

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGROECOSSISTEMAS**

**ACÚMULO DE FORMAS DE FÓSFORO EM UM ARGISSOLO
COM HISTÓRICO DE APLICAÇÕES DE DEJETOS DE SUÍNOS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Renato Guardini

Florianópolis – SC, Brasil

2011

RENATO GUARDINI

**ACÚMULO DE FORMAS DE FÓSFORO EM UM ARGISSOLO
COM HISTÓRICO DE APLICAÇÕES DE DEJETOS DE SUÍNOS**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do título de
Mestre em Agroecossistemas, Programa de Pós-Graduação em
Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal
de Santa Catarina.

Orientador: Prof. Dr. Jucinei José Comin
Co-orientador: Prof. Dr. Gustavo Brunetto

Florianópolis – SC, Brasil

2011

**Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária
da
Universidade Federal de Santa Catarina**

G914a Guardini, Renato

Acúmulo de formas de fósforo em um Argissolo com histórico de aplicações de dejetos de suínos [dissertação] / Renato Guardini; orientador, Jucinei José Comin, co-orientador, Gustavo Brunetto. – Florianópolis, SC, 2011.
87 p.: graf., tabs.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas.

Inclui referências

1. Agroecossistemas. 2. Solos – Teor de fósforo. 3. Suíno – Esterco – Contaminação. 4. Suíno - Confinamento. I. Comin, Jucinei José. II. Brunetto, Gustavo. III Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas. VI. Título.

CDU 631

TERMO DE APROVAÇÃO

RENATO GUARDINI

ACÚMULO DE FORMAS DE FÓSFORO EM UM ARGISSOLO COM HISTÓRICO DE APLICAÇÕES DE DEJETOS DE SUÍNOS

Dissertação aprovada em 31/05/2011, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, pela seguinte comissão examinadora:

Prof. Dr. Jucinei José Comin
(Presidente/Orientador) CCA – UFSC

Prof. Dr. Luiz Carlos Pinheiro Machado Filho
Coordenador do PGA – UFSC

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Paulo Emilio Lovato
CCA – UFSC

Prof. Dr. Luciano Colpo Gatiboni
CAV – UDESC

Prof. Dr. Danilo Rheinheimer dos Santos
CCR – UFSM

Florianópolis – SC, 31 de maio de 2011.

Aos meus pais, Dolores e Alvaro

Aos meus filhos, Martina e Murilo

À minha esposa Dani

Dedico este trabalho!

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Catarina ao Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas pela oportunidade de realização do curso de Mestrado.

Aos mestres e amigos Jucinei José Comin e Gustavo Brunetto pela orientação, conselhos, assessoramento intelectual, confiança e pelo exemplo de dedicação para o progresso e qualificação da pesquisa no ensino superior. Muito obrigado!

Ao professor Danilo Rheinheimer dos Santos pelos conselhos e subsídio intelectual na realização das análises de solo na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

Aos professores Luciano Colpo Gatiboni (UDESC), Paulo Emilio Lovato (UFSC) e Fernando Perobelli Fereira (UFSC), pelos conselhos e auxílio intelectual no desenvolvimento do trabalho.

Ao professor Paul Richard Momsen Miller, pela amizade, incentivo e auxílio para retornar à universidade (Mestrado). Também agradeço o assessoramento com a língua inglesa.

Ao Sr. Vilibaldo Michels pela concessão da área em sua propriedade em Braço do Norte (SC) para realização do presente trabalho.

Ao pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Paulo Armando V. de Oliveira pelo auxílio na obtenção dos insumos para o experimento.

Aos amigos de Santa Maria, RS, em especial, ao Alex Giuliani, Tales Tiecher e Marcos Antonio Bender, pela amizade, disposição e auxílio na concretização das análises realizadas na UFSM.

Aos colegas de Pós-Graduação em Agroecossistemas, especialmente, Djalma E. Schmitt, Rafael Couto, Cristiane M. de Léis,

Cintia C. Vilanova, Marina Bustamante, Aglair P. Ruivo, Diogo Feistauer, Diana M. M. Londoño, Monica M. M. Vargas, Monique Souza, Nátili O. Lopes e Adriana S. Santos, que ao longo desta jornada contribuíram para minha formação acadêmica e pessoal.

Aos participantes do Grupo de Extensão e Pesquisa em Agroecologia, e os bolsistas do Laboratório de Análises de Solo, Água e Tecido Vegetal do Departamento de Engenharia Rural (CCA/UFSC), em especial à Janaina Heinzen, Vilmar M. Junior, Julio F. Uriarte, Lucas Benedett, Célio P. Mezzari, Paula B. Sete, Elaine dos Santos, Vitor G. Ambrosini, Bruno O. Salvador, Marcel P. de Moraes pela amizade, auxílio e seriedade na execução dos trabalhos de campo e laboratório.

Aos funcionários do Laboratório de Análise de Solos, Água e Tecido Vegetal do Departamento de Engenharia Rural do Centro de Ciências Agrárias da UFSC, Francisco V. Wagner (Chico) e Luiz A. da Silva (Luizinho).

À secretária da Pós-Graduação em Agroecossistemas, Janete Guenka, à secretária do Departamento de Engenharia Rural do CCA/UFSC, Andréa B. Ventura e Lucir M. Locatelli, pela amizade, conselhos e ajuda na resolução de problemas diários.

Ao projeto Tecnologias Sociais para a Gestão da Água (TSGA) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), edital MCT/CNPq/CT n° 43/2008, pelo auxílio financeiro para a execução do projeto. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de estudos.

À minha família, em especial para minha Mãe Dolores Terezinha Guardini, meus filhos Martina Matte Bauer, Murilo Matte

Guardini e minha companheira para todas as horas Daniela Matte Guardini, que são a base para obtermos bons resultados em qualquer desafio a que nos propomos enfrentar.

Muito obrigado a todos!!!

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas – UFSC

ACÚMULO DE FORMAS DE FÓSFORO EM UM ARGISSOLO COM HISTÓRICO DE APLICAÇÕES DE DEJETOS DE SUÍNOS

Autor: Renato Guardini
Orientador: Prof. Dr. Jucinei José Comin

As sucessivas aplicações de dejetos de suínos ao longo dos anos podem provocar o acúmulo de fósforo (P) no solo e alterar as suas formas. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o potencial contaminante do P em um Argissolo Vermelho Amarelo submetido a aplicações sucessivas de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos sob sistema de plantio direto. Em janeiro de 2003 foi estabelecido um experimento no município de Braço do Norte (SC), onde os tratamentos foram testemunha, dejetos líquidos de suínos, equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e ao dobro da recomendação (DLS1 e DLS2), cama sobreposta de suínos, equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e ao dobro da recomendação (CS1 e CS2) para a sucessão milho e aveia. Em março de 2010 foi aberta uma trincheira no centro de cada parcela onde se coletou solo nas camadas de 0-2,5; 2,5-5; 5-10; 10-15; 15-20 e 20-30 cm, que foi submetido ao fracionamento químico de P proposto por Hedley. No solo das camadas de 0-2,5 e 20-30 cm dos tratamentos testemunha, DLS1 e CS1 foi determinada a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP). Aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta, na superfície do solo manejado sob SPD, incrementaram os teores de P inorgânico e orgânico no perfil do solo, especialmente nas formas inorgânicas lábeis. A aplicação de CS1 na superfície do solo provocou diminuição dos valores de CMAP no solo da camada mais profunda, 20-30 cm, indicando a saturação de parte dos sítios de adsorção das partículas. As sucessivas aplicações de dejetos de suínos no solo ao longo de 88 meses propiciaram o acúmulo de fósforo em formas predominantemente lábeis no solo, representando risco de contaminação ambiental de águas superficiais e subsuperficiais.

Palavras-chave: Fracionamento de Fósforo. Contaminação Ambiental. Dejetos Líquidos de Suínos. Cama Sobreposta.

ABSTRACT

Master Dissertation
Post-Graduate Program in Agroecosystems – UFSC

ACCUMULATION OF PHOSPHORUS FORMS IN A HAPLUDALF WITH HISTORY OF APPLICATIONS OF PIG SLURRY

Author: Renato Guardini
Adviser: Dr. Jucinei José Comin

Successive applications of pig slurry and deep litter over the years can cause the accumulation of various forms of phosphorus (P) in the soil. The aim of this study was to evaluate the accumulation of soil P in an Hapludalf subjected to successive applications of slurry and deep litter under no-tillage system. In January 2003 an experiment was established in the city of Braço do Norte (SC) where treatments were control, pig slurry at the recommended nitrogen rate (DLS1), pig slurry at twice the recommended rate (DLS2) deep litter, equivalent to the recommended nitrogen rate (CS1) and deep litter, equivalent to twice the recommended rate (CS2) for the cultivation of maize and oats. From 2003 to 2010 *Zea mays* and *Avena strigosa*, were grown in succession, under no-tillage. In March 2010, after 88 months a trench was opened in the center of each plot to sample soil layers of 0-2.5, 2.5-5; 50-10, 10-15, 15-20 and 20-30 cm. The P forms were determined by chemical fractionation of Hedley. The control treatment, DLS1 and CS1 were tested for maximum P adsorption (CMAP). The results showed that successive applications of liquid manure and deep litter increased the levels of phosphorus to 30 cm depth, especially in labile inorganic forms extracted by anion exchange resin, NaHCO_3 0.5 mol L⁻¹, NaOH 0,1 mol L⁻¹. The application of CS1 on the soil surface caused the lowest values of CMAP in the deeper layer of soil, 20-30 cm, indicating the saturation of the adsorption sites of the particles. Successive applications of pig slurry and pig litter in the soil over 8 years increased the accumulation of predominantly labile phosphorus forms in the soil, representing a risk of environmental contamination of surface and subsurface.

Key words: Fractionation of Phosphorus. Environmental Contamination. Pig Slurry. Deep Litter.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Somatório dos teores de fósforo das diferentes formas nas seis camadas, em solo submetido à adição de doses sucessivas de Dejeto Líquido de Suíno equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e ao dobro da dose (DLS1 e DLS2); Cama Sobreposta de suíno equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e ao dobro da dose (CS1 e CS2), para a cultura do milho e da aveia, ao longo de oito anos, em sistema de plantio direto. Pi_{RTA} , fósforo inorgânico extraído pela resina trocadora de ânions; Pi_{bic} , fósforo inorgânico extraído por bicarbonato de sódio ($NaHCO_3$ a $0,5\ mol\ L^{-1}$); Po_{bic} , fósforo orgânico extraído por bicarbonato de sódio ($NaHCO_3$ a $0,5\ mol\ L^{-1}$); Pi_{hid} , fósforo inorgânico extraído por hidróxido de sódio ($NaOH$ a $0,1\ mol\ L^{-1}$); Po_{hid} , fósforo orgânico extraído por hidróxido de sódio ($NaOH$ a $0,1\ mol\ L^{-1}$); Pi_{hid05} , fósforo inorgânico extraído por $NaOH$ a $0,5\ mol\ L^{-1}$; Po_{hid05} , fósforo orgânico extraído por $NaOH$ a $0,5\ mol\ L^{-1}$; Pi_{HCL} , fósforo inorgânico extraído por ácido clorídrico (HCl a $1,0\ mol\ L^{-1}$); $P_{residual}$, fósforo extraído por ácido sulfúrico mais peróxido de hidrogênio mais cloreto de magnésio ($H_2SO_4+H_2O_2+MgCl_2$)..... 59

Figura 2. Relação entre o fósforo adsorvido e o fósforo na solução de equilíbrio do solo nas camadas de 0-2,5 cm (a) e 20-30 cm (b) de um Argissolo sem a aplicação de dejetos, com a aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos, equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ para a cultura do milho e aveia-preta (DLS1 e CS1), sob sistema plantio direto. Parâmetros ajustados pela equação de Koski-Vähälä & Hartikainen (2001). ... 71

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Matéria seca, quantidade de dejetos líquido de suínos e nutrientes adicionados durante a condução do experimento (2002 a 2010)..... 42
- Tabela 2. Formas de fósforo extraídas pelos extratores RTA e NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, em diferentes camadas de solo submetido à aplicação de dejetos líquido e cama sobreposta de suínos, equivalente à recomendação de $\text{N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e o dobro da recomendação, para a cultura do milho e da aveia..... 51
- Tabela 3. Formas de fósforo extraídas pelo extrator NaOH a $0,1$ e NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, em diferentes camadas de solo submetido à aplicação de dejetos líquido e cama sobreposta de suínos equivalente à recomendação de $\text{N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e ao dobro da recomendação para a cultura do milho e aveia. 54
- Tabela 4. Fósforo inorgânico e residual, extraídos respectivamente pelos extratores HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ e $\text{H}_2\text{SO}_4+\text{H}_2\text{O}_2+\text{MgCl}_2$, em diferentes camadas de solo submetido à aplicação de dejetos líquido e cama sobreposta de suínos, equivalente à recomendação de $\text{N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e ao dobro da recomendação para a cultura do milho e aveia-preta..... 57
- Tabela 5. Fósforo geoquímico, biológico e total em diferentes camadas de solo submetido à aplicação de dejetos líquido e cama sobreposta de suínos, equivalente à recomendação de $\text{N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e ao dobro da recomendação para a cultura do milho e aveia-preta..... 62

Tabela 6. Percentagem entre fósforo biológico e o fósforo total e relação entre P_{RTA} e o P total, em diferentes camadas de solo submetido à aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos, equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e ao dobro da recomendação para a cultura do milho e aveia-preta..... 64

Tabela 7. Parâmetros relacionados às isotermas de adsorção nas camadas de 0-2,5 e 20-30 cm de um Argissolo Vermelho sem a aplicação de dejetos, com a aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos, equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ para a cultura do milho e aveia-preta (DLS1 e CS1), sob sistema plantio direto..... 67

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	223
1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
1.1 Recomendação de utilização de dejetos suínos	25
1.2 Produção e características dos dejetos de suínos	27
1.3 Formas de fósforo no solo e suas alterações em solos submetidos à aplicação de dejetos de animais	29
1.4 Estimativa das formas de fósforo no solo	34
2 HIPÓTESES	37
3 OBJETIVOS	38
3.1 Objetivo geral	38
3.2 Objetivos específicos	38
4 MATERIAL E MÉTODOS	39
4.1 Descrição do experimento	39
4.2 Coleta de solo, análise dos atributos químicos, fracionamento químico de fósforo e parâmetros relacionados à isoterma de adsorção	43
4.3 Análises Estatísticas	47
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
5.1 Formas de fósforo no solo	48
5.2 Parâmetros relacionados à isoterma de adsorção	65
6 CONCLUSÕES	72
7 REFERÊNCIAS	73
ANEXO	85
APÊNDICES	87

INTRODUÇÃO

A suinocultura em Santa Catarina (SC) tem se destacado como uma fonte de renda para as pequenas e médias propriedades rurais, com predomínio da mão-de-obra familiar. Esta atividade é realizada, especialmente na região Oeste e no Sul do Estado, onde, normalmente os suínos são criados em sistema de produção intensivo, que é gerador de grande volume de dejetos na forma líquida, quando a água é utilizada para a limpeza das baias dos suínos, ou na forma sólida, como a cama sobreposta, quando o piso de concreto das instalações de suínos é substituído por um leito formado por maravalha, casca de arroz ou resíduos de culturas.

Os dejetos líquidos e a cama sobreposta gerados podem ser reutilizados na própria propriedade para suprir a demanda de nitrogênio (N) das culturas anuais e/ou pastagens. No entanto, como os dejetos também possuem na composição outros nutrientes, como o potássio (K) e, especialmente o fósforo (P), espera-se ao longo dos anos o acúmulo desse nutriente no solo, normalmente na sua superfície, quando manejado sob sistema de plantio direto (Ceretta et al., 2005; Gatiboni et al., 2008; Giroto et al., 2010).

No solo, o P proveniente dos dejetos pode ser adsorvido com alta energia de ligação aos grupos funcionais de superfície da fração mineral do solo. A adsorção acontece pelo mecanismo da troca de ligantes, pela saída do OH^- ou H_2O e a entrada do íon fosfato (H_2PO_4^- ou HPO_4^{2-}) e, dependendo do valor de pH do solo, isso pode acontecer nos grupos funcionais dos óxidos e da caulinita. A interação entre o oxigênio do fosfato e o cátion do grupo funcional, especialmente

aluminol dos argilominerais, e os grupos Fe-OH e Al-OH da superfície dos óxidos, faz com que a ligação aconteça com diferentes graus de energia. Assim, com as aplicações continuadas de P na superfície do solo, espera-se que ao longo dos anos ocorra a saturação das superfícies de adsorção pelo elemento, o que diminui a sua energia de ligação e, por consequência, altera a distribuição das suas formas no solo (Bolland et al., 1996; Berwanger et al., 2008).

O estudo da distribuição das formas de P em solos, como aqueles com textura arenosa e com histórico de aplicação de dejetos líquidos ou cama sobreposta, permite obter informações sobre a disponibilidade do elemento no solo para as plantas, mas também do seu potencial de transferência para o ambiente. Isso também pode ser estimado por parâmetros como a capacidade máxima de adsorção de P no solo (CMAP), estabelecida pelas isotermas de adsorção, que são ajustadas por modelos matemáticos e permitem relacionar o P sorvido e na solução. Com base nisso, se pode inferir sobre o potencial de contaminação dos recursos naturais pelo P, como as águas superficiais e subsuperficiais. O acúmulo e a alteração de formas de P em solos com histórico de aplicação de dejetos líquidos estão associados a contínuas aplicações ao longo do tempo, sendo escassos os trabalhos que estudam os efeitos da cama sobreposta de suínos.

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 Recomendação de utilização de dejetos suínos

A região Sul do Brasil concentra grande parte da produção de suínos em sistema de produção confinado, o que gera grande volume de dejetos que são utilizados na agricultura como fonte de nutrientes. Em Santa Catarina (SC), os dejetos de suínos têm relevante importância, por ser um Estado com um dos maiores rebanhos do país, e conseqüentemente, com uma grande geração de dejetos, que são fontes dos principais nutrientes para as plantas como N, P, K, cálcio (Ca) e magnésio (Mg). Porém, os dejetos na forma líquida ou sólida, em geral, possuem pequenas concentrações de macro e micronutrientes. Isto é mais significativo para o caso dos dejetos líquidos que possuem menor teor de matéria seca (MS). Também se deve considerar que parte dos nutrientes contidos nos dejetos está na forma orgânica, que deve ser mineralizada para liberar os nutrientes e permitir a absorção pelas plantas. Por isso, para uma mesma quantidade de nutrientes requerida pelas plantas se recomenda aplicar uma maior quantidade de dejetos, comparativamente às fontes de fertilizantes minerais.

A quantidade de dejetos de suíno a ser aplicada em sistemas de cultivos é estabelecida através do teor de MS e da concentração de nutrientes (NPK) do dejetos, estimada pela análise química ou através de tabelas, como a proposta pela CQFS-RS/SC (2004). Além disso, para calcular a quantidade de dejetos a aplicar, se considera o índice de eficiência, que é relativo ao percentual médio dos nutrientes contidos nos dejetos que podem passar para a forma mineral em cada cultivo

depois da sua aplicação no solo. O índice de eficiência para o primeiro cultivo adubado com dejetos líquido de suíno é de 0,8; 0,9; 1,0 para o N, o P e o K, respectivamente, enquanto para o dejetos sólido de suíno é de 0,6; 0,8; 1,0, respectivamente. Assim, os nutrientes mineralizados da fração orgânica dos dejetos podem possuir o mesmo efeito para as plantas que os nutrientes contidos em fertilizantes minerais solúveis. Além disso, os nutrientes liberados pelos dejetos estão sujeitos às mesmas transformações químicas no solo, como a lixiviação do N-NO_3^- , a volatilização da N-NH_3 , a nitrificação, a imobilização microbiana, entre outras (CQFS-RS/SC, 2004).

Como nas propriedades suinícolas os volumes de dejetos gerados são muitas vezes superiores à quantidade de terras disponíveis para sua disposição final, é comum a realização de sucessivas aplicações. Assim as doses de dejetos suínos aplicadas nos solos cultivados nem sempre são definidas com base nas recomendações técnicas, como as propostas pela CQFS-RS/SC (2004). Para evitar a adição de alguns nutrientes em quantidades superiores às exigidas, deve-se tomar por base o nutriente cuja quantidade será satisfeita com a menor dose de adubo orgânico, suplementando-se a diferença com fertilizantes minerais (CQFS-RS/SC, 2004). Entretanto, quando são levados em conta critérios para a definição dos volumes de adubo orgânico e a época de aplicação, esses geralmente são definidos com base na recomendação de N para as plantas, o que pode levar a adição de quantidades de nutrientes superiores às recomendadas, caso particular do P (Edmeades, 2003).

Assim, os dejetos suínos que são considerados um importante adubo orgânico para o solo e cultivos, pela intensidade de aplicação e a

falta de critérios, aliado a grande quantidade de dejetos disponíveis, transformaram esse insumo em uma causa de contaminação do solo e da água.

1.2 Produção e características dos dejetos de suínos

No Brasil, a partir dos anos 70, nos estados do Sul iniciou-se uma fase de grandes transformações na cadeia produtora de suínos, principalmente por causa da introdução de novas tecnologias, como os promotores de crescimento, os antibióticos e as fontes inorgânicas de minerais, incorporadas na alimentação dos animais. Com o uso desses insumos, a capacidade produtiva das granjas de suínos aumentou, e conseqüentemente a das agroindústrias. Entretanto, estes novos insumos passaram a ser encontrados em maiores concentrações nos dejetos dos animais (Guivant & Miranda, 2004; Spies, 2009). A partir da década de 80, principalmente nos estados da região Sul do Brasil, em especial, no Rio Grande do Sul (RS) e SC, o processo de integração foi intensificado, sendo o sistema de produção de suínos confinado o mais utilizado (Berwanger, 2006).

A produção média diária de dejetos líquidos de suínos no sistema confinado é dependente da categoria, onde os animais com peso vivo de 25 a 100 kg geram, em geral, 7 L animal⁻¹ dia⁻¹. Já em suínos reprodutores a produção é de aproximadamente 9 L animal⁻¹ dia⁻¹. Por outro lado, as matrizes em lactação e em gestação produzem 27 e 16 L animal⁻¹ dia⁻¹, respectivamente (Oliveira, 1994; Konzen et al., 1997). Segundo Menezes et al. (2003), na produção de suínos em ciclo completo, a geração diária de dejetos é de 140 a 170 L dia⁻¹ por fêmea

no plantel; para o núcleo de produção de leitões, o volume de dejetos por matriz é de 35 a 40 L dia⁻¹ e na fase de terminação, a produção diária varia de 12 a 15 L de dejetos suíno⁻¹. Em todas essas categorias de criação de animais a água é usada na limpeza das baias.

Os suínos também podem ser criados em sistemas alternativos, como aqueles que usam a cama sobreposta. Nesse o piso de concreto das instalações é substituído por um leito formado por maravalha, casca de arroz ou palha (Nicks et al., 1995; Oliveira, 1999) e, por isso, o volume de dejetos produzido é menor, uma vez que a água contida no dejetos é evaporada em um processo de compostagem parcial. Como o processo é aeróbio, são reduzidas as emissões de alguns gases, como o metano (CH₄) e a amônia (N-NH₃) (Zahn et al., 2001; Paillat et al., 2005). Com isso, se espera uma redução dos gastos com equipamentos necessários para o transporte e a distribuição dos dejetos em áreas cultivadas (Oliveira, 1999; Oliveira, 2003; Paillat et al., 2005).

Os dejetos líquidos e sólidos possuem na sua composição macronutrientes, como o N, o P, o K, o Ca e o Mg, bem como alguns micronutrientes, entre eles, o zinco (Zn) e o cobre (Cu). Alguns trabalhos estimam que 92 a 96% do Zn, 72 a 80% do Cu (Bonazzi et al., 1994; Mantovi et al., 2003; Sorensen & Fernandez, 2003), 45 a 70% do N, 70 a 95% do K e 50 a 80% do P ingeridos pelos animais são excretados através das fezes e urina (Kornegay & Harper, 1997; Oliveira, 2000). Além disso, os dejetos também podem apresentar outros resíduos na sua composição, como os antibióticos, utilizados na prevenção e tratamento de doenças dos animais (Martínez-Carballo et al., 2007).

Outro aspecto que deve ser considerado na composição dos dejetos de suínos é a MS, que pode variar com o manejo adotado na unidade produtora. Através da análise de 118 amostras de dejetos líquidos de suínos em SC, verificou-se que em 50% delas havia menos de 2% de MS (Scherer et al., 1995). Já Giacomini & Aita (2008), no RS, relatam que os dejetos líquidos de suínos podem apresentar 4,6% de MS e uma relação C/N de 4,4. Segundo Kleinman et al. (2005), em trabalho realizado nos Estados Unidos, usando 140 amostras de dejetos líquidos de suínos, 85% delas continham menos de 10% de MS. Por outro lado, nos dejetos sólidos, como a cama sobreposta, os teores de MS são maiores que os encontrados nos dejetos líquidos (Wang et al., 2004; Honeyman, 2005), podendo chegar a 64% de MS (Dortzbach, 2009). Já Giacomini & Aita (2008) relatam que no RS amostras de cama sobreposta de suínos apresentaram até 48% de MS, com uma relação C/N de 10,3.

1.3 Formas de fósforo no solo e suas alterações em solos submetidos à aplicação de dejetos de animais

O ciclo biogeoquímico do P no solo envolve as plantas, os animais e os microrganismos. Nesse ciclo ocorrem processos de absorção de P pelas plantas, ciclagem pelos resíduos de plantas e restos de animais, ciclagem biológica pelos processos de mineralização-imobilização, reações de sorção pelos óxidos e hidróxidos do solo e a solubilização de fosfatos pela atividade de microrganismos e plantas. Quando os solos são cultivados, o ciclo do P é alterado devido à adição de fertilizantes que contém o elemento, à sua exportação pelas culturas e

às perdas por escoamento superficial, percolação e até a erosão, que pode ser potencializada (Stevenson, 1986).

O P no solo pode ser agrupado em dois grandes grupos, o P inorgânico e o P orgânico, dependendo da natureza do composto a que está ligado (Gatiboni, 2003). Dentro destes dois grupos, as formas de P são classificadas como lábil e não-lábil, de difícil caracterização e separação, mas interpretadas de acordo com a energia com que são adsorvidas aos minerais do solo ou a estabilidade dos fosfatos formados. Mas como sua separação é difusa, considera-se uma forma intermediária chamada de moderadamente lábil. A forma lábil se constitui na forma de P disponível e a forma não-lábil seria indisponível. É sobre a forma lábil do P que os extratores químicos utilizados supostamente agem e permitem quantificar sua disponibilidade.

O grupo do P inorgânico pode ser separado em três partes, o P nos minerais primários, o P adsorvido e o P da solução do solo, encontrado em pequenas concentrações. O P inorgânico tem como característica a facilidade em formar complexos de alta energia de ligação, por isso, ele pode ocorrer em todos os minerais que estão no solo. Na fase inicial de rápida adsorção de P no solo, há uma atração eletrostática inicial (Barrow, 1985), seguida pela adsorção por óxidos e hidróxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al), onde os grupos OH e OH_2^+ ligados monocordenadamente aos metais são substituídos pelo fosfato da solução, ou seja, ocorre a troca de ligantes (Sanyal & Datta, 1991). No caso dos minerais que contém Ca, a adsorção do P apresenta três etapas, a quimissorção do fosfato ao mineral, seguido da cristalinização e, ao final, o crescimento do cristal pelo acréscimo de novas camadas (Novais & Smith, 1999), caracterizando o envelhecimento do fosfato de

Ca, que lentamente pode se transformar de fosfato dicálcico em fosfato octacálcico (Sanyal & Datta, 1991).

Como o P inorgânico do solo pode ocorrer em várias formas por causa da distinta energia de ligação, associado ao grau de intemperismo e ao manejo do solo, a estimativa do P total não é um indicativo da sua biodisponibilidade, porque uma pequena forma do P do solo é disponibilizada às plantas (Gatiboni, 2003). Portanto, a estimativa destas formas e a contribuição de cada uma delas na biodisponibilidade do P têm gerado muitas pesquisas nas últimas décadas, especialmente depois da publicação da técnica do fracionamento químico de P, desenvolvida por Chang & Jackson (1956), que utiliza extratores químicos como agentes seletivos para a extração das formas de P no solo (Fixen & Grove, 1990). Também, mais tarde, Hedley et al. (1982) propuseram um método de fracionamento que remove o P inorgânico e o orgânico, das formas mais disponíveis às mais estáveis.

O P orgânico é originário da decomposição de resíduos de animais e vegetais adicionados ao solo, bem como do tecido microbiano (Rheinheimer et al., 2000; Martinazzo et al., 2007). O grupo do P orgânico é de extrema relevância para os solos tropicais, atuando ativamente na disponibilidade de P às plantas (Cross & Schlesinger 1995). Estudos indicam que o P orgânico pode representar de 5% a 80% do P total do solo, devendo essa forma ser considerada em estudos envolvendo a sua dinâmica e biodisponibilidade às plantas (Rheinheimer et al., 2003; Zamuner et al., 2008; Xavier et al., 2009). A maior parte do P orgânico está associada a substâncias orgânicas de alto peso molecular, através da incorporação de ligações fosfato-ester-amino covalentemente, ou ainda ligadas ao húmus através de complexos com

Fe e Al. Desta forma, os métodos utilizados na quantificação do P orgânico do solo se baseiam na destruição da matéria orgânica e na posterior extração com solução ácida, e/ou, ácidas seguidas de alcalinas. O P orgânico, independente do método, é estimado indiretamente, a partir da diferença entre o conteúdo de P total e o P inorgânico do extrato.

No solo, a adsorção do P ocorre primeiramente nos sítios mais ávidos (de menor labilidade), em seguida, o P remanescente é redistribuído em formas retidas com menor energia e de maior labilidade para as plantas (Rheinheimer & Anghinoni, 2001). Em sistemas de cultivo conservacionistas, como o SPD, onde os resíduos culturais são mantidos na superfície do solo, a taxa de decomposição dos resíduos tende a ser retardado por causa do pouco contato dos resíduos com a superfície do solo, o que tende a manter ou até incrementar o teor de matéria orgânica e, por conseqüência, de P orgânico. Com isso, tem-se uma maior atividade microbiana na camada superficial do solo, aumentando o estoque de P orgânico armazenado na biomassa microbiana que, ao passar do tempo, pode ficar disponível para as plantas (Gatiboni et al., 2007, 2008).

O conhecimento das formas de acumulação de P em solos com histórico de aplicações de dejetos de animais permite inferir sobre a disponibilidade de algumas delas para as plantas e/ou o seu potencial de transferência para o ambiente. De acordo com Gatiboni et al. (2008), a aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre a superfície de um solo com textura arenosa, durante 48 meses promoveu o acúmulo de P em formas inorgânicas lábeis extraídas por resina trocadora de anions (RTA) e bicarbonato de sódio (NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$), e com energia de ligação

intermediária extraídas por hidróxido de sódio (NaOH 0,1 mol L⁻¹ e NaOH 0,5 mol L⁻¹), sendo a primeira a principal forma de acumulação do elemento. Além disso, esses mesmos autores relatam que a aplicação de dejetos não modificou as formas orgânicas de P extraídas com NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹, NaOH 0,1 mol L⁻¹ e NaOH 0,5 mol L⁻¹. Do mesmo modo Ceretta et al. (2010), em um solo Argissolo Vermelho arenoso sob sistema plantio direto e com a aplicação de 0, 20, 40, 80 m³ ha⁻¹ de dejetos de suínos na forma líquida durante 96 meses, verificaram o incremento do teor de P com o aumento da dose de dejetos até a profundidade de 25 cm, principalmente em formas inorgânicas lábeis extraídas por RTA, NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ e NaOH 0,1 mol L⁻¹. Os autores também comentam que a aplicação de dejetos líquidos de suínos não aumenta os teores de P orgânico extraído por NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹, porém aumenta as formas orgânicas extraídas por NaOH 0,1 e 0,5 mol L⁻¹ e o P é acumulado em formas predominante lábeis no solo, o que representa um risco potencial de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais.

No Canadá, Hao et al. (2008) observaram que contínuas aplicações de 30, 60 e 90 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de dejetos sólidos de bovinos durante 30 anos em um solo com textura argiloso, em condições sem irrigação e com as aplicações de 60, 120 e 180 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de dejetos de bovinos em sistema irrigado, causaram acúmulo de P no solo em formas inorgânicas.

1.4 Estimativa das formas de fósforo no solo

Estudos sobre formas e acúmulo de P em solos têm sido realizados utilizando a técnica de fracionamento químico proposta por Hedley et al. (1982) (Negassa et al., 2009). Essa usa, seqüencialmente, extratores químicos aplicados na mesma amostra que removem o P inorgânico e orgânico, desde formas mais disponíveis até as mais estáveis. Inicialmente a RTA extrai formas lábeis de P inorgânico e, logo depois o NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ extrai formas lábeis de P inorgânico e orgânico (Johnson et al., 2003). Essas formas de P lábeis contribuem ativamente no fornecimento do nutriente para as plantas, mas também podem ser transferidas para águas superficiais (Kleinman & Sharpley, 2003; Gessel et al., 2004; Delgado & Scalenghe, 2008) ou subsuperficiais (Ajmone-Marsan et al., 2006; Gatiboni et al., 2007). Na seqüência o P é extraído por NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ (P_{hid} e P_{ohid}) e NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (P_{hid05} e P_{ohid05}) que representam, em geral, o P inorgânico ligado aos óxidos e às argilas silicatadas com energia de ligação intermediária, e P orgânico de formas moderadamente lábeis (Cross & Schlessinger, 1995). O extrator HCl $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ extrai o P inorgânico (P_{HCL}) contido nos fosfatos de cálcio e fortemente adsorvido aos colóides, e, posteriormente, a digestão do solo com H_2SO_4 e H_2O_2 extrai o P residual inorgânico + orgânico do solo ($\text{P}_{\text{residual}}$), que somente contribuem para a nutrição das plantas em situações de extrema deficiência no solo (Guo & Yost 1998; Gatiboni et al., 2005).

Com o uso do fracionamento químico de P, tem-se verificado em áreas com histórico de aplicação de resíduos orgânicos, como os dejetos de suínos, normalmente líquido, que o acúmulo do P é mais

pronunciado nas formas inorgânicas (Brookes et al., 1997; Laboski & Lamb, 2003), especialmente porque mais de 60% do P contido nos dejetos se encontra em formas inorgânicas antes mesmo de sua aplicação (Barnett, 1994; Sui et al., 1999; Cassol et al., 2001).

O P é um dos elementos que mais limita a produtividade das culturas em solos tropicais, conseqüência da sua habilidade em formar compostos de alta energia de ligação com os colóides. Portanto, mesmo que os teores totais de P do solo sejam altos, apenas uma pequena parte possui baixa energia de ligação, possibilitando a sua dessorção e disponibilidade para as plantas, chamado de fator quantidade (Q), que está em equilíbrio com o P na solução do solo, denominado fator intensidade (I), que pode ser absorvido pelas plantas (Novais & Smyth, 1999). Em solos mais arenosos, as perdas de P podem ser mais pronunciadas quando o solo se aproxima ou ultrapassa a capacidade máxima adsorção de P, podendo causar problemas relativos à eutrofização de águas (Novais et al., 2007).

A capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) no solo pode ser estimada pelas isotermas de adsorção, ajustadas pelo modelo matemático proposto por Langmuir, que relacionam o P sorvido e na solução (Novais & Smyth, 1999). Por este modelo é possível observar a diminuição da CMAP com a adição de P, especialmente das camadas mais superficiais do solo com histórico de aplicação de fontes de fertilizantes fosfatados, como os dejetos (Berwanger et al., 2008; Galvão et al., 2008). Os valores de CMAP são dependentes da quantidade de sítios adsorptivos, estabelecidos pela composição mineralógica do solo, pela área superficial específica das partículas e pela cristalinidade dos constituintes minerais do solo, bem como pelos valores de pH do solo,

da quantidade de P previamente sorvida e da presença de ânions orgânicos, dentre outros fatores de menor importância (Berwanger et al., 2008). Somado a isso, ajustes da isoterma de adsorção por outros modelos, como o proposto por Koski-Vähälä & Hartikainen (2001), agregam a quantidade de P desorvida em água destilada (Q_o), permitindo calcular a concentração necessária de P na solução para a metade da adsorção máxima (km) e a concentração de equilíbrio de P (CEP) (Koski-Vähälä & Hartikainen, 2001; Sinaj et al., 2002). Este último parâmetro pode ser usado como indicador ambiental tanto para prever a possibilidade de percolação para águas subterrâneas quanto para prever o escoamento para os corpos d'água superficiais (Ajmone-Marsan et al., 2006; Gatiboni et al., 2007; Hao et al., 2008; Chien et al., 2011). No entanto, o acúmulo e a alteração de formas de P em solos com histórico de aplicação de dejetos, normalmente os líquidos, está associada à frequência e ao tempo de aplicação, sendo escassos os trabalhos que utilizam a cama sobreposta de suínos.

2 HIPÓTESES

- a) Aplicações sucessivas de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos, em doses acima do recomendado e na superfície de um solo com textura arenosa, provocam o acúmulo de P, especialmente em formas inorgânicas lábeis.

- b) Aplicações sucessivas de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos na superfície do solo sob sistema plantio direto alteram a capacidade máxima de adsorção de P no solo.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Avaliar o potencial contaminante do fósforo em um Argissolo Vermelho Amarelo submetido a aplicações sucessivas de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos sob sistema de plantio direto.

3.2 Objetivos específicos

a) Estimar as formas de acumulação de fósforo em um solo Argissolo submetido a aplicações sucessivas de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos.

b) Avaliar os parâmetros das isotermas de adsorção nas camadas de 0-2,5 e 20-30 cm de um solo Argissolo com histórico de aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Descrição do experimento

Neste trabalho foram utilizadas amostras de um solo coletado em um experimento de longa duração intitulado “*Desempenho da adubação com dejetos de suínos na produtividade de milho e aveia preta sob plantio direto sem agrotóxicos e a qualidade do solo*”, instalado em uma propriedade suinícola, localizada no município de Braço do Norte (SC) (latitude 28°14’20,7’’S, longitude 49°13’55,5’’W e altitude de 300m), região Sul do Estado. O solo foi classificado como um solo Argissolo Vermelho Amarelo (Embrapa, 2006), com textura superficial arenosa, relevo com declividade de 20 cm m⁻¹. Antes da instalação do experimento, o solo apresentava na camada de 0-10 cm os seguintes atributos: argila 330 g kg⁻¹; matéria orgânica 33 g kg⁻¹; pH em água 5,1; Índice SMP 5,5; P disponível 19,3 mg dm⁻³ (extraído por Mehlich 1); K trocável 130 mg dm⁻³ (extraído por Mehlich 1); Al trocável 0,8 cmol_c kg⁻¹ (extraído por KCl 1 mol L⁻¹); Ca trocável 3,1 cmol_c kg⁻¹ (extraído por KCl 1 mol L⁻¹) e Mg trocável 0,8 cmol_c kg⁻¹ (extraído por KCl 1 mol L⁻¹).

O clima na área experimental, segundo a classificação de Köppen-Geiger é do tipo Cfa (clima subtropical úmido) (Peel et al., 2007). A temperatura média anual da região é de 18,7°C, com máxima de 35°C e mínima de 0°C, sendo janeiro e fevereiro os meses mais quentes e junho e julho os mais frios. A precipitação anual média da região é de 1.471 mm, sendo os meses de janeiro e fevereiro os mais

chuvosos. O período com maior probabilidade de ocorrência de geadas é nos meses de maio a agosto.

Em dezembro de 2002, antes da instalação do experimento, foi aplicado na superfície do solo 6 Mg ha⁻¹ de calcário (PRNT = 87,5%), para elevar o pH em água até 6,0. Em seguida, foram instalados os tratamentos: testemunha sem adubação; adubação com Dejeto Líquido de Suíno, equivalente à recomendação de N ha⁻¹ ano⁻¹ e o dobro da recomendação para a cultura do milho e da aveia (DLS1 e DLS2); adubação com Cama Sobreposta de suíno, equivalente à recomendação de N ha⁻¹ ano⁻¹ e o dobro da recomendação para a cultura do milho e da aveia (CS1 e CS2). A quantidade necessária de dejetos para suprir a demanda de N para a sucessão milho/aveia em cada tratamento, usada ao longo do período de 2002 até 2010 foi estabelecida de acordo com a recomendação proposta pela CFS-RS/SC (1994) e pela CQFS-RS/SC (2004). Assim, a quantidade de dejetos líquidos de suíno a ser aplicada em cada tratamento (DLS1 e DLS2) foi definida pela estimativa da MS e da concentração de nutrientes. Já a quantidade de cama sobreposta aplicada em cada tratamento foi calculada com base na mineralização de 50% do N amoniacal contido no resíduo.

Os dejetos foram à única fonte de nutriente adicionada para a sucessão das culturas ao longo dos anos. Ao longo do período de 2002 até 2010 foram realizadas 32 aplicações de dejetos líquidos de suíno (DLS1 e DLS2) (Tabela 1). As doses do dejetos, em cada sucessão foram aplicadas na superfície do solo e parceladas em quatro vezes: a primeira aplicação foi realizada na semana da semeadura do milho; a segunda aos 51 dias após a semeadura; a terceira aos 95 dias após a semeadura e a quarta aos 15 dias após a semeadura da aveia preta. Já na forma sólida (cama

sobreposta), de 2002 até 2010 foram realizadas oito aplicações de dejetos de suínos (Tabela 1). Em cada aplicação, o dejetos sólido foi aplicado na superfície do solo em média 15 a 30 dias antes da implantação de cada cultivo de verão (milho). Nos ciclos da aveia preta não foram realizadas aplicações de cama sobreposta. Maiores detalhes sobre o teor de MS dos dejetos e a quantidade de nutrientes aplicada via dejetos líquidos e sólidos são apresentados na tabela 1. O delineamento experimental foi blocos ao acaso com três repetições. Cada parcela possuía 27m² (4,5 m de largura x 6,0 m de comprimento).

Tabela 1. Matéria seca, quantidade de dejetos líquidos de suínos e nutrientes adicionados durante a condução do experimento (2002 a 2010).

Fonte de nutriente adicionada	Ano agrícola	Matéria seca (MS)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Quantidade adicionada	Quantidade de nutriente adicionada			
							N	P ₂ O ₅	K ₂ O	
Dejeto líquido		%	----- kg m ³ -----			m ³ ha ⁻¹	----- kg ha ⁻¹ -----			
	2002-2003	2,94	2,77	2,32	1,47	20	45	42	30	
	2003-2004	3,00	2,83	2,37	1,50	24,4	55	52	37	
	2004-2005	1,63	1,91	1,45	1,13	78,5	120	102	89	
	2005-2006	2,54	2,52	2,06	1,38	59,5	120	110	82	
	DLS1 ⁽¹⁾	2006-2007	2,32	2,37	1,90	1,31	63,3	120	108	83
	2007-2008	2,10	2,22	1,76	1,26	67	119	106	84	
	2008-2009	0,20	0,85	0,37	0,69	176	120	59	121	
	2009-2010	3,28	3,03	2,56	1,58	49,5	120	114	78	
		Total				538,5	819	694	604	
DLS2 ⁽¹⁾	2002-2010		Total			1.077	1.638	1.388	1.208	
Cama Sobreposta		%	----- kg Mg -----			Mg ha ⁻¹	----- kg ha ⁻¹ -----			
	2002-2003	69,20	2,59	4,49	3,11	13,0	140	323	280	
	2003-2004	38,10	1,43	2,47	1,71	44,1	144	332	287	
	2004-2005	43,80	1,64	2,84	1,97	20,9	90	208	180	
	2005-2006	41,10	1,54	2,67	1,85	23,7	90	208	180	
	CS1 ⁽¹⁾	2006-2007	39,00	1,47	2,54	1,75	25,6	90	202	175
	2007-2008	61,00	2,30	3,90	2,70	10,7	90	203	176	
	2008-2009	69,90	2,62	4,54	3,14	8,1	89	205	178	
	2009-2010	45,00	1,68	2,90	2,00	20,0	90	209	180	
		Total				166,1	823	1.890	1.636	
CS2 ⁽¹⁾	2002-2010		Total			332,2	1.646	3.780	3.272	

⁽¹⁾ Adubação com dejetos líquidos de suínos (DLS1 e DLS2) e cama sobreposta de suínos (CS1 e CS2), com a dose normal e o dobro da dose para o fornecimento do N ha⁻¹ ano⁻¹ recomendado para a sucessão milho e aveia preta.

4.2 Coleta de solo, análise dos atributos químicos, fracionamento químico de fósforo e parâmetros relacionados à isoterma de adsorção

Em março de 2010 foi aberta uma trincheira no centro de cada parcela e coletado amostras de solo nas camadas de 0-2,5; 2,5-5; 5-10; 10-15; 15-20 e 20-30 cm. Após a coleta, o solo foi armazenado em sacos plásticos e conduzido ao Laboratório de Solos, Água e Tecido Vegetal do Departamento de Engenharia Rural da UFSC. Em seguida, o solo foi seco em estufa com ar forçado a 65°C até peso constante. Posteriormente, o solo foi moído, passado em peneira com malha de 2 mm, acondicionado em frascos plásticos e reservado.

Uma parte de cada amostra de solo foi submetida, em triplicata, à análise da distribuição granulométrica dos constituintes do solo, de acordo com o método da pipeta (Embrapa, 1997). Os valores de pH em água (1:1), os teores trocáveis de Ca e Mg (extrator de KCl 1 mol L⁻¹), os teores de P disponível (extrator de Mehlich 1) e K trocável (extrator de Mehlich 1) foram determinados segundo metodologia proposta por Tedesco et al. (1995). A determinação do carbono orgânico total (COT) foi de acordo com a metodologia proposta pela Embrapa (1997) (Anexo I). Calculou-se o H+Al segundo a equação sugerida por Kaminski et al. (2001) e adotada pela CQFS-RS/SC (2004) (Equação 1):

$$H + Al = e^{10,665 - 1,1483 * pH_{SMP}} / 10 \quad (1)$$

onde: o teor no solo de H + Al em cmol_c kg⁻¹ é estimado pelo pH de equilíbrio do solo com a solução SMP (Shoemaker et al., 1961). A

concentração da solução SMP utilizada foi de 1,78 mol L⁻¹ tamponada a pH 7,5, composta por trietanolamina, paranitrofenol, K₂CrO₄, Ca(CH₃COO)₂ e CaCl₂.2H₂O (Tedesco et al., 1995).

A Capacidade de Troca de Cátions a pH 7,0 (CTC_{pH 7,0}) foi calculada de acordo com a CQFS RS/SC (2004) (Equação 2):

$$CTC_{pH\ 7.0} = H + Al + (Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+) \quad (2)$$

onde: o valor de CTC_{pH 7,0} é expresso em cmol_c kg⁻¹.

A Saturação por Bases (V) foi calculada pela equação 3, proposta pela CQFS-RS/SC (2004):

$$V = (S*100)/CTC_{pH\ 7.0} \quad (3)$$

onde: o valor de V é expresso em %.

A Saturação da CTC_{efetiva} por Alumínio (m) foi calculada pela equação 4, segundo a CQFS-RS/SC (2004):

$$m = (Al*100)/CTC_{efetiva} \quad (4)$$

onde: o valor de m é expresso em %.

A segunda parte das amostras de solo foi submetida ao fracionamento químico de P. Essas análises foram realizadas no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), seguindo metodologia proposta por Hedley et al. (1982), com as modificações descritas por Condon et al. (1985), descrita a seguir: Amostras de 0,25 g foram extraídas seqüencialmente, com resina trocadora de ânions em lâminas

(placas AR 103 QDP 434) (forma Pi_{RTA}); $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1} (formas Pi_{bic} e PO_{bic}); $NaOH$ 0,1 mol L^{-1} (formas Pi_{hid} e PO_{hid}); HCl 1,0 mol L^{-1} (forma Pi_{HCl}) e $NaOH$ 0,5 mol L^{-1} (formas $Pi_{hid0,5}$ e $PO_{hid0,5}$). Após as extrações anteriores, o solo remanescente foi seco em estufa e submetido à digestão com $H_2SO_4+H_2O_2+MgCl_2$ saturado (forma $P_{residual}$), conforme descrito em Gatiboni (2003). O P inorgânico (Pi) dos extratos alcalinos de $NaHCO_3$ e $NaOH$ foi determinado pelo método de Dick & Tabatabai (1977). Nesses extratos alcalinos, o P total (P_{total}) foi determinado por digestão com persulfato de amônio+ácido sulfúrico, em autoclave (USEPA, 1971), sendo o P orgânico (Po) obtido pela diferença entre P total e o Pi. O P dos extratos ácidos foi determinado segundo Murphy & Riley (1962). As formas de P determinadas no fracionamento de Hedley foram agrupadas em P geoquímico (P_{geo}) e biológico (P_{bio}), de acordo com metodologia proposta por Cross & Schlesinger (1995), sendo o primeiro obtido pela soma das formas inorgânicas mais o P residual ($Pi_{rta} + Pi_{bic} + Pi_{hid} + Pi_{hid0,5} + Pi_{HCl} + P_{residual}$) e o segundo pela soma das formas orgânicas ($PO_{bic} + PO_{hid} + PO_{hid0,5}$).

O solo das amostras coletadas nas camadas de 0-2,5 e 20-30 cm dos tratamentos testemunha, DLS1 e CS1 foi submetido à determinação das isotermas de adsorção para prever a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) do solo. Assim, 1,0 g de solo seco foi adicionado em tubos *falcon* de 15 ml. Em seguida, foi adicionado 10 ml da solução de $CaCl_2$ 0,001 mol L^{-1} , contendo 10 concentrações de P (0; 0,5; 1; 2; 5; 10; 20; 50; 100 e 400 mg L^{-1}), o que é equivalente a 0; 5; 10; 20; 50; 100; 200; 500; 1000 e 4000 mg kg^{-1} de P no solo, respectivamente. Logo depois, os tubos foram submetidos, durante 16 h, à agitação contínua em

agitador “end-over-end” com 33 rpm em temperatura de $\pm 25^{\circ}\text{C}$. Posteriormente, as amostras foram centrifugadas a 1.350 g por 10 minutos e no extrato foi determinado o teor de P remanescente na solução 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 matemático de Langmuir de um sítio de adsorção (Equação 5), descrito por Barrow (1983):

$$P_{\text{sorvido}} = (k \text{ CMAP} * P_{\text{solução}}) / (1 + k P_{\text{solução}}) \quad (5)$$

onde: a *CMAP* é a constante máxima de adsorção de P; *k* é uma constante que fornece informações 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 matemático proposto por Koski-Vähälä & Hartikainen (2001). Esses autores introduziram a quantidade de P desorvido em água destilada (Q_o) que é visualmente representada pelo ponto da intersecção no eixo das ordenadas, e a CEP pela intersecção no eixo *x* (equação 6):

$$P_{\text{sorvido}} = (\text{CMAP} * P_{\text{solução}}) / (km + P_{\text{solução}}) - Q_o \quad (6)$$

onde: *CMAP* é a capacidade máxima de adsorção de P; $P_{\text{solução}}$ é a concentração de P na solução de equilíbrio; Q_o é a quantidade de P desorvido em água destilada e *km* é a concentração de P na solução que permite a metade da adsorção máxima de P.

4.3 Análises Estatísticas

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e, quando os efeitos foram significativos, as médias foram comparadas pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Formas de fósforo no solo

Através da aplicação continuada de dejetos líquidos e cama sobreposta durante o período de 88 meses sob sistema de plantio direto para a sucessão milho e aveia preta, adicionou-se no solo o equivalente a 694, 1.388, 1.890 e 3.780 kg ha⁻¹ de P₂O₅, para os tratamentos com dejetos líquido de suíno, equivalente à recomendação de N ha⁻¹ ano⁻¹ (DLS1) e o dobro da recomendação (DLS2), e com cama sobreposta de suíno, equivalente à recomendação de N ha⁻¹ ano⁻¹ (CS1) e o dobro da recomendação para a cultura do milho e da aveia (CS2), respectivamente (Tabela 1).

Os maiores teores de P inorgânico lábil extraídos por RTA e NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹, no solo do tratamento DLS1 foram encontrados até a camada de 2,5-5 cm. No solo do tratamento DLS2 os maiores teores de P extraídos por RTA foram encontrados até a camada de 2,5-5 cm enquanto os maiores teores de P extraído por NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ foram obtidos até a camada de 10-15 cm. Por outro lado, no solo dos tratamentos com cama sobreposta (CS1 e CS2), os maiores teores de P inorgânico extraídos por RTA e NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ foram encontrados até as camadas de 2,5-5 cm, respectivamente (Tabela 2). Os teores de P inorgânico extraídos por RTA e NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ nos tratamentos DLS2 e CS1 aumentaram até a camada de 15-20 cm e no tratamento CS2 aumentaram até 20-30 cm (Tabela 2). Os primeiros extratores utilizados no fracionamento de Hedley et al. (1982), a resina trocadora de ânions (P_{iRTA}) e o bicarbonato de sódio NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ extraem

o P inorgânico em formas lábeis (Johnson et al., 2003), que contribuem de forma ativa para a nutrição das plantas, ou podem ser transferidas no ambiente, através do escoamento superficial e/ou percolação (Ajmone-Marsan et al., 2006; Gatiboni et al., 2007).

Esses resultados concordam com os obtidos por Ceretta et al. (2010), que em um solo com textura arenosa e cultivado sob sistema plantio direto, com aplicações sucessivas de doses de dejetos líquidos de suíno (0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹) durante sete anos, observaram migração de P no perfil do solo até a profundidade de 25 cm, principalmente nas formas inorgânicas extraídas pela RTA e NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹.

O acúmulo de formas de P inorgânico, especialmente nas camadas de 0-2,5 e 2,5-5 cm, extraídas com RTA e NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ em todos os tratamentos com a aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos pode ser atribuído às sucessivas aplicações dos resíduos sobre os restos culturais das plantas depositadas na superfície do solo, uma vez que o sistema de cultivo do solo foi o sistema plantio direto. Isso pode incrementar a disponibilidade de P para as plantas, contribuindo para a nutrição delas. Porém as quantidades são acima da demanda das plantas e, por isso, potencializam a transferência do nutriente por escoamento, causando até a eutrofização de águas (Adeli et al., 2003; Bergström & Kirchmann, 2006; Gatiboni et al., 2008; Ceretta et al., 2010; Kang et al., 2011; Chien et al., 2011).

Também convém ressaltar que a migração de P em solos de textura arenosa, como o Argissolo Vermelho Amarelo do presente experimento, pode ter sido estimulada porque com a aplicação do nutriente via dejetos de suínos líquidos ou cama sobreposta, se espera ao longo dos anos a saturação de parte dos sítios de adsorção das partículas

reativas do solo pelo P e, por consequência, parte dele é adsorvido em formas de menor energia de ligação (Barrow et al., 1998), especialmente, porque o solo possui baixa quantidade de argila no perfil do solo (Tabela 2), óxidos de ferro e alumínio, presença de minerais de argila do tipo 1:1 e valores de pH em água mais elevados.

O teor de P orgânico no solo extraído por NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ($\text{P}_{\text{O}_{\text{bic}}}$) nos tratamentos DLS1 e DLS2 aumentou até a camada de 2,5-5 e 10-15 cm (Tabela 2). Mas, no solo do tratamento com a aplicação de CS1, o teor de $\text{P}_{\text{O}_{\text{bic}}}$ aumentou até a camada de 2,5-5 cm enquanto no tratamento CS2 o maior teor foi encontrado até a camada de 5-10 cm. Os maiores teores de P inorgânico extraídos por RTA, NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ e P orgânico extraído por NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ foram encontrados no tratamento CS2, até a camada de 15-20 cm, comparativamente aos demais tratamentos. Isso ocorreu porque a cama sobreposta possuía na sua composição maior quantidade de P, se comparado, por exemplo, ao dejetos líquido de suíno e, por consequência, a quantidade do nutriente aplicada ao longo dos anos no tratamento com o dobro da dose de cama sobreposta foi maior que os demais tratamentos (Tabela 1). Mas convém relatar que o maior acúmulo de P nas camadas do solo aconteceu em formas inorgânicas, extraídas por RTA e NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, e em menor quantidade em formas orgânicas. Esses dados concordam com os obtidos por Gatiboni et al. (2008), que aplicaram ao longo de 48 meses sobre a superfície de um solo cultivado com pastagem um total de 0, 560 e $1.120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquido de suínos e não encontraram acúmulo expressivo de P em frações orgânicas extraídas por NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$. Isto porque os compostos orgânicos derivados do dejetos de

suínos podem ser de fácil decomposição pela biomassa microbiana do solo.

Tabela 2. Formas de fósforo extraídas pelos extratores RTA e NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, em diferentes camadas de solo submetido à aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos, equivalente à recomendação de $\text{N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e o dobro da recomendação, para a cultura do milho e da aveia.

Formas	Camada	Testemunha	DLS1 ⁽²⁾	DLS2 ⁽²⁾	CS1 ⁽³⁾	CS2 ⁽³⁾	CV
	cm		mg kg ⁻¹				%
Pi RTA (Pi _{RTA})	0-2,5	61,7 aC ¹	165,2 aC	353,8 aB	351,1 aB	735,6 aA	14,6
	2,5-5	42,1 bC	105,6 bC	305,6 abB	307,2 aB	702,1 aA	9,2
	5-10	27,0 cC	72,2 bC	248,2 bB	219,3 bB	516,9 bA	11,5
	10-15	15,5 cdD	16,1 cD	170,2 cB	127,9 cC	344,1 cA	5,2
	15-20	9,4 dC	6,9 cC	90,7 dB	63,9 cdB	212,1 dA	12,6
	20-30	7,1 dB	4,2 cB	23,5 dB	11,1 dB	82,5 eA	39,4
	CV, %	19,4	19,8	12,3	14,7	6,5	
Pi NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} (Pi _{hc})	0-2,5	41,4 aC	67,1 aC	142,7 aBC	206,8 aB	408,9 aA	25,6
	2,5-5	37,4 aC	52,4 aC	142,1 aB	171,8 abB	350,2 abA	7,2
	5-10	34,9 aC	28,5 bC	127,4 aB	127,2 bB	260,7 bcA	15,1
	10-15	17,8 bD	19,6 bcD	116,0 aB	58,9 cC	185,3 cdA	16,3
	15-20	15,5 bcD	10,4 cD	82,7 bB	39,8 cC	114,0 deA	16,1
	20-30	4,9 cC	7,4 cC	30,4 cB	14,9 cC	57,3 eA	19,7
	CV, %	14,8	17,0	8,9	19,2	14,5	
Po NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} (Po _{hc})	0-2,5	24,4 aC	43,6 aC	108,2 aB	101,3 aB	219,3 aA	12,5
	2,5-5	19,9 abC	33,7 aC	106,1 aB	97,0 aB	207,3 aA	14,5
	5-10	10,7 bcD	18,9 bD	105,0 aB	72,6 bC	180,8 aA	8,7
	10-15	9,1 cC	17,4 bcC	74,5 aAB	36,5 cBC	114,5 bA	36,1
	15-20	7,0 cB	8,6 bcB	20,6 bB	22,6 cdB	81,8 bA	48,1
	20-30	6,7 cA	4,9 cA	5,8 bA	12,0 dA	15,1 cA	43,4
	CV, %	26,5	23,1	18,2	14,9	14,2	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$); ⁽²⁾ DLS1 e DLS2 = Dejetos Líquidos de suíno equivalente à recomendação de $\text{N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e a dose dobrada; ⁽³⁾ CS1 e CS2 = Cama Sobreposta de suíno equivalente à recomendação de $\text{N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e a dose dobrada.

As formas de P extraídas por NaOH 0,1 mol L⁻¹ (P_{hid} e P_{ohid}) e NaOH 0,5 mol L⁻¹ (P_{hid05} e P_{ohid05}) representam o P inorgânico e orgânico adsorvido com energia intermediária, consideradas formas moderadamente lábeis (Cross & Schlesinger, 1995; Gatiboni et al., 2007) (Tabela 3). Os maiores teores de P inorgânico extraídos por NaOH 0,1 mol L⁻¹ nos tratamentos DLS1, DLS2, CS1 e CS2 foram encontrados até as camadas de 0-2,5; 2,5-5; 2,5-5 e 0-2,5 cm, respectivamente. Já os maiores teores de P inorgânico extraído por NaOH 0,5 mol L⁻¹ nos tratamentos DLS1 e CS1 foram encontrados até a camada de 10-15 cm do solo. Por outro lado, no tratamento DLS2, os teores de P foram iguais até a camada de 20-30 cm enquanto no tratamento CS2 os maiores teores de P foram observados até a camada de 15-20 cm.

Em relação de P orgânico extraído por NaOH 0,1 mol L⁻¹, os maiores aos teores foram encontrados nos tratamentos DLS1, DLS2, CS1 e CS2 até as camadas de 5-10 15-20, 5-10 e 0-2,5 cm, respectivamente. Mas os maiores teores de P orgânico extraídos pelo extrator NaOH 0,5 mol L⁻¹, em todos os tratamentos, tenderam a ser encontrados nas camadas mais superficiais do solo (0-2,5 e 2,5-5 cm), o que pode estar associado aos maiores teores de COT (Anexo 1). Convém comentar que em todas as camadas avaliadas, em todos os tratamentos, o P aplicado via dejetos líquidos ou sólidos, equivalente à recomendação de N ha⁻¹ano⁻¹ e a dose dobrada tenderam a acumular na forma extraída por NaOH 0,1 mol L⁻¹, comparativamente à forma extraída por NaOH 0,5 mol L⁻¹. Além disso, é oportuno relatar que em todas as camadas do solo do tratamento que recebeu a aplicação do

dobro da dose de cama sobreposta de suínos foram encontrados os maiores teores de P inorgânico extraído por NaOH 0,1 mol L⁻¹, o que indica que os colóides inorgânicos deste solo não apresentam alta afinidade com P, devido ao predomínio de argilominerais do tipo 1:1 como a caulinita (dados não publicados), pois em outros tipos de solos, principalmente os que apresentam elevados teores de óxido de ferro, maiores quantidades de P mediantemente lábil são encontradas na forma de P inorgânico extraído por NaOH 0,5 mol L⁻¹ (Rheinheimer et al., 2000; Gatiboni et al., 2008). Já nos tratamentos CS1 e CS2 foram encontrados os maiores teores de P orgânico extraídos por NaOH 0,1 mol L⁻¹. No tratamento CS2 foram encontrados até a camada e 10-15 cm, os maiores teores de P orgânico extraído por NaOH 0,1 mol L⁻¹ (Tabela 3).

Tabela 3. Formas de fósforo extraídas pelo extrator NaOH a 0,1 e NaOH 0,5 mol L⁻¹, em diferentes camadas de solo submetido à aplicação de dejetos líquido e cama sobreposta de suínos equivalente à recomendação de N ha⁻¹ ano⁻¹ e ao dobro da recomendação para a cultura do milho e aveia.

Formas	Camada	Testemunha	DLS1 ⁽²⁾	DLS2 ⁽²⁾	CS1 ⁽³⁾	CS2 ⁽³⁾	CV
	Cm		mg kg ⁻¹				%
Pi NaOH 0,1 mol L ⁻¹ (P _{hid})	0-2,5	100,1 aC ¹	171,3 aC	232,1 aC	437,6 aB	919,9 aA	16,5
	2,5-5	83,0 aD	121,7 bCD	208,9 aC	330,0 aB	791,0 bA	10,9
	5-10	49,1 bD	40,6 cD	118,1 bC	157,9 bB	453,3 cA	3,9
	10-15	38,8 bBC	31,2 cC	76,1 bcB	75,4 bcB	217,7 dA	16,5
	15-20	20,9 bB	17,8 cB	38,0 cdB	34,6 cB	74,2 eA	25,3
	20-30	18,1 bA	6,4 cA	13,5 dA	19,8 cA	21,8 eA	37,9
	CV, %	21,4	22,7	15,4	23,8	7,5	
Po NaOH 0,1 mol L ⁻¹ (P _o)	0-2,5	131,9 aC	126,7 aC	261,9 aB	298,0 aB	873,8 aA	8,9
	2,5-5	128,3 aC	125,4 aC	244,0 aBC	296,0 aB	708,1 bA	16,5
	5-10	121,2 aB	123,2 abcB	225,2 aAB	202,9 abAB	323,3 cA	27,0
	10-15	83,1 abB	81,3 bcB	224,4 aA	167,7 bAB	226,9 cdA	23,0
	15-20	79,3 abB	66,8 bcB	162,5 abAB	129,2 bAB	198,3 cdA	28,5
	20-30	58,5 bBC	45,7 cC	63,5 bBC	89,2 bB	146,7 dA	17,2
	CV, %	19,1	21,2	21,4	21,0	11,3	
Pi NaOH 0,5 mol L ⁻¹ (P _{hid})	0-2,5	50,2 aA	51,3 aA	48,6 aA	58,2 aA	64,0 aA	19,0
	2,5-5	48,0 abA	48,6 abA	46,3 aA	46,7 abA	59,1 abA	26,8
	5-10	40,2 abA	45,6 abA	44,6 aA	43,2 abA	50,9 abA	18,2
	10-15	37,1 abA	45,4 abA	41,3 aA	42,1 abA	43,6 abA	16,7
	15-20	35,1 abA	35,1 bA	41,0 aA	28,7 bA	31,4 abA	15,4
	20-30	30,0 bA	34,3 bA	40,3 aA	28,0 bA	26,9 bA	19,9
	CV, %	16,8	11,9	10,1	20,7	25,3	
Po NaOH 0,5 mol L ⁻¹ (P _o)	0-2,5	26,0 aC	36,9 aC	45,0 aC	107,1 aB	249,2 aA	23,1
	2,5-5	23,5 aC	20,6 abC	39,8 aC	79,9 aB	197,9 bA	15,0
	5-10	13,2 abB	8,2 bB	19,3 bB	23,1 bB	78,3 cA	27,4
	10-15	3,6 bB	1,5 bB	0,0 cB	12,6 bB	35,8 dA	75,9
	15-20	0,0 bA	0,0 bA	0,0 cA	12,1 bA	17,2 dA	129,3
	20-30	0,0 bA	0,0 bA	0,0 cA	1,2 bA	6,9 dA	317,5
	CV, %	42,8	83,8	31,6	42,9	11,8	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$); ⁽²⁾ DLS1 e DLS2 = Dejetos Líquido de suíno equivalente à recomendação de N ha⁻¹ ano⁻¹ e a dose dobrada; ⁽³⁾ CS1 e CS2 = Cama Sobreposta de suíno equivalente à recomendação de N ha⁻¹ ano⁻¹ e a dose dobrada.

Os maiores teores de P extraído por HCl 1,0 mol L⁻¹ no tratamento DLS1, CS1 e CS2 foram encontrados até a camada de 0-2,5 cm, mas no tratamento DLS2 os maiores teores de P foram observados até a camada de 5-10 cm. Os maiores teores de P obtidos pelo extrator HCl 1,0 mol L⁻¹, especialmente até a camada de 15-20 cm, foram encontrados no tratamento CS2, comparativamente aos demais tratamentos (Tabela 4).

O P inorgânico detectado pelo extrator HCl 1,0 mol L⁻¹ (P_{iHCl}) é, principalmente a parte do elemento contida nos fosfatos de Ca e fortemente adsorvido, e é considerada não-lábil (Cross & Schlesinger, 1995). O aumento do teor de P na fração extraída por HCl 1,0 mol L⁻¹, especialmente em camadas superficiais de solos com histórico de aplicação de dejetos de suínos, também foi encontrado por Gatiboni et al. (2008) e pode acontecer porque, em geral, mais de 60% do P contido nos dejetos de suínos aplicado ao solo é encontrado na fração inorgânica ligado ao cálcio (Barnett, 1994; Sui et al., 1999; Cassol et al., 2001). Com isso, aplicações sucessivas de dejetos na superfície do solo sem incorporação tendem a aumentar a quantidade física do resíduo na superfície do solo, incrementando os teores de P detectados pelo extrator HCl 1,0 mol L⁻¹. Essa explicação é plausível, uma vez que o solo Argissolo Vermelho Amarelo do presente experimento naturalmente possuía 3,1 cmol_c kg⁻¹ de Ca trocável (extrator KCl 1,0 mol L⁻¹) na camada de 0-10 cm, que é interpretado como teor médio no solo (2,1-4,0 cmol_c kg⁻¹), de acordo com a CQFS-RS/SC (2004).

O teor de P residual do solo extraído por H₂SO₄ + H₂O₂ + MgCl₂ é considerado de difícil acesso pelos extratores químicos seletivos no solo. Essa forma de P pode contribuir para a nutrição das

plantas apenas em situações de extrema carência do elemento no solo. Os maiores teores de P extraídos por $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{MgCl}_2$ de todos os tratamentos tenderam a ser encontrados na superfície do solo, como nas camadas de 0-2,5 e 2,5-5 cm (Tabela 4). No entanto, os maiores teores, até a camada de 5-10 cm foram encontrados no solo submetido à adição do dobro da dose de dejetos líquidos de suínos (DLS2). Com base nisso, se pode afirmar que o P adicionado via dejetos líquidos ou sólidos de suínos pouco foi acumulado em formas recalcitrantes, o que concorda com os dados obtidos por Gatiboni et al. (2008), Ceretta et al. (2010), em experimentos de longa duração com a aplicação de dejetos de suínos na superfície de solos com textura arenosa. Segundo esses autores isso acontece porque os solos com textura arenosa possuem pequenas proporções de óxidos de ferro e alumínio na fração argila, e por isso o P tende a se acumular em formas mais lábeis, extraídas por RTA e NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, como verificado no presente trabalho (Tabela 2).

Tabela 4. Fósforo inorgânico e residual, extraídos respectivamente pelos extratores HCl 1,0 mol L⁻¹ e H₂SO₄+H₂O₂+MgCl₂, em diferentes camadas de solo submetido à aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos, equivalente à recomendação de N ha⁻¹ ano⁻¹ e ao dobro da recomendação para a cultura do milho e aveia-preta.

Formas	Camada	Testemunha	DLS1 ⁽²⁾	DLS2 ⁽²⁾	CS1 ⁽³⁾	CS2 ⁽³⁾	CV
	cm		mg kg ⁻¹				%
Pi	0-2,5	25,7 aB ¹	56,3 aB	39,8 aB	53,2 aB	128,2 aA	27,0
	2,5-5	16,4 abB	32,8 bAB	32,6 aAB	41,3 bA	50,5 bA	19,4
HCl	5-10	14,3 abC	8,6 cC	26,4 abB	36,1 bAB	46,3 bA	16,2
	10-15	7,9 bAB	5,0 cB	13,6 bcAB	7,6 cAB	43,7 bA	83,3
0,1 M (Pi _{HCl})	15-20	3,2 bBC	2,3 cC	6,5 cB	3,7 cBC	11,2 bA	23,6
	20-30	4,2 bA	1,6 cA	2,1 cA	1,8 cA	2,7 bA	40,1
	CV, %	40,6	45,8	33,1	11,5	37,5	
P residual	0-2,5	195,7 aC	209,4 aC	240,2 aBC	298,9 aB	405,8 aA	8,2
	2,5-5	190,0 aB	196,8 aB	217,5 abB	271,4 abAB	333,8 aA	13,5
P residual (P _{residual})	5-10	188,6 aA	171,5 bA	213,7 abA	239,6 bcA	248,4 bA	15,5
	10-15	175,3 aA	160,0 bcA	189,5 bcA	208,8 cdA	209,2 bcA	13,0
	15-20	163,3 aA	156,3 bcA	186,2 bcA	188,0 dA	194,1 bcA	13,9
	20-30	147,7 aA	146,9 cA	170,4 cA	180,3 dA	170,5 cA	12,8
	CV, %	11,9	4,6	6,7	6,0	10,2	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$); ⁽²⁾ DLS1 e DLS2 = Dejetos Líquidos de suíno equivalente à recomendação de N ha⁻¹ ano⁻¹ e a dose dobrada;

⁽³⁾ CS1 e CS2 = Cama Sobreposta de suíno equivalente à recomendação de N ha⁻¹ ano⁻¹ e a dose dobrada.

Na figura 1 está apresentada a soma das formas preferenciais de acumulação de P, nas seis camadas, em decorrência da aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos (DLS1, DLS2, CS1 e CS2). Observa-se que o maior acúmulo de P foi encontrado no solo do tratamento CS2, que recebeu ao longo dos 88 meses de condução do experimento, a maior dose de P_2O_5 (1.650 kg ha^{-1}). Nesse tratamento o P foi acumulado em maior quantidade nas formas de P inorgânico extraído por RTA e em formas inorgânicas e orgânicas de P extraídas por NaOH 0,1 e 0,5 mol L^{-1} . Esses resultados estão de acordo com os obtidos por Sui et al. (1999), Hooda et al. (2001), Laboski & Lamb (2003), Gatiboni et al. (2008) e Ceretta et al. (2010), que também encontraram acúmulo mais pronunciado de formas inorgânicas de P em solos com histórico de aplicação de resíduos orgânicos, como os dejetos de suínos, o que pode aumentar a disponibilidade do nutriente para as plantas, mas também o risco de contaminação de águas.

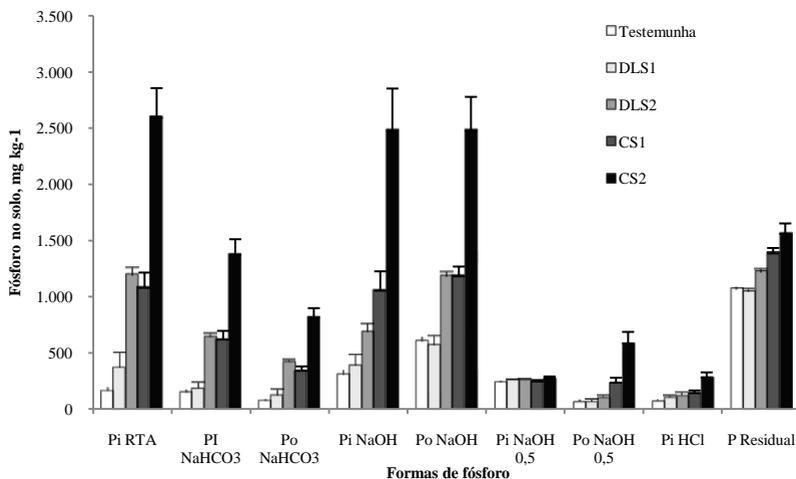


Figura 1. Somatório dos teores de fósforo das diferentes formas nas seis camadas, em solo submetido à adição de doses sucessivas de Dejeito Líquido de Suíno equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e ao dobro da dose (DLS1 e DLS2); Cama Sobreposta de suíno equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e ao dobro da dose (CS1 e CS2), para a cultura do milho e da aveia, ao longo de oito anos, em sistema de plantio direto. Pi_{RTA} , fósforo inorgânico extraído pela resina trocadora de ânions; Pi_{bic} , fósforo inorgânico extraído por bicarbonato de sódio ($NaHCO_3$ a $0,5\ mol\ L^{-1}$); Po_{bic} , fósforo orgânico extraído por bicarbonato de sódio ($NaHCO_3$ a $0,5\ mol\ L^{-1}$); Pi_{hid} , fósforo inorgânico extraído por hidróxido de sódio ($NaOH$ a $0,1\ mol\ L^{-1}$); Po_{hid} , fósforo orgânico extraído por hidróxido de sódio ($NaOH$ a $0,1\ mol\ L^{-1}$); $Pi_{hid0,5}$, fósforo inorgânico extraído por $NaOH$ a $0,5\ mol\ L^{-1}$; $Po_{hid0,5}$, fósforo orgânico extraído por $NaOH$ a $0,5\ mol\ L^{-1}$; Pi_{HCl} , fósforo inorgânico extraído por ácido clorídrico (HCl a $1,0\ mol\ L^{-1}$); $P_{residual}$, fósforo extraído por ácido sulfúrico mais peróxido de hidrogênio mais cloreto de magnésio ($H_2SO_4+H_2O_2+MgCl_2$).

Os maiores teores de P geoquímico e biológico, em geral, e em todos os tratamentos com a aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta suínos, equivalente à recomendação de $N \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e o dobro da dose, foram encontrados nas camadas mais superficiais do solo, como exemplo, nas camadas de 0-2,5 e 2,5-5 cm (Tabela 5). No entanto, os maiores teores de P em todas as camadas e tratamentos foram encontrados na forma de P geoquímico, se comparado a forma de P biológico, o que concorda com os dados obtidos por Uusitalo et al. (2007), Hao et al. (2008) e Linqvist et al. (2011) em solos submetidos a aplicação de dejetos. Mas no tratamento CS2 foram encontrados os maiores teores de P geoquímico e biológico, comparativamente aos demais tratamentos. O teor de P geoquímico na camada mais superficial (0-2,5 cm) foi de 2.662 mg kg^{-1} enquanto na camada mais profunda (20-30 cm) foi de 362 mg kg^{-1} , o que mostra a ocorrência de migração de formas inorgânicas de P no perfil do solo, e em maiores quantidades que as encontradas nas formas de P biológicas, que foram de 1.342 mg kg^{-1} na camada de 0-2,5 cm e de 169 mg kg^{-1} na camada de 20-30 cm.

Os maiores teores de P geoquímico e biológico nas camadas superficiais do solo na maioria dos tratamentos se refletiram em incremento dos teores de P total (Tabela 5). Na camada de 0-2,5 cm no tratamento DLS1, DLS2, CS2 e CS2 foram encontrados 928, 1.473, 1.912 e 4005 mg kg^{-1} de P total, respectivamente, o que representa o incremento de 41%, 124%, 191% e 509%, enquanto na camada de 2,5-5 cm os teores para os mesmos tratamentos foram de 738, 1.343, 1.642 e 3.400 mg kg^{-1} de P total, respectivamente, representando 12%, 104%, 150% e 417%. Além disso, se pode observar que os maiores teores de P total foram encontrados nos solos com a aplicação do dobro da dose de

cama sobreposta, onde na camada superficial do solo (0-2,5 cm) foi encontrado, aproximadamente, 4005 mg kg⁻¹ enquanto na camada mais profunda (20-30 cm), aproximadamente, 531 mg kg⁻¹, representando um incremento de 509% e 91%. Resultados semelhantes foram relatados por Ceretta et al. (2010), que observaram incremento dos teores de P total nas camadas superficiais do solo, consequência do acúmulo, em especial, de formas de P geoquímico e, de forma menos pronunciada, de P biológico, em solo com textura arenosa submetido a aplicações sucessivas de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos durante 96 meses.

Tabela 5. Fósforo geoquímico, biológico e total em diferentes camadas de solo submetido à aplicação de dejetos líquido e cama sobreposta de suínos, equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e ao dobro da recomendação para a cultura do milho e aveia-preta.

Formas	Camada	Testemunha	DLS1 ⁽²⁾	DLS2 ⁽²⁾	CS1 ⁽³⁾	CS2 ⁽³⁾	CV
	cm		mg kg ⁻¹				%
P _{geo}	0-2,5	474,8 aD ¹	720,9 aCD	1057,3 aBC	1405,9 aB	2662,6 aA	11,1
	2,5-5	417,0 abC	558,1 bC	953,2 aB	1168,7 aB	2286,8 bA	8,1
	5-10	354,3 bcC	367,1 cC	778,6 bB	823,5 bB	1576,8 cA	7,7
	10-15	292,6 cdC	277,4 dC	606,9 cB	520,9 cB	1043,8 dA	8,7
	15-20	247,7 cdCD	229,1 deD	445,2 dB	358,8 cdBC	637,1 eA	10,7
	20-30	212,2 dCB	200,9 eC	280,5 eB	256,1 dBC	361,9 fA	9,7
	CV, %	11,5	6,0	6,1	12,1	6,5	
P _{bio}	0-2,5	182,4 aD	207,3 aD	415,2 aC	506,5 aB	1342,4 aA	5,4
	2,5-5	171,7 aC	179,8 aC	390,0 abB	473,1 aB	1113,4 bA	12,7
	5-10	145,2 abC	150,5 abC	349,6 abB	298,7 bBC	582,4 cA	18,0
	10-15	95,8 bcC	100,3 bcC	298,9 bAB	217,0 bcBC	377,3 dA	21,7
	15-20	86,3 cB	75,5 cB	183,0 cAB	164,0 bcAB	297,4 deA	29,6
	20-30	65,2 cB	50,7 cB	69,3 dB	102,5 cB	168,9 eA	20,1
	CV, %	16,5	17,1	13,7	17,6	8,0	
P _{total}	0-2,5	657,3 aD	928,2 aD	1472,6 aC	1912,4 aB	4005,1 aA	8,3
	2,5-5	588,8 abC	737,9 bC	1343,2 aB	1641,8 aB	3400,2 bA	8,1
	5-10	499,6 bC	517,6 cC	1128,3 bB	1122,3 bB	2159,2 cA	6,3
	10-15	388,4 cC	377,7 dC	905,9 cB	738,0 cB	1421,2 dA	11,2
	15-20	334,0 cdC	304,6 deC	628,3 dB	522,8 cdBC	934,5 eA	14,7
	20-30	277,4 dBC	251,7 eC	349,8 eB	358,6 dB	530,8 fA	10,4
	CV, %	8,0	7,2	5,9	10,8	5,4	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$); ⁽²⁾ DLS1 e DLS2 = Dejetos Líquido de suíno equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e a dose dobrada; ⁽³⁾ CS1 e CS2 = Cama Sobreposta de suíno equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e a dose dobrada.

Após a aplicação de aproximadamente 3.068 kg ha^{-1} de P_2O_5 via cama sobreposta com o dobro da recomendação de N para as culturas, ao longo de oitos anos, o valor médio de P_{RTA} no somatório das camadas de 0-2,5; 2,5-5 e 5-10 cm foi de 652 mg kg^{-1} enquanto na camada de 20-30 cm foi de 82 mg kg^{-1} , maiores que o estabelecido como teor muito alto ($>40 \text{ mg kg}^{-1}$) pela CQFS-RS/SC (2004). Quando se comparam os valores de referência preconizados com o teor médio de 114 mg kg^{-1} de P, obtido no somatório das camadas de 0-2,5; 2,5-5 e 5-10 cm no tratamento CS1, é possível constatar que ele também está acima do nível considerado muito alto (CQFS-RS/SC, 2004). Pela análise da percentagem de P lábil, extraído por RTA contida no P_{total} , nota-se que os valores de P_{RTA} na camada de 0-2,5 cm foram duas vezes maiores em todos os tratamentos com a adição de dejetos de suínos (DLS1, DLS2, CS1 e CS2) em relação ao tratamento testemunha (Tabela 6). Convém ressaltar que nos tratamentos com dejetos líquidos houve aumento do percentual de P_{RTA} até a camada de 5-10 cm. Já no tratamento CS1 se observa aumento até a camada de 10-15 cm. E no tratamento CS2 ocorreu aumento no percentual de P_{RTA} até a camada de 15-20 cm. Porém, quando os tratamentos foram comparados entre si, nota-se que o tratamento CS2 teve aumento significativo até a camada de 20-30 cm. Esse aumento no tratamento CS2 (15,4% de P_{RTA}) na camada de 20-30 cm ficou seis vezes acima do percentual encontrado no tratamento testemunha (2,5% de P_{RTA}) (Tabela 6). Com isso, se pode constatar que as aplicações repetidas de dejetos suínos na forma líquida e sólida aumentam os teores de P no solo, especialmente em formas inorgânicas lábeis, aumentando o potencial de perdas de P, como relatado por Ajmone-Marsan et al. (2006), Gatiboni et al. (2007),

Berwanger et al. (2008), Gatiboni et al. (2008), Ceretta et al. (2010). Isto é de relevante preocupação na gestão de áreas agrícolas, onde a aplicação de dejetos de suínos é uma prática corriqueira.

Tabela 6. Percentagem entre fósforo biológico e o fósforo total e relação entre P_{RTA} e o P total, em diferentes camadas de solo submetido à aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos, equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e ao dobro da recomendação para a cultura do milho e aveia-preta.

Formas	Camada	Testemunha	DLS1 ⁽²⁾	DLS2 ⁽²⁾	CS1 ⁽³⁾	CS2 ⁽³⁾	CV
	cm		%				%
$P_{biológico}/P_{total}$	0-2,5	27,9 aAB ¹	22,3 aB	28,2 aAB	26,5 aB	33,5 aA	8,3
	2,5-5	29,2 aAB	24,3 aB	28,9 aAB	28,9 aAB	32,8 aA	8,0
	5-10	28,9 aA	28,4 aA	30,6 aA	26,7 aA	26,9 aA	17,0
	10-15	24,8 aA	25,6 aA	33,0 aA	28,8 aA	26,5 aA	20,7
	15-20	25,8 aA	24,7 aA	29,0 aA	30,8 aA	31,3 aA	12,9
	20-30	23,6 aAB	19,8 aB	19,4 bB	28,5 aAB	31,8 aA	17,1
	CV, %	17,6	16,2	9,9	15,6	10,3	
P_{RTA}/P_{total}	0-2,5	9,3 aC	17,8 aB	23,9 aA	18,3 aB	18,3 bcB	11,3
	2,5-5	7,1 bD	14,3 aC	22,8 aA	18,6 aB	20,7 abAB	8,8
	5-10	5,4 bcC	13,8 aB	22,1 abA	19,4 aAB	23,9 aA	14,7
	10-15	4,0 cdC	4,2 bC	18,8 bB	17,5 aB	24,3 aA	13,5
	15-20	2,8 dC	2,3 bC	14,4 cB	12,3 bB	22,9 aA	13,1
	20-30	2,5 dBC	1,6 bC	6,8 dB	3,1 cBC	15,4 cA	28,7
	CV, %	14,7	19,6	7,2	12,3	6,9	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$); ⁽²⁾ DLS1 e DLS2 = Dejetos Líquidos de suíno equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e a dose dobrada; ⁽³⁾ CS1 e CS2 = Cama Sobreposta de suíno equivalente à recomendação de $N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e a dose dobrada.

5.2 Parâmetros relacionados à isoterma de adsorção

Os valores de capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP), parâmetro ajustado pela equação de Langmuir, na camada de 0-2,5 cm, nos tratamentos testemunha, DLS1 e CS1 foram de 367, 363 e 426 mg kg⁻¹, respectivamente, e não diferiram estatisticamente (Tabela 7). Os valores de CMAP obtidos na camada de 0-2,5 cm são semelhantes aos relatados por Berwanger et al. (2008), também em um solo Argissolo com histórico de aplicação de dejetos líquidos de suínos sob SPD. Por outro lado, os valores de CMAP na camada de 20-30 cm nos mesmos tratamentos (testemunha, DLS1 e CS1) foram de 995, 875 e 701 mg kg⁻¹, respectivamente (Tabela 7). Os menores valores de CMAP no solo submetido à aplicação de CS1 podem ser atribuídos ao histórico de adição de P, o que favoreceu a saturação de sítios de adsorção de P, especialmente aqueles localizados em partículas inorgânicas reativas do solo (Berwanger et al., 2008). Como foi observada diminuição na CMAP no tratamento CS1 na camada de 20-30 cm, isso indica que houve migração de P no solo até essa profundidade, saturando parcialmente os sítios de adsorção. Os menores valores de CMAP no solo da camada de 0-2,5 cm, comparativamente aos encontrados na camada de 20-30 cm, em todos os tratamentos, podem ser explicados pelos maiores teores de COT (Anexo I) e, especialmente, para os solos dos tratamentos DLS1 e CS1, devido à adição de fosfato via dejetos, o que causa a saturação dos sítios de adsorção ao longo do tempo e altera o comportamento físico e químico dos colóides inorgânicos (Barrow et al., 1998; Berwanger et al., 2008; Ceretta et al., 2010).

Os valores da constante relacionada à afinidade do adsorbato na superfície do substrato (k) na camada de 0-2,5 cm tenderam a ser maiores nos tratamentos testemunha ($0,0250 \text{ mg L}^{-1}$) e DLS1 ($0,0147 \text{ mg L}^{-1}$), comparativamente ao solo submetido a aplicação de CS1 ($0,0056 \text{ mg L}^{-1}$) (Tabela 7). Já os valores de k no solo da camada de 20-30 cm nos tratamentos testemunha, DLS1 e CS1 foram de 0,0481, 0,1053 e 0,0612 mg L^{-1} , respectivamente. Convém relatar que os menores valores de k , média dos tratamentos testemunha, DLS1 e CS1, na camada de 0-2,5 cm, comparativamente aos obtidos na camada de 20-30 cm, podem estar associados à saturação dos sítios de adsorção das partículas reativas do solo pelo fosfato (Bolland et al., 1996; Berwanger et al., 2008) e, ainda, os maiores valores médios de k na camada mais profunda indicam que a avidéz dos sítios de adsorção por P é maior naquela camada, provavelmente pela menor quantidade de P que chegou a essa camada em relação à camada superficial.

Tabela 7. Parâmetros relacionados às isotermas de adsorção nas camadas de 0-2,5 e 20-30 cm de um Argissolo Vermelho sem a aplicação de dejetos, com a aplicação de dejetos líquido e cama sobreposta de suínos, equivalente à recomendação de N ha⁻¹ ano⁻¹ para a cultura do milho e aveia-preta (DLS1 e CS1), sob sistema plantio direto.

Fonte de dejetos	Total de P ₂ O ₅ aplicado	Parâmetros ajustados pela equação de Langmuir		Parâmetros ajustados pela equação de Koski-Vähälä & Hartikainen			
		CMAP ⁽¹⁾	k ⁽²⁾	CMAP	km ⁽³⁾	Qo ⁽⁴⁾	CEP ⁽⁵⁾
	kg ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg L ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg L ⁻¹		
0-2,5 cm							
Testemunha	0	367aB ⁽⁶⁾	0,0250	368 aB	41,9 bA	1,238bA	0,1482bA
DLS1	694	363aB	0,0147	364 aB	67,8 bA	2,041bA	0,3857bA
CS1	1.890	426aB	0,0056	417 aB	178,2aA	4,934aA	2,4159aA
Média	-	-	0,0151b	-	-	-	-
20-30 cm							
Testemunha	0	995aA	0,0481	995 aA	26,7 aA	0,038aA	0,0009aA
DLS1	694	875abA	0,1053	875abA	10,4 aA	0,098aB	0,0011aB
CS1	1.890	701bA	0,0612	701 bA	17,0 aB	0,116aB	0,0028aB
Média	-	-	0,0715a	-	-	-	-
CV	%	8,16	44,95	8,62	55,68	52,84	58,34

⁽¹⁾ Capacidade máxima de adsorção de fosfato. ⁽²⁾ Constante que fornece informações sobre a afinidade do adsorbato para a superfície do substrato. ⁽³⁾ Concentração de fósforo na solução que permite a metade da adsorção máxima de fósforo. ⁽⁴⁾ Quantidade de fósforo desorvida com água. ⁽⁵⁾ Concentração de equilíbrio de fósforo. ⁽⁶⁾ Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna e na mesma profundidade, e maiúscula em um mesmo tratamento, mas entre as profundidades, não diferem entre si pelo teste e Tukey ($\alpha = 5\%$).

Nos parâmetros da isoterma de adsorção ajustados pela equação proposta por Koski-Vähälä & Hartikainen (2001), os teores de CMAP no solo da camada de 0-2,5 cm foram de 368, 364 e 417 mg kg⁻¹, nos tratamentos testemunha, DLS1 e CS1, respectivamente, praticamente idênticos aos obtidos através do modelo proposto por Langmuir (Tabela 7). Já o maior valor da concentração de P na solução, que permite a metade da adsorção máxima de P (km), de P dessorvido em água destilada (Qo) e da concentração de equilíbrio de fósforo (CEP) no solo da camada de 0-2,5 cm, foi obtido no tratamento CS1, comparativamente à testemunha e DLS1. Esses resultados estão relacionados à maior contribuição de P nos teores de Pi_{RTA} , Pi_{bic} e Po_{bic} encontrados no solo da camada de 0-2,5 cm no tratamento CS1, que foram de 351, 207 e 101 mg kg⁻¹, respectivamente, maior que os observados no solo do tratamento testemunha e DLS1 (Tabela 2). Por outro lado, na camada de 20-30 cm, os menores valores de CMAP foram encontrados no tratamento CS1, corroborando com os valores de CMAP obtidos com o modelo de Langmuir (Tabela 7). Nessa mesma camada de solo, os valores de km , Qo e CEP foram iguais entre os tratamentos testemunha, DLS1 e CS1, mostrando menor capacidade de dessorção de P do solo dessa camada.

A determinação da CEP é um parâmetro teórico importante no estudo do potencial poluente do solo, pois indica que, no caso de transferência do solo, rico em P, via erosão para um ambiente aquático, o solo (sedimento) teria potencial de liberar fósforo para a água sempre que o teor de P solúvel na água do ambiente aquático for menor que o CEP. Dessa maneira, para um sedimento oriundo da camada superficial do solo e com adição de cama sobreposta, se a água do manancial tiver

valor menor que $2,41 \text{ mg L}^{-1}$, o solo será fonte de P para contaminar o sistema; por outro lado, se o solo for também com adição de cama, mas da camada de 20-30 cm, a liberação de P para a água cessaria quando o corpo aquático possuísse teor de P solúvel maior que $0,002 \text{ mg L}^{-1}$, mostrando um potencial poluente muito menor de solo com valor de CEP baixos. Assim, esses resultados indicam que o P encontrado no solo da camada de 0-2,5 cm no tratamento CS1 pode ser potencialmente mais poluente, comparativamente aos demais tratamentos, o que pode causar a contaminação de águas superficiais e/ou subsuperficiais (Berwanger et al., 2008; Gatiboni et al., 2008).

No solo da camada de 20-30 cm os valores da CMAP nos tratamentos testemunha, DLS1 e CS1 foram maiores que os obtidos na camada de 0-2,5 cm, concordando com os valores de CMAP obtidos no modelo de Langmuir e indicam que os colóides encontrados nessa camada são mais ávidos em adsorver o fosfato (Tabela 7). Isso pode ser uma das possíveis explicações para os menores valores de km no solo do tratamento CS1 e de Q_0 e CEP no tratamento CS1 e DLS1, comparativamente aos valores obtidos na camada 0-2,5 cm. Assim, a estratégia de mobilizar algumas vezes solos com histórico de aplicação de dejetos e acúmulo de P na camada superficial do solo, através de aração e/ou gradagem ao longo dos anos seria adequada, uma vez que aumentaria a adsorção de fosfato pelos grupos funcionais das partículas reativas encontradas nas camadas mais profundas do solo. Com isso, a transferência de P para o ambiente tenderia a ser menor, pois as concentrações do elemento em solução seriam reduzidas (Koski-Vähälä & Hartikainem, 2001; Sinaj et al., 2002). No entanto, também é oportuno relatar que outras práticas, como a menor frequência de

aplicação de fontes de dejetos de suínos ao longo dos anos em cultivos sob SPD, pode ser outra prática adequada para diminuir os teores de P ao longo do perfil de solos, minimizando a contaminação ambiental.

A quantidade de P_{total} acumulada no solo na camada de 0-2,5 cm com a adição de CS1 foi elevada, atingindo 1.912 mg kg^{-1} , representando um aumento aproximado de três vezes em relação ao tratamento testemunha. Comparando este resultado com os valores da CMAP determinada pela equação de Langmuir (Tabela 7) pode-se observar que a adsorção ocorrida foi superior a CMAP estimada, que foi de 426 mg kg^{-1} na camada de 0-2,5 cm, indicando o risco ambiental de transferência de P por escoamento superficial e percolação. Por fim, convém relatar que a adição de 694 e 1.890 kg de $P_2O_5 \text{ ha}^{-1}$ na forma de DLS1 e CS1, respectivamente, no solo e a adsorção de parte desse P pelos grupos funcionais das partículas reativas alteraram a curvatura da isoterma de adsorção de P no solo nas camadas de 0-2,5 e 20-30 cm, comparativamente ao solo do tratamento testemunha (Figura 2).

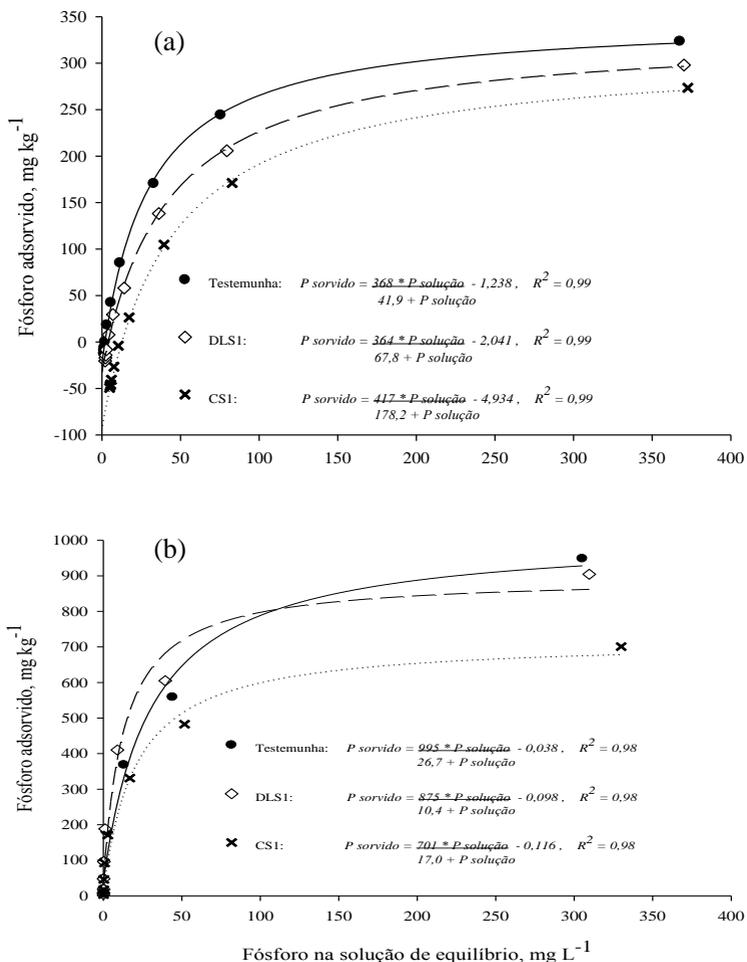


Figura 2. Relação entre o fósforo adsorvido e o fósforo na solução de equilíbrio do solo nas camadas de 0-2,5 cm (a) e 20-30 cm (b) de um Argissolo sem a aplicação de dejetos, com a aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos, equivalente à recomendação de $\text{N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a cultura do milho e aveia-preta (DLS1 e CS1), sob sistema plantio direto. Parâmetros ajustados pela equação de Koski-Vähälä & Hartikainen (2001).

6 CONCLUSÕES

Aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta, equivalentes a dose recomendada de nitrogênio anual para a sucessão *Zea mays* e *Avena strigosa*, e o dobro da dose das duas fontes de dejetos na superfície do solo manejado sob sistema de plantio direto, durante 88 meses, incrementaram os teores de fósforo inorgânico e orgânico no perfil do solo, especialmente nas formas inorgânicas lábeis.

A aplicação de cama sobreposta de suíno na superfície do solo provocou os menores valores de capacidade máxima de adsorção de fósforo no solo da camada mais profunda, 20-30 cm, indicando a saturação de parte dos sítios de adsorção das partículas.

Sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suínos e de cama sobreposta no solo, utilizando a dose e o dobro da dose recomendada de nitrogênio para a sucessão milho e aveia preta aumentaram o teor de fósforo no perfil do solo predominantemente em formas lábeis, o que aumenta a disponibilidade do nutriente para as culturas, mas potencializa a contaminação de águas superficiais e subsuperficiais.

7 REFERÊNCIAS

- ADELI, A.; VARCO, J.J.; ROWE, D.E. Swine effluent irrigation rate and timing effects on Bermudagrass growth, nitrogen and phosphorus utilization, and residual soil nitrogen. *Journal of Environmental Quality*, v.32, p.681-686, 2003.
- AJMONE-MARSAN, F., CÔTÉ, D. & SIMARD, R.R. Phosphorus transformations under reduction in long-term manured soils. *Plant and Soil* 282:239-250. DOI 10.1007/s11104-005-5929-6. 2006.
- BARNETT, G. M. Phosphorus forms in animal manure. *Bioresource Technology*. 49, 139-147, 1994.
- BARROW, N.J. Reaction of anions and cations with variable-charge soils. *Advances in Agronomy*, v. 38, p. 183-230, 1985.
- BARROW, N.J.; BOLLAND, M.D.A. & ALLEN, D.G. Effect of addition of superphosphate on sorption of phosphate. *Australian Journal of Soil Research*, 36:359-372, 1998.
- BERGSTRÖM, L.; KIRCHMANN, H. Leaching and crop uptake of nitrogen and phosphorus from pig slurry as affected by different application rates. *Journal of Environmental Quality*, v.35, p.1803-1811, 2006.
- BERWANGER, A.L. Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquido de suínos. 2006. 102 f. (Dissertação de Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo Universidade Federal de Santa Maria. 2006.
- BERWANGER, A.L.; CERETTA, C.A.; RHEINHEIMER, D.S. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos

- líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32:2525-2532, 2008.
- BOLLAND, M.D.A.; GILKES, R.J.; BRENNAN, R.F. & ALLEN, D.G. Comparison of seven phosphorus sorption indices. *Aust. J. Soil Res.*, 34:81-89, 1996.
- BONAZZI, G.; CORTELLINI, L.; PICCININI, S. Presenza di rame e zinco nei liquami suinicoli e rischio di contaminazione dei suoli. *L'Informatore Agrario*, v. 36, p. 55–59, 1994.
- CASSOL, P.C.; GIANELLO, C.; COSTA, V.E.U. Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.25, p.635-644, 2001.
- CERETTA, C.A., BASSO, C.J., VIEIRA, F.C.B., HERBES, M.G., MOREIRA, I.C.L., BERWANGER, A.L. Dejeito líquido de suínos: I-perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. *Ci. Rural*. 35, 1296-1304, 2005.
- CERETTA, C.A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; GATIBONI, L.C.; LOURENZI, C.R.; TIECHER, T.L.; DE CONTI, L.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. *Revista Agropecuária Brasileira*. v.45, n.6, p.593-602, jun. 2010.
- CHANG, S.C. & JACKSON, M.L. Fractionation of soil phosphorus. *Soil Science*, Baltimore, 84:133-144, 1956.
- CHIEN, S.H.; PROCHNOW, L.I.; TU, S. & SNYDER, C.S. Agronomic and environmental aspects of phosphate fertilizers varying in source and solubility: an update review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*, 89:229–255. DOI 10.1007/s10705-010-9390-4 (2011).

- COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC Recomendação de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 3^o ed. Passo Fundo, SBCS/NRS/EMBRAPA/CNPT. 224p. 1994.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10. Ed. Porto Alegre: SBCS: NRS: UFRGS, 400p, 2004.
- CONDON, L.M.; GOH, K.M.; NEWMAN, R.H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by ³¹P nuclear magnetic resonance analysis. *Journal Soil Science*, v.36, p.199-207, 1985.
- CROSS, A.F.; SCHLESINGER, W.H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, Amsterdam, v 64, p. 197-214, 1995.
- DELGADO, A., SCALENGHE, R. Aspects of phosphorus transfer from soils in Europe. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171, 552-575, 2008.
- DICK, W.A.; TABATABAI, M.A. Determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v 6, p. 82-85, 1977.
- DORTZBACH, D. Alterações em atributos físicos, químicos e biológicos em solo adubado com dejetos de suíno e uréia sob plantio direto. Florianópolis, SC, 2009. 136 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas.

- Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. 2009.
- EDMEADES, D.C. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 66, 165–180, 200.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - CNPS. Manual de métodos de análise de solos. Embrapa Solos, Rio de Janeiro, 212p. 1997.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. CNPS. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. Ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.
- FIXEN, P.E.; GROVE, J.H. Testing soils for phosphorus. In: WESTERMAN, R.L. (Ed) *Soil Testing and Plant Analysis*, 3 ed. Madison. p.141-180, 1990.
- GALVÃO, S.R. da S.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. F. de. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.43, p.99- 105, 2008.
- GATIBONI L.C.; RHEINHEIMER D.S.; KAMINSKI J.; FLORES J.P.C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.691-699, 2007.
- GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. dos S.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.1753-1761, 2008.

- GATIBONI, L.C. Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas. 2003. 231p. Tese (Doutorado) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- GATIBONI, L.C.; RHEINHEIMER, D.S.; FLORES, A.F.C.; ANGHINONI, I.; KAMINSKI, J.; LIMA, M.A.S. Phosphorus forms and availability assessed by ^{31}P -NMR in successively cropped soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v.36, p.2625-2640, 2005.
- GESSEL, P. D., HANSEN, N. C., MONCRIEF, J. F., SCHMITT, M. A. Rate of fall-applied liquid swine manure: Effects on runoff transport of sediment and phosphorus. *J. Environ. Qual.* 33, 1839-1844, 2004.
- GIACOMINI, S.J.; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 1, p.195-205, 2008.
- GIROTTO, E.; CERETTA, C.A.; BRUNETTO, G.; RHEINHEIMER, D.S.; SILVA, L.S.; LOURENSINI F.; LOURENZI, C.R.; VIEIRA, R.C.B.; SCHMATZ R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, p.955-965, 2010.
- GUIVANT, J.S.; MIRANDA, C.R. (Orgs). *Desafios para o desenvolvimento sustentável da suinocultura: uma abordagem multidisciplinar*. Chapecó/SC: Ed. Argos. p.332, 2004.
- GUO F.; YOST R.S. Partitioning soil phosphorus into three discrete pools of differing availability. *Soil Sci* 163:822-833. 1998.
- HAO, X.; GODLINSKI, F.; CHANG, C. Distribution of Phosphorus Forms in Soil Following Long-term Continuous and Discontinuous

- Cattle Manure Applications. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:90-97. DOI:10.2136/sssaj2006.0344. 2008.
- 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 Science Society of America Journal*, v.46, p.970-976, 1982.
- HONEYMAN, M.S. Extensive bedded indoor and outdoor pig production systems in USA: Current trends and effects on animal care and product quality. *Livestock Production Science*, v.94, n.6, p.15-24, 2005.
- HOODA, P.S., TRUESDALE, V.W., EDWARDS, A.C., WITHERS, P.J.A., AITKEN, M.N., MILLER, A., RENDELL, A.R. Manuring and fertilization effects on phosphorus accumulation in soils and potential environmental implications. *Adv. Environ. Res*, 5, 13-21, 2001.
- JOHNSON, A.H.; FRIZANO, J.; VANN, D.R. Biogeochemical implications of labile phosphorus in forest soils determined by the Hedley fractionation procedure. *Oecologia*, 135, 487-499, 2003.
- KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; BARTZ, H.R. Proposta de nova equação para determinação do valor de H+Al pelo uso do índice SMP em solos do RS e SC. *ANAIS: Reunião Anual da ROLAS*, 23, Frederico Westphalen, 2001.
- KANG, J., AMOOZEGAR, D.H., OSMOND, D.L. Phosphorus leaching in a sandy soil as affected by organic and inorganic fertilizer sources. *Geoderma*. 161, 194-201, 2011.

- KLEINMAN, P.J.A., SHARPLEY, A.N. Effect of broadcast manure on runoff phosphorus concentrations over successive rainfall events. *J. Environ. Qual.* 32, 1072-1081, 2003.
- KLEINMAN, P.J.; WOLF, A.M.; SHARPLEY, A.N.; BEEGLE, D.B.; SAPARITO, L.S. Survey of Water-Extractable phosphorus in livestock manure. *Soil Science Society American Journal.* v.69, p.701-708, 2005.
- KONZEN, E.A.; PEREIRA FILHO, I.A.; BAHIA FILHO, A.F.C; PEREIRA, F.A. Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho. Sete Lagoas: EMBRAPA – CNPMS, 31p. (Circular Técnica, 25), 1997.
- KORNEGAY, E.T & HARPER A.F. Environmental nutrition: Nutrient management strategies to reduce nutrient excretion of swine. *The professional animal scientist.* v. 13, p. 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.
- LABOSKI, C.A.M., LAMB, J.A. Changes in soil test phosphorus concentration after application of manure or fertilizer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 544-554, 2003.
- LINQUIST, B.A.; RUARK, M.D.; HILL, J.E. Soil order and management practices control soil phosphorus fractions in managed wetland ecosystems. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 90:51-62, 2011.
- MANTOVI, P.; BONAZZI, G.; MAESTRI, E.; MARMIROLI, N. Accumulation of copper and zinc from liquid manure in agricultural soils and crop plants. *Plant and Soil*, V. 250, P. 249–257, 2003.
- MARTINAZZO R.; RHEINHEIMER DS.; GATIBONI L.C.;

- BRUNETTO G.; KAMINSKI J. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto em resposta à adição de fosfato solúvel. R Bras Ci Solo 31:563-570. doi: 10.1590/S0100-06832007000300016 (2007).
- MARTÍNEZ-CARBALLO, E.; GONZÁLEZ-BARREIRO, C.; SCHARF, S.; GANS, O. Environmental monitoring study of selected veterinary antibiotics in animal manure and soils in Austria. Environ Pollution, v. 148, p. 570–579, 2007.
- MENEZES, J.F.S.; ALVARENGA, R.C.; ANDRADE, C.L.T.; KONZEN, E.A.; PIMENTA, F.F. Aproveitamento de resíduos orgânicos para a produção de grãos em sistema de plantio direto e avaliação do impacto ambiental. Revista Plantio Direto, v. 9, n. 1, p. 30-35, 2003.
- MURPHY, J.; RILEY, J.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analytica Chimica Acta, v.26, p.31-36, 1962.
- NEGASSA, W., LEINWEBER, P. How does Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: A review. J. Plant Nutr. Soil Sci. 172, 305-325, 2009.
- NICKS, B.; DESIRON, A.; CANART, B. Bilan environnemental et zootechnique de l'engraisement de quatre lots de porcs sur litière biomâîtrisée. Journées de La Recherche Porcine en France, v.27, p.337-342, 1995.
- NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. Editores: Fertilidade do solo.

- Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Visoça, MG, p. 1017, 2007.
- NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Ed. UFV, Viçosa-MG. 399 p., 1999.
- OLIVEIRA, J.R.A.; VILELA, L.; AYARZA, M. A. Adsorção de nitrato em solos de cerrado do Distrito Federal. Pesquisa Agropecuária Brasileira, n. 35, p. 1199-1205, 2000.
- OLIVEIRA, P.A.V. Comparaison des systèmes d'élevage des porcs sur litière de sciure ou caillebotis intégral. Thèse (Docteur) - l'ENSA de Rennes, France. (n. 99-24, D-32). 272p., 1999.
- OLIVEIRA, P.A.V. Impacto ambiental causado pelos dejetos de suínos. Simpósio Latino-Americano de Nutrição de Suínos. p. 27-40, 1994.
- OLIVEIRA, P.A.V. Modelo matemático para estimar a evaporação d'água contida nos dejetos, em sistemas de criação de suínos sobre cama de maravalha e piso ripado, nas fases de crescimento e terminação. Journal of the Brazilian Society of Agricultural Engineering, v.23, n.3, p.398-626, 2003.
- PAILLAT, J.M.; ROBIN, P; HASSOUNA, M; LETERME, P. Effet du compostage de défluentes porcins sur les émissions gazeuses et les teneurs en éléments polluants. Rennes : INRA, Centre de Recherches de Rennes, 106 p., 2005.
- PEEL, M.C.; FINLAYSON, B.L., MCMAHON, T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. Hydrol. Earth Syst. Sci. 11:1633-1644, 2007.
- RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I. Accumulation of soil organic phosphorus by soil tillage and cropping systems in subtropical soil.

- Communications in Soil Science and Plant Analysis, v.34, p.2339-2354, 2003.
- RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 36:151-160, 2001.
- RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; CONTE, E. Fósforo da biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.24, n.3, p.589-597, 2000.
- SANYAL, S.K.; DATTA, S.K. Chemistry of phosphorus transformations in soil. In: STEWART, B.A. (ed) Advances in soil science, New York, v.16, p. 01-120, 1991.
- SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T.; DIAS, L.F.X. Caracterização e avaliação do potencial fertilizante do esterco líquido de suínos da região Oeste catarinense. Agropecuária Catarinense, v.8, p.35-39, 1995.
- SHOEMAKER H.E.; MCLEAN E.O. & PRATT P.F. Buffer methods for determining the lime requirement of soils with appreciable amounts of extractable aluminum. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 25:274-277, 1961.
- 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.
- SØRENSEN, P. & FERNÁNDEZ, J.A. Dietary effects on the composition of pig slurry and on the plant utilization of pig slurry nitro-gen. Journal of Agricultural Science, V. 140, p. 343-355, 2003.

- SPIES, A. Avaliação de Impactos Ambientais da Suinocultura através da Análise do Ciclo de vida. In: Suinocultura e Meio Ambiente em Santa Catarina: Indicadores de desempenho e avaliação sócio-econômica. Embrapa Suínos e Aves. v.1, p.15-43, 2009.
- STEVENSON, F.T. Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York: John Wiley & Sons, p.380,1986.
- SUI, Y.; THOMPSON, M.L. & SHANG, C. Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids. Soil Sci. Soc. Am. J. 63:1174-1180, 1999.
- TEDESCO, M.J., GIANELLO, C., BISSANI, C.A., BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. Análises de solo, plantas e outros materiais. 2. Ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Boletim Técnico, n° 5. 174 p., 1995.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Methods of chemical analysis for water and wastes. Cincinnati, 1312p, 1971.
- UUSITALO, R.; YLIVAINIO, K.; et al. Accumulation and translocation of sparingly soluble manure phosphorus in different types of soils after long-term excessive inputs. Agricultural and Food Science, v.16, n.4, p.317-331. 2007.
- WANG, P.; CHANGA, C. M.; WASTON, M. E.; DICK. Maturity indices for composted dairy and pig manures. Soil Biology & Biochemistry, v.36, n.4, p.767-776, 2004.
- XAVIER, F.A.D.; OLIVEIRA T.S.; ANDRADE, F.V.; MENDONÇA, E.S. Phosphorus fractionation in a sandy soil under organic agriculture in Northeastern Brazil. Geoderma, v.151, n.3-4, Jul, p.417-423. 2009.

- ZAHN, J.A.; HATTFIELD, J.L.; LAIRD, D.A.; HART, T.T.; DO, Y.S.; DISPIRITO, A.A. Functional classification of swine manure management systems based on effluent and gas emission characteristics. *Journal Environment Quality*, v.30, p.635-647, 2001.
- ZAMUNER, E.C.; PICONE L.I.; ECHEVERRIA, H.E. Organic and inorganic phosphorus in Mollisol soil under different tillage practices. *Soil & Tillage Research*, v.99, n.2, Jun, p.131-138. 2008.

ANEXO

Anexo I. Atributos físicos e químicos de um solo Argissolo Vermelho sob sistema de plantio direto cultivado com a sucessão milho/aveia.

Tratament	Cama da	Argila ¹	Areia ¹	Silte ¹	COI ²	pH-H ₂ O ³	K ⁴	V	m	Al ⁵	Ca ⁵	Mg ⁵	H+ Al	CTC	CTC
	cm	g kg ⁻¹				l:1	mg kg ⁻¹	%		cmol kg ⁻¹					
Testem.	0-2,5	179	628	193	33,2	6,4	450	86,9	0,0	0,0	10,5	4,3	2,1	18,1	15,9
	2,5-5	204	678	183	26,4	6,3	562	83,0	0,0	0,0	7,9	2,3	2,2	14,1	11,8
	5-10	239	593	167	19,2	6,1	330	74,0	0,0	0,0	4,9	1,2	2,5	9,6	7,0
	10-15	202	597	242	17,6	5,9	316	66,0	0,0	0,0	3,9	0,9	2,9	8,6	5,7
	15-20	245	587	169	15,1	5,5	240	55,5	0,0	0,0	3,1	0,7	3,5	8,0	4,4
	20-30	243	574	183	11,5	5,1	345	38,1	13,1	0,4	1,7	0,3	4,9	8,0	3,4
DLS1 ⁶	0-2,5	197	617	187	34,7	6,2	518	85,4	0,0	0,0	8,3	3,4	2,2	15,3	13,1
	2,5-5	178	617	204	24,4	6,2	333	80,6	0,0	0,0	6,5	2,2	2,2	11,9	9,6
	5-10	223	604	172	18,5	6,1	384	78,8	0,0	0,0	5,8	2,0	2,1	11,1	8,9
	10-15	208	619	173	14,3	5,8	263	66,4	0,0	0,0	3,9	0,9	2,8	8,3	5,5
	15-20	218	611	171	13,2	5,1	247	45,4	12,1	0,4	1,8	0,6	3,9	8,3	3,5
	20-30	241	577	182	10,9	5,1	233	40,4	12,8	0,4	2,5	0,3	4,8	7,1	3,9
DLS2 ⁶	0-2,5	178	623	221	39,4	5,8	565	75,0	0,0	0,0	7,4	3,0	4,0	15,9	11,9
	2,5-5	209	589	202	29,4	5,9	472	69,8	0,0	0,0	8,1	2,7	6,4	18,4	12,0
	5-10	232	589	179	21,3	5,8	225	57,8	0,0	0,0	2,4	0,8	4,3	8,2	3,9
	10-15	226	589	184	16,6	5,7	247	47,7	0,0	0,0	3,9	1,3	4,2	10,1	5,9
	15-20	244	564	193	14,7	5,1	228	45,5	8,5	0,3	2,4	0,9	4,6	8,6	4,3
	20-30	244	586	170	11,8	4,8	227	34,3	12,2	0,6	1,5	0,6	5,3	8,0	3,3
CS1 ⁷	0-2,5	174	600	226	42,2	6,3	778	87,8	0,0	0,0	11,3	4,2	2,4	19,9	17,5
	2,5-5	195	577	229	32,6	6,2	607	85,4	0,0	0,0	10,2	3,7	2,5	18,0	15,5
	5-10	199	594	207	25,6	6,2	508	80,0	0,0	0,0	6,6	1,8	2,3	12,1	9,7
	10-15	238	580	183	15,5	6,1	458	73,1	0,0	0,0	4,6	1,4	2,6	9,8	7,2
	15-20	259	596	145	13,7	5,6	386	54,1	0,0	0,0	2,3	0,4	3,2	7,0	3,8
	20-30	259	587	154	11,5	5,1	339	36,6	25,5	0,7	1,3	0,12	4,0	6,3	3,0
CS2 ⁷	0-2,5	178	543	279	53,9	6,4	1052	90,7	0,0	0,0	14,6	5,6	2,3	25,2	22,9
	2,5-5	194	556	250	46,9	6,4	832	90,4	0,0	0,0	18,5	3,5	2,3	26,4	24,1
	5-10	191	584	225	27,0	6,4	549	86,2	0,0	0,0	10,4	2,4	2,2	16,4	14,2
	10-15	234	577	190	15,4	6,3	530	79,9	0,0	0,0	6,1	1,2	2,1	10,8	8,6
	15-20	247	575	178	13,4	6,3	459	82,4	0,0	0,0	8,2	1,7	2,1	13,3	11,1
	20-30	249	546	205	10,5	5,8	534	78,8	0,0	0,0	7,0	1,1	2,5	12,0	9,5

(¹) Método da pipeta (EMBRAPA, 1997); (²) Determinado segundo EMBRAPA (1999); (³) Determinado segundo Tedesco et al. (1995); (⁴) Extraído por Mehlich 1 (Tedesco et al., 1995); (⁵) Extraído por KCl 1 mol L⁻¹ (Tedesco et al., 1995).

APÊNDICES

APÊNDICE A - FRACIONAMENTO DO FÓSFORO DO SOLO

(Hedley et al., 1982; Condrón et al., 1985; adaptado de Gatiboni, 2003).

SOLUÇÕES:

NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹: Pesar 42,00 g de NaHCO₃ para Becker de 1000 ml e adicionar 900 ml de H₂O destilada. Ajustar o pH a 8,5 com o uso de NaOH ou HCl. Transferir para balão de 1000 ml e completar o volume. Preparar a solução imediatamente antes do uso.

NaCl 0,5 mol L⁻¹: Pesar 29,25 g de NaCl para Becker de 1000 ml e adicionar 900 ml de H₂O destilada. Transferir para balão de 1000 ml e completar o volume.

NaOH 0,1 mol L⁻¹: Pesar 4,00 g de NaOH para Becker de 1000 ml e adicionar 900 ml de H₂O destilada. Transferir para balão de 1000 ml e completar o volume.

HCl 1 mol L⁻¹: Adicionar 84 ml de HCl concentrado em Becker de 1000 ml contendo 700 ml de H₂O destilada. Transferir para balão de 1000 ml e completar o volume.

NaOH 0,5 mol L⁻¹: Pesar 20,00 g de NaOH para Becker de 1000 ml e adicionar 900 ml de H₂O destilada. Transferir para balão de 1000 ml e completar o volume.

PROCEDIMENTO:

- 1) pesar 0,25 gramas de solo para tubo *falcon* de 15 ml;
- 2) adicionar 10 ml de água destilada;
- 3) adicionar 1 lamina de RTA preparada segundo apêndice B;
- 4) agitar por 16 horas no "end-over-end" (rotação de 33 rpm);
- 5) retirar a RTA do tubo com auxílio de uma pinça;
- 6) lavar o excesso de solo da RTA com jato d'água (pisceta);
- 7) colocar a RTA em recipiente contendo 15 ml de HCl 0,5 mol L⁻¹;
- 8) deixar em repouso por 90 min (com a tampa aberta);

- 9) agitar por 30 min em agitador horizontal;
- 10) retirar a RTA com auxílio de pinça e recuperá-la conforme Apêndice B;
- 11) centrifugar o solo + água a 6000 rpm por 15 min e descartar o sobrenadante;
- 12) determinar Pi no extrato de HCl 0,5 mol L⁻¹ (Apêndice C);

13) adicionar 10 ml de NaHCO₃ 0,5 mol l⁻¹

- 14) agitar manualmente para soltar o solo do fundo do tubo;
- 15) agitar por 16 horas no "end-over-end";
- 16) centrifugar a 6000 rpm por 15 min;
- 17) reservar o sobrenadante para análise de Pi (apêndice D) e Pt (Apêndice E);
- 18) adicionar 10 ml de NaCl 0,5 mol L⁻¹ com cuidado para não mexer o solo;
- 19) centrifugar a 6000 rpm por 5 min e adicionar o sobrenadante ao extrato;

20) adicionar 10 ml de NaOH 0,1 mol l⁻¹

- 21) agitar manualmente para soltar o solo do fundo do tubo;
- 22) agitar por 16 horas no "end-over-end";
- 23) centrifugar a 6000 rpm por 15 min;
- 24) reservar o sobrenadante para análise de Pi (apêndice D) e Pt (Apêndice E);
- 25) adicionar 10 ml de NaCl 0,5 mol L⁻¹ com cuidado para não mexer o solo;
- 26) centrifugar a 6000 rpm por 5 min e adicionar o sobrenadante ao extrato anterior;

27) adicionar 10 ml de HCl 1,0 mol l⁻¹

- 28) agitar manualmente para soltar o solo do fundo do tubo;
- 29) agitar por 16 horas no "end-over-end";
- 30) centrifugar a 6000 rpm por 15 min;
- 31) reservar o sobrenadante para análise de Pi (Apêndice C);
- 32) adicionar 10 ml de NaCl 0,5 mol L⁻¹ com cuidado para não mexer o solo;

33) centrifugar a 6000 rpm por 5 min e adicionar o sobrenadante ao extrato anterior;

34) adicionar 10 ml de NaOH 0,5 mol l⁻¹

35) agitar manualmente para soltar o solo do fundo do tubo;

36) agitar por 16 horas no "end-over-end";

37) centrifugar a 6000 rpm por 15 min;

38) reservar o sobrenadante para análise de Pi (apêndice D) e Pt (Apêndice E);

39) adicionar 10 ml de NaCl 0,5 mol L⁻¹ com cuidado para não mexer o solo;

40) centrifugar a 6000 rpm por 5 min e adicionar o sobrenadante ao extrato anterior;

41) secar o solo em estufa à 50°C e digerir o solo conforme apêndice F.

APÊNDICE B: SATURAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE RESINAS TROCADORAS DE ÂNIONS

(adaptado de Miola, 1995 adaptado de Gatiboni, 2003)

1) PREPARO DA RTA

a) Lavagem com HCl 0,5 mol L⁻¹

- Contato com 500 ml de HCl mol L⁻¹ por 10 min., jogar fora o líquido;
- Contato com 500 ml de HCl mol L⁻¹ por 30 min., (agitar de 10 em 10 min.), jogar fora o líquido;
- Contato com 500 ml de HCl mol L⁻¹ por 30 min. (agitar de 10 em 10 min.), jogar fora o líquido;

b) Lavagem com água destilada

- Lavar com bastante H₂O destilada e descartar o líquido;
- Contato com 500 ml de H₂O destilada por 30 min. (agitar de 10 em 10 min.), jogar fora o líquido;
- Contato com 500 ml de H₂O destilada por 30 min. (agitar de 10 em 10 min.), jogar fora o líquido;
- Contato com 500 ml de H₂O destilada por 30 min. (agitar de 10 em 10 min.), jogar fora o líquido;

c) Saturação com NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹

- Contato com 500 ml de NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ por 10 min. , jogar fora o líquido;
- Contato com 500 ml de NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ por 30 min. (agitar de 10 em 10 min.), jogar fora o líquido;
- Contato com 500 ml de NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ por 120 min. (agitar de 10 em 10 min.), jogar fora o líquido;

d) Lavagem do excesso de NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ com água destilada

- Lavar com bastante H_2O destilada e descartar o líquido;
- Contato com 500 ml de H_2O destilada por 30 min. (agitar de 10 em 10 min.), jogar fora o líquido;
- Contato com 500 ml de H_2O destilada por 30 min. (agitar de 10 em 10 min.), jogar fora o líquido;
- Contato com 500 ml de H_2O destilada por 30 min. (agitar de 10 em 10 min.), jogar fora o líquido;

2) RECUPERAÇÃO DA RTA

- Submeter à RTA aos passos **1a** e **1b** do preparo da RTA;
- Estocar a RTA em água destilada.

Observações:

- a) Quando a RTA estocada passou pelo processo de recuperação no dia anterior, no novo preparo da RTA, esses passos não precisam ser repetidos.
- b) O NaHCO_3 deve ser preparado na hora do uso e o pH deve ser regulado à 8,5 com uso de NaOH ou HCl .

APENDICE C: DETERMINAÇÃO DE FÓSFORO EM EXTRATOS ÁCIDOS DO SOLO

(Murphy & Riley, 1977 adaptado de Gatiboni, 2003)

SOLUÇÕES:

Solução A: dissolver 15,35 g de $(\text{NH}_4)\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$ com 200 ml de H_2O destilada em Becker de 500 ml. Dissolver 0,3511 g de $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{O}_6 \cdot \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$ com 100 ml de H_2O destilada em Becker de 200 ml. Colocar 300 ml de H_2O destilada em Becker de 1000 ml e adicionar lentamente 178 ml de ácido sulfúrico concentrado. Após esfriar, transferir para balão volumétrico de 1000 ml, adicionar as soluções de molibdato de amônio e antimoniato de potássio e ajustar o volume com H_2O destilada.

Solução B: dissolver 1,356 g $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$ (ácido ascórbico) com 100 ml de solução A em balão volumétrico. Esta solução deve ser preparada no momento do uso.

NaOH 10 mol l^{-1} : dissolver 400 g de NaOH em 600 ml de H_2O destilada em Becker de 1000 ml. Após esfriar, transferir para balão volumétrico de 1000 ml e ajustar o volume com H_2O destilada. Armazenar em frasco plástico.

p-nitrofenol 0,25%: pesar 0,25 g de p-nitrofenol e dissolver em 100 ml de H_2O destilada em balão volumétrico. Armazenar em geladeira em frasco escuro.

PROCEDIMENTO DE ANÁLISE:

- pipetar uma alíquota do extrato para copo de cafezinho;
- adicionar H_2O destilada para atingir volume de 3 ml;
- adicionar uma gota de p-nitrofenol 0,25%;
- neutralizar a solução com NaOH 10 mol l^{-1} ;
- adicionar 0,5 ml de solução B;
- ler a absorbância em 882 nm após 30 minutos.

APENDICE D: DETERMINAÇÃO DE FÓSFORO INORGÂNICO EM EXTRATOS ALCALINOS DO SOLO

(Dick & Tabatabai, 1977 adaptado de Gatiboni, 2003)

SOLUÇÕES:

Solução A: dissolver 8,80 g de $C_6H_8O_6$ (ácido ascórbico) e 41,00 g de ácido tricloroacético com 400 ml de H_2O destilada em Becker de 500 ml. Transferir para balão volumétrico de 500 ml e ajustar o volume com H_2O destilada. Esta solução deve ser preparada no momento do uso.

Solução B: dissolver 6,20 g de $(NH_4)Mo_7O_{24} \cdot 4 H_2O$ com 400 ml de H_2O destilada em Becker de 500 ml. Transferir para balão volumétrico de 500 ml e ajustar o volume com H_2O destilada.

Solução C: dissolver 29,40 g de citrato de sódio e 26,00 g de arsenito de sódio com 800 ml de H_2O destilada em Becker de 1000 ml. Adicionar 50 ml de ácido acético glacial (99%). Transferir para balão volumétrico de 1000 ml e ajustar o volume com H_2O destilada.

PROCEDIMENTO DE ANÁLISE:

- a) adicionar 5 ml de solução A em copo de cafezinho;
- b) adicionar imediatamente uma alíquota de extrato alcalino;
- c) adicionar imediatamente 1 ml de solução B;
- d) adicionar imediatamente 2,5 ml de solução C;
- e) completar o volume até 12,5 ml;
- f) ler a absorbância no fotolorímetro em 700 nm após 15 minutos.

**APENDICE E: DIGESTÃO DOS EXTRATOS ALCALINOS DO
SOLO (extraídos com NaOH e NaHCO₃) PARA ANÁLISE DO
FÓSFORO TOTAL**

(USEPA, 1971 adaptado de Gatiboni, 2003)

SOLUÇÕES:

H₂SO₄ 1:1: Adicionar, vagarosamente, 500 ml de H₂SO₄ conc. em 500 ml de H₂O destilada. Esperar esfriar, transferir para balão volumétrico de 1000 ml e completar o volume com H₂O destilada.

Persulfato de amônio 7,5% (m/v): Dissolver 75 g de persulfato de amônia (Merck) em 800 ml de H₂O destilada. Transferir para balão volumétrico de 1000 ml e completar o volume com H₂O destilada.

PROCEDIMENTO DE ANÁLISE:

- a) Pipetar uma alíquota do extrato alcalino para solo em tubo de digestão;
- b) adicionar 10 ml de persulfato de amônio 7,5%;
- c) adicionar 1 ml de H₂SO₄ 1:1;
- d) cobrir o tubo com papel alumínio;
- e) colocar os tubos em recipiente maior e cobri-lo com papel alumínio;
- f) autoclavar a 121 °C e 103 kPa por 2 horas;
- g) deixar esfriar e completar o volume a 20 ml.
- h) Determinar fósforo conforme apêndice C.

APENDICE F: DIGESTÃO DO RESÍDUO DO SOLO PARA ANÁLISE DO FÓSFORO TOTAL

(Brookes & Powlson, 1982 adaptado de Gatiboni, 2003)

SOLUÇÕES:

Solução $MgCl_2$ saturado: adicionar $MgCl_2$ em H_2O destilada até a saturação da solução.

H_2SO_4 concentrado.

H_2O_2 concentrado.

PROCEDIMENTO DE ANÁLISE:

- a) pesar 0,10 g de solo em tubo de digestão;
- b) adicionar 1 ml de $MgCl_2$ saturado;
- c) adicionar 1 ml de H_2SO_4 concentrado;
- d) colocar funil de refluxo no tubo de digestão;
- e) aquecer por 1 hora no bloco digestor a $200\text{ }^\circ\text{C}$;
- f) deixar esfriar e adicionar 2 ml de H_2O_2 concentrado;
- g) aquecer por 1 hora no bloco digestor a $100\text{ }^\circ\text{C}$;
- h) deixar esfriar e completar o volume a 50 ml.
- i) Determinar fósforo conforme apêndice C.