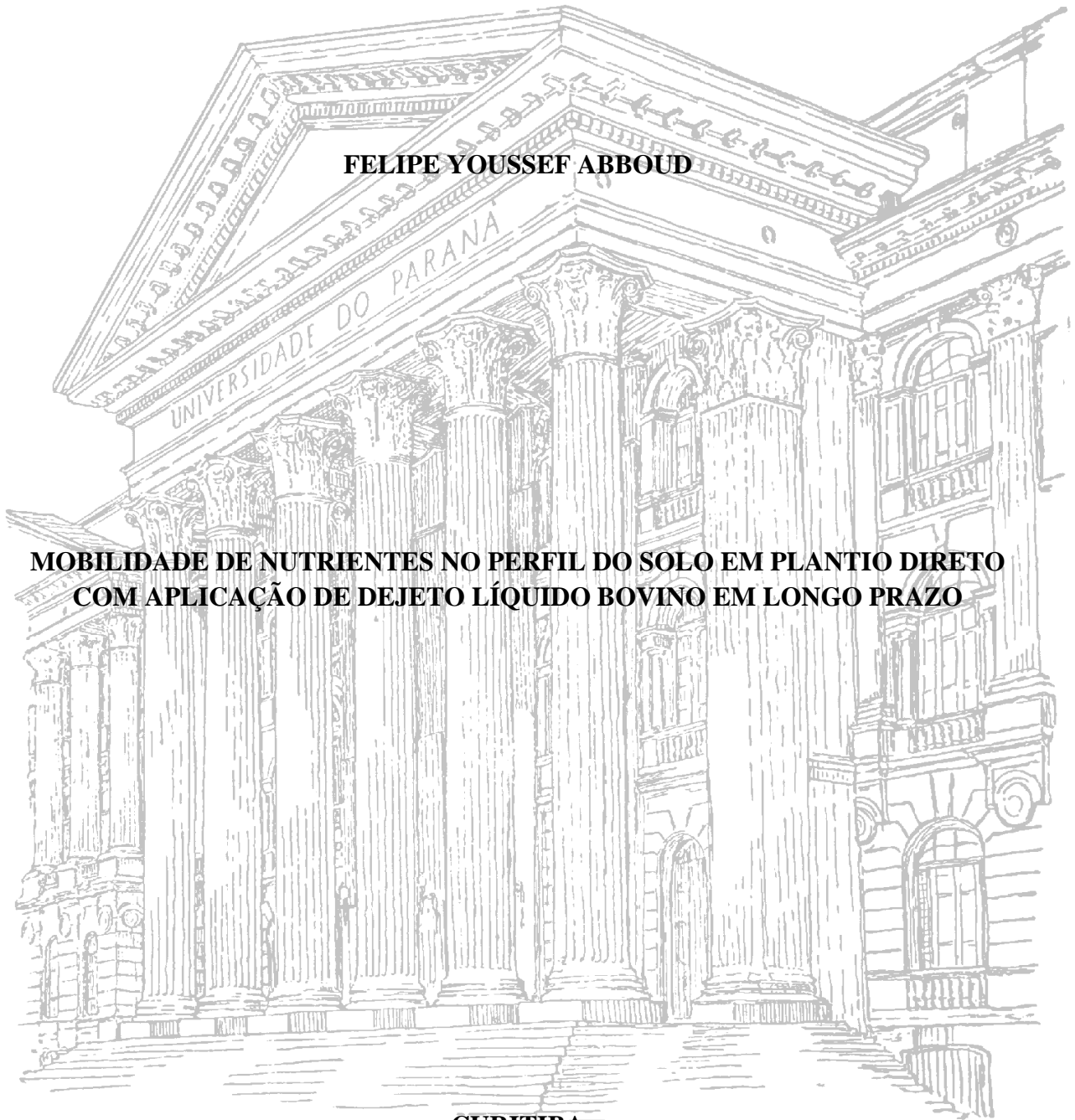


**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ**  
**SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**FELIPE YOUSSEF ABOUD**

**MOBILIDADE DE NUTRIENTES NO PERFIL DO SOLO EM PLANTIO DIRETO  
COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM LONGO PRAZO**



**CURITIBA**

**2016**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ**  
**SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

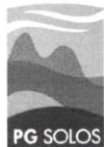
**FELIPE YOUSSEF ABOUD**

**MOBILIDADE DE NUTRIENTES NO PERFIL DO SOLO EM PLANTIO DIRETO  
COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM LONGO PRAZO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Solo e Ambiente, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Profa. Dra. Nerilde Favaretto  
Co-orientador: Prof. Dr. Antônio Carlos Vargas Motta

**CURITIBA**  
**2016**



## PARECER

A Banca Examinadora designada para avaliar a defesa da Dissertação de Mestrado de **FELIPE YUOSSEF ABOUD**, intitulada: “**Mobilidade de nutrientes no perfil do solo em plantio direto com aplicação de dejeito líquido bovino em longo prazo**”, do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, após análise do texto e arguição do candidato, emitem parecer pela “**APROVAÇÃO**” da referida Dissertação. O candidato atende assim um dos requisitos para a obtenção do título de **Mestre em Ciência do Solo - Área de Concentração Solo e Ambiente**.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, em Curitiba, 24 de fevereiro de 2016.

Prof. Dra. Nerilde Favaretto, Presidente

Prof. Dr. Gabriel Barth, Iº. Examinador

Prof. Dr. Vander de Freitas Melo, IIº. Examinador

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, pela vida, por me dar saúde e ter me guiado até hoje.

Agradeço aos meus pais, Selma e Munir, e minha irmã Kahlile, que estiveram comigo durante essa caminhada no curso de Mestrado. Meus avós, Celso e Maria, que sempre me deram incentivo e motivação para tudo que fiz até hoje. Minha namorada, Emanuelle, que conheci no início do curso de mestrado e sempre esteve ao meu lado me ajudando em tudo que fosse necessário, além de sua paciência nos momentos mais difíceis.

A minha orientadora, Prof<sup>a</sup> Nerilde Favaretto, pela orientação, amizade, e ensinamentos, com a qual pude aprender muito durante este período de mestrado.

Aos meus colegas de pós-graduação, Alcione, Bruna, Bruno, Cristhian, Gabriel, João, Mariana, Marcus, Priscila, Veridiana, Hilbert, Karla e Sísara, pelos momentos compartilhados. Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo por todo conhecimento repassado.

Aos funcionários do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, Eveline, Fabiana, Josianne, Denise, Marla, Cleusa, Roberto, Maria, Carla e Letícia, por todo apoio, paciência e amizade.

A Fundação ABC, que sempre esteve de portas aberta para o que fosse necessário, em especial, ao Gabriel Barth e ao Costa.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo apoio financeiro.

Agradeço, por fim, a todos que de algum modo contribuíram para a realização desse trabalho.

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

CaCl<sub>2</sub>-P: Fósforo no solo extraído por solução de cloreto de cálcio 0,01 M.

CMA<sub>P</sub>: Capacidade máxima de adsorção de fósforo.

COD: Carbono orgânico dissolvido.

CP: “Change point”.

DLB: Dejeito líquido bovino.

GSP: Grau de saturação de fósforo.

GSP<sub>M1</sub>: Grau de saturação de fósforo calculado por Mehlich – 1.

GSP<sub>M3</sub>: Grau de saturação de fósforo calculado por Mehlich – 3.

GSP<sub>OX</sub>: Grau de saturação de fósforo calculado por oxalato.

GSP<sub>RES</sub>: Grau de saturação de fósforo calculado por resina.

LCA: Limite crítico ambiental.

PSA: Fósforo solúvel em água.

P<sub>sol</sub>: Fósforo da solução do solo.

TFSA: Terra fina seca ao ar.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO GERAL</b> .....	ix
<b>GENERAL ABSTRACT</b> .....	xi
<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	1
<b>CAPÍTULO 1 - MOBILIDADE E GRAU DE SATURAÇÃO DE FÓSFORO EM LATOSSOLO SOB PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM LONGO PRAZO</b> .....	2
<b>RESUMO</b> .....	2
<b>ABSTRACT</b> .....	4
<b>1.1 INTRODUÇÃO</b> .....	6
<b>1.2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	8
1.2.1 Área experimental.....	8
1.2.2 Amostragem de solo e análises de solo e solução do solo .....	14
1.2.3 Isotermas de adsorção de fósforo.....	15
1.2.4 Grau de saturação de fósforo e “change point”.....	16
1.2.5 Análises Estatísticas.....	17
<b>1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	17
1.3.1 Fósforo no solo e solução do solo.....	17
1.3.2 Isotermas de adsorção de fósforo.....	21
1.3.3 Change point.....	22
1.3.4 Limite crítico ambiental.....	27
<b>1.4 CONCLUSÕES</b> .....	28
<b>1.5 LITERATURA CITADA</b> .....	29
<b>CAPÍTULO 2 – MOBILIDADE DE NITROGÊNIO E CARBONO EM LATOSSOLO SOB PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LIQUIDO BOVINO EM LONGO PRAZO</b> .....	34
<b>RESUMO</b> .....	34
<b>ABSTRACT</b> .....	35
<b>2.1 INTRODUÇÃO</b> .....	36
<b>2.2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	37
2.2.1 Área experimental.....	37
2.2.2 Amostragem de solo .....	37
2.2.3 Análises químicas do solo e solução do solo .....	37

<b>2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	38
2.3.1 Nitrogênio no solo e solução do solo .....	38
2.3.2 Distribuição das formas de nitrogênio na solução do solo.....	43
2.3.3 Carbono no solo e solução do solo.....	45
<b>2.4 CONCLUSÕES</b> .....	48
<b>2.5. LITERATURA CITADA</b> .....	48
<b>CONCLUSÕES GERAIS</b> .....	52
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	53



# **MOBILIDADE DE NUTRIENTES NO PERFIL DO SOLO EM PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM LONGO PRAZO**

Autor: Felipe Youssef Abboud

Orientador: Profa. Dra. Nerilde Favaretto

Coorientador: Prof. Dr. Antonio Carlos Vargas Motta

## **RESUMO GERAL**

Com o crescente desenvolvimento da pecuária leiteira no estado Paraná, informações são necessárias para avaliar o impacto da disposição do dejetos bovino sobre áreas agrícolas e corpos d'água. Este trabalho tem como objetivo avaliar a mobilidade de fósforo, nitrogênio e carbono no perfil do solo, verificar a influência da aplicação de dejetos líquido bovino (DLB) em longo prazo (9 anos) sob plantio direto na adsorção de fósforo pelo solo, bem como sugerir um limite crítico ambiental de fósforo no solo a partir do “change point”. Os experimentos foram conduzidos em duas estações experimentais da Fundação ABC, sendo uma em Ponta Grossa-PR sobre Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico (Latossolo arenoso), textura franco argilo arenosa e outro em Castro-PR, sobre Latossolo Bruno Distrófico típico (Latossolo argiloso), textura muito argilosa. A instalação dos experimentos foi realizada em novembro de 2005 e maio de 2006, em Ponta Grossa e Castro, respectivamente, em área sob sistema de plantio direto estabelecido há mais de 15 anos, com rotação de culturas de aveia preta e trigo no inverno e soja e milho no verão. Foram avaliadas em cada área quatro doses de DLB (0, 60, 120, 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>). Foi realizada a coleta de solo em 2014, em seis profundidades (0-0,1; 0,1-0,2; 0,2-0,3; 0,3-0,4; 0,4-0,5; 0,5-0,6 m), para análises de solo e solução do solo. O efeito da aplicação de DLB na mobilidade de fósforo foi observado até 0,5 m no Latossolo arenoso. No Latossolo argiloso não foi observada mobilidade de fósforo no solo, porém, na solução do solo verificou-se efeito da aplicação de DLB até 0,2 m. Verificou-se redução na energia de ligação em ambos os Latossolos com aplicação de DLB, mas somente no Latossolo arenoso observou-se redução na capacidade máxima de adsorção de fósforo. Encontrou-se “change point” no Latossolo arenoso de 34,2% de grau de saturação de fósforo calculado por Mehlich-1 e 62,2% de grau de saturação de fósforo calculado por resina, correspondendo a 103 mg kg<sup>-1</sup> de fósforo Mehlich - 1 e 188 mg kg<sup>-1</sup> de fósforo resina, respectivamente. Estes valores são sugeridos como limite crítico ambiental de fósforo, na camada superficial do solo (0 – 0,1 m). A aplicação de DLB em longo

prazo no Latossolo arenoso influenciou no acúmulo de nitrato em profundidade no solo e solução do solo, indicando alto potencial de perdas via subsuperfície. Para amônio, a aplicação de DLB não teve efeito nos seus teores no solo e solução do solo. Foi observado aumento dos teores de carbono orgânico dissolvido na solução do solo com aplicação de DLB em superfície (0 – 0,1 m), crescendo a preocupação com perdas via escoamento superficial. Em ambos os Latossolos, a profundidade teve maior influência na distribuição das formas de nitrogênio, sendo o nitrato a forma de nitrogênio que predominou em profundidade, refletindo a sua maior mobilidade.

Palavras-chave: lixiviação, saturação de fósforo, limite crítico ambiental, nitrato, amônio, carbono orgânico solúvel.

# **NUTRIENTS MOBILITY IN SOIL PROFILE UNDER NO TILL AFTER LONG-TERM APPLICATION OF DAIRY LIQUID MANURE**

Author: Felipe Youssef Abboud

Advisor: Profa. Dra. Nerilde Favaretto

Co- Advisor: Prof. Dr. Antonio Carlos Vargas Motta

## **GENERAL ABSTRACT**

With the development of dairy farming in Paraná state, information is needed to assess the impact of dairy manure disposal on croplands and water bodies. This study aims to evaluate the mobility of phosphorus, nitrogen and carbon in the soil profile; evaluate the influence of application of dairy liquid manure (DLM) in long-term under no-tillage on phosphorus adsorption by soil, as well as suggest an environmental critical limit of phosphorus in the soil from the "change point". The experiments were conducted in two experimental stations of the ABC Foundation, one in the city of Ponta Grossa, PR, on a Dystrophic Red-Yellow Oxisol (sandy Oxisol), sandy clay loam texture and another in the city of Castro, PR, on a Dystrophic Oxisol (clayey Oxisol), clay texture. The experimental plots were established in November 2005 and May 2006 in Ponta Grossa and Castro, respectively, in an area under no-tillage system established for over 15 years, with crop rotation of oat and wheat in the winter, and soybean and corn in the summer. Treatments consist of increase rates of DLM (0, 60, 120, 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) applied in two steps, half in the winter planting and half in the summer planting, on the soil surface. Mineral fertilization was used according to the crop needs. Soil samples were collected in 2014, in six depths (0-0.1; 0.1-0.2; 0.2-0.3; 0.3-0.4; 0, 4 to 0.5; 0.5-0.6 m), for soil and soil solution analyses. The effect of the application of DLM in phosphorus mobility was observed to 0.5 m in the sandy Oxisol. On clayey Oxisol, was not observed phosphorus mobility in soil, however, in the soil solution the effect of the DLM application was verified to 0.2 m. A reduction in the binding energy in both Oxisols with the application of DLM was observed, but only in the sandy Oxisol there was a reduction in phosphorus maximum adsorption capacity. It was found "change point" in sandy Oxisol of 34.2% degree of phosphorus saturation calculated by Mehlich-1 and 62.2% degree of phosphorus saturation calculated by resin, corresponding to 103 mg kg<sup>-1</sup> of phosphorus Mehlich – 1 and 188 mg kg<sup>-1</sup> of phosphorus resin, respectively. These values are suggested as environmental critical limit of phosphorus, on soil surface (0 –

0.1 m). The application of DLM in the long-term on the sandy Oxisol influenced the nitrate accumulation in depth in soil and soil solution, indicating a high potential for losses via subsurface. For ammonium, the application of DLM had no effect on their contents in the soil and the soil solution. There was an increase of dissolved organic carbon in soil solution with DLM application in surface (0 - 0.1 m), raising concern about losses via runoff. In both Oxisols, the depth had a greater influence in the distribution of the nitrogen forms, where the nitrate was the form of nitrogen that prevailed in depth, reflecting their greater mobility.

Keywords: leaching, phosphorus saturation, phosphorus threshold, nitrate, ammonium, soluble organic carbon.

## **INTRODUÇÃO GERAL**

O estado do Paraná é o terceiro maior produtor de leite do Brasil (IBGE, 2014). Neste contexto, a região dos Campos Gerais, no Paraná, tornou-se um dos principais polos de produção leiteira no País, onde as cidades de Castro e Carambeí estão colocadas entre as dez maiores bacias leiteiras do Brasil (IBGE, 2014). Tais resultados foram alcançados através da especialização da pecuária leiteira na região, onde o gado é manejado em um sistema de confinamento denominado “Free-Stall” (Koehler, 2000), e o dejetos produzido é comumente empregado na agricultura.

A principal prática de disposição de dejetos em regiões com grande concentração de animais confinados é em áreas agrícolas próximas aos polos produtivos (Sharpley et al., 2001). Contudo, quando aplicado em longo prazo sem critério, o dejetos pode transformar-se em um problema ambiental devido principalmente às perdas via superfície e subsuperfície de nitrogênio, fósforo e carbono para corpos d’água (Hooda et al., 2000).

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a mobilidade de fósforo, nitrogênio e carbono em subsuperfície e a influência na adsorção de fósforo pelo solo com aplicação de DLB em longo prazo (nove anos) em sistema de plantio direto, inferindo sobre o potencial poluidor de águas subterrâneas e sugerindo um limite crítico ambiental para os solos estudados.

A dissertação está dividida em dois capítulos, sendo o primeiro referente à mobilidade de fósforo e a influência na adsorção de fósforo pelo solo com aplicação de DLB, e o segundo sobre a mobilidade do nitrogênio e do carbono no solo.

## **LITERATURA CITADA**

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA - IBGE. Produção da Pecuária Municipal. vol. 42. Rio de Janeiro; 2014.

HOODA PS, EDWARDS AC, ANDERSON HA, MILLER A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *The Science of the Total Environment*. 2000;250:143-167.

KOEHLER JC. Caracterização da bovinocultura de leite no Estado do Paraná. Curitiba: Seab, 2000. Disponível em: <<http://www.pr.gov.br/seab/deral/cultura3.pdf>>. Acesso em: 18 de maio de 2014.

SHARPLEY AN, MCDOWELL RW, KLEINMAN PJA. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*. 2001;237:287-307.

## **CAPÍTULO 1 - MOBILIDADE E GRAU DE SATURAÇÃO DE FÓSFORO EM LATOSSOLO SOB PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM LONGO PRAZO**

### **RESUMO**

A principal prática de disposição de dejetos de animais é a aplicação em áreas agrícolas próximas aos polos produtivos, contudo, quando aplicado sem critério o dejetos pode transformar-se em um problema ambiental devido às perdas de fósforo para os corpos d'água. Nesse sentido, este trabalho tem como objetivos: a) avaliar o efeito da aplicação de DLB em longo prazo na mobilidade de fósforo no perfil do solo (0,6 m) de diferentes texturas (argiloso e arenoso); b) avaliar o efeito da aplicação de DLB em longo prazo na capacidade máxima de adsorção de fósforo e energia de ligação do fósforo em superfície no solo (0 - 0,1 m); c) verificar o efeito dos extratores de fósforo na obtenção do grau de saturação de fósforo; d) sugerir um limite crítico ambiental de fósforo para os solos estudados a partir do “change point” calculado em função do fósforo na solução do solo. Os experimentos foram conduzidos em duas estações experimentais da Fundação ABC, sendo uma em Ponta Grossa-PR sobre Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico, textura franco argilo arenosa e outro em Castro-PR, sobre Latossolo Bruno Distrófico típico, textura muito argilosa. A instalação dos experimentos foi realizada em novembro de 2005 e maio de 2006, em Ponta Grossa e Castro, respectivamente, em área sob sistema de plantio direto estabelecido há mais de 15 anos, com rotação de culturas de aveia preta e trigo no inverno e soja e milho no verão. Foram avaliadas em cada área quatro doses de DLB (0, 60, 120, 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>). Foi realizada a coleta de solo em 2014, em seis profundidades (0-0,1; 0,1-0,2; 0,2-0,3; 0,3-0,4; 0,4-0,5; 0,5-0,6 m), para análises de solo e solução do solo. O efeito da aplicação de DLB na mobilidade de fósforo foi observado até 0,5 m no Latossolo arenoso. No Latossolo argiloso não foi observada mobilidade de fósforo no solo, porém na solução do solo verificou-se efeito da aplicação de DLB até 0,2 m. Verificou-se redução na energia de ligação em ambos os solos em superfície com aplicação de DLB, mas somente no Latossolo arenoso observou-se redução na capacidade máxima de adsorção de fósforo. Encontrou-se “change point” no Latossolo arenoso de 34,2% de grau de saturação de fósforo calculado por Mehlich- 1 e 62,2% de grau de saturação de fósforo calculado por resina, correspondendo a 103 mg kg<sup>-1</sup> de fósforo Mehlich - 1 e 188 mg kg<sup>-1</sup> de fósforo resina, respectivamente. Estes valores são sugeridos como limite crítico ambiental de fósforo, na camada superficial do solo (0 – 0,1 m).

Palavras-chave: adsorção, lixiviação, saturação de fósforo, limite crítico ambiental.

## **CHAPTER 1 – MOBILITY AND DEGREE OF PHOSPHORUS SATURATION IN AN OXISOL WITH APPLICATION OF DAIRY LIQUID MANURE IN LONG-TERM.**

### **ABSTRACT**

The main practice of manure disposal is the application in croplands nearby the livestock farms, however, when applied without discretion the manure can become an environmental problem due to phosphorus losses to water bodies. The aims of this work were to: a) evaluate the effect of DLM application in long-term in phosphorus mobility on the soil profile (0.6 m) of different textures (sandy and clayey); b) evaluate the effect of DLM application in long-term on the phosphorus maximum adsorption capacity and binding energy on soil surface; c) evaluate the effect of soil phosphorus extractors on the degree of phosphorus saturation; d) suggest an environmental critical limit of phosphorus for the studied soils from the "change point" calculated in function of the phosphorus in the soil solution. The experiments were conducted in two experimental stations of the ABC Foundation, one in the city of Ponta Grossa, PR, on a Dystrophic Red-Yellow Oxisol (sandy Oxisol), sandy clay loam texture with 13% slope and another in the city of Castro, PR, on a Dystrophic Oxisol (clayey Oxisol), clay texture, with 10% slope. The experimental plots were established in November 2005 and May 2006 in Ponta Grossa and Castro, respectively, in an area under no-tillage system established for over 15 years, with crop rotation of oat and wheat in the winter, and soybean and corn in the summer. Treatments consist of increase rates of DLM (0, 60, 120, 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) applied in two steps, half in the winter planting and half in the summer planting, on the soil surface. Mineral fertilization was used according to the crop needs. Soil samples were collected in 2014, in six depths (0-0.1; 0.1-0.2; 0.2-0.3; 0.3-0.4; 0.4-0.5; 0.5-0.6 m). The effect of the application of DLM in phosphorus mobility was observed to 0.5 m in the sandy Oxisol. On clayey Oxisol, it was not observed phosphorus mobility in soil, however, in the soil solution the effect of the DLM application was verified to 0.2 m. It was observed a reduction in the binding energy in both Oxisols with the application of DLM, but only in the sandy Oxisol, phosphorus maximum adsorption capacity decreased. It was found "change point" in sandy Oxisol of 34.2% degree of phosphorus saturation calculated by Mehlich-1 and 62.2% degree of phosphorus saturation calculated by resin, corresponding to 103 mg kg<sup>-1</sup> of Mehlich – 1 P and 188 mg kg<sup>-1</sup> of resin P, respectively. These values are suggested as environmental critical limit of phosphorus, on soil surface (0 – 0.1 m).

Keywords: adsorption, leaching, phosphorus saturation, environmental critical limit.

## 1.1 INTRODUÇÃO

Os benefícios do uso de dejetos bovinos em longo prazo na melhoria de atributos físicos e químicos do solo foram documentados por diversos autores (Vitosh et al., 1973; Chang et al., 1991; Sommerfeldt et al., 1998; Mellek et al., 2010). Contudo, em regiões com grandes concentrações de animais confinados o dejetos também desempenha papel importante nas perdas de nitrogênio e fósforo para os corpos d'água (Carpenter et al., 1998). Quando aplicado sem critério, ou seja, aplicações excessivas sem recomendações adequadas, o dejetos pode transformar-se em um problema ambiental.

Os nutrientes provenientes da aplicação de dejetos podem ser transportados do solo para água via superfície e subsuperfície, acelerando o processo de eutrofização, o qual vem se tornando um problema comum e crescente em rios, lagos, estuários e costas oceânicas (Smith et al., 1999). O fósforo é considerado o elemento limitante nesse processo em águas continentais, em função da capacidade biológica de algas, como as azuis, de fixarem o nitrogênio atmosférico, corrigindo as deficiências do elemento (Schindler et al., 2008).

Por muito tempo o risco de contaminação de corpos d'água por fósforo esteve muito relacionado ao seu transporte via escoamento superficial, enquanto que poucos estudos eram realizados avaliando seu efeito em subsuperfície, em decorrência da sua grande capacidade de adsorção e precipitação com óxidos de ferro e alumínio, e minerais de argila (Fontes e Weed, 1996; Novais e Smyth, 1999). No entanto, hoje se sabe que o uso em excesso de fertilizantes minerais e orgânicos pode acarretar em perdas significativas de fósforo via subsuperfície (Sims et al., 1998).

O risco de transporte de fósforo em subsuperfície está relacionado ao seu grau de saturação no solo (Heckrath et al., 1995), podendo atingir concentração crítica na solução do solo antes de sua completa saturação no solo (Breeuwsma e Silva, 1992). Essa concentração crítica seria o momento em que o solo deixa de ser dreno de fósforo e passa a ser fonte para a solução do solo, denominado por muitos autores de “change point” ou “threshold”, a partir do qual o risco de perdas de fósforo para corpos d'água torna-se elevado (McDowell e Sharpley, 2001; Nair et al., 2004).

O grau de saturação de fósforo (GSP) no solo foi utilizado inicialmente na Holanda como ferramenta para prever limites ambientais de fósforo em solos arenosos, sendo calculado pela razão de [P] por [Fe + Al], extraídos do solo por oxalato, e relacionado com fósforo solúvel em

água (Breeuwsma & Silva, 1992). Estudos associados ao GSP foram estendidos para o mundo todo com diversas modificações (Nair, 2014). Sims et al. (2002) calculou o GSP pela razão de [P] por [Fe + Al], extraídos por Mehlich – 3, relacionando com fósforo dissolvido reativo, obtido por coluna de lixiviação e simulação de escoamento superficial. Nair et al. (2004), obteve o GSP pela razão de [P] por [Fe + Al], extraídos por Mehlich – 1, relacionados com fósforo solúvel em água e fósforo extraído em solução de  $\text{CaCl}_2$  0,01 M.

Alguns autores utilizaram a capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) do solo, estimada pela isoterma de adsorção de Langmuir para obtenção do GSP (Sharpley, 1995; Pautler e Sims, 2000; Kleinman e Sharpley, 2002; Mcdowell e Sharpley, 2002; Abdalla et al., 2012), visto que extratores empregados no cálculo do GSP normalmente são mais específicos para determinados tipos de solos (Mcdowell et al., 2002). Em contrapartida, isotermas de adsorção de fósforo refletem as características físico-químicas dos solos através de seus parâmetros (CMAP e energia de ligação), os quais são elementares na determinação do potencial de mobilidade de fósforo no solo (Holford et al., 1997; Mcdowell et al., 2002).

A adsorção de fósforo nos solos é fortemente afetada pela mineralogia (Fontes e Weed, 1996) e de modo geral, solos arenosos quando comparados a solos argilosos apresentam menor CMAP (Valladares et al., 2003; Oliveira et al., 2014). A aplicação em longo prazo de dejetos pode alterar os parâmetros da isoterma de Langmuir, como a energia de ligação e a CMAP, em função da ocupação dos sítios de adsorção de fósforo pela matéria orgânica, favorecendo assim, a maior disponibilidade de fósforo no solo (Field et al., 1985; Eghball et al., 1996; Guppy et al., 2005). No entanto, a adição de matéria orgânica também pode favorecer a formação de pontes metálicas no solo com ácidos orgânicos, aumentando a adsorção de fósforo (Guppy et al., 2005).

Nesse sentido, o presente estudo visa avaliar o potencial poluidor da aplicação de DLB em longo prazo (nove anos), sob sistema plantio direto em dois latossolos, tendo como objetivos específicos: a) avaliar o efeito da aplicação de dejetos líquido bovino em longo prazo na mobilidade de fósforo no perfil do solo (0,6 m) de diferentes texturas (argiloso e arenoso); b) avaliar o efeito da aplicação de dejetos líquido bovino em longo prazo na capacidade máxima de adsorção de fósforo e energia de ligação do fósforo em superfície no solo (0 - 0,1 m); c) verificar se existe relação entre o grau de saturação de fósforo calculado por Mehlich – 1 e o grau de saturação de fósforo calculado por resina; d) sugerir um limite crítico ambiental (LCA) de

fósforo para os solos estudados a partir do “change point” calculado em função do fósforo na solução do solo.

## 1.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 1.2.1 Área experimental

Os experimentos foram conduzidos em duas estações experimentais da Fundação ABC, sendo uma no município de Ponta Grossa-PR sobre Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico (Latossolo arenoso), textura franco argilo-arenosa com 13% de declividade e outra no município de Castro-PR, sobre Latossolo Bruno Distrófico típico (Latossolo argiloso), textura muito argilosa com 10% de declividade (EMBRAPA/FUNDAÇÃO ABC, 2001). O clima da região é Cfb, com precipitação média anual de 1554 mm.

A instalação dos experimentos foi realizada em novembro de 2005 e maio de 2006, em Ponta Grossa e Castro, respectivamente, em área sob sistema de plantio direto estabelecido há mais de 15 anos, com rotação de culturas de aveia preta e trigo no inverno e soja e milho no verão. Os atributos físicos e químicos estão presentes nas TABELAS 1 e 2, respectivamente.

TABELA 1. Atributos físicos dos solos nas áreas estudadas antes da instalação dos experimentos, na profundidade de 0 – 0,2 m.

Solos	Argila	Silte	Areia	DMP	DS	Porosidade (%)		CH
	g kg <sup>-1</sup>			mm	g cm <sup>-3</sup>	micro	macro	mm h <sup>-1</sup>
Latossolo Arenoso	228	33	739	1,33	1,5	28	15	47
Latossolo Argiloso	701	111	188	2,92	1,03	43,6	16,5	5,2

Diâmetro médio ponderado (DMP), densidade do solo (DS) e condutividade hidráulica saturada (CH).  
Fonte: Adaptado de Mori (2008) e Timofiecsyk (2009).

TABELA 2. Atributos químicos dos solos nas áreas estudadas antes da instalação dos experimentos, na profundidade de 0 - 0,2 m.

Solos	pH CaCl <sub>2</sub>	Al	H + Al	Ca	Mg	K	P(Mehlich-1)	C
	.....cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> .....						mg dm <sup>-3</sup>	g dm <sup>-3</sup>
Latossolo Arenoso	5,1	0	3,5	3,7	0,7	0,2	19	13,2
Latossolo Argiloso	5,4	0	4,6	5	1,4	0,3	4	25,6

Fonte: Adaptado de Mori (2008) e Timofiecsyk (2009).

Os tratamentos consistem de quatro doses de DLB (0, 60, 120, 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), delineados em esquema de blocos ao acaso, com quatro repetições, totalizando 16 parcelas. A dose de dejetos de cada tratamento foi aplicada em duas etapas, metade no plantio de inverno e metade no plantio de verão, com uso de bomba elétrica acoplada a uma mangueira. A adubação mineral foi realizada conforme as necessidades da cultura. As parcelas experimentais possuíam 9 m de comprimento por 3,5 m de largura, totalizando 29,75 m<sup>2</sup>, delimitadas por chapas de zinco de 0,1 m de altura enterrada a 0,05 m no solo.

As características químicas do DLB aplicado desde a instalação dos experimentos estão apresentadas nas TABELAS 3 e 4. As quantidades aplicadas via DLB de nitrogênio, fósforo e potássio encontram-se nas TABELAS 5 e 6, e as quantidades dos mesmos nutrientes aplicados via adubação mineral estão presentes nas TABELAS 7 e 8.

TABELA 3. Características químicas do DLB aplicado desde a instalação do experimento, na unidade experimental de Ponta Grossa - PR.

Data de Aplicação DLB	Matéria Seca (g L <sup>-1</sup> )	Nitrogênio Total		Fósforo Total		Potássio Total	
		(g L <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(g L <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(g L <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )
07/12/2005	16,00	0,38	23,75	0,22	13,65	0,84	52,40
24/04/2006	86,40	2,20	25,46	0,84	9,75	1,66	19,21
22/09/2006	68,40	0,68	9,94	0,69	10,09	1,85	27,06
15/06/2007	110,20	2,30	20,87	0,63	5,71	1,87	16,95
27/11/2007	72,00	1,57	21,80	0,60	8,30	2,37	32,87
26/06/2008	108,20	2,14	19,80	0,69	6,42	2,13	19,67
17/08/2008	97,30	2,08	21,40	0,60	6,20	1,79	18,43
30/07/2009	73,40	1,71	23,30	0,76	10,39	1,91	26,06
09/12/2009	158,20	2,42	15,30	0,65	4,10	3,78	23,91
21/05/2010	71,40	1,68	23,50	0,79	11,05	2,28	31,96
17/11/2010	129,40	2,76	21,30	1,22	9,43	3,15	24,32
11/08/2011	15,90	1,40	88,05	0,13	8,24	1,08	67,87
04/01/2012	43,40	1,18	27,30	0,54	12,53	0,75	17,18
16/07/2012	48,60	1,90	39,09	0,52	10,78	0,75	15,37
07/01/2013	54,90	1,15	21,00	0,37	6,68	0,04	0,76
25/07/2013	31,80	2,80	88,05	0,30	9,28	0,38	12,05
03/01/2014	58,60	1,10	18,77	0,39	6,71	4,15	70,83
04/11/2014	69,80	2,90	41,55	1,27	18,14	1,99	28,54
Média	72,99	1,80	30,57	0,62	9,30	1,82	28,08
Desvio Padrão	36,58	0,70	21,51	0,29	3,23	1,07	17,83

TABELA 3. Características químicas do DLB aplicado desde a instalação do experimento, na unidade experimental de Castro – PR (Latossolo argiloso).

Data de Aplicação	Matéria Seca	Nitrogênio Total		Fósforo Total		Potássio Total	
DLB	(g L <sup>-1</sup> )	(g L <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(g L <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(g L <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )
11/05/2006	90,5	1,82	20,11	0,77	8,49	3,46	38,25
05/10/2006	75,5	1,74	23,05	0,61	8,1	2,35	31,11
04/05/2007	43,3	0,95	21,94	0,41	9,48	1,48	34,12
30/11/2007	89,6	2,02	22,5	0,72	7,99	3,04	33,95
01/08/2008	87,1	1,75	20,1	0,61	7,03	2,85	32,71
09/01/2009	46,7	1,1	23,6	0,32	6,86	1,57	33,62
04/08/2009	51	0,94	18,4	0,56	11	1,2	23,57
06/11/2009	44,9	2,6	57,91	0,92	20,42	1,91	42,52
27/07/2010	85,5	1,56	18,3	0,7	8,21	3,22	37,69
27/01/2011	93,1	1,74	18,7	0,84	9,04	4,14	44,49
02/08/2011	113	2,29	20,3	0,83	7,34	4,19	37,1
09/11/2011	94	1,85	19,7	0,69	7,29	3,71	39,43
10/08/2012	87,3	2,23	25,5	0,65	7,47	4,09	46,9
07/01/2013	73,7	1,56	21,2	0,54	7,29	0,13	1,74
10/06/2013	79,1	1,66	21	0,61	7,77	3,91	49,47
05/11/2013	71,1	1,44	20,3	0,43	6,03	3,27	45,99
28/07/2014	94,5	5,2	55,03	0,87	9,24	2,74	28,99
09/01/2015	91,4	4,2	45,95	0,7	7,64	3,49	38,14
Média	78,41	2,04	26,31	0,65	8,71	2,82	35,54
Desvio Padrão	19,94	1,08	12,59	0,16	3,14	1,16	10,74

TABELA 4. Quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio aplicado nas diferentes safras (inverno/verão) via DLB, desde a instalação do experimento na unidade experimental de Ponta Grossa-PR (Latossolo arenoso).

Safras	60 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>			120 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>			180 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
	kg ha <sup>-1</sup>								
Verão 2005/2006	11,4	6,6	25,2	22,8	13,1	50,3	34,2	19,7	75,5
Inverno 2006	66,0	25,3	49,8	132,0	50,6	99,6	198,0	75,9	149,4
Verão 2006/2007	20,4	20,7	55,5	40,8	41,4	111,1	61,2	62,1	166,6
Inverno 2007	69,0	18,9	56,0	138,0	37,7	112,1	207,0	56,6	168,1
Verão 2007/2008	47,1	17,9	71,0	94,2	35,8	142,0	141,3	53,8	213,0
Inverno 2008	64,3	20,8	63,9	128,5	41,7	127,7	192,8	62,5	191,6
Verão 2008/2009	62,5	18,1	53,8	124,9	36,2	107,6	187,4	54,3	161,4
Inverno 2009	51,3	22,9	57,4	102,6	45,8	114,8	153,9	68,7	172,2
Verão 2009/2010	72,6	19,5	113,5	145,2	39,0	226,9	217,8	58,4	340,4
Inverno 2010	50,3	23,7	68,5	100,7	47,3	136,9	151,0	71,0	205,4
Verão 2010/2011	82,7	36,6	94,4	165,4	73,2	188,8	248,1	109,8	283,2
Inverno 2011	42,0	3,9	32,4	84,0	7,9	64,7	126,0	11,8	97,1
Verão 2011/2012	35,5	16,3	22,4	71,1	32,6	44,7	106,6	49,0	67,1
Inverno 2012	57,0	15,7	22,4	114,0	31,4	44,8	171,0	47,2	67,2
Verão 2012/2013	34,6	11,0	1,3	69,2	22,0	2,5	103,8	33,0	3,8
Inverno 2013	84,0	8,9	11,5	168,0	17,7	23,0	252,0	26,6	34,5
Verão 2013/2014	33,0	11,8	124,5	66,0	23,6	249,0	99,0	35,4	373,5
Inverno 2014	87,0	2,6	19,9	174,0	5,2	39,8	261,0	7,9	59,8
Verão 2014/2015	87,0	38,0	59,8	174,0	76,0	119,5	261,0	114,0	179,3
TOTAL	1057,7	339,1	1003,0	2115,4	678,3	2006,0	3173,1	1017,4	3009,0
MÉDIA	55,7	17,8	52,8	111,3	35,7	105,6	167,0	53,5	158,4

TABELA 5. Quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio aplicado nas diferentes safras (verão/inverno) via DLB, desde a instalação do experimento na unidade experimental de Castro-PR (Latossolo argiloso).

Saфра	60 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>			120 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>			180 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
kg ha <sup>-1</sup>									
Inverno 2006	54,6	23,1	103,8	109,2	46,1	207,7	163,8	69,2	311,5
Verão 2006/2007	52,2	18,3	70,5	104,4	36,7	140,9	156,6	55,0	211,4
Inverno 2007	28,5	12,3	44,3	57,0	24,6	88,7	85,5	36,9	133,0
Verão 2007/2008	60,5	21,5	91,3	121,0	43,0	182,5	181,4	64,4	273,8
Inverno 2008	52,5	18,4	85,5	105,0	36,7	170,9	157,6	55,1	256,4
Verão 2008/2009	33,1	9,6	47,1	66,1	19,2	94,2	99,2	28,8	141,3
Inverno 2009	28,2	16,8	36,1	56,3	33,7	72,1	84,5	50,5	108,2
Verão 2009/2010	78,0	27,5	57,3	156,0	55,0	114,6	234,0	82,5	171,8
Inverno 2010	46,9	21,1	96,7	93,9	42,1	193,3	140,8	63,2	290,0
Verão 2010/2011	52,2	25,2	124,3	104,5	50,5	248,5	156,7	75,7	372,8
Inverno 2011	68,8	24,9	125,8	137,6	49,7	251,6	206,5	74,6	377,4
Verão 2011/2012	55,6	20,6	111,2	111,1	41,1	222,4	166,7	61,7	333,6
Inverno 2012	66,8	19,6	122,8	133,6	39,1	245,7	200,4	58,7	368,5
Verão 2012/2013	46,9	16,1	3,9	93,7	32,2	7,7	140,6	48,4	11,6
Inverno 2013	49,8	18,4	117,4	99,7	36,9	234,8	149,5	55,3	352,2
Verão 2013/2014	43,3	12,9	98,1	86,6	25,7	196,2	129,9	38,6	294,3
Inverno 2014	156,0	26,2	82,2	312,0	52,4	164,4	468,0	78,6	246,5
Verão 2014/2015	126,0	21,0	104,6	252,0	41,9	209,2	378,0	62,9	313,8
TOTAL	1099,8	352,8	1522,8	2199,6	705,6	3045,6	3299,4	1058,4	4568,4
MÉDIA	61,1	19,6	84,6	122,2	39,3	169,2	183,3	58,9	253,8

TABELA 7. Quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio aplicado nas diferentes safras (inverno/verão) via adubação mineral, desde a instalação do experimento na unidade experimental de Ponta Grossa-PR (Latossolo arenoso).

Safr	Cultura	Cultivar	Semeadura	N	kg ha <sup>-1</sup>	
					P	K
Verão 2005/2006	Soja	CD 206	09/11/2005	0	27	52
Inverno 2006	Aveia Preta	Iapar 61	26/04/2006	0	0	0
Verão 2006/2007	Milho	AG 8021	21/09/2006	183	56	100
Inverno 2007	Trigo	CD 111	12/06/2007	98	26	50
Verão 2007/2008	Soja	CD 206	31/10/2007	0	26	50
Inverno 2008	Aveia Preta	Comum	25/04/2008	0	0	0
Verão 2008/2009	Milho	P30R50	17/09/2008	171	42	75
Inverno 2009	Trigo	BRS 208	08/06/2009	120	26	50
Verão 2009/2010	Soja	BRS 232	03/11/2009	0	26	50
Inverno 2010	Aveia Preta	Comum	21/04/2009	0	0	0
Verão 2010/2011	Milho	P 30F36H	28/10/2010	171	42	75
Inverno 2011	Trigo	Mirante	01/06/2011	104	26	50
Verão 2011/2012	Soja	BMX Potência	22/11/2011	0	26	50
Inverno 2012	Aveia Preta	Comum	01/05/2012	0	0	0
Verão 2012/2013	Milho	P30R50HNR	27/09/2012	183	41	75
Inverno 2013	Trigo	Quartzo	05/06/2013	120	26	50
Verão 2013/2014	Soja	NA 5909 RG	26/11/2013	0	26	50
Inverno 2014	Aveia Preta	Agro Coxilha	20/05/2014	0	0	0
Verão 2014/2015	Milho	P 30R50 YH	18/09/2014	180	42	75
Inverno 2015	Trigo	TBIO Sinuelo	08/06/2015	120	26	50
Verão 2015/2016	Soja	NA 5909RG	19/11/2015	0	26	50
TOTAL				1450	510	952
MÉDIA				69	24	45

TABELA 8. Quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio aplicado nas diferentes safras (verão/inverno) via adubação mineral, desde a instalação do experimento na unidade experimental de Castro-PR (Latossolo argiloso).

Safra	Cultura	Cultivar	Semeadura	N	P	K
				kg ha <sup>-1</sup>		
Inverno 2006	Aveia Preta	Iapar 61	26/04/2006	0	0	0
Verão 2006/2007	Milho	P30F53	03/10/2006	175	37	93
Inverno 2007	Aveia Preta	Comum	03/05/2007	0	0	0
Verão 2007/2008	Soja	CD206	02/11/2007	0	26	50
Inverno 2008	Trigo	Supera	26/06/2008	114	39	59
Verão 2008/2009	Soja	CD 206	27/11/2008	0	22	42
Inverno 2009	Aveia Preta	Comum	09/06/2009	0	0	0
Verão 2009/2010	Milho	P 30F53	18/09/2009	175	41	63
Inverno 2010	Trigo	Quartzo	14/06/2010	134	30	63
Verão 2010/2011	Soja	CD 206	10/12/2010	0	26	50
Inverno 2011	Aveia Preta	Comum	01/05/2011	0	0	0
Verão 2011/2012	Milho	AS 1555YG	20/10/2011	165	39	50
Inverno 2012	Trigo	Quartzo	14/06/2012	120	26	50
Verão 2012/2013	Soja	NA 5909RG	19/11/2012	0	26	50
Inverno 2013	Aveia preta	Agro Coxilha	26/04/2013	0	0	0
Verão 2013/2014	Milho	P 30F53YH	07/10/2013	183	41	75
Inverno 2014	Trigo	Sinuelo	18/06/2014	120	26	50
Verão 2014/2015	Soja	NA 5909RG	19/11/2014	0	26	50
TOTAL				1186	405	745
MÉDIA				66	23	41

### 1.2.2 Amostragem de solo e análises de solo e solução do solo

Foram coletadas amostras de solo em ambos os experimentos, com trado calador, em seis profundidades (0-0,1; 0,1-0,2; 0,2-0,3; 0,3-0,4; 0,4-0,5; 0,5-0,6 m). As amostras de solo foram congeladas para análises nos laboratórios do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Paraná.

A solução do solo foi extraída das amostras de acordo com a metodologia adaptada de pasta de saturação descrita por Rhoades (1996). Pesou-se 150 g de solo úmido e em seguida foi colocado em pote plástico descartável de 400 mL. O solo foi amassado com espátula de aço inoxidável com adição gradual de água deionizada até a pasta de solo deslizar suavemente na espátula apresentando aspecto brilhante ou espelhante. A pasta ficou em repouso por 16 horas,

sendo então transferida para um funil de Buckner contendo papel filtro e adaptado a um kitasato de 500 mL. Aplicou-se sucção com bomba de vácuo e o filtrado foi coletado. A amostra coletada foi refiltrada com filtro de membrana de éster celulose de 0,45 micrômetros. Determinou-se diretamente o teor de fósforo na solução do solo, por espectrômetro de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES VARIAN 720-ES).

No solo foi feita extração de fósforo disponível pelo método da resina (Raij et al., 2001) e Mehlich - 1 (Marques e Motta, 2003). Além disso, foi realizada extração de fósforo solúvel em água (PSA) nas amostras da camada superficial (0 -0,1m) do solo, agitando-se 3 g de TFSA, com 30 mL de água deionizada, durante 1 hora. Após, as amostras foram centrifugadas e filtradas em membrana de éster celulose de 0,45  $\mu\text{m}$ . O mesmo procedimento foi feito para extração de fósforo em solução de  $\text{CaCl}_2$  0,01 M ( $\text{CaCl}_2\text{-P}$ ). As concentrações de PSA e  $\text{CaCl}_2\text{-P}$  foram determinadas pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1995).

Foi feita extração pseudo-total de fósforo em todas as profundidades amostradas pelo método USEPA 3051a (USEPA, 2007), utilizando micro-ondas modelo MARS 6 (CEM<sup>®</sup>). As amostras de solo foram secas, moídas e peneiradas a 0,2 mm. Pesou-se 0,3 g de solo diretamente em tubos de teflon, em seguida adicionou-se 9 mL de ácido nítrico e 3 mL de ácido clorídrico. Durante 20 min as amostras foram digeridas no microondas, e após a digestão elas foram filtradas e diluídas em balões de 50 mL. A determinação dos elementos foi feita por espectrômetro de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES VARIAN 720-ES).

### **1.2.3 Isotermas de adsorção de fósforo**

As isotermas de adsorção de fósforo no solo foram feitas conforme método apresentado por Alvarez e Fonseca (1990), para cada tratamento, na camada superficial do solo (0 – 0,1 m). Para construção das isotermas foram utilizadas onze concentrações de fósforo dentro de um intervalo experimental predefinido em função do P remanescente, o qual foi obtido agitando-se, por uma hora, 2,5  $\text{cm}^3$  de TFSA com 25 mL de  $\text{CaCl}_2$  0,01 M, contendo 60  $\text{mg L}^{-1}$ . Após centrifugar e filtrar, o P na solução de equilíbrio (P remanescente) foi determinado pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1995). Determinado o intervalo experimental das concentrações de fósforo para o Latossolo arenoso (0, 3, 6, 9, 15, 21, 27, 33, 42, 51 e 60  $\text{mg L}^{-1}$ ) e argiloso (0, 10,5, 21, 31,5, 52,5, 73,5, 94,5, 115,5, 147, 178, 210  $\text{mg L}^{-1}$ ), agitou-se 2,5 g de TFSA com 25 mL de solução de  $\text{CaCl}_2$  0,01 M contendo fósforo nas doses definidas durante um período de 24

horas. Após, as amostras foram centrifugadas, e o sobrenadante filtrado e analisado para determinação do fósforo na solução de equilíbrio pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1995). O fósforo adsorvido pelo solo foi calculado pela diferença do fósforo adicionado na amostra e o fósforo da solução de equilíbrio.

Os resultados encontrados para concentração de fósforo na solução de equilíbrio e fósforo adsorvido pelo solo foram ajustados segundo o modelo não linear de Langmuir pelo método dos mínimos quadrados. Foi utilizado o suplemento estatístico Solver (Excel2010®) para obtenção dos valores de  $k$  e  $b$ , de acordo com a equação descrita a seguir:  $q = K b C / (1 + K C)$ , em que  $q = P$  adsorvido ( $\text{mg kg}^{-1}$ ),  $k =$  energia de ligação do P ( $\text{L mg}^{-1}$ ),  $b =$  capacidade máxima de adsorção de fósforo ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), e  $C =$  concentração de equilíbrio de fósforo.

#### 1.2.4 Grau de saturação de fósforo e “change point”

O grau de saturação de fósforo (GSP) no solo foi calculado pela razão do fósforo extraído com os extratores Mehlich-1 e resina, em função da CMAP, conforme as seguintes expressões:

$$GSP_{RES} = \frac{P_{resina}}{CMAP} \times 100 \quad GSP_{M1} = \frac{P_{mehlich-1}}{CMAP} \times 100$$

O “change point” foi obtido pela relação entre o fósforo da solução do solo, o PSA e o  $\text{CaCl}_2\text{-P}$  com o GSP. Essa relação foi feita com auxílio de um modelo de regressão linear segmentada de dois segmentos, com coeficientes angulares diferentes, sendo o “change point” no intercepto deles. A seguir as equações do modelo, onde a primeira (1) para o segmento da reta abaixo do “change point”, e a segunda (2) para o segmento acima do “change point”:

$$\left\{ \begin{array}{l} P_{sol}(GSP) = \frac{y_1 \times (CP - GSP) + y_2 \times (GSP - t_1)}{CP - t_1}, t_1 \leq GSP \leq CP \quad (1) \\ P_{sol}(GSP) = \frac{y_2 \times (t_2 - GSP) + y_3 \times (GSP - CP)}{t_2 - CP}, CP \leq GSP \leq t_2 \quad (2) \end{array} \right.$$

Onde CP é o “change point” no GSP,  $t_1$  é o maior valor para o GSP e  $t_2$  o menor valor, e  $y_1, y_2, y_3$  são variáveis de ajuste do modelo. As quatro variáveis ( $y_1, y_2, y_3$  e CP) foram estimadas pelo modelo de regressão segmentada com auxílio do programa estatístico SIGMAPLOT 12.0.

O LCA de fósforo sugerido é o próprio “change point”, calculado em função do fósforo da solução do solo.

### **1.2.5 Análises Estatísticas**

A normalidade dos dados foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk. Para os dados de mobilidade de fósforo no solo foi utilizado o teste de Tukey para a comparação de médias a 5% de significância, e para as relações entre os extratores de fósforo foi utilizada análise de regressão linear. Os programas estatísticos empregados foram ASSISTAT 7.7 Beta e SIGMAPLOT 12.0.

## **1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **1.3.1 Fósforo no solo e solução do solo**

No Latossolo arenoso, os teores médios de fósforo da solução do solo variaram de 0,03 a 3,901 mg L<sup>-1</sup> no perfil do solo, verificando-se aumento com aplicação DLB até 0,3 m (FIGURA 1A). Para fósforo resina, foi observado efeito das doses de dejetos até 0,5 m, onde o maior valor encontrado foi em superfície (297 mg kg<sup>-1</sup>), na maior dose (FIGURA 1B).

Já para Latossolo argiloso, o fósforo da solução do solo foi afetado pela aplicação de DLB até 0,2 m de profundidade (FIGURA 2A), enquanto que, para o fósforo resina, verificou-se somente efeito em superfície (0-0,1 m) (FIGURA 2B). Os teores médios de fósforo no solo e solução do solo variaram de 2,25 a 132 mg kg<sup>-1</sup> e 0,009 a 0,313 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

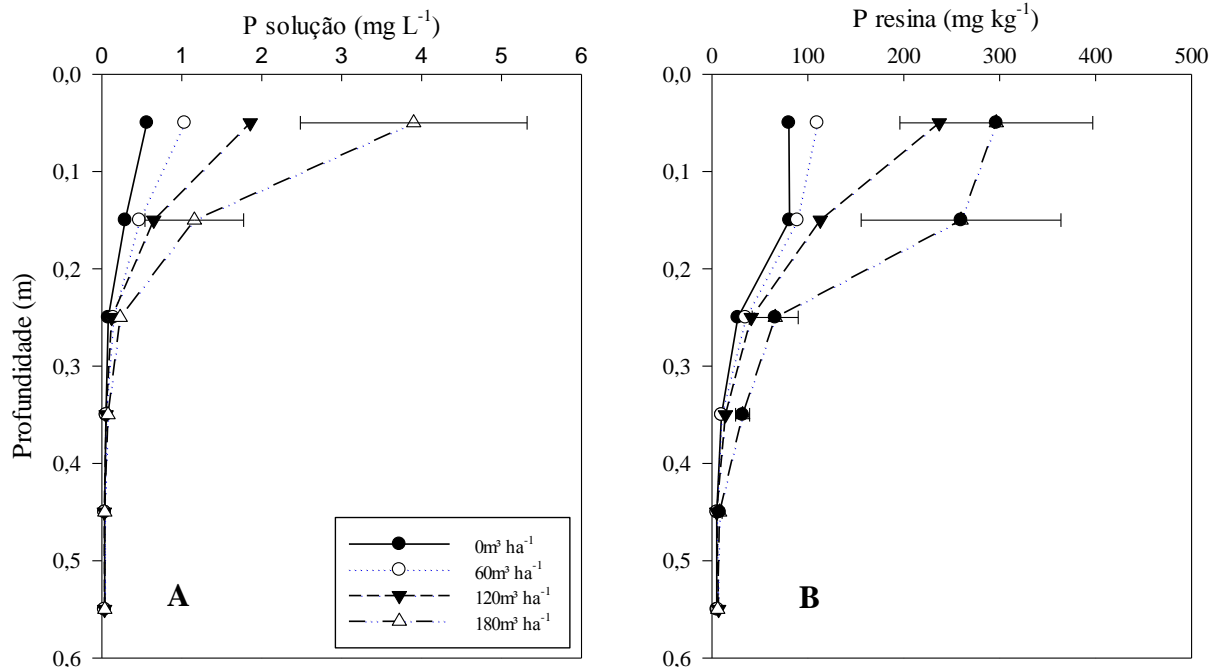


FIGURA 1. Concentração de fósforo na solução do solo (A) e fósforo resina (B) em profundidade nas diferentes doses de DLB no Latossolo arenoso. Metade da barra horizontal é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5%.

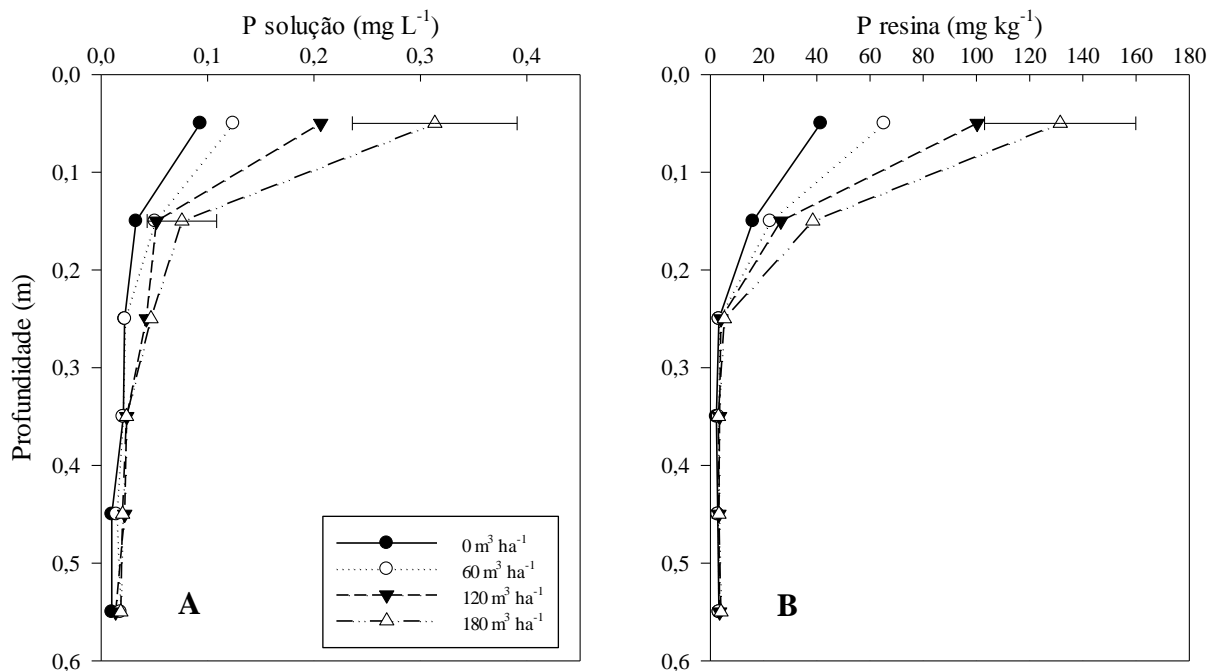


FIGURA 2. Concentração de fósforo na solução do solo (A) e fósforo resina (B) em profundidade nas diferentes doses de DLB no Latossolo argiloso. Metade da barra horizontal é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5%.

Para fósforo extraído por Mehlich – 1, o comportamento observado no perfil do Latossolo argiloso foi semelhante ao de fósforo resina, com aumento de fósforo no solo com aplicação de DLB somente na camada superficial (FIGURA 3A). No Latossolo arenoso, foi verificado efeito da aplicação do DLB até 0,2 m para fósforo Mehlich – 1 (FIGURA 3B), diferentemente do observado para o fósforo resina (aumento até 0,5 m). Os teores médios encontrados para fósforo Mehlich - 1 no perfil do solo variaram de 0,1 a 37 mg kg<sup>-1</sup> e de 0,5 a 153 mg kg<sup>-1</sup>, no Latossolo argiloso e arenoso, respectivamente.

Foi observado efeito da aplicação de DLB nos teores pseudo-totais de fósforo no Latossolo arenoso até 0,4 m, enquanto que no Latossolo argiloso somente na camada superficial (0 – 0,1 m) (FIGURA 4). No Latossolo arenoso, os teores médios de fósforo pseudo-total no perfil do solo foram de 76 a 562 mg kg<sup>-1</sup>, e no Latossolo argiloso variaram de 148 a 1020 mg kg<sup>-1</sup>.

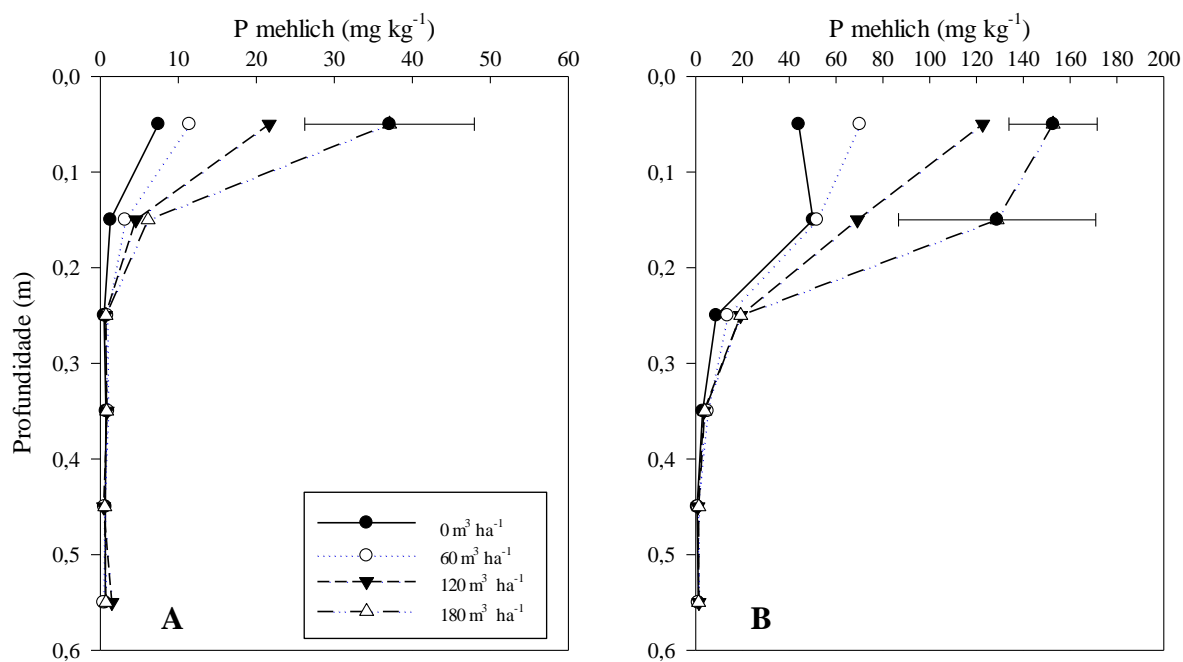


FIGURA 3. Concentração de fósforo Mehlich - 1 no Latossolo argiloso (A) e no Latossolo arenoso (B) em profundidade nas diferentes doses de DLB no Latossolo argiloso. Metade da barra horizontal é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5%.

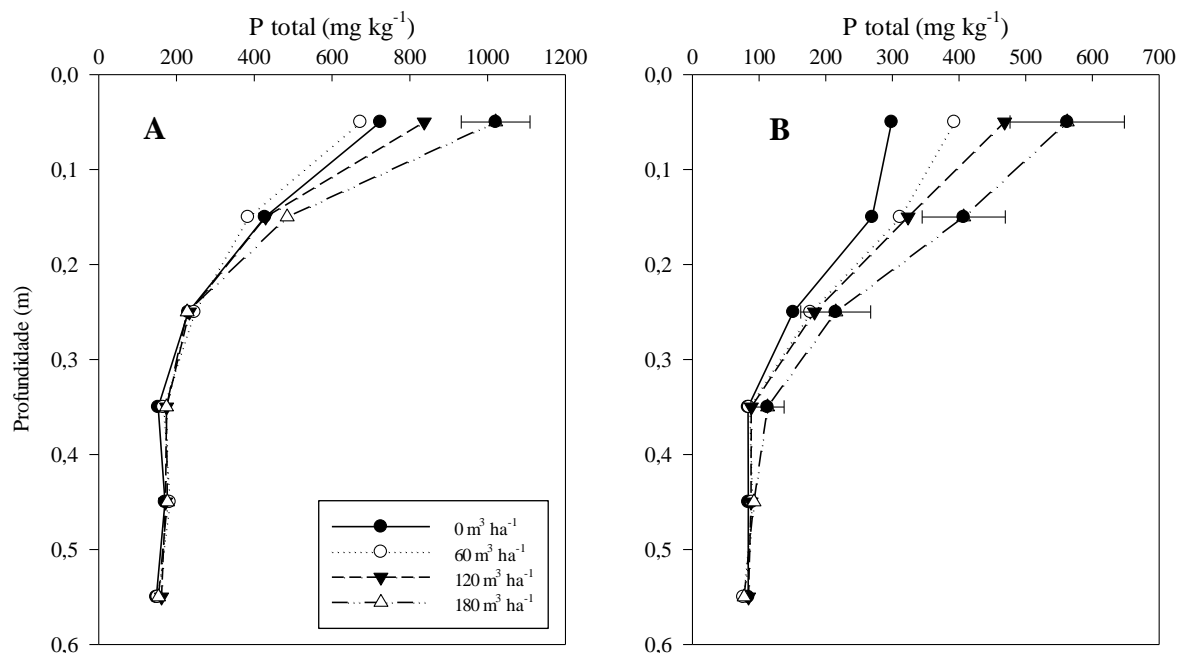


FIGURA 4. Concentração de fósforo total no Latossolo argiloso (A) e no Latossolo arenoso (B) em profundidade nas diferentes doses de DLB no Latossolo argiloso. Metade da barra horizontal é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5%.

A distribuição e as concentrações de fósforo encontradas nos dois solos foram diferentes, onde no Latossolo argiloso, em geral, a mobilidade de fósforo se restringiu a camada superficial do solo (0 – 0,1 m), enquanto que para o Latossolo arenoso observou-se aumento de fósforo até 0,5 m para fósforo resina. Estudos com aplicação de dejetos em longo prazo em diversos tipos de solo mostram que em solos arenosos tem-se maior mobilidade de fósforo (Sharpley et al., 1984; Sharpley et al., 1993; Mozaffari e Sims, 1994; Egball et al., 1996; Novak et al., 2000; Abdala et al., 2012). Fordham e Schwertmann (1977) verificaram que a lixiviação de partículas finas de fósforo inorgânico suspensas no dejetos líquido poderia ser responsável pelo aumento de P em profundidade no solo, onde em solos arenosos esse efeito seria facilitado.

Sharpley et al. (1993), em estudo com aplicação de cama de aves em longo prazo em diversos solos de textura predominante siltosa e argilosa, observou aumento nos teores de fósforo total e disponível (Bray) até 0,3 m. Novak et al. (2000), observou movimento de fósforo extraído por Mehlich - 3 com aplicação de esterco suíno até 1 m, após 10 anos de aplicação em solo de textura franco arenosa no EUA. No Brasil, Abdala et al. (2012), verificou efeito da aplicação de cama de aves somente em superfície (0 – 0,1 m) para fósforo extraído por Mehlich - 3, em solo de textura argilosa.

### 1.3.2 Isotermas de adsorção de fósforo

O modelo não linear de Langmuir descreveu bem a adsorção de fósforo em relação a sua concentração de equilíbrio na solução (FIGURA 5), com altos coeficientes de correlação entre valores medidos e ajustados em ambos os solos estudados ( $r = 0,97$ ).

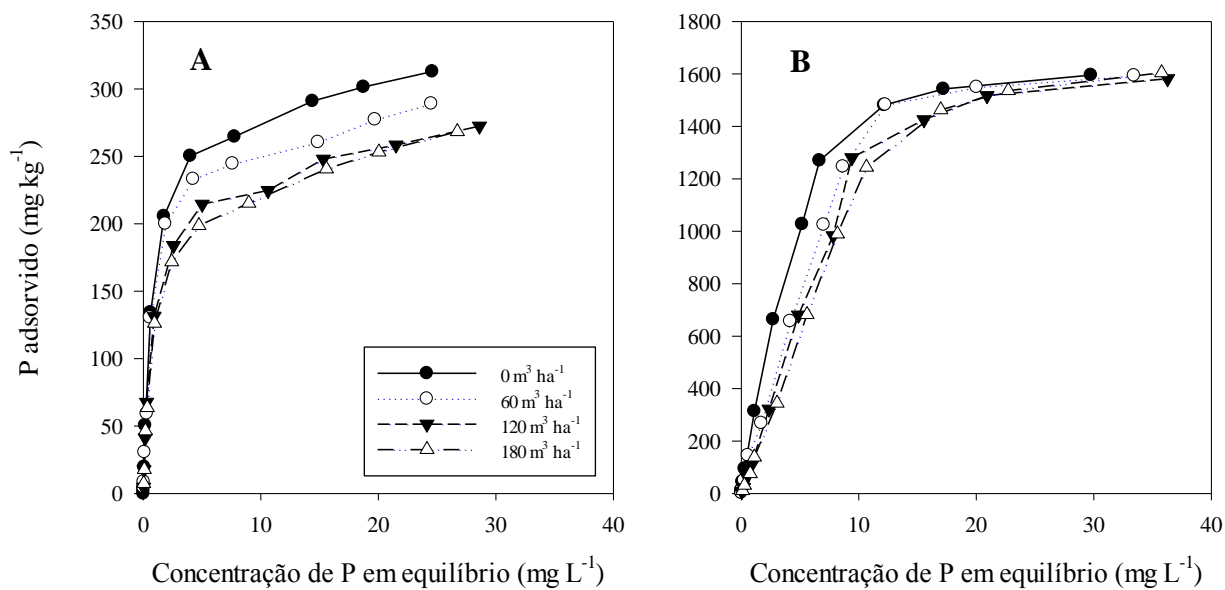


FIGURA 5. Isotermas de adsorção de fósforo no Latossolo arenoso (A) e no Latossolo argiloso (B) na camada superficial do solo (0 – 0,1 m).

A adsorção de fósforo foi maior no Latossolo argiloso, onde não se verificou diferenças significativas entre as doses de DLB para CMAP, apesar do comportamento de aumento da mesma com aumento das doses de DLB (TABELA 9). No entanto, o parâmetro  $k$ , constante relacionada à energia de ligação, reduziu com o aumento das doses de DLB, onde as doses de 120 e 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (0,234 e 0,248 L mg<sup>-1</sup>) foram estatisticamente menores que a testemunha (0,375 L mg<sup>-1</sup>).

No Latossolo arenoso observou-se redução da CMAP com aplicação do DLB (TABELA 9), onde o tratamento testemunha foi superior aos demais tratamentos. A energia de ligação também reduziu com o aumento das doses de DLB, onde na testemunha foi encontrado o maior valor (0,614 L mg<sup>-1</sup>), e na maior dose o menor (0,242 L mg<sup>-1</sup>).

O comportamento de aumento da CMAP no Latossolo argiloso pode ser explicado em função da formação de pontes metálicas no solo com ácidos húmicos e fúlvicos provenientes da

adição de matéria orgânica pelo DLB, as quais proporcionam aumento na capacidade de adsorção de fósforo do solo (Holford et al., 1997; Guppy et al., 2005). Já a redução da CMAP no Latossolo arenoso é explicada devido à ocupação dos sítios de adsorção de fósforo pela matéria orgânica proveniente do dejetos, a qual faz o mesmo tipo de ligação do fósforo com os colóides do solo (adsorção específica), no entanto a matéria orgânica tem uma força maior de adsorção que o mesmo, assim reduzindo seus sítios de adsorção (Guppy et al., 2005).

A energia de ligação ( $k$ ) diminuiu em ambos os solos com aplicação de DLB, no entanto o efeito foi maior no Latossolo arenoso. Essa redução do parâmetro  $k$  indica que com aplicação de dejetos a mobilidade do fósforo estará aumentando. Field et al. (1985), também observaram redução da energia de ligação com aplicação de dejetos em solo argiloso, no entanto, não observou efeito na CMAP. Em experimento de longo prazo (40 anos) com aplicação de dejetos bovino, Egball et al. (1996) verificou redução na energia de ligação e CMAP de um solo de textura arenosa até 0,9 m de profundidade.

TABELA 9. Parâmetros estimados da isoterma de adsorção de fósforo pela equação de Langmuir na camada superficial (0 - 0,1 m) do Latossolo argiloso e arenoso.

	Tratamentos	Parâmetros	
		$b$	$k$
	$\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	$\text{mg kg}^{-1}$	$\text{L mg}^{-1}$
Latossolo argiloso	0	1728 a	0,375 a
	60	1803 a	0,344 ab
	120	1821 a	0,234 b
	180	1851 a	0,248 b
Latossolo arenoso	0	330 a	0,614 a
	60	308 b	0,458 b
	120	294 c	0,347 bc
	180	299 c	0,242 c

$b$  = CMAP= Capacidade máxima de adsorção de P;  $k$  = força de ligação.

### 1.3.3 Change point

Foi verificada relação entre o fósforo da solução do solo com  $\text{GSP}_{\text{MI}}$  e  $\text{GSP}_{\text{RES}}$  no Latossolo arenoso (FIGURA 6). Para  $\text{GSP}_{\text{MI}}$ , o “change point” está em 34,2%, equivalendo a  $103 \text{ mg kg}^{-1}$  de Mehlich – 1 e a  $1,14 \text{ mg L}^{-1}$  de fósforo da solução do solo. Já para  $\text{GSP}_{\text{RES}}$ , o “change point” está em 62,2%, sendo este valor equivalente a  $188 \text{ mg kg}^{-1}$  de fósforo resina, e

para o fósforo da solução do solo de  $0,83 \text{ mg L}^{-1}$ . Os parâmetros estimados e os valores de  $R^2$  para o modelo ajustado de regressão linear segmentada estão na TABELA 10.

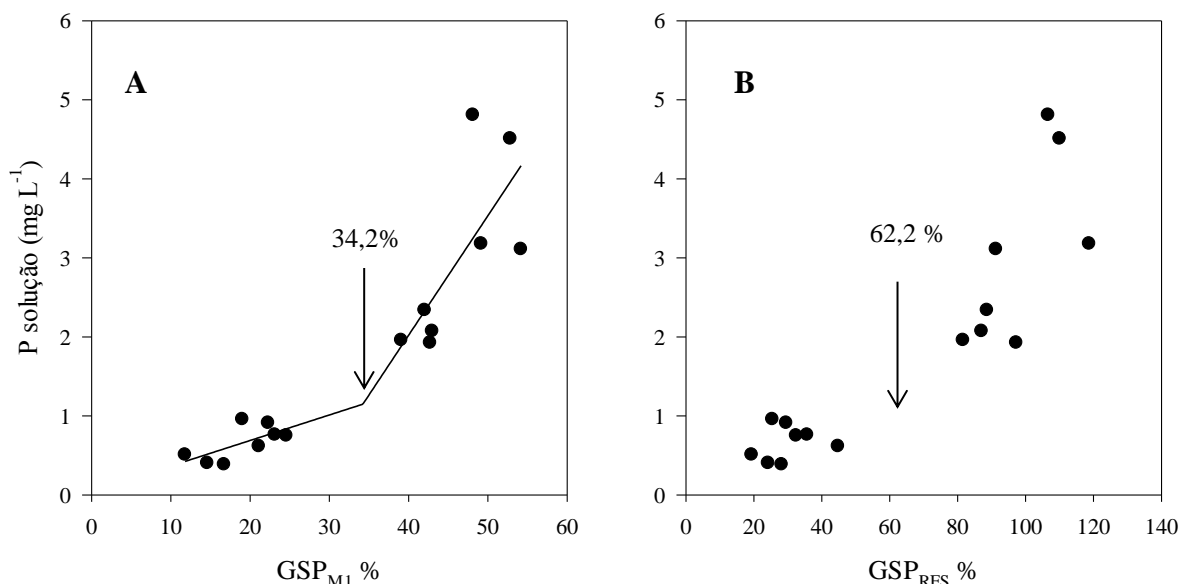


FIGURA 6. Relação entre concentração de fósforo da solução do solo e grau de saturação de fósforo (GSP) calculado por Mehlich – 1 (A) e Resina (B), no Latossolo arenoso. (“Change point” indicado por uma flecha).

TABELA 10. Parâmetros estimados e valores de  $R^2$  para as equações ajustadas em modelo de regressão linear segmentada para fósforo da solução do solo no latossolo arenoso.

Modelo	Equação ajustada	$R^2$
Mehlich 1	$\text{P}_{\text{sol}} = ((0,42*(34,22-\text{GSP}_{\text{MI}})+1,14*(\text{GSP}_{\text{MI}}-11,78))/(34,22-11,78); \text{GSP} \leq 34,22$	0,86*
	$\text{P}_{\text{sol}} = ((1,14*(54,18-\text{GSP}_{\text{MI}})+4,16*(\text{GSP}_{\text{MI}}-34,22))/(54,18-34,22); \text{GSP} > 34,22$	
Resina	$\text{P}_{\text{sol}} = ((0,60*(62,20-\text{GSP}_{\text{RES}})+0,83*(\text{GSP}_{\text{RES}}-19,39))/(62,20-19,39); \text{GSP} \leq 62,20$	0,83*
	$\text{P}_{\text{sol}} = ((0,83*(118,72-\text{GSP}_{\text{RES}})+4,26*(\text{GSP}_{\text{RES}}-62,20))/(118,72-62,20); \text{GSP} > 62,20$	

\* $p < 0,0001$

No Latossolo argiloso não foi possível determinar o “change point” (FIGURA 7), mesmo com os altos valores de fósforo extraído por Mehlich – 1 e resina no solo, o  $\text{GSP}_{\text{MI}}$  não ultrapassou 2,4% e para  $\text{GSP}_{\text{RES}}$  7,9%. Esse fato se deve a alta capacidade de adsorção de fósforo deste solo, o qual não está suficientemente saturado para apresentar um “change point”. Mcdowell et al. (2001), em estudo com grande variedade de solos do Reino Unido, Nova Zelândia e Estados Unidos, também não observou “change point” em alguns deles por não estarem suficientemente saturados.

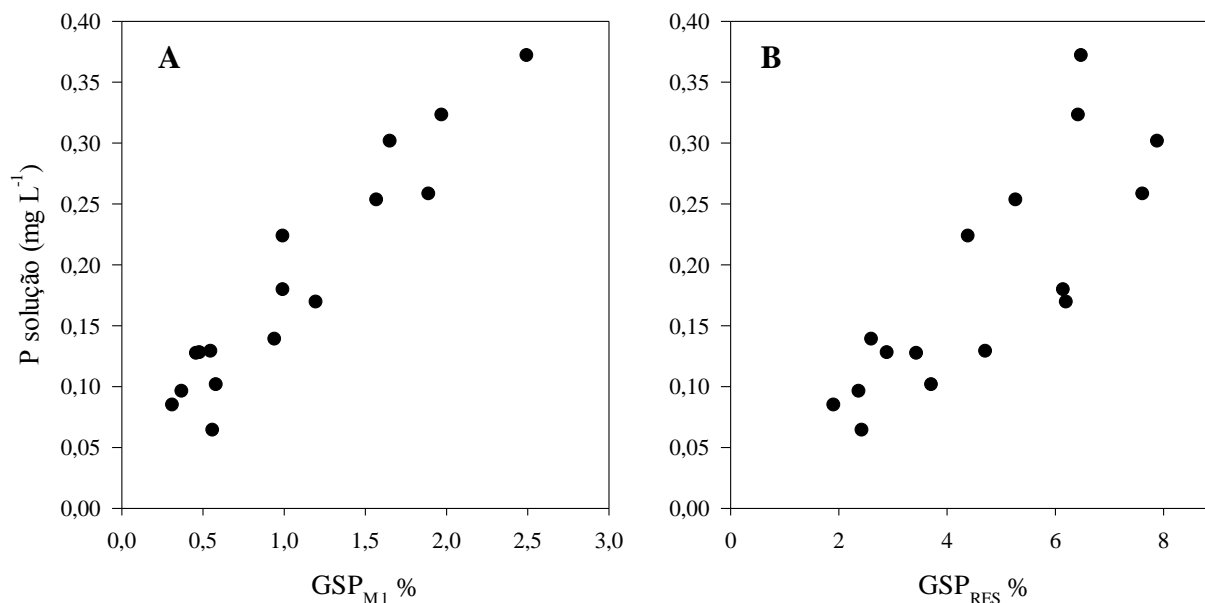


FIGURA 7. Relação entre concentração de fósforo da solução do solo e grau de saturação de fósforo (GSP) calculado por Mehlich – 1 (A) e Resina (B), no Latossolo argiloso.

Para o Latossolo arenoso foi verificada relação entre  $\text{CaCl}_2\text{-P}$  com o  $\text{GSP}_{\text{M1}}$  e o  $\text{GSP}_{\text{RES}}$  (FIGURA 8), sendo que para o  $\text{GSP}_{\text{M1}}$  encontrou-se “change point” em 36,1%, equivalendo a  $109 \text{ mg kg}^{-1}$  de Mehlich – 1, e para o  $\text{GSP}_{\text{RES}}$  foi verificado “change point” em 67%, equivalente  $202 \text{ mg kg}^{-1}$  de fósforo resina.

Com relação ao PSA, foi observado “change point” a 42,7% de  $\text{GSP}_{\text{M1}}$ , correspondente a  $127 \text{ mg kg}^{-1}$  de Mehlich – 1, e para o  $\text{GSP}_{\text{RES}}$ , o “change point” está em 96%, equivalente a  $285 \text{ mg kg}^{-1}$  de fósforo resina (FIGURA 9). Os parâmetros estimados e os valores de  $R^2$  para o modelo ajustado de regressão linear segmentada para PSA e  $\text{CaCl}_2\text{-P}$  no Latossolo arenoso estão na TABELA 11.

Os valores encontrados de “change point” em função do  $\text{CaCl}_2\text{-P}$  foram muito semelhantes aos de fósforo da solução do solo, no entanto para o PSA, os resultados observados de “change point” foram superiores. McDowell e Sharpley (2001), demonstraram que o  $\text{CaCl}_2\text{-P}$  é um bom indicador para perdas de fósforo via subsuperfície, e também encontraram menores resultados de “change point” quando comparado com o PSA. A extração de fósforo com  $\text{CaCl}_2\text{-P}$  tem por objetivo simular a solução do solo, baseando-se no fato de que a troca catiônica é minimizada pelo uso do cálcio e cloro nessa concentração (Schofield, 1955).

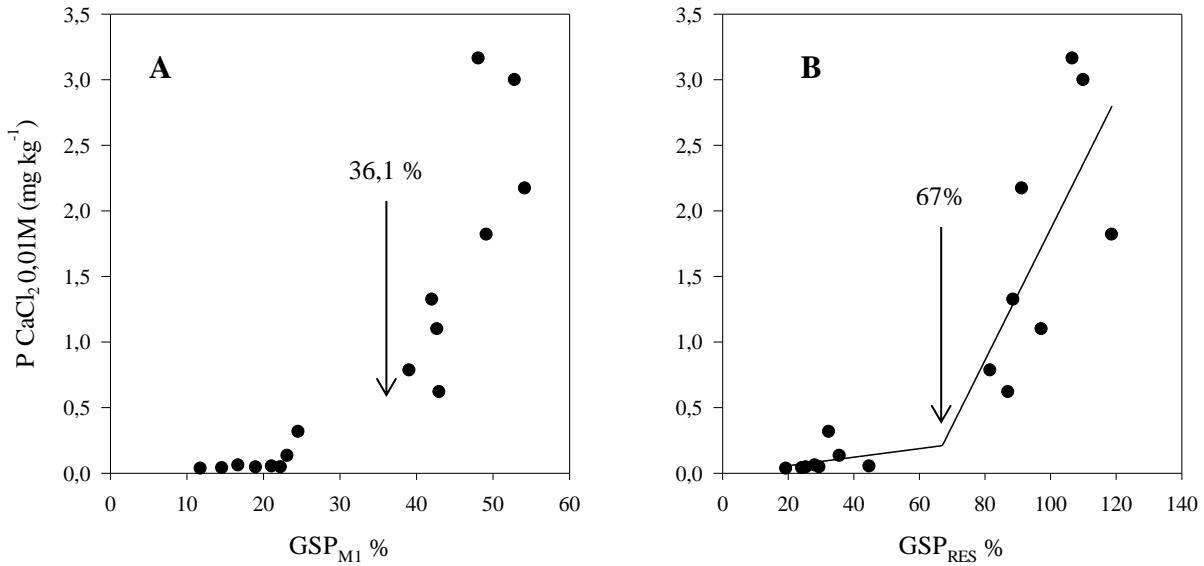


FIGURA 8. Relação entre concentração de  $\text{CaCl}_2\text{-P}$  e grau de saturação de fósforo (GSP) calculado por Mehlich – 1 (A) e Resina (B), no Latossolo arenoso. (“Change point” indicado por uma flecha).

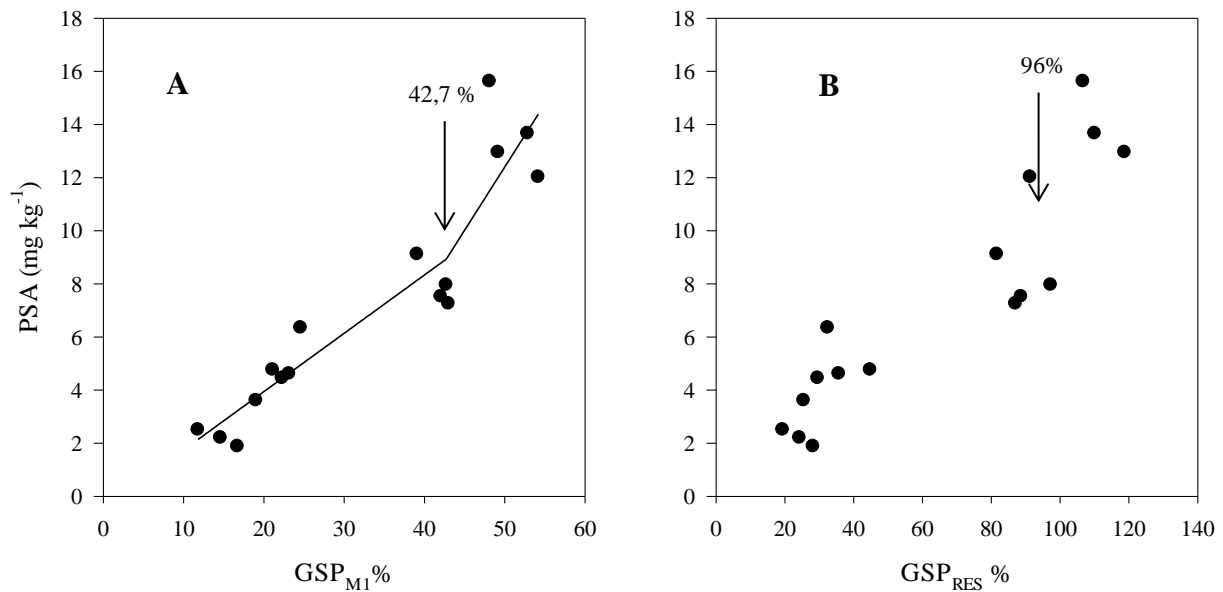


FIGURA 9. Relação entre concentração de PSA e grau de saturação de fósforo (GSP) calculado por Mehlich – 1 (A) e Resina (B), no Latossolo arenoso. (“Change point” indicado por uma flecha).

TABELA 11. Parâmetros estimados e valores de  $R^2$  para as equações ajustadas em modelo de regressão linear segmentada para  $\text{CaCl}_2\text{-P}$  e PSA no latossolo arenoso.

Modelo	Equação ajustada	$R^2$
Mehlich 1	$P_{\text{CaCl}} = ((-0,01*(36-\text{GSP}_{\text{MI}})+0,32*(\text{GSP}_{\text{MI}}-11,8))/(36-11,8); \text{GSP} \leq 36$	0,85*
	$P_{\text{CaCl}} = ((0,32*(54,18-\text{GSP}_{\text{MI}})+2,82*(\text{GSP}_{\text{MI}}-36))/(54,18-36); \text{GSP} > 36$	
Resina	$P_{\text{CaCl}} = ((0,05*(67-\text{GSP}_{\text{RES}})+0,21*(\text{GSP}_{\text{RES}}-19,4))/(67-19,4); \text{GSP} \leq 67$	0,80**
	$P_{\text{CaCl}} = ((0,21*(118,7-\text{GSP}_{\text{RES}})+2,8*(\text{GSP}_{\text{RES}}-67))/(118,7-67); \text{GSP} > 67$	
Mehlich 1	$P_{\text{PSA}} = ((2,14*(42,7-\text{GSP}_{\text{MI}})+8,93*(\text{GSP}_{\text{MI}}-11,8))/(42,7-11,8); \text{GSP} \leq 42,7$	0,88*
	$P_{\text{PSA}} = ((8,93*(54,18-\text{GSP}_{\text{MI}})+14,87*(\text{GSP}_{\text{MI}}-42,7))/(54,18-42,7); \text{GSP} > 42,7$	
Resina	$P_{\text{PSA}} = ((2,78*(96-\text{GSP}_{\text{RES}})+9,87*(\text{GSP}_{\text{RES}}-19,4))/(96-19,4); \text{GSP} \leq 96$	0,84*
	$P_{\text{PSA}} = ((9,87*(118,7-\text{GSP}_{\text{RES}})+14,87*(\text{GSP}_{\text{RES}}-96))/(118,7-96); \text{GSP} > 96$	

\* $p < 0,0001$ ; \*\* $p < 0,0005$ .

Foi encontrado  $R^2$  igual a 0,96 entre os métodos de cálculo do GSP (Mehlich – 1 e resina) (FIGURA 10), demonstrando que ambos os extratores utilizados em análises de rotina são adequados no cálculo do GSP. Nair et al. (2004) também encontraram relação linear entre os métodos para o cálculo do GSP, sendo eles por Mehlich - 1, Mehlich – 3 e oxalato, sugerindo que qualquer um deles pode ser utilizado para o cálculo do GSP nas regiões que são rotineiramente empregados.

Diversos estudos e resultados são encontrados na literatura sobre “change point” ou “threshold” calculados em função do GSP do solo. Na Holanda, foi estabelecido um limite de  $0,15 \text{ mg L}^{-1}$  de fósforo total em água subterrâneas, correspondendo a um  $\text{GSP}_{\text{OX}}$  de 25% no solo (Breeuwsma et al., 1995). Mcdowell et al. (2001), em estudo com solos do Reino Unido, Nova Zelândia e Estados Unidos, observaram “change points” variando de 26 a 34% do  $\text{GSP}_{\text{OX}}$  ( $\text{CaCl}_2\text{-P}$ ). Em estudo realizado nos EUA, em solos arenosos com aplicação de DLB, Nair et al. (2004) indicaram um “change point” a 38% do  $\text{GSP}_{\text{MI}}$  ( $\text{CaCl}_2\text{-P}$ ). Casson et al. (2006), no Canadá, estudando cinco solos com aplicação de dejetos bovinos, observaram “thresholds” de 11 a 51% do GSP ( $\text{CaCl}_2\text{-P}$ ).

No Brasil, em argissolo sob sistema de plantio direto com aplicação de cama de aves, Abdalla et al. (2012) observaram um “change point” de 22,7 % de  $\text{GSP}_{\text{M3}}$  (PSA). No presente trabalho, os valores de “change point” encontrados para o  $\text{GSP}_{\text{MI}}$  estão em concordância com outros estudos. Contudo, não foram encontrados trabalhos com “change point” calculado pelo

$GSP_{RES}$ , o qual foi superior aos valores encontrados na bibliografia com outros extratores (Breeuwsma et al., 1995; Mcdowell et al., 2001; Nair et al., 2004; Casson et al., 2006; Abdalla et al., 2012).

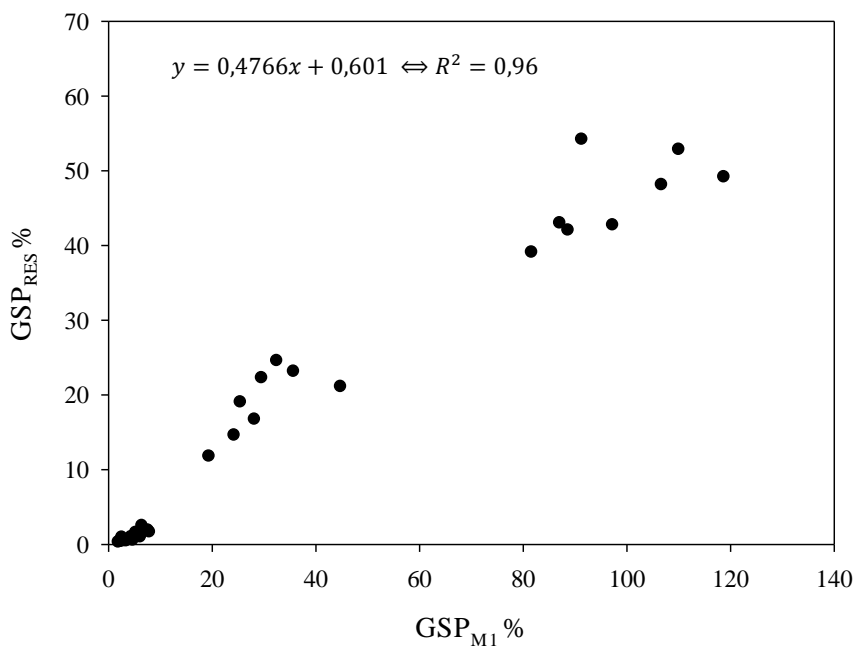


FIGURA 10. Relação entre o grau de saturação de fósforo calculado por Mehlich – 1 ( $GSP_{M1}$ ) e resina ( $GSP_{RES}$ ) em ambos os solos estudados. ( $p < 0,0001$ ).

### 1.3.4 Limite crítico ambiental

Baseado nos resultados de “change point” calculados pelo fósforo na solução do solo, e com o objetivo de reduzir o potencial de poluição de corpos d’água com fósforo, recomenda-se para Latossolos arenosos um limite crítico ambiental (LCA) de 34,2% de  $GSP_{M1}$  e 62,2% de  $GSP_{RES}$ .

O “change point” de 34,2 % do  $GSP_{M1}$  equivale a 103 mg kg<sup>-1</sup> de fósforo Mehlich - 1, conforme apresentado anteriormente. Esse valor está acima do valor ótimo agrônômico para culturas anuais, assim, solos com teor de P Mehlich - 1 inferior ao “change point” estarão em condições ideais de fertilidade bem como reduzido risco de poluição ambiental. Na região Sul do Brasil, existem valores definidos de interpretação agrônômica para Mehlich – 1 no solo (COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC, 2004), onde teores maiores que 24 mg kg<sup>-1</sup> são considerados muito altos para culturas anuais em solos com 21 a 40 % de argila.

Análises de rotina agronômica para fósforo no solo no Brasil são em geral realizadas por Mehlich – 1 ou resina. Com relação ao fósforo resina, valores de referência para interpretação agronômica estão presentes no Boletim Técnico 100 (Raij et al., 1997), para o estado de São Paulo, onde teores de fósforo resina no solo maiores que  $80 \text{ mg kg}^{-1}$  são considerados muito alto para culturas anuais. Este valor está abaixo do “change point” de 62,2% de  $\text{GSP}_{\text{RES}}$ , equivalente a  $188 \text{ mg kg}^{-1}$  de fósforo resina, e como comentado anteriormente, solos agrícolas com teores de fósforo inferior ao “change point” estarão em condições ideais de fertilidade, e com mínimo risco de poluição ambiental.

O LCA como ferramenta de gestão para controle da poluição hídrica tem limitações em função de avaliar somente o teor de fósforo no solo, com isso, deve-se considerar seu uso em conjunto com outras ferramentas, como o “P index”, o qual considera fatores de fonte de fósforo, dentre eles o teor de fósforo no solo, mas também fatores de transporte, dentre eles escoamento superficial e erosão (Sharpley et al., 2001).

Estudos no Brasil são incipientes em se tratando de limites ambientais de fósforo no solo, com isso, a continuidade de trabalhos nessa linha de pesquisa é de extrema importância para geração de informações e uso delas em políticas públicas visando à conservação do meio ambiente e melhor uso do solo.

## 1.4 CONCLUSÕES

1. A aplicação de dejetos líquidos bovinos em longo prazo influenciou a mobilidade de fósforo principalmente no Latossolo arenoso, até 0,5 m de profundidade.

2. A aplicação de dejetos líquidos bovinos em longo prazo reduziu a energia de ligação em ambos os solos, mas somente no Latossolo arenoso verificou-se redução na capacidade máxima de adsorção de fósforo.

3. Os extratores Mehlich-1 e resina apresentaram boa correlação, demonstrando que ambos os métodos são adequados para o cálculo do grau de saturação por fósforo.

4. Encontrou-se “change point” no Latossolo arenoso de 34,2% de grau de saturação de fósforo calculado por Mehlich - 1 e 62,2% de grau de saturação de fósforo calculado por resina, correspondendo a  $103 \text{ mg kg}^{-1}$  de fósforo Mehlich - 1 e  $188 \text{ mg kg}^{-1}$  de fósforo resina, respectivamente, os quais são sugeridos como limite crítico ambiental de fósforo, na camada superficial do solo (0 – 0,1 m).

## 1.5 LITERATURA CITADA

- ABDALA DB, GHOSH AK, DA SILVA IR, DE NOVAIS RF, VENEGAS VHA. Phosphorus saturation of a tropical soil and related P leaching caused by poultry litter addition. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 2012;162:15-23.
- ALVAREZ VVH, FONSECA DM. Definição de doses de fósforo para determinação de capacidade máxima de adsorção de fosfatos e para ensaios de casa de vegetação. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*. 1990;14:49-56.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - APHA, Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21. ed. Washington DC: APHA-WEF; 2005.
- BREEUWSMA A, SILVA S. Phosphorus fertilization and environmental effects in The Netherlands and the Po Region (Italy). In: Report 57, Agricultural Research Department, The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil, and Water Research, 1992.
- BREEUWSMA A, REIJERINK JGA, SCHOUMANS OF. Impact of manure on accumulation and leaching of phosphate in areas of intensive livestock farming. In: STEELE K, editor. *Animal Waste and the Land-water interface*, New York, Lewis publishing; 1995. p.239-249.
- CARPENTER SR, CARACO NF, CORREL DL, HOWARTH RW, SHARPLEY AN, SMITH VH. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*. 1998;8:559-568.
- CASSON JP, BENNET DR, NOLAN SC, OLSON BM, ONTKEAN GR. Degree of phosphorus saturation thresholds in manure-amended soils of Alberta. *Journal of Environmental Quality*. 2006;35:2212-2221.
- CHANG C, SOMMERFELDT TG, ENTZ T. Soil Chemistry after Eleven Annual Applications of Cattle Feedlot Manure. *Journal of Environmental Quality*. 1991;20:475-480.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 10ª ed. Porto Alegre, 2004.

DE OLIVEIRA CMB, GATIBONI LC, MIQUELLUTI DJM, SMYTH TJ, ALMEIDA JA. Capacidade máxima de adsorção de fósforo e constante de energia de ligação em latossolo bruno em razão de diferentes ajustes do modelo de Langmuir. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2014;38:1805-1815.

EGHBALL B, BINFORD GD, BALTERNSPERGER DD. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *Journal of Environmental Quality*. 1996;25:1339-1343.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - Fundação ABC. Mapa do levantamento semidetalhado de solos: Município de Castro. Elaborado por FASOLO, P. J.; CARVALHO, A. P.; BOGNOLA, I. A. & POTER, R.O. EMBRAPA – Fundação ABC, 2001.

FIELD JA, RENEAU RB, KROONTJE W. Effects of anaerobically digested poultry manure on soil phosphorous adsorption and extractability. *Journal of Environmental Quality*. 1985;14:105-107.

FONTES MPF, WEED SB. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationships with specific surface area and mineralogy. *Geoderma*. 1996;72:37-51.

FORDHAM AW, SCHWERTMANN U. Composition and reactions of liquid manure (Gulle), with particular reference to phosphate: analytical composition and reaction with poorly crystalline iron oxide (ferrihydrite). *Journal of Environmental Quality*. 1977;6:133-136.

GUPPY CN, MENZIES NW, MOODY PW, BLAMEY FPC. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review. *Australian Journal of Soil Research*. 2005;43:189-202.

HECKRATH G, BROOKES PC, POULTON PR, GOULDING KWT. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality*. 1995;24:904-910.

HOLFORD ICR, HIRD C, LAWRIE R. Effect of animal effluents on the phosphorus sorption characteristics of soils. *Australian Journal of Soil Research*. 1997;35:365-374.

KLEINMAN PJA; SHARPLEY AN. Estimating soil phosphorus sorption saturation from Mehlich-3 data. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2002;33:1825-1839.

MARQUES R, MOTTA ACV. Análise química do solo para fins de fertilidade. In: Manual de

- diagnóstico da fertilidade e manejo dos solos agrícolas. 2.ed. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2003. p. 81-102.
- McDOWELL RW, SHARPLEY AN. Approximating Phosphorus Release from Soils to Surface Runoff and Subsurface Drainage. *Journal of Environmental Quality*. 2001;30:508-520.
- McDOWELL RW, SHARPLEY AN. Indicator to Predict the Movement of Phosphorus from Soil to Subsurface Flow. *Environmental Science & Technology*. 2002;36:1505-1509.
- MELLEK JE, DIECKOW J, SILVA VL, FAVARETTO N, PAULETTI V, VEZZANI FM, SOUZA JLM. Dairy liquid manure and no-tillage: Physical and hydraulic properties and carbon stocks in a Cambissol of Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*. 2010;110:69-76.
- MORI HF. Perdas de solo, água e nutrientes em sistema de plantio direto sob aplicação de dejetos líquidos bovinos e chuva simulada. Curitiba. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2008. 95p. (Dissertação de Mestrado).
- NAIR VD, VILLAPANDO RR, GRAETZ DA. Phosphorus retention capacity of the spodic horizon under varying environmental conditions. *Journal of Environmental Quality*. 1999;28:1308-1313.
- NAIR VD, PORTIER KM, GRAETZ DA, WALKER ML. An Environmental Threshold for Degree of Phosphorus Saturation in Sandy Soils. *Journal of Environmental Quality*. 2004; 33:107-113.
- NAIR VD. Soil phosphorus saturation ratio for risk assessment in land use systems. *Frontiers in Environmental Science*. 2014;2:1-4.
- NOVAIS RF, SMITH TJ. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. 1st ed. Viçosa, MG: UFV; 1999.
- PAUTLER MC, SIMS JT. Relationships between soil test phosphorus, soluble phosphorus, and phosphorus saturation in delaware soils. *Soil Science Society of American Journal*. 2000; 64:765-773.
- RAIJ BV, CANTARELLA H, QUAGGIO JA, FURLANI AMC. Recomendações de Adubação e Calagem para o Estado de São Paulo. 2ª ed. rev. atual. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas (IAC); 1997.

- RAIJ BV, ANDRADE JC, CANTARELLA H, QUAGGIO JA. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas (IAC); 2001.
- RHOADES JD. Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. In: SPARKS DL, PAGE AL, HELMEKE PA, LEOPPERT RH, SOLTANPOUR PN, TABATABAI MA, JOHNSTON CT, SUMNER ME, editors. Methods of soil analysis. Part 3. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI; 1996. p.417-435.
- SCHINDLER DW, HECKY RE, FINDLAY DL, STANTON MP, PARKER BR, PATERSON MJ, BEATY KG, LYNG M, KASIAN SEM. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. Proceedings of the National Academy of Sciences. 2008;105:11254-11258.
- SCHOFIELD RK. Can a precise meaning be given to 'available' soil phosphorus. Soils Fertility. 1955;18:373-375.
- SHARPLEY AN. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. Journal of Environmental Quality. 1995;24:920-926.
- SHARPLEY AN, McDOWELL RW, KLEINMAN PJA. Phosphorus from land to water: integrating agricultural and environmental management. Plant and Soil. 2001;237:287-307.
- SIMS JT, SIMARD RR, JOERN BC. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. Journal of Environmental Quality. 1998;27:277-293.
- SIMS JT, MAGUIRE RO, LEYTEM AB, GARTLEY KL, PAULTER MC. Evaluation of Mehlich 3 as an agri-environment soil phosphorus test for the Mid-Atlantic United States of America. Soil Science Society of American Journal. 2002;66:2016-2032.
- SMITH VH, TILMAN GD, NEKOLA JC. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution. 1999;100:179-196.
- SOMMERFELDT TG, CHANG C, ENTZ T. Long-term annual applications increase soil organic matter and nitrogen, and decrease carbon to nitrogen ratio. Soil Science Society of American Journal. 1998;52:1668-1672.
- TIMOFIECZYK A. Perda de solo, água e nutrientes com aplicação de dejetos líquidos bovinos sob plantio direto e chuva natural em Latossolo Bruno. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2009. 72p. (Dissertação de Mestrado).
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Method 3051a.

2007. Disponível em:  
<http://www3.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>. Acesso em: 12  
de dezembro de 2015.

VALLADARES GS, PEREREIRA MG, DOS ANJOS LHC. Adsorção de fósforo em solos de argila de atividade baixa. *Bragantia*. 2003;62:111-118.

VITOSH ML, DAVIS JF, KNEZEK BD. Long-term effects of manure, fertilizer, and plow depth on chemical properties of soils and nutrient movement in a monoculture corn system. *Journal of Environmental Quality*. 1973;2:296-299.

## **CAPÍTULO 2 – MOBILIDADE DE NITROGÊNIO E CARBONO EM LATOSSOLO SOB PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM LONGO PRAZO**

### **RESUMO**

O emprego de dejetos de animais na agricultura e seus efeitos na contaminação de águas superficiais vêm sendo estudado há muito anos, sendo recentemente iniciadas investigações sobre o transporte de poluentes do solo para água via subsuperfície. Este trabalho tem por objetivo avaliar o efeito da aplicação de dejetos líquidos bovinos (DLB) em longo prazo na mobilidade de nitrogênio e carbono no perfil do solo de diferentes texturas (arenosa e argilosa). Os experimentos foram conduzidos em duas estações experimentais da Fundação ABC, sendo uma em Ponta Grossa-PR sobre Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico, textura franco argilosa arenosa e outra em Castro-PR, sobre Latossolo Bruno Distrófico típico, textura muito argilosa. A instalação dos experimentos foi realizada em novembro de 2005 e maio de 2006, em Ponta Grossa e Castro, respectivamente, em área sob sistema de plantio direto estabelecido há mais de 15 anos, com rotação de culturas de aveia preta e trigo no inverno e soja e milho no verão. Foram avaliadas em cada área quatro doses de DLB (0, 60, 120, 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>). Foi realizada a coleta de solo em 2014, em seis profundidades (0-0,1; 0,1-0,2; 0,2-0,3; 0,3-0,4; 0,4-0,5; 0,5-0,6 m), para análises de solo e solução do solo. A aplicação de DLB em longo prazo no Latossolo arenoso influenciou no acúmulo de nitrato em profundidade no solo e solução do solo, indicando alto potencial de perdas via subsuperfície. Para amônio, a aplicação de DLB não teve efeito nos seus teores no solo e solução do solo. Foi observado aumento dos teores de carbono orgânico dissolvido na solução do solo com aplicação de DLB em superfície (0 – 0,1 m), crescendo a preocupação com perdas via escoamento superficial. Em ambos os Latossolos, a profundidade teve maior influência na distribuição das formas de nitrogênio, sendo o nitrato a forma de nitrogênio que predominou em profundidade, refletindo a sua maior mobilidade.

Termos de indexação: lixiviação, solução do solo, nitrato, amônio, carbono.

## **CHAPTER 2 – NITROGEN AND CARBON MOBILITY IN AN OXISOL UNDER NO TILLAGE WITH APPLICATION OF DAIRY LIQUID MANURE IN LONG TERM**

### **ABSTRACT**

The use of animal manure in agriculture and its effects on the contamination of surface water have been studied for many years, and recently started investigations on the transport of pollutants to water via subsurface. This study aims to evaluate the effect of dairy liquid manure (DLM) application in long-term on the mobility of nitrogen and carbon in two Oxisols of different textures (sandy and clayey). The experiments were conducted in two experimental stations of the ABC Foundation, one in the city of Ponta Grossa, PR, on a Dystrophic Red-Yellow Oxisol (sandy Oxisol), sandy clay loam texture with 13% slope and another in the city of Castro, PR, on a Dystrophic Oxisol (clayey Oxisol), clay texture, with 10% slope. The experimental plots were established in November 2005 and May 2006 in Ponta Grossa and Castro, respectively, in an area under no-tillage system established for over 15 years, with crop rotation of oat and wheat in the winter, and soybean and corn in the summer. Treatments consist of increase rates of DLM (0, 60, 120, 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) applied in two steps, half in the winter planting and half in the summer planting, on the soil surface. Mineral fertilization was used according to the crop needs. Soil samples were collected in 2014, in six depths (0-0.1; 0.1-0.2; 0.2-0.3; 0.3-0.4; 0.4 to 0.5; 0.5-0.6 m), for soil and soil solution analyses. The application of DLM in the long term on the sandy Oxisol influenced the nitrate accumulation in depth in the soil and the soil solution, indicating a high potential for losses via subsurface. For ammonium, the application of DLM had no effect on their contents in the soil and the soil solution. There was an increase of dissolved organic carbon in soil solution with DLM application in surface (0 - 0.1 m), raising concern about losses via runoff. In both Oxisols, the depth had a greater influence in the distribution of the nitrogen forms, where the nitrate was the form of nitrogen that prevailed in depth, reflecting their greater mobility.

Keywords: leaching, solution, nitrate, ammonium, carbon.

## 2.1 INTRODUÇÃO

A aplicação de dejetos animais em longo prazo em áreas agrícolas proporciona melhorias nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo (Sommerfeldt et al., 1988; Chang et al., 1991; Whalen et al., 2000; Peacock et al., 2001; Mellek et al., 2010; Abdala et al., 2012), no entanto, seu adequado manejo é necessário para o dejetos não se tornar um problema ambiental. Aplicações excessivas de dejetos aumentam o potencial de perdas de nutrientes do solo para corpos d'água por escoamento superficial e subsuperficial, acelerando o processo de eutrofização (Smith et al., 1999) e desencadeando problemas à saúde humana e vida aquática (Hooda et al., 2000).

Além de estar relacionada com a eutrofização, a contaminação por nitrogênio na forma de nitrato em corpos d'água pode ocasionar a “meta-hemoglobinemia ou “síndrome do bebê azul”, que afeta principalmente recém-nascidos, onde o principal sintoma é a falta de ar em decorrência da oxidação da hemoglobina em meta-hemoglobina (Hatch et al., 2002). Além disso, o nitrogênio amoniacal, na sua forma não ionizada ( $\text{NH}_3$ ) é tóxico para animais aquáticos, principalmente peixes de água doce (Camargo e Alonso, 2006).

O nitrogênio é caracterizado pela sua alta mobilidade no solo quando na forma aniônica ( $\text{NO}_3^-$ ), enquanto que na forma catiônica ( $\text{NH}_4^+$ ), menos móvel, é mais encontrado em solos alagados ou fixado entre camadas dos filossilicatos 2:1 (Young e Aldag, 1982). Solos de regiões tropicais onde a ação do intemperismo é intensa, a lixiviação de nitrato pode ser reduzida em função da predominância de cargas positivas em profundidade nos colóides do solo (Black e Waring, 1976; Cahn et al., 1992; Dynia e Camargo, 1999; Oliveira et al., 2000).

Caracterizam condições de grande risco para perdas de nitrato via subsuperfície e contaminação de águas subterrâneas solos de textura arenosa, elevada macroporosidade e condutividade hidráulica, sob elevada precipitação (Randall e Mulla, 2001; Resende, 2002). O sistema de manejo também pode interferir no movimento de nitrato no perfil do solo. De acordo com Owens (1994), em sistema plantio direto foi observado maior perda de nitrato devido à maior presença de macroporos no solo, quando comparado ao sistema de plantio convencional.

A aplicação de dejetos no solo também pode aumentar a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) em águas subterrâneas (Chomycia et al., 2008), o qual pode trazer problemas à saúde humana em função de formar trihalometanos (compostos carcinogênicos)

durante o processo de cloração no tratamento de água (Fleck et al., 2004). Além disso, o COD forma complexos dissolvidos com metais pesados, podendo aumentar significativamente a mobilidade desses metais para águas subterrâneas (Christensen et al., 1996).

Nesse sentido, o presente estudo visa avaliar o potencial poluidor da aplicação de DLB em longo prazo sob sistema de plantio direto em relação ao nitrogênio e carbono, tendo como objetivos específicos: a) avaliar o efeito da aplicação de DLB em longo prazo na mobilidade de nitrogênio e carbono no perfil do solo (0,6 m) de diferentes texturas (argiloso e arenoso); b) avaliar a distribuição das diferentes formas de nitrogênio com aplicação de DLB em longo prazo no perfil do solo de diferentes texturas (argiloso e arenoso).

## **2.2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.2.1 Área experimental**

Descrita no Capítulo 1 dessa dissertação

### **2.2.2 Amostragem de solo**

Descrita no Capítulo 1 dessa dissertação

### **2.2.3 Análises químicas do solo e solução do solo**

O nitrogênio na solução do solo foi determinado nas formas de nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ), amônio ( $\text{N-NH}_4^+$ ), nitrogênio total e orgânico. A concentração de amônio foi quantificada por espectrofotometria, em comprimento de onda de 640 nm, pelo método do fenato conforme APHA (1995).

O nitrato foi determinado por espectrofotometria com adição de zinco metálico (Heinzmann et al., 1984), onde são preparadas duas soluções a serem analisadas, uma com adição de zinco metálico e a outra sem adição de zinco metálico. Após a leitura em espectrofotômetro de absorção ultravioleta com comprimento de onda de 210 nm, subtrai-se o valor da solução sem zinco da solução com zinco, obtendo-se a concentração de nitrato sem às interferências.

O nitrogênio total na solução do solo foi determinado diretamente utilizando-se o aparelho vario TOC cube (elementar®). Pela diferença entre o nitrogênio total e o inorgânico (nitrato + amônio) obteve-se o nitrogênio orgânico na solução do solo.

O nitrato e amônio no solo foram extraídos por KCl e determinados como na solução do solo, conforme descrito acima. O nitrogênio total do solo foi determinado por combustão seca em analisador elementar (CHNOS), modelo Vario El III (elementar<sup>®</sup>), conforme metodologia descrita por Raij et al. (2001).

Os teores de carbono total e inorgânico na solução do solo foram também determinados pelo aparelho vario TOC cube (elementar<sup>®</sup>). O carbono orgânico foi calculado pela diferença entre o carbono total e o inorgânico.

## **2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **2.3.1 Nitrogênio no solo e solução do solo**

A aplicação de DLB no Latossolo arenoso afetou, somente em profundidade (0,4 – 0,5 m), as concentrações de nitrato na solução do solo (FIGURA 11A). No solo, o efeito da aplicação de DLB nos teores de nitrato foi observado em superfície (até 0,2 m) e em profundidade (0,4 – 0,5 m). Os valores médios de nitrato na solução do solo e no solo variaram de 0,71 a 32,02 mg L<sup>-1</sup> e 2,73 a 13,28 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

A distribuição de nitrato na solução do solo e no solo foi semelhante em profundidade (> 0,2 m) no Latossolo arenoso (FIGURA 11), no entanto, foram diferentes em superfície. Na solução do solo (FIGURA 11 A), observou-se mobilidade de nitrato no perfil do solo, com acúmulo em profundidade, sendo importante ressaltar que esse solo é raso, ou seja, o potencial de perda de nitrato é alto para esta condição. No solo, as doses de dejetos afetaram as concentrações em superfície e em profundidade. A diferença verificada em superfície para nitrato no solo em relação ao da solução do solo pode estar relacionada aos maiores teores de matéria orgânica em superfície com aplicação de DLB.

No Latossolo argiloso não foram observadas diferenças estatísticas entre os tratamentos tanto para o nitrato na solução do solo quanto para o do solo (FIGURA 12). Os maiores teores de nitrato foram em superfície (0 – 0,1 m), sendo de 16,39 mg L<sup>-1</sup> e 27,9 mg kg<sup>-1</sup> para solução do solo e solo, respectivamente. A maior mobilidade de nitrato observada no Latossolo arenoso em relação ao Latossolo argiloso está relacionada à textura dos solos, que é um importante fator associado às perdas de nitrato (Hooda et al., 2000). Em estudo avaliando perdas de nitrato por lixiviação em solos de diferentes texturas, Bergstrom e Johansson (1991) verificaram que os

solos arenosos perderam mais nitrato, enquanto que os solos de textura argilosa tiveram as menores perdas.

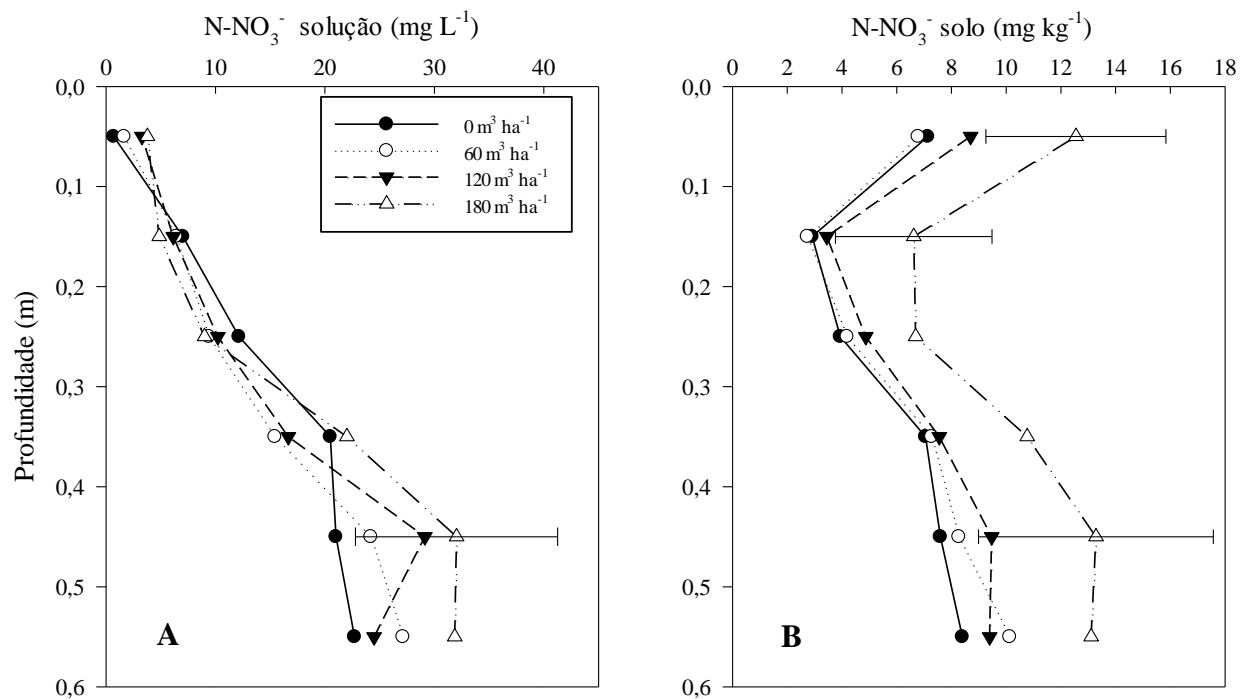


FIGURA 11. Concentração de nitrato na solução do solo (A) e nitrato no solo (B) em profundidade nas diferentes doses de DLB no Latossolo arenoso. Metade da barra horizontal é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5%.

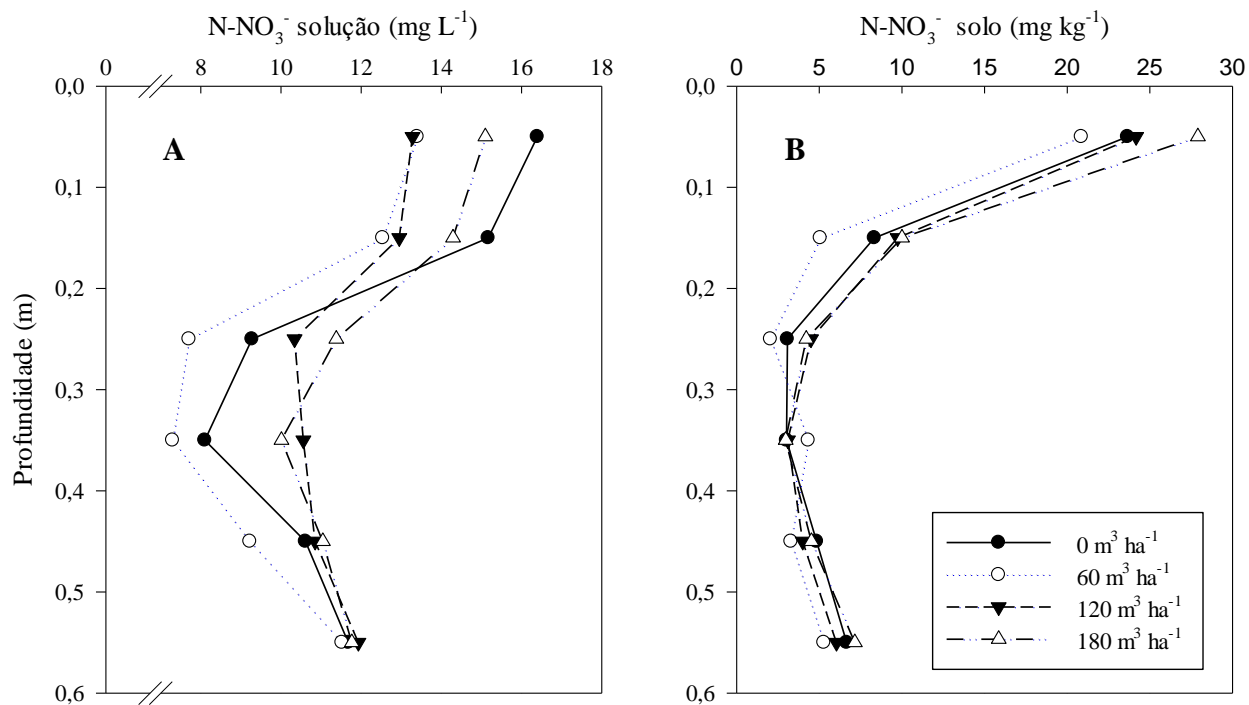


FIGURA 12. Concentração de nitrato na solução do solo (A) e nitrato no solo (B) em profundidade nas diferentes doses de DLB no Latossolo argiloso.

Em ambos os Latossolos, tanto na solução do solo quanto no solo não foram verificadas diferenças significativas entre os tratamentos no perfil do solo para amônio, no entanto, seus maiores teores foram observados na camada superficial do solo (FIGURAS 13 e 14).

No Latossolo argiloso (FIGURA 13), apesar de não existir diferenças estatísticas entre os tratamentos, nota-se um comportamento de menores concentrações de amônio em superfície (0 – 0,1 m) nos tratamentos com aplicação de DLB. Esse comportamento pode estar associado à imobilização do amônio proveniente do dejetos quando aplicado no solo (Griffin et al., 2005), em conjunto com os processos de desnitrificação e volatilização (Paul e Beauchamp, 1993), sendo a volatilização da  $\text{NH}_3$  favorecida pela aplicação superficial do DLB (Thompson et al., 1987; Meisinger e Jokela, 2000).

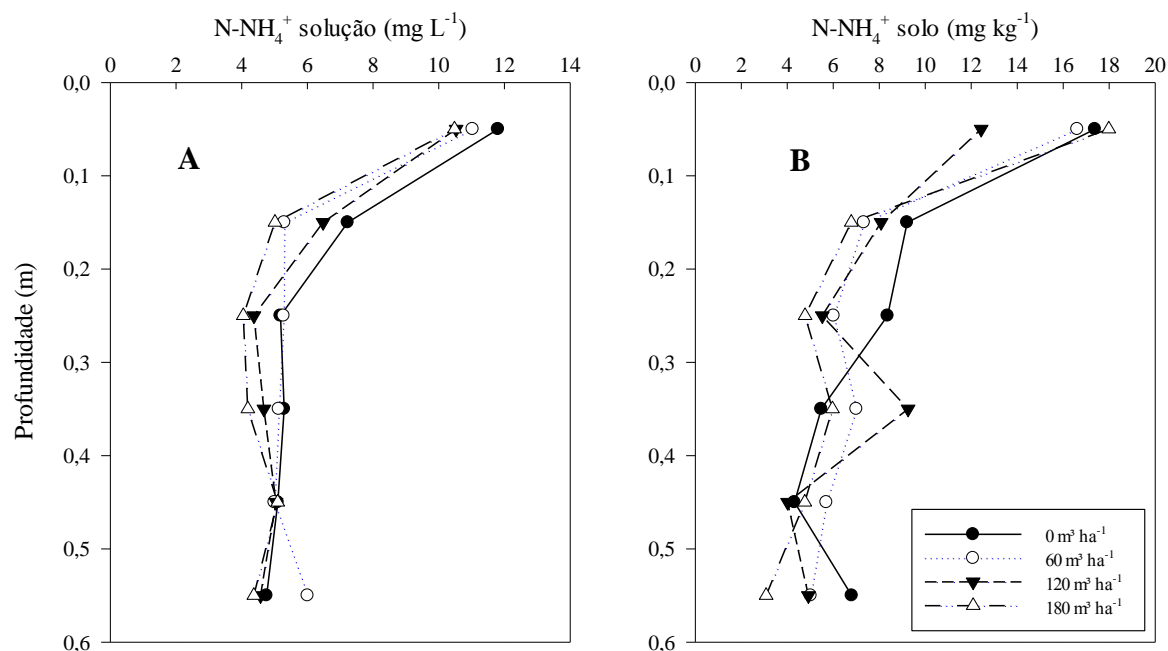


FIGURA 13. Concentração de amônio na solução do solo (A) e amônio no solo (B) em profundidade nas diferentes doses de DLB no Latossolo arenoso.

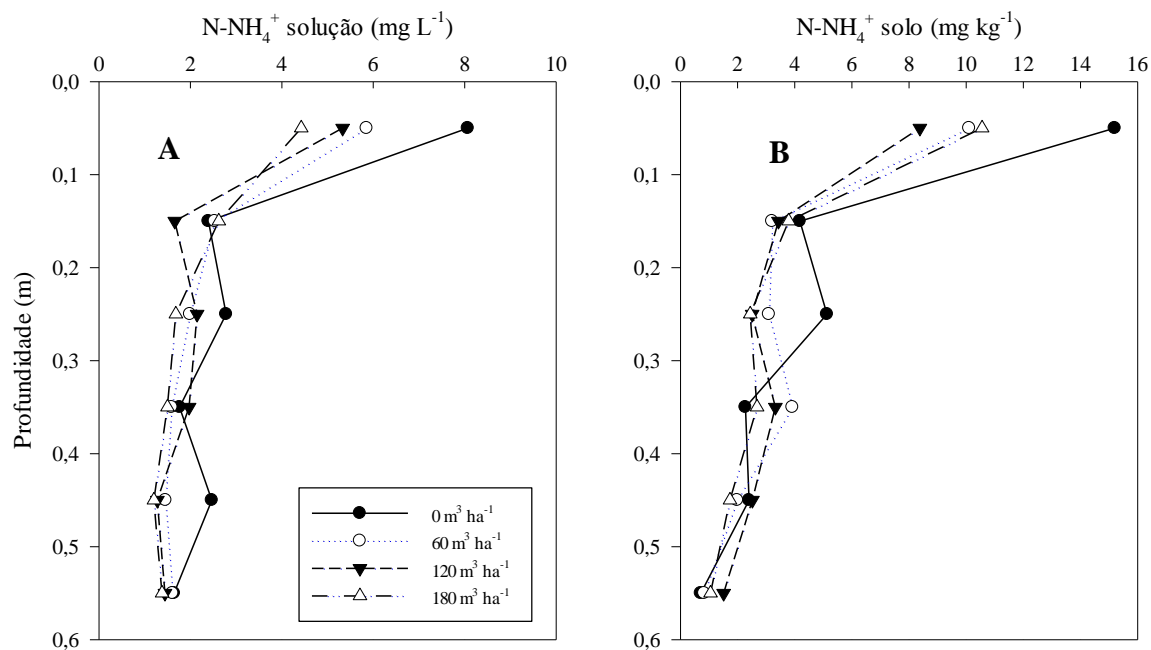


FIGURA 14. Concentração de amônio na solução do solo (A) e amônio no solo (B) em profundidade nas diferentes doses de DLB no Latossolo argiloso.

A aplicação em longo prazo de DLB no Latossolo arenoso afetou significativamente o nitrogênio total da solução do solo em profundidade (0,4 – 0,5 m) (FIGURA 15A), resultado

semelhante ao observado para nitrato na solução do solo (FIGURA 11A). Já para o nitrogênio total do solo, o comportamento observado foi diferente, verificando-se efeito da aplicação de DLB somente na camada superficial do solo (0 – 0,1 m) (FIGURA 15B). No Latossolo argiloso não foi observado diferença significativa entre os tratamentos de DLB no perfil do solo (FIGURA 16), tanto para nitrogênio total na solução do solo, quanto para nitrogênio total no solo.

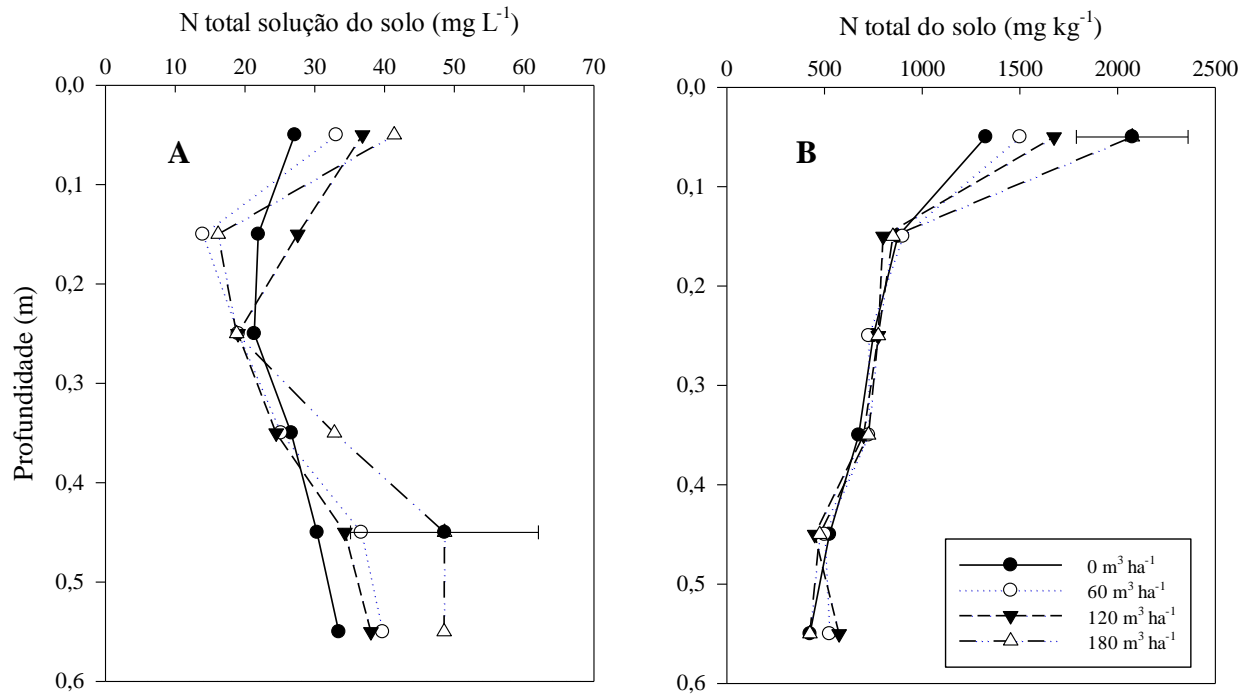


FIGURA 15. Concentração de nitrogênio total da solução do solo (A) e do solo (B), no Latossolo arenoso, em profundidade nas diferentes doses de DLB. Metade da barra horizontal é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5%.

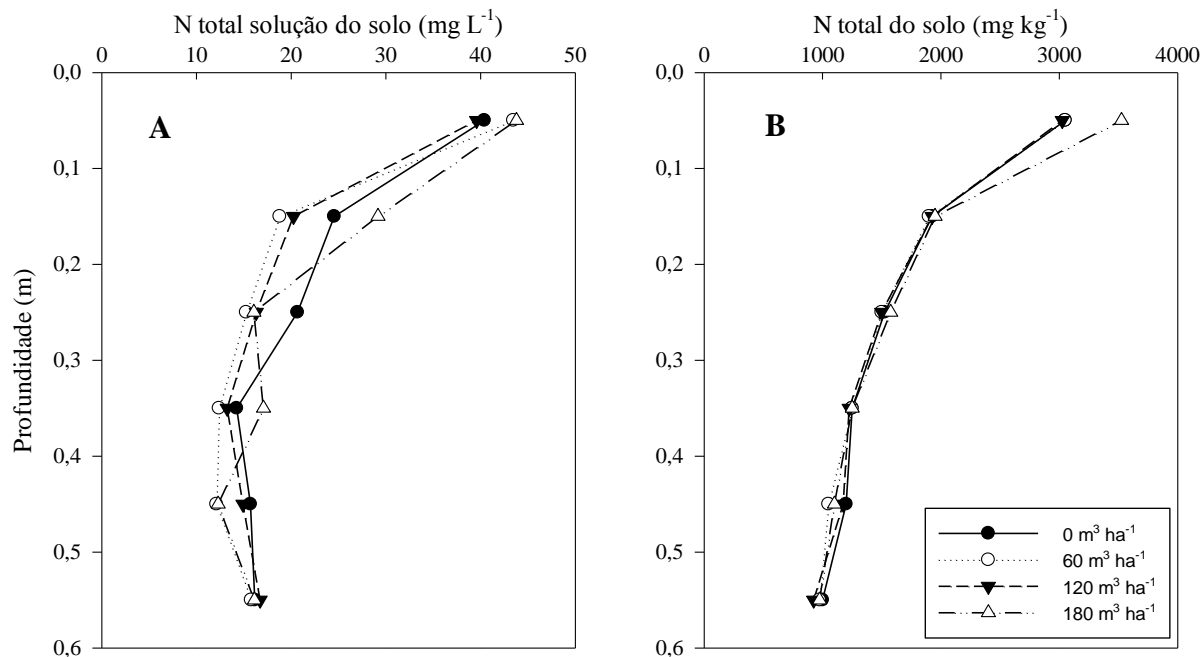


FIGURA 16. Concentração de nitrogênio total da solução do solo (A) e do solo (B), no Latossolo argiloso, em profundidade nas diferentes doses de DLB.

Peacock et al. (2001), em experimento de seis anos com doses de dejetos de bovino de leite sob plantio direto, em solo de textura franco siltosa, nos Estados Unidos, verificaram efeito de sua aplicação somente na camada superficial (0 – 0,05 m) para nitrogênio total do solo. Em estudo realizado no Canadá, Hao et al. (2003), após 25 anos de aplicação de dejetos bovinos sob sistema convencional de cultivo, em solo de textura franco argilosa, observaram aumento de nitrogênio total no solo até 0,3 m, e para o amônio não verificaram efeito da aplicação de dejetos. No entanto, para nitrato, foi observado aumento em todas as profundidades (até 1,5 m) com aplicação de dejetos.

### 2.3.2 Distribuição das formas de nitrogênio na solução do solo

No Latossolo argiloso não se verificou efeito da aplicação de DLB nas porcentagens de nitrato em relação ao nitrogênio total (FIGURA 17). Em superfície (0 – 0,1 m) as porcentagens de nitrato corresponderam em média a 37% do nitrogênio total, enquanto que em profundidade, a média foi de 73% (0,5 – 0,6 m), refletindo a maior mobilidade do nitrato em relação ao nitrogênio orgânico e amônio.

Como observado para os teores de amônio na solução do solo e no solo (FIGURA 14A), notou-se redução nas suas porcentagens com o aumento das doses de DLB em superfície (0 – 0,1

m), concomitante com o aumento do nitrogênio orgânico (FIGURA 17), justificando a hipótese de imobilização do amônio com aplicação de DLB comentada anteriormente.

Em geral as porcentagens médias de amônio no Latossolo argiloso (FIGURA 17) não tiveram grande variação (8,2% a 20,4%). Já para o nitrogênio orgânico, foi observado redução de suas porcentagens médias em profundidade. Enquanto que em superfície (0 – 0,1 m) a média foi de 48,4% em relação ao nitrogênio total, em profundidade (0,5 – 0,6 m) foi de apenas 17%.

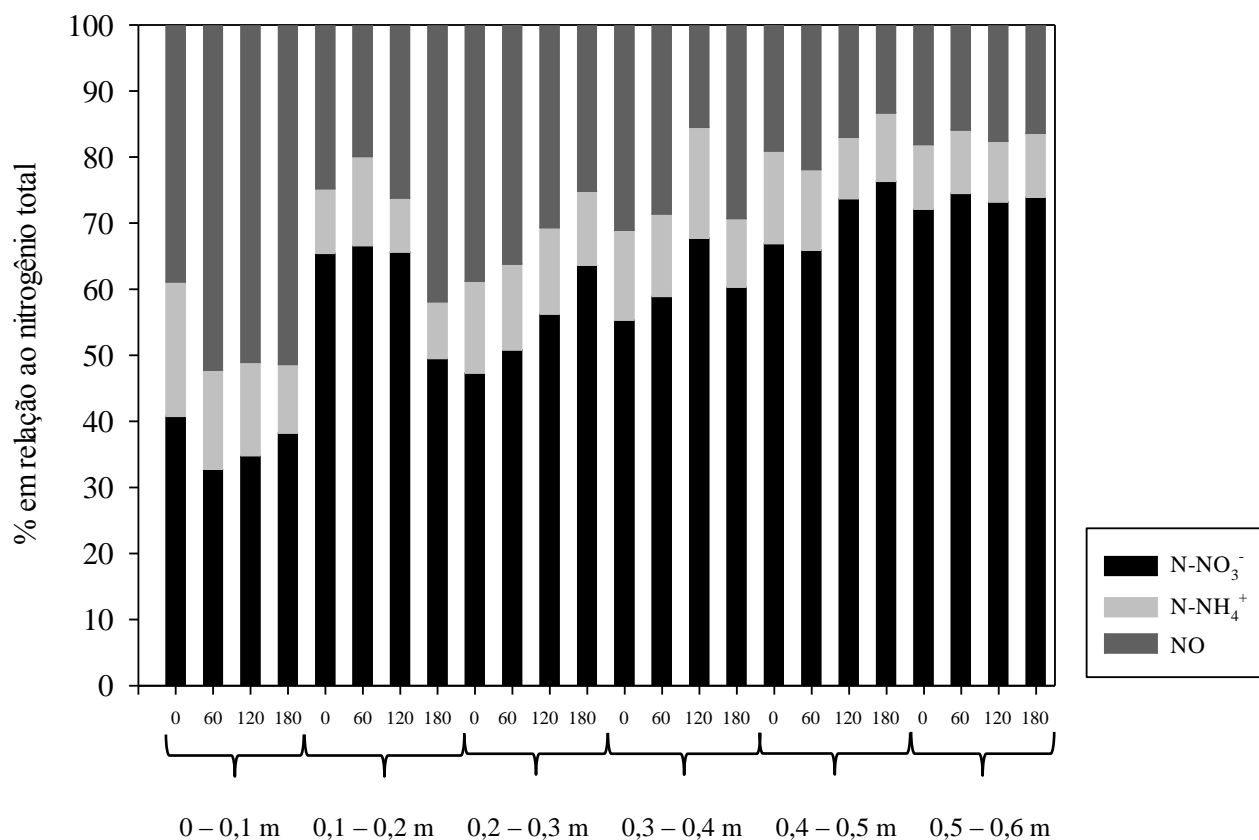


FIGURA 17. Distribuição em porcentagem dos teores de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e nitrogênio orgânico (NO) em relação ao nitrogênio total (100%) na solução do solo em profundidade nas diferentes doses de DLB, no Latossolo argiloso.

No Latossolo arenoso, para nitrato, amônio e nitrogênio orgânico não foi possível observar o efeito da aplicação de DLB na sua distribuição no perfil do solo (FIGURA 18). Em profundidade, o aumento de nitrato foi evidente, refletindo o comportamento observado para os teores de nitrato na solução do solo (FIGURA 11A). O nitrato representou em média 67% do

nitrogênio total na profundidade de 0,5 – 0,6 m, enquanto que em superfície (0 - 0,1 m) apenas 7%, mostrando seu potencial de perdas via subsuperfície nesse solo.

Para o amônio e nitrogênio orgânico as maiores porcentagens médias foram verificadas na camada superficial do solo (0 – 0,1 m), correspondendo a 43% e 64% do nitrogênio total, respectivamente (FIGURA 18). Em profundidade, notou-se diminuição das porcentagens de amônio e nitrogênio orgânico, onde os menores valores médios encontrados foram de 9,2% (0,5 – 0,6 m) e 12,2% (0,4 – 0,5 m), respectivamente.

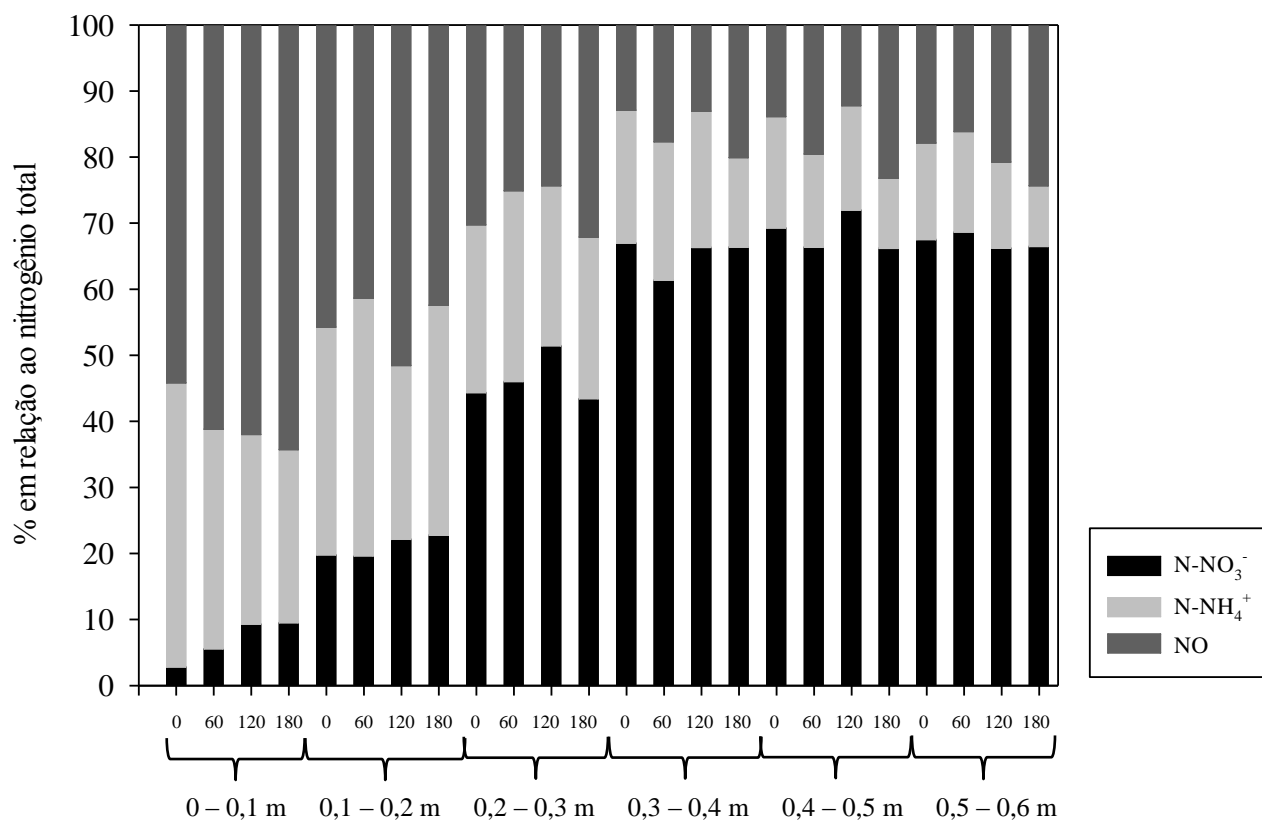


FIGURA 18. Distribuição em porcentagem dos teores de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e nitrogênio orgânico (NO) em relação ao nitrogênio total (100%) na solução do solo em profundidade nas diferentes doses de DLB, no Latossolo arenoso.

### 2.3.3 Carbono no solo e solução do solo

Para o carbono orgânico do solo, a aplicação em longo prazo de DLB teve efeito somente na camada superficial (0 – 0,1 m) de ambos os solos (FIGURA 19), no entanto, as maiores concentrações de carbono orgânico foram no Latossolo argiloso. Em experimento de seis anos

com doses de dejetos de bovino, em solo de textura franco siltosa, a aplicação de dejetos teve impacto somente na camada superficial (0 – 0,05 m) para carbono no solo (Peacock et al., 2001). Hao et al. (2003), em experimento com 25 anos de aplicação de dejetos bovinos no Canadá, observou aumento do carbono orgânico até 0,3 m no solo, em sistema de cultivo convencional, que pode ter influenciado na maior mobilidade do carbono no perfil do solo, além do maior tempo de experimento.

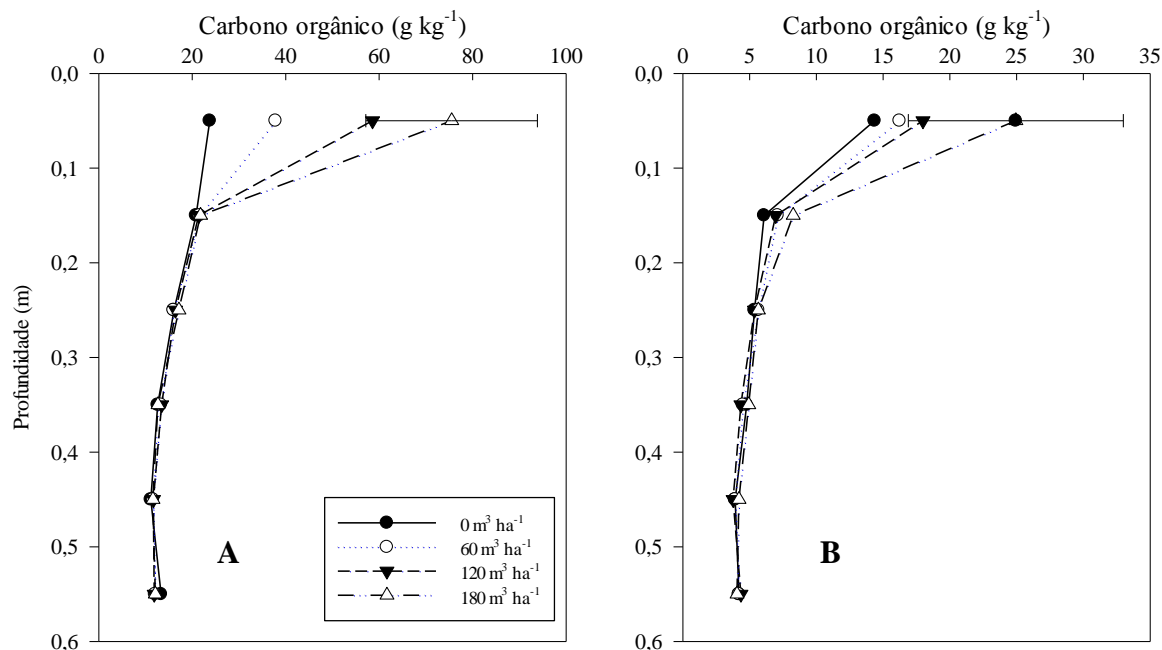


FIGURA 19. Concentração de carbono orgânico do solo no Latossolo argiloso (A) e Latossolo arenoso (B) em profundidade nas diferentes doses de DLB. Metade da barra horizontal é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5%.

O comportamento do carbono total e do carbono orgânico dissolvido (COD) em ambos os Latossolos na solução do solo foi semelhante (FIGURA 20), onde o efeito da aplicação do DLB só foi verificado em superfície. Em profundidade ocorreu uma redução das concentrações de carbono total e COD, onde o potencial de perdas via subsuperfície e contaminação de águas subterrâneas seria mínimo nessa condição, em contrapartida aumenta a preocupação com perdas via escoamento superficial.

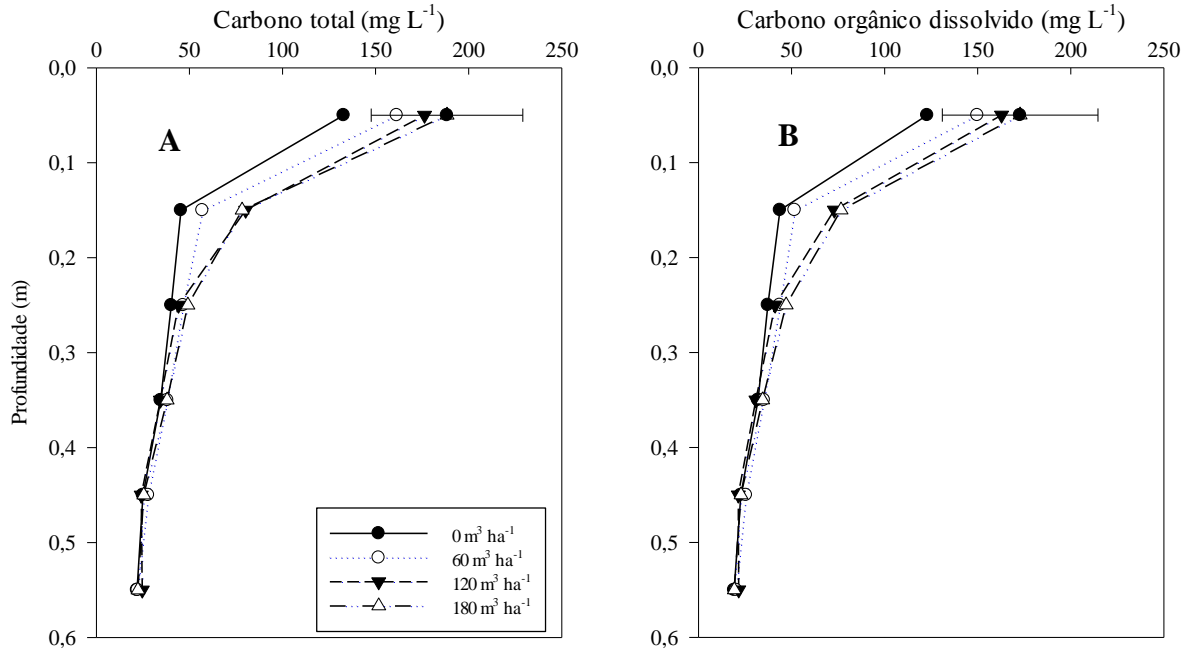


FIGURA 20. Concentração de carbono total (A) e carbono orgânico dissolvido (B) na solução do solo, no Latossolo arenoso, em profundidade nas diferentes doses de DLB. Metade da barra horizontal é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5%.

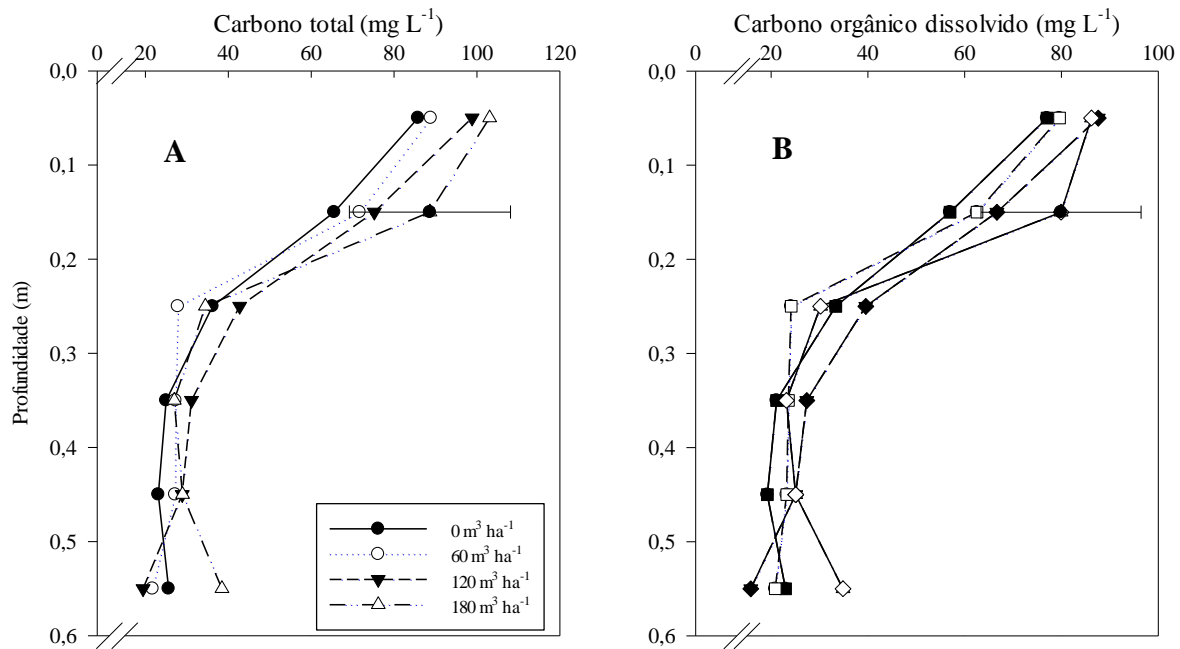


FIGURA 21. Concentração de carbono total (A) e carbono orgânico dissolvido (B) na solução do solo, no Latossolo argiloso, em profundidade nas diferentes doses de DLB. Metade da barra horizontal é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5%.

## 2.4 CONCLUSÕES

1. A aplicação de dejetos líquidos bovinos em longo prazo afetou a mobilidade de nitrato somente no Latossolo arenoso, verificando-se acúmulo em profundidade com grande risco de ser perdido via subsuperfície.

2. As concentrações de amônio no perfil do solo não foram afetadas pela aplicação de DLB em longo prazo em ambos os solos.

3. Os teores de carbono orgânico dissolvido na solução do solo aumentaram com a aplicação de dejetos líquidos bovinos em longo prazo somente em superfície (0 – 0,1 m), indicando preocupação com perdas via escoamento superficial.

4. A profundidade teve maior influência na distribuição das formas de nitrogênio em ambos os Latossolos, não se verificando, em geral, o efeito da aplicação de DLB em longo prazo sobre as mesmas.

5. O nitrato foi a forma de nitrogênio que predominou em profundidade em ambos os Latossolos, correspondendo a 67% e 73% do nitrogênio total no Latossolo arenoso e argiloso respectivamente, refletindo a sua maior mobilidade.

## 2.5. LITERATURA CITADA

ABDALA DB, GHOSH AK, DA SILVA IR, DE NOVAIS RF, VENEGAS VHA. Phosphorus saturation of a tropical soil and related P leaching caused by poultry litter addition. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 2012;162:15-23.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - APHA, Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21. ed. Washington DC: APHA-WEF; 2005.

BERGSTROM L, JOHANSSON R. Leaching of nitrate from monolith lysimeters of different types of agricultural soils. *Journal of Environmental Quality*. 1991;20:801-807.

BLACK AS, WARING SA. Nitrate leaching and absorption in a Krasnozem from Redland Bacy. Qld. I. Leachine of banded ammonium nitrate in a horticultural rotation. *Australian Journal Soil Research*. 1976;14:171-180.

CAHN MD, BOULDIN DR, CRAVO MS. Nitrate sorption in the profile of an acid soil. *Plant and Soil*. 1992;143:179-183.

- CAMARGO JA, ALONSO A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environmental International*. 2006; 32:831-849.
- CARPENTER SR, CARACO NF, CORREL DL, HOWARTH RW, SHARPLEY AN, SMITH VH. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*. 1998;8:559-568.
- CHANG C, SOMMERFELDT TG, ENTZ T. Soil Chemistry after Eleven Annual Applications of Cattle Feedlot Manure. *Journal of Environmental Quality*. 1991;20:475-480.
- CHOMYCIA JC, HERNES PJ, HARTER T, BERGAMASCHI BA. Land management impacts on dairy-derived dissolved organic carbon in groundwater. *Journal of Environmental Quality*. 2008;37:333-343.
- CHRISTENSEN JB, JENSEN DL, CHRISTENSEN TH. Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater. *Water Research*. 1996;30:3037-3049.
- DYNIA JF, CAMARGO OA. Retenção de nitrato num solo de carga variável, influenciada por adubação fosfatada e calagem. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 1999; 34:141-144.
- FLECK JA, BOSSIO DA, FUJII R. Dissolved organic carbon and disinfection by-product precursor release from managed peat soils. *Journal of Environmental Quality*. 2004;33:465-475.
- GRIFFIN TS, HE Z, HONEYCUTT CW. Manure composition affects net transformation of nitrogen from dairy manure. *Plant and Soil*. 2005;273:29-38.
- HAO X, CHANG C, TRAVIS GR, ZHANG F. Soil carbon and nitrogen response to 25 annual cattle manure applications. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 2003;166:239-245.
- HATCH D, GOULDING K, MURPHY D. Nitrogen. In: HAYGARTH PM, JARVIS SC, editors. *Agriculture, Hydrology and Water Quality Quality*, Devon, CABI Publishing; 2002. p.7-29.
- HEINZMANN FX, MIYAZAVA M, PAVAN MA. Determinação de nitrato por espectrofotometria de absorção ultravioleta. *Revista Brasileira Ciências do Solo*. 1984; 8:159-163.

- HOODA PS, EDWARDS AC, ANDERSON HA, MILLER A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *The Science of the Total Environment*. 2000;250:143-167.
- KOEHLER JC. Caracterização da bovinocultura de leite no Estado do Paraná. Curitiba: Seab, 2000. Disponível em: <<http://www.pr.gov.br/seab/deral/cultura3.pdf>>. Acesso em: 18 de maio de 2014.
- MEISINGER JJ, JOKELA WE. Ammonia volatilization from dairy and poultry manure. In: *Managing nutrients and pathogens from animal agriculture*. NRAES-130, Natural Resource, Agriculture, and Engineering Service, Ithaca, NY; 2000. p.334-354.
- MELLEK JE, DIECKOW J, SILVA VL, FAVARETTO N, PAULETTI V, VEZZANI FM, SOUZA JLM. Dairy liquid manure and no-tillage: Physical and hydraulic properties and carbon stocks in a Cambissol of Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*. 2010;110:69-76.
- OLIVEIRA JD, VILELA L, AYARZA MA. Adsorção de nitrato em solos de cerrado do Distrito Federal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 2000;35:1199-2005
- OWENS LB. Impacts of soil N management on the quality of surface and subsurface water. In: LAL R, STEWART BA, editors. *Advances in soil science*. Soil processes and water quality, Boca Raton, Lewis Publishers; 1994. p.137-162.
- PAUL, JW, BEAUCHAMP EG. Nitrogen availability for corn in soils amended with urea, cattle slurry, and solid and composted manures. *Canadian Journal of Soil Science*. 1993;73:253-266.
- PEACOCK AD, MULLEN MD, RINGELBERG DB, TYLER DD, HEDRICK DB, GALE PM, WHITE DC. Soil microbial community responses to dairy manure or ammonium nitrate applications. *Soil Biology & Biochemistry*. 2001;33:1011-1019.
- RAIJ BV, ANDRADE JC, CANTARELLA H, QUAGGIO JA. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas (IAC); 2001.
- RANDALL GW, MULLA DJ. Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. *Journal of Environmental Quality*. 2001;30:337-344.
- RESENDE AV. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. Documentos

57, Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 29p.

RHOADES JD. Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. In: SPARKS DL, PAGE AL, HELMEKE PA, LEOPPERT RH, SOLTANPOUR PN, TABATABAI MA, JOHNSTON CT, SUMNER ME, editors. Methods of soil analysis. Part 3. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, Wisconsin; 1996. p.417-435.

SOMMERFELDT TG, CHANG C, ENTZ T. Long-term annual applications increase soil organic matter and nitrogen, and decrease carbon to nitrogen ratio. Soil Science Society of American Journal. 1988;52:1668-1672.

SMITH VH, TILMAN GD, NEKOLA JC. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution. 1999;100:179-196.

THOMPSON RB, RYDEN JC, LOCKYER DR. Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. Journal of Soil Science. 1987;38:689-700.

WHALEN KJ, CHANG C, CLAYTON WG, CAREFOOT PJ. Cattle Manure Amendments Can Increase the pH of Acid Soils. Soil Science Society of American Journal. 2000;64:962-966.

YOUNG JL, ALDAG RW. Inorganic forms of nitrogen in soil. In: STEVENSON FJ, editor. Nitrogen in agricultural soils, Madison, Wisconsin. American society of agronomy; 1982. p. 423 - 448.

## CONCLUSÕES GERAIS

1. A aplicação em longo prazo de DLB teve maior efeito na mobilidade de fósforo e nitrato no latossolo arenoso, enquanto que para carbono orgânico dissolvido não foi verificada mobilidade em ambos os solos. As concentrações de amônio no perfil do solo não foram afetadas pela aplicação de DLB em longo prazo em ambos os solos.

2. A profundidade teve maior influência na distribuição das formas de nitrogênio em ambos os Latossolos, não se verificando, em geral, o efeito da aplicação de DLB em longo prazo sobre as mesmas.

3. A aplicação de DLB em longo prazo reduziu a energia de ligação em ambos os solos, mas somente no Latossolo arenoso verificou-se redução na CMAP.

4. Foi verificada relação entre o  $GSP_{MI}$  e  $GSP_{RES}$ , demonstrando que ambos os métodos são adequados para o cálculo do GSP. Somente no Latossolo arenoso foi observado “change point”, sendo de 34,2% de  $GSP_{MI}$  e 62,2% de  $GSP_{RES}$ , correspondendo a  $103 \text{ mg kg}^{-1}$  de fósforo Mehlich e  $188 \text{ mg kg}^{-1}$  de fósforo resina, na camada superficial do solo (0 – 0,1 m), Tais valores são sugeridos como LCA de fósforo em Latossolos arenosos de regiões tropicais.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A aplicação de DLB afetou a mobilidade de nitrogênio e fósforo principalmente no perfil do Latossolo arenoso, destacando-se o acúmulo de nitrato em profundidade, onde mais estudos seriam necessários para estar avaliando suas perdas para corpos d'água. Foi possível sugerir um limite crítico ambiental de fósforo para o Latossolo arenoso, o qual poderia ser adotado para solos de características semelhantes. Para futuros estudos, determinar limites críticos ambientais de fósforo para os diferentes tipos de solos que são afetados pela aplicação de dejetos no estado do Paraná, sugerindo políticas públicas que regulamentem níveis críticos de fósforo no solo.