

**ABELINO ANACLETO DE SOUZA JUNIOR**

**FRAÇÕES DE FÓSFORO EM NITOSSOLO E CAMBISSOLO  
APÓS APLICAÇÕES DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO SOB  
DIFERENTES DECLIVIDADES**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Ciência do Solo ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo no Centro de Ciências Agroveterinárias – CAV, da Universidade do Estado de Santa Catarina – Udesc.

Orientador: Prof. Dr. Jackson Adriano Albuquerque.

Coorientador: Luciano Colpo Gatiboni

**LAGES**

**2021**

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da  
Biblioteca Setorial do CAV/UEDESC,  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

Souza Junior, Abelino Anacleto de  
Frações de fósforo em Nitossolo e Cambissolo após aplicações  
de dejetos líquidos de suíno sob diferentes declividades / Abelino  
Anacleto de Souza Junior. -- 2021.  
97 p.

Orientador: Jackson Adriano Albuquerque  
Coorientador: Luciano Colpo Gatiboni  
Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa  
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de  
Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages, 2021.

1. Fracionamento de fósforo. 2. Impacto ambiental. 3.  
Granulometria do solo. 4. Declividade do terreno. 5. Adubação  
orgânica. I. Albuquerque, Jackson Adriano. II. Gatiboni, Luciano  
Colpo. III. Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de  
Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência  
do Solo. IV. Título.

**ABELINO ANACLETO DE SOUZA JUNIOR**

**FRAÇÕES DE FÓSFORO EM NITOSSOLO E CAMBISSOLO  
APÓS APLICAÇÕES DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO SOB  
DIFERENTES DECLIVIDADES**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Ciência do Solo pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo do Centro de Ciências Agroveterinárias – CAV, da Universidade do Estado de Santa Catarina – Udesc.

**BANCA EXAMINADORA**



Jackson Adriano Albuquerque  
Universidade do Estado de Santa Catarina

Membros:



Gustavo Brunetto  
Universidade Federal de Santa Maria



Daniel João Dall'Orsoletta  
Universidade do Estado de Santa Catarina

Lages, 08 de outubro de 2021.

For in the end, we will conserve only what we love.

We will love only what we understand.

And we will understand only what we are taught

Baba Dioum, Conservacionista africano

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pois nenhum objetivo poderia ter sido planejado e muito menos alcançado sem ele.

Aos meus pais, Abelino e Rosângela, por todos os ensinamentos, amor e carinho.

Ao meu irmão Anderson, que mesmo pelo curto período de tempo convivido sempre me desafiou a melhorar.

A minha irmã Aline, por todo cuidado, atenção, dedicação e carinho que desempenhou não apenas nessa etapa da minha vida.

A minha noiva Manuella, pelos puxões de orelha na hora certa, carinho, companheirismo e amor que nunca faltou entre nós.

Ao meu orientador professor Jackson por toda atenção e ensinamento que me fizeram evoluir.

Ao meu coorientador Gatiboni, por ter me acolhido desde a época da graduação e me ensinou a amar o que faço.

Ao grupo GEFOSC, Doutorandos, Mestrando e bolsistas pelo apoio e dedicação a um bem maior.

Aos professores, em especial, a professora Mari, e a secretária Melissa, do PPGCS.

Ao Laboratório de química e fertilidade do solo (LQFS), ao centro de Ciências Agroveterinárias (CAV), a Universidade

do Estado de Santa Catarina (UDESC), ao CNPq e a CAPES pelo financiamento e estrutura fornecida a pesquisa.

## RESUMO

A utilização de dejetos líquidos de suínos (DLS) como fonte de fertilizantes é comum no estado de Santa Catarina, mas também em muitos países, devido a sua alta produção de suínos, mas as aplicações em áreas declivosas podem alterar a distribuição das frações de fósforo (P) em diferentes tipos de solo. O estudo objetivou avaliar o impacto de aplicações de DLS após 45 meses nas frações de P em Nitossolo e Cambissolo sob diferentes declividades do terreno. Amostras de solo foram coletadas nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm, em áreas com declividades de 20 e 30% em um Nitossolo; e 25 e 35% em um Cambissolo. As amostras foram submetidas ao fracionamento químico de P no solo. Para todas as frações e para o índice de sorção de P ( $P_{sor}$ ) a declividade do terreno não apresentou efeito significativo. Ocorreu aumento nas frações inorgânicas de P com as doses de DLS nos dois solos. Foram observadas reduções significativas com o aumento da profundidade das camadas de solo, com exceção do  $P_{sor}$ , pois apresentou efeito inverso. Houve aumento da participação das frações lábeis e inorgânicas com as doses de DLS. Na fração orgânica observou-se apenas incrementos na camada superficial do Cambissolo. A utilização do DLS como fonte de nutriente às plantas pode e deve ser praticada, mas com cautela, pois, ao aumentar a disponibilidade de P nas camadas de solo, aumentou também, a fração solúvel

na camada superficial, em ambos os solos, com riscos de contaminação ambiental.

**Palavras-chave:** Fracionamento de fósforo. Impacto ambiental. Granulometria do solo. Declividades do terreno. Adubação orgânica.



## ABSTRACT

The use of pig slurry (PS) as a source of fertilizer is common in the Santa Catarina state, but also in many countries in the world, due to its high swine production, but applications in slope areas can change the distribution of phosphorus (P) fractions in different types of soil. The study evaluated the impact of PS applications after 45 months on P fractions in Nitossol and Cambisol under different soil slopes. Soil samples were collected in layers of 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 and 30-40 cm, in areas with slopes of 20 and 30% in a Nitossol; and 25 and 35% in an Cambisol. The samples were subjected to chemical fractionation of P in the soil. For all fractions and for the P sorption index (Psor) the soil slope did not show a significant effect. There was an increase in the inorganic fractions of P with the doses of DLS in both soils. Significant reductions were observed with increasing depth of soil layers, except Psor, as it had an inverse effect. There was an increase in the participation of labile and inorganic fractions with the doses of DLS. In the organic fraction, only increments were observed in the Cambisol surface layer. The use of DLS as a source of nutrients for plants can and should be practiced, but with caution because, by increasing the availability of P in the soil layers, it also increased the soluble fraction in the surface layer, in both soils, with risks of environmental contamination.

**Keywords:** Phosphorus fractionation. Environmental impacts.  
Soil texture. Soil slope. Organic fertilizer.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 - Compartimentos de fósforo inorgânico (Pi) e orgânico (Po) no solo..... 27
- Figura 2 - Localização geográfica dos municípios de Campos Novos e Rio do Sul escolhidos para condução dos experimentos..... 42
- Figura 3 - Histórico das aplicações de dejetos líquidos de suínos (DLS) em todos os experimentos, bem como número de cortes da pastagem. .... 47
- Figura 4 - Fluxograma do método de fracionamento de fósforo (P) no solo..... 49
- Figura 5 - Frações totais de fósforo inorgânico (Pit), orgânico (Pot) e ocluso (Pocl) distribuídos proporcionalmente ao fósforo total afetado pelas doses de fósforo via dejetos líquidos de suínos em diferentes camadas em um Nitossolo. .... 61
- Figura 6 - Frações totais de fósforo inorgânico (Pit), orgânico (Pot) e ocluso (Pocl) distribuídos proporcionalmente ao fósforo total do solo afetado pelas doses de de fósforo via dejetos líquidos de suínos em diferentes camadas em um Cambissolo. .... 62
- Figura 7 - Distribuição percentual das frações de fósforo lábil (Pl), moderadamente lábil (Pml) e não lábil (Pnl) em relação ao fósforo total afetado pelas doses de fósforo via dejetos líquidos de suínos nas camadas de um Nitossolo. .... 65

Figura 8 - Distribuição percentual das frações de fósforo lábil (Pl), moderadamente lábil (Pml) e não lábil (Pnl) em relação ao fósforo total afetado pelas doses de fósforo via dejetos líquidos de suínos nas camadas de um Cambissolo. .... 65

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização química e física do Cambissolo Háplico e Nitossolo Vermelho nos dois níveis de declividade do terreno.....	44
Tabela 2 - Número e caracterização das aplicações das doses de dejetos líquido de suíno (DLS) quanto a quantidade de fósforo (P).....	45
Tabela 3 - Teores de P solúvel extraído por solução de $\text{CaCl}_2$ 0,1mol $\text{L}^{-1}$ , afetado pelas camadas do solo e pela dose de P aplicado via dejetos líquidos de suínos aplicados em Nitossolo e Cambissolo. ....	53
Tabela 4 - Teores de P extraídos por Mehlich 3, afetado pelas camadas e pela dose de P via dejetos líquidos de suínos aplicados em Nitossolo e Cambissolo. ....	54
Tabela 5 -Teores de P inorgânico extraído por solução de NaOH 0,5 mol $\text{L}^{-1}$ afetado pelas camadas e pela dose de P aplicado via dejetos líquidos de suíno aplicados em Nitossolo e Cambissolo. ....	55
Tabela 6 - Teores de P orgânico extraído por solução de NaOH 0,5 mol $\text{L}^{-1}$ afetado pelas camadas e pela dose de P aplicado via dejetos líquidos de suínos aplicados em Nitossolo e Cambissolo. ....	56
Tabela 7 - Teores de P extraído por solução de HCl 1,0 mol $\text{L}^{-1}$ afetado pelas camadas e pela dose de P aplicados via dejetos líquidos de suínos aplicados em Nitossolo e Cambissolo. ....	57

Tabela 8 - Teores de P total afetados pelas camadas e pela dose de P aplicado via dejetos líquidos de suínos aplicados em Nitossolo e Cambissolo. ....	58
Tabela 9 - Teores de P ocluso afetado pelas camadas e pela dose de P aplicado via dejetos líquidos de suínos em Nitossolo e Cambissolo. ....	59
Tabela 10 - Índice de capacidade de sorção de P afetado pelas camadas e pela dose de P aplicados via dejetos líquidos de suínos em Nitossolo e Cambissolo.....	60

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>17</b>
<b>2. HIPÓTESES.....</b>	<b>20</b>
<b>3. OBJETIVOS GERAL .....</b>	<b>22</b>
<b>4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....</b>	<b>24</b>
<b>5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>26</b>
<b>6. FRAÇÕES DE FÓSFORO EM NITOSSOLO E CAMBISSOLO APÓS APLICAÇÕES DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO SOB DIFERENTES DECLIVIDADES.....</b>	<b>41</b>
6.1. MATERIAL E MÉTODOS .....	41
6.1.1. Caracterização das áreas experimentais.....	41
6.1.2. Preparo da área experimental e tratamentos.....	42
6.1.3. Coletas e análises de solo .....	47
6.1.4. Análise estatística.....	51
6.2. RESULTADOS .....	52
6.3. DISCUSSÃO .....	66
6.4. IMPLICAÇÕES PRÁTICAS .....	74
6.5. CONCLUSÕES .....	77
<b>7. REFERÊNCIAS.....</b>	<b>79</b>

Anexo b – Número e datas das aplicações de dejetos líquidos de suíno em Nitossolo e Cambissolo nos 45 meses de condução dos experimentos .....91

Anexo c – Teores de cálcio em amostras de solo coletadas nos experimentos em janeiro de 2019 ..92

Anexo D – Teores de fósforo solúvel em  
Cambissolo (A) e Nitossolo (B) após 45 meses de  
aplicações de doses de fósforo via dejetos líquidos de  
suíno. ....93



## 1. INTRODUÇÃO GERAL

A produção comercial de suínos em Santa Catarina (SC) iniciou na década de 40 e, atualmente, é o estado com a maior produção do Brasil (ABPA, 2020). Aliado a esta alta produção de suínos, há também uma alta produção de dejetos desses animais, que precisam ser descartados de forma correta, pois podem causar impactos ambientais (CQFS-RS/SC, 2016).

Os dejetos líquidos de suínos (DLS), assim como qualquer resíduo animal, apresenta elementos químicos em sua composição, entre eles, alguns são nutrientes essenciais para o desenvolvimento vegetal (TURNER; LEYTEM, 2004). Assim, uma forma de descarte desse resíduo é a aplicação no solo como fonte de nutrientes para as culturas (CQFS-RS/SC, 2016), com maior utilização em lavouras de grãos e pastagens. Para isso, os produtores de suínos precisam ter área suficientes para respeitar a dose recomendada na legislação (CQFS-RS/SC, 2016; IMA, 2014).

O estado de Santa Catarina apresenta extensão territorial relativamente pequena, comparando com os outros estados e as propriedades rurais tem área média de 35 ha (IBGE, 2021), com predomínio de relevo forte ondulado, média de 22% de declividade (MARTINI, 2012) e grande variabilidade de solos. Esses aspectos dificultam a definição da dose de DLS que um solos particular suporta sem se tornar fonte de contaminação

ambiental. Mesmo assim, nos últimos anos a pesquisa tem avançado nesse sentido, com o desenvolvimento de limites para essas aplicações (DALL'ORSOLETTA et al., 2021; GATIBONI et al., 2015, 2020).

Dentre os constituintes do DLS destacamos o fósforo (P), nutriente altamente demandado para recomendação de adubação das culturas agrícolas (MUMBACH et al., 2021). Esta alta demanda é governada pelos processos de adsorção desse nutriente aos componentes sólidos do solo, principalmente em solos altamente intemperizados. Assim, necessita-se adicionar quantidades maiores que a absorvida pelas culturas para que o nutriente possa permanecer disponível no solo em patamares a suprir sua demanda (FINK et al., 2016; MUMBACH et al., 2021). Em solos altamente intemperizados, como a maioria dos solos brasileiros, existe a ocorrência de altas concentrações de óxihidróxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al), fornecendo grande quantidade de sítios onde o P é adsorvido (FINK et al., 2016). Mesmo com esse alto poder sortivo dos solos brasileiros, as aplicações de P sem a observância aos critérios técnicos podem acarretar saturação e movimentos verticais desse nutriente no perfil do solo.

Esse movimento do P no solo é dependente de uma série de fatores, entre eles o teor de argila, profundidade do solo (GATIBONI et al., 2015; LOURENZI et al., 2014), tempo de

aplicação e a declividade do terreno. Em Santa Catarina, este último fator se mostrou determinante para as perdas de água, sedimentos e P por escoamento superficial (DALL'ORSOLETTA et al., 2021). Além disso, a declividade pode impactar na distribuição das frações de P no solo (AZADI; BAGHERNEJAD, 2019), pois as maiores declividades do terreno apresentaram maiores perdas de frações de P por escoamento superficial (DALL'ORSOLETTA et al., 2021).

Frente ao exposto, existe a necessidade de estudos de média a longa duração para quantificação dos teores e frações de P em solos impactados pela aplicação de DLS sob diferentes declividades do terreno.

## **2. HIPÓTESES**

A aplicação de dejetos líquidos suínos aumenta a concentrações de P principalmente nas camadas mais superficiais do solo, migrando para camadas mais profundas em solos com menores teores de argila e óxidos de Fe.

Solos com maior declividade tem menor acúmulo de frações lábeis e inorgânicas de fósforo nas camadas superficiais (0-5 e 5-10cm), por causa das maiores perdas de P por escoamento superficial.



### **3. OBJETIVOS GERAL**

Avaliar o efeito de aplicações de dejetos líquidos de suínos em diferentes declividades do terreno, sobre a distribuição de frações de P em camadas em solos Nitossolo e Cambissolo.



#### **4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- a) Avaliar o potencial poluente da aplicação durante 45 meses de dejetos líquidos de suíno em solos com diferentes declividades do terreno.
- b) Quantificar a disponibilidade de fósforo após sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suíno em solos com diferentes teores de argila.
- c) Avaliar a acumulação das frações de fósforo em diferentes solos sob a aplicação de doses de fósforo via dejetos líquidos de suíno.





## 5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 1. Fósforo no solo

Na crosta terrestre foram formados diferentes tipos de rocha, com composição e estrutura diferentes. As rochas são compostas por minerais, chamados primários ou estruturais, organizados de diferentes formas. E neles as concentrações de P total variam entre 200 até 5000 mg kg<sup>-1</sup> (LINDSAY, 1979). Dentre as centenas de minerais formados destaca-se o grupo das apatitas, a qual é o principal grupo de minerais que contém P, pois apresentam a maior concentração, cerca de 950 g kg<sup>-1</sup> (STEVENSON; COLE, 1999). Após centenas de anos sob os processos de intemperismo os minerais que compõem as rochas liberaram o P, pois só assim pode ser utilizado pelos organismos vivos, e durante a utilização ela passa por diferentes processos. No solo formado derivado das rochas as concentrações de P são baixas, em média de 0,05%, variando entre 0,02 até 0,5% (DIXON; WEED, 1989). Isso porque, esse nutriente apresenta uma dinâmica complexa e interage com os diversos constituintes do solo, principalmente com a matéria orgânica e em minerais de Fe, Al e cálcio (Ca) (STEVENSON; COLE, 1999).

Por apresentar características intrínsecas esse nutriente apresenta alta capacidade de formar ligações estáveis e de alta energia. Considerado um nutriente essencial para o

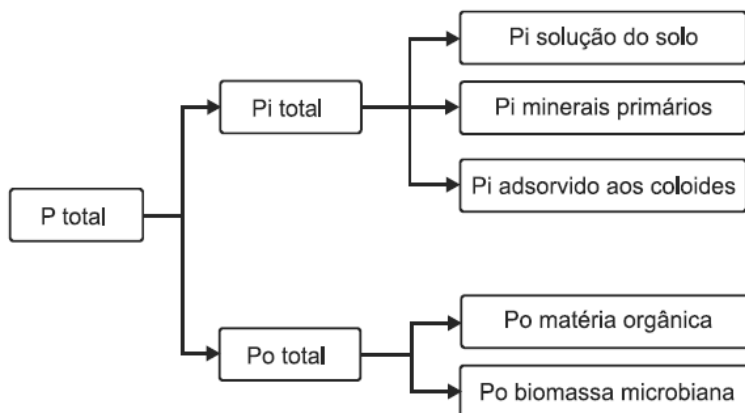
desenvolvimento e manutenção da vida na terra, o estudo destas interações e a dinâmica no solo ajuda a compreendê-lo melhor, afim de aumentar sua disponibilidade para as plantas com o intuito de alcançar altos tetos produtivos.

## 2. Formas de fósforo e sua dinâmica no sistema solo-planta.

De maneira didática o P pode ser dividido em dois grandes grupos para facilitar seu entendimento, P inorgânico (Pi) e o P orgânico (Po), separados pelos compostos o qual o P faz ligações (Figura 1).

O Pi presente na solução do solo pode variar conforme o pH do meio. Em pH's próximo de 5,0 o P em solução se apresenta em sua grande maioria como ortofosfato ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$ ). Em pH maior maior que 5,0 o P forma ligações preferencialmente com Ca ( $\text{CaHPO}_4^0$  e  $\text{CaPO}_4^-$ ) e, em pH menor que 5,0, forma ligações com Fe ( $\text{FeHPO}_4^+$  e  $\text{FeH}_2\text{PO}_4^+$ ) e Al ( $\text{AlH}_2\text{PO}_4^-$ ) (LINDSAY; VLEK; CHIEN, 1989).

Figura 1 - Compartimentos de fósforo inorgânico (Pi) e orgânico (Po) no solo.



Fonte: GATIBONI, L. C. et al. Fracionamento químico das formas de fósforo no solo: Usos e limitações. In: **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa. v. 8. 2013

Nos minerais secundários do solo, principalmente os colóides, o P pode estar adsorvido ou precipitado, encontrado novamente ligado a Fe, Al e Ca, mas também nas bordas das argilas silicatadas e, principalmente, a oxi-hidróxidos de Fe e Al (PARFITT, 1978). A diferença entre o P precipitado e adsorvido é sutil, dependendo apenas da energia de ligação (SPOSITO, 2008). Por apresentarem hidroxilas em suas bordas os colóides adsorvem o P pela sua troca, fenômeno denominado como troca de ligante (GOLDBERG; SPOSITO, 1985; PARFITT, 1978; SANYAL; DATTA, 1991). Essas ligações podem ocorrer basicamente de três diferentes formas: monodentada-, bidentada- e binucleada, e com isso, a energia de ligação aumenta da ligação monodentada para a bidentada e binucleada.

O primeiro tipo de ligação se caracteriza pela ligação de um dos oxigênios do fosfato metal do coloide, evoluindo para dois oxigênios ligados ao mesmo metal (bidentada) e finalmente dois oxigênios dos fosfato são ligados a dois metais do coloide, que comumente é formada com o maior tempo de ligação, podendo ocorrer o fenômeno de oclusão do P nas imperfeições do cristal (BARROW, 1999; PARFITT, 1978).

O segundo grande grupo é o P orgânico (Po), que representa cerca de 20 a 80% do P total do solo (DALAL, 1977). É denominado assim pois está associado a matéria orgânica e a biomassa microbiano do solo, os quais apresentam carbono em sua constituição.

Na matéria orgânica são identificados estão em maiores quantidades em três principais formas, ortofosfatos monoésteres, ortofosfatos diésteres e os fosfonados. Destaca-se que a maior parte está na forma de ortofosfatos monoésteres, e uma pequena quantidade se apresentam nas outras duas formas (Nziguheba et al., 2005). A maior ocorrência de Po na forma de ortofosfato monoéster está associado a alta afinidade deste composto com óxidos de Fe e Al, formando estruturas mais estável e resistentes a mineralização do que as demais formas no solo.

O segundo grupo de Po no solo corresponde a formas presentes na biomassa microbiana, este compartimento

representa uma pequena fração do  $P_o$  total. Entretanto, tem grande dinâmica com o  $P_i$  da solução do solo, podendo imobilizar o P da solução do solo ou mineralizá-lo. A imobilização é o processo em que a biomassa microbiana o retira da solução, e ocorre quando a concentração de P na solução do solo aumenta, seja pela adição de adubos ou até mesmo de resíduos orgânicos. Quanto aos resíduos orgânicos existe um limiar com relação entre carbono/fósforo (C:P), 300:1. Entretanto a mineralização, processo em que a biomassa microbiana libera P para a solução do solo, ocorre quando a concentração de P na solução fica abaixo de 200:1. Isso porque, com a relação C:P menor, maior é a quantidade de P no resíduo, excedendo a necessidade de P dos microrganismos, ou acima de 300:1, a quantidade de P no resíduo é baixa, o qual apenas supre a demanda da biomassa microbiana (DALAL, 1977).

A contribuição do  $P_o$  para a nutrição de plantas é variável, em situações onde é adicionado adubos recorrentemente a contribuição desse compartimento é desprezível (GATIBONI et al., 2008a). Por outro lado, em cultivos de longa duração com baixos fornecimentos de P, como em culturas florestais, o  $P_o$  pode contribuir significativamente para a nutrição vegetal (GATIBONI et al., 2017) ou em ambientes naturais (TURNER et al., 2013).

Para as plantas o P é um elemento envolvido nas reações de armazenamento de energia, na manutenção da integridade estrutural das células vegetais entre outras funções, necessário para a origem e manutenção da vida. Sua importância no desenvolvimento vegetal é bem elucidada, principalmente relacionado à produtividade agrícola. Desta forma o P é considerado um elemento essencial para o desenvolvimento vegetal e a demanda pelas plantas está na casa de quilos por hectare (TAIZ et al., 2017), classificado como um macronutriente.

Como forma de atender a demanda de nutrientes para as plantas e aumentar a produtividade das culturas é recomendado fornecer nutrientes através da adubação (CQFS-RS/SC, 2016), inclusive a fosfatada. A recomendação vigente nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina considera, entre outros fatores, o teor de argila do solo (CQFS-RS/SC, 2016). Solos mais argilosos apresentam maior poder tampão e necessitam de doses mais elevadas de P (MUMBACH et al., 2021). Para adubos solúveis, a recomendação é adicioná-lo no sulco de semeadura, pois assim, o adubo aplicado entra em contato com menor volume de solo, ou seja, com menos sítios de adsorção de P. Entretanto, alguns estudos mostram que a aplicação a lanço, ao

passar dos anos, não apresenta diferença da aplicação de P no sulco (SOUSA; REIN, 2011).

No caso de adubos de fonte orgânica, como o DLS, devido a sua grande produção no estado de Santa Catarina, o qual apresenta áreas reduzidas destinadas a aplicação (EPAGRI, 2020) opta-se pela aplicação em área total. Neste caso além do suprimento de nutrientes para as plantas tem-se o objetivo de descartar de forma correta este resíduo para reduzir os impactos ambientais da atividade (IMA, 2014). Entretanto, sucessivas aplicações de DLS podem aumentar os teores de P disponível (CERETTA et al., 2010; CONTI et al., 2015) e alterar a distribuição entre as frações de P no solo (COUTO et al., 2017; GUARDINI et al., 2012)

### 3. Frações de P no solo

Além dos métodos tradicionais para avaliar a disponibilidade de P às plantas, como Mehlich 1, Mehlich 3 e resina trocadora de ânions (RTA) foram criados e são utilizados métodos que fracionam quimicamente esse nutriente quanto a solubilidade dos compostos que forma no solo (BOWMAN; COLE, 1978; CHANG; JACKSON, 1957; GATIBONI; CONDRON, 2021; HEDLEY; STEWART; CHAUHAN, 1982). Como mostrado anteriormente o P interage com vários



componentes do solo, assim, é adsorvido por diferentes constituintes e energias de ligação, que resultam em frações com diferentes solubilidades.

Os métodos tradicionais para avaliar a disponibilidade de P às plantas apresentam meios específicos para acessar esse nutriente no solo (MEHLICH, 1978, 1984). Por outro lado, os solos derivam de diferentes materiais de origem e sob intensidades diferentes dos fatores de formação do solo. Por exemplo, em regiões com clima temperado os solos formados tendem, de maneira geral, a serem menos intemperizados, assim o P pode ser encontrado ligado mais em minerais de Ca (YAMAGUCHI et al., 2021). Entretanto, em regiões de clima tropical as taxas de intemperismo do solo são mais elevadas, proporcionando aos solos maior capacidade de adsorção de P, principalmente em argilas silicatadas e oxi-hidróxidos de Fe e Al (GATIBONI et al., 2021). De toda forma, as plantas desenvolvem mecanismos para acessar o P em solos em diferentes situações, fenômeno não observado nos métodos tradicionais para avaliar a disponibilidade de P (OLIVEIRA, 2010). Com isso, encontrar um método universal para esse fim é uma tarefa difícil. Portanto, métodos de fracionamento químico de P no solo podem ser uma alternativa para avaliar a disponibilidade de P das diversas frações, e criar um modelo de disponibilidade em diferentes solos e situações, pois são

realizadas, resumidamente, extrações sequenciais em uma mesma amostra de solo com extratores com diferentes capacidades de extrair P do solo.

Essa linha de pesquisa iniciou-se há mais de 100 anos, com um trabalho de FRAPS (1906). Este autor relatou que poderíamos dissolver componentes específicos do solo com determinados reagentes químicos, como por exemplo, ao adicionar ácido sulfúrico a uma amostra de solo ele observou a dissolução de apatitas. Apenas na década de 50 Chang e Jackson (1957) desenvolveram o primeiro método para o fracionamento de P, com ênfase nas formas inorgânicas, ligados à Fe, Al e Ca. Na década de 70 Bowman e Cole (1978) desenvolveram um método para avaliar especificamente as frações orgânicas de P, desde frações lábeis até frações altamente resistentes. Após vários estudos sobre o tema HEDLEY, STEWART e CHAUHAN (1982) associaram os princípios dos métodos propostos por CHANG e JACKSON (1957) e de BOWMAN e COLE (1978) e propuseram um método compreendendo as formas de P inorgânicas e orgânicas. Esse método foi bem aceito pela comunidade científica e é o mais utilizado no mundo. Por outro lado, apresenta algumas limitações. A partir dele iniciou-se pesquisas que indicaram atualizações a fim de simplificá-lo (CONDRON; GOH, 1989). Alguns anos depois, na década de 2000, ZHANG e KOVAR (2009) propuseram um novo método

utilizando princípios do fracionamento de carbono e Fe no solo. Ressalta-se que todos os métodos citados aqui apresentam vantagens e limitações de uso (BARROW et al., 2021; GATIBONI et al., 2013; GU; MARGENOT, 2021).

O método proposto por HEDLEY, STEWART e CHAUHAN (1982), com as adaptações de CONDRON e GOH (1989) se mostrou um método mais exequível, mas ainda mostra dificuldades de execução. Por exemplo os extratos provenientes da matéria orgânica, utilizando NaOH e, apresentam cor escura e dificulta a determinação do P nesse extrato. Também alguns extratos são facilmente contaminados e apresentam baixa sensibilidade devido o teor de P muito baixo. Frente as dificuldades citadas, GATIBONI e CONDRON (2021) propuseram um novo método de fracionamento de P no solo. Esse método compartimentaliza o P em frações já há muito tempo utilizadas, e traz outros compartimentos anteriormente não estudas no fracionamento, além de índices que podem ser calculados a partir dos resultados das análises. Apresenta tempo de execução menor em comparação aos existentes, pois as extrações podem ser realizadas em poucas horas. Esse procedimento também pode ser utilizado em estudos sobre impactos ambientais e acumulação de P no solo.

Este novo método apresenta vantagens sobre os demais, pois apresenta adaptações dos métodos até aqui descritos, as

quais facilitam a execução em laboratório. Primeiramente resalta-se que nos métodos anteriores as extrações ocorriam de forma sequencial em apenas uma amostra, consumindo vários dias para realizar todos os procedimentos (cerca de 7 dias). Com isso, pode ocorrer a acumulação de erros de leituras devido as centrifugações e agitações realizadas na amostra. Esse erro analítico geralmente se acumula na fração que é calculada ao fim das extrações, o chamado P residual. Assim este método recentemente publicado subdivide a amostra de solo em três subamostras, onde realiza-se as extrações sequenciais e a determinação do P total em amostras diferentes, reduzindo o erro analítico. Basicamente o método avalia as frações de P solúvel, extraído por solução de  $\text{CaCl}_2$ , P disponível, extraído por solução de Mehlich 3, Pi e Po extraído por solução de  $\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$ , P ligados as formas de Ca, extraído por solução de  $\text{HCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$ , P ocluso e P total após a digestão da amostra. Além de um índice de sorção, grau de saturação e o legado de P no solo.

Portanto em solos catarinenses onde há aplicação de DLS em diferentes tipos de solo sob diferentes condições de inclinação do terreno, o método proposto por GATIBONI e CONDRON (2021) pode ser uma ótima forma para avaliação da disponibilidade de P em diferentes camadas do solo e possíveis impactos ambientais. Proporciona uma visão da dinâmica das

frações de P alteradas pelas doses de DLS e inclinações do terreno.

#### 4. Formas de perda de P

Ao seguir as recomendações técnicas (CQFS-RS/SC, 2016) a utilização do DLS como fonte de nutrientes para as culturas pode ser praticado sem preocupações, pois são realizados cálculos para que a quantidade de nutrientes aplicados atenda a demanda nutricional da cultura de interesse. No entanto, a concentração dos nutrientes (N, P e K) é variável, desta forma utiliza-se como referência para os cálculos do volume a ser aplicado a concentração deles no resíduo. E com concentrações variáveis o volume calculado é diferente para cada nutriente. Assim, para que não ocorra excedentes dos nutrientes (geralmente N e P) escolhe-se o menor volume calculado entre eles. Entretanto, apenas um nutriente atenderá a demanda da cultura, necessitando da aplicação de outra fonte de nutriente para suprir a demanda dos demais nutrientes.

O que pode acontecer é a realização de aplicações sem a observância a estes critérios técnicos, culminando em acumulação de P no solo (GATIBONI et al., 2021). Isso pode ocorrer por fatores como relevo declivoso, característico do estado de Santa Catarina (MARTINI, 2012), grandes volumes de

DLS produzidos e grandes distâncias a serem percorridas para a aplicação. Santa Catarina apresenta propriedade diminutas (EPAGRI, 2020), forçando os produtores a licenciar áreas de vizinhos para conseguir iniciar ou continuar com o desenvolvimento da atividade (IMA, 2014). Esses fatores podem levar os produtores a aplicar em excesso, acima da demanda das culturas, o DLS (BOITT et al., 2018; PIETROSKI, 2019). Como resultado são gerados balanços positivos de P no sistema solo planta, onde o solo deve suportar o P aplicado em excesso. Nestas situações a sua energia de adsorção do P aos componentes do solo diminui (BOITT et al., 2018; COUTO et al., 2017; KOCH et al., 2018), e pode se tornar uma fonte de contaminação para corpos d'água (ZANON et al., 2020).

Nos ambientes aquáticos o P é o único elemento necessariamente geoquímico que limita o crescimento e desenvolvimento de algas, desta forma ele é o elemento considerado precursor do processo de eutrofização (CORRELL, 1998; WANG et al., 2016). Frente a esse cenário vários pesquisadores consideram esta poluição de difícil controle (GATIBONI et al., 2015, 2020; OSMOND et al., 2017; ZHANG et al., 2017).

Existem duas formas de perdas de P do sistema solo-planta que podem ocasionar problemas ambientais: perdas por escoamento superficial ou por lixiviação. A solução escoada não

apenas carrega o P que está fracamente ligado aos constituintes do solo como também sedimentos (DALL'ORSOLETTA et al., 2021), os quais podem estar ricos em P, pois as aplicações de DLS são realizadas geralmente sobre a superfície do solo, sem posterior revolvimento. Assim o P pode ser carregado tanto dissolvido no escoamento como adsorvido aos sedimentos (SHIGAKI; SHARPLEY; PROCHNOW, 2007). Além do P perdido com o escoamento superficial, pode ocorrer o processo de lixiviação, quando o P migra com a água para camadas mais profundas no perfil, processo geralmente pouco avaliado (BASSO et al., 2005, p. 200; GIROTTO et al., 2013; LOURENZI et al., 2014; SACOMORI et al., 2016; TIECHER et al., 2020). Estudos indicam que as perdas com adubos solúveis são insignificantes (KANG et al., 2011), até mesmo onde se utiliza o DLS como fonte de nutrientes (BASSO et al., 2005; GIROTTO et al., 2013; SACOMORI et al., 2016). Entretanto, algumas pesquisas relatam que as perdas por lixiviação são consideráveis, e podem contribuir para o processo de eutrofização (ABDALA et al., 2012; DARI; NAIR; HARRIS, 2017; SHARMA; BELL; WONG, 2017), e elas deveriam ser incluídas na modelagem das perdas de fósforo de áreas agrícolas. Desta forma, além do estudo das frações de P e sua distribuição em diferentes solos, o método proposto por Gatiboni e Condrón (2021) permite analisar esses impactos ambientais.





## **6. FRAÇÕES DE FÓSFORO EM NITOSSOLO E CAMBISSOLO APÓS APLICAÇÕES DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO SOB DIFERENTES DECLIVIDADES**

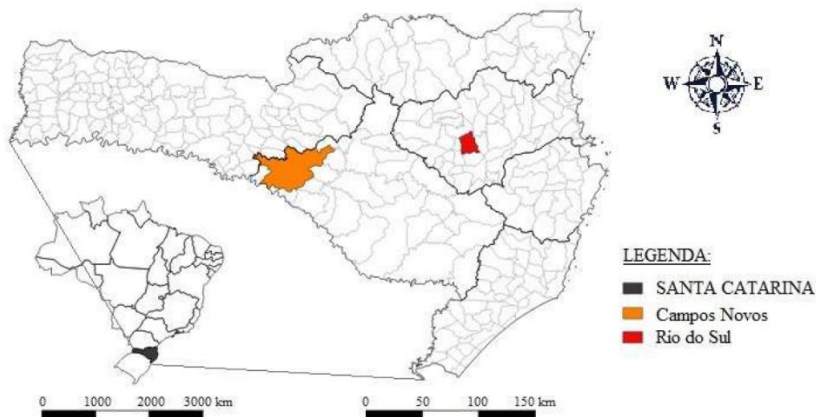
### **6.1.MATERIAL E MÉTODOS**

#### **6.1.1. Caracterização das áreas experimentais**

No ano de 2015 foram instalados experimentos de campo em dois municípios do estado de Santa Catarina (Figura 3): em Rio do Sul ( $27^{\circ}11'20''$  S e  $49^{\circ}39'25''$  W), em uma área cedida pelo Instituto Federal Catarinense (IFC Campus Rio do Sul). A área possuía histórico de cultivo de campo nativo. O clima, Cfa, subtropical com verões quentes, com temperaturas por volta de  $30^{\circ}$  no verão (PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007). O solo foi classificado como um Cambissolo Háplico de textura franca (SANTOS et al., 2018) Cambisol (WRB/FAO, 2015); e em Campos Novos ( $27^{\circ}22'16''$  S e  $51^{\circ}12'32''$  W), área cedida pela Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC), que era utilizado para lavoura de grãos mas estava em pousio. Clima Cfb, temperado com verões amenos e temperaturas médias inferiores a  $22^{\circ}\text{C}$  na estação mais quente (PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007) e apresenta um Nitossolo Vermelho textura argilosa (SANTOS et al., 2018), Nitisol (WRB/FAO, 2015). Ressalta-se que em ambos os locais não ocorrem estações seca,

pois as chuvas são bem distribuídas. Os locais serão citados no texto como Cambissolo e Nitossolo, respectivamente.

Figura 2 - Localização geográfica dos municípios de Campos Novos e Rio do Sul escolhidos para condução dos experimentos.



Fonte: Adaptado de GRANDO, D. L. Perdas de fósforo por escoamento superficial em solos com diferentes teores de argila e declividades fertilizados com dejetos líquidos de suíno. Lages-SC: UDESC, 2020.

### 6.1.2. Preparo da área experimental e tratamentos

Foram implantados originalmente três experimentos em cada local, cada qual com declividade diferente. Em cada experimento foram aplicados quatro doses de DLS, com três repetições. No Cambissolo os experimentos foram implantados sob declividade que naturalmente existiam no local, correspondendo à 15, 25 e 35% de inclinação do terreno. Por outro lado, no Nitossolo devido ao relevo da região houve a necessidade de construção das declividades na paisagem,

correspondendo à 10, 20 e 30% de inclinação. Para o presente estudo foram analisadas as maiores declividades em ambos os locais, 25 e 35% no Cambissolo e 20 e 30% no Nitossolo.

Após a delimitação dos experimentos foi realizado uma coleta de solo para recomendação de calagem. No entanto, apenas o Cambissolo apresentou necessidade da correção. O calcário dolomítico foi aplicado  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$  superficialmente, para elevar o pH do solo até 6,0. Posteriormente, a calagem foi realizada nova coleta de solo na camada de 0-20 cm, para determinar seus atributos químicos e físicos (Tabela 1), determinado como ponto inicial dos experimentos.

Em cada declividade foram instaladas parcelas experimentais com área de  $4,25 \text{ m}^2$ , delimitadas com placas de aço galvanizado cravados no solo à 10 cm de profundidade a fim da quantificação das perdas de P por escoamento superficial, dados apresentados por DALL'ORSOLETTA et al. (2021). Nas parcelas foram implantadas mudas enraizadas da gramínea perene Tifton 85 (*Cynodon* sp.) (12/03/2015 no Cambissolo e 14/11/2015 no Nitossolo). Em maio de 2018 foi semeado a lanço a gramínea anual azevém (*Lolium multiflorum*) no período do inverno.

Quando a pastagem alcançava altura de 30 cm no verão e 20 cm no inverno, duas amostras de forma aleatória foram coletadas com gabaritos metálicos de  $0,14 \text{ m}^2$  nas parcelas,

resultando em uma amostra composta. Após essas coletas, a pastagem era roçada na altura de 10 cm e todo o material vegetal era removido da parcela. Os dados de número de coletas da pastagem e extração de nutrientes são apresentados por BONFADA (2017) e PIETROSKI (2019) e no anexo 1.

As doses de DLS foram escolhidas com base na recomendação de P para a produção de 16 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria seca pela pastagem (Tifton 85) de acordo com as diretrizes técnicas da região (CQFS-RS/SC, 2016). Assim, após a pastagem instalada, aplicou-se 0, 0,5, 1 e 2 vezes o volume calculado, divididos entre 2 e 4 aplicações anuais entre os anos de 2016 e 2019 (Tabela 2, e Figura 4), e após o estabelecimento da pastagem iniciou-se as aplicações de DLS, resultando em uma média de 0, 38, 77 e 154 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> após 45 meses de condução. As datas de cada aplicação podem ser consultadas no anexo 2. O DLS utilizado nos experimentos era proveniente de esterqueira anaeróbica (biodigestor). Ressalta-se que todo o manejo das doses de DLS e da pastagem foi realizado de maneira idêntica nos dois tipos de solo.

Tabela 1- Caracterização química e física do Cambissolo Háplico e Nitossolo Vermelho nos dois níveis de declividade do terreno.

Parâmetro	Cambissolo		Nitossolo	
Declividade <sup>a</sup>	25	35	20	30
Argila <sup>b</sup>	220	218	642	641
Silte <sup>b</sup>	419	473	349	346
Areia <sup>b</sup>	361	309	9	13
pH	5,3	5,8	6,4	6,4
MOS <sup>b</sup>	22	21	25	34
P <sup>c</sup>	3,5	2,9	3,3	10,5
K <sup>c</sup>	66	55	122	117
Ca <sup>d</sup>	2,7	3,3	5,7	5,7
Mg <sup>d</sup>	2,8	2,8	4,9	4,1
Al <sup>d</sup>	0,7	0,4	0,1	0,1
H+Al <sup>d</sup>	5,0	3,9	3,0	4,0
CTC <sup>d</sup>	10,6	10,2	13,9	14,1

Fonte: BONFADA, É. B. Produtividade de Tifton 85 em diferentes declividades sob aplicação de dejetos líquidos de suínos. Lages-SC: UDESC, 2017. <sup>a</sup> %; <sup>b</sup> g kg<sup>-1</sup>; <sup>c</sup> mg dm<sup>-3</sup>, <sup>d</sup> cmolc dm<sup>-3</sup>

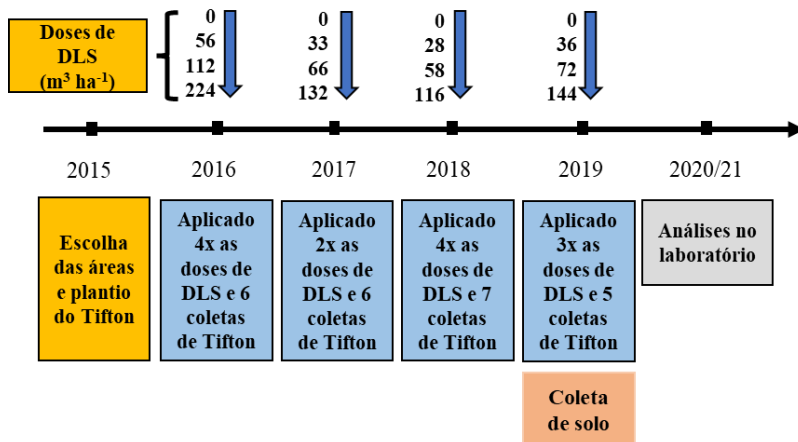
Tabela 2 - Número e caracterização das aplicações das doses de dejetos líquidos de suíno (DLS) quanto a quantidade de fósforo (P).

Ano	Aplicação	Doses de DLS recomendada			
		0x	0,5x	1x	2x
P, kg ha <sup>-1</sup>					
2016	1	0	22,9	45,7	91,5
	2	0	1,4	2,8	5,5
	3	0	17,6	35,1	70,2
	4	0	1,4	2,8	5,6
	Média	0	10,8	21,6	43,2
2017	1	0	2,9	5,9	11,7
	2	0	65,5	131,0	261,9
	Média	0	34,2	68,4	136,8
2018	1	0	8,6	19,3	38,6
	2	0	3,7	7,3	14,6
	3	0	4,2	8,4	16,9
	4	0	18,1	36,2	72,4
	Média	0	8,6	17,8	35,6
2019	1	0	11,7	23,5	47,0
	2	0	17,3	34,7	69,4
	3	0	17,7	35,4	70,7
	Média	0	15,6	31,2	62,4
2016-19	Média	0	17,3	34,7	69,5
	Total	0	193	388	776

Fonte: Adaptado de GRANDO, D. L. Perdas de fósforo por escoamento superficial em solos com diferentes teores de argila e declividades fertilizados com dejetos líquidos de suínos. Lages-SC: UDESC, 2020., e DALL'ORSOLETTA, D. J. et al. Soil slope and texture as factors of

phosphorus exportation from pasture areas receiving pig slurry. Science of the Total Environment, v. 761, p. 144004, 2021.

Figura 3 - Histórico das aplicações de dejetos líquidos de suínos (DLS) em todos os experimentos, bem como número de cortes da pastagem.



Fonte: O Autor, 2021.

### 6.1.3. Coletas e análises de solo

Nos dois locais, amostras de solo foram coletadas no ano de 2019 no mês de outubro, totalizando 45 meses de condução dos experimentos. Amostras de solo foram coletadas nas camadas de 0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–40 cm. As amostras de solo foram secas em estufa a 60°C, moídas e passadas em peneiradas em malha de 2 mm. Posteriormente as apostas de solo foram submetidas ao fracionamento químico de P, como descrito por GATIBONI e CONDRON (2021) (Figura 5). Neste procedimento é descrito a subdivisão em 3 subamostras de solo, com realização das análises em triplicata.

Na primeira subamostra foi adicionado 0,5g de solo em tubos falcon de 15 ml e solução de 125 mg L<sup>-1</sup> de P. Então as amostras foram agitadas por 1 hora em agitador tipo Wagner com posterior centrifugação por 15 minutos á 3500 rpm. No sobrenadante, sem a necessidade de filtragem foi determinado a concentração de P para calcular a capacidade do solo de sorver P (*Psor*) após uma hora de contato com a amostra, através da equação 1:

$$Psor(\%) = \left( \frac{125-P}{125} \right) \times 100 \quad (\text{Eq. 1})$$

Na segunda subamostra foi adicionado 0,1g em tubos de digestão de 50ml para determinação do P total (*Pt*), após digestão com 2ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e 2ml de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> por 120 minutos.

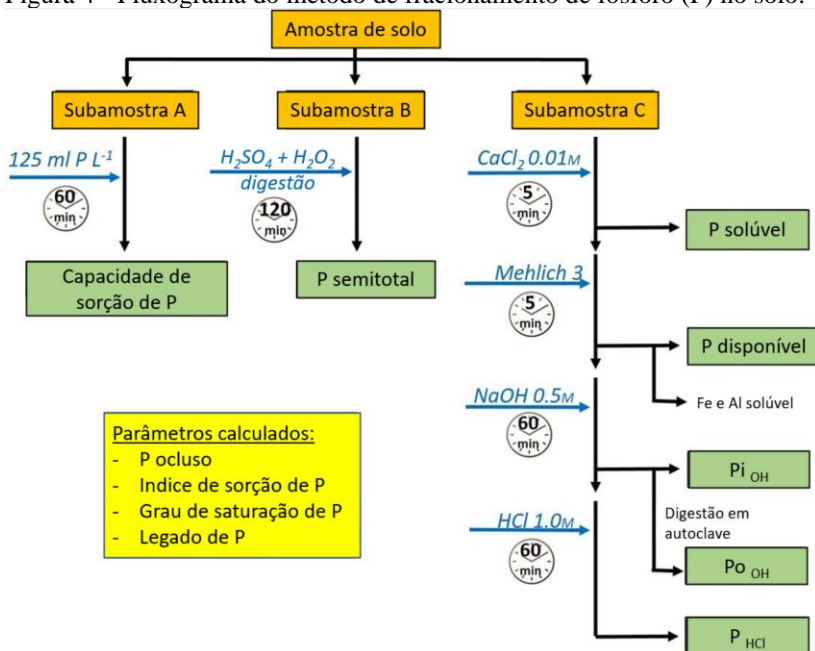
Na terceira subamostra foi adicionado 0,5g de solo em tubos falcon de 15ml para realização das extrações sequenciais. Para determinação do P solúvel (*Psol*), extraído por CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol l<sup>-1</sup>, e o P extraído por Mehlich 3 (*Pm3*) (CH<sub>3</sub>COOH 0.2 mol l<sup>-1</sup>, NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> 0.25 mol l<sup>-1</sup>, HNO<sub>3</sub> 0.013 mol l<sup>-1</sup>, NH<sub>4</sub>F 0.015 mol l<sup>-1</sup> e EDTA 0.001 mol l<sup>-1</sup>), adicionou-se as soluções respectivas, uma em sequência da outra, e foram agitadas por 5 minutos e centrifugadas por 15 minutos a 3500 rpm, com posterior determinação de P no extrato sem a necessidade de filtragem. No extrato de Mehlich 3 pode-se determinar os teores de Fe e Al



solúveis para realizar os cálculos de grau de saturação de P no solo (GSP), de acordo com a equação 2:

$$GSP(\%) = \left( \frac{P_{m3}}{0,5 \times (Fe+Al)} \right) \times 100 \quad (\text{Eq. 2})$$

Figura 4 - Fluxograma do método de fracionamento de fósforo (P) no solo.



Fonte: GATIBONI, L. C.; CONDRON, L. M. A rapid fractionation method for assessing key soil phosphorus parameters in agroecosystems. *Geoderma*, v. 385, 2021.

As amostras seguiram o procedimento de extrações com a adição de NaOH 0,5 mol l<sup>-1</sup> e por fim HCl 1 mol l<sup>-1</sup>. Ambas soluções entraram em contato com as amostras de solo por 1 hora em agitador tipo Wagner e, posteriormente foram centrifugadas,

como descrito para as outras frações. No extrato da NaOH 0,5 mol l<sup>-1</sup> foram determinados os teores de P inorgânico (Pi) (DICK; TABATABAI, 1977) e, após digestão em autoclave por 120 minutos com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> foi determinado o P total. Através da equação 3 obteve-se o P orgânico (Po). No extrato do HCl 1 mol l<sup>-1</sup> foi determinado P (Phcl).

$$Po(mg\ kg^{-1}) = P_{autoclave} - Pi \quad (\text{Eq. 3})$$

Para obtenção do P ocluso (Pocl) utilizou-se a equação 4. Adicionalmente o Pi total (Pit) foi calculado pela equação 5 e o Po total (Pot) foi considerado igual ao Po, determinado no extrato do NAOH. O índice de legado de P no solo (Pleg) pode ser obtido utilizando a equação 6:

$$Pocl(mg\ kg^{-1}) = Pt - P_{sol} - P_{m3} - Pi - Po - Phcl \quad (\text{Eq. 4})$$

$$Pit(mg\ kg^{-1}) = P_{sol} + P_{m3} + Pi + Phcl \quad (\text{Eq. 5})$$

$$Pleg = \left( \frac{(P_{sol} \times 1) + (P_{m3} \times 1) + (Pi \times 0,5) + (Po \times 0,5) + (Phcl \times 0,5) + (Pocl \times 0,1)}{\text{Nível Crítico de P pelo método Mehlich 3}} \right) \quad (\text{Eq. 6})$$

Adicionalmente pode-se agrupar as frações com relação a labilidade, frações lábeis (Pl) (Equação 7), moderadamente lábeis (Pml) (Equação 8) e não lábeis (Pnl) (Equação 9).

$$Pl = P_{sol} + P_{m3} \quad (\text{Eq. 7})$$

$$Pml = Pi + Po + Phcl \quad (\text{Eq. 8})$$

$$Pnl = Pocl \quad (\text{Eq. 9})$$

Para todas as determinações de P foram realizadas seguindo metodologia descrita por MURPHY e RILEY (1962), em espectrofotômetro de absorção molecular a um comprimento de onda de 882nm.

#### **6.1.4. Análise estatística**

Os dados foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk e Bartlett, para verificação dos pressupostos de normalidade e homoscedasticidade, respectivamente. Na sequência foram submetidos a análise de variância (ANOVA), considerando cada declividade como um experimento. Onde as camadas e as declividades, quando significativas ( $p < 0,05$ ), foram comparadas pelo teste de média Tukey e realizado regressões para as doses de DLS, utilizando o software SigmaPlot 14.0.

## 6.2.RESULTADOS

A primeira fração determinada da subamostra submetida as extrações sequenciais é o Psol. Os dados desta fração apresentaram efeito significativo para interação entre as doses e as camadas (Tabela 3). Não foi observado efeito algum com relação a comparação entre as declividades em ambos os tipos de solo, tanto para o Psol como para as outras frações e índices calculados. Com isso este fator foi desconsiderado na apresentação dos dados.

Os teores de Psol foram alterados apenas na camada de 0–5cm nos dois solos, onde os incrementos na fração solúvel foram exponenciais (Tabela 3). Ao compararmos os dois solos observa-se teores diferentes sob a mesma dose de P. No Cambissolo na maior dose, os teores médios de 9,2 mg de P por kg de solo foram cerca de 28% maior em relação ao Nitossolo.

A segunda fração, Pm3, apresentou incrementos com as doses de P via DLS e diferenças significativas para as camadas de solo (Tabela 4). Também apresentam efeito de interação entre estes dois fatores (doses x camadas). Os teores de Pm3 incrementaram com as doses até a camada 10-20 cm nos dois solos, com diferenças entre eles e redução na inclinação das equações lineares, ajustadas com o aumento da profundidade das camadas (Tabela 4).

Os maiores incrementos nos teores de Pm3 foram observados no Cambissolo sob a maior dose de P em relação a sua testemunha. Os incrementos dos teores de Pm3 no Cambissolo foram de 1626, 1156, 390, 285 e 247%, e no Nitossolo foram de 1089, 287, 226, 163 e 200% respectivamente, nas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm respectivamente.

Tabela 3 - Teores de P solúvel extraído por solução de  $\text{CaCl}_2$   $0,1\text{ mol L}^{-1}$ , afetado pelas camadas do solo e pela dose de P aplicado via dejetos líquidos de suínos aplicados em Nitossolo e Cambissolo.

Prof.	Dose de P ( $\text{kg ha}^{-1}$ )				Equação/Média	R <sup>2</sup>
	0	193	388	776		
Nitossolo						
0-5	0,56 <sup>ns</sup>	0,96 <sup>ns</sup>	1,46 <sup>ns</sup>	10,49a	0,46exp(0,003Dose)	0,99
5-10	0,54	0,54	0,59	0,57b	0,57	-
10-20	0,54	0,54	0,54	0,54b	0,54	-
20-30	0,54	0,56	0,54	0,56b	0,54	-
30-40	0,54	0,56	0,54	0,54b	0,54	-
Cambissolo						
0-5	0,54 <sup>ns</sup>	0,90a	1,88a	9,16a	0,41exp(0,004Dose)	0,99
5-10	0,54	0,54b	0,56b	0,66b	0,54	-
10-20	0,54	0,54b	0,54b	0,54b	0,54	-
20-30	0,54	0,54b	0,54b	0,54b	0,54	-
30-40	0,54	0,54b	0,54b	0,54b	0,54	-

<sup>ns</sup> Não significativo; Letras minúsculas comparam as médias das doses de dejetos líquidos de suíno entre camadas no mesmo tipo de solo. E médias seguidas de mesma letra não diferem entre si na coluna pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

Tabela 4 - Teores de P extraídos por Mehlich 3, afetado pelas camadas e pela dose de P via dejetos líquidos de suínos aplicados em Nitossolo e Cambissolo.

Prof.	Dose de P (kg ha <sup>-1</sup> )				Equação/Média	R <sup>2</sup>
	0	193	388	776		
Nitossolo						
0-5	25,79a	92,66a	141,61a	280,82a	24,83+0,32Dose	0,99
5-10	16,46ab	26,77b	40,80b	47,28b	19,30+0,04Dose	0,86
10-20	9,30b	18,02b	20,87b	20,99b	9,30+0,04Dose, P<= 20,93	0,99
20-30	3,42c	3,36c	6,27c	5,58c	20,93, P> 20,93	-
30-40	1,57c	1,96c	2,74c	3,15c	4,66	-
Cambissolo						
0-5	15,49a	92,66a	123,75a	251,72a	20,82+0,29Dose	0,97
5-10	5,86b	12,09b	29,54b	67,68b	0,75+0,08Dose	0,95
10-20	6,55b	8,86b	12,53c	25,57c	4,84+0,02Dose	0,92
20-30	5,30bc	9,01b	8,32c	15,10c	9,43	-
30-40	2,91c	3,86c	3,84d	7,20d	4,37	-

Letras minúsculas comparam as médias das doses de dejetos líquidos de suíno entre camadas no mesmo tipo de solo. E médias seguidas com mesma letra não diferem entre si na coluna pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

O P<sub>i</sub> apresentou efeito de interação entre as doses de DLS e as camadas de solo, contudo apresentou magnitudes diferentes entre os tipos de solo (Tabela 5).

Os teores de P<sub>i</sub> diminuíram com a profundidade das camadas de solo, inclusive nas áreas sem adição de DLS no Nitossolo (Tabela 5). No que se refere a testemunha os incrementos no Cambissolo foram maiores do que no Nitossolo alcançando incrementos na camada de 0-5cm cerca de 289, 143 e 175% no Cambissolo e 196, 125 e 169% no Nitossolo, nas doses de 193, 388 e 776 kg de P por ha<sup>-1</sup>. Os maiores teores de P<sub>i</sub> foram observados no Nitossolo, além de maiores inclinações das equações lineares ajustadas. Entretanto, efeitos das doses de

DLS foram observados apenas até a camada de 10cm nos dois solos.

Tabela 5 - Teores de P inorgânico extraído por solução de NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> afetado pelas camadas e pela dose de P aplicado via dejetos líquidos de suíno aplicados em Nitossolo e Cambissolo.

Prof.	Dose de P (kg ha <sup>-1</sup> )				Equação/Média	R <sup>2</sup>
	0	193	388	776		
Nitossolo						
0-5	190,84a	373,08a	466,28a	786,14a	200,10+0,75Dose	0,98
5-10	139,17ab	169,57b	185,85b	226,44b	143,26+0,11Dose	0,98
10-20	98,50b	134,56b	144,72b	136,94b	128,68	-
20-30	80,99c	61,02c	49,96c	53,15c	61,28	-
30-40	23,41c	27,40d	29,09c	28,89c	27,20	-
Cambissolo						
0-5	29,92ns	86,40a	123,66a	216,31a	34,08+0,24Dose	0,99
5-10	18,58	24,75b	45,46b	61,66b	17,83+0,06Dose	0,94
10-20	19,82	19,40c	30,89b	33,73b	25,96	-
20-30	21,07	18,99c	23,41bc	28,09c	22,89	-
30-40	31,84	48,18c	46,40c	54,74c	45,29	-

<sup>ns</sup> Não significativo; Letras minúsculas comparam as médias das doses de dejetos líquidos de suíno entre camadas no mesmo tipo de solo. E médias seguidas de mesma letra não diferem entre si na coluna pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

A outra fração de P determinado no extrato do NaOH é o Po, que apresentou efeitos diferentes entre os solos. No Nitossolo foi observado apenas efeito para as camadas de solo, e no Cambissolo houve interação entre os fatores doses e camadas. Mas, nos dois solos os teores apresentaram reduções significativas com o aumento da profundidade (Tabela 6). Não foram observados incrementos significativos do Po no Nitossolo.

Por outro lado, no Cambissolo o Po foi incrementado na camadas de 0-5 cm de profundidade.

A última fração determinada na extração sequencial é o Phcl, o qual é o P ligado preferencialmente aos minerais de Ca. Os teores de Phcl nos dois solos diminuíram com o aumento da profundidade das camadas de solo (Tabela 7). No Nitossolo, entretanto, com exceção na camada de 20-30 cm no Nitossolo. Nesta camada os teores apresentaram os maiores valores, para as doses de 0 e 193 kg ha<sup>-1</sup>. Os teores de Phcl aumentaram com as doses de DLS apenas na camada de 0-5 cm, efeito observado em ambos os solos, alcançando valores aproximadamente 18% maior no Nitossolo, mais argiloso.

Os teores de Pt apresentaram interação entre as doses de DLS e camadas para os dois solos (Tabela 8). Os teores de Pt diferiram entre os tipos de solos, com redução em profundidade. No solo argiloso ocorre reduções médias de 9, 20, 30 e 35% para as camadas de 5-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm em relação a primeira camada (0-5 cm). No Cambissolo essas reduções foram de, aproximadamente, 47, 44, 50, 59 %.

Tabela 6 - Teores de P orgânico extraído por solução de NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> afetado pelas camadas e pela dose de P aplicado via dejetos líquidos de suínos aplicados em Nitossolo e Cambissolo.



Prof.	Dose de P (kg ha <sup>-1</sup> )				Equação/Média	R <sup>2</sup>
	0	193	388	776		
Nitossolo						
0-5	139,20	139,19	163,06	173,92	153,84a	-
5-10	109,03	161,73	142,35	156,80	142,47ab	-
10-20	98,10	111,40	131,79	101,61	110,73bc	-
20-30	78,01	67,11	97,41	119,73	90,57c	-
30-40	69,64	81,78	86,08	73,72	77,80c	-
Cambissolo						
0-5	55,20a	84,63a	75,49a	92,50a	63,60+0,04Dose	0,49
5-10	28,17b	34,34b	44,76b	31,17b	34,61	-
10-20	32,46b	29,54b	26,86bc	31,00b	29,97	-
20-30	20,40b	17,91b	15,78c	20,98b	18,77	-
30-40	12,13b	13,20b	14,87c	15,89b	14,02	-

Letras minúsculas comparam as médias das doses de dejetos líquidos de suíno entre camadas no mesmo tipo de solo. E médias seguidas de mesma letra não diferem entre si na coluna pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

Tabela 7 - Teores de P extraído por solução de HCl 1,0 mol L<sup>-1</sup> afetado pelas camadas e pela dose de P aplicados via dejetos líquidos de suínos aplicados em Nitossolo e Cambissolo.

Prof.	Dose de P (kg ha <sup>-1</sup> )				Equação/Média	R <sup>2</sup>
	0	193	388	776		
Nitossolo						
0-5	1,41b	4,31a	8,87a	24,25a	1,45+0,01Dose+0,0002Dose	0,99
5-10	1,72b	1,83b	1,92b	2,76b	2,06	-
10-20	1,52b	1,71b	2,67b	2,10b	2,00	-
20-30	4,60a	5,90a	2,11b	1,44b	3,51	-
30-40	2,26ab	1,42b	1,81b	2,52b	2,00	-
Cambissolo						
0-5	1,78 <sup>ns</sup>	7,74a	11,61a	19,98a	2,20+0,02Dose	0,98
5-10	1,80	1,75b	2,22b	2,31b	2,02	-
10-20	1,74	1,75b	1,98b	1,89b	1,84	-
20-30	1,75	1,75b	1,78b	1,78b	1,77	-
30-40	1,61	1,55b	1,49b	1,49b	1,54	-

<sup>ns</sup> Não significativo; Letras minúsculas comparam as médias das doses de dejetos líquidos de suíno entre camadas no mesmo tipo de solo. E médias seguidas de mesma letra não diferem entre si na coluna pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

No Cambissolo os teores de P aumentaram de forma linear com as doses de DLS nas duas primeiras camadas (0-5 e

5-10cm), entretanto no Nitossolo o incremento linear é significativo apenas na camada superficial, 0-5 cm. Os incrementos nos teores de Pt no Nitossolo são de 132, 154 e 196% para a dose de 193, 388 e 776 kg ha<sup>-1</sup> de P com relação a testemunha. E no Cambissolo estes incrementos foram de 120 e 101, 126% na camada de 0-5 cm e 111 e 141 e 116% na camada 5-10 cm.

Tabela 8 - Teores de P total afetados pelas camadas e pela dose de P aplicado via dejetos líquidos de suínos aplicados em Nitossolo e Cambissolo.

Prof.	Dose de P (kg ha <sup>-1</sup> )				Equação/Média	R <sup>2</sup>
	0	193	388	776		
Nitossolo						
0-5	1858.93a	2459.52a	2856.23a	3641.68a	1943,1+0,2Dose	0,98
5-10	1697.27ab	1961.38b	1863.35b	1942.59b	1866,2	-
10-20	1490.85abc	1568.01bc	1658.51bc	1607.28bc	1581,2	-
20-30	1296.27c	1300.02c	1380.27cd	1404.38c	1354,2	-
30-40	1216.52c	1244.12c	1233.70d	1231.81c	1231,5	-
Cambissolo						
0-5	1045.29a	1249.99a	1318.65a	1473.37a	1096,5+0,5Dose	0,89
5-10	993.40ab	1007.25b	1106.29b	1156.46b	989,0+0,23Dose	0,87
10-20	1038.79a	938.65b	987.34b	942.53c	976,8	-
20-30	934.77bc	990.79b	914.16b	951.14bc	947,7	-
30-40	752.87c	929.64b	928.42b	950.04c	890,2	-

Letras minúsculas comparam as médias das doses de dejetos líquidos de suíno entre camadas no mesmo tipo de solo. E médias seguidas de mesma letra não diferem entre si na coluna pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

No Cambissolo as equações lineares ajustadas, nas camadas de 0-5 e 5-10 cm, apresentaram coeficientes angulares menores em comparação a equação linear no Nitossolo. Por outro lado, no Cambissolo observa-se que o coeficiente angular é menor na camada de 5-10 cm ao compararmos com a camada de

0-5 cm, redução de 2 vezes para a segunda camada, de 0,52 para 0,23.

Proveniente do cálculo de subtração de todas as frações de P do Pt obteve-se o Pocl (Equação 4). Os teores de Pocl apresentaram interação entre as doses e as camadas no Nitossolo, entretanto, no Cambissolo houve efeito significativo apenas para as camadas do solo (Tabela 9). Os incrementos do Pocl na camada de 0-5cm no Nitossolo foi na ordem de 1,1 mg P kg<sup>-1</sup> para cada kg de P adicionado. No Cambissolo os teores de Pocl diminuíram com o aumento da profundidade.

Tabela 9 - Teores de P ocluso afetado pelas camadas e pela dose de P aplicado via dejetos líquidos de suínos em Nitossolo e Cambissolo.

Prof.	Dose de P (kg ha <sup>-1</sup> )				Equação/Média	R <sup>2</sup>
	0	193	388	776		
Nitossolo						
0-5	1501.13a	1849.32a	2074.95a	2366.07a	1582,7+1,1Dose	0,93
5-10	1430,35ab	1600,94ab	1491,83b	1508,73b	1508,0	-
10-20	1282.89ab	1301.77bc	1357.91bc	1345.09bc	1321,9	-
20-30	1128.71b	1162.06c	1223.97bc	1223.92bc	1184,66	-
30-40	1119.09b	1130.99c	1113.44c	1122.99c	1121,6	-
Cambissolo						
0-5	942.36	977.65	982.66	883.69	946,6ab	-
5-10	977.66	878.55	914.72	849.79	962,2a	-
10-20	743.32	942.59	864.32	884.65	905,2abc	-
20-30	703.85	862.31	861.27	870.49	858,7bc	-
30-40	938.45	933.78	983.75	992.98	824,5c	-

Letras minúsculas comparam as médias das doses de dejetos líquido de suíno entre camadas no mesmo tipo de solo. E médias seguidas de mesma letra não diferem entre si na coluna pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

Na última subamostra de solo foi determinada a capacidade de sorção de P (P<sub>sor</sub>) (Tabela 10). Os valores de P<sub>sor</sub>

nos dois solos apresentaram efeito significativo para as camadas. Mas, os teores de Psor não foram afetados pelas doses de DLS.

No Cambissolo os incrementos no Psor em função das camadas foram maiores do que os valores observados no Nitossolo, na ordem de 1,8, 2,8, 3,5 e 4,1 vezes para o Cambissolo e 1,2, 1,2, 1,5 e 1,8 vezes para o Nitossolo considerando as camadas de 5-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm em relação a camada de 0-5cm, respectivamente. A diferença entre os dois solos na mesma camada de solo foi de 4,8, 3,1, 2,1, 2,1 e 2,0 vezes maior no Nitossolo em relação aos dados do Cambissolo, considerando da camada superficial para a mais profunda.

Utilizando a equação 5 para o calcular o Pit, e, somada a ela o Po e Pol, pode-se distribuí-lás em relação ao Pt. Observa-se diferenças nas distribuições percentuais entre os dois solos estudos (Figura 5 e 6). Nos dois solos tem-se incrementos mais evidentes do Pit na primeira camada, tornando-se mais discretos nas camadas de 5-10 cm. Para o Nitossolo não se observa uma tendência evidente para as demais camadas, no entanto, para o Cambissolo ressalta-se uma tendência de aumento com as doses como pode ser observada na terceira camada (Figura 6).

Tabela 10 - Índice de capacidade de sorção de P afetado pelas camadas e pela dose de P aplicados via dejetos líquidos de suínos em Nitossolo e Cambissolo.

Prof.	Dose de P (kg ha <sup>-1</sup> )	Média	R <sup>2</sup>
-------	----------------------------------	-------	----------------

	0	193	388	776		
	Nitossolo					
0-5	34.15	36.33	39.56	46.63	30,68d	-
5-10	30.03	35.93	36.68	44.70	36,12c	-
10-20	30.83	34.81	36.00	48.79	38,09c	-
20-30	27.71	37.42	40.13	47.14	46,81b	-
30-40	34.15	36.33	39.56	46.63	53,82a	-
	Cambissolo					
0-5	7.42	7.05	5.73	5.47	6,42e	-
5-10	11.01	11.08	13.28	11.30	11,66d	-
10-20	17.67	18.73	19.17	17.64	18,30c	-
20-30	21.63	21.52	20.71	25.99	22,46b	-
30-40	25.14	25.22	26.10	29.03	26,37a	-

Letras minúsculas comparam as médias das doses de dejetos líquidos de suíno entre camadas no mesmo tipo de solo. E médias seguidas de mesma letra não diferem entre si na coluna pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

Figura 5 - Frações totais de fósforo inorgânico (Pit), orgânico (Pot) e ocluso (PoCl) distribuídos proporcionalmente ao fósforo total afetado pelas doses de fósforo via dejetos líquidos de suínos em diferentes camadas em um Nitossolo.

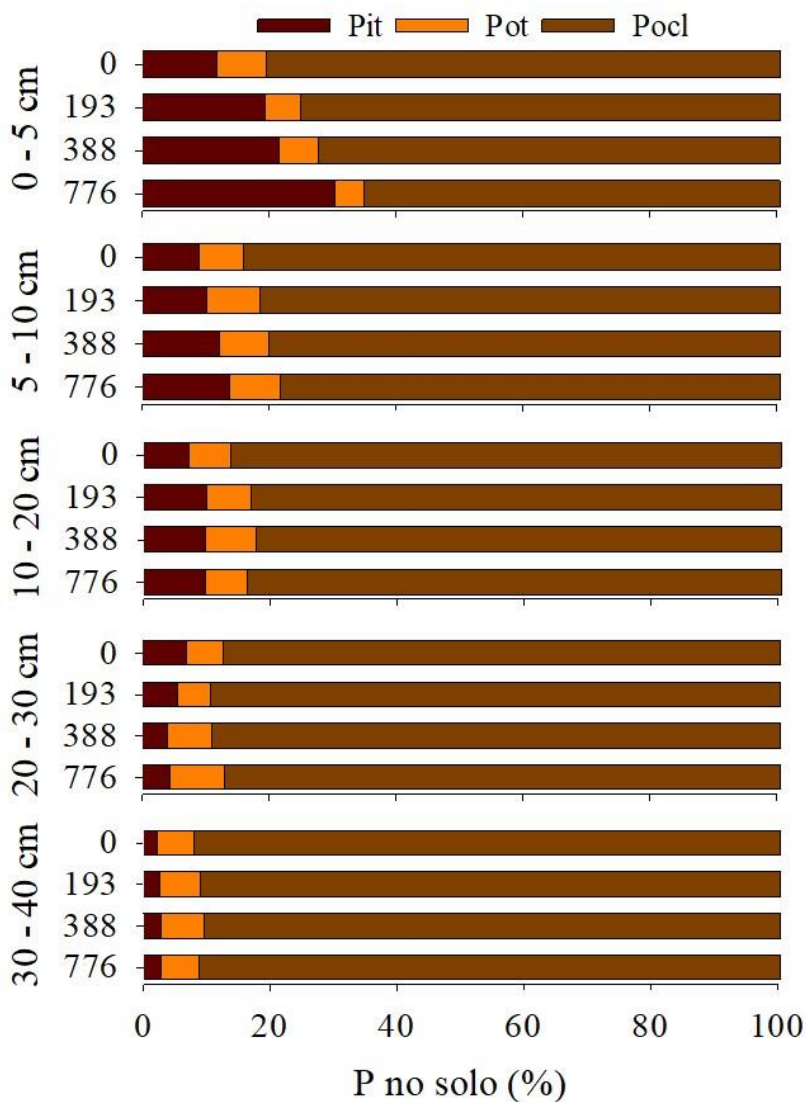
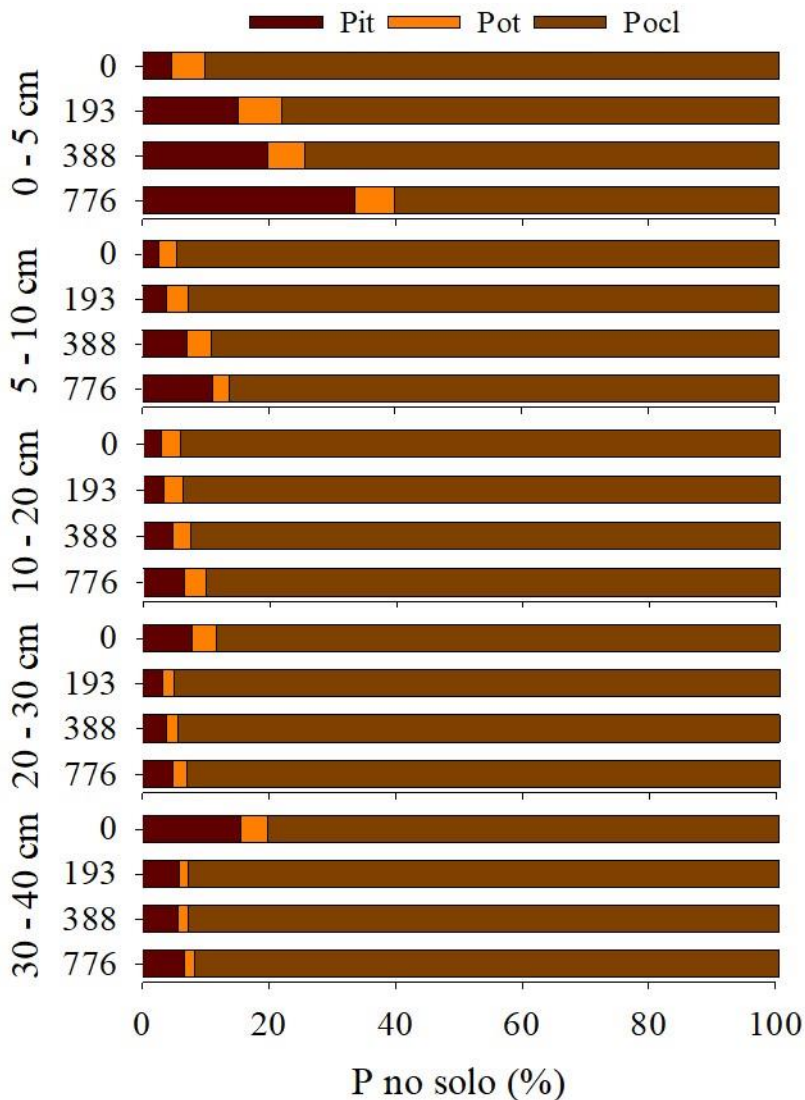


Figura 6 - Frações totais de fósforo inorgânico (Pit), orgânico (Pot) e ocluso (Pocl) distribuídos proporcionalmente ao fósforo total do solo afetado pelas doses de de fósforo via dejetos líquidos de suínos em diferentes camadas em um Cambissolo.



No mesmo sentido ao agruparmos as frações quanto a sua labilidade (Equações 7, 8 e 9) observa-se algumas diferenças (Figuras 7 e 7). Observa-se incrementos mais discretos no solo

argiloso com as doses, em relação a sua testemunha, de 273, 352 e 575% no Nitossolo e de 499, 627 e 1149% para o Cambissolo. No que se refere as frações moderadamente lábeis ressalta-se maior percentagem em relação ao total no Nitossolo, média das doses na ordem de 22 e 17% para as camadas de 0-5 e 5-10cm, e no Cambissolo na ordem de 15 e 7%, respectivamente. Para a fração não lábil observa-se grande participação no Pt em ambos os solos avaliados.



Figura 7 - Distribuição percentual das frações de fósforo lábil (Pl), moderadamente lábil (Pml) e não lábil (Pnl) em relação ao fósforo total afetado pelas doses de fósforo via dejetos líquidos de suínos nas camadas de um Nitossolo.

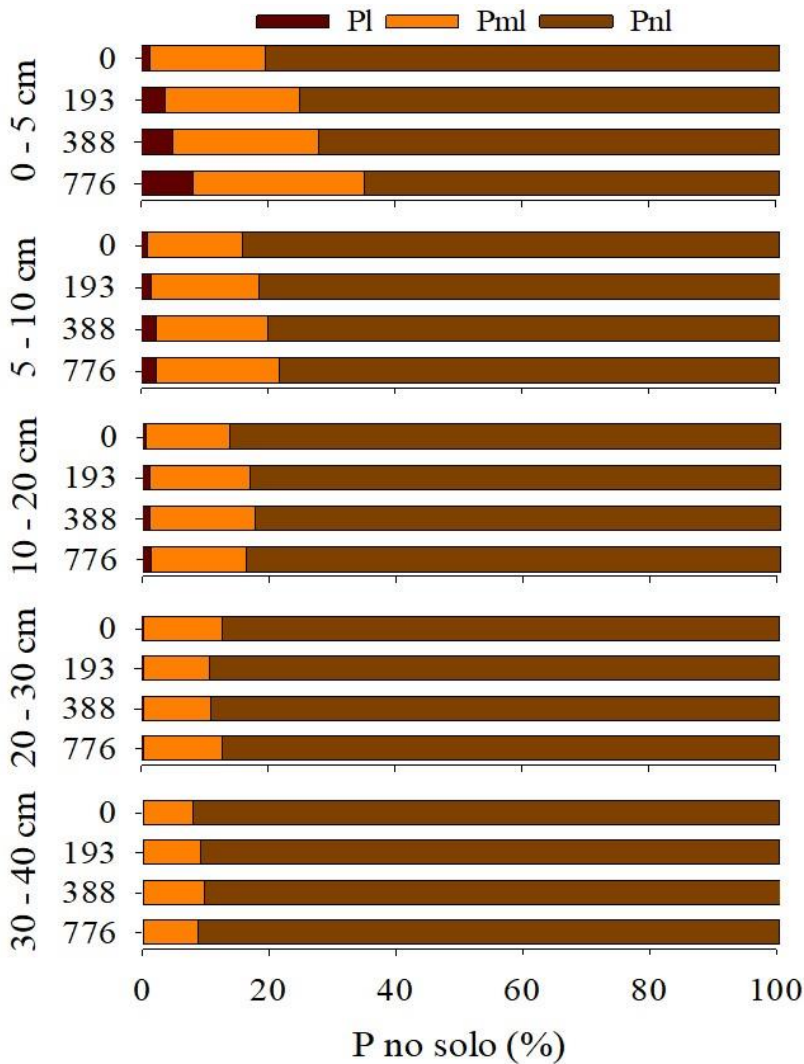
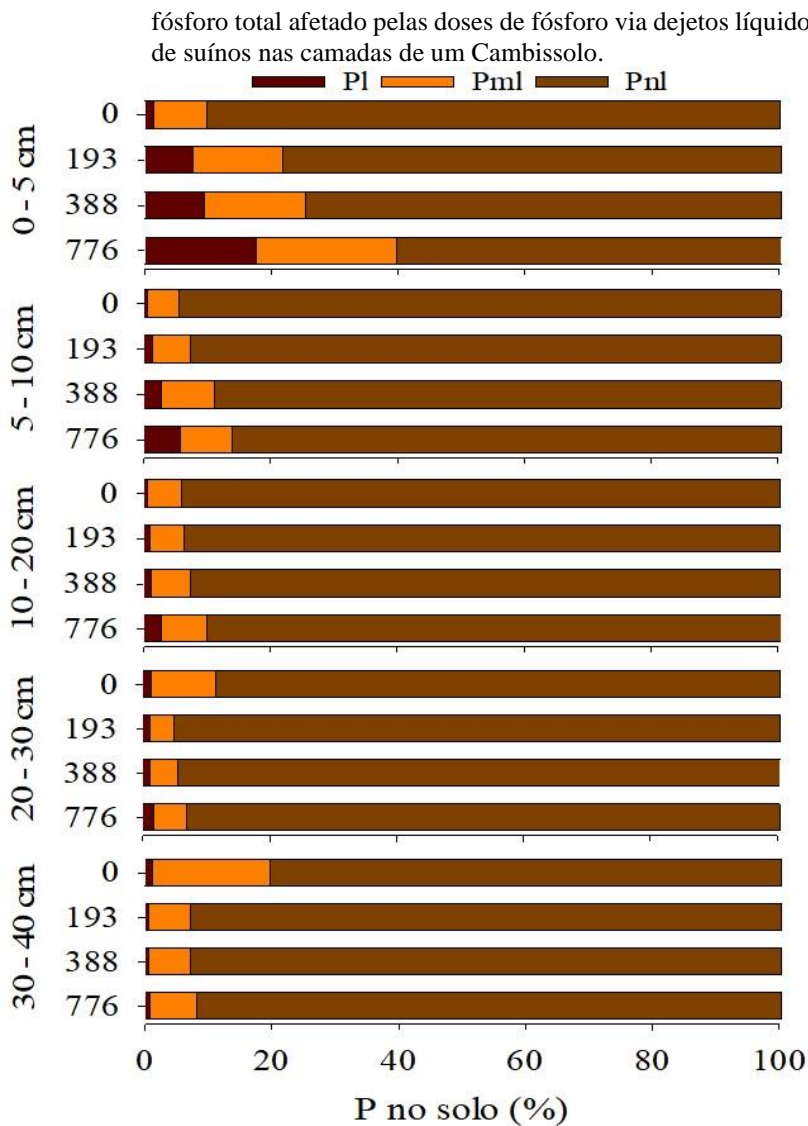


Figura 8 - Distribuição percentual das frações de fósforo lábil (Pl), moderadamente lábil (Pml) e não lábil (Pnl) em relação ao



### 6.3.DISSCUSSÃO

A declividade do terreno pode afetar a dinâmica do P no sistema solo-planta (AZADI; BAGHERNEJAD, 2019), pois a inclinação da superfície pode reduzir a extração de nutrientes pelas plantas (PIETROSKI, 2019) e favorecer a ocorrência de maiores volumes de escoamento superficial (DALL'ORSOLETTA et al., 2021). Além dos problemas ambientais que o transporte de P pelo escoamento pode acarretar (CORRELL, 1998) é uma forma de saída do nutriente do sistema. Entretanto, as observações do presente estudo não mostraram influência deste fator no comportamento das frações de P em ambos os solos analisados.

Nos solos submetidos as aplicações de DLS por 45 meses foram observados incrementos principalmente na fração inorgânica de fosforo. Isto porque grande parte do P presente no DLS está na forma inorgânica (TURNER; LEYTEM, 2004) e ao aplicar este resíduo ao solo cerca de 80% ou mais, permanece nesta forma no solo (TIECHER et al., 2017). Mesmo que aplicado em área total, como recomendado pelas diretrizes regionais (CQFS-RS/SC, 2016), pode ocorrer aplicações fornecendo quantidades de P acima da demanda das culturas, no caso a pastagem. Este balanço positivo do nutriente no sistema acaba permanecendo no solo (BERWANGER; CERETTA; SANTOS, 2008; BOITT et al., 2018), sujeito a perdas por escoamento superficial e pelo processo de lixiviação, o qual o

nutriente se move para maiores profundidades (GUARDINI et al., 2012). Desta forma, os resultados podem ser diferentes entre tipos de solo.

Todas as frações de P determinadas apresentaram as maiores concentrações nas camadas mais superficiais (Tabelas 3-9, Figuras 5-8), isto porque as doses de DLS foram aplicadas sobre a superfície do solo, somado ao manejo utilizado de não revolvimento do solo durante a condução dos experimentos. Grande parte do P adicionado ao solo é rapidamente adsorvido pelos coloides do solo, formando ligações chamadas de complexo de esfera interna. Solos com altas taxas de intemperismo apresentam componentes, principalmente na fração argila, com alta afinidade ao P (PARFITT, 1978), como os solos do presente estudo. A caracterização mineralógica feita por ALMEIDA, CORRÊA e SCHMITT (2018) em solos semelhantes apontam diferenças entre eles. Ambos os solos apresentam grande quantidade de caulinita, enquanto o Nitossolo é constituído também por óxidos de Fe, principalmente hematita e goethita. Esses coloides imprimem ao solo diferentes capacidades de sorção de P, maiores no Nitossolo, evidenciados pelo Psor (Tabela 10). Com isso estes componentes específicos da fração argila apresentam alta afinidade com o P, com isso pequenas quantidas do P adicionado permanece disponível para as planatas. Este fenômeno é evidenciado pelo poder tampão de

P no solo, pois é obtido pela relação da quantidade necessária a ser aplicada ao solo para que se eleve  $1\text{mg dm}^{-3}$  de P, o qual é maior no Nitossolo (MUMBACH et al., 2021). Assim a observação de efeito significativo para as doses de DLS nas frações de P nas demais camadas se torna menos frequente no Nitossolo que é mais argiloso, sob a mesma dose de P. Isso porque, o Cambissolo possui menor poder tampão de P e menor capacidade em sorver P (Tabela 10). Somado a isso, a capacidade de sorção é reduzida ao aumentar o teor de P no solo, como podemos observar no aumento do Psor nas maiores profundidades do solo (Tabela 10). Contudo, poucas diferenças foram observadas com relação as camadas de solo que foram afetadas pelas doses de DLS, possivelmente, pela maior produção de matéria seca pela pastagem e, conseqüentemente, maior extração de P pela mesma.

Ao analisar a fração solúvel de P (Psol), fração que está presente na solução do solo e fracamente ligado aos componentes sólidos do solo, observa-se incrementos que podem causar problemas ambientais (GATIBONI et al., 2015, 2020). Desta forma, além de fornecer estimativas das frações de P no solo, o método utilizado de fracionamento químico de P no solo fornece dados para avaliação dos potenciais impactos ambientais que esta atividade pode causar ao meio ambiente. As quantidades adicionadas durante os 45 meses de condução dos

experimentos podem não ter sido suficientes para ocorrer alterações na segunda camada no Cambissolo, por outro lado, os maiores teores observados neste solo podem indicar que o gradiente em profundidade está mais próximo de ocorrer do que no Nitossolo. Os riscos de contaminação por perdas de P no escoamento superficial já foi alcançado com a maior dose de DLS em ambos os solos (Anexo D).

Além de alterar a dinâmica das frações de P do solo a aplicação de DLS associada as áreas de pastagens pode influenciar as características físicas do solo (COMIN et al., 2013; DOMINGO-OLIVÉ et al., 2016; LOSS et al., 2021; SCHEID et al., 2020), pois favorece a agregação (LOSS et al., 2021), aumenta a porosidade (COMIN et al., 2013; SCHEID et al., 2020) e reduz a densidade do solo (LOSS et al., 2019). Desta forma, um solo mais estruturado diminui a exposição dos sítios de adsorção do P (GATIBONI et al., 2019) e aumenta o fluxo de água e nutrientes no perfil do solo, como pode ser observado pelo Pm3, Pi, Pt e Pocl (Tabela 4, 5, 8 e 9).

Para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina o método calibrado para avaliar a disponibilidade de P às plantas é o extrator Mehlich 1, entretanto não existem calibrações para o Mehlich 3 (CQFS-RS/SC, 2016). Assim usa-se o teor de 40 mg kg<sup>-1</sup> como referência para o nível crítico em regiões onde o Mehlich 3 não apresenta calibração (IPNI, 2015). Com isso,

observou-se teores de  $Pm_3$  cerca de 7 e 6 vezes maiores que o nível crítico no Nitossolo e no Cambissolo respectivamente. No entanto, MUMBACH et al. (2018) propuseram valores de interpretação dos teores extraídos por Mehlich 3. Considerando o nível crítico de P proposto por esses autores, 7,5 e 21  $mg\ dm^{-3}$  para o Nitossolo e Cambissolo, respectivamente. Assim, observa-se que os teores estão cerca de 19 e 7 vezes maiores que os níveis críticos no Nitossolo e Cambissolo respectivamente, considerando a camada de 0-5cm na dose recomendada para a pastagem.

As duas frações tratadas até aqui,  $Psol$  e  $Pm_3$ , compõem o  $P_i$  do método de fracionamento de P utilizado (Equação 7). Esta labilidade compreende as frações de P que às plantas possuem acesso no curto prazo, considerando este compartimento totalmente lábil, que foram incrementadas com as doses de DLS. Por outro lado, as frações que compõem o  $P_{ml}$  não são acessadas facilmente pelas plantas. Esta labilidade é composta pelo  $P_i$ ,  $P_o$  e  $P_{hcl}$  (Equação 8), que foram menos afetadas pelas doses de DLS.

A solução alcalina (NaOH) utilizada para extrair frações inorgânicas e orgânicas de P acessa principalmente P ligados a óxidos de Fe e Al e a compostos orgânicos, os quais estão associados aos coloides de Fe e Al do solo (CROSS; SCHLESINGER, 1995). Essas frações são acessadas pelas

plantas em situações onde ocorrem severas limitações de P ou quando a planta apresenta alta capacidade de absorção (GATIBONI et al., 2007; GUO; YOST, 1998). Como no Nitossolo os teores de óxidos de Fe são maiores, este solo possui maior teor de P associado a estes minerais em relação ao Cambissolo.

Recente trabalho publicado por GU et al. (2020) elucidou os esquemas de fracionamento químico de P no solo. Os autores estudaram as formas de P no solo durante as extrações sequenciais do método proposto por Hedley, mas ressaltam que os resultados podem ser aplicados a outros esquemas de fracionamento. Os dados deste estudo mostram que a utilização de extratores alcalinos, como o NaOH e o NaCO<sub>3</sub>, podem condicionar transformações nas ligações do P no solo, podendo solubilizar P ligado a minerais de baixa cristalinidade, como a goethita, e ligando-os a minerais de Ca ou até mesmo a cátions de Ca trocáveis, em solos que apresentem altos teores (Anexo C). Com isso, pode ocorrer uma subestimação desta fração.

Por outro lado, uma fração que apresenta pouca ou nenhuma importância em solos intemperizados apresentou incrementos importantes, o Phcl. Isso porque, as modificações causadas pelo extrator alcalino podem superestimar o teor de Phcl. Além do presente solo apresentar teores de Ca trocáveis altos (Anexo C), o extrator ácido (HCl) pode solubilizar P ligado



a formas de Fe e Al pouco cristalinas, não acessadas pelo extrator anterior ( $\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ). Com isso, associado aos altos teores de P disponíveis na camada superficial (Tabela 4) os dados de Phcl apresentam incremento com as doses de DLS (Tabela 7).

No que se refere a única fração orgânica avaliada pelo método utilizado, observa-se respostas diferentes entre os solos. Vários autores não encontraram alterações (BOITT et al., 2018; COMIN et al., 2013; GATIBONI et al., 2021) ou efeitos positivos (GUARDINI et al., 2012; LOURENZI et al., 2011; TIECHER et al., 2017) da aplicação de DLS sobre as frações orgânicas, quando utilizaram o método proposto por Hedley. Esses resultados controversos podem estar associados as características dos solos, pois os incrementos nessa fração estão associados, de maneira geral, a solos com baixo teor de argila (17 e 23%), entretanto em solos argilosos (~65% de argila) o incremento não foi observado (HE; PAGLIARI; WALDRIP, 2016). Por outro lado o tempo de condução dos experimentos dever ser considerado, uma vez que é difícil aumentar o teor da matéria orgânica do solo, assim, concomitantemente torna-se mais difícil aumentar o Po no solo, necessitando de mais estudos neste sentido.

Para a quantificação das frações oclusas (Po<sub>cl</sub>) necessita-se submeter a amostra de solo a digestão com  $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$  por

120min, pois o P dessa fração apresenta ligações covalentes muito estáveis. E mesmo que não acesse o Pt real, cerca de 80%, se mostra um parâmetro adequado para analisar as proporções de cada fração no solo (GATIBONI; CONDRON, 2021). Esta determinação é essencial em comparações como as do presente estudo, em solos com diferentes composições mineralógicas. O P, após ser adsorvido pelos colóides do solo pode ficar ainda menos disponível com o envelhecimento da ligação, podendo até ocorrer uma penetração nas imperfeições dos minerais (BARROW, 1999). Também se associa essa fração com compostos orgânicos de alta estabilidade, os quais apresentam alta afinidade aos colóides do solo. Sua disponibilização às plantas pode ocorrer em baixas quantidades em situações com severa limitação de P no solo (GATIBONI et al., 2008b).

Incremento na fração oclusa de P é esperado, e também observado por outros autores (GATIBONI et al., 2007; GUARDINI et al., 2012), pois para poder-se alcançar quantidades suficientes de P às plantas necessitamos “saturar os sítios de ligação do solo” e, somente depois de atender esta demanda o P começa a ficar disponível para as plantas.

#### 6.4.IMPLICAÇÕES PRÁTICAS

A utilização do DLS é uma ótima fonte para o fornecimento de nutrientes as culturas pois aumenta os teores das

frações de P consideradas disponíveis às plantas em relação ao Pt do solo. Por outro lado, as aplicações devem ocorrer seguindo as orientações técnicas de cada região. Mesmo que após os 45 meses de condução dos experimentos não se observou incrementos em profundidade na fração solúvel, seus incrementos na camada superficial devem ser considerados como um alerta para riscos ao ambiente e indicam que pode ocorrer o processo de mobilização em profundidade e podendo evoluir para o processo de lixiviação.

Com relação aos dois tipos de solo podemos observar diferenças com relação aos teores disponíveis do P em profundidade, evidenciando, mesmo que de forma sutil, a maior fragilidade do Cambissolo ao suportar grandes aplicações de DLS. Neste sentido, a condução de experimentos de longa duração são de extrema importância para melhor elucidar os impactos da aplicação deste resíduo em diferentes tipos de solo.

Ressalta-se que os parâmetros GSP e Pleg, que incrementariam a discussão no ponto de vista agrônomo, não foram apresentados devido as limitações impostas pela pandemia do covid-19 e pelas normas de segurança determinadas pela Udesc. Nesta situação em que enfrentamos ocorreram muitos atrasos em todo o sistema, e espera-se que possa ser retirado ensinamentos desta situação, para que no

futuro tenhamos melhores reações e possamos enfrentar de forma diferente situações semelhantes.

Quanto ao método de fracionamento pode-se perceber que apresenta vantagens e limitações, abordadas nos trabalhos de BARROW et al. (2021), GU et al. (2020) e GUPPY (2021). Estes autores apresentam os conceitos, aplicações e interpretações dos resultados dos vários dados publicados derivados dos esquemas de fracionamento de P.

O primeiro ponto, o fracionamento não é uma especiação de P no solo, pois os diferentes extratores adicionados a mesma amostra de solo promovem modificações tanto nas ligações de P com compostos orgânicos como aos minerais. E, ao contrário do que Barrow et al. (2021) concluem, devemos interpretar os dados obtidos de maneira diferente. Podemos associar as quantidades de P determinadas em cada extrator a compartimentos com diferentes energias de ligação, pois o objetivo de utilizar diferentes extratores é simular como as raízes das plantas “enxergam” o P no solo. Desta forma, ao adicionar extratores com maior capacidade de extração de P, maior é o “esforço” que as plantas tem que realizar para acessar esta fração do P.

Outro ponto abordado no trabalho de GU et al. (2020) é que a utilização da linguagem ao discutir os dados é de extrema importância. Assim, como utilizado em muitos trabalhos, a utilização, por exemplo, do termo P-Ca referindo-se ao teor de P

extraído pela solução de HCl pode acarretar em interpretações errôneas, podendo ser tratadas como as quantidades extraídas por cada extrator (P-HCl). Para a identificação de P ligado a componentes específicos pode-se utilizar outra técnica como a espectroscopia de absorção de Raio-x (XANES) (GU et al., 2020).

Frente a isso, os métodos de fracionamento químicos de P no solo devem ser empregados observando os pontos limitantes e realizando análises para complementá-los. Por fim os esquemas de fracionamento foram, são e devem ser estudados, alterados e adaptados para que a ciência possa alcançar cada vez mais entendimento sobre a dinâmica complexa do P nos diversos tipos de solos e ambientes.

## 6.5.CONCLUSÕES

A declividade não influenciou a distribuição das frações de P nas camadas avaliadas no Nitossolo e Cambissolo após 45 meses de aplicações de doses de dejetos líquidos de suínos.

Aplicações de doses de DLS durante 45 meses, em solos com diferentes teores e mineralogia da fração argila, aumentaram as frações lábeis e inorgânicas até a camada de 10-20 cm. Observou-se maiores teores da fração P extraída por NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> no Nitossolo, entretanto a fração orgânica apresentou acréscimos com a dose de DLS apenas na camada de

0-5cm do Cambissolo. As doses elevaram os teores P extraído por HCL  $1,0\text{mol L}^{-1}$  e P total apenas na camada superficial em ambos os solos, contudo o P total incrementou até a camada de 5-10cm no solo com menor poder sortivo de P.

Os teores das frações de P diminuíram com o aumento da profundidade de solo, entretanto aumentou a capacidade de sorção de P. O índice de sorção foi 2 a 5 vezes maior no Nitossolo em relação ao Cambissolo.

Apesar da fração de P solúvel ter aumentado apenas na camada superficial com as doses de DLS, ele deve ser monitorado para evitar mobilização em profundidade, bem como perdas de P por escoamento superficial.

## 7. REFERÊNCIAS

ABDALA, D. B. et al. Phosphorus saturation of a tropical soil and related P leaching caused by poultry litter addition. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 162, p. 15–23, nov. 2012.

ABPA. **Relatório anual 2020**. [s.l: s.n.].

ALMEIDA, J. A. DE; CORRÊA, J.; SCHMITT, C. Clay Mineralogy of Basaltic Hillsides Soils in the Western State of Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, n. 0, 22 fev. 2018.

AZADI, A.; BAGHERNEJAD, M. Application of Kinetic Models in Describing Soil Phosphorus Release and Relation with Soil Phosphorus Fractions across Three Soil Toposequences of Calcareous Soils. **Eurasian Soil Science**, v. 52, n. 7, p. 778–792, jul. 2019.

BARROW, N. J. The four laws of soil chemistry: Leeper lecture. **Australian Journal of Soil Science**, v. 37, p. 787–829, 1999.

BARROW, N. J. et al. The soil phosphate fractionation fallacy. **Plant and Soil**, v. 459, n. 1–2, p. 1–11, fev. 2021.

BASSO, C. J. et al. Dejeito líquido de suínos: II - perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1305–1312, dez. 2005.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. DOS. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2525–2532, dez. 2008.

BOITT, G. et al. Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern Brazil. **Geoderma**, v. 321, p. 164–172, 2018.

BONFADA, É. B. **PRODUTIVIDADE DE TIFTON 85 EM DIFERENTES DECLIVIDADES SOB APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS**. Lages-SC: UDESC, 2017.

BOWMAN, R. A.; COLE, C. V. **An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grassland soils**. *Soil Science*, 1978.

CERETTA, C. A. et al. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 6, p. 593–602, jun. 2010.

CHANG, S. C.; JACKSON, M. L. Fractionation of soil phosphorus. *Soil Science*, v. 8, n. 2, p. 133–144, 1957.

COMIN, J. J. et al. Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilized with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. *Soil Research*, v. 51, n. 5, p. 459, 2013.

CONDRON, L. M.; GOH, K. M. Effects of long-term phosphatic fertilizer applications on amounts and forms of phosphorus in soils under irrigated pasture in New Zealand. *Journal of Soil Science*, v. 40, n. 2, p. 383–395, 1989.

CONTI, L. D. et al. Effects of Pig Slurry Application and Crops on Phosphorus Content in Soil and the Chemical Species in Solution. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 3, p. 774–787, jun. 2015.

CORRELL, D. L. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *Journal of Environmental Quality*, v. 27, n. 2, p. 261–266, mar. 1998.

COUTO, R. DA R. et al. Phosphorus fractions in soil with a long history of organic waste and mineral fertilizer addition. **Bragantia**, v. 76, n. 1, p. 155–166, 30 jan. 2017.



CQFS-RS/SC. **Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 11. ed. Porto Alegre: 2016, 2016.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, n. 3–4, p. 197–214, jan. 1995.

DALAL, R. C. Soil organic phosphorus. In: **Advances in agronomy**. Armidale: [s.n.]. v. 29p. 83–117.

DALL'ORSOLETTA, D. J. et al. Soil slope and texture as factors of phosphorus exportation from pasture areas receiving pig slurry. **Science of the Total Environment**, v. 761, p. 144004, 2021.

DARI, B.; NAIR, V. D.; HARRIS, W. G. Approaches for evaluating subsurface phosphorus loss potential from soil profiles. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 245, p. 92–99, jul. 2017.

DICK, W. A.; TABATABAI, M. A. Determination of Orthophosphate in Aqueous Solutions Containing Labile Organic and Inorganic Phosphorus Compounds. **Journal of Environment Quality**, v. 6, p. 82–85, 1977.

DIXON, J. B.; WEED, S. B. **Minerals in soil environments**. Madison: [s.n.].

DOMINGO-OLIVÉ, F. et al. Long term application of dairy cattle manure and pig slurry to winter cereals improves soil quality. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 104, n. 1, p. 39–51, jan. 2016.

EPAGRI. **Sítese anual da agricultura de Santa Catarina 2017-2018**, 2020.

FINK, J. R. et al. Adsorption and desorption of phosphorus in subtropical soils as affected by management system and mineralogy. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 62–68, jan. 2016.

FRAPS, G. S. Availability of phosphoric acid of the soil. **Journal of the American Chemical Society**, v. 28, n. 7, p. 823–834, 1906.

GATIBONI, L. C. et al. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p. 691–699, ago. 2007.

GATIBONI, L. C. et al. Fósforo da biomassa microbiana e atividade de fosfatases ácidas durante a diminuição do fósforo disponível no solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 8, p. 1085–1091, 2008a.

GATIBONI, L. C. et al. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, p. 1753–1761, ago. 2008b.

GATIBONI, L. C. et al. Fracionamento químico das formas de fósforo no solo: Usos e limitações. In: **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: [s.n.], v. 8.

GATIBONI, L. C. et al. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface water in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1225–1234, ago. 2015.

GATIBONI, L. C. et al. Phosphorus fractions in soil after successive crops of *Pinus taeda* L. without fertilization. **Ciência Rural**, v. 47, n. 7, 12 jun. 2017.

GATIBONI, L. C. et al. Samples disturbance overestimates phosphorus adsorption capacity in soils under long-term application of pig slurry. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 65, n. 9, p. 1262–1272, 29 jul. 2019.

GATIBONI, L. C. et al. Establishing environmental soil phosphorus thresholds to decrease the risk of losses to water in soils from Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. e0200018, 17 ago. 2020.

GATIBONI, L. C. et al. Phosphorus speciation in soils with low to high degree of saturation due to swine slurry application. **Journal of Environmental Management**, v. 282, p. 111553, mar. 2021.

GATIBONI, L. C.; CONDRON, L. M. A rapid fractionation method for assessing key soil phosphorus parameters in agroecosystems. **Geoderma**, v. 385, n. December 2020, p. 114893, 2021.

GIROTTO, E. et al. Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 95, n. 1, p. 115–131, jan. 2013.

GOLDBERG, S.; SPOSITO, G. On the mechanism of specific phosphate adsorption by hydroxylated mineral surfaces: A review. **Soil Science and Plant Analysis**, v. 16, p. 801–821, 1985.

GU, C. et al. Quantifying Uncertainties in Sequential Chemical Extraction of Soil Phosphorus Using XANES Spectroscopy. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 4, p. 2257–2267, 18 fev. 2020.

GU, C.; MARGENOT, A. J. Navigating limitations and opportunities of soil phosphorus fractionation. **Plant and Soil**, v. 459, n. 1–2, p. 13–17, fev. 2021.

GUARDINI, R. et al. Accumulation of phosphorus fractions in typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 93, n. 2, p. 215–225, jun. 2012.

GUO, F.; YOST, R. S. Partitioning soil phosphorus into three discrete pools of differing availability. **Soil Science**, v. 163, n. 10, p. 822–833, out. 1998.

GUPPY, C. Is soil phosphorus fractionation as valuable as we think? **Plant and Soil**, v. 459, n. 1–2, p. 19–21, fev. 2021.

HE, Z.; PAGLIARI, P. H.; WALDRIP, H. M. Applied and Environmental Chemistry of Animal Manure: A Review. **Pedosphere**, v. 26, n. 6, p. 779–816, dez. 2016.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 46, n. 5, p. 970–976, 1982.

IBGE. **Estimativa populacional 2020**, 2020. Disponível em: <ibge.gov.br>

IBGE. **Cidades**, 2021. Disponível em: <cidades.ibge.gov.br>

IMA. **Instrução Normativa nº 11 - Suinocultura**, 2014.

KANG, J. et al. Phosphorus leaching in a sandy soil as affected by organic and inorganic fertilizer sources. **Geoderma**, v. 161, n. 3–4, p. 194–201, mar. 2011.

KOCH, M. et al. Phosphorus stocks and speciation in soil profiles of a long-term fertilizer experiment: Evidence from sequential fractionation, P K -edge XANES, and 31 P NMR spectroscopy. **Geoderma**, v. 316, p. 115–126, abr. 2018.

LINDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soils**. New York: [s.n.].

LINDSAY, W. L.; VLEK, P. L. G.; CHIEN, S. H. Phosphate minerals. In: **Minerals in soil environments**. Madison: [s.n.]. p. 1089–1130.

LOSS, A. et al. Animal manure as fertilizer: changes in soil attributes, productivity and food composition. **International Journal of Research -GRANTHAALAYAH**, v. 7, n. 9, p. 307–331, 30 set. 2019.

LOSS, A. et al. Carbon, nitrogen, and aggregation index in Ultisol with 11 years of application of animal manures and mineral fertilizer. **Journal of Soil and Water Conservation**, p. 00165, 20 ago. 2021.

LOURENZI, C. R. et al. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry applications. v. 35, p. 10, 2011.

LOURENZI, C. R. et al. Available content, surface runoff and leaching of phosphorus forms in a Typic Hapludalf treated with organic and mineral nutrient sources. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 544–556, abr. 2014.

MARTINI, L. C. P. Características morfológicas de microbacias rurais de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 13, n. 1, 13 ago. 2012.

MEHLICH, A. New extractant for soil test evaluation of phosphorus, potassium, magnesium, calcium, sodium, manganese and zinc. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 9, n. 6, p. 477–492, jan. 1978.

MEHLICH, A. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 15, n. 12, p. 1409–1416, dez. 1984.

MUMBACH, G. L. et al. Quantificação de fósforo por Mehlich 1, Mehlich 3 e Resina Trocadora de Ânions em solos com diferentes teores de argila. **Revista Ceres**, v. 65, n. 6, p. 546–554, dez. 2018.

MUMBACH, G. L. et al. Refining phosphorus fertilizer recommendations based on buffering capacity of soils from southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 45, p. e0200113, 16 mar. 2021.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. **Anal Chim. Acta.**, v. 27, p. 31–36, 1962.

OLIVEIRA, C. M. B. DE. **Comportamento dos métodos mehlich 1, mehlich 3 e resina trocadora de ânions frente ao poder tampão do solo e a utilização de fosfatos naturais**. Lages-SC: UDESC, 2010.

OSMOND, D. et al. Southern Phosphorus Indices, Water Quality Data, and Modeling (APEX, APLE, and TBET) Results: A Comparison. **Journal of Environmental Quality**, v. 46, n. 6, p. 1296–1305, nov. 2017.

PARFITT, R. L. Anion Adsorption by Soils and Soil Materials. **Advances in Agronomy**, v. 30, p. 1–50, 1 jan. 1978.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 7, p. 1633–1644, 2007.

PIETROSKI, M. **USO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS PARA PRODUÇÃO DE FORRAGEM EM SOLOS COM DIFERENTES TEXTURAS E DECLIVIDADES**. Lages-SC: UDESC, 2019.

SACOMORI, W. et al. Concentração de nutrientes na solução do subsolo de lavoura fertilizada com dejetos suíno. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 15, n. 3, p. 245–258, 18 nov. 2016.

SANTOS, H. G. DOS et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília-DF: EMBRAPA, 2018.

SANYAL, S. K.; DATTA, S. K. Chemistry of phosphorus transformations in soil. In: **Advances in soil science**. [s.l.: s.n.]. v. 16p. 1–94.

SCHEID, D. L. et al. Changes in soil chemical and physical properties in pasture fertilized with liquid swine manure. **Scientia Agricola**, v. 77, n. 5, p. e20190017, 2020.

SHARMA, R.; BELL, R. W.; WONG, M. T. F. Dissolved reactive phosphorus played a limited role in phosphorus transport via runoff, throughflow and leaching on contrasting cropping soils from southwest Australia. **Science of The Total Environment**, v. 577, p. 33–44, jan. 2017.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. **Science of The Total Environment**, v. 373, n. 1, p. 334–343, fev. 2007.

SOUSA, D. M. G. DE; REIN, T. A. Soil fertility evaluation and control for annual crops in the Cerrado. v. 95, n. 3, p. 12–15, 2011.

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

STEVENSON, F. J.; COLE, M. A. **Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and micronutrients**. 2. ed. New York: Wiley & Sons, 1999.

TAIZ, L. et al. **Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal**. 6. ed. [s.l: s.n.].

TIECHER, T. et al. Chemical, Biological, and Biochemical Parameters of the Soil P Cycle After Long-Term Pig Slurry Application in No-Tillage System. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, n. 0, 9 nov. 2017.

TIECHER, T. L. et al. Phosphorus forms leached in a sandy Typic Hapludalf soil under no-tillage with successive pig slurry applications. **Agricultural Water Management**, v. 242, n. April, p. 106406, 2020.

TURNER, B. L. et al. Soil microbial biomass and the fate of phosphorus during long-term ecosystem development. **Plant and Soil**, v. 367, n. 1–2, p. 225–234, 2013.

TURNER, B. L.; LEYTEM, A. B. Phosphorus Compounds in Sequential Extracts of Animal Manures: Chemical Speciation and a Novel Fractionation Procedure. **Environmental Science & Technology**, v. 38, n. 22, p. 6101–6108, nov. 2004.

WANG, Y. T. et al. A phosphorus sorption index and its use to estimate leaching of dissolved phosphorus from agricultural soils in Ontario. **Geoderma**, v. 274, p. 79–87, jul. 2016.

YAMAGUCHI, N. et al. Microscale Heterogeneous Distribution and Speciation of Phosphorus in Soils Amended with Mineral Fertilizer and Cattle Manure Compost. **Minerals**, v. 11, n. 2, p. 121, 26 jan. 2021.

ZANON, J. A. et al. Manure application at long-term in no-till: Effects on runoff, sediment and nutrients losses in high rainfall events. **Agricultural Water Management**, v. 228, p. 105908, fev. 2020.

ZHANG, H.; KOVAR, J. L. Fractionation of soil phosphorus. In: **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and water**. 2. ed. [s.l: s.n.]. p. 50–60.

ZHANG, W. et al. Temporal and spatial variation of nitrogen and phosphorus and eutrophication assessment for a typical arid river — Fuyang River in northern China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 55, p. 41–48, maio 2017.



**ANEXO A – Número e data das coletas de pastagem  
realizadas em ambos os tipos de solo nos 45 meses de condução  
dos experimentos**

Nitossolo		Cambissolo	
Número	Data	Número	Data
0	19/01/2016	0	07/01/2016
1	18/02/2016	1	12/02/2016
2	23/03/2016	2	18/03/2016
3	09/05/2016	3	09/05/2016
-	-	4	08/09/2016
4	24/10/2016	5	03/10/2016
5	29/11/2016	6	29/11/2016
6	14/01/2017	7	10/01/2017
7	23/02/2017	8	23/02/2017
8	21/03/2017	9	23/03/2017
9	19/06/2017	10	19/03/2017
10	29/09/2017	11	29/09/2017
11	28/11/2017	12	28/11/2017
12	15/01/2018	13	15/01/2018
13	15/02/2018	14	15/02/2018
14	05/04/2018	15	05/04/2018
15	05/06/2018	16	05/06/2018
16	24/08/2018	17	24/08/2018

17	28/09/2018	18	28/09/2018
18	05/11/2018	19	05/11/2018
19	17/01/2019	20	21/01/2019
20	06/05/2019	21	06/05/2019
21	26/08/2019	22	26/08/2019

---

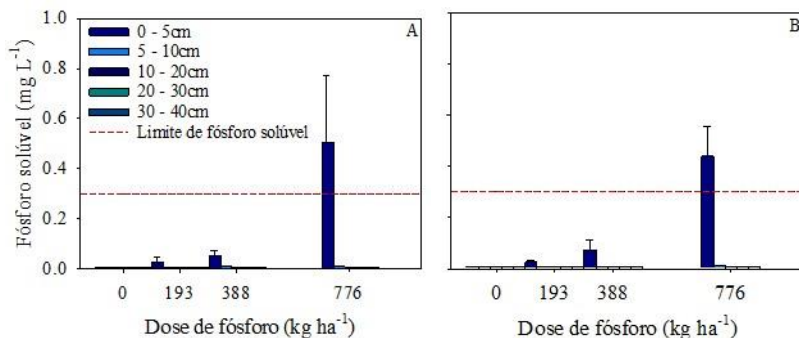
**ANEXO B – Número e datas das aplicações de dejetos  
líquido de suíno em Nitossolo e Cambissolo nos 45 meses de  
condução dos experimentos**

Nitossolo		Cambissolo	
Número	Data	Número	Data
1	20/01/2016	1	14/01/2016
2	12/04/2016	2	12/04/2016
3	23/08/2016	3	23/08/2016
4	24/10/2016	4	24/10/2016
5	14/01/2017	5	10/01/2017
6	23/03/2017	6	23/03/2017
7	23/01/2018	7	23/01/2018
8	10/04/2018	8	10/04/2018
9	12/06/2018	9	12/06/2018
10	27/08/2018	10	27/08/2018
11	17/01/2019	11	21/01/2019
12	06/05/2019	12	06/05/2019
13	26/08/2019	13	26/08/2019

**ANEXO C – Teores de cálcio em amostras de solo coletadas  
nos experimentos em janeiro de 2019**

Solo	Declividade	Dose de DLS ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ )			
		0	34	76	152
Nitossolo	20	3.65	3.82	3.89	4.46
	30	3.97	4.69	4.81	5.03
	Média	3.81	4.26	4.35	4.75
Cambissolo	25	9.82	10.67	9.88	10.26
	35	10.97	11.81	11.95	11.33
	Média	10.40	11.24	10.92	10.79

**ANEXO D – Teores de fósforo solúvel em Cambissolo (A) e Nitossolo (B) após 45 meses de aplicações de doses de fósforo via dejetos líquido de suíno.**



Limite de fósforo delimitado por Gatiboni et al. 2015, e para interpretação os dados são apresentados em unidade diferentes as tratadas durante o trabalho.