

ALTERAÇÕES NO TEOR DE FÓSFORO NO SOLO COM APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS⁽¹⁾

Alexandre Léo Berwanger⁽²⁾, Carlos Alberto Ceretta⁽³⁾ & Danilo Rheinheimer dos Santos⁽⁴⁾

RESUMO

Os dejetos líquidos de suínos servem como fonte de nutrientes às plantas, porém, quando o seu uso é inadequado, podem causar o acúmulo de P no solo, que posteriormente pode ser transferido para o meio aquático, causando eutrofização. Este trabalho teve por objetivo avaliar o potencial de risco de contaminação ambiental com o uso de dejetos líquidos de suíno, mensurando as alterações ocorridas no teor de P no solo e nas isotermas de sorção. O trabalho foi realizado na Universidade Federal de Santa Maria, RS, em um Argissolo Vermelho distrófico arenico. Foram utilizadas as doses de 0, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos, distribuídos a lanço sobre a superfície antes da semeadura de cada espécie numa rotação de culturas. A aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície do solo sob sistema plantio direto, aportando quantidades de P superiores às aquelas exportadas pelas culturas, aumentou o P disponível do solo até 15 cm de profundidade. A saturação dos sítios de adsorção de fosfato do solo, avaliada pelos parâmetros de equação de Langmuir, é proporcional à dose de dejetos líquidos de suínos. A concentração de P na solução de equilíbrio P, a quantidade de P desorvida com água e a constante que pode dar informação sobre a afinidade do fosfato com o solo da superfície foram alteradas pela aplicação de dejetos líquidos de suínos, indicando um favorecimento à desorção de P caso estes sejam erodidos para mananciais de águas superficiais.

Termos de indexação: contaminação ambiental, esterco, resíduos orgânicos, isotermas de sorção.

⁽¹⁾ Parte da Dissertação de Mestrado do primeiro autor apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal de Santa Maria – UFSM. Trabalho realizado com auxílio financeiro do CNPq e FAPERGS. Recebido para publicação em janeiro de 2008 e aprovado em setembro de 2008.

⁽²⁾ Engenheiro-Agrônomo, Mestre em Ciência do Solo. Email: alexandreagro@yahoo.com.br

⁽³⁾ Engenheiro-Agrônomo, Professor Titular do Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM. CEP 97105-900 Santa Maria (RS). Bolsista do CNPq. Email: carlosceretta@smail.ufsm.br

⁽⁴⁾ Engenheiro-Agrônomo, Professor Adjunto do Departamento de Solos, UFSM. Bolsista do CNPq. Email: danilo@smail.ufsm.br

SUMMARY: SOIL PHOSPHORUS ALTERATION BY PIG SLURRY APPLICATION

Pig slurry serves as plant nutrient source, but may cause phosphorus accumulation in the soil when used improperly, which later can be transferred to the aquatic environment causing eutrophication. The objective of this study was to evaluate the potential risk of environmental contamination by continuous use of pig slurry, measuring alterations in phosphorus content in the soil and in the sorption isotherms. The study was carried out at the Universidade Federal de Santa Maria, in a Typic Hapludalf. The effects of applying 0, 40 and 80 m³ ha⁻¹ pig slurry broadcast over the soil surface before sowing of each species in a crop rotation were studied. The pig slurry, applied on the soil surface under no tillage, contained phosphorus quantities superior to those exported by crops, which increased the available soil phosphorus to a depth of 15 cm. The saturation of the soil phosphate adsorption sites, as indicated by the parameters of the Langmuir equation, was proportional to the pig slurry rate. The pig slurry application altered the concentration of phosphorus in the equilibrium solution, the amount of phosphorus desorbed with water and the constant describing the affinity of phosphate for the substratum surface. The observed changes point to a risk of phosphorus desorption in case the sediments are transferred to surface water bodies.

Index terms: environmental contamination, pig slurry, organic residues, sorption isotherms, eutrophication.

INTRODUÇÃO

Nas regiões produtoras de suínos, o descarte dos dejetos líquidos desses animais é um grave problema ambiental. Embora esses dejetos possam ser fontes de nutrientes (Evans et al., 1977; Scherer & Baldissera, 1986; Ceretta et al., 2005), causam desequilíbrios quantitativos na oferta de nutrientes às plantas (Kirchmann, 1994; Hountin et al., 2000; Ceretta et al., 2003). Os dejetos podem ser considerados fertilizantes não balanceados, pois é praticamente impossível ajustar as diferenças entre as necessidades das plantas (quantitativa e temporalmente) e a oferta dos nutrientes pelo solo, ar e água. Mesmo que esse não-balanceamento possa ser minimizado com o uso de fertilizantes industriais ou com a rotação de culturas, há excesso daqueles cuja disponibilidade via solo já é suficiente para alta produtividade, como é o caso do zinco e cobre. Numa visão mais realista, os dejetos são considerados um problema ambiental, motivo pelo qual devem ser armazenados, tratados e descartados adequadamente.

Entre os elementos químicos dos dejetos de suínos, o P tem importância nutricional para as plantas e a biota quando o solo é deficiente, mas também pode ser um poluente, quando transferido aos mananciais de água superficial e, ou, subsuperficial. A dinâmica do P no solo é muito complexa e envolve processos de imobilização-mineralização, adsorção-dessorção e precipitação-solubilização. A adsorção se dá pelo mecanismo da troca de ligante, que compreende a saída do OH⁻ ou H₂O e a entrada do íon fosfato (H₂PO₄⁻ ou HPO₄⁻²) dependendo do pH do solo nos grupos funcionais dos óxidos e da caulinita especialmente. A

interação entre o O do fosfato e o cátion do grupo funcional, principalmente o aluminol dos argilominerais, e os grupos Fe-OH e Al-OH da superfície dos óxidos ocorre pelo compartilhamento eletrônico e, portanto, apresenta diferentes graus de energia de ligação (Barrow, 1983; Barrow et al., 1998; Barrow, 1999).

Naturalmente, o fosfato nos solos tropicais e subtropicais encontra-se adsorvido com alta energia de ligação e, conseqüentemente, há pouco P disponível. A retenção de fosfato nesses solos ocorre pelo mecanismo de troca de ligantes, saturando os sítios de adsorção com maior avidéz pelo íon fosfato. Como conseqüência, diminui-se a capacidade máxima de adsorção de P e mais íons fosfatos são adsorvidos com menor energia de ligação, aumentando o seu teor na solução do solo. Aplicações freqüentes de fertilizantes fosfatados em doses superiores àquelas perdidas (colheitas e erosão) podem incrementar a biodisponibilidade de P a ponto de ultrapassar os limites toleráveis pelo ambiente (Sharpely & Halvorson, 1994; Daniel et al., 1998; McDowell et al., 2001).

Nesse sentido, devido ao fato de os fertilizantes orgânicos, ricos em fosfatos, serem aplicados na superfície de solo sob sistema plantio direto, os sítios de adsorção com maior afinidade pelo fosfato são rapidamente saturados por causa do pequeno volume de solo em contato. Os riscos de transferência de P por escoamento superficial são potencializados tanto na forma solúvel quanto particulado. Apesar de o fosfato ser considerado pouco móvel no solo, reaplicações constantes, em doses superiores às de saída, podem proporcionar a transferência de P solúvel por percolação (Kao & Blanchar, 1973; Beauchemin

et al., 1996; Stamm et al., 1998; Hooda et al., 1999). O monitoramento dos teores de P biodisponível no solo pode auxiliar nas tomadas de decisão com relação às doses suportáveis ambientalmente, desde que se tenham valores referenciais, como em algumas regiões dos Estados Unidos (Sharpley & Halvorson, 1994). O grau de saturação dos grupos funcionais do solo e a energia relacionada à ligação do fosfato com os grupos funcionais também podem ser usados como indicadores do potencial de contaminação ambiental, uma vez que se relacionam com a transferência de P na forma solúvel (Sharpley, 1995; Laboski & Lamb, 2004).

Este trabalho tem por objetivo avaliar as alterações ocorridas no teor de P disponível e nos parâmetros da isoterma de Langmuir em amostras de solo coletadas em áreas com uso freqüente de dejetos líquidos de suínos, visando estimar o potencial de risco de contaminação ambiental.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em um Argissolo Vermelho distrófico arênico do campus da Universidade Federal de Santa Maria, RS, com declividade média de 4 cm m⁻¹ e manejado no sistema plantio direto nos últimos oito anos. Do horizonte Ap ao Bt, os teores de argila variam de 170 a 290 g kg⁻¹, os de silte, de 300 a 370 g kg⁻¹, e os de areia total, de 340 a 530 g kg⁻¹. Na camada de 0–10 cm, as características químicas do solo eram: argila 240 g kg⁻¹; pH (água) 4,7; MO 16 g dm⁻³; P e K disponíveis de 15,0 e 96,0 mg dm⁻³, respectivamente, extraídos por Mehlich-1; Al, Ca e Mg trocáveis de 0,8, 2,7 e 1,1 cmol_c dm⁻³, respectivamente. Em maio de 2000, o experimento foi instalado, sendo o delineamento em blocos ao acaso, com quatro repetições, com parcelas de 4,0 x 3,5 m. Os tratamentos consistiram em aplicações superficiais de dejetos líquidos de suínos nas doses de 0, 40 e 80 m³ ha⁻¹, antes da implantação de todas as culturas, que foram as seguintes: aveia-preta, milho e nabo forrageiro em 2000/01; aveia-preta, milho e nabo forrageiro em 2001/02; aveia-preta, milho e feijão em 2002/03; aveia + ervilhaca e milho em 2003/04; aveia + ervilhaca em 2004/05. A dose de P aportada com 40 m³ ha⁻¹ seria suficiente para a produção de dois a três cultivos comerciais por ano e manutenção do teor de P disponível na classe alta de disponibilidade no solo da camada de 0–10 cm (CQFSRS/SC, 2004).

Em maio de 2005, após 54 meses da instalação do experimento, foram coletadas amostras de solo das camadas de 0–2,5, 2,5–5,0, 5,0–7,5, 7,5–10,0, 10–15, 15–30 e 30–60 cm, e, até aquele momento, o solo já havia recebido 0, 480 e 960 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos, com as aplicações das doses de 0, 40 e 80 m³ ha⁻¹, respectivamente. As coletas do solo foram realizadas com auxílio de uma pá-de-corte, numa trincheira localizada no centro da parcela. O solo foi seco em estufa a 65 °C até atingir massa constante.

Posteriormente, o solo foi destorroado e peneirado em malha de 2 mm. Nas amostras de solo seco, foi determinado o teor de P disponível, utilizando-se o extrator de Mehlich-1 (CQFSRS/SC, 2004).

A determinação das curvas de adsorção de P foi realizada somente nas amostras de solo coletadas nas camadas 0–2,5 e 30–60 cm, com intuito de avaliar as transferências de P por escoamento superficial e percolação. Para essas análises, foi utilizado 1 g de solo, no qual foram adicionados 10 mL de CaCl₂ 0,001 mol L⁻¹ contendo 12 concentrações de P (0; 0,78; 1,56; 3,13; 6,25; 12,5; 25; 50; 100; 200; 300 e 400 mg L⁻¹), que equivalem a 0; 7,8; 15,6; 31,3; 62,5; 125; 250; 500; 1.000; 2.000; 3.000 e 4.000 mg kg⁻¹ de P no solo, respectivamente. As amostras foram agitadas por 16 h em temperatura de 25 ± 2 °C, em agitador a 33 rpm. Após centrifugação a 1.350 g por 10 min, determinou-se o teor de P no sobrenadante pelo método de Murphy & Riley (1962). O P adsorvido foi estimado pela diferença entre a quantidade adicionada e a quantidade recuperada na solução de equilíbrio. Posteriormente, os dados foram ajustados pelo modelo de Langmuir de um sítio de adsorção, descrito por Barrow (1983):

$$P_{\text{sorvido}} = \frac{k P_{\text{máx}} P_{\text{solução}}}{1 + k P_{\text{solução}}}$$

em que $P_{\text{máx}}$ é a capacidade máxima de adsorção de P, k é uma constante que pode dar informação sobre a afinidade do adsorbato para a superfície do substrato e $P_{\text{solução}}$ é a concentração de P na solução de equilíbrio.

A concentração de equilíbrio de P (CEP) foi obtida pelo ajuste dos dados pelo modelo de Langmuir, modificado por Koski-Vähälä & Hartikainen (2001). Esses autores introduziram a quantidade de P dessorvido em água destilada (Q_0), que é visualmente representada pelo ponto da interseção no eixo das ordenadas, e a CEP, pela interseção no eixo x.

$$P_{\text{sorvido}} = \frac{P_{\text{máx}} P_{\text{solução}}}{km + P_{\text{solução}}} - Q_0$$

em que $P_{\text{máx}}$ é a capacidade máxima de adsorção de P; $P_{\text{solução}}$ é a concentração de P na solução de equilíbrio; Q_0 é a quantidade de P dessorvido em água destilada e km é a concentração de P na solução que permite a metade da adsorção máxima de P.

Os dados de P disponível foram submetidos à análise de variância num esquema com dois fatores (dose de dejetos líquidos de suínos e camadas de solo amostradas) e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5 %.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O teor de P disponível do solo, extraído por Mehlich-1, na camada de 0–10 cm no tratamento testemunha

era no início do experimento de 15 mg kg^{-1} , indicando que esse solo estava recebendo doses adequadas de P, pois o nível crítico estabelecido para esse solo pela CQFSRS/SC (2004) é de 12 mg kg^{-1} . Os teores de P foram homogêneos até 20 cm; abaixo dessa profundidade, os teores estão próximos daqueles do solo natural (Figura 1). Isso se deve ao fato de que o solo foi cultivado por vários anos sob cultivo convencional, antecedendo a instalação do experimento deste estudo. Durante os 54 meses de cultivo sem aplicação de dejetos, a produtividade das culturas foi baixa devido à escassez de N principalmente, mas mesmo assim atingiu uma produção de matéria seca acumulada de 37 t ha^{-1} nos cultivos (Berwanger, 2005).

A aplicação continuada de 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquido de suínos, durante os 54 meses, significou a aplicação de 480 e $960 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, e correspondeu a um aporte de 710 e 1.438 kg ha^{-1} de P_2O_5 , respectivamente. Para garantir tetos de produtividade semelhantes aos obtidos com a maior dose do dejetos, seria necessária a aplicação de 120 ou 40 kg ha^{-1} de P_2O_5 para as 9,0 t ha^{-1} de milho ou as 3,0 t ha^{-1} de feijão (CQFSRS/SC, 2004). Assim, nos quatro cultivos comerciais realizados durante os 54 meses (três de milho e um de feijão), seria recomendada a aplicação de 400 kg ha^{-1} de P_2O_5 . Com essa quantidade, o solo da camada de 0–10 cm deveria permanecer na classe de disponibilidade alta ($12\text{--}24 \text{ mg kg}^{-1}$). Como os dejetos foram adicionados a lanço na superfície do solo sem incorporação, pois o sistema é o de plantio direto, os teores de P disponíveis da camada de 0–2,5 cm aumentaram de 13 para 71 e 140 mg kg^{-1} (Figura 1), representando aumentos de 446 e 976 %, respectivamente, com o uso de 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. O excesso de P aplicado ao solo como fertilizante químico solúvel se distribuiu em todas as formas (Rheinheimer

& Anghinoni, 2001), mas com maior intensidade nas formas de maior labilidade inorgânicas ou orgânicas (Rheinheimer et al., 2000, 2003a; Gatiboni et al., 2007), independentemente do tipo de solo, cultura ou sistema de manejo adotado. O incremento na disponibilidade do P (Mehlich-1) será tanto maior quanto menor for a quantidade desse nutriente exportada pelas colheitas e menor for a capacidade de adsorção do solo (Durigon et al., 2002; Ceretta et al., 2003). Esses autores constataram incremento de 3.943 e 6.710 % no P extraído por Mehlich-1 no solo da camada de 0–10 cm de uma pastagem natural usada como meio de descarte de dejetos líquido de suínos, onde haviam sido aplicados de 560 a $1.120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos, durante quatro anos. Motavalli & Miles (2002) obtiveram incrementos de apenas 844 % no P disponível na camada de 0–20 cm com a aplicação contínua de dejetos de bovinos durante 111 anos, pois esses dejetos são menos ricos em fosfatos e as quantidades exportadas pelos grãos de milho foram bastante elevadas.

Neste trabalho, a quantidade de P adicionada com as aplicações sucessivas de 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquido de suínos provocou incrementos na fração disponível do solo até a profundidade de 15 cm (Figura 1), e isso é um indicativo da mobilidade do P no perfil do solo, o que pode representar um risco de contaminação das águas subsuperficiais (Hountin et al., 2000; Ceretta et al., 2003). A CQFSRS/SC (2004) recomenda que os teores de P extraído pelo método Mehlich-1 de solos com 210 a 400 g kg^{-1} de argila na camada de 0–10 cm sob sistema plantio direto não ultrapassem 24 mg kg^{-1} (classe alta), para evitar perdas e desperdícios de fertilizantes, além de possíveis problemas de contaminação das águas superficiais por fosfato. Quando a disponibilidade de P é muito alta, a recomendação de fosfatos somente é feita para produtividade além de 4,0 e $1,5 \text{ t ha}^{-1}$ para milho e feijão, respectivamente. Em Delaware, nos EUA, teores acima de 120 mg kg^{-1} de P extraído por Mehlich-1 são considerados críticos no solo e não é recomendado aplicar P de qualquer origem até que seus teores diminuam significativamente (Sharpley et al., 1996). Contudo, Sharpley & Halvorson (1994) atestam que valores entre 50 e 120 mg kg^{-1} são considerados muito altos, independentemente da cultura.

Os valores da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) do solo que não recebeu dejetos líquido de suínos foram de 311 e 405 mg kg^{-1} para as camadas de 0–2,5 e 30–60 cm, respectivamente (Quadro 1). Esses valores estão próximos dos encontrados por Rheinheimer et al. (2003b) em Argissolo semelhante ao deste estudo e sob sistema plantio direto, condizendo com a baixa quantidade de sítios de adsorção de fosfato decorrentes do baixo teor de argila e da presença de argilominerais 2:1. As adições prévias de fosfatos e a presença de grande conteúdo de matéria orgânica na camada superficial do solo são as responsáveis pelos menores valores de CMAP, comparativamente ao solo da camada mais profunda, pois paulatinamente

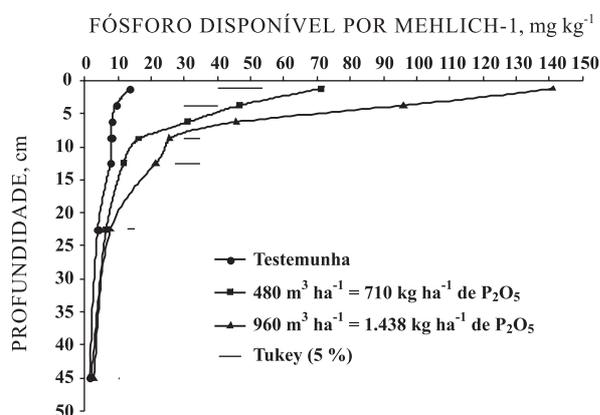


Figura 1. Fósforo disponível extraído por Mehlich-1, média de quatro repetições, num Argissolo conduzido sob sistema plantio direto e submetido a aplicações sucessivas de dejetos líquido de suínos na superfície.

saturam os sítios de maior avidéz por fosfatos (Parfitt, 1978; Sibanda & Yong, 1986; Barrow, 1989; Almeida et al., 2003). A constante relacionada à energia de ligação do fosfato aos sítios de adsorção, a quantidade de P extraída com água e a concentração de P da solução de equilíbrio foram, aproximadamente, 10, 2,5 e 33 vezes maiores no solo da camada de 0–2,5 cm do que no solo da camada de 30–60 cm (0,05 e 0,50 L mg⁻¹; 3,49 e 1,32 mg L⁻¹; 0,199 e 0,006 mg L⁻¹) (Quadro 1). Esses resultados mostraram que mesmo que a equação de Langmuir seja limitada por considerar apenas um único tipo de sítio de adsorção, não considerar a competitividade entre íons e não representar um mecanismo químico, os parâmetros k, Q₀ e CEP são melhores indicadores da dinâmica do P do ponto de vista ambiental do que a CMAP. Esses parâmetros estão relacionados à manutenção da concentração de P em solução e, conseqüentemente, da água que sai do sistema solo (Koski-Vähälä &

Hartikainem, 2001; Sinaj et al., 2002). A maior quantidade de P previamente adsorvido decorrente da aplicação de dejetos líquidos de suínos, em quantidades equivalentes a 710 e 1.438 kg ha⁻¹ de P₂O₅, alterou a curvatura da isoterma de adsorção de P pelo solo na camada de 0–2,5 cm, comparado com o solo onde não foi aplicado dejetos (Figura 2a). Rheinheimer et al. (2003b) recomendam a inclusão da quantidade de P previamente adsorvido ao solo na equação de Langmuir, ou a dessorção prévia do fosfato adsorvido por meio de resinas trocadoras de ânions para a estimativa correta dos parâmetros CMAP e k dos solos. Os grupos funcionais com maior afinidade pelo fosfato já foram trocados por este e, conseqüentemente, diminuíram a CMAP e a energia de ligação dos próximos fosfatos a serem adsorvidos durante a construção da isoterma. Ao comparar os parâmetros da equação de Langmuir do solo testemunha com a dose intermediária e a dose máxima, constatou-se que

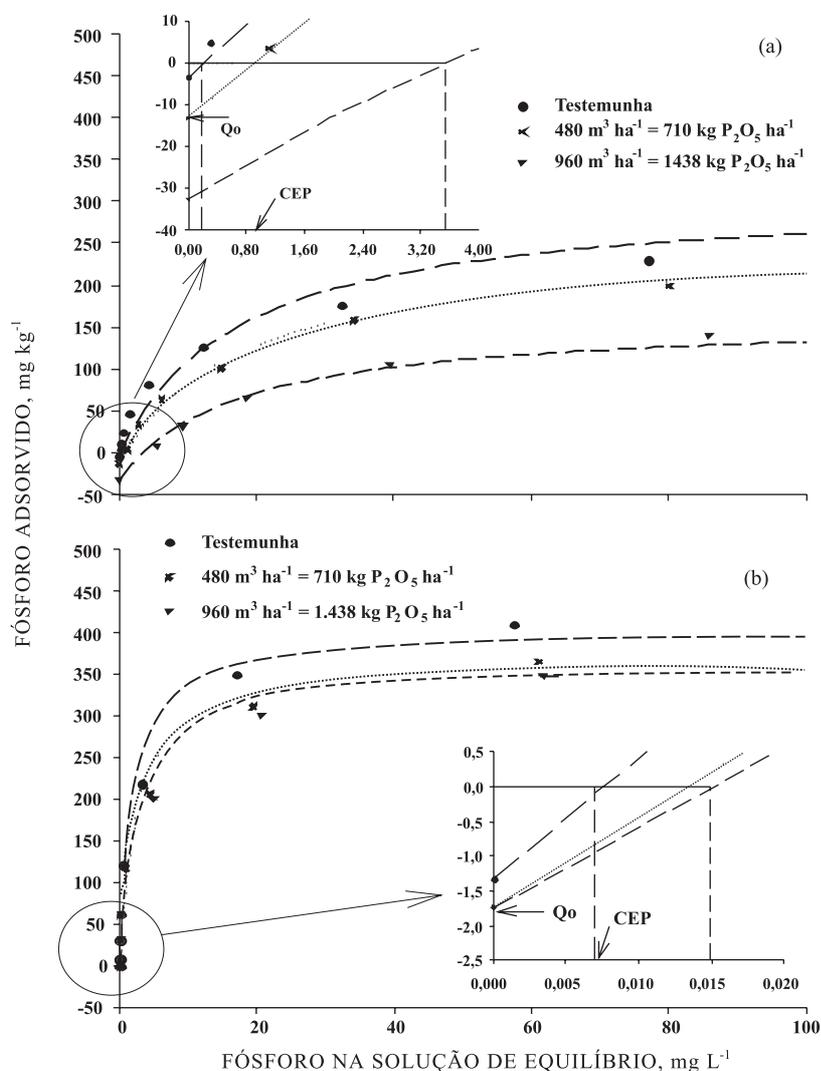


Figura 2. Relação entre o fósforo adsorvido e o fósforo na solução de equilíbrio do solo das camadas de 0–2,5 cm (a) e 30–60 cm (b) com aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície de um Argissolo manejado sob sistema plantio direto.

está ocorrendo uma saturação paulatina dos sítios de adsorção do solo, alterando o comportamento físico-químico dos colóides inorgânicos e a constituição da solução do solo. Conseqüentemente, o solo não é mais o mesmo, como alertou Barrow (1999). Assim, pode-se considerar que não houve reaplicação de dejetos nas mesmas parcelas, mas, após cada aplicação, o solo atingiu um novo equilíbrio, aumentando a CEP (0,199, 0,921 e 3,532 mg L⁻¹ para a testemunha e as aplicações de 710 e 1.438 kg ha⁻¹ de P₂O₅, respectivamente) e a Q_o (3,5, 13,1 e 32,6 mg L⁻¹) e diminuindo o valor de *k* (0,053, 0,045 e 0,035 L mg⁻¹) e a CMAP (311, 264 e 193 mg kg⁻¹ para os referidos tratamentos).

No entanto, a adição de dejetos líquidos de suínos à superfície do solo sob sistema plantio direto, aportando P em quantidades superiores às exportadas pelas colheitas, atingirá rapidamente os níveis críticos ambientais de P do solo na camada superficial. A diminuição na CMAP do solo na camada de 30–60 cm foi pequena em função da adição de dejetos (405, 373 e 365 mg kg⁻¹ para a testemunha e a adição de 710 e 1.438 kg ha⁻¹ de P₂O₅, respectivamente). Também, os valores da CEP e da Q_o são muito baixos comparativamente ao solo da camada superficial, indicando que os grupos funcionais apresentam ainda grande avidéz pelo fosfato. Isso pode ser comprovado pelos altos valores de *k* (0,504, 0,389 e 0,350 L mg⁻¹ para os referidos tratamentos).

Desse modo, a homogeneização do solo, de tempos em tempos, para facilitar a adsorção do P pelos grupos funcionais dos colóides inorgânicos do solo das camadas mais profundas, ainda ávidos pelo fosfato (Figuras 1 e 2b, Quadro 1) pode ser uma estratégia agrônômica e ambiental recomendável. Isso porque o problema está associado à concentração, e a homogeneização do solo significaria diluir o fosfato nele. Além disso, é necessário atuar na origem do problema, ou seja, diminuir a concentração de P no dejetos, aumentando a sua assimilação pelos suínos, que, em média, é de

20 a 50 % (Kornegay & Harper, 1997). Isso porque 80 a 90 % do P presente em cereais usados nas rações contém grande quantidade de P orgânico na forma de ácido fítico (hexafosfato de inositol) (Turner et al., 2002; Leytem et al., 2004;), e os suínos, por serem monogástricos, não possuem a enzima fitase para hidrolisar esses compostos no sistema gastrointestinal. Assim, a adição de fitases na ração pode significar maior absorção do P das rações pelos suínos e menores teores de P no dejetos.

CONCLUSÕES

1. A aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície do solo sob sistema plantio direto, aportando quantidade de P superior àquela exportada pelas culturas, aumentou o P disponível do solo até 15 cm de profundidade.

2. A saturação dos sítios de adsorção de fosfato do solo, avaliada pelos parâmetros de equação de Langmuir, é proporcional à dose de dejetos líquidos de suínos.

3. A concentração de equilíbrio de P, a quantidade de P dessorvida com água e a constante que pode dar informação sobre a afinidade do fosfato para a superfície do solo foram alteradas pela aplicação de dejetos líquidos de suínos, indicando um favorecimento à dessorção de P caso os solos sejam erodidos para mananciais de águas superficiais.

LITERATURA CITADA

- ALMEIDA, J.A.; TORRENT, J. & BARRÓN, V. Cor de solo, formas do fósforo e adsorção de fosfato em Latossolos desenvolvidos de basalto do extremo-sul do Brasil. R. Bras. Ci. Solo, 27:989-1002, 2003.

Quadro 1. Parâmetros relacionados à equação de Langmuir ajustada para amostras de um Argissolo das camadas de 0–2,5 e 30–60 cm, em função da quantidade de fósforo aplicada via dejetos líquidos de suínos

P ₂ O ₅ aplicado	CMAP ⁽¹⁾	<i>k</i> ⁽²⁾	Q _o ⁽³⁾	CEP ⁽⁴⁾
kg ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	L mg ⁻¹	mg L ⁻¹	
		0–2,5 cm		
0	311	0,053	-3,489	0,199
710	264	0,045	-13,147	0,921
1.438	193	0,035	-32,638	3,532
		30–60 cm		
0	405	0,504	-1,320	0,006
710	373	0,389	-1,729	0,011
1.348	365	0,350	-1,749	0,013

⁽¹⁾ Capacidade máxima de adsorção de fosfato. ⁽²⁾ Constante que pode dar informação sobre a afinidade do adsorbato para a superfície do substrato. ⁽³⁾ Quantidade de fósforo dessorvida com água. ⁽⁴⁾ Concentração de equilíbrio de fósforo.

- BARROW, N.J. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. *J. Soil Sci.*, 34:733-750, 1983.
- BARROW, N.J.; BOLLAND, M.D.A. & ALLEN, D.G. Effect of addition of superphosphate on sorption of phosphate. *Austr. J. Soil Res.*, 36:359-372, 1998.
- BARROW, N.J. The four laws of soil chemistry: The leer lecture 1998. *Austr. J. Soil Res.*, 37:787-829, 1999.
- BEAUCHEMIN, S.; SIMARD, R.R. & CLUIS, D. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. *J. Environ. Qual.*, 25:1317-1325, 1996.
- BERWANGER, A.L. Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com aplicação de dejetos líquidos de suínos. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2005. p.102 (Tese de Mestrado)
- CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; PAVINATO, P.S.; TRENTIN, E.E. & GIROTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação de aveia-preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suíno. *Ci. Rural*, 35:1287-1295, 2005.
- CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R. & VIEIRA, F.C.B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. *Pesq. Agropec. Bras.*, 38:729-735, 2003.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - CQFS/RS-SC. Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Porto Alegre, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul, 2004. 400p.
- DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N. & LEMUNYON, J.L. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview. *J. Environ. Qual.*, 27: 251-257, 1998.
- DURIGON, R.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R. & PAVINATO, P.S. Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suíno. *R. Bras. Ci. Solo*, 22:983-992, 2002.
- EVANS, S.D.; GOODRICH, P.R. & MUNTER, R.C. Effects of solid and liquid beef manure and liquid hog manure on soil characteristics and on growth, yield and decomposition of corn. *J. Environ. Qual.*, 6:361-368, 1977.
- GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S. & FLORES, J.P.C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *R. Bras. Ci. Solo*, 31:691-699, 2007.
- HOODA, P.S.; MOYNAGH, M. & SYBODA, I.F. Phosphorus loss in drain flow from intensively managed grassland soils. *J. Environ. Qual.*, 28:1235-1242, 1999.
- HOUNTIN, J.A.; KARAM, A.; COUILLARD, D. & CESCAS, M.P. Use of a fractionation procedure to assess the potential for phosphorus movement in a soil profile after 14 years of liquid pig manure fertilization. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 78:77-84, 2000.
- KAO, C.W. & BLANCHARD, R.W. Distribution and chemistry of phosphorus in an Albaqualf soil after 82 years of phosphate fertilization. *J. Environ. Qual.*, 2:237-240, 1973.
- KIRCHMANN, H. Animal and municipal organic wastes and water quality. In: LAL, R. & STEWART, A.B. Soil processes and water quality. Madison, American Society of Agronomy, 1994. p.163-232.
- KORNEGAY, E. & HARPER, A.F. Environmental nutrition: Nutrient management strategies to reduce nutrient excretion of swine. *Profes. Animal Sci.*, 13:99-111, 1997.
- KOSKI-VÄHÄLÄ, J. & HARTIKAINEN, H. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. *J. Environ. Qual.*, 30:960-966, 2001.
- LEYTEM, A.B.; TURNER, B.L. & THACKER, P.A. Phosphorus composition of manure from swine fed low-phytase grains: Evidence for hydrolysis in the animal. *J. Environ. Qual.*, 33:2380-2383, 2004.
- LOBOSKI, C.A.M. & LAMB, A.J. Impact of manure application on soil phosphorus sorption characteristics and subsequent water quality implications. *Soil Sci.*, 169:440-448, 2004.
- McDOWELL, R.; SHARPLEY, A. & FOLMAR, G. Phosphorus export from an agricultural watershed: Linking source and transport mechanisms. *J. Environ. Qual.*, 30:1587-1595, 2001.
- MONTAVALLI, P.P. & MILES, R.J. Soil phosphorus fractions alter 111 years of animal manure and fertilizer applications. *Biol. Fert. Soils*, 36:35-42, 2002.
- MURPHY, J. & RILEY, J.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.*, 27:31-36, 1962.
- PARFITT, R.L. Anion adsorption by soils and soil materials. *Adv. Agron.*, 30:1-50, 1978.
- RHEINHEIMER, D.S. & ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. *Pesq. Agropec. Bras.*, 36:151-160, 2001.
- RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I. & KAMINSKI, J. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resina em diferentes solos e manejos. *R. Bras. Ci. Solo*, 24:345-354, 2000.
- RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; CONTE, E.; KAMINSKI, J. & GATIBONI, L.C. Dessorção de fósforo avaliada por extrações sucessivas em amostras de solo provenientes dos sistemas plantio direto e convencional. *Ci. Rural*, 33:1053-1059, 2003a.
- RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I. & CONTE, E. Sorção de fósforo em função do teor inicial e de sistemas de manejos de solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:41-49, 2003b.
- SCHERER, E.E.; AITA, C. & BALDISSERA, I.T. Avaliação da qualidade do esterco líquido de suíno da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante. Florianópolis, EPAGRI, 1986. 46p. (Boletim Técnico)
- SHARPLEY, A.N.; DANIEL, T.C.; SIMS, J.T. & POTE, D.H. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *J. Soil Water Conserv.*, 51:160-166, 1996.

- SHARPLEY, A.N. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *J. Environ. Qual.*, 24:920-926, 1995.
- SHARPLEY, A.N. & HALVORSON, D.A. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. In: LAL, R. & STEWART, B.A. *Soil processes and water quality*. Madison, American Society of Agronomy, 1994. p.7-89.
- SIBANDA, H.M. & YOUNG, S.D. Competitive adsorption of humic acids and phosphate on goethite, gibbsite and two tropical soils. *J. Soil Sci.*, 37:197-204, 1986.
- SINAJ, S.; STAMM, C.; TOOR, G.S.; CONDRON, L.M.; HENDRY, T.; DI, H.J.; CAMERON, C.K. & FROSSARD, E. Phosphorus exchangeability and leaching losses from two grassland soils. *J. Environ. Qual.*, 31:319-330, 2002.
- STAMM, C.; FLÜHLER, H.; GÄCHTER, R.; LEUENBERGER, J. & WUNDERLI, H. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. *J. Environ. Qual.*, 27:525-522, 1998.
- TURNER, B.L.; PAPHÁZY, M.J.; HAYGARTH, P.M. & MCKELVIE, I.D. Inositol phosphate in the environment. *Phil. Trans. Royal Society B.*, 357:449-469, 2002.