

DOUGLAS LUIZ GRANDO

**PERDA DE FÓSFORO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM SOLOS COM
DIFERENTES TEORES DE ARGILA E DECLIVIDADES FERTILIZADOS COM
DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS**

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

Orientador: Prof. Dr. Luciano Colpo Gatiboni

Coorientador: Prof. Dr. Paulo Cesar Cassol

Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso

Lages- SC

2020

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

Grando, Douglas Luiz

Perda de fósforo por escoamento superficial em solos com diferentes teores de argila e declividades fertilizados com dejetos líquido de suínos / Douglas Luiz Grando. -- 2020.

77 p.

Orientador: Luciano Colpo Gatiboni

Coorientador: Paulo Cesar Cassol

Coorientador: Rodrigo da Silveira Nicoloso

Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages, 2020.

1. Limiar de P. 2. Poluição de P. 3. Transferência de P. 4. Eutrofização. I. Gatiboni, Luciano Colpo . II. Cassol, Paulo Cesar . Nicoloso, Rodrigo da Silveira . III. Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. IV. Título.

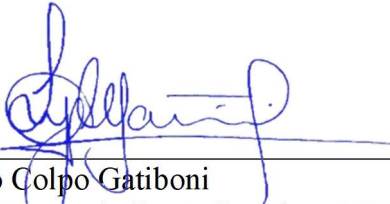
DOUGLAS LUIZ GRANDO

**PERDA DE FÓSFORO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM SOLOS COM
DIFERENTES TEORES DE ARGILA E DECLIVIDADES FERTILIZADOS COM
DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS**

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

Banca examinadora:

Orientador:


Prof. Dr. Luciano Colpo Gatiboni
Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC

Membro:


Prof. Dr. Leandro Hahn
Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina - EPAGRI

Membro:


Prof. Dr. Douglas Antônio Rogeri
Instituto Federal de Santa Catarina - IFSC

Lages, SC, 24 de Março de 2020.

À minha família, dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço meus pais Luiz e Ivone pela educação, ensinamentos e todos seus esforços para que essa etapa fosse concluída, deixando de lado seus anseios para que seus filhos pudessem estudar.

Meu irmão Jardel. Aos avós: Angela, Navílio e Ignez. Aos tios e primos que acompanharam toda essa etapa, me incentivando e apoiando.

Minha namorada Edimara que sempre esteve ao meu lado nas horas difíceis.

Meu orientador Luciano Colpo Gatiboni por acreditar e repassar seus ensinamentos, tornando-se um exemplo a ser seguido. Obrigado pela amizade e oportunidade.

Meu colega e amigo Daniel João Dall'Orsoletta pelas horas dedicadas ao nosso projeto, buscando sempre a perfeição. Foi meu segundo orientador, grato por seus ensinamentos e autoestima.

Aos membros da banca Douglas Antônio Rogeri e Leandro Hahn, pela disponibilidade e ótimas contribuições. Os quais foram meus professores na graduação e tenho grande estima.

Aos membros do grupo GEFOSC, doutorandos, mestrandos, bolsistas e voluntários, com os quais convivi ao longo desse período trocando favores, ensinamentos e gargalhadas. Certamente esse convívio deixará saudades. Em especial à Marizane, Jumara e Luiza que me acolheram, ensinaram e ajudaram nas ditas coletas e análises.

Aos professores e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo.

Ao Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV) da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), pela estrutura e ensino de qualidade.

Ao Programa de Bolsas de Monitoria de Pós-Graduação (PROMOP) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelas bolsas de estudo.

Por fim, agradeço de coração todos os meus amigos, não só em Lages, mas que ao longo de minha vida contribuíram para que todas as dificuldades fossem minimizadas.

Uma mente que se abre para uma nova ideia
jamais voltará ao seu tamanho original.
(Albert Einstein)

RESUMO

GRANDO, Douglas Luiz. **Perda de fósforo por escoamento superficial em solos com diferentes teores de argila e declividades fertilizados com dejetos líquidos de suínos**. 2020, 77 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages, SC, 2020.

A criação de suínos tem grande importância econômica para o estado de Santa Catarina. Durante a cadeia de produção, um subproduto valioso, o dejetos líquidos de suínos (DLS) é gerado. Este resíduo é aplicado ao solo como fonte de nutrientes para as culturas agrícolas. Entretanto, quando utilizadas em taxas além da capacidade de retenção do solo, podem ocorrer perdas de nutrientes como fósforo (P) e nitrogênio (N), causando problemas ambientais. Em 2015, o Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) foi proposto por Gatiboni et al. (2015), incluído na legislação ambiental catarinense. Este modelo utiliza dois fatores, o teor de P disponível e o teor de argila para prever o potencial de poluição ambiental de um determinado solo. Para tornar o modelo mais eficiente, Dall'Orsoletta (2018) propôs a inclusão de um terceiro fator, a declividade do terreno. O objetivo deste estudo é testar e validar os modelos usando dados de dois experimentos de campo. Em 2015, foram instalados dois experimentos no estado de Santa Catarina, nos municípios de Campos Novos e Rio do Sul. Os solos foram classificados como Nitossolo Vermelho, com 64,2% de argila e um Cambissolo Háptico, com 22,5% de argila. Três declives foram avaliadas em cada local, 10, 20 e 30% no Nitossolo e 15, 25 e 35% no Cambissolo. Também foram avaliadas três doses de P, além de um tratamento controle sem adubação (0, 35, 71, 142 kg ha⁻¹ ano⁻¹). As unidades experimentais foram delimitadas com chapas galvanizadas que direcionam a água do escoamento para baldes coletores. Foram mensuradas as perdas de água e sedimentos no escoamento, e também o P-solúvel, P-total e P-particulado. Os resultados mostraram que o aumento da declividade do terreno aumenta as perdas de água, sedimentos e P por escoamento. A fração de P perdida em maior quantidade é P-solúvel, com maior potencial de causar poluição ambiental. O aumento da taxa de DLS aplicada ao solo contribuiu para o aumento do teor de P, principalmente na camada superficial do solo (0-10 cm), aumentando as perdas de P pelo escoamento superficial. Os modelos do LCA-P propostos por Gatiboni et al. (2015) e Dall'Orsoletta (2018) não foram eficientes na separação de solos com perdas de P menores e maiores, exigindo ajustes para uma melhor estimativa do risco ambiental de transferência de P das áreas agrícolas para os sistemas aquáticos.

Palavras-chave: Limiar de P. Poluição de P. Transferência de P. Eutrofização.

ABSTRACT

GRANDO, Douglas Luiz. **Phosphorus runoff from soils with different clay content and slopes fertilized with pig slurry**. 2020. 77 p. Dissertation (Master's Degree in Soil Science) – Santa Catarina State University. Postgraduate Program in Soil Science, Lages, SC, 2020.

Pig farming has great economic importance for the state of Santa Catarina. During the production chain, a valuable byproduct, the pig slurry (PS) is generated. This residue is applied to the soil as a source of nutrients for agricultural crops. However, when used in rates beyond the soil holding capacity, losses of nutrients such as phosphorus (P) and nitrogen (N) may occur, causing environmental issues. In 2015, a Phosphorus Threshold Model (PTM) was proposed by Gatiboni et al. (2015), which was included in the Santa Catarina environmental legislation. This model uses two factors, the available P and clay content to predict the potential of environmental pollution of a given soil. In order to make the model more efficient, Dall'Orsoletta (2018) proposed the inclusion of a third factor, the slope of the field. The objective of this study is to test and to validate the models using data from two field trials. In 2015, two experiments were installed in the state of Santa Catarina, in the counties of Campos Novos and Rio do Sul. The soils were classified as Red Nitisol, with 64.2% of clay and an Haplic Cambisol, with 22.5% of clay. Three land slopes were evaluated at each site, 10, 20 and 30% in the Nitisol and 15, 25 and 35% in the Cambisol. Three rates of P were also evaluated, in addition to a control treatment without fertilization (0, 35, 71, 142 kg ha⁻¹ year⁻¹). The experimental units were delimited with galvanized plates that direct the runoff water to collection buckets. It was measured the the losses of water and sediments in the runoff, and also the soluble P, total P, and particulate P. The results showed that the increase in the slope of the field increases the losses of water, sediments, and P by runoff. The fraction of P lost in greater quantity is soluble P, which has a greater potential for cause environmental pollution. The increase in the rate of DLS applied to the soil contributed to the increase of the P content, mainly in the superficial layer of the soil (0-10 cm), increasing the losses of P by runoff. The PTM models proposed by Gatiboni et al. (2015) and Dall'Orsoletta (2018) were not efficient in separating soils with lower and higher P losses, requiring adjustment for a better estimation of environmental risk of P transfer from agricultural fields to aquatic systems.

Keywords: P threshold. P pollution. Phosphorus transfer. Eutrophication.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Dinâmica do fósforo no solo.	24
Figura 2 - Mudanças nas frações de fósforo ao longo do processo pedogenético.	25
Figura 3 - Dinâmica do fósforo orgânico no solo.	26
Figura 4 - Influência do carbono orgânico nos mecanismos de adsorção de fósforo por óxidos de ferro.	27
Figura 5 - Esquema de distribuição das frações de fósforo obtidos por diferentes métodos posterior determinação por molibdato em meio ácido.	30
Figura 6 - Localização geográfica dos municípios de Campos Novos e Rio do Sul dentro do estado de Santa Catarina-Brasil.	36
Figura 7 - Vista frontal de uma unidade experimental delimitada por chapas metálicas e seu respectivo coletor localizado na parte de menor cota (A) e vista lateral da distribuição das parcelas dentro da faixa de declive de 30% (B) em um Nitossolo.	37
Figura 8 - Precipitação mensal para o período de 15/01/2018 a 15/01/2019, para os municípios de Campos Novos e Rio do Sul (SC).	44
Figura 9 - escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.	45
Figura 10 - Sedimento perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.	47
Figura 11 - Fósforo solúvel perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.	49
Figura 12 - Fósforo solúvel perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à dose de fósforo.	50
Figura 13 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.	51
Figura 14 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à dose de fósforo.	52
Figura 15 - Concentração de fósforo total perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.	53
Figura 16 - Concentração de fósforo total perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação a dose de fósforo.	54

Figura 17 - Fósforo particulado perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.	55
Figura 18 - Percentual de P-água e P-particulado perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.	56
Figura 19 - Teores de fósforo extraível por Mehlich 1 na camada superficial (0-10 cm) e subsuperficial (10-20 cm) do solo em um Nitossolo em relação a dose de fósforo aplicada.	58
Figura 20 - Teores de fósforo extraível por Mehlich 1 na camada superficial (0-10 cm) e subsuperficial (10-20 cm) do solo em um Cambissolo em relação a dose de fósforo aplicada.	59
Figura 21 - Avaliação da eficiência dos modelos do LCA-P e correlação das variáveis dos modelos propostos por Gatiboni et al., (2015) (A) e Dall’Orsoletta (2018) (B). ..	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Limites máximos do conteúdo de fósforo total em ambientes aquáticos de água doce de Classes I à IV (Resolução CONAMA 357/2005).	29
Tabela 2 - Caracterização química e física do Nitossolo, na camada de 0-10 cm na fase inicial do experimento (2015), determinadas seguindo metodologias por Tedesco et al. (1995).	39
Tabela 3 - Caracterização química e física do Cambissolo, na camada de 0-10 cm na fase inicial do experimento (2015), determinadas seguindo metodologias por Tedesco et al. (1995).	40
Tabela 4 - Histórico de aplicação de fósforo anual em um Nitossolo e Cambissolo nos anos de 2016 e 2017 e as doses aplicadas no período de avaliação de 2018, juntamente com as características químicas do dejetos líquido de suíno.	41
Tabela 5 - Número de coletas de escoamento superficial e suas respectivas datas em um Nitossolo e em um Cambissolo.	41
Tabela 6 - Número de cortes da pastagem, números de aplicações de DLS e suas respectivas datas em um Nitossolo e em um Cambissolo.	42

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	OBJETIVO	23
2.1	OBJETIVO GERAL	23
2.1.1	Objetivos Específicos	23
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	24
3.1	FÓSFORO NO SOLO	24
3.2	EFEITOS DO FÓSFORO NA QUALIDADE DA ÁGUA	28
3.2.1	Formas de fósforo perdidas por escoamento superficial	30
3.3	DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS (DLS)	31
3.3.1	Aplicação superficial de fósforo no solo	33
3.4	LIMITES AMBIENTAIS DE FÓSFORO EM SOLOS	33
4	MATERIAL E MÉTODOS	36
4.1	CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS EXPERIMENTAIS	36
4.2	DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS	37
4.3	HISTÓRICO DO MANEJO	38
4.4	ROTINA DO EXPERIMENTO E OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS.....	41
4.5	ANÁLISES QUÍMICAS.....	42
4.6	ANÁLISE ESTATÍSTICA	43
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
5.1	ESCOAMENTO SUPERFICIAL E PERDA DE SEDIMENTOS.....	44
5.2	FRAÇÕES DE FÓSFORO PERDIDAS.....	49
5.3	TEORES DE FÓSFORO NO SOLO	58
5.4	ENQUADRAMENTO DOS SOLOS NOS MODELOS DO LCA-P.....	60
6	CONCLUSÕES	64
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	65
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura tem grande importância econômica no Brasil, sendo a região Sul a maior produtora e exportadora nacional e o estado de Santa Catarina o líder com 26,4% do abate e 57,9% das exportações de carne suína no país (IBGE, 2018). O estado é considerado zona livre de febre aftosa sem vacinação (MAPA, 2019), desta forma pode acessar com mais facilidade o mercado internacional, apresentando constante crescimento em resposta ao aumento da demanda por proteína animal.

Além da produção de proteína o processo de criação gera um resíduo, o dejetos líquido de suínos (DLS), e cada suíno na fase de terminação consome em média 8,3 litros de água e produz 4,5 litros de DLS diariamente (FATMA, 2014). O DLS é armazenado em esterqueiras ou pode passar por biodigestores, servindo como matéria prima na produção do biogás na geração de energia (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006) e posteriormente é aplicado ao solo como fonte de nutrientes para as culturas agrícolas. No entanto, quando esse resíduo é aplicado de forma demasiada ao solo, além da dose indicada ou da capacidade do solo de reter os nutrientes, podem ocorrer perdas de alguns elementos químicos como fósforo (P) e nitrogênio (N), que ao serem transferidos para ambientes aquáticos causam eutrofização ambiental (CERETTA et al., 2005; SANTOS; GATIBONI; KAMINSKI, 2008; FERNANDES et al., 2017; PALLISER; RUTHERFORD; MACCORMICK, 2019)

Devido ao potencial poluidor dessa atividade, crescem os estudos para que o DLS possa ser utilizado de forma adequada, sem causar malefícios ao ambiente. Com base em estudos científicos e técnicos é possível avaliar as formas de aplicação, doses e frequências que melhor se adequam com as características de cada solo, atendendo a segurança ambiental. Desde o ano 2000 a Fundação do Meio Ambiente (FATMA) faz o controle do licenciamento ambiental da atividade de suinocultura no estado catarinense pela Instrução Normativa 11 (IN-11). Em 2017 foi criado o Instituto do Meio Ambiente (IMA) que passou a substituir a FATMA.

A IN-11 estabelece que fertilização com DLS ocorra de acordo com quantidade de P extraído pelo método Mehlich 1 (mg dm^{-3}), enquadrando os teores encontrados conforme o Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) proposto por Gatiboni et al., (2015). Esse modelo considera que solos com alto teor de argila têm maior capacidade de retenção de P, suportando maiores doses sem elevar a transferência para ambientes aquáticos. Porém, há um grande número de variáveis que afetam a transferência de P, sejam por condições climáticas, químicas, topográficas ou de manejo do solo, tornando importante a realização de estudos para a inclusão dessas variáveis no modelo LCA-P. Dall'Orsoletta (2018), avaliou dois anos iniciais de um

experimento de campo e propôs uma modificação do modelo proposto por Gatiboni et al., (2015), incluindo o fator declividade do terreno. O objetivo do presente estudo é dar continuidade a esses trabalhos, testando e validando os modelos desenvolvidos em experimentos de campo.

2 OBJETIVO

2.1 OBJETIVO GERAL

Quantificar as perdas de fósforo por escoamento superficial em função da declividade do terreno e doses de dejetos líquidos de suínos em dois solos do estado de Santa Catarina, com teores de argila contrastantes.

2.1.1 Objetivos Específicos

Quantificar as perdas de água, frações de fósforo e sedimentos do solo por escoamento superficial.

Avaliar a influência da declividade do terreno nas perdas de água, frações de fósforo e sedimentos do solo por escoamento superficial, utilizando dois experimentos com histórico de aplicação de dejetos líquidos de suínos.

Comparar a eficiência dos modelos do LCA-P propostos por Gatiboni et al., (2015) e Dall'Orsoletta (2018).

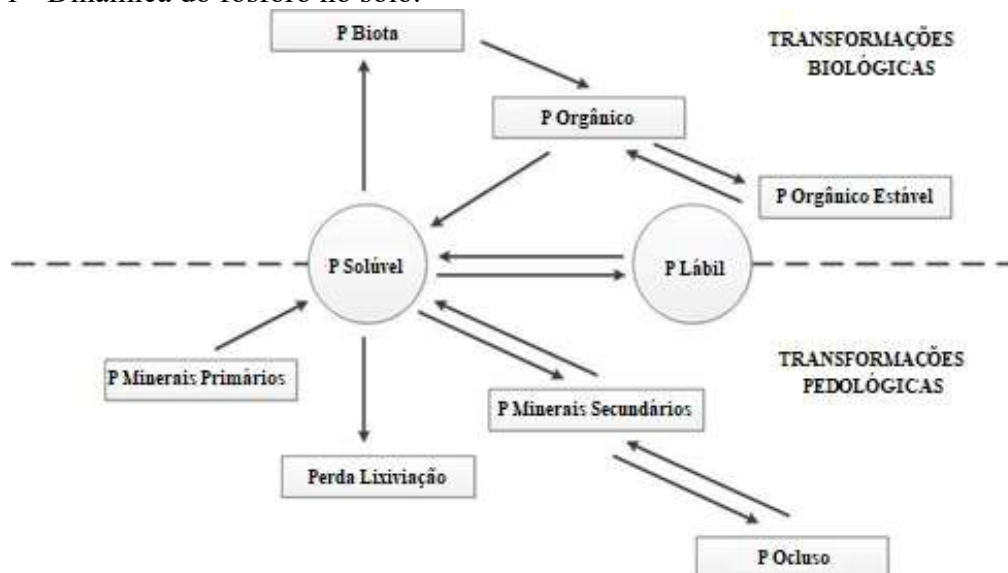
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 FÓSFORO NO SOLO

O P é um macronutriente indispensável na produção agrícola, e pelo fato de suas reservas mundiais terem estoque finito, correndo risco de escassez, é crescente os debates e preocupação quanto ao seu uso de forma sustentável. Estudos voltados ao manejo, eficiência, consequências ambientais e futuro da agricultura, relacionadas ao uso do P em solos agrícolas, vem sendo realizados por um longo período, tanto no âmbito regional como mundial (SHARPLEY; SYERS, 1983; GATIBONI et al., 2015; SMITH; HUANG; HANEY, 2017; WITHERS et al., 2018; SMOL, 2019; VACCARI; POWERS; LIU, 2019). Por isso se faz importante conhecer a dinâmica do elemento no solo.

O ciclo dos ânions fosfatos (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} e PO_4^{3-}) é muito dinâmico, estando presentes na solução do solo podendo ser absorvidos pelas plantas, microrganismos ou adsorvido na fase sólida do solo (Figura 1). Para entender o ciclo do P no solo, ele será dividido em dois grupos: fósforo inorgânico (Pi), oriundo dos minerais primários, e fósforo orgânico (Po) presente no material orgânico e biota do solo.

Figura 1 - Dinâmica do fósforo no solo.

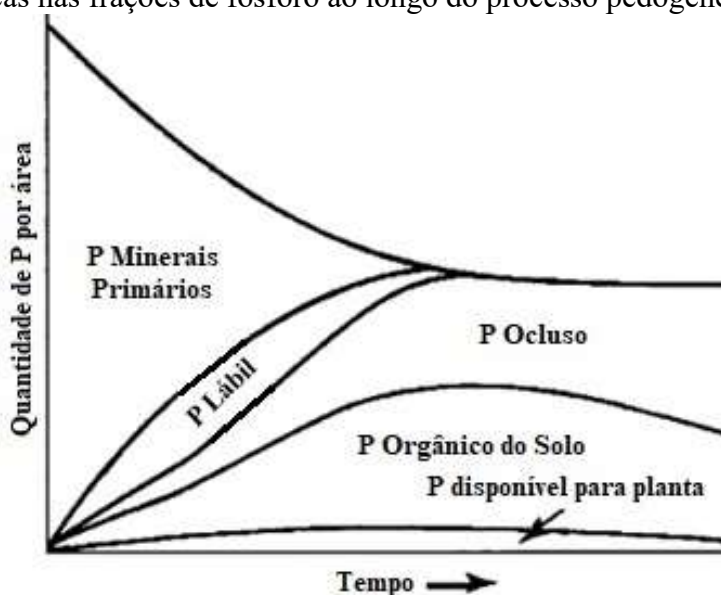


Fonte: Adaptado de Smeck (1985).

A dinâmica do P inicia com o intemperismo do material de origem, o qual libera nutrientes para a solução do solo (Figura 2). A medida que ocorre a dissolução de um mineral pelo intemperismo, aumentam as concentrações das frações secundárias de P do solo, como P-

lável e Po (WALKER; SYERS, 1976). Durante o processo pedogenético ocorre a formação das formas de P, quem que a medida que o elemento é disponibilizado para a solução do solo, parte é adsorvido e parte é imobilizado pelos microrganismos e absorvido pelas plantas. Em solos intemperizados, a maior fração de P do solo encontra-se na forma de Po presente no material em decomposição e na forma de Pi ocluso, fixado especificamente a outros minerais. Dessas frações uma pequena parte torna-se disponível às plantas e microrganismos. Em solos que não recebem fertilização fosfatada, as formas de Po são as principais responsáveis em fornecer o nutriente às plantas.

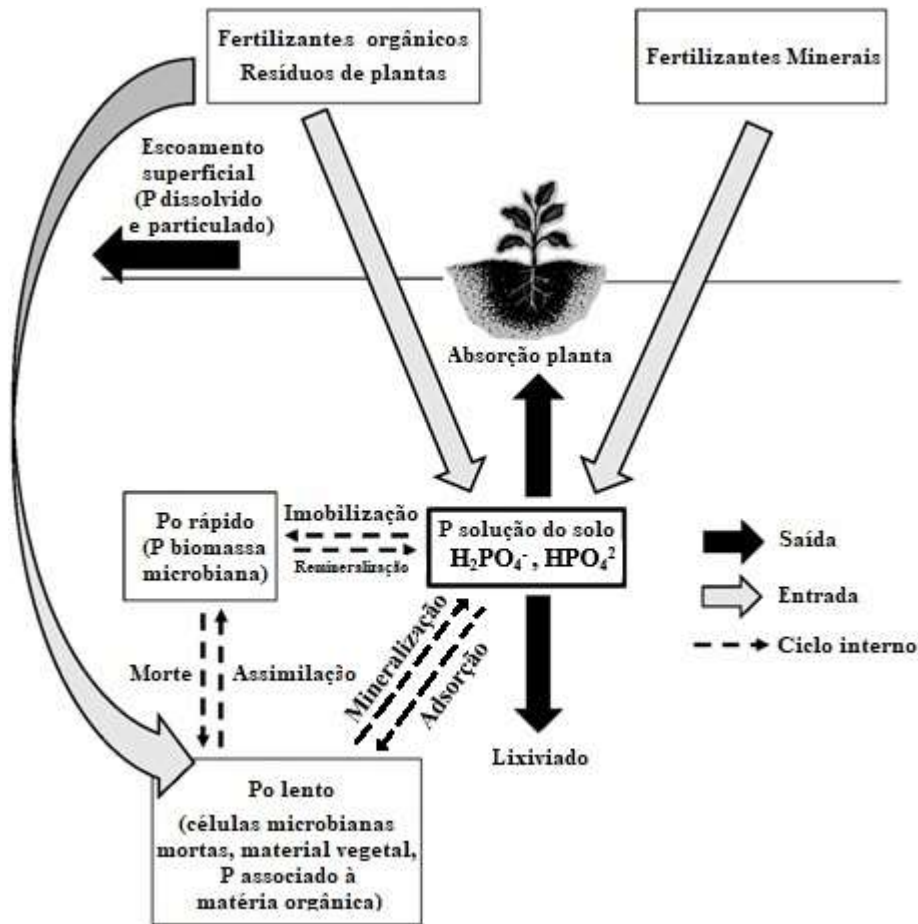
Figura 2 - Mudanças nas frações de fósforo ao longo do processo pedogenético.



Fonte: Adaptado de WALKER; SYERS (1976).

O Pi está presente em sua grande maioria adsorvido na fração sólida do solo formando fosfatos de cálcio (Ca-P), em solos neutros e calcários (PARFITT, 1979) e fosfato de alumínio (Al-P) e ferro (Fe-P) em solos ácidos (BACHE, 1964). Já a dinâmica do Po (Figura 3) é influenciada por propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (STEWART; TIESSEN, 1987), e seu conteúdo e formas estão relacionados ao estágio de desenvolvimento e classe do solo (SMECK, 1985), estando presente nos resíduos vegetais em decomposição ou imobilizado por microrganismos no solo. Embora haja uma grande quantidade de Po no solo, sua disponibilidade é controlada pela decomposição biológica, a qual fornece para a solução do solo o P mineralizado (CHAPMAN; EDWARDS; SHAND, 1997). Guerra et al., (1996) observaram em amostras de solo, que o Po lábil correspondeu em média 26% do Po total, se sobressaindo amplamente em relação ao Pi lábil do solo.

Figura 3 - Dinâmica do fósforo orgânico no solo.



Fonte: adaptado de DODD; SHARPLEY (2015).

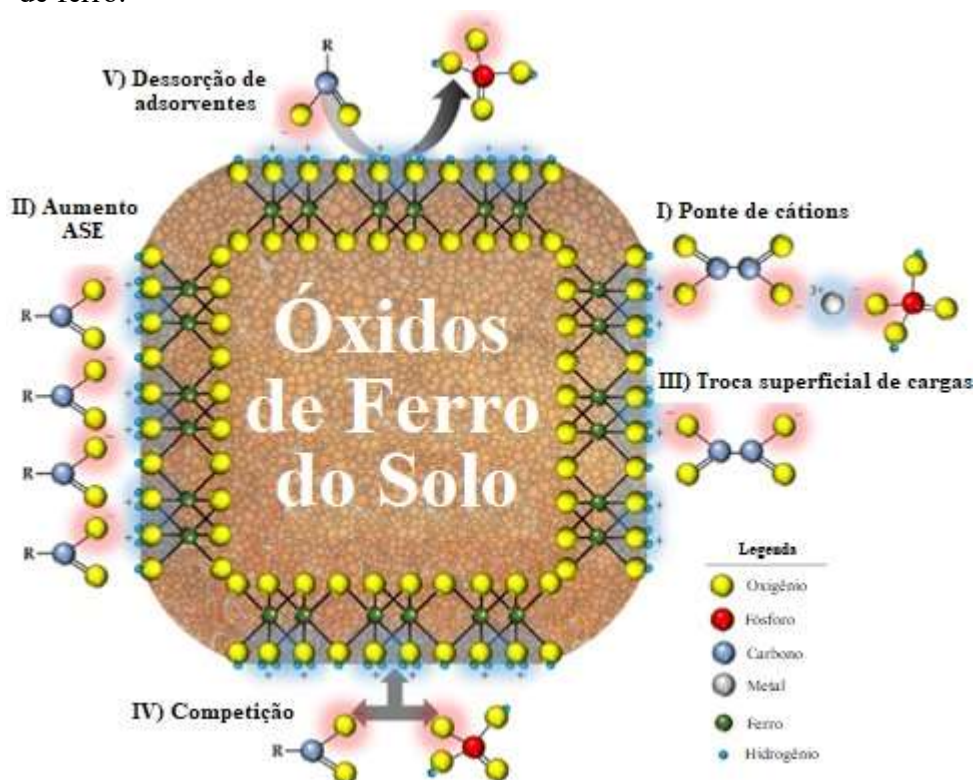
A mineralogia do solo afeta diretamente a capacidade de adsorção de P (FINK et al., 2016a). Solos de regiões com climas subtropicais do Brasil, o processo de intemperismo é intenso, fazendo com que as bases sejam lixiviadas, aumentando as concentrações de oxihidróxidos de Fe e Al, atribuindo conseqüentemente diferentes características de adsorção de P de acordo com a mudança do gradiente ambiental (BORTOLUZZI et al., 2015). Muitos trabalhos trazem os óxidos de Fe como a goethita e hematita, os hidróxidos de Al como a gibbsita e materiais amorfos das frações argila como os grandes responsáveis por adsorver P no solo, e que sua capacidade de adsorção varia de acordo com seu conteúdo e cristalinidade (CESSA et al., 2009; BORTOLUZZI et al., 2015; FINK et al., 2016a).

Dependendo da cristalinidade dos minerais de argila, a capacidade de ligação ao fosfato pode exceder a dos óxidos de Fe e Al, particularmente goethita e gibbsita (GÉRARD, 2016). O teor de óxidos de Fe, em particular a goethita, tem correlação com a mineralogia do solo (FINK et al., 2016a), sendo o Fe-P a principal fração contribuinte para a concentração de P-total no solo (MITRAN et al., 2016). Os solos do Brasil apresentam predominância de pH ácido,

favorecendo a adsorção de P, pois estudos mostram que os minerais de argila tendem a mostrar uma capacidade máxima de adsorção de fosfato entre pH 4 e 7 (GÉRARD, 2016).

Na figura 4, é possível observar a influência da MOS e dos óxidos de Fe na dinâmica do P. Os compostos orgânicos podem atuar como ponte de cátions, aumentando a área superficial específica (ASE) do solo e alterando as cargas superficiais dos minerais que adsorvem e também competem com o fosfato (SIBANDA; YOUNG, 1986; ANTELO et al., 2007; BORTOLUZZI et al., 2015; FINK et al., 2016b). Desta forma, a MOS diminui as cargas positivas e os compostos orgânicos diminuem a adsorção do P (MOSHI; WILD; GREENLAND, 1974; DE MESQUITA FILHO; TORRENT, 1993), atribuindo maior disponibilidade do nutriente na solução de solos ricos em óxidos.

Figura 4 - Influência do carbono orgânico nos mecanismos de adsorção de fósforo por óxidos de ferro.



Fonte: adaptado de FINK et al., (2016b).

Solos com alto grau de intemperismo, necessitam elevadas doses de fertilizantes fosfatados para saturar os sítios de ligação mais ávidos em adsorver P. Assim, aplicações posteriores disponibilizarão às plantas concentrações adequadas para seu ciclo. Isso se faz devido às formas de ligação do Pi com os metais do solo, em que o fosfato forma complexos monodentados, bidentados e binucleados (PARFITT, 1979; GOLDBERG; SPOSITO, 1985),

onde a energia de ligação aumenta de acordo com a ordem, diminuindo a possibilidade de dessorção.

Quanto maior o tempo de permanência da adsorção, mais difícil será a dessorção, devido ao fato das ligações químicas aumentarem a energia de ligação ou até mesmo ocorrer a penetração do fosfato nas imperfeições do cristal (BARROW, 1999; NOVAIS; SMYTH, 1999). O P “envelhecido” ou P-ocluído em partículas de óxidos de Fe e Al, apresenta-se protegido fisicamente nos minerais (SMECK, 1985), e não contribui para o fornecimento de P para as plantas a curto e médio prazo, necessitando de alterações de pH e adição de fosfato ao solo para que tenha variação (NOVAIS; SMYTH, 1999).

O Po está presente no solo em compostos de alta recalcitrância, como o fosfato de inositol, e também em composto de maior labilidade como ácidos nucleicos e fosfolipídios, dentre outros (TATE, 1984). Estes compostos são utilizados como fonte de carbono e elétrons pelos microrganismos, com isso, o P é mineralizado e disponibilizado para a solução, sendo que sua estabilidade depende de sua natureza e da interação com a fração mineral.

Com sucessivas aplicações de fosfato, os íons tendem a penetrar nas partículas do solo, aumentando as cargas negativas e diminuindo a adsorção de P (BARROW, 2015). Entretanto, o acúmulo de cargas negativas pode ser uma limitação mais importante do que a real saturação das partículas com P (BARROW, 1983), sendo assim, o solo passa a fornecer P para a solução, não necessitando elevadas doses para manter os níveis adequados do nutriente para as plantas.

3.2 EFEITOS DO FÓSFORO NA QUALIDADE DA ÁGUA

O P é um elemento essencial para a vida, pois participa em muitas funções bioquímicas celulares, está presente em moléculas para transferência de energia como o ATP, compõe as paredes celulares e está presente no DNA e RNA (HUANG; SU; XU, 2005; HORSMAN; ZECHEL, 2017). Em águas superficiais controla o desenvolvimento de algas, desencadeando o processo de eutrofização (SMITH, 1983; GLIBERT et al., 2014). O manejo da entrada de P é fundamentalmente importante quando se objetiva reduzir esse processo (SCHINDLER et al., 2008). Em muitas regiões o estudo do P se faz devido à grandes problemas ambientais ocasionados pela eutrofização principalmente em lagos. Pode ser tomado como exemplo o Lago Erie, importante reservatório de água superficial dos Estados Unidos e Canadá, onde a taxa de descarga é elevada devido ao transporte de P pela drenagem superficial de áreas agrícolas. Ao longo de décadas, o Lago Erie vem sofrendo grandes problemas com a redução da qualidade da água (DAVIS, 1964; SCAVIA et al., 2014; NÜRNBERG; HOWELL; PALMER, 2019).

A Legislação Brasileira possui a resolução CONAMA 357/2005, que enquadra os corpos d'água em classes de acordo com suas características (BRASIL, 2005). Em relação à concentração de P-total, a resolução prevê parâmetros máximos que podem estar presentes em cursos hídricos de água doce (Tabela 1). Porém, esses valores não são um limite de P que pode ser lançado ao curso hídrico, mas sim, um valor para que o curso hídrico seja classificado em uma determinada classe de uso da água. Cunha et al., (2013) concluíram durante avaliação de qualidade da água que o P-total e o oxigênio apresentaram os valores mais críticos ao enquadramento dos níveis determinados pela resolução, e sugeriram uma maior atenção perante ao destino atual e futuro dos efluentes com objetivo da sustentabilidade a longo prazo. Contudo, há dificuldade do monitoramento, aplicação e cobrança por adequações das leis ambientais das mais variadas atividades com potencial poluidor do país.

Tabela 1 - Limites máximos do conteúdo de fósforo total em ambientes aquáticos de água doce de Classes I à IV (Resolução CONAMA 357/2005).

Elemento químico	Ambiente	Classe I ¹	Classe II ²	Classe III ³	Classe IV ⁴
		mg L ⁻¹			
Fósforo Total	Lêntico*	0,020	0,030	0,050	-
	Intermediário**	0,025	0,050	0,075	-
	Lótico ***	0,100	-	0,150	-

¹ águas que podem ser destinadas ao consumo humano, após tratamento simplificado; ² águas que podem ser destinadas para consumo humano, após tratamento convencional; ³ águas que podem ser destinadas para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; ⁴ águas que podem ser destinadas para navegação e à harmonia paisagística. (*) ambiente que se refere à água parada, com movimento lento ou estagnado; (**) com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico; (***) ambiente relativo a águas continentais moventes, tributários de ambientes intermediários.

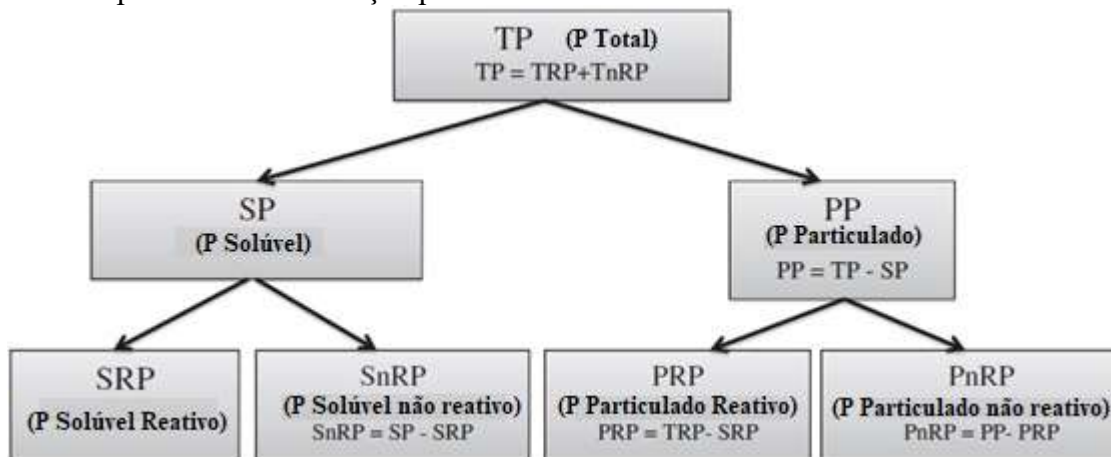
Fonte: adaptado de BRASIL, (2005).

Os níveis de P na água controlam a taxa de absorção de nutrientes do fitoplâncton controlando sua proliferação, tanto em alta quanto em baixa concentração do nutriente (CÁCERES et al., 2019). Deste modo, o P juntamente com o N, são nutrientes que limitam o desenvolvimento de microrganismos aquáticos, seu transporte a cursos hídricos e zonas costeiras devido a ação antrópica contribui para o desenvolvimento excessivo de algas e cianobactérias (CONLEY et al., 2009; PAERL; OTTEN, 2013; BEUSEKOM, 2018), podendo atribuir sabor e odor desagradável à água devido a decomposição de cianobactérias (YU et al., 2016). Também ocorre o consumo de oxigênio, causando mortalidade e migração de espécies, causando em situações extremas a ocorrência de zonas hipóxicas que impossibilitam o reestabelecimento e desenvolvimento das espécies (ALTIERI; DIAZ, 2019; FENNEL; TESTA, 2019).

3.2.1 Formas de fósforo perdidas por escoamento superficial

No solo, existem formas recalcitrantes de P que são disponibilizadas em quantidades e velocidades insuficientes para a absorção das plantas (GATIBONI et al., 2007). Dentre as formas de P perdidas por escoamento superficial são encontrados, o P-particulado representado pelo elemento adsorvido na fase sólida dos sedimentos transportados, que poderão estar disponíveis a médio e longo prazo nas águas superficiais para os microrganismos, e o P-solúvel, que está disponível a curto prazo, é a forma que mais preocupa no processo de eutrofização. Ao somar as frações de P-particulado e P-solúvel obtém-se o P-total (Figura 5), sendo essa fração não condizente com o real fator de impacto ambiental do elemento ao atingir cursos hídricos, por apresentar frações que podem não serem disponibilizadas a solução.

Figura 5 - Esquema de distribuição das frações de fósforo obtidos por diferentes métodos posterior determinação por molibdato em meio ácido.



Fonte: adaptado de LI; BRETT, (2013).

Há uma grande importância em se conhecer a quantidade P-total perdido anualmente em um sistema de cultivo. Porém, com este resultado não é possível saber se haverá efeitos negativos na qualidade da água, por não saber se o nutriente estará totalmente disponível a curto, médio ou longo prazo, já que a dessorção depende de outros fatores ambientais do meio em que o material perdido é depositado.

Em avaliação dos métodos de determinação de P por ácido molibdato Li; Brett, (2013) levantaram a hipótese de que parte do P dissolvido nas águas superficiais classificado pelo método, não esteja biodisponível para as algas, por estar ligado aos complexos de metal húmico, formando macromoléculas grandes demais para atravessar as membranas celulares. Pensando nisso, nem todo o P-solúvel determinado pelo método estaria causando consequências

ambientais de forma imediata. Contudo, buscam-se correlações entre os níveis do elemento em águas superficiais e a taxa de desenvolvimento das algas, afim de ser possível monitorar e buscar medidas de correção ambiental.

3.3 DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS (DLS)

Além da grande quantidade de suínos produzidos na região sul do Brasil, a produção ocorre geralmente em pequenas propriedades (CERETTA et al., 2010a), com reduzida quantidade de áreas úteis para aplicação do DLS. Dentre as mesorregiões com maior produção se destacam as regiões do Oeste Catarinense, Vale do Itajaí e Sul Catarinense (EPAGRI, 2019), apresentando relevo bastante acidentado, com declividade média de 22% e forte vulnerabilidade à erosão hídrica do solo (MARTINI, 2012). Também há uma variabilidade textural, em que o sul e leste do estado o solo tem predominância arenosa, enquanto que no oeste predominam solos argilosos.

O DLS é uma fonte orgânica de nutrientes essenciais às culturas agrícolas, com concentrações médias de 2,8, 2,4 e 1,5 kg m⁻³ de N, P₂O₅ e K₂O, respectivamente (CQFS-RS/SC, 2016), apresentando eficiência semelhante aos fertilizantes de fontes minerais (ALVES et al., 2017), o que viabiliza seu uso como fonte alternativa de adubação. No entanto, a aplicação superficial continuada de DLS em sistema plantio direto (SPD) ou pastagens perenes resulta no acúmulo de nutrientes, principalmente na camada de 0 a 5 cm do perfil (SCHERER; NESI; MASSOTTI, 2010; CASSOL et al., 2012), alterando a distribuição de P, K, Cu e Zn no perfil do solo (SCHERER; NESI; MASSOTTI, 2010). As maiores concentrações de P presentes na solução do escoamento são observadas nas primeiras coletas após a aplicação de dejetos (CERETTA et al., 2010b; CHEROBIM; HUANG; FAVARETTO, 2017) em razão do escoamento superficial e carreamento de partículas com altos teores de P, favorecendo a dessorção de P caso os sedimentos erodidos atinjam mananciais de águas superficiais (BERWANGER; CERETTA; SANTOS, 2008).

Apesar de estudos utilizando chuvas simuladas terem chance de apresentar resultados errôneos pelo fato das variações no tamanho e frequência de impacto das gotas da chuva artificial (KINNELL, 2016), torna-se muito importante para conseguir avaliar os efeitos de precipitações de diferentes períodos de retorno, por este fato também serão utilizados trabalhos desta modalidade para comparar resultados. Alguns estudos mostram que após a aplicação de DLS ocorreu um maior escoamento superficial (BERTOL et al., 2007b), podendo ser atrelado

ao afeito hidrofóbico ocasionado pelo material orgânico que ocupa os poros dos agregados causando também o selamento superficial (HAYNES; SWIFT, 1990; CHEROBIM et al., 2018).

Em estudo realizado com chuva simulada em SPD adubados com fertilizantes orgânicos e minerais, Oliveira et al., (2015) observaram perdas de água, solo e concentrações de NH_4^+ , NO_3^- , P disponível, Zn e Cu no escoamento superficial, sendo esses elementos considerados contaminantes de águas superficiais. Outro ponto negativo é o acúmulo excessivo de Cu e Zn no solo, os quais podem causar efeito de toxicidade às plantas (BENEDET et al., 2019). O P está mais propenso a ser transportado até ambientes aquáticos devido ao fato de que no SPD há maior teor disponível na camada superficial do solo (BERTOL et al., 2004), isso evidencia um potencial de perdas de nutrientes após a saturação dos sítios de adsorção do solo ou pela erosão nos períodos próximos a aplicação.

Afim de evitar a degradação ambiental, a adição de DLS ao solo deve ser associada a técnicas que minimizem as perdas de nutrientes por escoamento superficial, erosão, lixiviação e volatilização (FATMA, 2014), levando em conta que haja probabilidade de chuvas que causem escoamento superficial logo após a aplicação a incorporação do DLS no solo seria uma alternativa, porém sua eficiência reduz com o tempo (ALLEN; MALLARINO, 2008).

O manejo para aumentar o conteúdo de MOS pela aplicação de materiais ricos em P de solos agrícolas pode causar um efeito negativo por maximizar as perdas de P (ABDALA et al., 2015). Por este fato, áreas adubadas com DLS indicam maior potencial de poluição ambiental por escoamento superficial do que as áreas com adubação mineral (SCHERER; NESI; MASSOTTI et al., 2010), devido ao aumento do acúmulo de P em frações predominantemente lábeis no solo (CERETTA et al., 2010b; GUARDINI et al., 2012). Portanto, em áreas com sucessivas aplicações devem ser considerados os teores de nutrientes no solo para estabelecer a quantidade de efluentes a ser aplicado (LOURENZI et al., 2015), visando atender às necessidades nutricionais das culturas, a reciclagem dos nutrientes na adubação, as concentrações de nutrientes e o índice de eficiência agronômica (FATMA, 2014).

Em trabalhos de longa duração com fertilização, ocorre acúmulo de P e movimento vertical pelo perfil do solo, de acordo com as doses de DLS aplicadas, com efeito preponderante na camada de 0 a 20 cm de profundidade (BOITT et al., 2018). Para Penha et al., (2015) o aumento de P ocorreu apenas na superfície do solo. Os altos teores de P em solos com frequentes aplicações tornam-se agentes de poluição ambiental, pois as perdas estão fortemente relacionadas com as quantidades adicionadas através do DLS (CERETTA et al., 2010a). Esse procedimento pode causar saturação dos sítios de adsorção do solo devido à sucessivas

aplicações, interferindo na taxa de infiltração da água, bem como elevar a percolação de P no perfil do solo.

3.3.1 Aplicação superficial de fósforo no solo

O P tem baixa mobilidade no solo, isso faz com que seja acumulado principalmente na camada superficial de solos cultivados por um longo período sob SPD (BROWN et al., 2018). Barbosa et al., (2015) observaram o acúmulo de P na camada de 0-2,5 cm do perfil do solo quando o fertilizante foi aplicado em a lanço e na profundidade de 5-7,5 cm com a aplicação na linha de plantio. Alves et al., (2017) concluíram que a incorporação do DLS e do fertilizante mineral no solo aumenta a eficiência ao comparar com a aplicação em superfície. Porém, devido ao crescimento das áreas cultivadas, bem como, a maior facilidade de aplicação, o fosfato passou a ser usado em superfície no solo. Essa prática ainda gera muitas discussões pelo fato da eficiência e maximização das perdas do sistema.

O transporte de P em áreas com declividade do terreno é influenciado pela precipitação e tipo de prática agrícola adotada (ZHANG et al., 2017), desta forma, devem ser buscados manejos conservacionistas que reduzam as perdas de solo e água por escoamento superficial. O uso de doses parceladas de P ao invés de uma única aplicação podem reduzir as perdas por escoamento, principalmente em regiões com elevada frequência de chuvas (GONZÁLEZ JIMÉNEZ et al., 2019).

3.4 LIMITES AMBIENTAIS DE FÓSFORO EM SOLOS

Devido ao crescimento e potencial de poluição ambiental da atividade de suinocultura, o setor passou a ser controlado no estado catarinense pela Fundação do Meio Ambiente (FATMA), a qual implantou a Instrução Normativa 11 (IN-11) de Suinocultura baseada na Resolução CONAMA n°. 237/97. A partir do ano 2000 a aplicação de DLS no solo foi limitada em um volume fixo de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (FATMA, 2000). Com a atualização da IN-11 passaram a ser consideradas as exigências nutricionais das culturas agrícolas para estipular o volume de DLS aplicado ao solo afim de elevar os níveis de P ou K extraídos pelo método Mehlich 1 para classe “Alta” de disponibilidade ou atender as exigências de N, não havendo mais um volume fixo para todos os solos (FATMA, 2014). Para isso, as aplicações deveriam seguir as recomendações do Manual de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS-RS/SC, 2004) e suas atualizações.

A IN-11 leva em consideração primeiramente os teores de P do solo, e caso haja algum tipo de tratamento do efluente que diminua os teores de P passa a ser considerado os níveis de N para atender as exigências nutricionais e exportações das culturas agrícolas. Além disso, estabelece que a fertilidade do solo deve ser monitorada em relação ao LCA-P. Solos que apresentarem teores de P até 20% acima do LCA-P devem ser limitadas as doses de manutenção das culturas em 50%. Já para solos que ultrapassaram em 20% o LCA-P, não podem receber adubações fosfatadas de qualquer tipo, devido ao maior risco de transferência desse nutriente para o sistema aquático, além da necessidade de adotar medidas mitigatórias para reduzir os níveis de P do solo (FATMA, 2014).

Buscando formas de conhecer, monitorar e impedir a transferência de P do sistema, foram desenvolvidos estudos de predição de perdas. O grau de saturação de P (DPS) prevê a estabilidade do P no solo enquanto os níveis do elemento encontram-se abaixo de determinado ponto de DPS, não causando transferência de P para o sistema (NAIR, 2014). O “P index” é uma ferramenta que vem sendo trabalhada nos Estados Unidos e teve por objetivo identificar solos, formas de relevo e práticas de manejo que poderiam impactar de forma desfavorável os corpos de água por causa do movimento de P (LEMUNYON; GILBERT, 1993). Atualmente muitas regiões americanas apresentam seu próprio P index, adaptada para cada realidade, como ferramenta de gerenciamento de práticas e taxas de aplicação de fertilizantes fosfatados (DELAUNE et al., 2006). Outro modelo é a matriz de risco de exportação de nutrientes “NERM”, desenvolvido na União Europeia, que busca determinar a forma e a frequência mais apropriadas para aplicação de biossólidos ao solo (HEATHWAITE; BURKE; QUINN, 2004).

Outros estudos correlacionaram o DPS com o método de extração Mehlich 1 para solos brasileiros e identificaram uma eficiência na utilização do método para determinação de um parâmetro de risco de perda de P (GHOSH; BARBOSA; SILVA, 2011; ALLEONI; FERNANDES; CAMPOS, 2014; BORTOLON et al., 2016). Buscando um modelo de predição ambiental para os solos catarinenses, Gatiboni et al., (2015) propuseram um modelo com apenas uma variável, o teor de argila do solo, chamando-o de limite crítico ambiental de fósforo (LCA-P), o qual é obtido pelo percentual de argila do solo e teor de P extraído pelo método Mehlich 1. O princípio é interromper a aplicação de fertilizantes fosfatados quando há acúmulo excessivo de P na camada de 0-10 cm do perfil do solo, o qual é representado pela equação (1):

$$\text{LCA-P} = 40 + \% \text{ Argila} \quad (1)$$

O “% Argila” é o teor de argila do solo em percentagem, obtido pelo método do densímetro e o seu resultado apresenta o teor de P que pode ser obtido pelo método Mehlich 1

(mg dm⁻³) sem que cause poluição ambiental. Porém, esse modelo é baseado apenas na capacidade tampão de P que o solo apresenta, não considerando outros fatores que podem potencializar o transporte do nutriente da área para os ambientes aquáticos. Assim, a inclusão de fatores ligados ao transporte de P ao modelo LCA-P para solos catarinenses se fez necessário, reduzindo a dose aplicada à medida que se eleva o potencial de transferência. Nesse sentido, Dall’Orsoletta (2018) propôs a adição do fator declividade do terreno como um agravante na transferência de P ao modelo LCA-P, criando as equações (2) e (3):

$$\text{Declive} \leq 25\% \quad \text{P Mehlich 1} = (42,287 + A) - (0,230 A + 0,0123 A D) \quad (2)$$

$$\text{Declive} > 25\% \quad \text{P Mehlich 1} = (42,287 + A) - (-0,437 A + 0,039 A D) \quad (3)$$

Sendo “A” o teor de argila do solo obtido pelo método do densímetro e “D” a declividade do terreno em percentagem. Esse modelo considera que áreas com declividade superior a 25% são mais vulneráveis à transferência de P, restringindo assim a aplicação a medida que essa aumenta.

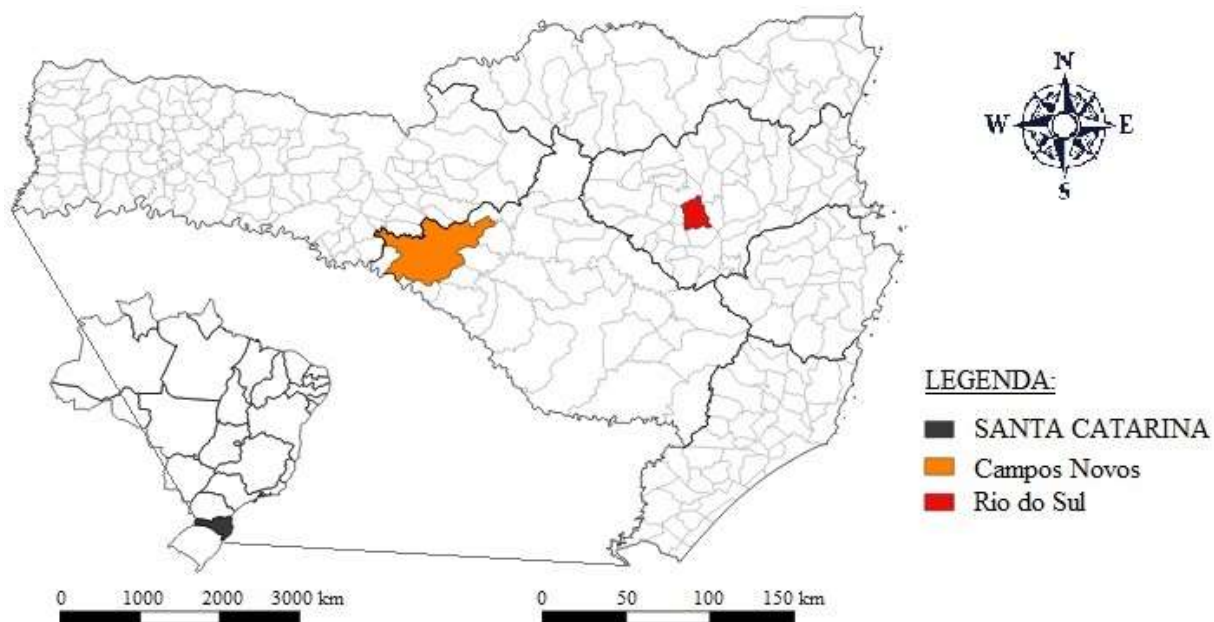
Diante do que foi exposto, estudos que buscam compreender a dinâmica do P no solo, bem como, ajustes de modelos de previsão de perdas são de grande importância para a pesquisa, permitindo o uso eficiente e sustentável desse nutriente tão importante para a agricultura, sem causar poluição ambiental.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS EXPERIMENTAIS

No ano de 2015 foram instalados dois experimentos no estado de Santa Catarina, sendo um no município de Campos Novos ($27^{\circ}22'16''$ S e $51^{\circ}12'32''$ O), localizado na mesorregião Serrana, na área experimental da Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC), e o segundo em Rio do Sul ($27^{\circ}11'20''$ S e $49^{\circ}39'25''$ O), pertencente a mesorregião do Vale do Itajaí, na área experimental do Instituto Federal Catarinense (IFC). O clima foi classificado como Cfb e Cfa, respectivamente, segundo a classificação de Köppen-Geiger atualizada (PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007). Os solos foram classificados como Nitossolo Vermelho e Cambissolo Háplico (EMBRAPA, 2016), respectivamente. Ao longo do trabalho será utilizada a classificação do solo para identificar os locais em questão, chamando-os de Nitossolo para Campos Novos e Cambissolo para Rio do Sul (Figura 6). Outros trabalhos foram desenvolvidos nestes locais, cujos resultados podem ser obtidos em Bonfada (2017), Dall'Orsoletta (2018) e Pietroski (2019). Devido ao fato do experimento ser de longa duração serão apresentados os dados referentes ao período de coleta de um ano, de 15 de janeiro de 2018 a 15 de janeiro de 2019.

Figura 6 - Localização geográfica dos municípios de Campos Novos e Rio do Sul dentro do estado de Santa Catarina-Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

4.2 DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS

Foram avaliadas três declividades do terreno em cada local. Para o Nitossolo as inclinações foram construídas com o auxílio de uma escavadeira hidráulica (10, 20 e 30%), já no Cambissolo foram selecionadas as inclinações naturais do relevo (15, 25 e 35%). Também foram avaliadas três doses de P, além de um tratamento controle sem adubação (0, 48, 96, 192 kg ha⁻¹ ano⁻¹), distribuídas dentro de cada faixa de declive em blocos ao acaso com três repetições, somando 36 unidades experimentais em cada solo. As doses de DLS foram distribuídas superficialmente ao solo, parceladas em quatro aplicações anuais. As doses de P estipuladas foram reaplicadas anualmente, isso ocorreu com objetivo de avaliar os efeitos da saturação solo através de elevadas doses de P, fazendo com que atingissem o LCA-P.

As unidades experimentais foram delimitadas com dimensões de 1 x 4,25 m, totalizando 4,25 m² de área com chapas metálicas galvanizadas de 20 cm de espessura, enterradas 10 cm no solo, possuindo na extremidade de menor cota um funil que direciona a água do escoamento superficial para baldes coletores com capacidade de 20 L de armazenamento (Figura 7).

Figura 7 - Vista frontal de uma unidade experimental delimitada por chapas metálicas e seu respectivo coletor localizado na parte de menor cota (A) e vista lateral da distribuição das parcelas dentro da faixa de declive de 30% (B) em um Nitossolo.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Embora os equipamentos utilizados precisem ter a capacidade de coletar todo o escoamento e toda a perda de solo para todos os eventos de erosão (KINNELL, 2016), em alguns períodos de precipitação intensa ocorreu o transbordamento do sistema de armazenamento, principalmente no Nitossolo, fazendo com que não fosse possível estimar as reais perdas de água, sedimentos e P, subestimando assim os resultados obtidos em eventos extremos de precipitação.

4.3 HISTÓRICO DO MANEJO

No ano de 2015 o solo foi preparado com duas gradagens para a implantação da gramínea perene Tifton 85 (*Cynodon dactylon*), a qual foi implantada em 12 de março no Cambissolo e 14 de novembro de 2015 no Nitossolo. Durante o período de inverno, devido a ocorrência de geadas era realizada a semeadura de Azevém (*Lolium multiflorum*). O manejo da pastagem foi realizado de acordo com as exigências da cultura, fazendo o corte da pastagem quando atingia 20 cm de altura média, sendo que ao realizar a roçada era mantido um residual de 10 cm para o rebrote da cultura. Os dados referentes a produção e extração da pastagem dos anos de 2015 e 2016 são apresentados por Bonfada (2017) e dos anos de 2017 e 2018 são apresentados por Pietroski (2019). Já os dados das perdas de água, fósforo e sedimentos dos anos de 2016 e 2017 são apresentados por Dall’Orsoletta (2018).

No início da implantação do experimento foram realizadas análises de caracterização química e física dos solos (Tabela 2 e Tabela 3). Antecedendo a implantação da pastagem no ano de 2015 foi realizada a correção da acidez do solo em ambos os experimentos, com a aplicação de calcário, objetivando elevar o pH do solo a 5,5 (CQFS – RS/SC, 2004).

Tabela 2 - Caracterização química e física do Nitossolo, na camada de 0-10 cm na fase inicial do experimento (2015), determinadas seguindo metodologias por Tedesco et al. (1995).

Parâmetros	Declividade (%)			Média
	10	20	30	
Argila (%)	64,5	64,2	64,1	64,2
Silte (%)	34,2	34,9	34,6	34,6
Areia (%)	1,3	0,9	1,3	1,2
MO (%)	3,0	2,5	3,4	3,0
pH - H ₂ O	6,4	6,4	6,1	6,3
Ca (cmol _c dm ⁻³)	6,56	5,72	5,66	6,0
Mg (cmol _c dm ⁻³)	4,67	4,86	4,09	4,5
Mn (mg dm ⁻³)	9,04	6,84	23,39	13,1
Al (cmol _c dm ⁻³)	0,07	0,08	0,08	0,1
H + Al (cmol _c dm ⁻³)	3,37	3,01	4,04	3,5
Índice SMP	6,2	6,3	6,1	6,2
P-Mehlich (mg dm ⁻³)	5,32	3,28	10,47	6,4
K (mg dm ⁻³)	125	122	117	121,3
m (cmol _c dm ⁻³)	0,63	0,72	0,80	0,7
V (%)	77,16	78,15	71,05	75,5
CTC _{efetiva} (cmol _c dm ⁻³)	11,62	10,82	10,14	10,9
CTC _{pH 7,0} (cmol _c dm ⁻³)	14,92	13,90	14,09	14,3

Fonte: BONFADA, E B. Produtividade de tifton 85 em diferentes declividades sob aplicação de dejetos líquidos de suínos. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC. 2017.

Tabela 3 - Caracterização química e física do Cambissolo, na camada de 0-10 cm na fase inicial do experimento (2015), determinadas seguindo metodologias por Tedesco et al. (1995).

Parâmetros	Declividade (%)			Média
	15	25	35	
Argila (%)	23,7	22,0	21,8	22,5
Silte (%)	43,0	41,9	47,3	44,1
Areia (%)	33,3	36,1	30,9	33,4
MO (%)	2,4	2,2	2,1	2,2
pH - H ₂ O	5,5	5,3	5,8	5,5
Ca (cmol _c dm ⁻³)	2,98	2,66	3,32	3,0
Mg (cmol _c dm ⁻³)	3,48	2,76	2,85	3,0
Mn (mg dm ⁻³)	18,28	14,75	21,32	18,1
Al (cmol _c dm ⁻³)	0,61	0,70	0,39	0,6
H + Al (cmol _c dm ⁻³)	5,73	4,98	3,87	4,9
Índice SMP	5,8	5,9	6,2	5,9
P-Mehlich (mg dm ⁻³)	3,51	3,49	2,92	3,3
K (mg dm ⁻³)	70	66	55	63,8
m (cmol _c dm ⁻³)	9,02	11,54	6,40	9,0
V (%)	53,88	52,84	62,14	56,3
CTC efetiva (cmol _c dm ⁻³)	7,25	6,29	6,70	6,7
CTC _{pH 7,0} (cmol _c dm ⁻³)	12,37	10,56	10,19	11,0

Fonte: BONFADA, E B. Produtividade de tifton 85 em diferentes declividades sob aplicação de dejetos líquidos de suínos. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC. 2017.

O início da adubação via DLS ocorreu em janeiro de 2016. Na tabela 4 é possível avaliar o histórico de P aplicado anualmente. O DLS utilizado era proveniente de esterqueira anaeróbica (biodigestor), utilizando-se o mesmo material para ambos os locais e aplicado na superfície do solo após o corte da pastagem. Para o cálculo da dose no campo foi utilizado o método do densímetro e sua correlação com os teores de P conforme CQFS RS/SC (2004), também uma amostra do material foi avaliada em laboratório para determinação dos teores de N, P, K, Ca e Mg (TEDESCO et al., 1995).

Tabela 4 - Histórico de aplicação de fósforo anual em um Nitossolo e Cambissolo nos anos de 2016 e 2017 e as doses aplicadas no período de avaliação de 2018, juntamente com as características químicas do dejetos líquido de suíno.

Ano		Dose de Fósforo					
		----- kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----					
	2016	0	43	86	173		
	2017	0	68	137	274		
	2018	0	35	71	142		
	Média	0	49	98	196		
	TOTAL	0	146	294	589		

Ano	Nº Aplicação	MS (%)	N	P	K	Ca	Mg
			----- kg m ⁻³ -----				
	1	4,93	2,09	1,63	1,05	1,42	0,88
2018	2	1,98	1,12	0,88	1,05	0,69	0,52
	3	0,92	1,10	0,43	1,18	0,26	0,26
	4	8,94	3,69	4,85	1,32	3,32	2,45

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

4.4 ROTINA DO EXPERIMENTO E OBTENÇÃO DAS AMOSTRAS

As visitas aos experimentos foram realizadas de acordo com a necessidade, devido a ocorrência de chuvas ou manejo da pastagem como roçadas, adubações e controle de pragas ou ervas daninhas. Durante o período avaliado, 15 de janeiro de 2018 à 15 de janeiro de 2019, totalizou 16 coletas de escoamento superficial no Nitossolo e 15 coletas do Cambissolo (Tabela 5).

Tabela 5 - Número de coletas de escoamento superficial e suas respectivas datas em um Nitossolo e em um Cambissolo.

Nitossolo				Cambissolo			
Nº coleta	Data	DUC ¹	DAA ²	Nº coleta	Data	DUC	DAA
1	15/02/2018	31	23	1	15/02/2018	31	23
2	22/03/2018	35	58	2	06/03/2018	19	42
3	05/04/2018	14	72	3	05/04/2018	30	72
4	22/05/2018	47	42	4	22/05/2018	47	42
5	12/06/2018	21	63	5	12/06/2018	21	63
6	03/07/2018	21	21	6	03/07/2018	21	21
7	17/07/2018	14	35	---	---	---	---
8	24/08/2018	38	73	7	24/08/2018	52	73
9	27/08/2018	3	76	8	28/08/2018	4	77
10	10/09/2018	14	14	9	10/09/2018	13	14
11	21/09/2018	11	25	10	21/09/2018	11	25
12	18/10/2018	27	52	11	18/10/2018	27	52

13	05/11/2018	18	70	12	05/11/2018	18	70
14	26/11/2018	21	91	13	26/11/2018	21	91
15	17/12/2018	21	112	14	17/12/2018	21	112
16	17/01/2019	31	143	15	21/01/2019	35	147

¹DUC – dias após a última coleta; ²DAA – dias após a última aplicação de DLS.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Foram realizados sete cortes da pastagem e quatro aplicações de DLS (Tabela 6). Devido a um erro na determinação do teor de P pelo método do densímetro, foi aplicada uma dose de P acima do previsto para o ano de 2017. Dessa forma, ocorreu um longo período de 306 dias entre a última aplicação de 2017 e a primeira aplicação de 2018, também diminuindo o total anual previsto para 2018 com intuito de reestabelecer o equilíbrio da dose média prevista de (0, 48, 96 e 192 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P). Com isso foram aplicadas as doses de 0, 35, 71 e 142 kg ha⁻¹ de P no ano de 2018, o que correspondeu a um volume de 0, 29, 58, 116 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de DLS, respectivamente. Somando os três anos de aplicação de DLS obtve-se o montante de 0, 146, 294 e 589 kg ha⁻¹ de P.

Tabela 6 - Número de cortes da pastagem, números de aplicações de DLS e suas respectivas datas em um Nitossolo e em um Cambissolo.

Corte de pasto	Data	DUC ¹	Aplicação de DLS	Data	DAA ²
1	15/01/2018	48	1	23/01/2018	306
2	15/02/2018	31	2	10/04/2018	77
3	05/04/2018	49	3	12/06/2018	63
4	05/06/2018	61	4	27/08/2018	76
5	24/08/2018	80			
6	28/09/2018	35			
7	05/11/2018	38			

¹DUC – dias após o último corte; ²DAA – dias após a última aplicação de DLS.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

4.5 ANÁLISES QUÍMICAS

No campo, foram realizadas coletas de amostras homogêneas do escoamento superficial após fazer a medição do volume total armazenado, sendo que os baldes coletores foram calibrados previamente. Em laboratório, cada amostra foi homogeneizada e retirada uma alíquota a qual foi filtrada com filtro de acetato de celulose (diâmetro de poros de 0,45 µm) e na solução resultante foi determinado o P-solúvel reativo em água (4500–P; APHA, 2005). O P-total foi determinado de uma alíquota com 10 mL de cada amostra que recebeu persulfato de potássio (K₂S₂O₈), ácido sulfúrico (H₂SO₄) e extraído por digestão em autoclave a 120°C por

60 minutos (4500-P; APHA, 2005). Posteriormente, do extrato resultante sem filtração, foi determinado o P-total pelo método descrito por Murphy & Riley (1962). Tanto para o P-solúvel como para o P-total a leitura foi realizada no comprimento de onda de 882 nm no espectrofotômetro de absorção molecular. O P-particulado foi obtido pela subtração dos valores de P-total e P-solúvel. Para determinação da perda de sedimentos, uma alíquota de 10 mL da amostra foi utilizada para determinar a turbidez em turbidímetro de bancada (MINELLA et al., 2008), a qual foi comparada com uma curva de sedimentos realizada em laboratório com solos de cada local avaliado. Os teores de P do solo foram obtidos em ambos os locais por extração ácida pelo método Mehlich 1 (TEDESCO et al., 1995), em amostras de solo coletadas no final do período de avaliação, janeiro de 2019, com o uso de trado calador, separando as camadas 0-10 e 10-20 cm do perfil do solo.

4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

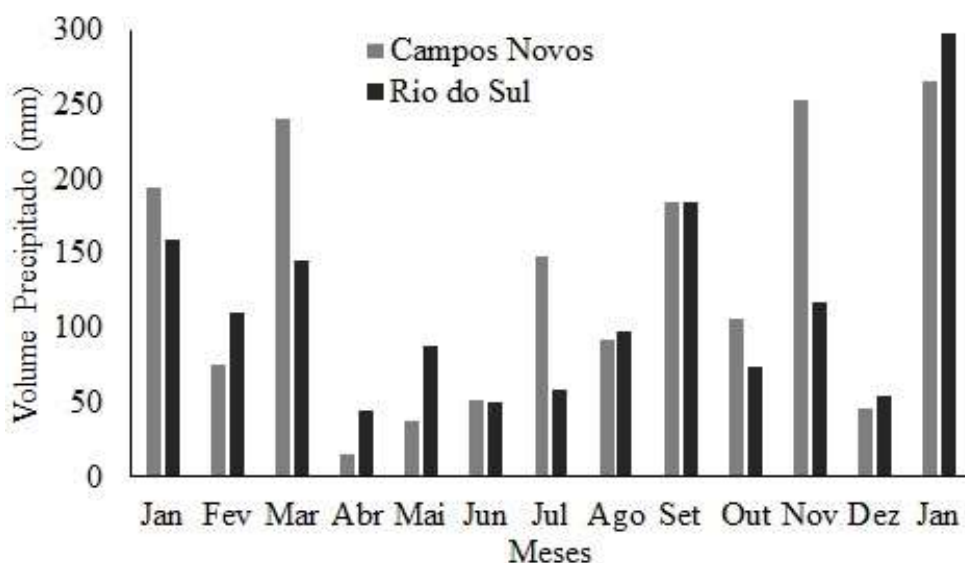
Os dados de escoamento superficial, P-solúvel, P-total, P-particulado e teores de P no solo foram submetidos ao teste de normalidade de Kolmogorov Smirnov e ao teste de homogeneidade de variância de Bartlett. Quando necessário os dados foram transformados por Boxcox para atender a normalidade. Os dados foram submetidos a análise de variância ANOVA para comparação de experimentos com tratamentos iguais, sendo cada declividade um experimento e os tratamentos as doses, quando significativos ($P < 0,05$) para dose as médias foram comparadas por regressão, quando significativo para declividade as médias foram submetidas ao teste LSD ($P < 0,05$). Para comparação dos modelos do LCA-P foi utilizada a correlação de Pearson ($P < 0,05$). Para a interpretação dos resultados, os dados transformados para atender a normalidade e foram convertidos para a escala original para apresentar os gráficos. Para todos os cálculos estatísticos e confecção dos gráficos foi utilizado o programa R, versão 3.5.2 (R Core Team, 2018).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ESCOAMENTO SUPERFICIAL E PERDA DE SEDIMENTOS

Na figura 8, é possível observar a distribuição mensal da precipitação, obtida por um pluviômetro instalado em cada local de coleta. O Nitossolo apresentou um acumulado anual de 1.711 mm já o Cambissolo apresentou 1.482 mm.

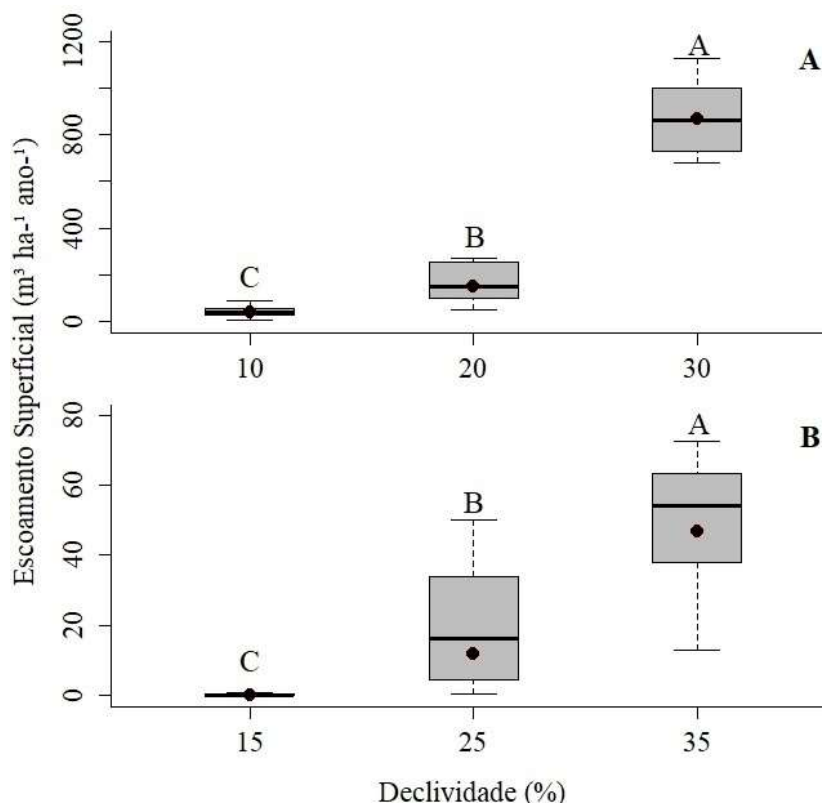
Figura 8 - Precipitação mensal para o período de 15/01/2018 a 15/01/2019, para os municípios de Campos Novos e Rio do Sul (SC).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

O escoamento superficial foi influenciado pela declividade do terreno em ambos os locais (Figura 9). Para o Nitossolo o escoamento superficial aumentou 23,6 vezes da faixa de declive de menor para maior inclinação. Já o Cambissolo aumentou 469 vezes ao triplicar a declividade. Mesmo tendo um grande incremento de perdas no Cambissolo da menor para a maior inclinação, os valores ficaram 18,5 vezes menores que o Nitossolo, mesmo considerando que as faixas de declividade são diferentes em cada local, o que não permite a comparação direta entre locais. Devido ao fato dos dados não apresentarem interação entre declividade e dose de P, as figuras são apresentadas separadamente ao longo do texto.

Figura 9 - escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.



Letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ($P < 0,05$). Os boxplots representam o intervalo interquartil (primeiro e terceiro quartis), enquanto as linhas verticais que se estendem a partir das caixas indicam o limite superior e inferior dos dados. A linha dentro do boxplot é a mediana (percentil 50). Pontos pretos dentro das caixas representam a média.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

A taxa de infiltração de água é uma característica do solo, afetada pela granulometria, porosidade, densidade do solo, entre outros fatores. As propriedades físicas do solo também influenciam no selamento superficial do solo e no desenvolvimento de sulcos de erosão (FANG; SUN; TANG, 2015), que contribuem para uma maior perda de sedimentos. Pelo fato do Nitossolo possuir um teor de argila 2,9 vezes maior que o Cambissolo justifica seu maior escoamento superficial, por diminuir a infiltração de água devido ao maior volume de microporos desse solo. A declividade do terreno contribuiu para o maior escoamento superficial, devido ao fato de elevar a velocidade de saída da água para fora da área, diminuindo a infiltração no solo.

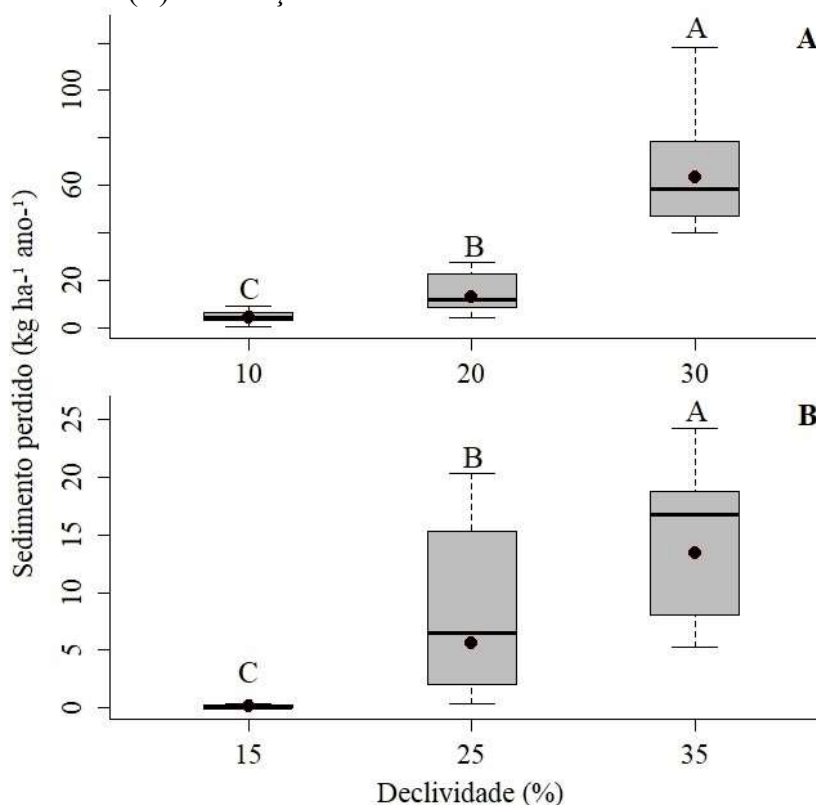
Em estudo com solo de textura arenosa e diferentes declividades do terreno, Eshghizadeh et al., (2016), encontraram forte relação da cobertura do solo na diminuição do escoamento superficial e erosão do solo. Apesar da pastagem cultivada nos locais de estudo apresentar boa cobertura do solo, após as roçadas o solo ficava exposto, além de ser realizada a retirada de todo o resíduo vegetal das parcelas, contribuindo para uma maior vulnerabilidade

à erosão e escoamento superficial, por não haver proteção que impedisse o contato direto da gota da chuva sobre o solo. Também as aplicações de DLS eram aplicadas após o corte da pastagem, o que pode contribuir para maiores perdas por escoamento. Contudo, não foram utilizados eventos específicos e sim o somatório anual das perdas, não podendo dizer se houve realmente a influência da altura da pastagem nas perdas.

Os dados do presente estudo não apresentaram efeito significativo entre dose de DLS e escoamento superficial, o que pode estar relacionado a não ocorrência de chuvas de alta intensidade próximos ao período de aplicação do fertilizante orgânico. O DLS também pode ter afetado de forma benéfica a produção de biomassa vegetal (ZANINE; FERREIRA, 2015) e a infiltração de água (MENEZES et al., 2018), anulando os efeitos deletérios do selamento superficial e hidrofobicidade deste material (BERTOL et al., 2007b; CHEROBIM et al., 2018).

A medida que elevou a declividade a concentração de sedimentos transferidos para água aumentou em ambos os solos (Figura 10). O Nitossolo aumentou em 15,5 vezes a perda de sedimentos na declividade de 30% em comparação a declividade de 10%, já para o Cambissolo esse aumento foi de 134 vezes da menor para a maior declividade. Foi possível observar uma diferença de 4,7 vezes mais perda no Nitossolo em relação ao Cambissolo, nas médias das maiores inclinações.

Figura 10 - Sedimento perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.



Letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ($P < 0,05$). Os boxplots representam o intervalo interquartil (primeiro e terceiro quartis), enquanto as linhas verticais que se estendem a partir das caixas indicam o limite superior e inferior dos dados. A linha dentro do boxplot é a mediana (percentil 50). Pontos pretos dentro das caixas representam a média.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Berger et al., (2010) concluíram que a medida que aumentou a inclinação e intensidade da chuva ocorreu maior escoamento superficial e produção de sedimentos. Hlavčová et al., (2019) também concluíram que a umidade inicial do solo superior a 40% é outro fator de grande importância que maximiza o escoamento superficial. Isso pode ocorrer pelo fato do aumento da declividade e elevado teor de umidade diminuírem a infiltração e acelerarem o processo de escoamento superficial no momento do início da precipitação, apresentando maior capacidade de transporte de sedimentos devido ao maior volume e velocidade da água.

O manejo adotado foi um fator importante na obtenção de baixos valores de perdas de sedimentos, pois o uso da pastagem perene contribui para proteção da superfície do solo durante todo o ano. A cobertura vegetal dissipa a energia das gotas da chuva que causam desagregação do solo, bem como contribuem para uma maior agregação das partículas do solo e infiltração de água (ALMEIDA et al., 2016). Também não havia a entrada de máquinas ou animais para pastejo, o que poderia causar a compactação e transporte do solo pela pressão gerada no pisoteio, acelerando as perdas além da capacidade de formação do solo (PENNY et al., 2016).

A granulometria do solo é um importante fator a ser considerado, pois o Nitossolo, o qual apresentou maiores perdas totais de sedimentos, possui textura mais fina (64% de argila). Esse fator facilita o transporte pela água, pelo fato deste material ficar disperso em água. Já o Cambissolo, por possuir maior conteúdo de areia, dificulta o transporte, além de contribuir para a sedimentação e interceptação ao longo do percurso do escoamento.

Em estudo com avaliação de propriedades físicas de solos do sul do Brasil, Giarola; Silva; Imhoff, (2002), observaram que densidade do solo, densidade de partículas, capacidade de campo, ponto de murcha permanente e água disponível foram influenciados pelos teores de argila, silte e teor de óxidos de ferro e alumínio. Esse estudo pode ajudar a esclarecer a diferença de escoamento observado nos dois locais avaliados, mostrando que a textura do solo tem grande influência na capacidade do solo em reter água, e as características já destacadas do Nitossolo contribuem para o maior escoamento.

Fontanive et al., (2019) avaliaram a erosão hídrica após a aplicação de DLS em culturas anuais e concluíram que a erosão diminui com o aumento da dose no intervalo entre 50 e 200 m³ ha⁻¹, podendo estar atrelado à maior agregação do solo, pelo aumento da MO e maior atividade biológica.

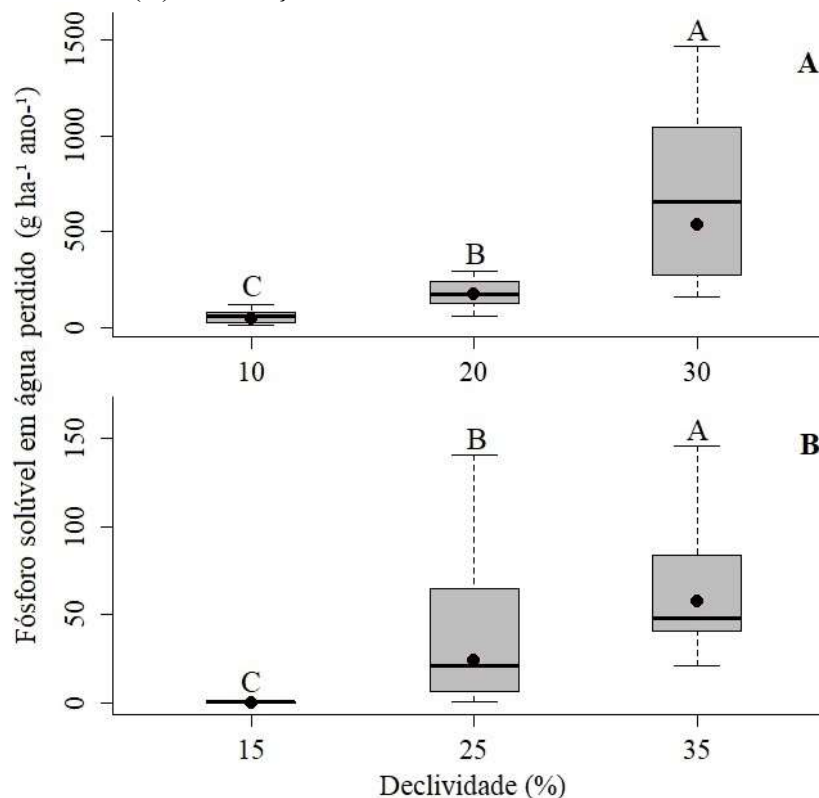
Apesar de ser possível observar os efeitos da declividade nas perdas de solo e água, foi observado uma grande variabilidade em relação aos dados coletados, mesmo dentro da mesma faixa de declividade e repetição. Similarmente, Eshghizadeh et al., (2016), observaram uma alta variabilidade em relação ao escoamento superficial e perdas de solo, em parcelas de pequena escala, evidenciando uma grande complexidade dos efeitos avaliados.

A erosão é o processo primário e está associada à perda de nutrientes (CHEROBIM; HUANG; FAVARETTO, 2017). Dentre os malefícios da perda de sedimentos das áreas agrícolas, destaca-se a capacidade de transporte de elementos químicos adsorvidos em sua estrutura que ao atingir cursos hídricos são liberadas frações solúveis que causam contaminação e diminuição da qualidade da água. Além disso, Fang; Sun; Tang, (2015) observaram que a interação entre propriedades físicas do solo, declividade e a intensidade das chuvas afeta diretamente na erosão, sendo incapaz de descrever o escoamento e a perda de solo com uma equação simples, sendo possível observar que há uma complexidade para entender e descrever os referidos efeitos, necessitando de uma série de avaliações e dados.

5.2 FRAÇÕES DE FÓSFORO PERDIDAS

O P-solúvel perdido foi influenciado pela declividade do terreno em ambos os solos (Figura 11). O Nitossolo apresentou perdas de 3,5 e 10,8 vezes maior nas declividades de 20 e 30%, respectivamente, em relação a menor declividade. Obteve-se a média de 539 g ha⁻¹ ano⁻¹ de P-solúvel perdido por escoamento superficial na declividade de 30%. Já para o Cambissolo as perdas foram 101,8 e 248,2 vezes maiores para as declividades de 25 e 35%, respectivamente, quando comparadas a menor inclinação, que manteve suas perdas próximo a zero. Já a declividade de 35% perdeu uma média de 58 g ha⁻¹ ano⁻¹ de P-solúvel. Com isso é possível observar que maiores inclinações do terreno maximizam a transferência de P-solúvel para ambientes aquáticos. Porém, as perdas estão nitidamente atreladas às características do solo, em que o Nitossolo apresentou perdas 9,3 vezes maiores em relação ao Cambissolo.

Figura 11 - Fósforo solúvel perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.

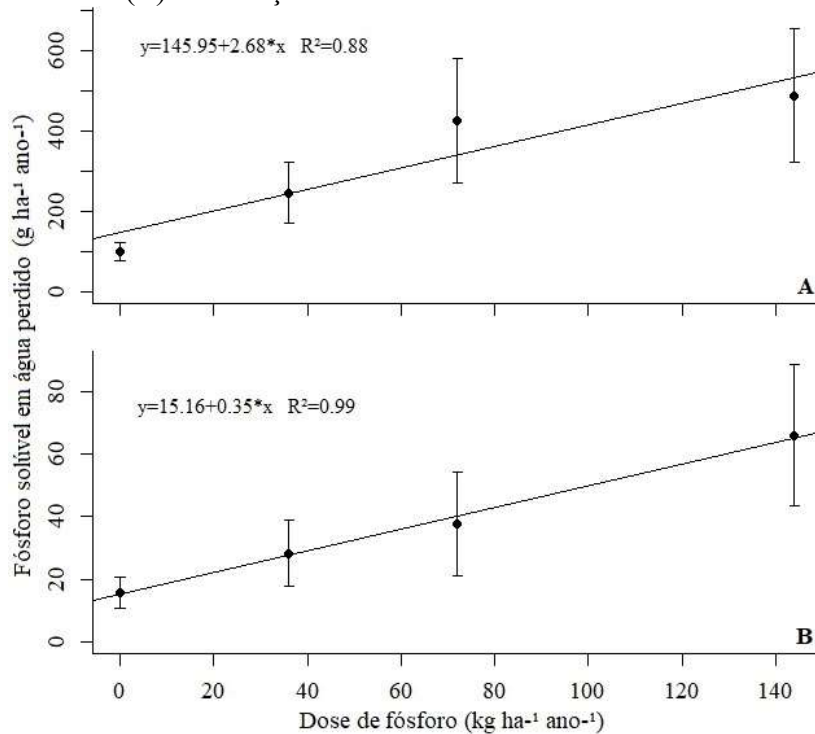


Letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ($P < 0,05$). Os boxplots representam o intervalo interquartil (primeiro e terceiro quartil), enquanto as linhas verticais que se estendem a partir das caixas indicam o limite superior e inferior dos dados. A linha dentro do boxplot é a mediana (percentil 50). Pontos pretos dentro das caixas representam a média.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

O P-solúvel perdido em ambos os solos também foi influenciado pela dose de P aplicada ao solo (Figura 12), com aumento linear ao elevar a dose. Para o Nitossolo, com cada quilograma de P aplicado ao solo há um incremento de 2,68 g ha⁻¹ ano⁻¹ no P-solúvel perdido por escoamento superficial, enquanto que para o Cambissolo há a perda é de 0,35 g ha⁻¹ ano⁻¹ para cada quilograma de P aplicado.

Figura 12 - Fósforo solúvel perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à dose de fósforo.



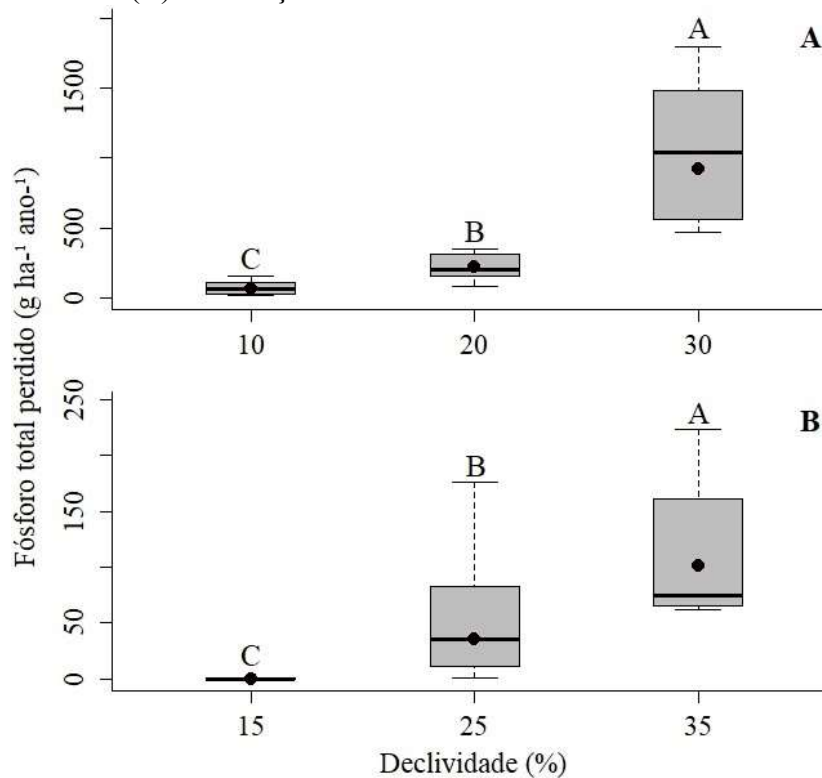
Pontos pretos representam as médias de cada dose; barras verticais representam o erro padrão da média; (*) significativo a 5% de probabilidade de erro.
Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Foi observado um aumento nas perdas de P-solúvel, influenciado pelo aumento da declividade e dose de P adicionado ao solo. O efeito pode ser explicado por elevar a disponibilidade do elemento na solução do solo, fato esse descrito após 8 anos de aplicação de DLS ao solo por Guardini et al., (2012) que observou o aumento na quantidade de P-solúvel da camada superficial do solo. Isso se faz principalmente pelo fato da aplicação ser realizada superficialmente aumentando a interação entre camada fértil do solo com o escoamento superficial. Importante reforçar que o P-solúvel é a fração mais danosa no processo de eutrofização, pois está prontamente disponível aos microrganismos presentes nas águas superficiais, diminuindo sua qualidade.

Outro fator que pode influenciar no aumento das perdas de P-solúvel são os períodos de secamento do solo antecedendo as perdas por escoamento. Isso foi descrito por Turner; Haygarth, (2001) que observaram um aumento da quantidade de P-solúvel predominantemente na forma orgânica após o processo de secagem e umedecimento rápido do solo, associando a liberação do P pela morte da biomassa microbiana.

A fração de P-total perdido foi influenciado pela declividade do terreno (Figura 13), apresentando perdas de 3,6 e 15,4 vezes maiores nas declividades de 20 e 30%, respectivamente, em relação a menor declividade no Nitossolo. Obteve-se uma média de 922 g ha⁻¹ ano⁻¹ de P-total perdido por escoamento superficial na declividade de 30%. Já para o Cambissolo houveram perdas de 134,8 e 383,7 vezes maiores para as declividades de 25 e 35% respectivamente, quando comparadas com a menor inclinação, atingindo uma média de 101 g ha⁻¹ ano⁻¹ de P total perdido por escoamento superficial na maior declividade. Similarmente ao P-solúvel é possível observar que maiores inclinações do terreno maximizam a transferência de P-total para ambientes aquáticos, em que o Nitossolo apresentou perdas 9,1 vezes maior que o Cambissolo.

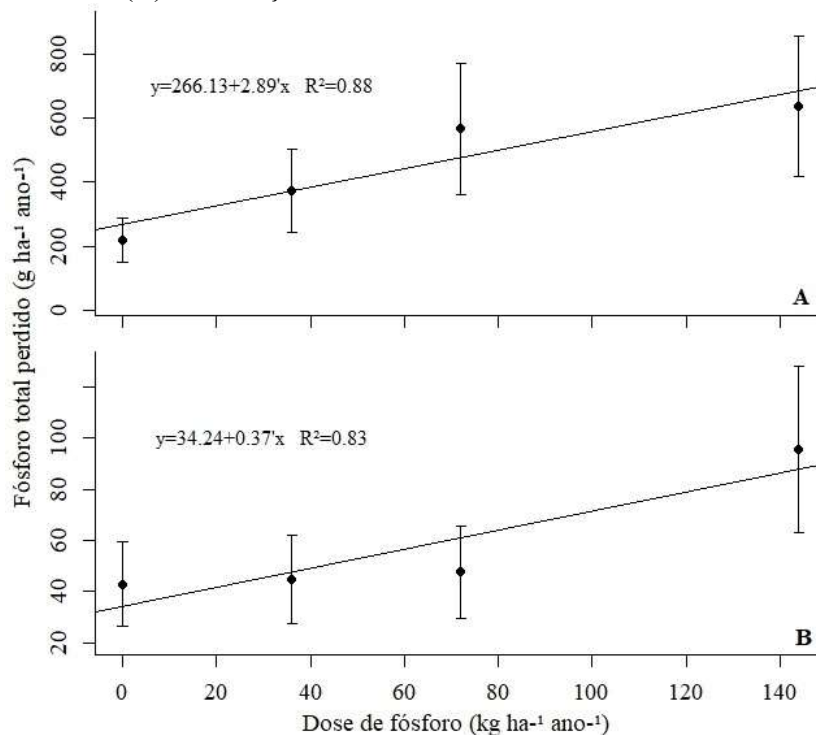
Figura 13 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.



Letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ($P < 0,05$). Os boxplots representam o intervalo interquartil, enquanto as linhas verticais que se estendem a partir das caixas indicam o limite superior e inferior dos dados. A linha dentro do boxplot é a mediana (percentil 50). Pontos pretos dentro das caixas representam a média.
Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

O P-total perdido também foi afetado pela dose de P aplicada ao solo (Figura 14), sendo que essa perda acontece de forma linear. No Nitossolo, para cada quilograma de P aplicado há um incremento de 2,89 g ha⁻¹ ano⁻¹ no P-total perdido por escoamento superficial, já para o Cambissolo esse aumento é de 0,37 g ha⁻¹ ano⁻¹ para cada quilograma de P aplicado. Os resultados corroboram com Fontanive et al., (2019) que observaram maiores perdas de P-total no escoamento ao elevar a dose de P.

Figura 14 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à dose de fósforo.



Pontos pretos representam as médias de cada dose; barras verticais representam o erro padrão da média; (*) significativo a 10% de probabilidade de erro.

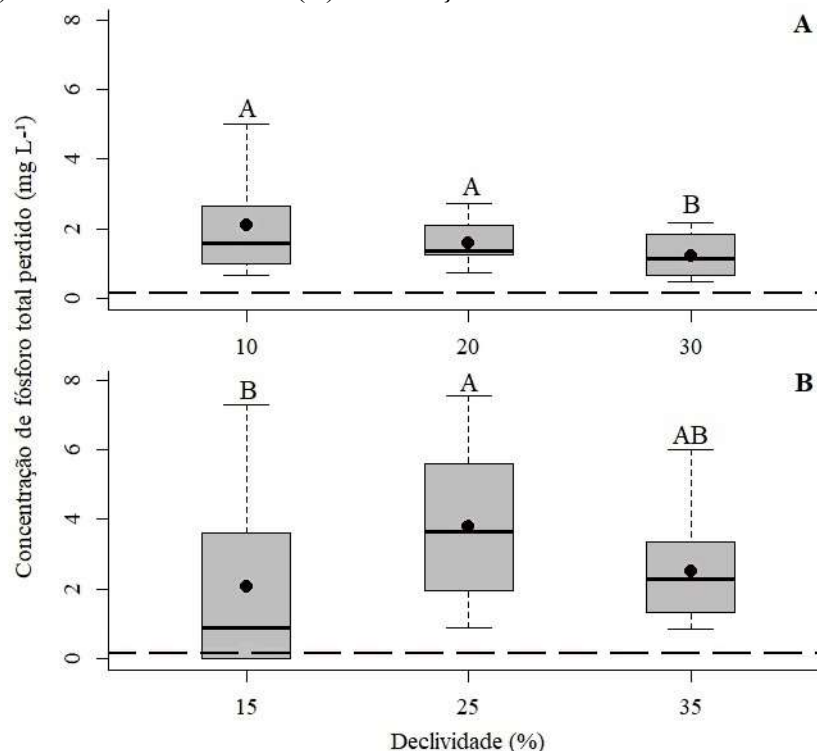
Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

No processo de determinação das frações de P também existem formas que não são determinadas pelo método descrito, por não haver reatividade do molibdato ácido com o P, podendo desta forma subestimar os valores de algumas frações. Contudo, essas formas são detectáveis quando a análise é realizada por ICP-OES (NASCIMENTO et al., 2015).

Quando comparado a concentração de P-total perdido com a resolução CONAMA 357/2005, ambos os locais perderam mais P que a classificação da legislação que é de 0,150 mg L⁻¹ para ambientes lóticos de água doce Classe III (Figura 15), sendo essa classe de menor rigor. Cada litro de escoamento superficial apresentou um potencial médio poluidor de 12, 10 e 8 L de água, respectivamente para as declividades do Nitossolo e 11, 23 e 16 L de água,

respectivamente para as declividades do Cambissolo, caso essa solução escoada atinja cursos hídricos. Também é possível observar que o Nitossolo, apesar de possuir menores perdas de água por escoamento superficial nas menores declividades, apresentou maior concentração de P-total no escoamento, justificado pelo enriquecimento da camada superficial do solo com P e as perdas diluídas em menor volume de água escoada.

Figura 15 - Concentração de fósforo total perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.

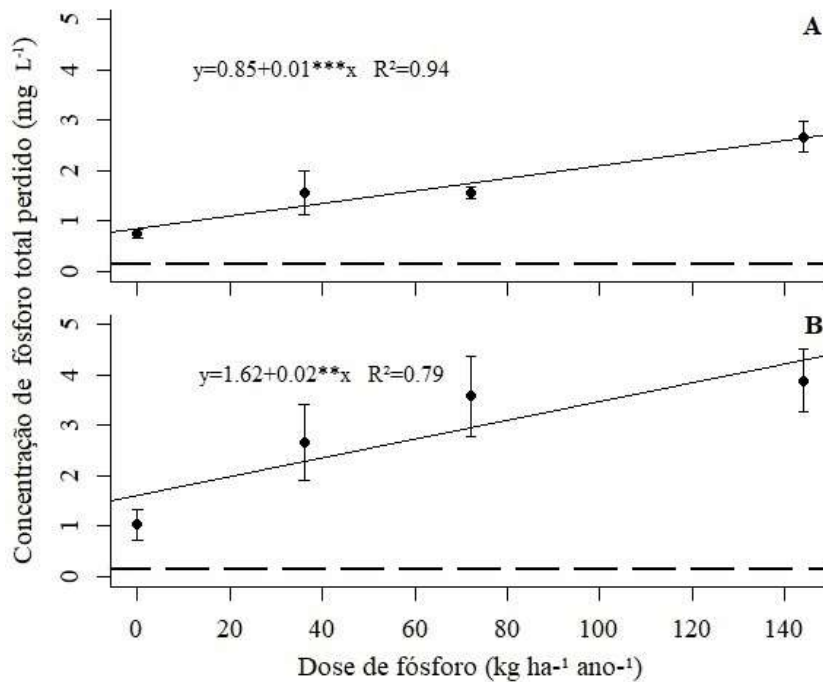


Linha horizontal tracejada representa o limite de conteúdo de fósforo total pela Resolução CONAMA 357/2005 para classificar um curso hídrico em ambiente lótico de Classe III. Letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ($P < 0,05$). Letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ($P < 0,05$). Os boxplots representam o intervalo interquartil (primeiro e terceiro quartis), enquanto as linhas verticais que se estendem a partir das caixas indicam o limite superior e inferior dos dados. A linha dentro do boxplot é a mediana (percentil 50). Pontos pretos dentro das caixas representam a média.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Até mesmo solos que não receberam fertilização, ultrapassaram os valores da resolução CONAMA em ambos os solos, mostrando que solos naturais apresentam potencial poluidor (Figura 16). Cada quilograma de P adicionado ao solo, aumenta de forma linear a concentração de P-total perdido por escoamento superficial. O Nitossolo apresentou um potencial médio poluidor de 6 L de água na dose controle de P, sem adubação. Já o Cambissolo, apresentou um potencial médio poluidor de 11 L de água na dose controle de P, se essa solução escoada atingir cursos hídricos. Destacando que o volume total escoado no Nitossolo é maior.

Figura 16 - Concentração de fósforo total perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação a dose de fósforo.

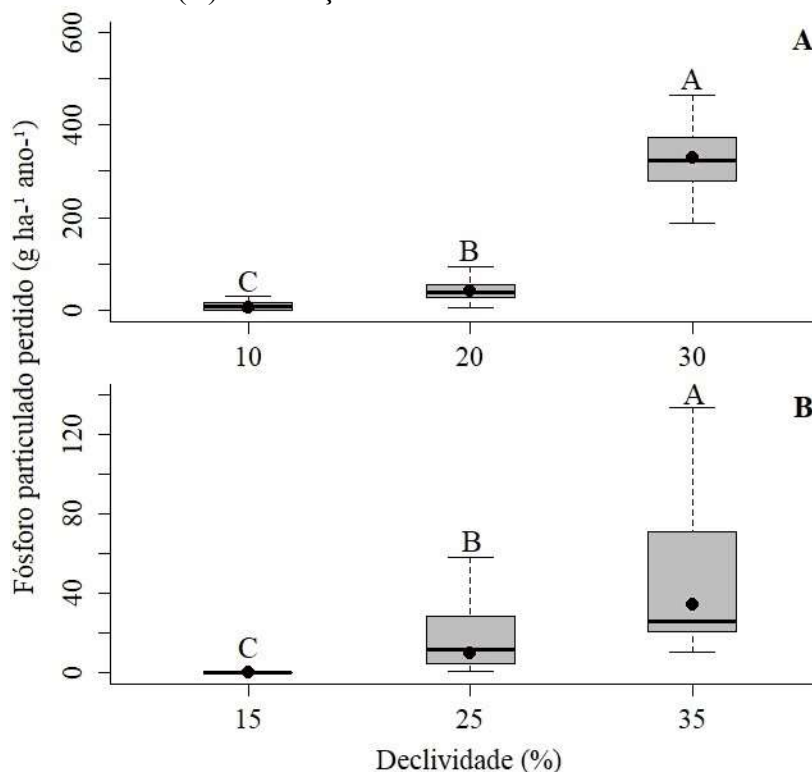


Linha horizontal tracejada representa o limite de conteúdo de fósforo total pela Resolução CONAMA 357/2005 para classificar um curso hídrico em ambiente lótico de Classe III. Pontos pretos representam as médias de cada dose; barras verticais representam o erro padrão da média; (***) significativo a 0,1% de probabilidade de erro; (**) significativo a 1% de probabilidade de erro.

Pelo fato da deficiência de valores de limites aceitáveis de P para ambientes aquáticos para cada região, tipo de solo e sistema de manejo, há uma dificuldade de se discutir as perdas de cada região. Contudo, trabalha-se com a hipótese de que quanto menores as perdas melhor (DALL'ORSOLETTA, 2018), pelo fato de que também ocorrem perdas em solos naturais. Desta forma, levanta-se a importância do presente estudo que contribui para o entendimento do fator declividade do terreno nas perdas de P, bem como a necessidade de futuras pesquisas que sigam e complementem essa linha de estudo.

O P-particulado perdido foi influenciado pela declividade do terreno (Figura 17). O Nitossolo aumentou em 6,6 e 51,8 vezes as perdas das maiores declividades de 20 e 30%, respectivamente, em relação a menor declividade. Obteve-se uma média de 329 g ha⁻¹ ano⁻¹ de P-particulado perdido por escoamento superficial na declividade de 30%. O Cambissolo aumentou em 199,2 e 723,7 vezes as perdas nas declividades de 25 e 35%, respectivamente, quando comparadas a menor inclinação, atingindo uma média de 34 g ha⁻¹ ano⁻¹ de P-particulado perdido na declividade de 35%. Com isso é possível observar que maiores inclinações do terreno maximizam a transferência de P-particulado para ambientes aquáticos, além de solos com maior percentual de argila favorecer as perdas, em que o Nitossolo apresentou 9,7 vezes mais perdas em relação ao Cambissolo.

Figura 17 - Fósforo particulado perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.



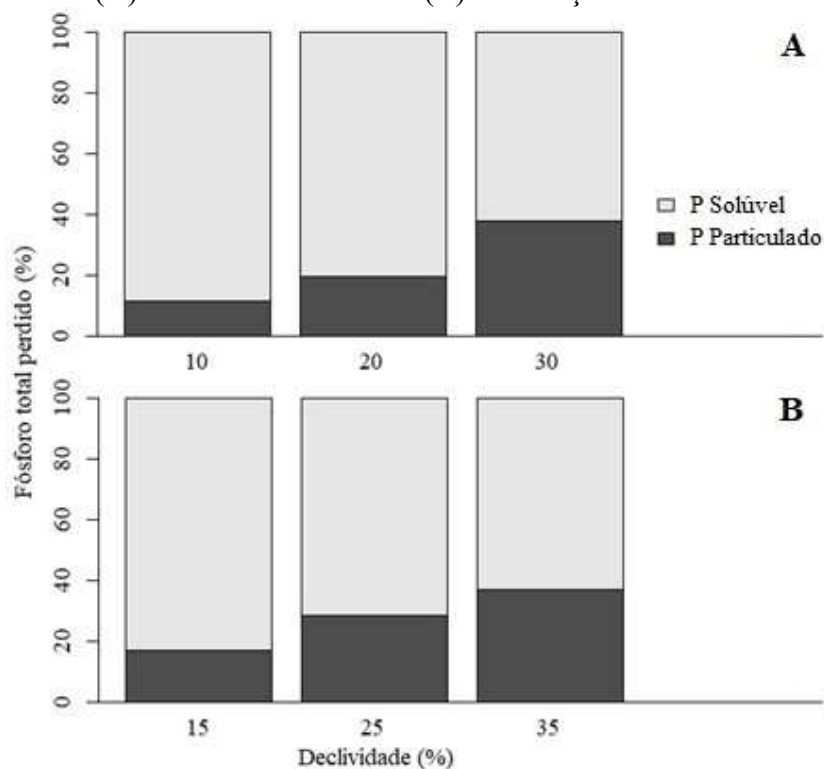
Letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ($P < 0,05$). Os boxplots representam o intervalo interquartil (primeiro e terceiro quartis), enquanto as linhas verticais que se estendem a partir das caixas indicam o limite superior e inferior dos dados. A linha dentro do boxplot é a mediana (percentil 50). Pontos pretos dentro das caixas representam a média.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Pelo fato do manejo adotado nas áreas de estudo com a aplicação de DLS em superfície sem a mobilização do solo, causa um maior acúmulo de elementos químicos oriundos da fertilização nos primeiros centímetros do perfil do solo, o que contribui para o maior transporte de nutrientes por escoamento superficial. Em experimento com chuva simulada, Bertol et al., (2007a) encontraram no SPD maior concentração de P-solúvel, P-particulado e CO no escoamento superficial que no SPC, correlacionando-os positivamente com os teores presentes na camada superficial do solo (0-2,5 cm).

Ao avaliar o percentual das frações perdidas, observa-se que a maior fração foi de P-solúvel nos dois solos avaliados, independente da declividade (Figura 18). Obteve-se um maior incremento na proporção de P-particulado com o aumento da inclinação, porém, proporcionalmente ainda menor em relação ao P-solúvel, em que no Nitossolo a declividade de 10% apresentou menor percentual de P-particulado, aumentando em 3,5 vezes da menor para a maior inclinação. No Cambissolo ocorreu um efeito semelhante elevando 2,2 vezes as perdas do P-particulado da menor para a maior declividade.

Figura 18 - Percentual de P-água e P-particulado perdido por escoamento superficial em um Nitossolo (A) e em um Cambissolo (B) em relação à declividade do terreno.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Com uma avaliação através do fracionamento de P dos solos do referido estudo Pietroski, (2019) observou que a aplicação de DLS promoveu aumento de frações de P inorgânicas lábeis e moderadamente lábeis em ambos os locais. Isso justifica as maiores proporções de perdas de P-solúvel no escoamento superficial, por haver maior disponibilidade de frações que se tornam solúveis no momento que a água atinge a superfície do solo e gera o escoamento superficial.

O aumento do P-particulado é justificado pelo maior transporte de sedimentos com o aumento da declividade, ocorrendo em maiores proporções principalmente no Nitossolo devido ao fato da maior concentração de argila. Isso contribui para a adsorção de P, além da textura do solo mais fina, onde as partículas são facilmente transportadas. Bertol et al., (2007a) observaram uma grande influência no incremento do conteúdo de P do escoamento superficial a medida que diminuiu o tamanho dos sedimentos inferiores a 0,5 mm de diâmetro. Também o momento do evento de precipitação em relação à aplicação do fertilizante afeta as perdas de escoamento, sedimentos e nutrientes, em que com sete dias após a aplicação foi observada significativa diminuição nas perdas (CHEROBIM; HUANG; FAVARETTO, 2017).

Guardini et al., (2012), avaliando as frações de P após sucessivas aplicações de DLS, concluíram que houve acúmulo especialmente em frações lábeis no perfil. Os resultados

corroboram com os apresentados na presente pesquisa, que o solo com aplicações frequentes de DLS elevam o potencial de transferência de P em formas que estão rapidamente disponíveis aos microrganismos, maximizando a eutrofização ambiental.

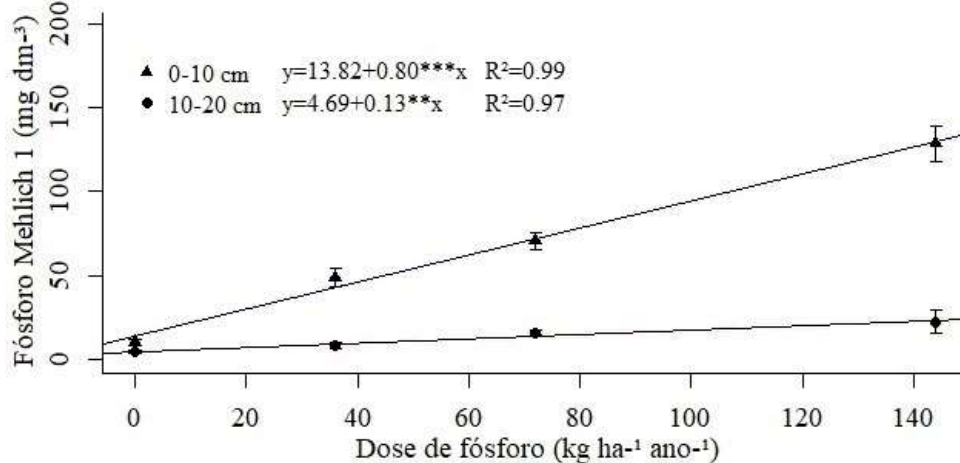
O comprimento de rampa das parcelas influencia na hidrologia, perda de sedimentos e aumento da concentração de P no escoamento superficial (SHARPLEY; KLEINMAN, 2003), bem como, a cobertura do solo é uma variável importante que afeta o volume de escoamento e a exportação de P e sedimentos (BUTLER et al., 2006). Com os dados obtidos no presente estudo, nota-se que o uso de práticas conservacionistas mesmo no cultivo de pastagem perene se faz importante, pois apenas com o manejo da pastagem não elimina totalmente o escoamento superficial. Desta forma, justifica-se estudos com o uso de terraços, barreiras vegetadas e outras alternativas a fim de interromper o comprimento do declive ou que visem evitar a saída de água, sedimentos e elementos químicos da área atingindo cursos hídricos.

A vegetação ciliar influencia na química da água de cursos hídricos, pela absorção de elementos químicas através de espécies de crescimento rápido, modificação do movimento da água e estabilização do solo (DOSSKEY et al., 2010), o que pode contribuir para diminuir o assoreamento e eutrofização das águas.

5.3 TEORES DE FÓSFORO NO SOLO

Os níveis de P no Nitossolo foram influenciados pela dose de P aplicada ao solo (Figura 19). Para cada quilograma do elemento químico aplicado ao solo ocorreu um incremento de $0,80 \text{ mg dm}^{-3}$ no teor da camada superficial do solo (0-10 cm). Já para a camada subsuperficial (10-20 cm) ocorreu um incremento de $0,13 \text{ mg dm}^{-3}$, ou seja, aproximadamente 6 vezes menor que na camada sobrejacente.

Figura 19 - Teores de fósforo extraível por Mehlich 1 na camada superficial (0-10 cm) e subsuperficial (10-20 cm) do solo em um Nitossolo em relação a dose de fósforo aplicada.

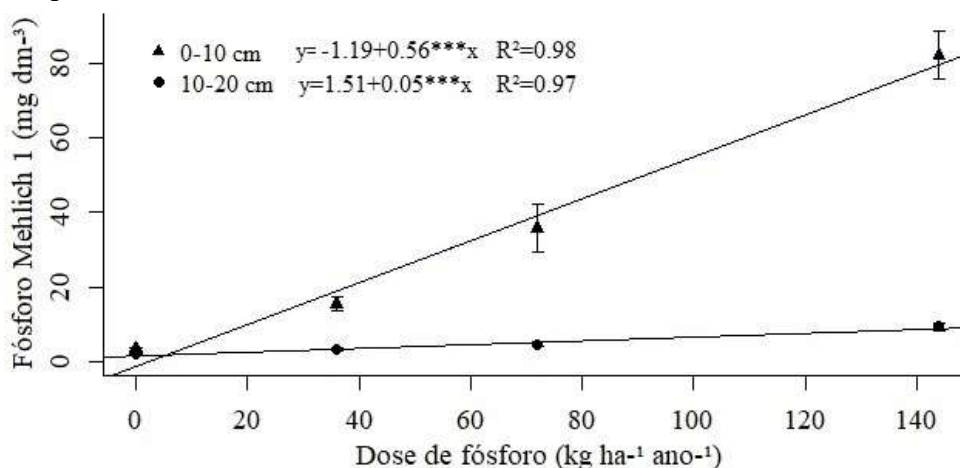


Barras verticais representam o erro padrão da média; ** Significativo a 1% de probabilidade de erro; (***) significativo a 0,1% de probabilidade de erro.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Para o Cambissolo os níveis de P no solo também foram influenciados pela dose (Figura 20), o incremento foi de $0,56 \text{ mg dm}^{-3}$ no teor da camada superficial do solo (0-10 cm) para cada quilograma de P aplicado, havendo um incremento aproximadamente 11 vezes maior que a camada subsuperficial (10-20 cm), que foi de $0,05 \text{ mg dm}^{-3}$ para cada quilograma de P adicionado.

Figura 20 - Teores de fósforo extraível por Mehlich 1 na camada superficial (0-10 cm) e subsuperficial (10-20 cm) do solo em um Cambissolo em relação a dose de fósforo aplicada.



Barras verticais representam o erro padrão da média; (***) significativo a 0,1% de probabilidade de erro. Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Com o histórico de três anos de aplicação de DLS no solo ocorreu um incremento de P principalmente na camada superficial do solo em ambos os locais, o que contribuiu para a transferência de P por escoamento superficial. Porém, o Nitossolo com maior teor de argila, apresentou maior quantidade do elemento estocado na camada superficial ao comparar com o Cambissolo. Esses dados são complementados por Pietroski, (2019) que observou que solo com menor teor de argila apresentam maior capacidade de movimentação de P no perfil do solo em diferentes frações. Evidenciando-se assim, que a medida que se eleva a dose de P, ocorre a saturação dos sítios de adsorção, favorecendo o deslocamento em profundidade no perfil do solo, o que foi observado na camada subsuperficial de ambos os locais. Dados semelhantes foram observados por Boitt et al., (2018) que obtiveram um incremento vertical de P no solo de forma proporcional à taxa de aplicação de DLS. Pizzeghello et al., (2016) também observaram que o esterco animal aplicado ao solo estimula a translocação do P ao longo do perfil, pelo fato de influenciar a diminuição da capacidade de adsorção de P pelo solo.

É possível observar que o Cambissolo apresentou menor acúmulo de P nas duas camadas avaliadas do solo em relação ao Nitossolo, além de apresentar menores perdas por escoamento superficial. Isso evidencia a possibilidade de ocorrer maiores perdas de P por percolação devido a sua menor capacidade de adsorção, favorecendo o transporte para águas de drenagem subsuperficial. Como não foram avaliadas camadas em profundidade maior que 20 cm ou a lixiviação, não se sabe quão profundo está se deslocando e a quantidade de P que está sendo perdida. Também não se sabe se há a possibilidade de estar sendo acumulado em alguma camada ao longo do perfil do solo.

Em experimento com 25 anos de aplicação contínua de P, foi observado em um solo com 32% de argila, um movimento de P ao longo do perfil atingindo a camada máxima avaliada de 3 metros de profundidade (KHAN et al., 2018). Isso mostra que ao longo dos anos os sítios de ligação que adsorveriam P foram sendo saturados, não inibindo o movimento em profundidade. Apesar de elevar os níveis de P disponíveis para as plantas por apresentar frações mais lábeis, elevam-se os riscos de transferência para águas de drenagens subterrâneas (CERETTA et al., 2010b; GUARDINI et al., 2012) apresentando potenciais problemas ambientais da lixiviação de P (KHAN et al., 2018). Também regiões de elevada precipitação pluviométrica, solos com baixa drenagem ou com uso constante de irrigação podem ter esses problemas intensificados.

Uma alternativa para minimizar perdas seria a incorporação do DLS ao solo, porém com sucessivas aplicações ainda haverá a saturação dos sítios de adsorção da camada superficial. Outro ponto negativo seria aumento da erosão e potencialmente aumento das perdas de P-total (SMITH; HUANG; HANEY, 2017). A manutenção ou incremento de MOS em solos arenosos é uma forma de prevenir as perdas de P (DEBICKA et al., 2015). Alguns estudos observaram uma diminuição do CO do solo após longo período de cultivo agrícola e que a adubação orgânica é uma boa opção para reduzir esse declínio (OMARA et al., 2017). Porém, se a aplicação de DLS não for interrompida, os efeitos contaminantes ainda serão mantidos, pois a adição de resíduos animais pode aumentar a biodisponibilidade do P no solo, aumentando a concentração CO dissolvido do solo (OHNO et al., 2005), o qual reduz a taxa de adsorção de P (OHNO; ERICH, 1997), tornando-o mais disponível na solução e, conseqüentemente, mais propenso à perdas. O uso intensivo de plantas em rotação de culturas com alta exportação de P é uma eficiente alternativa para diminuir a lixiviação (LEINWEBER et al., 1999)

Bortoluzzi et al., (2015) observaram que solos com similar conteúdo de argila, adsorvem diferentes quantidades de P por estarem localizados em diferentes gradientes ambientais, o que interfere no conteúdo de CO ou nos teores de óxidos de Fe e Al. Isso mostra que mais estudos deveriam ser realizados dentro do estado catarinense para obter dados mais consistentes em relação às perdas obtidas em solos com o mesmo teor de argila e declividade.

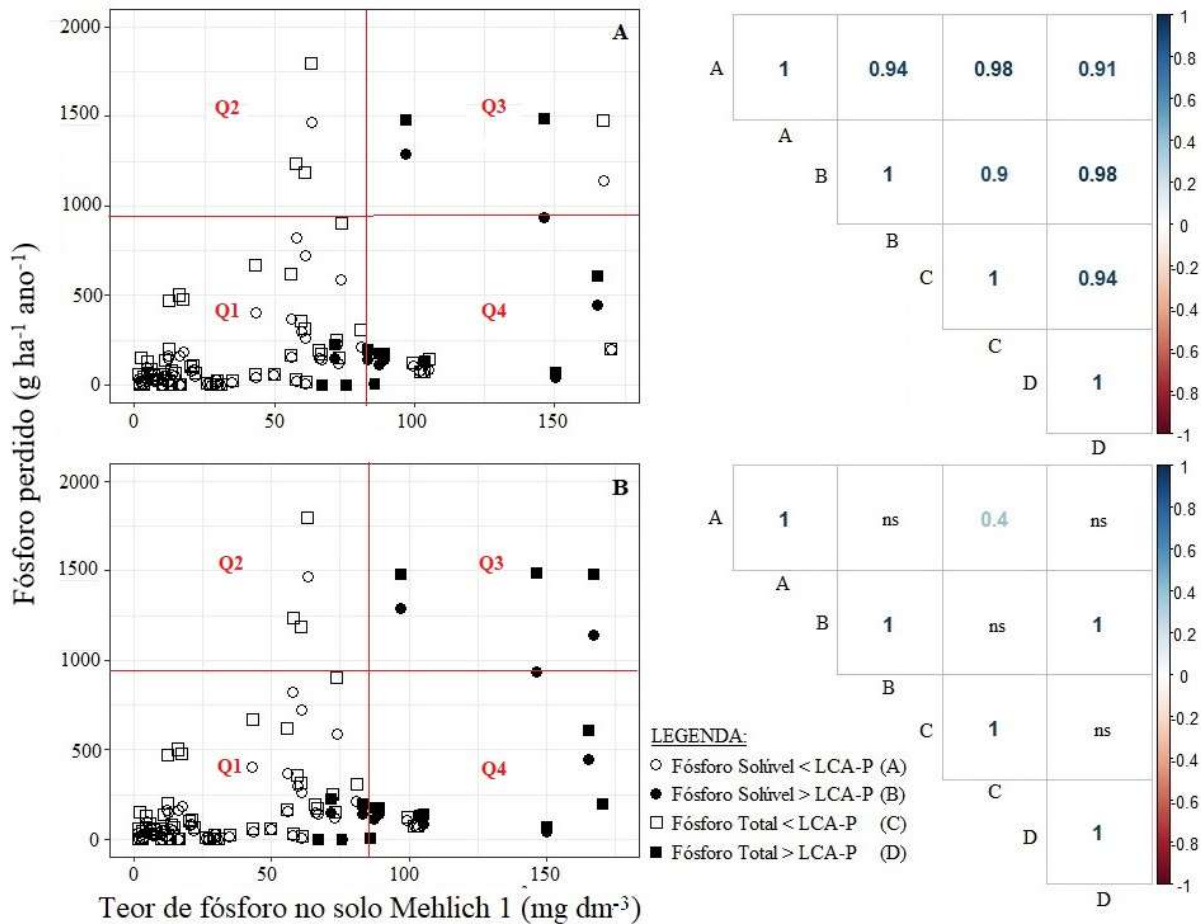
5.4 ENQUADRAMENTO DOS SOLOS NOS MODELOS DO LCA-P

Ao enquadrar os teores de P dos 72 solos avaliados de acordo com o LCA-P proposto por Gatiboni et al., (2015), para serem classificados como de baixo risco ambiental, o teor de P disponível no Nitossolo e no Cambissolo deveriam manter-se abaixo de 104,2 e 62,5 mg dm⁻³,

respectivamente (equação 1). Porém os dois locais, após 3 anos de aplicação de DLS, tiveram solos cujos valores ultrapassaram o LCA-P na camada superficial do solo (0-10 cm) que recebeu a maior dose de $142 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de P no ano de 2018. O modelo proposto por Dall'Orsoletta (2018), o qual utiliza o fator declividade do terreno como agravante, também enquadra solos em classes de menor e maior acúmulo de P, em que nas maiores inclinações do terreno (30 e 35% declividade) os limites foram de 59 e 44 mg dm^{-3} , respectivamente para o Nitossolo e Cambissolo, de acordo com a equação (3), apresentando solos que ultrapassaram o LCA-P. Os dois modelos tiveram em seu enquadramento solos que excederam o limite superior de 20% do LCA-P, desta forma, o uso de adubos fosfatados nesses locais deveria ser interrompidos, além de buscar medidas de mitigar as perdas de P (FATMA, 2014).

Ao avaliar a eficiência dos dois modelos propostos de LCA-P, enquadrando as perdas de P-solúvel e P-total do escoamento superficial, é possível observar que ambos os modelos não conseguiram separar os solos de forma eficiente quando enquadrados abaixo ou acima do LCA-P (Figura 21). Ou seja, existem solos com maiores perdas de P sendo enquadrado como abaixo do LCA-P (Q2) e solos com menores perdas de P sendo enquadrado como acima do LCA-P (Q4). Observou-se uma alta correlação entre todas as variáveis no modelo de Gatiboni et al., (2015), mostrando que cada fração tem influência e dependência uma da outra. Já o modelo de Dall'Orsoletta (2018) apresentou alta correlação entre P-solúvel e P-total perdidos que foram enquadrados como acima do LCA-P e baixa correlação, porém significativa, para o P-solúvel e P-total enquadrados abaixo do LCA-P.

Figura 21 - Avaliação da eficiência dos modelos do LCA-P e correlação das variáveis dos modelos propostos por Gatiboni et al., (2015) (A) e Dall'Orsoletta (2018) (B).



Correlação de Pearson. ns: não significativo ($P > 0,05$).
Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Com o objetivo de tornar a figura 21 A e B de fácil entendimento, foram divididos em quadrantes. Para que os modelos fossem considerados eficientes deveriam separar os símbolos A e C que estão abaixo do LCA-P no primeiro quadrante, o quais teriam menores perdas de P. Já no terceiro quadrante deveriam estar localizados os solos B e D que estão classificados como acima do LCA-P, com maiores perdas de P. Contudo, como estão sendo avaliados apenas os teores de argila do solo e declividades do terreno, outros fatores podem estar afetando as perdas de P, como taxa de infiltração de água, cobertura do solo, densidade do solo, entre outros fatores que não foram avaliados no presente estudo. Esses resultados justificam a necessidade de melhorias nos dois modelos para ajustar de forma mais precisa a classificação em relação às perdas de P.

Apesar de ambos os modelos apresentarem ineficiência na predição das perdas, observa-se a complexidade em desenvolver um método eficiente, capaz de abranger vários fatores que contribuem para as perdas de P para ambientes aquáticos. Como exemplo, o P index proposto

por Lemunyon; Gilbert (1993), o qual passou por uma série de melhorias ao longo dos anos para atender as necessidades de cada local. Esses dados podem contribuir para estimativas da vulnerabilidade da perda de P em bacias hidrográficas, pesquisas essas já em andamento no Brasil (LOPES et al., 2007; ALVAREZ et al., 2017), as quais devem ser calibradas e validadas para garantir sua precisão (NELSON; SHOBER, 2012).

Ressalta-se que apesar da ineficiência dos modelos, eles foram testados em apenas dois solos do estado catarinense, variando as doses de fósforo e a declividade. Contudo, a viabilidade desses modelos devem ser provados em um número maior de situações, solos de várias classes texturais, níveis de P e declividades; todos eles com acompanhamento das perdas de P por escoamento superficial. Desta maneira, ressalta-se os modelos podem ter maior capacidade preditiva quando considerada a variabilidade de situações de campo, ressaltando-se ainda que esses modelos pioneiros de proteção ambiental ainda necessitam ajustes, mas são de grande importância para o manejo ambiental do P em solos catarinenses, justificando a continuidade de pesquisas na área.

6 CONCLUSÕES

O aumento da declividade do terreno aumenta as perdas de água por escoamento superficial, a perda de sedimentos e de fósforo. A fração de P perdida em maior quantidade é o P-solúvel, o qual tem maior potencial de provocar poluição ambiental.

O aumento da declividade maximiza a perda de P-particulado no material do escoamento superficial.

O aumento da dose de DLS aplicado ao solo contribui para o aumento do teor de P, principalmente na camada superficial do solo (0-10 cm), elevando as perdas de P por escoamento superficial e potencializando também as chances de lixiviação.

Os modelos do LCA-P propostos por Gatiboni et al. (2015) e Dall'Orsoletta (2018) não foram eficientes em separar solos com maior e menor risco ambiental de perdas de P para ambientes aquáticos, necessitando de ajustes.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo mostram que com histórico de três anos de aplicação de DLS ocorreu um incremento linear nos teores de P disponível no solo. A medida que a dose aplicada aumentou, maximizou-se a transferência do nutriente para água do escoamento superficial. O aumento da declividade do terreno contribuiu para o aumento do escoamento superficial, das perdas de sedimentos e das frações de P. Uma observação ambientalmente importante é que o maior percentual de P perdido foi na fração lábil, sendo esta prontamente disponível, o que contribui de forma rápida para a ocorrência do fenômeno da eutrofização.

Foi possível observar que ao longo do período avaliado os dados sofrem grande influência e variação climática, sendo importante, desta forma, a continuidade da avaliação desses locais para obter uma média mais consistente em relação às fontes de variação. Também, mais estudos sobre o assunto se fazem importantes para corroborar com os resultados obtidos, dando assim maior confiança na tomada de decisões.

Como sugestão para futuros estudos será de grande importância conhecer quanto P está sendo perdido por lixiviação e se realmente este está atingindo águas subsuperficiais. Também há a necessidade de aumentar os estudos voltados ao controle e manejo de áreas que já se encontram acima dos níveis máximos permitidos pelo LCA-P, de forma que o produtor possa manejar o solo sem causar danos ambientais.

Por fim, não basta apenas o investimento em pesquisas, mas também em transferência de conhecimento e extensão, pois há carência de profissionais com conhecimento técnico que estejam treinados para difundir esses resultados aos produtores de suínos do estado de Santa Catarina, de forma que possam colocar em prática os conhecimentos adquiridos através da pesquisa aplicada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDALA, D. B. et al. Long-term manure application effects on phosphorus speciation, kinetics and distribution in highly weathered agricultural soils. **Chemosphere**, v. 119, p. 504–514, 2015.
- ALLEN, B. L.; MALLARINO, A. P. Effect of liquid swine manure rate, incorporation, and timing of rainfall on phosphorus loss with surface runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. 1, p. 125–137, 2008.
- ALLEONI, L. R. F.; FERNANDES, A. R.; CAMPOS, M. DE. Degree of phosphorus saturation of an Oxisol amended with biosolids in a long-term field experiment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 8, p. 5511–5520, 2014.
- ALMEIDA, W. S. DE et al. Erosão hídrica em diferentes sistemas de cultivo e níveis de cobertura do solo. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1110–1119, 2016.
- ALTIERI, A. H.; DIAZ, R. J. **Dead Zones: Oxygen Depletion in Coastal Ecosystems**. Second Edi ed. [s.l.] Elsevier Ltd., 2019.
- ALVAREZ, J. W. R. et al. Estimativa da vulnerabilidade à perda de fósforo por diferentes versões do método do índice de fósforo. **Investigación Agraria**, v. 19, n. 2, p. 64–76, 2017.
- ALVES, C. T. DE F. et al. Influência da adubação com dejetos suíno e adubo mineral adicionada de inibidor de nitrificação sobre a produtividade e a nutrição do milho. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 16, n. 1, p. 2–10, 2017.
- ANTELO, J. et al. Adsorption of a soil humic acid at the surface of goethite and its competitive interaction with phosphate. **Geoderma**, v. 138, n. 1–2, p. 12–19, 2007.
- APHA - American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water & wastewater**. 21 ed. American Public Health Association, Washington, DC, 2005. 1274p.
- BACHE, B. W. Aluminium and iron phosphate studies relating to soils. **Journal of Soil Science**, v. 15, n. 1, 1964.
- BARBOSA, N. C. et al. Distribuição vertical do fósforo no solo em função dos modos de aplicação. **Bioscience Journal**, v. 31, n. 1, p. 87–95, 2015.

BARROW, N. J. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. **Journal of Soil Science**, v. 34, p. 733–750, 1983.

BARROW, N. J. The four laws of soil chemistry: the Leeper lecture 1998. **Australian Journal of Soil Research**, v. 37, p. 787–829, 1999.

BARROW, N. J. Soil phosphate chemistry and the P-sparing effect of previous phosphate applications. **Plant and Soil**, v. 397, n. 1–2, p. 401–409, 2015.

BROWN, V. et al. Effects on soil and crops after 20 years of conventional and zero tillage. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 13, n. 1, p. 1–7, 2018.

BENEDET, L. et al. Copper and Zinc in Rhizosphere Soil and Toxicity Potential in White Oats (*Avena sativa*) Grown in Soil with Long-Term Pig Manure Application. **Water Air Soil Pollut**, v. 230, p. 1-10, 2019.

BERGER, C. et al. Rill development and soil erosion: A laboratory study of slope and rainfall intensity. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 35, n. 12, p. 1456–1467, 2010.

BERTOL, I. et al. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 3, p. 485–494, 2004.

BERTOL, I. et al. Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. **Soil and Tillage Research**, v. 94, n. 1, p. 142–150, 2007a.

BERTOL, O. J. et al. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p. 781–792, 2007b.

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, 2008.

BEUSEKOM, J. E. E. VAN. Eutrophication. **Springer**, p. 429–445, 2018.

BOITT, G. et al. Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern

Brazil. **Geoderma**, v. 321, n. February, p. 164–172, 2018.

BONFADA, E. B. **Produtividade de tifton 85 em diferentes declividades sob aplicação de dejetos líquidos de suínos**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC. 2017.

BORTOLON, L. et al. Degree of phosphorus saturation threshold for minimizing P losses by runoff in cropland soils of Southern Brazil. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1088–1098, 2016.

BORTOLUZZI, E. C. et al. Occurrence of iron and aluminum sesquioxides and their implications for the P sorption in subtropical soils. **Applied Clay Science**, v. 104, p. 196–204, 2015.

BRASIL. Resolução Conama nº 357, de 17 de Março de 2005. **Diário Oficial da União**. Brasil, 2005. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>

BUTLER, D. M. et al. Ground Cover Impacts on Sediment and Phosphorus Export from Manured Riparian Pasture. **Journal of Environment Quality**, v. 35, n. 6, p. 2178–2185, 2006.

CÁCERES, C. et al. Temporal phosphate gradients reveal diverse acclimation responses in phytoplankton phosphate uptake. **The ISME Journal**, 2019.

CASSOL, P. C. et al. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 6, p. 1911–1923, 2012.

CERETTA, C. A. et al. Dejetos líquidos de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1296–1304, 2005.

CERETTA, C. A. et al. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 139, n. 4, p. 689–699, 2010a.

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

CESSA, R. M. A. et al. Área Superficial Específica, Porosidade Da Fração Argila E Adsorção De Fósforo Em. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 33, n. 1, p. 1153–1162, 2009.

CHAPMAN, P. J.; EDWARDS, A. C.; SHAND, C. A. The phosphorus composition of soil solutions and soil leachates: Influence of soil:solution ratio. **European Journal of Soil Science**, v. 48, p. 703–710, 1997.

CHEROBIM, V. F. et al. Soil surface sealing by liquid dairy manure affects saturated hydraulic conductivity of Brazilian Oxisols. **Agricultural Water Management**, v. 203, p. 193–196, 2018.

CHEROBIM, V. F.; HUANG, C. H.; FAVARETTO, N. Tillage system and time post-liquid dairy manure: Effects on runoff, sediment and nutrients losses. **Agricultural Water Management**, v. 184, n. 3, p. 96–103, 2017.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Manual de Adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre: SBCS/NRS, 2004. 400 p.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Manual de calagem e adubação para os Estados de Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul. [s.I.]. 11 ed. 2016, 376 p.

CONLEY, D. J. et al. Controlling Eutrophication : Nitrogen and Phosphorus. **Science**, v. 323, p. 1014–1015, 2009.

CUNHA, D. G. F. et al. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005–2009). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 159–168, 2013.

DALL'ORSOLETTA, D. J. **Limite crítico ambiental de fósforo em solos de diferentes declividades, teores de argila e doses de dejetos líquido de suínos**. Tese de Doutorado, p. 108, 2018.

DAVIS, C. C. Evidence for the Eutrophication of Lake Erie From Phytoplankton Records. **Limnology and Oceanography**, v. 4, n. 3, p. 275–283, 1964.

DE MESQUITA FILHO, M. V.; TORRENT, J. Phosphate sorption as related to mineralogy of a hydrosequence of soils from the Cerrado region (Brazil). **Geoderma**, v. 58, n. 1–2, p. 107–123, 1993.

DEBICKA, M. et al. Organic matter effects on phosphorus sorption in sandy soils. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 62, n. 6, p. 840–855, 2015.

DELAUNE, P. B. et al. The Eucha/Spavinaw phosphorus index: A court mandated index for litter management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 61, n. 2, p. 96–105, 2006.

DODD, R. J.; SHARPLEY, A. N. Recognizing the role of soil organic phosphorus in soil fertility and water quality. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 105, p. 282–293, 2015.

DOSSKEY, M. G. et al. The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)**, v. 46, n. 2, 2010.

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Humberto Gonçalves dos Santos [et al.] – 3 ed. rev. ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2013. 353 p.

EPAGRI. Números da agropecuária catarinense - 2019. **Epagri/Cepa**, v. 291, p. 65, 2019.

ESHGHIZADEH, M. et al. Effect of natural land covers on runoff and soil loss at the hill-slope scale. **Global Journal of Environmental Science and Management**, v. 2, n. 2, p. 125–134, 2016.

FANG, H.; SUN, L.; TANG, Z. Effects of rainfall and slope on runoff, soil erosion and rill development: An experimental study using two loess soils. **Hydrological Processes**, v. 29, n. 11, p. 2649–2658, 2015.

FATMA. **Instrução Normativa 11 - Suinocultura**, 2000.

FATMA. **Instrução Normativa 11 - Suinocultura**, p. 1–37, 2014.

FENNEL, K.; TESTA, J. M. Biogeochemical Controls on Coastal Hypoxia. **Annual Review of Marine Science**, v. 11, n. 1, p. 105–130, 2019.

FERNANDES, G. et al. Impacto da fertilização nitrogenada em pastagens perenes na contaminação dos recursos naturais. **Revista Brasileira de Tecnologia Agropecuária**, v. 1, n. 1, p. 3–14, 2017.

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, 2016a.

FINK, J. R. et al. Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, n. 4, p. 369–379, 2016b.

FONTANIVE, M. et al. Water erosion in a Haplic Dystrudept soil after application of swine slurry. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 18, n. 2, p. 240–249, 2019.

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, 2007.

GATIBONI, L. C. et al. Soil Phosphorus Thresholds in Evaluating Risk of Environmental Transfer To Surface Waters in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1225–1234, 2015.

GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils - A myth revisited. **Geoderma**, v. 262, p. 213–226, 2016.

GHOSH, A. K.; BARBOSA, J.; SILVA, I. R. DA. An Environmental Threshold of Soil Test P and Degree of P Saturation of Brazilian Oxisols. **Clean - Soil, Air, Water**, v. 39, n. 5, p. 421–427, 2011.

GIAROLA, N. F. B.; SILVA, A. P.; IMHOFF, S. Relações entre propriedades físicas e características de solos da região sul do Brasil. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 26, n. 4, p. 885–893, 2002.

GLIBERT, P. M. et al. The Haber Bosch-harmful algal bloom (HB-HAB) link. **Environmental Research Letters**, v. 9, n. 10, p. 1–13, 2014.

GOLDBERG, S.; SPOSITO, G. On The Mechanism Of Specific Phosphate Adsorption By Hydroxylated Mineral Surfaces: A Review. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 16, n. 8, p. 801–821, 1985.

GONZÁLEZ JIMÉNEZ, J. L. et al. Split phosphorus fertiliser applications as a strategy to reduce incidental phosphorus losses in surface runoff. **Journal of Environmental Management**, v. 242, p. 114–120, 2019.

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, 2012.

GUERRA, J. G. M. et al. Conteúdo de fósforo orgânico em amostras de solos. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 31, n. 4, p. 291–299, 1996.

HAYNES, R. J.; SWIFT, R. S. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. **Journal of Soil Science**, v. 41, n. 1, p. 73–83, 1990.

HEATHWAITE, L.; BURKE, S.; QUINN, P. The Nutrient Export Risk Matrix (NERM) for strategic application of biosolids to agricultural land. **Wastewater Re-use and Groundwater Quality**, v. 285, p. 61–69, 2004.

HLAVČOVÁ, K. et al. Estimating the effectiveness of crop management on reducing flood risk and sediment transport on hilly agricultural land – A Myjava case study, Slovakia. **Catena**, v. 172, p. 678–690, 2019.

HORSMAN, G. P.; ZECHEL, D. L. Phosphonate Biochemistry. **Chemical Reviews**, v. 117, n. 8, p. 5704–5783, 2017.

HUANG, J.; SU, Z.; XU, Y. The evolution of microbial phosphonate degradative pathways. **Journal of Molecular Evolution**, v. 61, n. 5, p. 682–690, 2005.

IBGE. Indicadores IBGE - Estatística da Produção Pecuária. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE**, p. 52, 2018.

KHAN, A. et al. Phosphorus efficiency, soil phosphorus dynamics and critical phosphorus level under long-term fertilization for single and double cropping systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 256, p. 1–11, 2018.

KINNELL, P. I. A. A review of the design and operation of runoff and soil loss plots. **Catena**, v. 145, p. 257–265, 2016.

LEINWEBER, P. et al. Management effects on forms of phosphorus in soil and leaching losses. **European Journal of Soil Science**, v. 50, n. 3, p. 413–424, 1999.

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The Concept and Need for a Phosphorus Assessment Tool. **J. Prod. Agric.**, v. 6, n. 4, p. 483–486, 1993.

LI, B.; BRETT, M. T. The influence of dissolved phosphorus molecular form on recalcitrance

and bioavailability. **Environmental Pollution**, v. 182, p. 37–44, 2013.

LOPES, F. et al. Use of P-Index in a waterbasin by geoprocessing techniques. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 312–317, 2007.

LOURENZI, C. R. et al. Forms of phosphorus transfer in runoff under no-tillage in a soil treated with successive swine effluents applications. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 209, p. 1–16, 2015.

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Governo deve aumentar áreas livres de aftosa sem vacinação. Publicado 11/02/2019. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/noticias/governo-deve-aumentar-areas-livres-de-aftosa-sem-vacinacao>>. Acesso 26/07/2019.

MARTINI, L. C. P. Características morfométricas de microbacias hidrográficas rurais de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 13, p. 65–72, 2012.

MENEZES, J. F. S. et al. Perdas de água, solo e nutrientes por escoamento superficial após aplicação de dejetos líquidos de suínos na cultura do milho. **Revista de Agricultura Neotropical**, v. 5, n. 1, p. 17–22, 2018.

MINELLA, J. P. G. et al. Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. **Hydrological Processes**, v. 22, n. August 2007, p. 1819–1830, 2008.

MITRAN, T. et al. Long-term manuring and fertilization influence soil inorganic phosphorus transformation vis-a-vis rice yield in a rice – wheat cropping system. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 62, n. 1, p. 1–18, 2016.

MOSHI, A. O.; WILD, A.; GREENLAND, D. J. Effect of organic matter on the charge and phosphate adsorption characteristics of kikuyu red clay from Kenya. **Geoderma**, v. 11, n. 4, p. 275–285, 1974.

MURPHY, J. & RILEY, J.P. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27:31-36, 1962.

NAIR, V. D. Soil phosphorus saturation ratio for risk assessment in land use systems. **Frontiers in Environmental Science**, v. 2, n. APR, p. 1–4, 2014.

NASCIMENTO, C. A. C. DO et al. Phosphorus concentrations in sequentially fractionated soil samples as affected by digestion methods. **Scientific Reports**, v. 5, n. December, p. 1–13, 2015.

NELSON, N. O.; SHOBER, A. L. Evaluation of phosphorus indices after twenty years of science and development. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 6, p. 1703–1710, 2012.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais** Viçosa-MG, 1999.

NÜRNBERG, G. K.; HOWELL, T.; PALMER, M. Long-term impact of Central Basin hypoxia and internal phosphorus loading on north shore water quality in Lake Erie. **Inland Waters**, v. 0, n. 0, p. 1–12, 2019.

OHNO, T. et al. Chemical characterization of soil phosphorus and organic matter in different cropping systems in Maine, U.S.A. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 105, n. 4, p. 625–634, 2005.

OHNO, T.; ERICH, M. S. Inhibitory Effects of Crop Residue-Derived Organic Ligands on Phosphate Adsorption Kinetics. **Journal of Environment Quality**, v. 26, n. 3, p. 889–895, 1997.

OLIVEIRA, J. G. R. DE et al. Perda de Solo e Água e Riscos Ambientais da Concentração de Nutrientes no Escoamento Superficial em Solo Cultivado no Sistema de Plantio Direto e Submetido a Adubações Orgânicas e Mineral. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 08, n. 1, p. 93–112, 2015.

OLIVEIRA, P. A. V. DE; HIGARASHI, M. M. Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos. **Embrapa Suínos e Aves**, p. 42, 2006.

OMARA, P. et al. Effect of long-term beef manure application on soil test phosphorus, organic carbon, and winter wheat yield. **Journal of Plant Nutrition**, v. 40, n. 8, p. 1143–1151, 2017.

PAERL, H. W.; OTTEN, T. G. Harmful Cyanobacterial Blooms : Causes , Consequences , and Controls. **Springer**, v. 65, p. 995–1010, 2013.

PALLISER, C. C.; RUTHERFORD, J. C.; MACCORMICK, A. Eutrophication in Lake Rotorua. 1. Using OVERSEER to estimate historic nitrogen loads. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 62, n. 1, p. 112–129, 2019.

PARFITT, R. L. Anion adsorption by soils and soil materials. **Advances in Agronomy**, v. 30, n. C, p. 1–50, 1979.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 5, p. 1633–1644, 2007.

PENHA, H. G. V. et al. Nutrient accumulation and availability and crop yields following long-term application of pig slurry in a Brazilian Cerrado soil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 101, n. 2, p. 259–269, 2015.

PENNY, V. M. et al. The Effect of Hillslope Forage Crop Grazing in Winter on Soil Erosion. **Hill Country - Grassland Research and Practice**, v. 16, p. 185–190, 2016.

PIETROSKI, M. **Uso de dejetos líquidos de suínos para produção de forragem em solos com diferentes texturas e declividades**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC, 2019.

PIZZEGHELLO, D. et al. Relationship between soil test phosphorus and phosphorus release to solution in three soils after long-term mineral and manure application. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 233, p. 214–223, 2016.

R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <<https://www.R-project.org/>>

SANTOS, D. R. DOS; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v. 38, n. 2, p. 576–586, 2008.

SCAVIA, D. et al. Assessing and addressing the re-eutrophication of Lake Erie: Central basin hypoxia. **Journal of Great Lakes Research**, v. 40, n. 2, p. 226–246, 2014.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos Químicos Do Solo Influenciados Por Sucessivas Aplicações De Dejetos Suínos Em Áreas Agrícolas De Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1375–1384, 2010.

SCHINDLER, D. W. et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 32, p. 11254–11258, 2008.

SHARPLEY, A.; KLEINMAN, P. Effect of Rainfall Simulator and Plot Scale on Overland Flow and Phosphorus Transport. **Journal of Environment Quality**, v. 32, n. 6, p. 2172–2179, 2003.

SHARPLEY, A. N.; SYERS, J. K. Transport of phosphorus in surface runoff as influenced by liquid and solid fertilizer phosphate addition. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 19, p. 321–326, 1983.

SIBANDA, H. M.; YOUNG, S. D. Competitive adsorption of humus acids and phosphate on goethite, gibbsite and two tropical soils. **Journal of Soil Science**, v. 37, n. 2, p. 197–204, 1986.

SMECK, N. E. Phosphorus dynamics in soils and landscapes. **Geoderma**, v. 36, n. 3–4, p. 185–199, 1985.

SMITH, D. R.; HUANG, C.; HANEY, R. L. Phosphorus fertilization, soil stratification, and potential water quality impacts. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 72, n. 5, p. 417–424, 2017.

SMITH, V. H. Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. **Science**, v. 221, n. 4611, p. 669–671, 1983.

SMOL, M. The importance of sustainable phosphorus management in the circular economy (CE) model : the Polish case study. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 21, n. 2, p. 227–238, 2019.

STEWART, J. W. B.; TIESSEN, H. Dynamics of soil organic phosphorus. **Biogeochemistry**, v. 4, p. 41–60, 1987.

TATE, K. R. The biological transformation of P in soil. **Plant and Soil**, v. 76, p. 245–256, 1984.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 147 p. (Boletim Técnico, 5)

TURNER, B. L.; HAYGARTH, P. M. Phosphorus solubilization in rewetted soils. **Nature**, v. 411, p. 258, 2001.

VACCARI, D. A.; POWERS, S. M.; LIU, X. Demand-Driven Model for Global Phosphate Rock Suggests Paths for Phosphorus Sustainability. **Environmental Science & Technology**,

v. 53, p. acs.est.9b02464, 2019.

WALKER, T. W.; SYERS, J. K. The fate of phosphorus during pedogenesis. **Geoderma**, v. 15, p. 1–19, 1976.

WITHERS, P. J. A. et al. Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–13, 2018.

YU, D. et al. In situ enclosure experiments on the occurrence, development and decline of black bloom and the dynamics of its associated taste and odor compounds. **Ecological Engineering**, v. 87, p. 246–253, 2016.

ZANINE, A. DE M.; FERREIRA, D. DE J. Animal Manure as a Nitrogen Source to Grass. **American Journal of Plant Sciences**, v. 06, n. 07, p. 899–910, 2015.

ZHANG, Q. et al. Controllability of phosphorus losses in surface runoff from sloping farmland treated by agricultural practices. **Land Degradation and Development**, v. 28, n. 5, p. 1704–1716, 2017.