ns}
Cl					1,00 ^{***}	0,98 ^{***}	0,81 ^{**}	0,99 ^{***}	0,75 ^{**}	0,00 ^{ns}	0,76 ^{**}	0,43 ^{ns}	-0,24 ^{ns}
NO ₃ ⁻						1,00 ^{***}	0,81 ^{**}	0,97 ^{***}	0,74 ^{**}	-0,02 ^{ns}	0,77 ^{**}	0,39 ^{ns}	-0,14 ^{ns}
SO ₄ ²⁻							1,00 ^{***}	0,80 ^{**}	0,45 ^o	0,46 ^o	0,99 ^{***}	0,55 [*]	-0,36 ^{ns}
AA								1,00 ^{***}	0,76 ^{**}	-0,02 ^{ns}	0,73 ^{**}	0,44 ^{ns}	-0,24 ^{ns}
AO									1,00 ^{***}	-0,40 ^{ns}	0,40 ^{ns}	0,19 ^{ns}	0,21 ^{ns}
AM										1,00 ^{***}	0,49 ^o	0,51 ^o	-0,45 ^{ns}
AP											1,00 ^{***}	0,55 [*]	-0,28 ^{ns}
AT												1,00 ^{***}	-0,22 ^{ns}
AS													1,00 ^{***}

Quadro 4. Correlações de Pearson para as concentrações médias dos lixiviados de todas as camas de aviário, no solo de textura média

	Ca	Mg	Na	K	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	AA	AO	AM	AP	AT	AS
Ca	1,00 ^{***}	0,86 ^{***}	0,96 ^{***}	0,94 ^{***}	0,99 ^{***}	0,87 ^{***}	-0,66 [*]	0,86 ^{***}	0,70 [*]	0,74 ^{**}	0,99 ^{***}	-0,11 ^{ns}	-0,39 ^{ns}
Mg		1,00 ^{***}	0,67 [*]	0,85 ^{**}	0,88 ^{***}	0,50 ^o	-0,78 ^{***}	0,57 [*]	0,26 ^{ns}	0,30 ^{ns}	0,81 ^{**}	-0,24 ^{ns}	-0,42 ^{ns}
Na			1,00 ^{***}	0,90 ^{***}	0,95 ^{***}	0,99 ^{***}	-0,39 ^{ns}	0,94 ^{***}	0,99 ^{***}	0,99 ^{***}	0,98 ^{***}	0,04 ^{ns}	-0,27 ^{ns}
K				1,00 ^{***}	0,94 ^{***}	0,88 ^{***}	-0,39 ^{ns}	0,90 ^{***}	0,86 ^{**}	0,87 ^{***}	0,94 ^{***}	-0,23 ^{ns}	-0,22 ^{ns}
Cl					1,00 ^{***}	0,85 ^{***}	-0,68 [*]	0,85 ^{***}	0,68 [*]	0,71 [*]	0,98 ^{***}	-0,11 ^{ns}	-0,42 ^{ns}
NO ₃ ⁻						1,00 ^{***}	-0,36 ^{ns}	0,93 ^{***}	0,96 ^{***}	0,97 ^{***}	0,90 ^{***}	0,03 ^{ns}	-0,27 ^{ns}
SO ₄ ²⁻							1,00 ^{***}	-0,45 ^o	-0,19 ^{ns}	-0,24 ^{ns}	-0,56 [*]	-0,11 ^{ns}	0,77 ^{**}
AA								1,00 ^{***}	0,90 ^{***}	0,90 ^{***}	0,89 ^{***}	0,04 ^{ns}	-0,15 ^{ns}
AO									1,00 ^{***}	0,99 ^{***}	0,76 ^{**}	0,16 ^{ns}	-0,12 ^{ns}
AM										1,00 ^{***}	0,78 ^{**}	0,08 ^{ns}	-0,22 ^{ns}
AP											1,00 ^{***}	-0,06 ^{ns}	-0,28 ^{ns}
AT												1,00 ^{***}	0,00 ^{ns}
AS													1,00 ^{***}

AA= ácido acético; AO= ácido oxálico; AM= ácido málico; AP= ácido propiônico; AT= ácido tartárico; AS= ácido succínico.

ns, o, *, **, *** não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

4. CONCLUSÕES

1. A aplicação de cama de aviário na camada superficial do solo aumenta a lixiviação de bases no solo, seja pela ação dos ácidos orgânicos de baixa massa molecular, ou pela presença de ânions inorgânicos acompanhantes como Cl^- e NO_3^- ,
2. Os ânions Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} no solo textura média e Cl^- e NO_3^- no solo textura argilosa, são aqueles que mais bem correlacionam com as lixiviações do Ca, Mg e K.
3. Os ácidos orgânicos de baixa massa molecular, particularmente o málico e oxálico, no solo argiloso, parecem estar envolvidos na lixiviação de bases, embora com efeitos menos expressivos que os observados para os ânions Cl^- e NO_3^- , de modo geral.

LITERATURA CITADA

- AFMAD, T.; SARWAR, M.; NISA, M.; HAQ, A. & HASAN, Z. Influence of varying sources of dietary electrolytes on the performance of broilers reared in a high temperature environment. *Animal Feed Sci. Technol.*, 120:277-298, 2005.
- ALVAREZ V., V.H. & FONSECA, D.M. Definição de doses de fósforo para determinação da capacidade máxima de adsorção de fosfatos e para ensaios em casa de vegetação. *R. Bras. Ci. Solo*, 14:49-55, 1990.
- ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F.; DIAS, L.E. & OLIVEIRA, J. A. Determinação e uso do fósforo remanescente. *Bol. Inf. SBCS*, 25:27-34, 2000.
- AMARAL, A.S.; ANGHINONI, I. & DESCHAMPS, F.C. Resíduos de plantas de cobertura e mobilidade dos produtos da dissolução do calcário aplicado na superfície do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:115-123, 2004.
- 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. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:275-286, 2003.
- CAIRES, E.F.; FONSECA, A.F.; MENDES, J. CHUEUI, 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 plantio direto. *R. Bras. Ci. Solo*, 23:315-327, 1999.
- CAIRES, E.F.; GARBUIO, J.F.; ALLEONI, L.R.F. & CAMBRI, M.A. Calagem superficial e cobertura de aveia preta antecedendo os cultivos de milho e soja em sistema plantio direto. *R. Bras. Ci. Solo*, 30: 87-98, 2006.

- CAIRES, E.F.; KUSMAN, M.T.; BARTH, G.; GARBUIO, F.J. & KUSMAN, M.T. Alterações químicas do solo e resposta do milho à calagem e aplicação de gesso. Rev. Bras. Ci. Solo, 28:125-136, 2004.
- DEFELIPO, B.V. & RIBEIRO, A.C. Análise química do solo (metodologia). Viçosa 2. ed.: UFV, 1997. 26p. (Boletim de Extensão, 29)
- DI, H.J. & CAMERON, K.C. Effects of the nitrification inhibitor dicyandiamide on potassium, magnesium and calcium leaching in grazed grassland. Soil Use Manag., 20:2-7, 2004.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 2 ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.
- 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. Commun. Soil Sci. and Plant Anal., 34:2045-2058, 2003
- FRANCHINI, J.C.; MALAVOLTA, E.; MIYAZAWA, M. & PAVAN, M.A. Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais. R. Bras. Ci. Solo, 23:533-542, 1999a.
- FRANCHINI, J.C.; MEDA, A.D.; CASSIOLATO, M.E.; MIYAZAWA, M. & PAVAN, M.A. Potencial de extratos de resíduos vegetais na mobilização do calcário no solo por método biológico. Sci. Agric., 58:357-358, 2001.

- FRANCHINI, J.C.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. & MALAVOLTA E. Dinâmica de íons em solo ácido lixiviado com extratos de resíduos de adubos verdes e soluções puras de ácidos orgânicos. *Pesq. Agropec. Bras.*, 34: 2267-2276, 1999b.
- HENG, L.K.; WHITE, R.E.; HELYAR, K.R.; FISHER, R. & CHEN, D. Seasonal differences in the soil water balance under perennial and annual pastures on an acid Sodosol in southeastern Australia. *Eur. J. Soil Sci.* 55:227:236, 2001.
- HOODA, P.S.; EDWARDS, A.C.; ANDERSON, H.A. & MILLER, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *Sci. Total Environ.*, 250:143-167, 2000.
- HUE, N.V. & LICUDINE, D.L. Amelioration of subsoil acidity through surface application of organic manures. *J. Environ. Qual.*, 28:623-632, 1999.
- HUETE, A.R. & McCOLL, J.G. Soil cation leaching by “acid rain” with varying nitrate-to-sulfate rations. *J. Environ. Quality*, 13:366-371, 1984.
- JACKSON, M.L. Soil chemical analysis. New Jersey, Prentice-Hall, 1958. 498 p.
- JALALI, M. & ROWELL, D.L. The role of calcite and gypsum in the leaching of potassium in a sandy soil. *Expl. Agric.*, 39:379-394, 2003.
- KOCHAIN, L.V.; HOEKENGA, O.A. & PIÑEROS, M.A. How do crop plants tolerate acid soils? Mechanisms of aluminum tolerance and phosphorus efficiency. *Ann. Rev. Plant Biol.*, 55:459-493, 2004.
- MARIA, I.C.; ROSSENETO, R.; AMBROSANO, E.J. & CASTRO, O.M. Efeito da adição de diferentes fontes de cálcio no movimento de cátions em coluna do solo. *Sci. Agric.*, 50:87-98, 1993.

- NICHOLSON, F. A.; CHAMBERS, B. J. & SMITH, K. A. Nutrient composition of poultry manures in England and Wales. *Biores. Technol.*, 58:279-284, 1996.
- NOBLE, A.D.; RANDALL, P.J. & JAMES, T.R. Evaluation of two coal derived organic products in ameliorating surface and subsurface soil acidity. *Eur. J. Soil Sci.*, 46:65-75, 1994.
- OLSEN, S.R. & WATANABE, F.S. A method to determine a phosphorus adsorption maximum of soils as measured by the Langmuir isotherm. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 21:144-149, 1957.
- PAVAN, M.A. Movimentação do calcário no solo através de técnicas de manejo da cobertura vegetal em pomares de macieira. *R. Bras. Frutic.*, 16:86-91, 1994.
- PAVAN, M.A.; BINGHAM, F.T. & PRATT, P.F. Redistribution of exchangeable calcium, magnesium and aluminum following lime or gypsum applications to a Brazilian Oxisol. *Soil Sic. Soc. Am. J.*, 48:33-38, 1984.
- PEGORARO, R.F.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F.; MENDONÇA, E.S.; ALVAREZ V., V.H.; NUNES, F.N.; FONSECA, F.M. & SMYTH, T.J. Diffusive flux of cationic micronutrients in two Oxisols as affected by low-molecular-weight organic acids and cover-crop residue, *J. Plant. Nutr. Soil Sci.*, 2005.
- QAFOKU, N.P.; SUMNER, M.E. & RADCLIFFE, D.E. Anion transport in columns of variable charge subsoils: Nitrate and chloride. *J. Environ. Qual.*, 29:484-493, 2000.
- RITCHEY, K.D.; SILVA, J.E. & COSTA, U.F. Calcium deficiency in clayey B horizons of savana Oxisols. *Soil Sci.*, 133:378-382, 1982.

- RYAN, P.R.; DELHAIZE, E. & JONES, D.L. Function and metabolism of organic anion exudation from plants roots. *Annu. Rev. Plant Physiol. Mol. Biol.*, 52: 527-560, 2001
- SANZONOWICZ, C.; SMYTH, J. & ISRAEL, D.W. Calcium alleviation and aluminum inhibition of soybean root extension from limed soil into acid subsurface solutions. *J. Plant Nutr.*, 21: 785-804, 1998.
- SILVA, I.R.; SMYTH, T.J.; CARTER, T.E.; RAPER, C.D. & RUFTY, T.W. Differential aluminum tolerance in soybean: An evaluation of the role of organic acids. *Physiol. Plant.*, 112:200-210, 2001.
- SOUSA, D.M.G. Resposta das culturas à adição de gesso agrícola. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 16., Lages, 2004. CD-ROM.
- SOUZA, C.R. Biodisponibilidade e transformações de formas de fósforo em camas de aviário por meio de fracionamento químico e ressonância magnética nuclear do ^{31}P . Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2004. 76p. (Tese de Mestrado)
- VETTORI, L. Métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, 1969. 24 p. (Boletim Técnico, 7)
- WONG, M.T. F.; van der KRUIJS, A.C.B. M. & JUO, A.S.R. Leaching loss of calcium, magnesium and potassium by urea applied to undisturbed lysimeters in south-east Nigeria. *Nutr. Cycl. Agroecos.*, 31:281-289, 1992.

CONCLUSÕES GERAIS

Capítulo 1.

1. Em condições naturais de baixo P disponível nos solos, as perdas de P não-reativo (Po) por percolação foram maiores que as do P reativo (Pi).
2. Com o aumento da dose de cama de aviário aplicadas no solo argiloso, sem a fertilização prévia com a fonte mineral de P, as perdas de P não-reativo foram, em média 6,4 vezes maiores que as de P-reativo.
3. O aumento do P particulado total no lixiviado, comparativamente ao P dissolvido total, com aumento da dose de cama de aviário, indica efeito dispersante de argila causada pela cama de aviário.
4. A movimentação descendente do P extraído pelo Mehlich-1, na coluna do solo, aumentou muito com a dose crescente da fertilização prévia com P mineral e também com a dose de cama de aviário. Fenômeno semelhante ocorreu com o Pi-NaHCO_3 e como o Po-NaHCO_3 , embora este em menor proporção.
5. O nível crítico ambiental (NCA) para P-Mehlich-1 foi de aproximadamente 100 e 150 mg dm^{-3} e de 40 e 60 mg dm^{-3} para o extrator NaHCO_3 (Olsen) para os solos textura média e argilosa, respectivamente.

6. O dose crítica ambiental (DCA) para a incorporação homogênea , de uma dose de P, em uma única aplicação, na camada de 0-20 cm do solo, está em torno do equivalente a 8 e de 23 t ha⁻¹ de superfosfato simples, nos solos textura média e argilosa, respectivamente.

Capítulo 2.

1. A aplicação de cama de aviário na camada superficial do solo aumenta a lixiviação de bases no solo, seja pela ação dos ácidos orgânico de baixa massa molecular, ou pela presença de ânions inorgânicos acompanhantes como o Cl⁻ e o NO₃⁻,
2. Os ânions inorgânicos Cl⁻, NO₃⁻ e SO₄²⁻ no solo textura média e o Cl⁻ e o NO₃⁻ no textura argilosa, são os ânions que mais bem correlacionam com as lixiviações do Ca, Mg e K.
3. Os ácidos orgânicos de baixa massa molecular, particularmente o málico e oxálico, no solo argiloso, parecem estar envolvidos na lixiviação de bases, embora com efeitos menos expressivos que os observados para os ânions Cl⁻ e NO₃⁻, de modo geral

Apêndice

Quadro 1A: Análise de variância pelo delineamento em blocos casualizados da concentração de Ca nos lixiviados.

Fonte de Variação	GL	Quadrado médio
Bloco (Bl)	2	2,99 ^{ns}
Solo (S)	1	4441,71 ^{***}
Resíduo (A)	2	22,48
Cama (C)	5	2020,59 ^{***}
S x C	5	227,21 ^{**}
Resíduo (B)	20	65,84
Percolação (P)	9	6155,21 ^{***}
S x P	9	2346,03 ^{***}
P x C	45	266,89 ^{***}
S x P x C	45	160,46 ^{***}
Resíduo	216	62,48

^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}, ^{***} não-sigificativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 2A: Análise de variância pelo delineamento em blocos casualizados da concentração de Mg nos lixiviados.

Fonte de Variação	GL	Quadrado médio
Bloco (Bl)	2	4,31 ^{ns}
Solo (S)	1	11,14 [*]
Resíduo (A)	2	1,04
Cama (C)	5	61,33 ^{***}
S x C	5	3,63 ^{ns}
Resíduo (B)	20	4,60
Percolação (P)	9	276,96 ^{***}
S x P	9	50,41 ^{***}
P x C	45	11,55 ^{***}
S x P x C	45	3,90 [*]
Resíduo	216	2,73

^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}, ^{***} não-sigificativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 3A: Análise de variância pelo delineamento em blocos casualizados da concentração de Cl^- nos lixiviados.

Fonte de Variação	GL	Quadrado médio
Bloco (Bl)	2	44,60 ^{ns}
Solo (S)	1	871,49*
Resíduo (A)	2	213,78
Cama (C)	5	1419,12***
S x C	5	273,76 ^{ns}
Resíduo (B)	20	186,70
Percolação (P)	9	18168,25***
S x P	9	5008,14***
P x C	45	751,39***
S x P x C	45	356,77***
Resíduo	216	182,93

^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}, ^{***} não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 4: Análise de variância pelo delineamento em blocos casualizados da concentração de NO_3^- nos lixiviados.

Fonte de Variação	GL	Quadrado médio
Bloco (Bl)	2	13,36 ^{ns}
Solo (S)	1	43,42 ^{ns}
Resíduo (A)	2	44,91
Cama (C)	5	214,23**
S x C	5	50,23 ^{ns}
Resíduo (B)	20	36,52
Percolação (P)	9	4200,28***
S x P	9	56,57 ^{ns}
P x C	45	44,09 ^{ns}
S x P x C	45	1270,49 ^{ns}
Resíduo	216	54,51

^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}, ^{***} não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 5A: Análise de variância pelo delineamento em blocos casualizados da concentração de SO_4^{2-} nos lixiviados.

Fonte de Variação	GL	Quadrado médio
Bloco (Bl)	2	93,50 ^{ns}
Solo (S)	1	58,54 ^{ns}
Resíduo (A)	2	96,58
Cama (C)	5	2599,27 ^{***}
S x C	5	82,62 ^{ns}
Resíduo (B)	20	63,90
Percolação (P)	9	584,41 ^{***}
S x P	9	1345,95 ^{***}
P x C	45	55,41 ^{ns}
S x P x C	45	105,89 ^{**}
Resíduo	216	66,06

^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}, ^{***} não-sigificativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 6A: Análise de variância pelo delineamento em blocos casualizados da concentração de Ácido acético nos lixiviados.

Fonte de Variação	GL	Quadrado médio
Bloco (Bl)	2	0,0037 ^{ns}
Solo (S)	1	0,4005 ^{***}
Resíduo (A)	2	0,0141
Cama (C)	5	0,0505 [*]
S x C	5	0,0597 ^{**}
Resíduo (B)	20	0,01982
Percolação (P)	9	0,6133 ^{***}
S x P	9	0,2730 ^{***}
P x C	45	0,0476 ^{***}
S x P x C	45	0,0475 ^{***}
Resíduo	216	0,0167

^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}, ^{***} não-sigificativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 7A: Análise de variância pelo delineamento em blocos casualizados da concentração de Ácido oxálico nos lixiviados.

Fonte de Variação	GL	Quadrado médio
Bloco (Bl)	2	0,0096 ^{ns}
Solo (S)	1	0,1052 ^{***}
Resíduo (A)	2	0,0154
Cama (C)	5	0,0291 ^{***}
S x C	5	0,0123 ^o
Resíduo (B)	20	0,0047
Percolação (P)	9	0,0944 ^{***}
S x P	9	0,0115 ^o
P x C	45	0,008 ^{ns}
S x P x C	45	0,0047 ^{ns}
Resíduo	216	0,0065

^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}, ^{***} não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 8A: Análise de variância pelo delineamento em blocos casualizados da concentração de Ácido málico nos lixiviados.

Fonte de Variação	GL	Quadrado médio
Bloco (Bl)	2	0,0058 ^{ns}
Solo (S)	1	0,0631 ^{***}
Resíduo (A)	2	0,0062
Cama (C)	5	0,0055 ^{**}
S x C	5	0,0057 ^{**}
Resíduo (B)	20	0,0030
Percolação (P)	9	0,0135 ^{***}
S x P	9	0,0138 ^{***}
P x C	45	0,0038 ^{**}
S x P x C	45	0,0038 ^{**}
Resíduo	216	0,0020

^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}, ^{***} não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 9A: Análise de variância pelo delineamento em blocos casualizados da concentração de Ácido Propiônico nos lixiviados.

Fonte de Variação	GL	Quadrado médio
Bloco (Bl)	2	0,0060 ^{ns}
Solo (S)	1	0,0134 ^{ns}
Resíduo (A)	2	0,0003
Cama (C)	5	0,0165 ^o
S x C	5	0,0026 ^{ns}
Resíduo (B)	20	0,0069
Percolação (P)	9	0,0863 ^{***}
S x P	9	0,0043 ^{ns}
P x C	45	0,0120 ^{**}
S x P x C	45	0,0082 ^{ns}
Resíduo	216	0,0074

^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}, ^{***} não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 10A: Análise de variância pelo delineamento em blocos casualizados da concentração de Ácido tartárico nos lixiviados.

Fonte de Variação	GL	Quadrado médio
Bloco (Bl)	2	0,0021 ^{ns}
Solo (S)	1	0,0445 ^{**}
Resíduo (A)	2	0,0153
Cama (C)	5	0,0113 ^{ns}
S x C	5	0,0097 ^{ns}
Resíduo (B)	20	0,0072
Percolação (P)	9	0,0071 ^{ns}
S x P	9	0,0050 ^{ns}
P x C	45	0,0056 ^{ns}
S x P x C	45	0,0074 ^{ns}
Resíduo	216	0,0062

^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}, ^{***} não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 11A: Análise de variância pelo delineamento em blocos casualizados da concentração de Ácido succínico nos lixiviados.

Fonte de Variação	GL	Quadrado médio
Bloco (Bl)	2	0,0043 ^{ns}
Solo (S)	1	0,0394 ^{ns}
Resíduo (A)	2	0,0124
Cama (C)	5	0,0210 ^{ns}
S x C	5	0,0206 ^{ns}
Resíduo (B)	20	0,0234
Percolação (P)	9	0,0523 [*]
S x P	9	0,0185 ^{ns}
P x C	45	0,0217 ^{ns}
S x P x C	45	0,0234 ^{ns}
Resíduo	216	0,0262

^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}, ^{***} não-sigificativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 12A: Análise de variância pelo delineamento em blocos casualizados da concentração de Na nos lixiviados.

Fonte de Variação	GL	Quadrado médio
Bloco (Bl)	2	118,60 ^{ns}
Solo (S)	1	2632,04 ^{***}
Resíduo (A)	2	236,66
Cama (C)	5	5177,93 ^{***}
S x C	5	138,28 [*]
Resíduo (B)	20	103,55
Percolação (P)	9	36349,47 ^{***}
S x P	9	698,47 ^{***}
P x C	45	1588,58 ^{***}
S x P x C	45	45,77 ^{ns}
Resíduo	216	51,83

^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}, ^{***} não-sigificativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 13A: Análise de variância pelo delineamento em blocos casualizados da concentração de Ácido acético nos lixiviados.

Fonte de Variação	GL	Quadrado médio
Bloco (Bl)	2	138,48 ^{ns}
Solo (S)	1	125295,89 ^{***}
Resíduo (A)	2	64,61
Cama (C)	5	14390,60 ^{***}
S x C	5	5970,35 ^{***}
Resíduo (B)	20	756,20
Percolação (P)	9	25646,52 ^{***}
S x P	9	17398,03 ^{***}
P x C	45	1852,11 ^{***}
S x P x C	45	1152,70 ^{***}
Resíduo	216	310,33

^{ns}, ^o, ^{*}, ^{**}, ^{***} não-sigificativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 14A- Correlações de Pearson para as médias dos lixiviados sem a adição de cama de aviário, no solo de textura argilosa.

	Ca	Mg	Cl	NO ₃ ⁻	AA
Ca	1.00 ^{***}	0.98 ^{***}	0.57 ^{***}	0.73 ^{***}	0.74 ^{***}
Mg		1.00 ^{***}	0.64 ^{***}	0.77 ^{***}	0.67 ^{***}
Cl			1.00 ^{***}	0.55 ^{***}	0.46 ^{**}
NO ₃ ⁻				1.00 ^{***}	0.51 ^{**}
AA					1.00 ^{***}

AA- ácido acético

^{ns}, ^{**}, ^{***} não-sigificativo; significativo a 1 e 0,1 %, respectivamente.

Quadro 15A- Correlações de Pearson para as médias dos lixiviados sem a adição de cama de aviário, no solo de textura média.

	Ca	Mg	Cl	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	AA
Ca	1.00 ^{***}	0,97 ^{***}	0,69 ^{***}	0,69 ^{***}	0,13 ^{ns}	0,70 ^{***}
Mg		1.00 ^{***}	0,73 ^{***}	0,71 ^{***}	0,14 ^{ns}	0,72 ^{***}
Cl			1.00 ^{***}	0,94 ^{***}	-0,08 ^{ns}	0,58 ^{***}
NO ₃ ⁻				1.00 ^{***}	-0,11 ^{ns}	0,50 ^{***}
SO ₄ ²⁻					1.00 ^{ns}	0,16 ^{ns}
AA						1.00 ^{***}

AA- ácido acético

^{ns.}, ^{***} não-sigificativo e significativo a 0,1 %.

Quadro 16A- Correlações de Pearson para as médias dos lixiviados na cama de casca de arroz, no solo de textura média.

	Ca	Mg	Na	K	Cl	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	AA	AO	AM	AP	AT	AS
Ca	1,00 ^{***}	0,63 ^{***}	0,40 [*]	0,43 [*]	0,15 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0,34 [*]	0,02 ^{ns}	-0,05 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,07 ^{ns}	0,01 ^{ns}	-0,19 ^{ns}
Mg		1,00 ^{***}	0,94 ^{***}	0,86 ^{***}	0,68 ^{***}	0,71 ^{***}	0,68 ^{***}	0,50 ^{**}	0,26 ^o	-0,08 ^{ns}	0,48 ^{**}	0,02 ^{ns}	-0,17 ^{ns}
Na			1,00 ^{***}	0,96 ^{***}	0,78 ^{***}	0,69 ^{***}	0,78 ^{***}	0,71 ^{***}	0,43 [*]	-0,03 ^{ns}	0,71 ^{***}	0,05 ^{ns}	-0,13 ^{ns}
K				1,00 ^{***}	0,71 ^{***}	0,57 ^{***}	0,75 ^{***}	0,71 ^{***}	0,50 ^{**}	0,04 ^{ns}	0,78 ^{***}	0,02 ^{ns}	-0,15 ^{ns}
Cl					1,00 ^{***}	0,94 ^{***}	0,88 ^{***}	0,91 ^{***}	0,57 ^{***}	-0,05 ^{ns}	0,64 ^{***}	0,18 ^{ns}	-0,07 ^{ns}
NO ₃ ⁻						1,00 ^{***}	0,77 ^{***}	0,78 ^{***}	0,43 ^{**}	-0,07 ^{ns}	0,43 ^{**}	0,22 ^{ns}	-0,09 ^{ns}
SO ₄ ²⁻							1,00 ^{***}	0,81 ^{***}	0,53 ^{**}	-0,04 ^{ns}	0,65 ^{***}	0,10 ^{ns}	-0,10 ^{ns}
AA								1,00 ^{***}	0,69 ^{***}	0,00 ^{ns}	0,86 ^{***}	0,13 ^{ns}	-0,04 ^{ns}
AO									1,00 ^{***}	-0,10 ^{ns}	0,63 ^{***}	0,07 ^{ns}	0,34 [*]
AM										1,00 ^{***}	-0,04 ^{ns}	0,19 ^{ns}	-0,05 ^{ns}
AP											1,00 ^{***}	-0,10 ^{ns}	-0,05 ^{ns}
AT												1,00 ^{***}	0,03 ^{ns}
AS													1,00 ^{***}

AA: ácido acético; AO: ácido oxálico; AM: ácido málico; AP: ácido propiônico; AT: ácido tartárico; AS: ácido succínico.

ns, o, *, **, *** não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 17A- Correlações de Pearson para as médias dos lixiviados na cama de casca de café, no solo de textura média.

	Ca	Mg	Na	K	Cl	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	AA	AO	AM	AP	AT	AS
Ca	1,00 ^{***}	0,74 ^{***}	0,44 [*]	0,45 ^{**}	0,33 [*]	0,27 ^o	0,66 ^{***}	0,31 [*]	0,02 ^{ns}	0,01 ^{ns}	0,59 ^{***}	-0,23 ^{ns}	-0,05 ^{ns}
Mg		1,00 ^{***}	0,97 ^{***}	0,96 ^{***}	0,83 ^{***}	0,72 ^{***}	0,78 ^{***}	0,79 ^{***}	0,30 ^o	-0,04 ^{ns}	0,41 [*]	-0,10 ^{ns}	-0,16 ^{ns}
Na			1,00 ^{***}	0,98 ^{***}	0,99 ^{***}	0,97 ^{***}	0,70 ^{***}	0,97 ^{***}	0,46 ^{**}	-0,08 ^{ns}	-0,11 ^{ns}	0,03 ^{ns}	-0,17 ^{ns}
K				1,00 ^{***}	0,95 ^{***}	0,94 ^{***}	0,68 ^{***}	0,93 ^{***}	0,48 [*]	-0,03 ^{ns}	-0,07 ^{ns}	0,09 ^{ns}	-0,23 ^{ns}
Cl					1,00 ^{***}	0,94 ^{***}	0,47 ^{**}	0,99 ^{***}	0,42 [*]	-0,11 ^{ns}	-0,02 ^{ns}	-0,01 ^{ns}	-0,12 ^{ns}
NO ₃ ⁻						1,00 ^{***}	0,29 ^o	0,93 ^{***}	0,41 [*]	-0,05 ^{ns}	-0,06 ^{ns}	0,04 ^{ns}	-0,14 ^{ns}
SO ₄ ²⁻							1,00 ^{***}	0,41 [*]	0,21 ^{ns}	-0,01 ^{ns}	0,50 ^{**}	-0,07 ^{ns}	-0,08 ^{ns}
AA								1,00 ^{***}	0,35 [*]	-0,09 ^{ns}	-0,03 ^{ns}	-0,07 ^{ns}	-0,12 ^{ns}
AO									1,00 ^{***}	-0,22 ^{ns}	-0,19 ^{ns}	0,20 ^{ns}	-0,15 ^{ns}
AM										1,00 ^{***}	0,16 ^{ns}	0,42 [*]	-0,13 ^{ns}
AP											1,00 ^{***}	-0,03 ^{ns}	0,15 ^{ns}
AT												1,00 ^{***}	-0,01 ^{ns}
AS													1,00 ^{***}

AA: ácido acético; AO: ácido oxálico; AM: ácido málico; AP: ácido propiônico; AT: ácido tartárico; AS: ácido succínico.

ns, o, *, **, *** não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 18A- Correlações de Pearson para as médias dos lixiviados na cama de capim napier, no solo de textura média.

	Ca	Mg	Na	K	Cl	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	AA	AO	AM	AP	AT	AS
Ca	1,00***	0,79***	0,70***	0,71***	0,42*	0,41*	0,76***	0,35*	0,11 ^{ns}	0,43**	0,26 ^o	0,38*	-0,15 ^{ns}
Mg		1,00***	0,95***	0,87***	0,85***	0,80***	0,76***	0,75***	0,30 ^o	0,38*	0,44**	0,39*	0,00 ^{ns}
Na			1,00***	0,94***	0,99***	0,94***	0,91***	0,88***	0,31 ^o	0,36*	0,52**	0,40*	-0,11 ^{ns}
K				1,00***	0,90***	0,84***	0,90***	0,76***	0,27 ^o	0,47**	0,52**	0,48**	-0,13 ^{ns}
Cl					1,00***	0,88***	0,57***	0,87***	0,31*	0,29 ^o	0,58***	0,32*	-0,10 ^{ns}
NO ₃ ⁻						1,00***	0,34*	0,80***	0,42*	0,21 ^{ns}	0,51**	0,23 ^{ns}	-0,14 ^{ns}
SO ₄ ²⁻							1,00***	0,39*	0,05 ^{ns}	0,51**	0,23 ^{ns}	0,37*	-0,11 ^{ns}
AA								1,00***	0,37*	0,17 ^{ns}	0,49**	0,26 ^o	-0,09 ^{ns}
AO									1,00***	-0,01 ^{ns}	0,10 ^{ns}	0,12 ^{ns}	0,01 ^{ns}
AM										1,00***	-0,01 ^{ns}	0,96***	-0,10 ^{ns}
AP											1,00***	-0,03 ^{ns}	-0,06 ^{ns}
AT												1,00***	-0,03 ^{ns}
AS													1,00***

AA: ácido acético; AO: ácido oxálico; AM: ácido málico; AP: ácido propiônico; AT: ácido tartárico; AS: ácido succínico.

^{ns}, ^o, *, **, *** não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 19A- Correlações de Pearson para as médias dos lixiviados na cama de maravalha, no solo de textura média.

	Ca	Mg	Na	K	Cl	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	AA	AO	AM	AP	AT	AS
Ca	1,00***	0,74***	0,41*	0,45**	0,33*	0,38***	0,41*	0,49**	-0,08 ^{ns}	0,29 ^o	0,52**	0,18 ^{ns}	-0,10 ^{ns}
Mg		1,00***	0,94***	0,85***	0,71***	0,63***	0,64***	0,53**	0,14 ^{ns}	0,10 ^{ns}	0,39*	0,09 ^{ns}	-0,12 ^{ns}
Na			1,00***	0,89***	0,78***	0,64***	0,76***	0,34*	0,32 ^o	-0,03 ^{ns}	-0,06 ^{ns}	-0,05 ^{ns}	-0,09 ^{ns}
K				1,00***	0,68***	0,58***	0,65***	0,43*	0,35*	0,19 ^{ns}	-0,06 ^{ns}	0,26 ^o	-0,06 ^{ns}
Cl					1,00***	0,77***	0,68***	0,64***	0,38*	-0,06 ^{ns}	0,27 ^{ns}	0,06 ^{ns}	-0,06 ^{ns}
NO ₃ ⁻						1,00***	0,35*	0,57***	0,25 ^o	-0,10 ^{ns}	0,31 ^{ns}	0,13 ^{ns}	-0,10 ^{ns}
SO ₄ ²⁻							1,00***	0,22 ^{ns}	0,36*	0,32*	0,26 ^o	0,20 ^{ns}	-0,09 ^{ns}
AA								1,00***	0,14 ^{ns}	0,05 ^{ns}	0,11 ^{ns}	0,31*	-0,04 ^{ns}
AO									1,00***	0,45**	-0,15 ^{ns}	0,49**	0,18 ^{ns}
AM										1,00***	0,26 ^o	0,69***	-0,09 ^{ns}
AP											1,00***	0,08 ^{ns}	-0,06 ^{ns}
AT												1,00***	-0,05 ^{ns}
AS													1,00***

AA: ácido acético; AO: ácido oxálico; AM: ácido málico; AP: ácido propiônico; AT: ácido tartárico; AS: ácido succínico.

^{ns}, ^o, *, **, *** não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 20A- Correlações de Pearson para as médias dos lixiviados na cama de sabugo, no solo de textura média.

	Ca	Mg	Na	K	Cl	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	AA	AO	AM	AP	AT	AS
Ca	1,00***	0,79***	0,74***	0,71***	0,46**	0,35*	0,63***	0,46**	0,14 ^{ns}	0,78***	0,80***	0,56***	-0,17 ^{ns}
Mg		1,00***	0,96***	0,94***	0,88***	0,79***	0,81***	0,87***	0,44**	0,40*	0,42*	0,27 ^o	-0,11 ^{ns}
Na			1,00***	0,99***	0,98***	0,95***	0,84***	0,98***	0,54**	-0,06 ^{ns}	0,00 ^{ns}	-0,05 ^{ns}	-0,07 ^{ns}
K				1,00***	0,97***	0,92***	0,84***	0,96***	0,52**	-0,05 ^{ns}	0,00 ^{ns}	0,00 ^{ns}	-0,04 ^{ns}
Cl					1,00***	0,95***	0,67***	0,99***	0,60***	-0,02 ^{ns}	0,01 ^{ns}	-0,03 ^{ns}	-0,07 ^{ns}
NO ₃ ⁻						1,00***	0,56***	0,95***	0,57***	-0,16 ^{ns}	-0,13 ^{ns}	-0,17 ^{ns}	-0,09 ^{ns}
SO ₄ ²⁻							1,00***	0,65***	0,29 ^o	0,47**	0,49**	0,35*	-0,08 ^{ns}
AA								1,00***	0,56***	-0,02 ^{ns}	0,01 ^{ns}	-0,01 ^{ns}	-0,06 ^{ns}
AO									1,00***	-0,17 ^{ns}	-0,13 ^{ns}	0,15 ^{ns}	0,09 ^{ns}
AM										1,00***	0,97***	0,73***	-0,03 ^{ns}
AP											1,00***	0,73***	-0,05 ^{ns}
AT												1,00***	-0,11 ^{ns}
AS													1,00***

AA: ácido acético; AO: ácido oxálico; AM: ácido málico; AP: ácido propiônico; AT: ácido tartárico; AS: ácido succínico.

^{ns}, ^o, *, **, *** não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 21A- Correlações de Pearson para as médias dos lixiviados na cama de casca de arroz, no solo de textura argilosa.

	Ca	Mg	Na	K	Cl	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	AA	AO	AM	AP	AT	AS
Ca	1,00***	0,75***	0,94***	0,59***	0,87***	0,91***	-0,51**	0,60***	0,69***	0,47***	0,63***	0,03 ^{ns}	-0,19 ^{ns}
Mg		1,00***	0,79***	0,76***	0,83***	0,55***	-0,52**	0,45**	0,28 ^o	0,35*	0,70***	-0,01 ^{ns}	-0,19 ^{ns}
Na			1,00***	0,67***	0,94***	0,98***	-0,36*	0,81***	0,85***	0,75***	0,36*	0,21 ^{ns}	-0,12 ^{ns}
K				1,00***	0,81***	0,58***	0,00 ^{ns}	0,64***	0,48**	0,68***	0,02 ^{ns}	0,27 ^o	0,01 ^{ns}
Cl					1,00***	0,84***	-0,49**	0,71***	0,61***	0,66***	0,46**	0,10 ^{ns}	-0,19 ^{ns}
NO ₃ ⁻						1,00***	-0,39*	0,77***	0,83***	0,70***	0,45**	0,13 ^{ns}	-0,16 ^{ns}
SO ₄ ²⁻							1,00***	-0,27 ^o	-0,37*	-0,18 ^{ns}	-0,42*	0,10 ^{ns}	0,56***
AA								1,00***	0,70***	0,91***	0,14 ^{ns}	0,25 ^o	-0,04 ^{ns}
AO									1,00***	0,70***	0,15 ^{ns}	0,13 ^{ns}	-0,16 ^{ns}
AM										1,00***	-0,07 ^{ns}	0,26 ^o	-0,07 ^{ns}
AP											1,00***	-0,09 ^{ns}	-0,15 ^{ns}
AT												1,00***	0,42**
AS													1,00***

AA: ácido acético; AO: ácido oxálico; AM: ácido málico; AP: ácido propiônico; AT: ácido tartárico; AS: ácido succínico.

^{ns}, ^o, *, **, *** não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 22A- Correlações de Pearson para as médias dos lixiviados na cama de casca de café, no solo de textura argilosa.

	Ca	Mg	Na	K	Cl	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	AA	AO	AM	AP	AT	AS
Ca	1,00***	0,83***	0,92***	0,57**	0,99***	0,87***	-0,39*	0,45**	0,53**	0,00 ^{ns}	0,80***	-0,16 ^{ns}	-0,24 ^o
Mg		1,00***	0,59***	0,43*	0,85***	0,51***	-0,41*	0,41*	0,15 ^{ns}	0,00 ^{ns}	0,61***	-0,16 ^{ns}	-0,24 ^o
Na			1,00***	0,63***	0,88***	0,99***	-0,26 ^o	0,39*	0,66***	0,00 ^{ns}	0,72***	-0,12 ^{ns}	-0,18 ^{ns}
K				1,00***	0,56**	0,57**	-0,24 ^{ns}	0,20 ^{ns}	-0,04 ^{ns}	0,00 ^{ns}	-0,01 ^{ns}	-0,05 ^{ns}	-0,14 ^{ns}
Cl					1,00***	0,83***	-0,44**	0,48**	0,45**	0,00 ^{ns}	0,77***	-0,17 ^{ns}	-0,26 ^o
NO ₃ ⁻						1,00***	-0,30 ^o	0,40*	0,69***	0,00 ^{ns}	0,78***	-0,11 ^{ns}	-0,19 ^{ns}
SO ₄ ²⁻							1,00***	-0,07 ^{ns}	-0,09 ^{ns}	0,00 ^{ns}	-0,27 ^o	0,26 ^o	0,53**
AA								1,00***	0,11 ^{ns}	0,00 ^{ns}	0,34*	-0,19 ^{ns}	0,31*
AO									1,00***	0,00 ^{ns}	0,82***	-0,06 ^{ns}	-0,10 ^{ns}
AM										1,00***	0,00 ^{ns}	0,00 ^{ns}	0,00 ^{ns}
AP											1,00***	-0,11 ^{ns}	-0,18 ^{ns}
AT												1,00***	-0,11 ^{ns}
AS													1,00***

AA: ácido acético; AO: ácido oxálico; AM: ácido málico; AP: ácido propiônico; AT: ácido tartárico; AS: ácido succínico.

^{ns}, ^o, *, **, *** não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 23A- Correlações de Pearson para as médias dos lixiviados na cama de capim napier, no solo de textura argilosa.

	Ca	Mg	Na	K	Cl	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	AA	AO	AM	AP	AT	AS
Ca	1,00***	0,79***	0,90***	0,15 ^{ns}	0,96***	0,83***	-0,47**	0,37*	0,70***	0,40*	0,70***	-0,11 ^{ns}	-0,17 ^{ns}
Mg		1,00***	0,55**	0,54***	0,85***	0,41*	-0,49**	0,18 ^{ns}	0,22 ^{ns}	0,07 ^{ns}	0,48**	-0,12 ^{ns}	-0,16 ^{ns}
Na			1,00***	-0,06 ^{ns}	0,88***	0,99***	-0,31 ^o	0,60***	0,93***	0,45**	0,82***	-0,08 ^{ns}	-0,13 ^{ns}
K				1,00***	0,26 ^o	-0,11 ^o	0,14 ^{ns}	0,01 ^{ns}	-0,14 ^{ns}	-0,12 ^{ns}	0,21 ^{ns}	-0,14 ^{ns}	-0,17 ^{ns}
Cl					1,00***	0,79***	-0,51**	0,48**	0,62***	0,28 ^o	0,77***	-0,08 ^{ns}	-0,18 ^{ns}
NO ₃ ⁻						1,00***	-0,32*	0,52**	0,92***	0,47**	0,77***	-0,08 ^{ns}	-0,13 ^{ns}
SO ₄ ²⁻							1,00***	-0,37*	-0,25 ^o	-0,13 ^{ns}	-0,26 ^o	-0,17 ^{ns}	0,02 ^{ns}
AA								1,00***	0,51**	-0,4 ^{ns}	0,68***	-0,01 ^{ns}	-0,01 ^{ns}
AO									1,00***	0,39*	0,70***	-0,06 ^{ns}	-0,10 ^{ns}
AM										1,00***	-0,08 ^{ns}	-0,03 ^{ns}	-0,06 ^{ns}
AP											1,00***	-0,08 ^{ns}	-0,13 ^{ns}
AT												1,00***	0,37*
AS													1,00***

AA: ácido acético; AO: ácido oxálico; AM: ácido málico; AP: ácido propiônico; AT: ácido tartárico; AS: ácido succínico.

^{ns}, ^o, *, **, *** não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 24A- Correlações de Pearson para as médias dos lixiviados na cama de maravalha, no solo de textura argilosa.

	Ca	Mg	Na	K	Cl	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	AA	AO	AM	AP	AT	AS
Ca	1,00 ^{***}	0,82 ^{***}	0,84 ^{***}	-0,08 ^{ns}	0,88 ^{***}	0,74 ^{***}	-0,07 ^{ns}	0,63 ^{***}	0,35 [*]	0,18 ^{ns}	0,59 ^{***}	0,25 ^o	-0,10 ^{ns}
Mg		1,00 ^{***}	0,39 [*]	0,29 ^o	0,67 ^{***}	0,33 [*]	-0,32 [*]	0,32 [*]	0,03 ^{ns}	0,11 ^{ns}	0,61 ^{***}	-0,06 ^{ns}	-0,09 ^{ns}
Na			1,00 ^{***}	-0,15 ^{ns}	0,81 ^{***}	0,99 ^{***}	0,19 ^{ns}	0,82 ^{***}	0,65 ^{***}	0,54 ^{**}	-0,07 ^{ns}	0,54 ^{**}	-0,08 ^{ns}
K				1,00 ^{***}	0,02 ^{ns}	-0,27 ^{ns}	-0,15 ^{ns}	-0,19 ^{ns}	-0,17 ^{ns}	-0,11 ^{ns}	0,10 ^{ns}	-0,12 ^{ns}	0,09 ^{ns}
Cl					1,00 ^{***}	0,67 ^{***}	-0,16 ^{ns}	0,69 ^{***}	0,24 ^o	0,18 ^{ns}	0,69 ^{***}	0,13 ^{ns}	-0,12 ^{ns}
NO ₃ ⁻						1,00 ^{***}	0,17 ^{ns}	0,81 ^{***}	0,62 ^{***}	0,48 [*]	0,22 ^{ns}	0,49 ^{**}	-0,09 ^{ns}
SO ₄ ²⁻							1,00 ^{***}	0,19 ^{ns}	0,31 [*]	-0,10 ^{ns}	-0,20 ^{ns}	0,52 ^{***}	0,18 ^{ns}
AA								1,00 ^{***}	0,51 ^{**}	0,50 ^{**}	0,20 ^{ns}	0,44 ^{**}	-0,04 ^{ns}
AO									1,00 ^{***}	0,39 [*]	-0,12 ^{ns}	0,57 ^{***}	0,07 ^{ns}
AM										1,00 ^{***}	-0,07 ^{ns}	0,06 ^{ns}	-0,04 ^{ns}
AP											1,00 ^{***}	0,03 ^{ns}	0,27 ^o
AT												1,00 ^{***}	0,42 [*]
AS													1,00 ^{***}

AA: ácido acético; AO: ácido oxálico; AM: ácido málico; AP: ácido propiônico; AT: ácido tartárico; AS: ácido succínico.

ns, o, *, **, *** não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.

Quadro 25A- Correlações de Pearson para as médias dos lixiviados na cama de sabugo, no solo de textura argilosa.

	Ca	Mg	Na	K	Cl	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	AA	AO	AM	AP	AT	AS
Ca	1,00***	0,87***	0,94***	0,06 ^{ns}	0,82***	0,68***	-0,45**	0,63***	0,54***	0,00 ^{ns}	0,58***	-0,12 ^{ns}	-0,18 ^{ns}
Mg		1,00***	0,66***	0,12 ^{ns}	0,83***	0,57***	-0,52**	0,62***	0,42*	0,00 ^{ns}	0,50**	-0,14 ^{ns}	-0,23 ^{ns}
Na			1,00***	0,00 ^{ns}	0,88***	0,98***	-0,27 ^o	0,70***	0,89***	0,00 ^{ns}	0,73***	-0,08 ^{ns}	-0,11 ^{ns}
K				1,00***	0,13 ^{ns}	-0,01 ^{ns}	0,50**	0,19 ^{ns}	-0,08 ^{ns}	0,00 ^{ns}	-0,11 ^{ns}	-0,17 ^{ns}	0,26 ^{ns}
Cl					1,00***	0,75***	-0,43**	0,67***	0,56***	0,00 ^{ns}	0,50**	-0,09 ^{ns}	-0,19 ^{ns}
NO ₃ ⁻						1,00***	-0,25 ^o	0,67***	0,91***	0,00 ^{ns}	0,76***	-0,07 ^{ns}	-0,14 ^{ns}
SO ₄ ²⁻							1,00***	-0,18 ^{ns}	-0,21 ^{ns}	0,00 ^{ns}	-0,27 ^{ns}	-0,11 ^{ns}	0,45**
AA								1,00***	0,64***	0,00 ^{ns}	0,69***	-0,01 ^{ns}	-0,01 ^{ns}
AO									1,00***	0,00 ^{ns}	0,84***	-0,06 ^{ns}	-0,10 ^{ns}
AM										1,00***	0,00 ^{ns}	0,00 ^{ns}	0,00 ^{ns}
AP											1,00***	-0,07 ^{ns}	-0,12 ^{ns}
AT												1,00***	-0,06 ^{ns}
AS													1,00***

AA: ácido acético; AO: ácido oxálico; AM: ácido málico; AP: ácido propiônico; AT: ácido tartárico; AS: ácido succínico.

^{ns}, ^o, *, **, *** não-significativo; significativo a 10, 5, 1 e 0,1%, respectivamente.