

ANO
2020



UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

PATRÍCIA PRETTO PESSOTTO | FRAÇÕES DE FÓSFORO PERDIDAS NO
ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM FUNÇÃO DO MANEJO E DA ADUBAÇÃO

O fósforo (P) é um elemento pouco móvel no solo e o seu manejo inadequado pode causar problemas ambientais. Dependendo do manejo do solo e da fonte de P utilizada, pode ocorrer um grande acúmulo de P na camada superficial do solo, ficando propenso as perdas por erosão. O P pode ser perdido das áreas agrícolas, pelo escoamento superficial, na forma solúvel ou aderido às partículas sólidas. Desta forma, o objetivo da tese foi avaliar as frações de fósforo no solo e perdas por escoamento superficial em função do manejo, das fontes de adubação e do nível de cobertura do solo. Recomenda-se que no futuro, os sistemas de previsão de risco ambiental de P considerem o sistema de manejo, o tipo de adubo e a taxa de cobertura do solo para estimar quanto P o solo pode comportar sem risco ambiental.

Orientador: Luciano Colpo Gatiboni

Lages, 2020

TESE DE DOUTORADO

**FRAÇÕES DE FÓSFORO PERDIDAS
NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL
EM FUNÇÃO DO MANEJO E DA
ADUBAÇÃO**

PATRÍCIA PRETTO PESSOTTO

LAGES, 2020

PATRICIA PRETTO PESSOTTO

**FRAÇÕES DE FÓSFORO PERDIDAS NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM
FUNÇÃO DO MANEJO E DA ADUBAÇÃO**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutora em Ciência do Solo.

Orientador: Luciano Colpo Gatiboni

**LAGES
2020**

Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UEDESC,
com os dados fornecidos pela autora

Pessotto, Patrícia Pretto
FRAÇÕES DE FÓSFORO PERDIDAS NO ESCOAMENTO
SUPERFICIAL EM FUNÇÃO DO MANEJO E DA
ADUBAÇÃO / Patrícia Pretto Pessotto. -- 2020.
80 p.

Orientador: Luciano Colpo Gatiboni
Tese (doutorado) -- Universidade do Estado de Santa Catarina,
Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação
em Ciência do Solo, Lages, 2020.

1. Perdas de fósforo. 2. Erosão. 3. Manejo do solo. 4. Cobertura
do solo. I. Gatiboni, Luciano Colpo. II. Universidade do Estado de
Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de
Pós-Graduação em Ciência do Solo. III. Título.

PATRICIA PRETTO PESSOTTO

**FRAÇÕES DE FÓSFORO PERDIDAS NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM
FUNÇÃO DO MANEJO E DA ADUBAÇÃO**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciência do Solo.

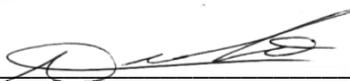
Banca Examinadora

Orientador: _____



Dr. Luciano Colpo Gatiboni
Universidade do Estado de Santa Catarina

Membro: _____



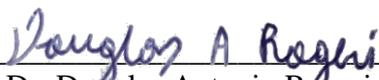
Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso
EMBRAPA – Suínos e Aves

Membro: _____



Dr. Leandro Hahn
EPAGRI

Membro: _____



Dr. Douglas Antonio Rogeri
Instituto Federal de Santa Catarina

Membro: _____



Dr. Paulo Cezar Cassol
Universidade do Estado de Santa Catarina

Lages, SC, 24/03/2020

*A meus pais, Aldemir (in memoriam) e Sandra,
por todo o esforço que sempre fizeram para que
eu tivesse a oportunidade de estudar e chegar
até aqui, dedico.*

AGRADECIMENTOS

É com muita gratidão que chego ao final do doutorado, e não posso deixar de agradecer às pessoas indispensáveis para essa conquista.

À Deus, pelo dom da vida, por ter colocado em meu caminho pessoas tão especiais no decorrer da graduação, do mestrado, do doutorado e da vida e por me dar força para concluir mais esta etapa.

Ao meu Orientador Professor Luciano Colpo Gatiboni, pela oportunidade do doutorado, pelos ensinamentos, entusiasmo, motivação e amizade.

Aos demais professores e a coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina, pelo empenho e dedicação em transmitir o conhecimento e auxiliarem no meu desenvolvimento profissional e pessoal.

Aos membros da banca examinadora, pela atenção e contribuições prestadas para melhoria da tese.

Aos técnicos e servidores do Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina, por auxiliarem e facilitarem a trajetória acadêmica e realização dos trabalhos de campo.

Aos colegas, e amigos do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, aos membros do laboratório de química e fertilidade do solo e, especialmente, ao Grupo de Estudo do Fósforo em Solos Catarinenses (GEFOSC), meu mais sincero muito obrigado.

Aos meus familiares, em especial aos meus pais, Aldemir (*in memoriam*) e Sandra pelo incentivo à educação, por acreditarem em meu potencial, nunca deixando que eu desistisse de alcançar os objetivos. Aos meus irmãos, Marcelo e Igor, pelo apoio e incentivo em todos os momentos.

Ao meu amigo e namorado Diou Roger, pelo carinho, apoio, compreensão e incentivo.

Enfim, a todos aqueles que fizeram e fazem parte desta caminhada, contribuindo direta ou indiretamente para que eu vencesse mais esta importante etapa.

A todos vocês o meu MUITO OBRIGADA!

“Nunca deixe que lhe digam que não vale a pena acreditar no sonho que se tem ou que seus planos nunca vão dar certo ou que você nunca vai ser alguém...”

(Renato Russo)

RESUMO

PESSOTTO, Patrícia Pretto. **Frações de fósforo perdidas no escoamento superficial em função do manejo e da adubação**. 2020. 80p. Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Área: Fertilidade e Química do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina – Centro de Ciências Agroveterinárias, Lages, 2020

O fósforo pode ser perdido dos sistemas agrícolas para os ambientes aquáticos pelo escoamento superficial, o que pode causar contaminação ambiental. O objetivo foi avaliar as frações de fósforo (P) no solo e as perdas por escoamento, dependendo do manejo, das fontes de fertilização e do nível de cobertura do solo pelos resíduos vegetais. O estudo foi dividido em três capítulos. O primeiro capítulo é uma revisão integrativa que procura publicações dos últimos quinze anos que abordaram perdas de frações de P ao comparar fertilizantes orgânicos e fontes minerais, com o objetivo de responder se existem diferenças entre fontes orgânicas e minerais nas perdas de fósforo. A estratégia de seleção dos estudos foi a busca de publicações indexadas nas plataformas Capes, Scielo, Scopus e Science Direct publicadas de 2005 a 2019. As palavras-chave pesquisadas foram: “adubação orgânica” + “adubação mineral” + “perda de fósforo” + “escoamento”, em português e em inglês. Foram encontrados 188 artigos e, desses, apenas quatro atenderam aos requisitos para responder à pergunta da pesquisa. Os resultados mostraram que as perdas das frações de P por escoamento superficial com a aplicação de diferentes fontes de adubação dependem de fatores como solubilidade da fonte aplicada, tempo entre aplicação e precipitação e capacidade de adsorção do solo. Dependendo da fonte mineral de P utilizada, as perdas de P podem ser maiores na adubação mineral do que na adubação orgânica. O segundo capítulo teve como objetivo avaliar a perda de P por escoamento superficial utilizando chuva simulada em Latossolo Vermelho sob plantio direto (PD) ou preparo convencional (PC), após seis anos, utilizando chorume de porco ou fertilizantes minerais. O estudo foi realizado na Embrapa Suínos e Aves em Concórdia, Santa Catarina, Brasil. Em cada sistema de manejo, foram utilizadas três fontes de adubação: dejetos líquidos suíno (DLS); controle sem adubação (CTR); e adubação mineral (NPK), utilizando as taxas recomendadas pelo Comitê Local de Fertilidade do Solo. O experimento foi iniciado em 2012 e as avaliações foram realizadas em novembro de 2017. Foram instaladas três calhas coletoras de 0,6 m² em cada unidade experimental, sobre as quais foram realizadas chuvas simuladas. A chuva foi produzida por um simulador portátil durante uma hora a 80 mm h⁻¹ de intensidade. As calhas coletoras direcionaram o escoamento para um recipiente, onde seu volume foi medido e as amostras foram coletadas para quantificar as frações de P solúveis, P particulado, P total e sedimentos no escoamento. A perda de sedimentos apresentou redução exponencial ao longo do tempo após início da chuva, diminuindo de aproximadamente 33 g m⁻² para 17 g m⁻². O PD apresentou as maiores perdas de P solúvel, sendo em média 85,5% maior que o PC. Em média, 90,1 mg m⁻² de P total foram perdidos no PD e 59,5 mg m⁻² no PC. Para o P particulado, não houve diferença entre DLS e NPK, com a média perdida pelo escoamento de 56,2 mg m⁻². O terceiro capítulo teve como objetivo avaliar a influência da porcentagem de cobertura do solo pelos resíduos vegetais nas perdas de água, sedimentos e formas de P após a aplicação do DLS. O estudo foi realizado em Lages, Santa Catarina, Brasil, em um Cambissolo húmico, em novembro de 2018. Os tratamentos foram intensidades de cobertura do solo (0-10, 30-40, 60-70 e 90-100%) com e sem aplicação de DLS. Foi utilizada a mesma metodologia de avaliação descrita para o segundo capítulo, exceto a intensidade da chuva, que foi de 68 mm h⁻¹. O volume médio de escoamento obtido com a menor e a maior cobertura do solo foi de 47,8 mm e 16,9 mm, respectivamente. A cobertura do solo diminuiu as perdas de P solúvel em 79% quando o DLS foi aplicado, reduzindo de 202,3 mg m⁻² para 43,4 mg m⁻² nas intensidades de 0 a 10% e

90 a 100%, respectivamente. As perdas de P total passaram de valores médios de 349,0 mg m⁻² na cobertura de 0-10% para 84,9 mg m⁻² na cobertura de 90-100%. Os resultados mostraram que o sistema de plantio direto não é suficiente para minimizar as perdas devido ao escoamento, é necessário ter uma alta intensidade de cobertura do solo pelos resíduos vegetais para diminuir as perdas de fósforo em áreas adubadas com DLS.

Palavras-chave: Perdas de fósforo. Erosão. Manejo do solo. Cobertura do solo

ABSTRACT

PESSOTTO, Patrícia Pretto. **Phosphorus fractions in runoff due to management and fertilization**. 2020. 80p. PhD Thesis in Soil Science. Area: Fertility and Soil Chemistry. Santa Catarina State University – Agronomy and Veterinary Sciences Center, Lages, 2020

Phosphorus can be lost from agricultural systems to aquatic environments by surface runoff, which can cause environmental contamination. The objective was to evaluate the fractions of phosphorus (P) in the soil and lost by runoff depending on the management, the sources of fertilization and the level of soil cover by plant residues. The study was divided into three chapters. The first chapter is an integrative review looking for publications from the last fifteen years that addressed losses of P fractions when comparing organic fertilizer and mineral sources, aiming to answer whether there are differences between organic and mineral sources in P losses. The strategy for selecting the studies was the search for publications indexed in the Capes, Scielo, Scopus and Science Direct platforms published from 2005 to 2019. The keywords searched were: “organic fertilization” + “mineral fertilization” + “phosphorus loss” + “runoff” in Portuguese and in English. 188 articles were found and from those, only four met the requirements to answer the survey question. The results showed that the losses of P fractions by runoff with application of different sources of fertilization depend on factors such as solubility of the applied source, time between application and rainfall and soil adsorption capacity. Depending on the mineral source of P used, P losses may be greater in mineral fertilization than in organic fertilization. The second chapter aimed to evaluate the loss of P by runoff using simulated rain in a Red Oxisol under no-till (NT) or conventional tillage (CT) after six years using pig slurry or mineral fertilizers. The trial was conducted at Embrapa Swine and Poultry in Concórdia, Santa Catarina, Brazil. In each management system, three sources of fertilization were used: pig slurry (PS); control without fertilization (CTR); and mineral fertilization (MF), using the rates recommended by Local Soil Fertility Committee. The trial was started in 2012 and the evaluations were carried out in November 2017. Three 0.6 m² collecting gutters were installed in each experimental unit, over which simulated rain was carried out. The rain was produced by a portable simulator during one hour at 80 mm h⁻¹ intensity. The collecting gutters directed the runoff to a container, where its volume was measured and samples were collected to quantify P-soluble, P-particulate, P-total fractions and sediments in the runoff. The loss sediments showed an exponential reduction over time after rain starts, decreasing from approximately 33 g m⁻² to 17 g m⁻². NT presented the highest losses of soluble P, being in average 85.5% higher than the CT. On average, 90.1 mg m⁻² of P-total was lost in the NT and 59.5 mg m⁻² in the CT. For P-particulate, there was no difference between treatments, with the mean lost by runoff of 56.2 mg m⁻². The third chapter had the objective of evaluating the influence of the percentage of soil cover by plant residues on losses of water, sediments and forms of P after the application of PS. The study was conducted in Lages, Santa Catarina, Brazil on a Humic Cambisol in November 2018. The treatments were soil cover intensities (0-10, 30-40, 60-70 and 90-100%) with and without application of PS. The same methodology of evaluation described for the second chapter was used, except the rain intensity, which was 68 mm h⁻¹. The average runoff volume obtained with the lowest and highest soil cover were 47.8 mm and 16.9 mm, respectively. Soil cover decreased losses of soluble P by 79% when PS was applied, reducing from 202.3 mg m⁻² to 43.4 mg m⁻² at intensities of 0-10% and 90-100% cover, respectively. The P-total losses went from average values of 349.0 mg m⁻² in the 0-10% coverage to 84.9 mg m⁻² in the 90-100% coverage. The results showed that the no-tillage system alone is not sufficient to minimize losses due to runoff, it is necessary to have

a high intensity of soil cover by plant residues to diminish the phosphorus losses in areas fertilized with PS.

Keywords: Phosphorus losses. Erosion. Soil management. Soil cover

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Croqui do experimento no município de Concórdia.	40
Figura 2 – Vista parcial das calhas coletoras (A) e da simulação de chuva (B).....	41
Figura 3 – Calibração do método do turbidímetro para determinação da quantidade de sedimentos contida em amostras de escoamento para o Nitossolo.	43
Figura 4 – Esquema da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley et al. (1982) com modificações de Condrón & Goh (1989).....	44
Figura 5 – Teor de P disponível acumulado no solo: A) camada 0 a 10 cm e B) camada 10 a 20 cm, nas três fontes de adubação (DLS = dejetos líquidos de suíno; CTR = controle, sem adubação; NPK = adubação mineral) e em dois manejos.	45
Figura 6 – Volume de água escoado ao longo de uma chuva de uma hora de duração: A) média nos manejos (PD = Plantio direto; PC = Preparo convencional); e B) média nas fontes de adubação (DLS = dejetos líquidos de suíno; CTR = controle, sem adubação; NPK = adubação mineral).	46
Figura 7 – Perda de sedimentos: A) média em relação aos sistemas de manejo e as fontes de adubação; B) média a cada dez minutos após início da chuva simulada.....	47
Figura 8 – Perda de P pelo escoamento superficial: A) P-solúvel e B) P-total, nas três fontes de adubação (DLS = dejetos líquidos de suíno; CTR = controle, sem adubação; NPK = adubação mineral) e nos dois manejos.	48
Figura 9 – Fósforo nos sedimentos: A) P-particulado; B) Concentração de P nos sedimentos, nas três fontes de adubação (DLS = dejetos líquidos de suíno; CTR = controle, sem adubação; NPK = adubação mineral) e nos dois manejos.....	49
Figura 10 – Croqui do experimento no município de Lages.	55
Figura 11 – Vista parcial das calhas coletoras (A) e da simulação de chuva (B).....	57
Figura 12 – Calibração do método do turbidímetro para determinação da quantidade de sedimentos contida em amostras de escoamento para o Cambissolo.	58
Figura 13 – Teor de P disponível acumulado no solo: A) camada 0,00 a 0,10 m e B) camada 0,10 a 0,20 m, nas taxas de cobertura do solo (0-10, 30-40, 60-70, 90-100%) com presença de dejetos líquidos suíno (DLS) ou controle (CTR).....	59
Figura 14 – Volume de água escoado ao longo de uma chuva de uma hora de duração nas taxas de cobertura do solo (0-10, 30-40, 60-70, 90-100%).	60

Figura 15 – Perda de sedimentos por escoamento superficial nas taxas de cobertura do solo (0-10, 30-40, 60-70, 90-100%) com presença de dejetos líquidos suínos (DLS) ou controle (CTR).	61
Figura 16 – Perda de P pelo escoamento superficial: A) P-solúvel e B) P-total, nas taxas de cobertura do solo (0-10, 30-40, 60-70, 90-100%) com presença de dejetos líquidos suínos (DLS) ou controle (CTR).	62
Figura 17 – Fósforo nos sedimentos: A) P-particulado; B) Concentração de P nos sedimentos, nas taxas de cobertura do solo (0-10, 30-40, 60-70, 90-100%) com presença de dejetos líquidos suínos (DLS) ou controle (CTR).	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estudos selecionados para revisão integrativa.....	28
Tabela 2 – Fontes de P e dose aplicada em cada estudo.....	31
Tabela 3 – Teores de P lábil, moderadamente lábil, não lábil, inorgânico e orgânico do solo em função do manejo e das fontes de adubação, nas camadas de 0,00-0,10 m e 0,10-0,20 m de um Nitossolo Vermelho.	50
Tabela 4 – Atributos químicos do solo antes da simulação de chuva.	56

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	21
2	OBJETIVOS	23
2.1	OBJETIVO GERAL.....	23
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	23
3	CAPÍTULO 1 – ADUBAÇÃO ORGÂNICA E MINERAL NAS PERDAS DE FÓSFORO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL: UMA REVISÃO INTEGRATIVA	25
3.1	INTRODUÇÃO.....	25
3.3	MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
3.4.1	Descrição das fontes de P e doses aplicadas em cada estudo	30
3.4.2	Perda de fósforo solúvel pelo escoamento superficial.....	31
3.4.3	Perda de fósforo particulado pelo escoamento superficial	33
3.4.4	Perda de fósforo total pelo escoamento superficial	34
3.5	CONCLUSÕES	36
4	CAPÍTULO 2 – FRAÇÕES DE FÓSFORO NO SOLO E PERDAS POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM DIFERENTES MANEJOS, FONTES DE ADUBAÇÃO E NÍVEIS DE COBERTURA	37
4.1	INTRODUÇÃO.....	37
4.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	39
4.2.1	Caracterização da área experimental e descrição dos tratamentos	39
4.2.2	Método de coleta de amostras e análises laboratoriais	42
4.2.3	Análise estatística de dados	44
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
4.3.1	Fósforo disponível no solo por Mehlich-1	45
4.3.2	Escoamento superficial, perdas de P e sedimentos.....	46
4.3.3	Fracionamento químico de fósforo.....	49
4.4	CONCLUSÕES	52
5	CAPÍTULO 3 – O AUMENTO DA COBERTURA DO SOLO REDUZ PERDAS DE ÁGUA, SEDIMENTOS E FORMAS DE FÓSFORO.....	53
5.1	INTRODUÇÃO.....	53
5.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	55
5.2.1	Descrição da área experimental	55
5.2.2	Método de coleta de amostras e análises laboratoriais	57
5.2.3	Análise estatística de dados	58
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	59

5.3.1	Fósforo disponível no solo por Mehlich-1	59
5.3.2	Escoamento superficial, perdas de P e sedimentos	60
5.4	CONCLUSÃO	64
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	65
8	REFERÊNCIAS	67
9	APÊNDICE.....	75

1 INTRODUÇÃO GERAL

Santa Catarina é o estado que se destaca pela maior produção nacional de suínos, responsável por 27,9 % da produção brasileira (ABPA, 2019). No estado, essa atividade é considerada a grande responsável pela contaminação de P em ambientes aquáticos, por gerar grande quantidade de resíduos, os dejetos líquidos de suínos (DLS), que têm como destino mais comum o seu descarte em áreas agrícolas de pastagens e grãos, visto a presença dos principais nutrientes requeridos pelas plantas (CASSOL et al., 2001; CQFS-RS/SC, 2016).

De fato, boa parte dos sistemas de produção de suínos existentes no Sul do Brasil propicia elevada produção de dejetos, gerando problemas de manejo, armazenamento, distribuição e gerando grande preocupação de pesquisadores com a contaminação ambiental, principalmente pela grande quantidade de nutrientes, como o fósforo (P) e o nitrogênio (N) presentes em sua composição.

O fósforo é um elemento essencial ao crescimento e desenvolvimento das plantas, no entanto, a preocupação com a contaminação das águas por fósforo tem crescido ao redor do mundo, por ser de difícil controle (KLEINMAN et al., 2011; CASSIDY et al., 2016). Muitos estudos vem sendo desenvolvidos para entender as variáveis envolvidas na transferência de fósforo (P) de áreas agrícolas para cursos hídricos e limites ambientais de fósforo em solos vem sendo criados e adotados nas áreas agrícolas (GATIBONI et al., 2015; BORTOLON et al., 2016; ABOUD et al., 2018). Além disso, vem sendo estudado práticas de manejo para reduzir as perdas de P pelo escoamento superficial (SCHUSTER et al., 2017).

No solo o P encontra-se em formas inorgânicas (Pi) e orgânicas (Po), e sua disponibilidade no solo é variada. O Pi compreende o íon fosfato na solução do solo e todas as formas precipitadas com Al^{3+} , Fe^{2+} e Ca^{2+} e adsorvidas aos oxi-hidróxidos de Fe e de Al da fração argila, além das formas estruturais dos minerais fosfatados (GATIBONI et al., 2013). O Po é originado dos resíduos vegetais, do tecido microbiano e dos produtos de sua decomposição (MARTINAZZO et al., 2007).

A perda de P é resultado da interação entre precipitação pluvial, uso e manejo do solo e de adubos e fertilizantes, cobertura do solo, capacidade de infiltração de água e declividade do terreno. Esses fatores desencadeiam os processos de escoamento superficial e perdas de solo, principais responsáveis pelo transporte de P em áreas agrícolas (SHARPLEY et al., 2001; SHARPLEY et al., 2011). Assim, o solo pode ser considerado uma fonte difusa de contaminação, pois estoca o P aplicado via adubação, principalmente na sua superfície (RODRIGUES et al., 2016; BOITT et al. 2018), o qual pode ser transportado no escoamento

superficial dissolvido ou associado com diferentes forças de ligação às partículas de argila e matéria orgânica erodidas (SCHOUMANS et al., 2014).

O P total perdido pelo escoamento superficial é composto de P solúvel, que está prontamente disponível para os organismos aquáticos, e o P particulado que está adsorvido à fração argila, apresentando diferentes graus de biodisponibilidade aos sistemas aquáticos. Portanto, é essencial identificá-las em cada tipo de uso e manejo do solo, bem como identificar a influência de fatores como taxa de cobertura do solo e fontes de adubação para estimar com maior precisão o impacto das diferentes práticas agrícolas nas perdas de P.

A agricultura conservacionista preconiza um conjunto de práticas agronômicas que inclui a redução de revolvimento do solo e a cobertura orgânica permanente do solo por meio da retenção de resíduos de culturas e rotação de culturas, incluindo culturas de cobertura (PALM et al., 2014). Práticas de manejo conservacionista, como a manutenção de palhada e semeadura direta, diminuem significativamente as perdas de fósforo particulado, por outro lado, ocorre aumento da concentração de P na camada superficial do solo, o que aumenta a suscetibilidade de perdas de P solúvel via escoamento superficial (SHARPLEY et al., 1992). Portanto, é necessário o desenvolvimento de ferramentas de gestão de P específicas em sistemas agropecuários para identificar o risco de perda de P, reduzindo os riscos de contaminação dos cursos hídricos (KLEINMAN et al., 2011; KLEINMAN et al., 2015).

No entanto, em Santa Catarina faltam estudos comparando perdas de P em diferentes fontes de adubação (mineral e orgânica) com mesma dose de P sendo aplicada ao solo, gerando dúvidas, pois a perda em campo, em parcelas maiores, onde teria toda a estrutura do solo e do manejo preservada, o comportamento pode ser diferente do que em solos de parcelas construídas. Sabe-se que existem muitos agricultores que adicionam ao solo muito mais fertilizantes do que as culturas demandam. Quando adicionado uma fonte mineral de P em solo com cobertura sobre a superfície, em plantio direto consolidado e em dose maior do que a necessidade da cultura, o fertilizante mineral fica suscetível às perdas, pois nesse os níveis de P no solo são altos devido a aplicação de fertilizantes a longo prazo, resultam em maiores perdas de P com essa fonte.

Para manter agroecossistemas sustentáveis os fertilizantes devem ser utilizados de maneira adequada, sem excessos, para manter o solo produtivo e, ao mesmo tempo, minimizar o potencial de perda de P pelo escoamento superficial minimizando assim o potencial de eutrofização das águas superficiais.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar as frações de fósforo no solo e perdas por escoamento superficial em função do manejo, das fontes de adubação e do nível de cobertura do solo.

2.2 Objetivos específicos

- Verificar as diferenças nas perdas de fósforo por escoamento superficial em áreas com adubação orgânica e mineral, encontradas na literatura;
- Avaliar a perda de fósforo por escoamento superficial, com chuva simulada, em solo sob sistema de plantio direto e preparo convencional com seis anos de uso de dejetos líquidos de suínos ou fertilizantes minerais;
- Determinar o fracionamento químico de fósforo em solo sob sistema de plantio direto e preparo convencional com seis anos de uso de dejetos líquidos de suínos ou fertilizantes minerais;
- Avaliar o efeito da cobertura do solo com palha nas perdas de fósforo por escoamento superficial logo após a aplicação de DLS.

3 CAPÍTULO 1 – ADUBAÇÃO ORGÂNICA E MINERAL NAS PERDAS DE FÓSFORO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL: UMA REVISÃO INTEGRATIVA

3.1 INTRODUÇÃO

A aplicação de fertilizantes é um dos fatores responsáveis pelo aumento de produtividade na agricultura, no entanto, o manejo inadequado desses pode causar problemas ambientais. A composição dos fertilizantes utilizados contém uma ampla gama de elementos, entre eles o fósforo (P) e quando aplicado superficialmente no solo, ali permanece, devido sua baixa mobilidade no perfil de solo, podendo ser facilmente transportado, via escoamento superficial, das áreas agrícolas até cursos hídricos (GUARDINI et al., 2012b; BORDA et al., 2014; De CONTI et al., 2015; LOURENZI et al., 2015; HUANG et al., 2017; BOITT et al., 2018). O aumento de P nos ambientes aquáticos desencadeia o processo de eutrofização onde ocorre redução do oxigênio e causa uma diminuição significativa de biodiversidade desses ambientes (CARPENTER et al., 1998).

Quando se fala em contaminação das águas pela perda de P por escoamento superficial é dada atenção especial àquelas áreas que recebem resíduos orgânicos como fonte de nutrientes. Isso se deve ao desbalanço dos nutrientes presentes nos resíduos, além da aplicação superficial e sucessivas nas mesmas áreas, o que aumenta o acúmulo de P no solo e o risco de perdas de P nessas áreas (BORDA et al., 2014). Porém, vale salientar que, se a quantidade final de P entre a adubação orgânica e a adubação mineral de áreas agrícolas forem equivalentes, o risco de contaminação ambiental torna-se o mesmo (SHIGAKI et al., 2006).

Aplicações superficiais de adubos fosfatados concentram o fósforo em um volume reduzido de solo, o que associado a sua baixa mobilidade, acarretam na concentração do nutriente na camada superficial do solo, a qual é vulnerável ao transporte por escoamento superficial (LOURENZI et al., 2015; HUANG et al., 2017; BOITT et al., 2018). Também é importante evitar aplicações de fertilizantes e adubos em épocas com previsão de precipitações pluviométricas intensas, pois a perda de nutrientes é maior quanto mais próxima a aplicação de adubação for do evento de precipitação que ocasione escoamento (CHEROBIM; HUANG; FAVARETTO, 2017).

O conhecimento das fontes de P, bem como sua solubilidade em água e as formas que estão suscetíveis as perdas pelo escoamento superficial são importantes, pois o impacto ambiental que elas causam é variado. Formas mais solúveis que estão prontamente disponíveis na solução do solo, por exemplo, ficam passíveis de serem transportadas pelo escoamento

superficial (SHARPLEY, 1995, SHIGAKI et al., 2006) e têm impacto imediato sobre a qualidade da água dos cursos hídricos quando ocorrer um vento de precipitação logo após sua aplicação na superfície do solo. Já formas de P adsorvidas as partículas sólidas do solo não apresentam impacto imediato, mas, com o passar do tempo, podem se tornar disponíveis, contribuindo na contaminação das águas. Se não ocorrer precipitação pluvial logo após a aplicação de P no solo quanto mais solúvel for a fonte de P mais rápido reage na solução do solo, liberando grande quantidade de fosfato que são adsorvidos aos colóides do solo.

Comparando aplicação de fontes orgânicas e minerais de P com relação às perdas deste elemento das áreas agrícolas, são encontrados poucos estudos na literatura (KLEINMAN et al, 2002; SHIGAKI et al., 2006; SMITH et al., 2007; BERTOL et al., 2010b; WANG et al., 2012). Sabe-se que fatores como solubilidade das fontes de P, capacidade de sorção do solo e o tempo entre a aplicação do fertilizante são fatores que influenciam nas perdas de P pelo escoamento superficial. Com isso, a pergunta que se deseja avaliar é se existe diferença entre a utilização de adubação orgânica ou mineral nas perdas de P pelo escoamento superficial quando aplicada a mesma dose de P ao solo? Desta forma, o objetivo é buscar trabalhos experimentais que comparem as perdas de P com fontes de adubação orgânica e mineral e comparar as frações perdidas em cada fonte de adubação.

3.3 MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo trata-se de uma abordagem qualitativa de revisão de literatura para a identificação de publicações científicas comparando perdas de P entre áreas com diferentes fontes de adubação, orgânica e mineral, nos últimos 15 anos (2005 até 2019). Adotou-se a revisão integrativa da literatura, uma vez que ela contribui para o processo de sistematização e análise dos resultados, visando a compreensão do determinado tema, a partir de outros estudos já publicados.

A revisão integrativa da literatura propõe o estabelecimento de critérios bem definidos sobre a coleta de dados, análise e apresentação dos resultados, desde o início do estudo, a partir de um protocolo de pesquisa previamente elaborado e validado (SOUZA et al., 2010). Foram adotadas as seis etapas indicadas para a constituição da revisão integrativa da literatura: 1) seleção da pergunta de pesquisa; 2) definição dos critérios de inclusão de estudos e seleção da amostra; 3) representação dos estudos selecionados em formato de tabelas, considerando todas as características em comum; 4) análise crítica dos achados, identificando diferenças e conflitos; 5) interpretação dos resultados e 6) descrição, de forma clara, a evidência encontrada. Portanto, elaborou-se a seguinte questão norteadora: Existe diferença entre adubação orgânica e mineral nas perdas de P pelo escoamento superficial?

Para o cumprimento do objetivo proposto, foi realizada uma busca de artigos científicos em bases de dados de periódicos disponíveis *on-line* até novembro de 2019. Os descritores pesquisados foram: “adubação orgânica” + “adubação mineral” + “perdas de fósforo” + “escoamento”, bem como suas derivações em português e inglês.

A estratégia de identificação e seleção dos estudos foi a busca de publicações indexadas nas bases de dados Periódicos Capes, sendo acessada através do link disponibilizado pela Biblioteca Universitária da Universidade Estadual de Santa Catarina. Além dessa, também foram selecionadas publicações indexadas nas plataformas Scielo, Scopus e Science Direct no período de 2005 a 2019. A análise se deu a partir dos dados disponibilizados nas bases de dados, como título, resumo e palavras-chave. Foram incluídos na busca todos os estudos publicados até novembro de 2019, totalizando inicialmente 168 artigos. Procedeu-se à leitura minuciosa de cada resumo/artigo e excluíram-se dos resultados encontrados: a) estudos duplicados nas bases de dados; b) estudos de delineamento teórico e revisões integrativas ou sistemáticas; c) livros ou capítulos de revistas; d) dissertações e teses; e) estudos cujo tema não envolvesse diretamente a comparação entre fontes orgânicas e minerais de P nas perdas deste elemento por

escoamento superficial. Seguindo os critérios de exclusão, quatro estudos foram selecionados para análise, os quais são referenciados na tabela 1.

Tabela 1 – Estudos selecionados para revisão integrativa.

Título	Autores	Objetivo do estudo	País do estudo	Ano de publicação	Periódico
The effects of fertilizer applications on runoff loss of phosphorus.	Wang, W.; Liang, T.; Wang, L.; Liu, Y.; Wang, Y.; Zhang, C.	Quantificar os efeitos de diferentes taxas de aplicação de adubo e fertilizante, métodos de aplicação e tipos de aplicação nas perdas de P por escoamento do solo do condado de Miyun.	China	2012	Environmental Earth Sciences
Phosphorus loss by surface runoff in no-till system under mineral and organic fertilization.	Bertol, O. J.; Rizzi, N. E.; Favaretto, N.; Lana, M. C.	Avaliar a perda de P por escoamento superficial, com precipitação simulada, em solo em sistema de plantio direto, após aplicação recente de fertilizante mineral ou esterco líquido suíno, contribuindo para o estabelecimento das melhores práticas brasileiras de manejo do solo.	Brasil	2010b	Scientia Agricola
Nutrient losses from manure and fertilizer applications as impacted by time to first runoff event.	Smith, D. R.; Owens, P. R.; Leytem, A. B.; Warnemuende, E. A.	Identificar o impacto da duração entre a aplicação de fertilizante ou esterco e o primeiro evento de precipitação pluviométrica nas concentrações de P e N no escoamento superficial e comparar os efeitos da fonte de fertilizante sobre as perdas de nutrientes.	Estados Unidos	2007	Environmental Pollution
Source-Related Transport of Phosphorus in Surface Runoff.	Shigaki, F.; Sharpley, A.; Prochnow, L. I.	Descrever o efeito da aplicação de diferentes fontes de P que variam na solubilidade de P no transporte de P no escoamento superficial de três solos no centro-sul da Pensilvânia que foram sujeitos a chuvas simuladas.	Estados Unidos	2006	Journal of Environmental Quality

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Para a organização e tabulação dos dados, foram elaborados instrumentos de coleta de dados contendo: título, objetivo do estudo, país do estudo, ano de publicação e periódico (tabela 1). Além desses, ainda foram extraídas fontes de P aplicadas e dose (tabela 2).

Procedeu-se à análise bibliométrica para caracterização dos estudos selecionados. Posteriormente, foram extraídos os conceitos abordados em cada artigo. Os trabalhos foram comparados, sendo construídas três categorias para análise, assim especificadas: perda de P solúvel; perda de P particulado; e perda de P total.

3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.4.1 Descrição das fontes de P e doses aplicadas em cada estudo

Na tabela 2 estão apresentadas as fontes de P e a dose utilizadas em cada um dos quatro estudos que compararam perdas de P por escoamento superficial em áreas com adubação orgânica e área com adubação mineral. Três dos estudos selecionados relacionaram perdas de P com aplicação de dejetos suíno em relação a outras fontes de adubação. Destes, Bertol et al. (2010b) compararam o dejetos de suínos (DLS) com adubação mineral (NPK), com aplicação de doses diferentes de P; já Smith et al. (2007) utilizaram duas fontes orgânicas (DLS e cama de aviário) e uma mineral (superfosfato triplo mais ureia), numa dose de 35 kg ha⁻¹ de P de cada fonte, em área com Festuca cortada a 7,5 cm do solo (simulando produção de feno); Shigaki et al. (2006) também aplicaram a mesma dose de P (100 kg ha⁻¹) de cada fonte de adubação em estudo comparando perdas de P com aplicação de DLS, fosfato natural, superfosfato simples e superfosfato triplo em dois solos com gramínea forrageira perene (*Dactylis glomerata* L.) e um solo sob plantio direto de milho (*Zea mays* L.).

Wang et al. (2012), não utilizaram DLS. As fontes orgânicas utilizadas neste estudo foram cama de aviário e dejetos bovinos e as fontes minerais foram fosfato de potássio monobásico, fosfato de amônio monobásico e hidrogenofosfato de amônio. Esses autores avaliaram ainda a aplicação dessas fontes em superfície e incorporadas, sendo que na discussão consideraremos apenas a aplicação superficial.

No entanto, poucos estudos compararam fertilizantes nas perdas de P pelo escoamento superficial em áreas agrícolas (KLEINMAN et al., 2002; SHIGAKI et al., 2006; SMITH et al., 2007; BERTOL et al., 2010b; WANG et al., 2012). Esta informação é necessária para definir melhor a eficácia agrônômica das fontes de P aplicadas às terras agrícolas, bem como o risco ambiental relacionado a cada fonte de P aplicada.

Tabela 2 – Fontes de P e dose aplicada em cada estudo.

Estudo	Fonte de P	Dose de P aplicada (kg ha ⁻¹)	Argila %
Wang et al., 2012	Cama de aviário	200	-
	Dejeto Bovino		
	Fosfato de potássio monobásico (KH ₂ PO ₄)		
	Fosfato de amônio monobásico (NH ₄ H ₂ PO ₄)		
Bertol et al., 2010b	Hidrogenofosfato de amônio ((NH ₄) ₂ HPO ₄)	21,4	72
	NPK (31, 107 e 152)	16,8	
Smith et al., 2007	Dejeto de suínos (DLS)	35,0	-
	Cama de aviário		
	Superfosfato triplo + uréia		
Shigaki et al., 2006	Dejeto de suínos (DLS)	100	-
	Superfosfato triplo		
	Superfosfato simples		
	Fosfato natural		

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

3.4.2 Perda de fósforo solúvel pelo escoamento superficial

No início do escoamento, as formas solúveis de P presentes na água se encontram em suspensão e/ou ligadas aos sedimentos menores e, ao longo do tempo de duração do escoamento, encontram-se dissolvidas em água. Estas diferentes maneiras de transporte de fósforo pelo escoamento superficial resultam em diferentes escalas de risco no tempo e no espaço.

A preocupação com a aplicação de P ao solo concentra-se em adubos orgânicos, principalmente DLS, com poucas considerações no enriquecimento de cursos hídricos pelo escoamento de P em função do tipo de fertilizante mineral adicionado. No entanto, as perdas de fósforo solúvel apresentam-se maiores quando utilizado fontes de P mais solúvel em água, como observado nos estudos de Shigaki et al. (2006) e Wang et al. (2012). Shigaki et al. (2006) mostraram que as perdas de P pelo escoamento de P estão intimamente relacionadas com a

solubilidade de fontes de P. Quanto mais solúvel a fonte de P, mais suscetível a perda por escoamento, pois o fósforo adicionado ao solo como fertilizante solúvel reage instantaneamente com o solo, liberando grande quantidade de fosfato que são adsorvidos aos colóides do solo. Porém, se ocorrer precipitação pluviométrica logo após a aplicação de P ao solo, não há tempo para o P reagir e se adsorver, desta forma, quanto maior a solubilidade da fonte de P, maior é a perda de P na forma solúvel. Considerando a utilização de fontes minerais de P como fosfato natural, superfosfato simples (SFS) e superfosfato triplo (SFT) com 0,5%, 50% e 79% de P solúvel em água, respectivamente e DLS com 30% de P solúvel em água, as perdas de P por escoamento conforme a solubilidade da fonte foram de 0,50, 14,66, 41,69 e 90,47 mg L⁻¹, para fosfato natural, DLS, SFS e SFT, respectivamente, ou seja, a perda com fonte de P mineral foi até 6 vezes em relação ao DLS em chuva realizada um dia após a aplicação das fontes (SHIGAKI et al., 2006).

Segundo Wang et al. (2012) comparando cinco fontes de adubação sendo elas: cama de aviário, dejetos bovinos, fosfato de potássio monobásico, fosfato de amônio monobásico e hidrogenofosfato de amônio, aplicado em superfície. As perdas de P são de aproximadamente 14 vezes superior na adubação mineral em relação a adubação orgânica, sendo observados valores próximos a 7 mg L⁻¹ de P escoado nas parcelas com adubação mineral, para valores inferiores a 0,5 mg L⁻¹ onde foi aplicado dejetos bovinos e cama de aves.

Contrário a isso, Bertol et al. (2010b), em estudo de avaliação de perdas de P por escoamento, compararam as perdas com adubação mineral (NPK) e DLS. Foram observadas maiores perdas de P solúvel no dejetos de suínos. Mesmo com aplicação de uma quantidade total de fósforo maior no NPK do que no dejetos suíno (21,4 e 16,8 kg ha⁻¹ de P, respectivamente), as perdas de P foram maiores no DLS. Isso pode ser explicado pelo aumento do escoamento superficial e transporte de P solúvel (Bertol et al., 2007) como consequência de um possível selamento superficial causado pela aplicação do DLS em solo com alto teor de argila (720 g kg⁻¹) e teor de P muito alto (54,1 mg kg⁻¹). Partículas sólidas do esterco podem fechar os macroporos do solo, causando selamento da superfície por obstrução física (SMITH et al., 2001; CHEROBIM et al., 2018). Kleinman et al. (2002), também verificaram que as perdas de P pelo escoamento superficial foram maiores quando o solo apresentava alto teor de P, independente da fonte de P, em estudo do comportamento das perdas de P em diferentes solos com alto e baixo teor de P, além de utilização de diferentes fontes de P.

O tempo entre a aplicação das adubações e o primeiro evento de chuva é outro fator que tem grande influência nas perdas de P. As concentrações médias de P solúvel no escoamento são maiores quando aplicado DLS, seguido pelo fertilizante inorgânico e cama de aviário

(SHIGAKI et al., 2006), refletindo o teor de P solúvel dos fertilizantes. À medida que a duração entre a aplicação e o primeiro evento de chuva aumenta, as concentrações médias de P solúvel diminuem com a aplicação de DLS, ficando inferiores as demais fontes de P. Isso demonstra que, apesar das perdas de P em áreas com DLS serem maiores que com adubação mineral, em precipitação pluviométrica no primeiro dia após a aplicação, na média, a perda de P de áreas com aplicação de DLS se torna igual as perdas de áreas com adubação mineral na soma de precipitações que ocorrem ao longo de 30 dias. Shigaki et al. (2006) ainda constataram que as perdas de P solúvel com utilização de fertilizante mineral foram maiores que com a aplicação de cama de aviário, independente do tempo entre a aplicação e o evento de precipitação pluviométrica, concluindo que o fertilizante mineral pode constituir um risco maior ou igual para a qualidade da água do que a adubação com resíduos de cama de aviário ou DLS.

3.4.3 Perda de fósforo particulado pelo escoamento superficial

O P particulado é o P perdido pelo escoamento superficial, ligado às partículas orgânicas e inorgânicas. Com o aumento da dose de P aplicada superficialmente, eleva-se o grau de saturação de fósforo nas partículas sólidas do solo, aumentando a quantidade de P passível de perda para fora de áreas agrícolas (GUARDINI et al., 2012a; BORDA et al., 2014). A perda de P nos sedimentos pode chegar, em alguns casos, a 90% do P total perdido por escoamento superficial (WANG et al., 2012).

As diferentes fontes de adubação afetam as concentrações de P particulado nos sedimentos em suspensão no escoamento superficial. Bertol et al. (2010b) observaram que, em três chuvas simuladas, a concentração de P particulado foi maior no tratamento com DLS em comparação com a adubação mineral. Esses resultados possivelmente se devem à grande quantidade de partículas sólidas de DLS suspensas no escoamento, que são ricas em P, bem como à capacidade dessas partículas de adsorver íons solúveis do escoamento, como os fosfatos. Em estudo avaliando três fontes de P mineral com diferente solubilidade de P em água e uma orgânica (DLS) em três tipos de solo, Shigaki et al. (2006), verificaram que o tipo de solo não teve influência nas perdas de P particulado (obtido de forma indireta pela diferença entre P total e P solúvel). Dentre as fontes minerais de P a solubilidade da fonte teve influência no P particulado perdido pelo escoamento na chuva realizada um dia após a aplicação. Eles obtiveram perdas de 0,11, 1,41 e 7,59 mg L⁻¹, com aplicação de fosfato natural, superfosfato simples (STS) e superfosfato triplo (SFT), respectivamente, sendo a maior perda de P particulado observada quando da utilização de superfosfato triplo. Porém, quando

considerarmos a fonte orgânica (DLS), que apresenta 30% de P solúvel em água, a qual é mais solúvel que o fosfato natural (0,5% de P solúvel) e menos solúvel que o superfosfato simples e superfosfato triplo (50% e 79% de P solúvel em água, respectivamente) observa-se que a solubilidade da fonte não é relevante, pois com aplicação de DLS a perda de P ligado aos sedimentos foi de 4,36 mg L⁻¹, ficando entre o SFS e o SFT.

3.4.4 Perda de fósforo total pelo escoamento superficial

O total de P perdido pelo escoamento superficial é resultado das perdas de P solúvel e P particulado, ou seja, quanto maiores as perdas de P solúvel e P particulado, maiores serão as perdas de P total. A ordem da perda de P total no escoamento superficial, observada no estudo de Wang et al. (2012) é fosfato de amônio monobásico > hidrogenofosfato de amônio > fosfato de potássio monobásico > cama de aviária > dejetos bovinos, ou seja, as fontes de P minerais foram mais suscetíveis às perdas pelo escoamento superficial em relação às fontes orgânicas.

Em solo com alto teor de P, maiores quantidades de P podem ser perdidas com utilização do dejetos em relação à fonte mineral (BERTOL et al., 2010b). Solos argilosos têm maior capacidade de manter o P adsorvido e, com isso, minimizam a quantidade em solução (GÉRARD, 2016). No entanto, quando submetidos a aplicações frequentes de fertilizantes fosfatados esses solos são mais ricos em P e com isso a perda de solo por erosão constitui uma rota importante de transferência de P pelo escoamento superficial (RUBAEK et al., 2013). Porém, como os teores de P são muito altos, o solo já se encontra saturado por P, assim, o P aplicado, independente da fonte, está mais suscetível a perdas, principalmente em solo com alto teor de argila. A macroporosidade desses solos normalmente não é tão grande e pode ocorrer facilmente entupimento dos poros e selamento da camada superficial pela aplicação de DLS (SMITH et al., 2001; CHEROBIM et al., 2018), ficando mais susceptível a eventos de escoamento superficial e consequente perdas de P, tanto solúvel quanto ligados à partículas sólidas. Além disso, quanto maior for o conteúdo de óxidos de ferro e alumínio, maior será o poder de adsorção de P pelo solo, mais fósforo ligados à óxidos, menores as perdas deste elemento por escoamento. Cada solo apresenta uma capacidade limitada de adsorção de P e essa capacidade depende do teor de P no solo e tipo de colóides. Solos mais arenosos podem sorver menos P que solo com maior teor de argila, podendo ser perdido muito mais P pelo escoamento superficial no solo arenoso do que no solo argiloso.

No estudo de Shigaki et al. (2006), em chuva realizada um dia após a aplicação das fontes de P em três tipos de solo, foram observadas perdas médias de P total de 0,61, 19,05,

43,10 e 98,06 mg L⁻¹ para fosfato rocha natural, DLS, SFS e SFT, respectivamente. A perda de P no escoamento diminuiu com o tempo para SFT e DLS, de modo que após 42 dias da aplicação, as perdas com aplicação de SFT, DLS e SFS não diferiram. Esses resultados sustentam que a solubilidade de P em água nas fontes de P pode ser considerada como um indicador do potencial de perda de P total pelo escoamento superficial de áreas agrícolas manejadas sob plantio direto. Assim, pode-se observar que as perdas de P, dependendo da fonte mineral utilizada, podem ser maiores com utilização de fertilizantes minerais do que adubos orgânicos.

Se aproximarmos estas características da situação em que os DLS são aplicados nas lavouras em Santa Catarina, podemos entender a grandeza do problema. A adubação realizada, quase que exclusivamente em superfície, satura os sítios de adsorção dessa camada do solo, podendo causar selamento superficial e, conseqüentemente, se torna mais suscetível às perdas por escoamento superficial e erosão. No entanto, na literatura dos últimos quinze anos não são encontrados estudos comparando perda de P em diferentes fontes de adubação (mineral e orgânica) com mesma dose de P sendo aplicada nas condições dos solos brasileiros, principalmente da região Sul do Brasil. Sabe-se que as perdas dependem de inúmeros fatores como o teor de P no solo, a capacidade de adsorção do solo, características do terreno, cobertura do solo, solubilidade da fonte de P utilizada, porém é necessário mais estudos a nível de região, considerando cada fator que tem relevância nas perdas de P para se minimizar problemas ambientais que cada fonte de P pode causar.

3.5 CONCLUSÕES

As perdas de frações de P pelo escoamento superficial com aplicação de diferentes fontes de adubação em áreas agrícolas dependem de fatores como solubilidade da fonte aplicada, tempo entre a aplicação e a precipitação pluviométrica e capacidade de adsorção do solo.

A maior parte do fósforo do DLS é arrastado pelo escoamento superficial no período inicial da chuva, resultando em grandes riscos ao ambiente no início do escoamento. Na média de 30 dias com chuvas periódica, as perdas de P pelo escoamento com aplicação de adubação orgânica é igual e/ou inferior a adubação mineral, com exceção de áreas com elevado teor de P e com selamento da camada superficial, onde aumentam as perdas de P pelo escoamento superficial com aplicação de DLS.

O fertilizante mineral fosfatado com alta solubilidade de P em água é uma importante fonte de fósforo que pode poluir os cursos hídricos, igual ou superior ao DLS, sendo necessário definir melhor a eficácia agronômica das fontes de P aplicadas às terras agrícolas e se realmente há necessidade de aplicar adubação, principalmente onde os teores de P no solo já são elevados.

4 CAPÍTULO 2 – FRAÇÕES DE FÓSFORO NO SOLO E PERDAS POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM DIFERENTES MANEJOS, FONTES DE ADUBAÇÃO E NÍVEIS DE COBERTURA

4.1 INTRODUÇÃO

A erosão hídrica é causada pela ação da chuva sobre o solo, envolvendo as fases de desagregação, transporte e deposição dos sedimentos. Essas fases podem ser distintas entre si ou podem ocorrer concomitantemente. O aumento da erosão hídrica ao longo do tempo deriva da intensificação do manejo do solo, com uma estreita relação entre erosão e manejo do solo (VANWALLEGHEM et al., 2017). Junto com a erosão do solo são perdidos nutrientes das áreas agrícolas, tendo-se preocupação principalmente com o fósforo (P) e nitrogênio (N), os quais, além do prejuízo econômico com sua perda, podem atingir cursos hídricos e poluí-los.

Áreas com preparo convencional (PC) do solo são mais suscetíveis à erosão hídrica, pois o preparo do solo favorece a formação do selamento superficial, caracterizado por uma fina camada de solo que se torna compactada pelo impacto direto da gota de chuva sobre o solo (PANACHUKI et al., 2011). Já em sistemas conservacionistas, como o plantio direto (PD), com pouco ou nenhum revolvimento do solo e que mantenham a superfície do solo coberta por resíduos culturais, há maior dissipação da energia de impacto das gotas da chuva e menor potencial erosivo (COGO et al., 1984; PANACHUKI et al., 2011). Portanto, em áreas com alto percentual de cobertura do solo ocorre menor escoamento superficial (AMARAL et al., 2008), uma vez que a rugosidade superficial do solo aumenta, favorecendo a infiltração de água no solo (NACINOVIC et al., 2014).

As perdas de nutrientes são influenciadas pelo tipo e quantidade de fertilizantes, bem como pelo método de aplicação. O uso de dejetos líquidos suíno (DLS) como fertilizante é uma prática alternativa usada na agricultura para a reciclagem de nutrientes e redução de custos com fertilizantes comerciais; contudo, seu uso excessivo e sem critérios técnicos pode acarretar contaminação ambiental pela transferência de nutrientes para os ambientes aquáticos. No estado de Santa Catarina, essa prática vem sendo estudada, levando em consideração os efeitos do DLS no solo, a influência na produtividade das culturas e a possível contaminação ambiental que sua aplicação vem causando, principalmente pelas perdas de P (CASSOL, et al 2012; GUARDINI, et al., 2012b; COUTO, et al., 2015; GATIBONI, et al., 2015; BOITT, et al., 2018). No entanto, a preocupação maior é com as áreas onde são aplicadas altas quantidades de DLS sem considerar a capacidade de retenção do solo e a necessidade das culturas, provocando o

enriquecimento de nutrientes na camada superficial do solo, principalmente em plantio direto, e potencializando a perda de nutrientes por escoamento superficial.

O P é um elemento pouco solúvel e de baixa mobilidade no solo e, portanto, tende a se concentrar na camada superficial na ausência de preparo do solo, como no caso do plantio direto (ROBERTS et al., 2017). Assim, os solos submetidos a fertilização orgânica ou mineral contínua e por longo prazo podem acumular grandes quantidades de P, tanto em formas inorgânicas quanto orgânicas, diminuindo sua capacidade de adsorção pela saturação do solo com consequente transferência para as águas superficiais e subsuperficiais (GATIBONI et al., 2015). O elemento fica disponível para ser transportado por escoamento superficial, principalmente pelo transporte de sedimentos ricos em P como resíduos de adubos e partículas de solo. O P aderido quimicamente aos sedimentos é denominado P-particulado, enquanto aquele dissolvido na água do escoamento é chamado P-solúvel. O P-particulado representa mais de 80% do total de P perdido (WITHERS et al. 2009; BORDA et al. 2011; WANG et al., 2012). Comumente são encontradas baixas perdas de P, geralmente inferiores a 5% do P aplicado, especialmente em lavouras conservacionistas (SHARPLEY et al., 1994), as quais, embora possam ser insignificantes em termos agronômicos, podem apresentar sérios problemas ambientais.

O objetivo deste estudo foi avaliar a perda de P por escoamento superficial, com chuva simulada, em solo sob sistema de plantio direto e preparo convencional com seis anos de uso de dejetos líquidos de suínos ou fertilizantes minerais.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Caracterização da área experimental e descrição dos tratamentos

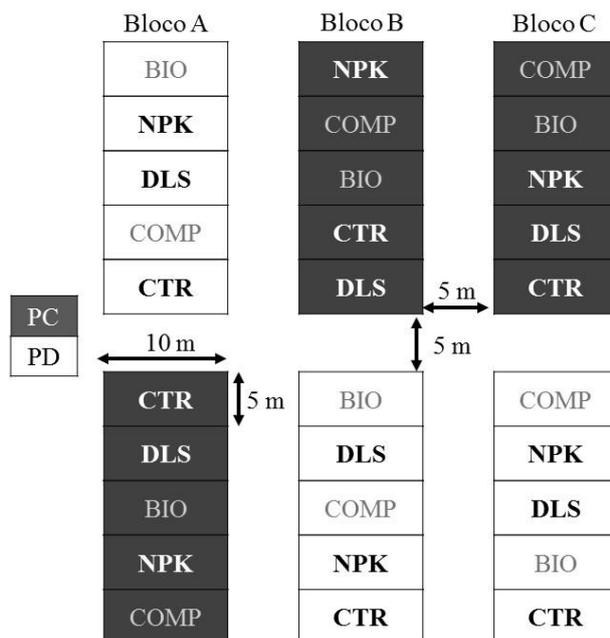
O estudo foi conduzido em área experimental localizada na Embrapa Suínos e Aves em Concórdia, SC (27°18'53"S, 51°59'25"O). O clima do local, de acordo com a classificação de Köppen, é mesotérmico subtropical úmido (Cfa) com temperatura média anual de 18°C e precipitação média anual de 1.800 mm bem distribuídas ao longo do ano. O solo é classificado como Nitossolo Vermelho distroférrico (SANTOS et al., 2013).

A área era mantida sob pastagem natural composta predominantemente por uma mistura de gramíneas perenes até março de 2012, quando a pastagem natural foi dessecada com a aplicação de glifosato e em seguida foram aplicadas 2 Mg ha⁻¹ de calcário para correção da acidez do solo. O calcário foi incorporado com uma passagem de arado de três discos operando à 0,20 m de profundidade e duas passagens de grade niveladora operando à aproximadamente 0,10 m de profundidade. Ainda no mês de abril de 2012, foi implantada a cultura de aveia-preta (*Avena strigosa* Scherb. (L.)) para formação de palhada. Para tanto, foram utilizadas 80 kg ha⁻¹ de sementes de aveia-preta distribuídas por uma semeadora equipada com disco duplos defasados em linhas espaçadas por 0,20 m.

Em outubro de 2012, a camada superficial do solo (0,00-0,10 m) foi amostrada com trado calador para caracterização granulométrica e química. Os teores de argila, silte e areia foram de 460, 250 e 290 g kg⁻¹, respectivamente (DONAGEMA, 2011). O solo apresentou os seguintes parâmetros químicos: pH-H₂O (1:1) = 5,3; pH-SMP = 5,8; Al³⁺ = 0,3 cmol_c dm⁻³; matéria orgânica (M.O.) = 39,0 g kg⁻¹; P_{Mehlich-1} = 6,6 mg dm⁻³, K_{Mehlich-1} = 249,6 mg dm⁻³; Ca = 7,5 cmol_c dm⁻³; Mg = 3,3 cmol_c dm⁻³; CTC = 11,9 cmol_c dm⁻³ e saturação de bases de 68% (CQFS-RS/SC, 2016). Após, foi realizada a primeira aplicação dos tratamentos e a implantação da cultura do milho (*Zea mays* L.).

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com parcelas subdivididas em três blocos. Nas parcelas principais, com dimensões de 10 m de comprimento por 25m de largura, foram utilizados dois sistemas de preparo de solo: preparo convencional (PC) e plantio direto (PD) (Figura 1). As subparcelas mediram 10 m de comprimento por 5 m de largura, onde foram aplicadas diferentes fontes de adubação: adubação mineral (NPK), dejetos líquidos de suínos (DLS), efluente de biodigestor (BIO) e composto orgânico (COMP), além de um tratamento controle sem adubação (CTR). Para a realização deste estudo foram utilizados apenas os tratamentos com aplicação de DLS, NPK e CTR, em ambos os manejos.

Figura 1 – Croqui do experimento no município de Concórdia.



DLS = dejetos líquidos de suínos; NPK = adubação mineral; BIO = efluente de biodigestor; COMP = composto orgânico (COMP); CTR = controle sem adubação; PC = Preparo Convencional; e PD = Plantio direto. Siglas destacadas em negrito indicam as parcelas utilizadas para este estudo.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

O sistema de culturas empregado durante todos os anos de condução experimental foi a sucessão milho/aveia-preta (verão/inverno). No PC, o solo foi revolvido com uma passagem de arado de discos e duas passagens de grade niveladora, antes da semeadura do milho e com apenas duas passagens de grade niveladora, antes da semeadura da cultura da aveia-preta. No PD as culturas do milho e aveia-preta foram implantadas sem nenhum preparo de solo.

Os fertilizantes foram distribuídos na superfície do solo após a dessecação da aveia preta em todas as parcelas e das operações de preparo do solo nas parcelas do tratamento PC. Todos os tratamentos receberam a mesma dose de N-total (140 kg N ha^{-1}), com exceção do tratamento CTR que não recebeu adubação. A dose de N foi dimensionada para uma expectativa de produtividade de $8,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ de grãos de milho (CQFS-RS/SC, 2016), valor este relatado como médio para a região. Para tanto, a dose de DLS aplicada foi calculada conforme a sua concentração de N-total e teor de MS. Desta maneira, sempre que a quantidade de P e K aplicado via fertilizante orgânico era inferior a demanda, calculada em função da expectativa de produtividade de grão de milho, a quantidade faltante era suplementada com a aplicação de fertilizantes minerais (superfosfato triplo e cloreto de potássio). Assim, todos os tratamentos, com exceção do CTR, receberam $115 \text{ kg de P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ e $77 \text{ kg de K}_2\text{O ha}^{-1}$ por ano (CQFS-RS/SC, 2016). A quantidade de nutrientes aplicadas via DLS está no apêndice A. Após a

aplicação dos fertilizantes, estes foram incorporados ao solo com uma passagem de grade niveladora nas parcelas do tratamento PC. A cultura da aveia-preta não recebeu aplicação de fertilizantes, sendo utilizada como planta de cobertura do solo no inverno. Todos os tratos culturais seguiram as recomendações técnicas usuais de cada cultura e os resíduos das culturas permaneciam nas parcelas. A aplicação dos fertilizantes foi realizada à lanço.

No ano de 2017, a aplicação dos tratamentos ocorreu na segunda quinzena de agosto e a semeadura do milho foi realizada na segunda quinzena de outubro. Esse distanciamento entre a aplicação dos tratamentos foi devido a um déficit hídrico que ocorreu no período. Em novembro de 2017, quando o milho estava com 50 a 60 cm de altura, foram instaladas três calhas coletoras (Figura 2A) com dimensões de 1,00 m de comprimento por 0,60 m de largura, totalizando 0,60 m². Foi realizada chuva simulada por meio de um simulador de chuva portátil (Figura 2B) construído no Centro de Ciências Agroveterinárias, constituído basicamente por uma estrutura de metal, acoplado a uma motobomba, possuindo na extremidade um bico fulljet (1/2HH – 50WSQ) à 3 m de altura da superfície do solo. O tamanho de gota foi semelhante ao da chuva natural, obtido pelo teste da farinha conforme método descrito em Montebeller et al. (2001), onde o diâmetro médio de 50% das gotas variou de 1,90 a 2,60 mm. Para cada unidade experimental foi realizada chuva com duração de uma hora e intensidade de aproximadamente 78 mm h⁻¹. As calhas coletoras direcionaram o fluxo do escoamento superficial para um recipiente coletor de onde foi retirada uma amostra a cada 10 min ao longo da chuva.

Figura 2 – Vista parcial das calhas coletoras (A) e da simulação de chuva (B).



Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

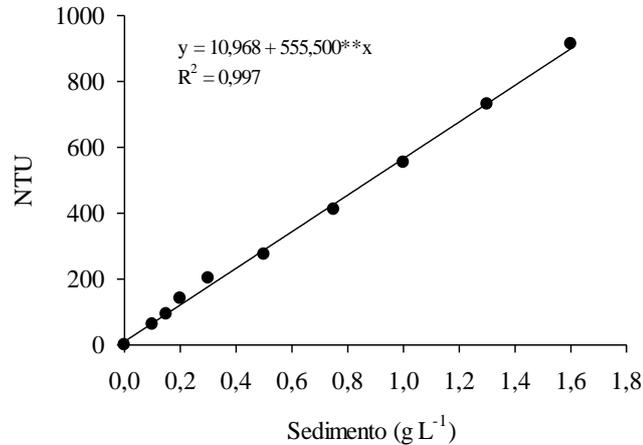
4.2.2 Método de coleta de amostras e análises laboratoriais

Foram coletadas amostras de solo, na camada de 0-10 e 10-20 cm, para quantificar o teor de P disponível no solo, com extração seguindo metodologia de Tedesco et al. (1995) e determinação por Murphy e Riley (1962), além da quantificação da acidez (pH em água (pH H₂O) e pH SMP) e dos teores de K, Ca, Mg e Al e porcentagem de matéria orgânica (M.O.) das áreas experimentais antes das simulações das chuvas, segundo metodologias descritas em Tedesco et al. (1995).

O volume total de água escoada foi determinado no campo a partir da medida da água dos coletores com o auxílio de uma proveta, a cada 10 minutos do início das chuvas. Amostras de escoamento, de aproximadamente 250 mL, foram coletadas para quantificação das frações de P (P-solúvel e P-total) e sedimentos perdidos. O P-solúvel foi determinado na solução após a filtragem de 15 ml da suspensão escoada em membrana de acetado de celulose (0,45 µm). Já o P-total foi determinado, simplificadamente, como segue: 10 mL das amostras foram adicionados a tubos de digestão; adicionou-se 1 mL de H₂SO₄ 30 % e 0,5 g de K₂S₂O₈; após isso as amostras foram autoclavadas por 30 min sob pressão de 120 kPa; quando em temperatura ambiente o volume das amostras foi aferido para 20 mL (4500-P; APHA, 2005). O P-particulado foi obtido pela diferença entre o P-total e o P-solúvel (BERTOL, et al., 2010b; LOURENZI et al., 2015). A concentração de P nos extratos de P-solúvel e P-total foi determinada por espectrofotometria de absorção molecular em comprimento de onda de 882 nm, conforme método descrito por Murphy e Riley (1962).

Além disso, a quantidade de sedimentos foi quantificada pela medida da turbidez de alíquotas de 10 mL da amostra homogeneizada da suspensão escoada por meio de um turbidímetro de bancada modelo Digimed TB-1000P. O método é baseado no retroespalhamento da luz e que resultam em dados em uma unidade de turbidez (NTU - nefelometric turbidity unit) (MINELLA et al. 2008). Para isso, foi criada uma curva de calibração com o solo da camada de 0,00-0,10 m de cada experimento para conversão de NTU em g L⁻¹ (Figura 3). Posteriormente foi multiplicado o volume do escoamento pela concentração de sedimentos.

Figura 3 – Calibração do método do turbidímetro para determinação da quantidade de sedimentos contida em amostras de escoamento para o Nitossolo.

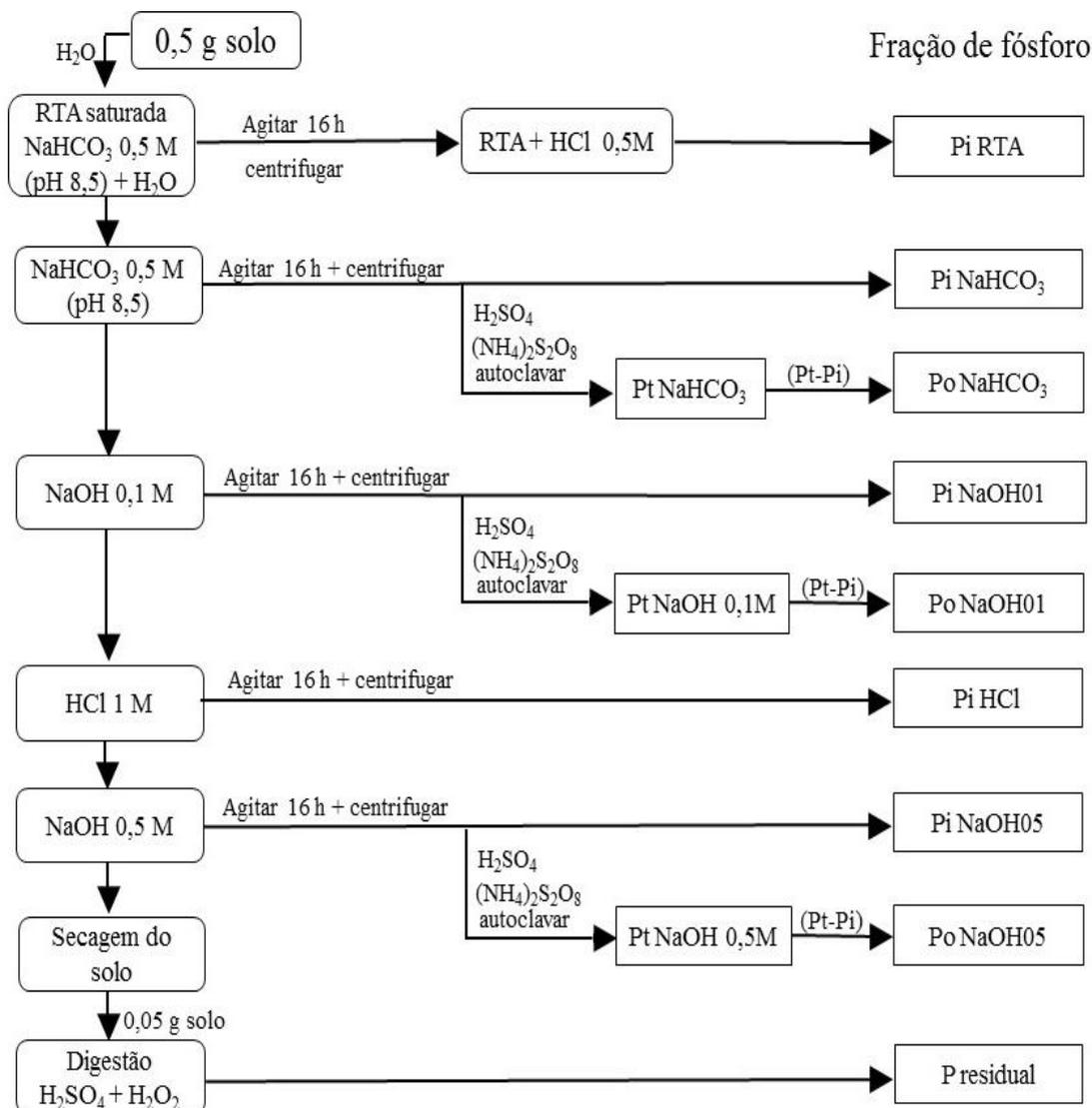


**Significativo a 1% de probabilidade de erro.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Para o fracionamento químico do fósforo de acordo com a metodologia de Hedley et al. (1982) com as modificações propostas por Condron e Goh (1989), conforme esquematizado na figura 4. Os extratores usados na determinação das formas de P foram: resina trocadora de ânions (RTA) saturada com NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ($\text{pH} = 8,5$) em suspensão de solo e água (Pi_{RTA}); NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ com pH corrigido à 8,5 ($\text{Pi}_{\text{NaHCO}_3}$ e $\text{PO}_{\text{NaHCO}_3}$), NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ ($\text{Pi}_{\text{NaOH}01}$ e $\text{PO}_{\text{NaOH}01}$) e de NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ($\text{Pi}_{\text{NaOH}05}$ e $\text{PO}_{\text{NaOH}05}$), e HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ (Pi_{HCl}). Para extração do P residual foi digerido com $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$ em bloco digestor o resíduo de solo obtido no final do fracionamento. A lavagem dos solos entre cada extração foi feita com solução de NaCl $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (GATIBONI et al., 2013). A determinação de P inorgânico (Pi), foi feita pelo método Murphy e Riley (1962). O P total foi obtido pela digestão das alíquotas de $\text{Pi}_{\text{NaHCO}_3}$ e Pi_{NaOH} com persulfato de amônio e ácido sulfúrico, e posterior determinação por Murphy e Riley (1962). O P orgânico (Po) foi obtido por diferença entre o P total e o Pi .

Figura 4 – Esquema da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley et al. (1982) com modificações de Condron & Goh (1989).



Po = fósforo orgânico; Pi = fósforo inorgânico; Pt = fósforo total; RTA = resina trocadora de ânions.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

4.2.3 Análise estatística de dados

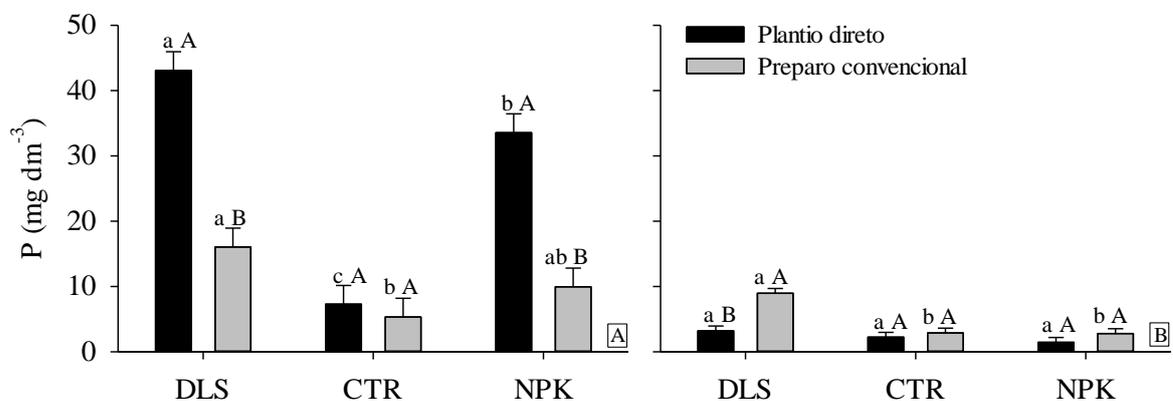
Os resultados de volume total escoado, sedimento total perdido e das frações P-solúvel e P-total perdidas foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e quando necessário, transformados para atenderem os preceitos de normalidade e homocedasticidade. Esses dados, foram então submetidos à análise de variância e os efeitos significativos ($P < 0,05$) foram comparados pelo teste de médias LSD ($P < 0,05$), utilizando o software estatístico SISVAR 5.6 (FERREIRA, 2019). Os dados originais foram utilizados para interpretação dos resultados.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Fósforo disponível no solo por Mehlich-1

Os teores de P no solo, após a aplicação das fontes de adubação e dos sistemas de manejo, estão apresentados na figura 5. Houve interação entre as fontes de adubação e os sistemas de manejo do solo em ambas as camadas avaliadas (0,00-0,10 e 0,10-0,20 m). Os maiores teores de P na camada de 0,00 a 0,10 m (Figura 5A) foram observados no PD, em comparação ao PC, para ambas as fontes de adubação (DLS e NPK). Os teores de P no solo conduzido sob PD foram 62,8% e 70,4% superiores em comparação ao PC na adubação com DLS e NPK, respectivamente. Isto ocorre porque o PD, devido ao não revolvimento do solo, acúmulo de resíduos vegetais na superfície e a adubação superficial, principalmente com dejetos animais, resultado no aumento da disponibilidade de P nas camadas mais superficiais (LOURENZI et al. 2015; Da ROS et al. 2017). Por outro lado, no PC os nutrientes são diluídos em toda o volume de solo da camada arável. Sob PD, a adubação com DLS e NPK, em comparação ao tratamento CTR (sem adubação), aumentou os teores de P em 45,7 e 57,2 %, respectivamente, enquanto sob PC não houve aumento em relação à testemunha. Os teores de P no solo variaram em função das duas fontes de fertilizante aplicadas (DLS e NPK). Na camada de 0-10 m, sob PD, o teor de P com adubação de DLS foi maior que com NPK. Na camada de 10 a 20 cm (Figura 5B) o maior teor de P foi observado no PC quando aplicado DLS. Isso pode estar relacionado ao revolvimento da camada superficial que incorpora o DLS aplicado, aumentando o teor de P na camada subsuperficial.

Figura 5 – Teor de P disponível acumulado no solo: A) camada 0 a 10 cm e B) camada 10 a 20 cm, nas três fontes de adubação (DLS = dejetos líquidos de suíno; CTR = controle, sem adubação; NPK = adubação mineral) e em dois manejos.



*Médias seguidas de letras distintas, minúsculas entre as fontes de adubação e maiúsculas entre os sistemas de manejo, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro.

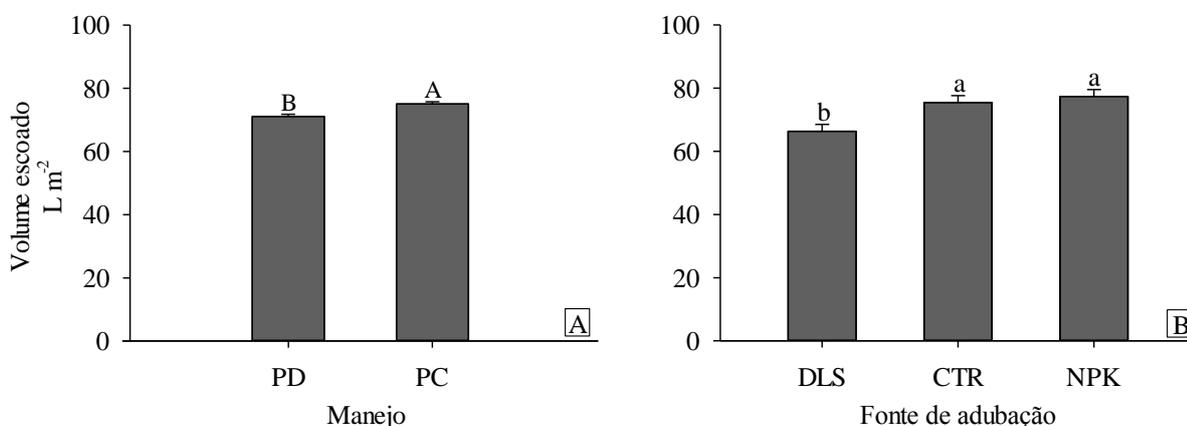
Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Apesar do aumento nos teores de P no solo, os quais eram de $6,6 \text{ mg dm}^{-3}$ em 2012, tendo sido elevados para mais de 40 mg dm^{-3} em 2017, esse teor ainda não atingiu o LCA-P do estado de Santa Catarina proposto por Gatiboni et al. (2015). O LCA-P é calculado pela equação: $\text{LCA-P} = 40 + A$; onde, “LCA-P” é o teor de fósforo disponível extraído pelo método Mehlich-1, em mg dm^{-3} que representa seu limite crítico ambiental, ou seja, alto risco ambiental; e “A” é o teor de argila do solo, em percentagem. Isso demonstra que o manejo adotado nessa área durante os 6 anos de condução, aplicando as fontes de adubação conforme recomendação técnica para a cultura do milho (CQFS-RS/SC, 2016), está adequado para suprir a demanda nutricional das culturas, sem causar impacto ambiental por excesso de P.

4.3.2 Escoamento superficial, perdas de P e sedimentos

O volume total de água escoada em uma hora de chuva apresentou efeito significativo para manejo e para fonte de adubação, sem interação entre os fatores. O maior volume escoado foi observado no PC (Figura 6A). Quanto as fontes de adubação, no DLS o volume escoado (Figura 6B) foi menor. Esse menor volume escoado no DLS pode ser explicado pelo aumento da macroporosidade na camada superficial (0,00-0,05 m) do solo (Apêndice D) que proporcionou maior infiltração de água no solo. O DLS, a longo prazo, proporciona maior atividade microbiana e aumenta a agregação pela adição de carbono (VEIGA et al., 2012) melhorando sua capacidade de infiltração de água sob PD (KRUTZ et al. 2009).

Figura 6 – Volume de água escoado ao longo de uma chuva de uma hora de duração: A) média nos manejos (PD = Plantio direto; PC = Preparo convencional); e B) média nas fontes de adubação (DLS = dejetos líquidos de suíno; CTR = controle, sem adubação; NPK = adubação mineral).

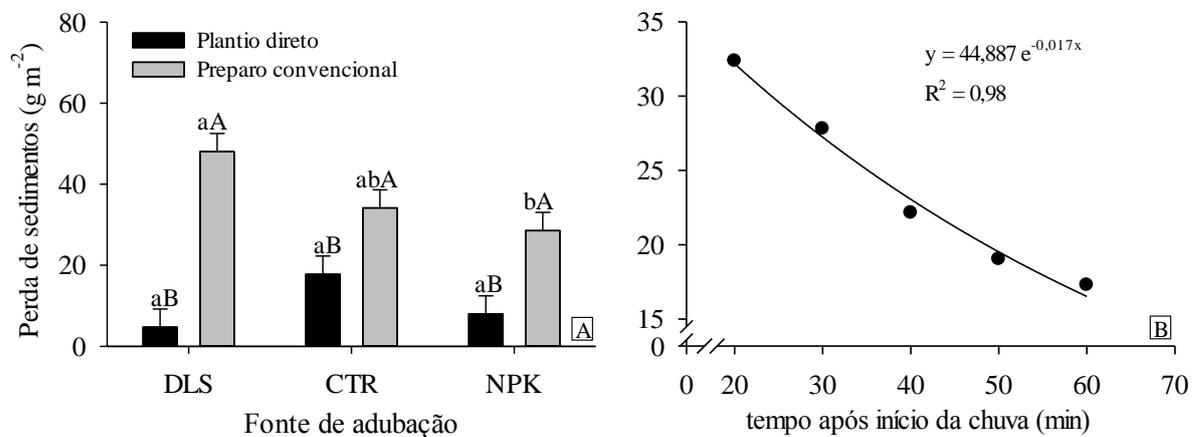


*Médias seguidas de letras distintas, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

A perda de sedimentos (Figura 7A) apresentou interação entre os manejos e as fontes de adubação. As maiores perdas foram verificadas no PC com o DLS como fonte de adubação. Em relação ao PD, o PC apresentou perdas de 10 e 3,6 vezes maior na adubação com DLS e NPK, respectivamente. Os solos revolvidos estão mais propensos a sofrerem desagregação de suas partículas pela ação da chuva (ALMEIDA et al, 2016) e, desta forma, maior é a quantidade de sedimentos carregados pelo escoamento superficial e consequente perda de fósforo ligado aos sedimentos (CHEROBIM et al., 2017).

Figura 7 – Perda de sedimentos: A) média em relação aos sistemas de manejo e as fontes de adubação; B) média a cada dez minutos após início da chuva simulada.



*Médias seguidas de letras distintas, minúsculas entre as fontes de adubação e maiúsculas entre os sistemas de manejo, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

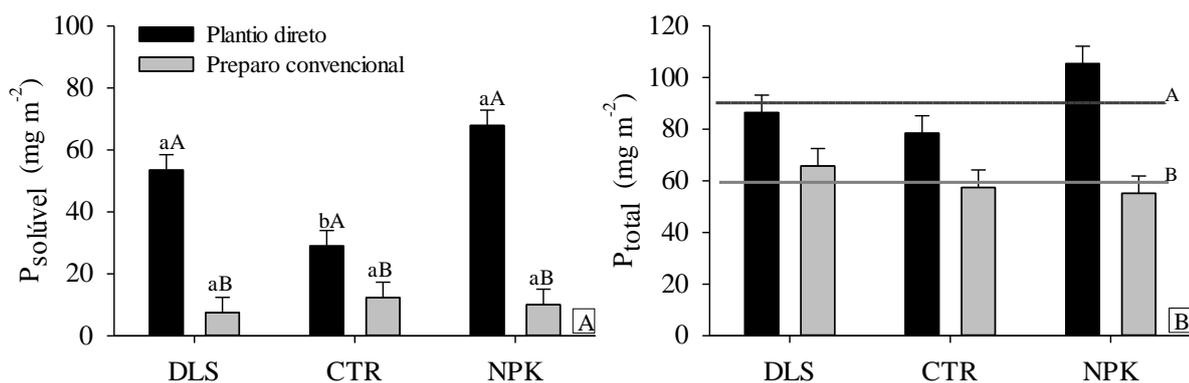
A perda de sedimentos apresentou redução exponencial ao longo do tempo após início da chuva (Figura 7B), diminuindo de aproximadamente 33 g m⁻² aos 20 minutos após início da chuva, para 17 g m⁻² no final da chuva. Os sedimentos desagregados e transportados pelo escoamento superficial apresentam tamanhos diferentes. Quanto maior o tamanho da partícula desagregada pela chuva mais rápida é a sua sedimentação, por isso partículas maiores e mais densas são perdidas em maior quantidade no início de uma chuva, enquanto que partículas mais finas e menos densas, como argilominerais e matéria orgânica, apresentam uma lenta taxa de sedimentação e permanecem suspensas na água do escoamento por períodos mais longos (BERTOL et al., 2010b; SHARPLEY, 2016).

A perda de P-solúvel (Figura 8A) por escoamento superficial durante chuva de uma hora, com intensidade de 78 mm h⁻¹, apresentou interação significativa entre as fontes de adubação e os sistemas de manejo do solo. As maiores perdas foram observadas no PD, sendo 86 % e 85% maiores em relação ao PC, na adubação com DLS e NPK, respectivamente. Esses

resultados são reflexo do não revolvimento do solo sob PD, contribuindo para o acúmulo de nutrientes na superfície do solo e, conseqüentemente, na perda destes por escoamento superficial. Isto demonstra que a quantidade de P acumulado na camada superficial está mais disponível e propenso a ser arrastado pelo escoamento superficial, podendo apresentar risco de contaminação ambiental (SHARPLEY et al., 1981; SHIGAKI et al., 2006; GEBLER et al. 2014), pois o P-solúvel apresenta um impacto imediato sobre a qualidade das águas, já que está prontamente disponível ao metabolismo microbiana, sendo o principal precursor do processo de eutrofização (SCHINDLER et al., 2016; ZHANG et al., 2017).

Para o P-total (Figura 8B) houve efeito significativo apenas para o fator manejo, sendo perdidos na média 90 mg m⁻² de P-total no PD e 59 mg m⁻² no PC. Essa maior perda no PD se deve a maior concentração desse elemento na camada superficial do solo (Figura 6). Deste modo, o sistema conservacionista de manejo, baseado somente em cobertura de solo, pode também ser visto como fonte de risco ambiental (GEBLER et al. 2014), uma vez que com o aumento no teor de P na camada superficial do solo aumenta o risco de perdas de P tanto na forma solúvel quanto associado com as mais finas frações do solo, que são preferencialmente arrastadas pelo escoamento superficial (KUHN et al. 2012; BORDA et al. 2011; BORDA et al, 2014).

Figura 8 – Perda de P pelo escoamento superficial: A) P-solúvel e B) P-total, nas três fontes de adubação (DLS = dejetos líquidos de suíno; CTR = controle, sem adubação; NPK = adubação mineral) e nos dois manejos.



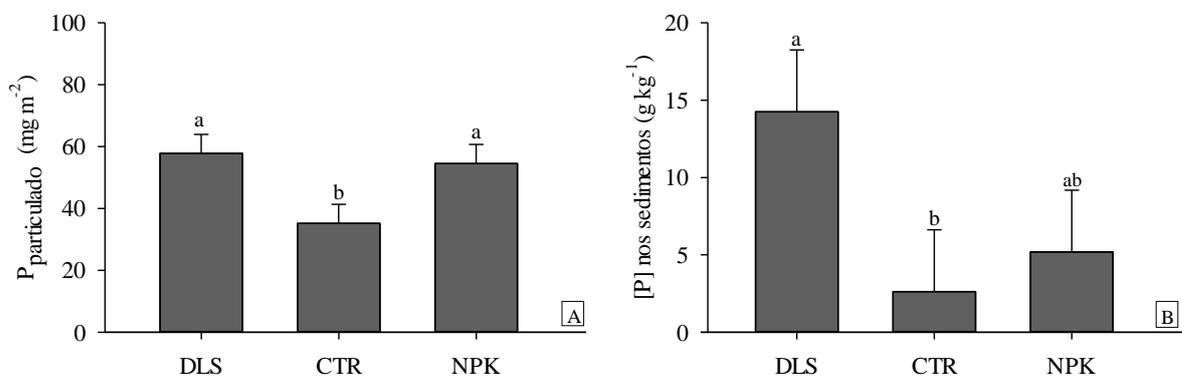
*Médias seguidas de letras distintas, minúsculas entre as fontes de adubação e maiúsculas entre os sistemas de manejo, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro. Linha horizontal representa a média dos manejos, significativo a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Para o P particulado perdido pela erosão e a concentração de P nos sedimentos, houve efeito simples para fonte de adubação, sem diferença para manejo (figura 9). A maior quantidade de P perdido com os sedimentos (P particulado) foi observada nos tratamentos que

receberam adubação, tanto mineral (NPK) quanto DLS, perdendo em média $56,2 \text{ mg m}^{-2}$ de P particulado por escoamento superficial, enquanto no CTR perdeu $35,2 \text{ mg m}^{-2}$ (Figura 9A). As perdas de P particulado podem chegar em até 80% das perdas de P de áreas agrícolas e isso está relacionado a fatores que normalmente afetam como o acúmulo de P nas partículas mais finas do solo e o equilíbrio entre dispersão e agregação de partículas (BORDA et al. 2011; BORDA et al, 2014), onde partículas finas são mais facilmente desagregadas e carregadas pelo escoamento superficial. Com o enriquecimento de P na camada superficial do solo pela adubação, mais sedimentos ricos em P são perdidos (BORDA et al., 2014; BOITT et al., 2018).

Figura 9 – Fósforo nos sedimentos: A) P-particulado; B) Concentração de P nos sedimentos, nas três fontes de adubação (DLS = dejetos líquidos de suíno; CTR = controle, sem adubação; NPK = adubação mineral) e nos dois manejos.



*Médias seguidas de letras distintas, minúsculas entre as fontes de adubação diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

A concentração de P nos sedimentos (Figura 9B) chegou $14,2 \text{ g kg}^{-1}$ no DLS, enquanto no controle foi de apenas $2,6 \text{ g kg}^{-1}$. Isso se deve ao enriquecimento deste elemento na superfície do solo e principalmente, pelos sólidos constituintes do DLS serem ricos em P, os quais apresentam uma baixa densidade e são facilmente carregados pelo escoamento superficial. A perda preferencial de partículas coloidais pelo escoamento (BOL et al., 2016; RAMOS et al., 2016), acaba resultando em perdas de partículas mais concentradas, havendo um enriquecimento com fósforo no sedimento perdido (SHARPLEY, 1980; BORDA et al., 2014).

4.3.3 Fracionamento químico de fósforo

Para a maioria das frações de P do fracionamento, especialmente as de menor labilidade, não houve efeito significativo dos tratamentos, não havendo também interação entre manejo e adubação para as frações de P (Apêndice F). Por este motivo, para simplificar a apresentação e

discussão dos resultados, as frações foram agrupadas nos compartimentos de P-lábil (P_i RTA + P_{iNaHCO_3} + P_{ONaHCO_3}), P-moderadamente lábil ($P_{iNaOH01}$ + $P_{ONaOH01}$ + $P_{iNaOH05}$ + $P_{ONaOH05}$), P-não lábil (P_{iHCl} + $P_{residual}$), P-inorgânico e P-orgânico e estes discutidos separadamente em função do manejo e adubação, nas camadas de 0,00-0,10 e 0,10-0,20m (Tabela 3).

Tabela 3 – Teores de P lábil, moderadamente lábil, não lábil, inorgânico e orgânico do solo em função do manejo e das fontes de adubação, nas camadas de 0,00-0,10 m e 0,10-0,20 m de um Nitossolo Vermelho.

Manejo	Adubação							
	DLS	CTR	NPK	média	DLS	CTR	NPK	Média
	----- 0,00-0,10 m -----				----- 0,10-0,20 m -----			
P - Lábil (mg kg ⁻¹) *								
PD	99,20 Aa	41,42 Ab	81,00 Aa	73,87	26,18 Ba	27,45 Aa	24,40 Aa	26,01
PC	52,86 Ba	40,30 Aa	54,12 Ba	49,09	41,48 Aa	29,50 Ab	22,60Ab	31,19
média	76,03	40,86	67,56		33,83	28,47	23,50	
P - Moderadamente Lábil (mg kg ⁻¹) ^{ns}								
PD	1118,09	820,51	1091,51	1010,15	666,00	648,48	612,71	642,40
PC	799,63	708,63	685,05	731,10	748,81	605,52	574,36	642,90
média	958,86	764,57	888,45		707,41	627,00	593,53	
P - Não Lábil (mg kg ⁻¹) ^{ns}								
PD	623,43	535,97	500,83	553,41	538,74	531,68	465,08	511,83
PC	591,05	560,36	489,42	546,94	529,37	505,24	481,58	505,40
média*	607,24 a	548,17ab	495,13 b		534,06	518,46	473,33	
P - Inorgânico (mg kg ⁻¹) *								
PD	1060,14	820,04	844,72	908,30A	726,22	715,62	622,22	688,02B
PC	863,17	800,13	738,74	800,68B	815,31	734,41	629,71	725,48A
média	961,65 a	810,09 b	791,73 b		770,76 a	723,51ab	625,97 b	
P - Orgânico (mg kg ⁻¹) ^{ns}								
PD	780,58	577,86	828,96	729,13	504,70	491,98	479,97	492,21
PC	580,37	509,16	489,84	526,46	504,36	408,86	448,82	454,01
média	680,48	543,51	659,40		504,53	450,42	464,40	

PD = Plantio direto; PC = Preparo convencional; DLS = dejetos líquidos de suíno; CTR = controle, sem adubação; NPK = adubação mineral. *Médias seguidas de letras distintas, maiúsculas entre os manejos e minúsculas entre as fontes de fertilizantes em cada fração de P e camada do solo, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro. ^{ns} Não significativo a 5% de probabilidade de erro pelo teste t (LSD).

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Houve interação entre manejo do solo e fonte de adubação para o compartimento P-lábil em ambas as camadas e efeito simples para fonte de adubação no P-não lábil, na camada de 0,00-0,10 m (Tabela 3). O P-inorgânico, composto pelo somatório de todas as frações inorgânicas avaliadas no fracionamento químico, apresentou efeito simples para manejo e para fonte de adubação, em ambas camadas.

A utilização de DLS e NPK no plantio direto aumentou o compartimento de P lábil na camada superficial do solo (0,00-0,10 m). Manejos do solo que promovem aumento de matéria

orgânica, como o PD, contribuem para o incremento de formas lábeis de P, pois os ácidos orgânicos oriundos da decomposição da matéria orgânica bloqueiam sítios de adsorção por recobrimento dos óxidos de Fe e Al (ZAMUNER et al., 2008). A incorporação do DLS pelo PC, durante 6 anos, promoveu aumento nessa fração na camada de 0,10-0,20 m em relação ao PC (Tabela 3).

A área com aplicação de NPK apresentou valor inferior de P-não lábil em comparação com a área com DLS na camada de 0,00-0,10 m, no entanto, ambas não diferiram do CTR. Não foram observadas diferenças no compartimento de P moderadamente lábil em ambas as camadas e de P não-lábil na camada de 0,10-0,20 m em função do manejo e das fontes de adubação em ambas camadas. Alteração nas frações mais recalcitrantes, moderadamente lábil e não lábil, poderiam ser observadas em situações de depleção muito grande, como no tratamento controle, onde há exportação de P sem reposição (GATIBONI et al., 2017). No entanto, neste estudo, isso não ocorreu, pois no inverno é utilizado aveia como cobertura do solo, e na cultura do milho só tem saída de P pelo grão, ou seja, maior parte do P exportado por estas culturas retorna ao solo, o que garante pouca ou nenhuma alteração nas frações mais recalcitrantes do solo.

Na camada de 0,00-0,10 m, foi observado maior teor de P-inorgânico no PD em relação ao PC e, na aplicação de DLS em relação à CTR e à NPK, devido ao acúmulo de P-inorgânico oriundo do DLS nessa camada. Assim como na camada superficial, na camada de 0,10-0,20 m também foi observado maior teor de P-inorgânico quando aplicado DLS em relação ao NPK, porém, devido ao revolvimento do solo e consequente incorporação dos fertilizantes até 0,20 m o maior teor observado nessa camada foi no PC. O P-inorgânico no solo aumenta pois a maior parte do P aplicado via adubação, tanto mineral quanto orgânica, já estava nesta forma (CASSOL et al., 2012; GUARDINI et al, 2012a; SCHMITT et al, 2013; COUTO et al, 2015; TIECHER et al. 2017; SCHMITT et al, 2019).

Não foram observados efeito dos tratamentos na fração de P orgânico do solo em nenhuma das camadas avaliadas. Nessa fração é esperado aumento de P quando há aumento de matéria orgânica no solo (BOITT et al., 2018) mas apesar de ter ocorrido um incremento de 0,76% de matéria orgânica no PD em relação ao PC (Apêndice C), esse incremento não foi suficiente para modificar os valores de P orgânico no solo.

4.4 CONCLUSÕES

O Plantio direto apresenta maior teor de P disponível na camada superficial do solo e, conseqüentemente, maiores são as perdas de formas de P nesse sistema, em ambas as fontes de adubação (DLS e NPK), quando comparado ao sistema convencional.

A maior perda de sedimentos ocorre no preparo convencional, e é maior no início da chuva.

A perda de P particulado e a concentração de P nos sedimentos são iguais entre a adubação com DLS e NPK.

O P é acumulado em maior quantidade na fração inorgânica do solo e a fração lábil apresenta menor concentração de P no solo.

5 CAPÍTULO 3 – O AUMENTO DA COBERTURA DO SOLO REDUZ PERDAS DE ÁGUA, SEDIMENTOS E FORMAS DE FÓSFORO

5.1 INTRODUÇÃO

O estado de Santa Catarina é o maior produtor de suínos no Brasil, sendo responsável por 27,9 % da produção total (ABPA, 2019). Neste cenário, a alta quantidade de resíduos gerados, denominados de dejetos líquidos de suínos (DLS), associada ao relevo predominantemente declivoso (Guerini Filho et al., 2015), geram preocupações de natureza ambiental, especialmente pela possível contaminação do solo e da água por elementos químicos (Couto et al., 2015; Gatiboni et al., 2015; Boitt et al., 2018).

O principal destino do DLS gerado em SC é o solo, como fonte de nutrientes às plantas. Contudo, aplicações realizadas sem critérios técnicos podem exceder a demanda nutricional das espécies cultivadas e aumentar a concentração de elementos químicos no solo (Boitt, et al., 2018). Dentre os elementos que geram maior preocupação, destaca-se o fósforo (P), nutriente essencial às plantas e que apresenta grande afinidade às partículas de solo (Boitt, et al., 2018; Bortoluzzi et al., 2015). Contudo, com a aplicação continuada desse nutriente pode haver redução da afinidade às partículas do solo (Couto, et al., 2015; Gatiboni et al., 2015; Boitt et al., 2018) e acarretar perdas à água, causando problemas como a eutrofização (Cherubim et al., 2017).

A aplicação superficial de P, comum quando utilizados os DLS, pode acarretar perdas substanciais de P por escoamento superficial (Bertol et al., 2017). No mesmo sentido, em solos conduzidos sob sistema de plantio direto (SPD) pode haver formação de forte gradiente superficial de P, com acúmulo de formas mais lábeis do nutriente (Roberts et al., 2017), mais suscetíveis à transferência para as águas superficiais e subsuperficiais (Gatiboni et al., 2015). Eventos pluviométricos intensos, especialmente logo após a aplicação dos resíduos orgânicos, podem causar representativas perdas de elementos químicos (Gleber et al., 2014).

Apesar do potencial acúmulo de P em superfície, solos conduzidos sob SPD podem contribuir com a redução das perdas do nutriente. O acúmulo de resíduos vegetais em superfície pode reduzir a taxa e velocidade de perdas de sedimentos, os quais são carregadores potenciais de P, principalmente pela redução da energia cinética da chuva (El Kateb et al., 2013; Khan et al., 2016; Schick et al., 2017), otimizando o processo de infiltração de água no perfil do solo. A eficiência dos resíduos culturais em controlar perdas de sedimentos, nutrientes e aumentar a infiltração de água no solo apresenta relação direta com uma série de fatores, sendo eles o tipo

de resíduo, porcentagem de cobertura do solo, quantidade de resíduo sobre a área, o manejo adotado da área e estágio de decomposição dos resíduos vegetais (Lopes et al., 1987).

Por outro lado, mesmo com a cobertura do solo por resíduos vegetais ainda ocorrem perdas de sedimentos e nutrientes, isto pode ser explicado pois com o prolongamento das chuvas, há aumentos nas taxas de perda de sedimentos de menor tamanho (Bertol et al 2010; Sharpley, 2016), os quais apresentam maior capacidade de retenção de P (Bertol et al., 2017). O objetivo deste estudo foi avaliar a influência da taxa de cobertura do solo por resíduos vegetais após a aplicação de DLS sob perdas de água, sedimentos e formas de P.

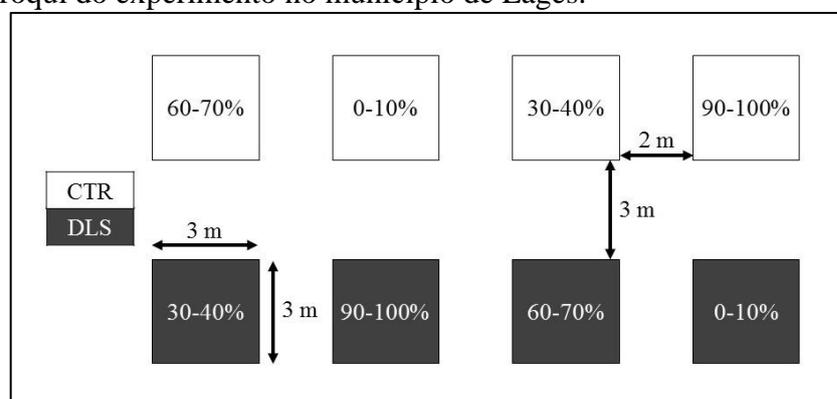
5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Descrição da área experimental

O experimento foi instalado em 2018, na fazenda experimental do Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), em Lages, SC (27°44'54,11" de latitude e 50°05'08,09" de longitude). O clima do local, de acordo com a classificação de Köppen, é classificado como Cfb, caracterizado como clima temperado, com verão ameno e precipitação pluviométrica bem distribuída ao longo do ano. O solo é classificado como Cambissolo Húmico Alítico típico (EMBRAPA 2013) e o relevo apresenta em torno de 10% de declividade.

A área era cultivada até 2018 com aveia no inverno para cobertura do solo e milho para produção de grãos no verão. Em setembro de 2018 a aveia foi dessecada e no final de outubro o experimento foi instalado. Foram delimitadas duas áreas do terreno, sendo uma constituída da aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) e outra controle, sem aplicação (CTR). Cada área foi subdividida em quatro níveis de cobertura do solo (0-10%, 30-40%, 60-70% e 90-100% (Figura 10). Em cada uma dessas áreas foram instaladas as três calhas coletoras (figura 11 A). Os níveis de cobertura do solo foram criados antes da aplicação do DLS, por meio da retirada de resíduos culturais da cultura do milho e aveia remanescentes na área experimental até o nível desejado, sendo que da parcela com 90-100% de cobertura não foi necessário retirar resíduos. A aplicação de DLS foi realizada em novembro de 2018, sendo aplicado aproximadamente 150 m³ ha⁻¹ de DLS cinco dias antes da realização das chuvas. O DLS aplicado continha 2,9 kg m⁻³ de P, 1,9 kg m⁻³ de K, 4,9 kg m⁻³ de N, 2,7 kg m⁻³ de Ca e 1,2 kg m⁻³ de Mg.

Figura 10 – Croqui do experimento no município de Lages.



DLS = Dejetos líquidos suínos; CTR = Controle, sem aplicação. 0-10% = taxa de cobertura do solo de 0 a 10%; 30-40% = taxa de cobertura do solo de 30 a 40%; 60-70% = taxa de cobertura do solo de 60 a 70%; 90-100% = taxa de cobertura do solo de 90 a 100%.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Para a caracterização química da área experimental foi realizada coleta de solo em cada parcela, na camada de 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m, antes da realização da chuva. Os valores de argila silte e areia, são 180, 350 e 470 g kg⁻¹, respectivamente. Os valores médios dos atributos químicos do solo de cada parcela estão descritos na tabela 4, ressaltando-se que esses valores foram alterados posteriormente pela utilização de DLS.

Tabela 4 – Atributos químicos do solo antes da simulação de chuva.

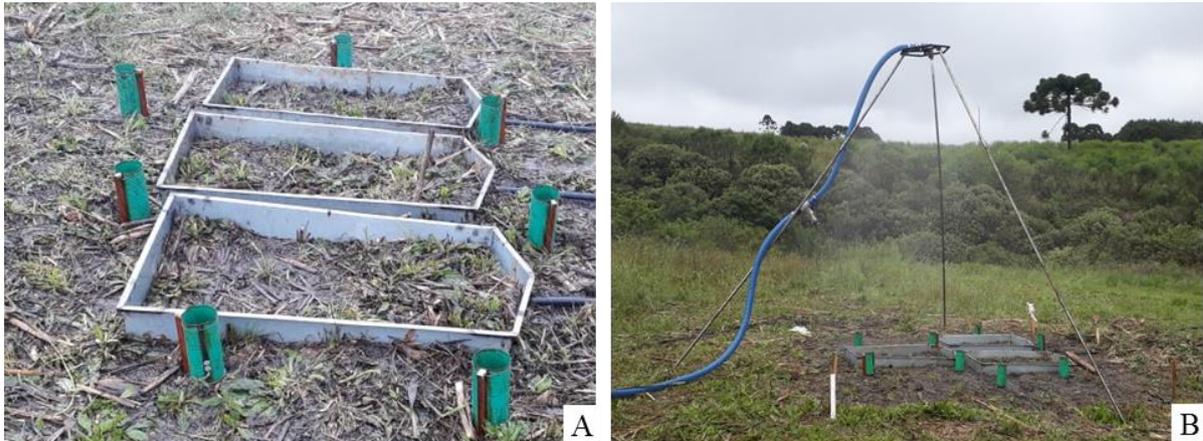
	pH H ₂ O	pH SMP	M.O.	P	K	Ca	Mg	Al
	-	-	-- % --	--- mg dm ⁻³ ---		----- cmol _c dm ⁻³ -----		
----- 0,00-0,10 m -----								
DLS	5,32	5,73	2,49	42,37	196,00	8,95	5,72	0,26
CTR	5,43	5,72	2,22	21,31	73,50	5,75	4,62	0,31
----- 0,10-0,20 m -----								
DLS	4,83	5,11	1,11	25,70	136,00	8,84	5,36	0,32
CTR	4,73	4,91	1,08	21,33	73,00	7,02	3,59	0,33

DLS = Dejeito líquido suíno; CTR = Controle, sem aplicação. M.O. = matéria orgânica do solo. P = P_{Mehlich-1} e K = K_{Mehlich-1}.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Em novembro de 2018, cinco dias após a aplicação do DLS, foi realizada chuva simulada em cada parcela (Figura 11B) por meio de um simulador de chuva portátil construído no Centro de Ciências Agroveterinárias, constituído basicamente por uma estrutura de metal, acoplado a uma motobomba, possuindo na extremidade um bico fulljet (1/2HH – 50WSQ) à 3 m de altura da superfície do solo. O tamanho de gota foi semelhante ao da chuva natural, obtido pelo teste da farinha conforme método descrito em Montebeller et al. (2001), onde o diâmetro médio de 50% das gotas variou de 1,90 a 2,60 mm. Para cada unidade experimental foi realizada chuva com duração de uma hora e intensidade de aproximadamente 67 mm h⁻¹ (Figura 2C). As calhas coletoras direcionaram o fluxo do escoamento superficial para um recipiente coletor de onde foi retirada uma amostra a cada 10 min ao longo da chuva.

Figura 11 – Vista parcial das calhas coletoras (A) e da simulação de chuva (B).



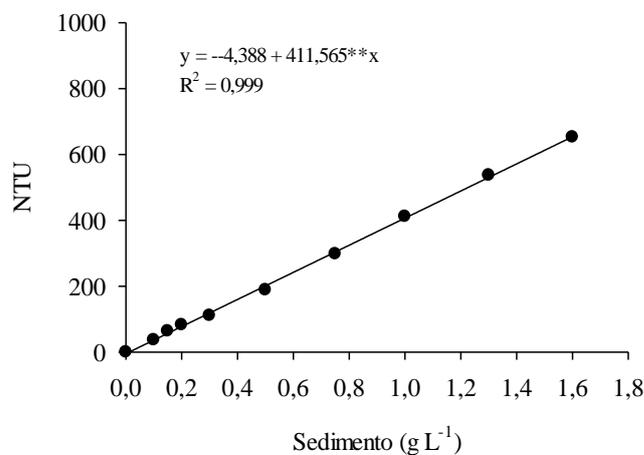
Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

5.2.2 Método de coleta de amostras e análises laboratoriais

O volume total de água escoada foi determinado no campo a partir da medida da água dos coletores com o auxílio de uma proveta, a cada 10 minutos do início das chuvas. Amostras de escoamento, de aproximadamente 250 mL, foram coletadas para quantificação das frações de P (P-solúvel e P-total) e sedimentos perdidos. O P-solúvel foi determinado na solução após a filtragem de 15 ml da suspensão escoada em membrana de acetado de celulose (0,45 μm). Já o P-total foi determinado, simplificadamente, como segue: 10 mL das amostras foram adicionados a tubos de digestão; adicionou-se 1 mL de H_2SO_4 30 % e 0,5 g de $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$; após isso as amostras foram autoclavadas por 30 min sob pressão de 120 kPa; quando em temperatura ambiente o volume das amostras foi aferido para 20 mL (4500-P; APHA, 2005). O P-particulado foi obtido pela diferença entre o P-total e o P-solúvel (BERTOL, et al., 2010b; LOURENZI et al., 2015). A concentração de P nos extratos de P-solúvel e P-total foi determinada por espectrofotometria de absorção molecular em comprimento de onda de 882 nm, conforme método descrito por Murphy e Riley (1962).

A quantidade de sedimentos foi quantificada pela de medida da turbidez de alíquotas de 10 mL da amostra homogeneizada da suspensão escoada por meio de um turbidímetro de bancada modelo Digimed TB-1000P. O método é baseado no retroespalhamento da luz e que resultam em dados em uma unidade de turbidez (NTU - nefelometric turbidity unit) (MINELLA et al. 2008). Para isso, foi criada uma curva de calibração com o solo da camada de 0,00-0,10 m de cada experimento para conversão de NTU em g L^{-1} (Figura 12). Posteriormente foi multiplicado o volume do escoamento pela concentração de sedimentos.

Figura 12 – Calibração do método do turbidímetro para determinação da quantidade de sedimentos contida em amostras de escoamento para o Cambissolo.



**Significativo a 1% de probabilidade de erro.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

5.2.3 Análise estatística de dados

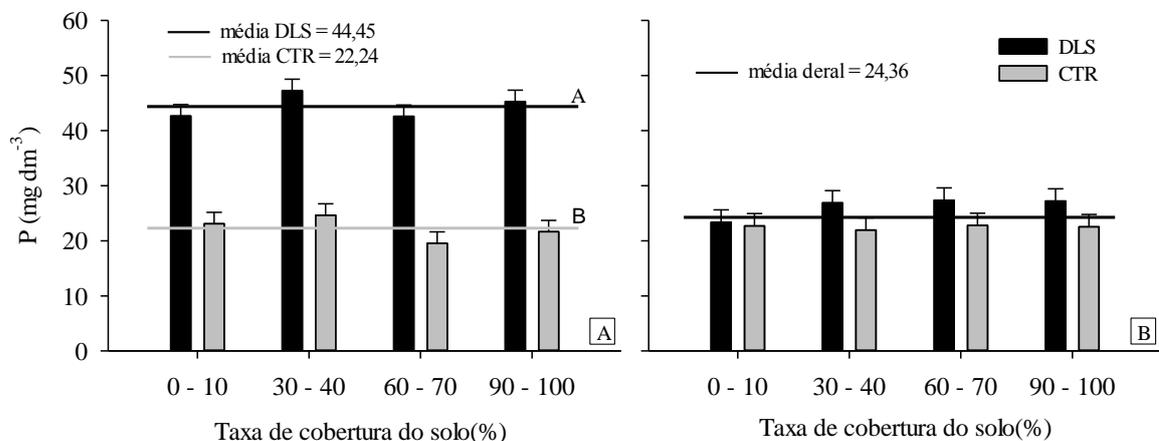
Os resultados de volume total escoado, sedimento total perdido e das frações P-solúvel e P-total perdidas foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e quando necessário, transformados para atenderem os preceitos de normalidade e homocedasticidade. Esses dados, foram então submetidos à análise de variância ANOVA e os efeitos significativos ($P < 0,05$) foram comparados pelo teste de médias LSD ($P < 0,05$), utilizando o software estatístico SISVAR 5.6 (FERREIRA, 2019). Os dados originais foram utilizados para interpretação dos resultados.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Fósforo disponível no solo por Mehlich-1

O teor de P disponível na camada de 0,00-0,20 m de solo, por Mehlich-1, foi elevado a aproximadamente 44 mg dm⁻³ com aplicação de DLS (Figura 13A), sendo o dobro do teor presente no solo antes da aplicação (CTR=22 mg dm⁻³). Esse teor de P foi elevado pela aplicação de 150 m³ ha⁻¹ de DLS, com o intuito de simular uma situação real do que acontece em propriedades rurais do estado de Santa Catarina, aonde, normalmente, são aplicadas altas doses de DLS em áreas com teor de P no solo elevado, o qual fica sujeito a posteriores chuvas e consequente perdas por escoamento superficial. Também foi observado que o DLS não aumentou o teor de P na camada de 0,10-0,20 m (Figura 13B), mostrando que a aplicação recente de DLS não provoca aumento imediato de P na subsuperfície do solo, ficando na camada superficial e propenso a perdas por escoamento superficial.

Figura 13 – Teor de P disponível acumulado no solo: A) camada 0,00 a 0,10 m e B) camada 0,10 a 0,20 m, nas taxas de cobertura do solo (0-10, 30-40, 60-70, 90-100%) com presença de dejetos líquidos suínos (DLS) ou controle (CTR).



*Médias seguidas de letras distintas, maiúsculas entre as adubações, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

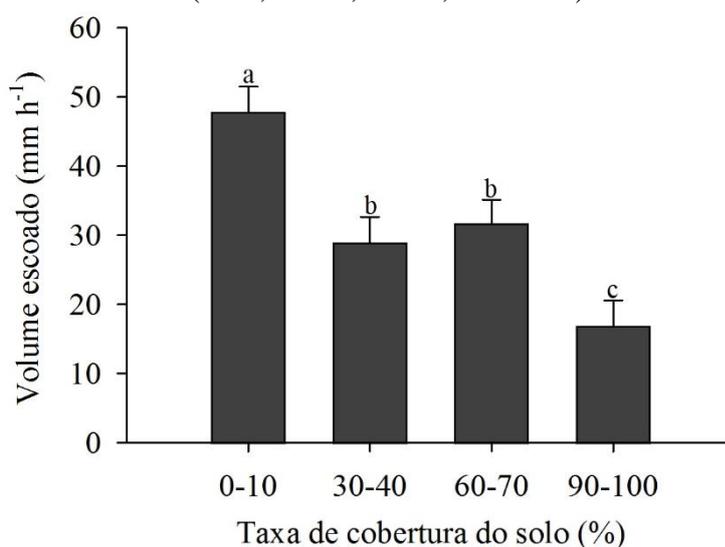
Apesar do teor de P no solo ter atingido um nível muito alto na camada superficial (CQFS RS/SC, 2016), ainda não atingiu o LCA-P, o que demonstra que esse solo ainda tem capacidade de adsorver mais P. Porém, é importante ressaltar que o DLS normalmente é aplicado na superfície do solo, sem incorporação e, com uma aplicação de alta dose de P via DLS, esse teor no solo já dobrou na primeira aplicação. Se as aplicações continuarem sendo constantes, em poucos anos o solo atinge o LCA-P e o risco ambiental se agrava. No entanto,

a preocupação não deve ser apenas quando esse solo atinge o LCA-P, pois como o DLS é aplicado superficialmente, os nutrientes nele presente, principalmente os pouco móveis no solo, ficam em maior concentração na superfície do solo (BOITT et al., 2018). Em caso de precipitação pluviométrica logo após aplicação, podem ser perdidas grandes quantidades de nutrientes por escoamento superficial, principalmente de P que, quando atingir cursos hídricos, podem contaminá-los e eutrofizá-los (MACCOUX et al., 2016; SCHINDLER et al., 2016).

5.3.2 Escoamento superficial, perdas de P e sedimentos

O volume de água escoado não apresentou interação entre a aplicação de DLS e o CTR e as taxas de cobertura do solo, apresentando efeito simples para a variável taxa de cobertura do solo. Quanto maior a taxa de cobertura do solo, menor foi o volume escoado (Figura 14). A redução do volume escoado da área com 0-10% de cobertura para área de 90-100% foi de 64%, ou seja, 2,8 vezes menor. Com o aumento da taxa de cobertura do solo por resíduos culturais há redução no volume escoado, uma vez que os resíduos diminuem a intensidade da energia cinética da gota da chuva, possibilitando que a água chegue ao solo mais lentamente e seja infiltrada com maior facilidade, aumentando o tempo para o início do escoamento (EL KATEB et al., 2013; KHAN et al., 2016).

Figura 14 – Volume de água escoado ao longo de uma chuva de uma hora de duração nas taxas de cobertura do solo (0-10, 30-40, 60-70, 90-100%).

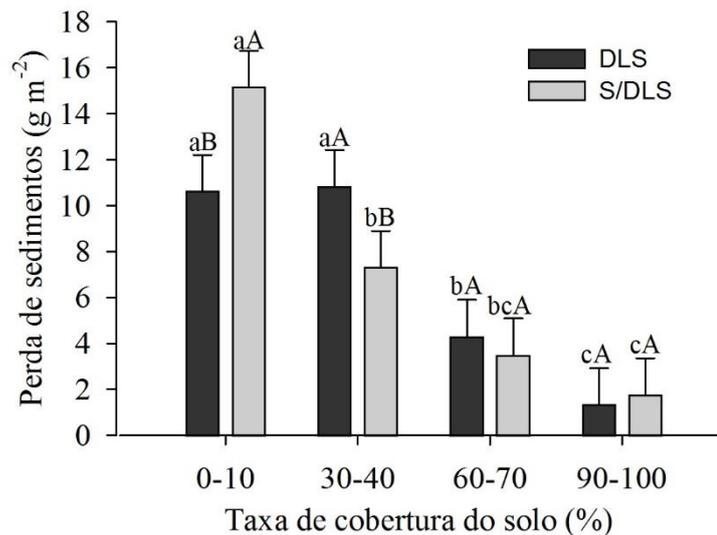


*Médias seguidas de letras distintas, minúsculas entre as taxas de cobertura do solo e maiúsculas entre as adubações, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Foi observado interação entre a taxa de cobertura e a adubação para a perda de sedimentos. A maior perda de sedimentos foi observada no CTR quando a palhada foi praticamente toda removida (0-10%) e decresceu com o aumento da taxa de cobertura, tanto no CTR quanto no DLS (Figura 15). A perda de sedimentos foi reduzida de 10,84 g m⁻² para 1,34 g m⁻² nas taxas de cobertura de 30-40% e 90-100%, respectivamente, quando aplicado DLS e, de 15,16 g m⁻² para 1,78 g m⁻² nas taxas de 0-10 % e 90-100%, respectivamente no CTR. Isso indica que a taxa de cobertura do solo de 90-100% reduziu em aproximadamente 88% as perdas de sedimentos pelo escoamento superficial. A maior perda de sedimentos no CTR com taxa de cobertura de 0-10% pode ser resultado da remoção da cobertura da superfície do solo, o que pode ter ocasionado algum revolvimento e desagregação de partículas.

Figura 15 – Perda de sedimentos por escoamento superficial nas taxas de cobertura do solo (0-10, 30-40, 60-70, 90-100%) com presença de dejetos líquidos suínos (DLS) ou controle (CTR).



*Médias seguidas de letras distintas, minúsculas entre as taxas de cobertura do solo e maiúsculas entre as adubações, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro.

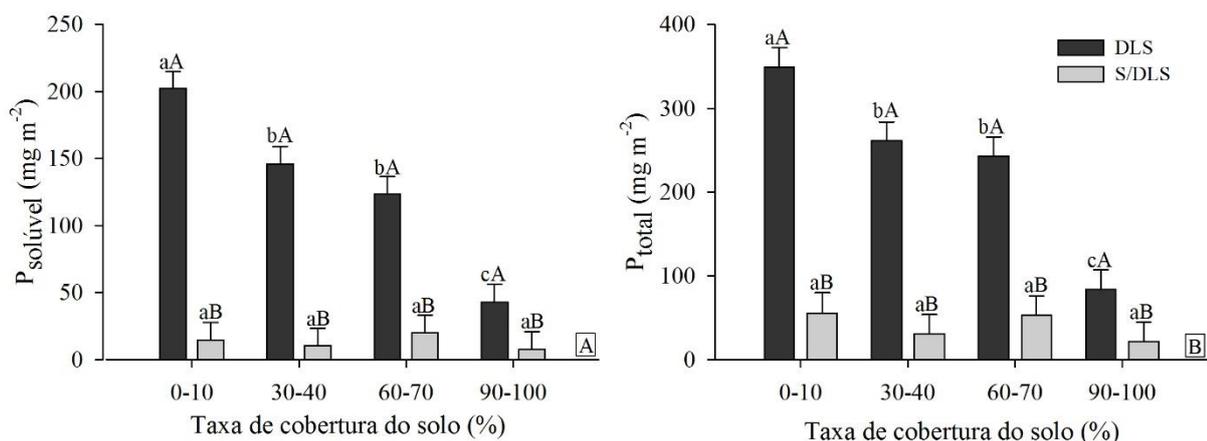
Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

A cobertura do solo por resíduos culturais atua reduzindo a energia cinética da gota de chuva que atinge o solo e conseqüentemente reduz a desagregação do solo e transporte de sedimentos pelo escoamento superficial (EL KATEB et al., 2013; KHAN et al., 2016), pois há redução na velocidade do escoamento superficial, aumentando o tempo de deposição dos sedimentos maiores e mais densos (BERTOL et al, 2010a), minimizando drasticamente as perdas de sedimentos.

Houve interação entre as perdas de P-solúvel e P-total (Figura 16). Devido à aplicação de P via DLS, as maiores perdas observadas, tanto de P-solúvel (Figura 16A), quanto para P-

total (Figura 16B), foram no DLS, chegando a uma perda de P-solúvel e P-total de aproximadamente 14,9 e 8,5 vezes maior em relação ao controle (CTR), respectivamente. Estas foram muito maiores que a razão entre os teores de P disponível na camada 0,00-0,10 m dos tratamentos com ou sem aplicação de DLS. A perda de P solúvel foi 4,7 vezes superior na menor taxa de cobertura do solo (0-10%) em relação a maior (90-100%) (Figura 16A). Isso indica que em área com relevo levemente ondulado e os resíduos culturais cobrindo de 90-100% da superfície do solo as perdas de P-solúvel podem ser reduzidas em 78%. Para o P-total (Figura 16B), as perdas foram reduzidas em até 76%, com taxa de cobertura do solo de 90-100%. Redução essa de 4,0 vezes em relação a 0-10% de cobertura do solo e de 3,0 vezes em relação a 30-40% e 60-70% de cobertura do solo.

Figura 16 – Perda de P pelo escoamento superficial: A) P-solúvel e B) P-total, nas taxas de cobertura do solo (0-10, 30-40, 60-70, 90-100%) com presença de dejetos líquidos suíno (DLS) ou controle (CTR).



*Médias seguidas de letras distintas, minúsculas entre as taxas de cobertura do solo e maiúsculas entre as adubações, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro.

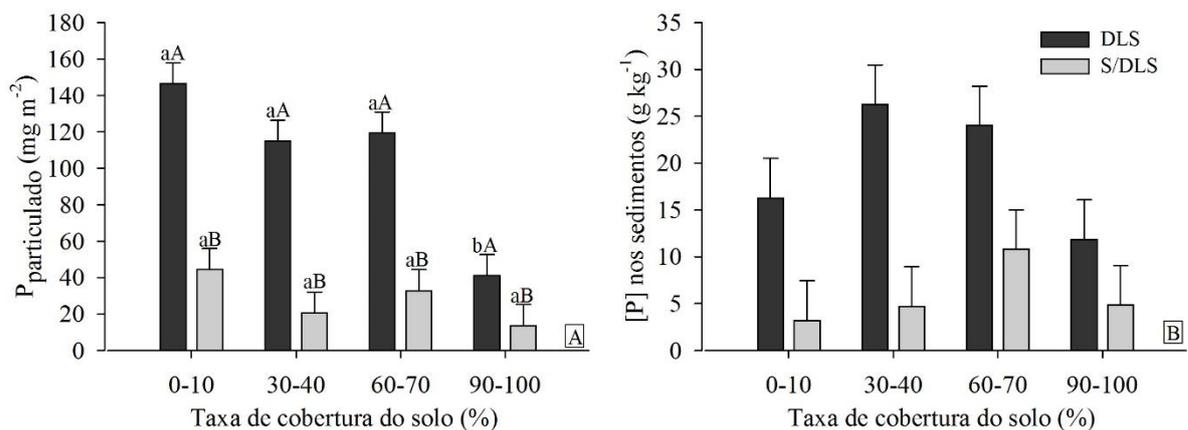
Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

A redução nas perdas de P estão relacionadas com a redução do volume escoado (Figura 14), e também com a redução nas perdas de sedimentos (Figura 15), pois como o DLS aplicado apresentava uma maior densidade, quando o solo está 100% coberto por resíduos culturais, este impedem que o DLS seja carregado pelo escoamento superficial, minimizando assim as perdas de P.

O fósforo escoado aderido aos sedimentos (P-particulado) apresentou interação entre a taxa de cobertura do solo e a utilização ou não de DLS. No tratamento onde foi aplicado DLS as perdas de P aderido as partículas sólidas foi reduzida em 72% em função da cobertura do solo, passando de 146,74 mg m⁻² na taxa de cobertura do solo de 0-10% para 41,51 mg m⁻² em 90-100% de cobertura do solo (Figura 17A). Considerando que no CTR foram perdidos, em

média, 28,25 mg m⁻² de P-particulado, 80% do P perdido quando aplicado DLS é do próprio DLS e quando há cobertura sobre a superfície do solo essas perdas de P do DLS foram reduzidas em 3,5 vezes, o que demonstra a importância da cobertura do solo para reter o escoamento superficial e, conseqüente perda de P tanto na forma solúvel quanto na forma particulada. Porém, vale ressaltar que este estudo foi realizado em área de relevo levemente ondulado, onde a declividade fica em torno de 15%. Para áreas mais declivosas, além da cobertura por resíduos culturais outras práticas conservacionistas como terraços agrícolas e cordões de vegetação devem ser utilizadas para o controle da erosão, minimizando o transporte de P, principalmente aquele ligado aos sedimentos (BERTOL et al., 2014; SHARPLEY, 2016).

Figura 17 – Fósforo nos sedimentos: A) P-particulado; B) Concentração de P nos sedimentos, nas taxas de cobertura do solo (0-10, 30-40, 60-70, 90-100%) com presença de dejetos líquidos suínos (DLS) ou controle (CTR).



*Médias seguidas de letras distintas, minúsculas entre as taxas de cobertura do solo e maiúsculas entre as adubações, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

A concentração de P nos sedimentos teve efeito da adubação, onde o DLS apresentou uma concentração de 19,66 g kg⁻¹ de P enquanto no CTR a concentração foi de 5,95 g kg⁻¹ de P (Figura 17B). Essa maior concentração de P nos sedimentos perdidos pelo escoamento superficial, aumentada em 3,3 vezes com aplicação de DLS, é resultado da aplicação ter ocorrido superficialmente, sem incorporação ao solo, poucos dias antes da chuva, o que resulta na perda desse P no DLS. Mesmo com a redução nas perdas totais de sedimentos (Figura 14), diminui a quantidade de sedimentos de maior diâmetro e mais densos, porém aumenta a quantidade de sedimentos de menor diâmetro e conseqüentemente aumenta o risco de contaminação por esses sedimentos (BERTOL et al 2010a; SHARPLEY, 2016), pois estes normalmente contêm maiores teores de P adsorvidos (BERTOL et al., 2007).

5.4 CONCLUSÃO

A aplicação de DLS em área mantida com plantio direto eleva os teores de P na camada superficial do solo e o aumento da taxa de cobertura do solo reduz as perdas de água e consequentemente, de P e de sedimentos em chuva simulada logo após a aplicação do DLS.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados encontrados indicam um grande potencial de contaminação da água pelo escoamento em áreas de plantio direto, pois o volume escoado, apesar de ser menor nesse sistema, carrega uma grande quantidade de P, devido ao maior acúmulo deste elemento na camada superficial do solo, tanto nas áreas com adubação orgânica quanto nas áreas com adubação mineral. Inversamente a isso, a maior quantidade de sedimentos perdidos pelo escoamento superficial foi observada no preparo convencional, no início da chuva, diminuindo no decorrer do tempo após início da chuva. Estes resultados evidenciam a necessidade de contenção do escoamento superficial, mesmo em áreas manejadas sob plantio direto, pois boa parte dessas áreas não apresentam plantio em curva de nível e apresentam baixa taxa de cobertura do solo.

Ao manter uma maior taxa de cobertura sobre o solo em áreas onde a declividade não passa de 15%, há uma grande diminuição no volume de água escoado e, conseqüentemente, redução nas perdas de P e sedimentos. Assim como as curvas de nível, a cobertura do solo também seria boa aliada na contenção do escoamento superficial e redução de perdas de P onde a declividade das áreas é maior. Por isso, recomenda-se que no futuro, os sistemas de previsão de risco ambiental de P considerem, além do teor de argila e da declividade do terreno, o sistema de manejo, o tipo de adubo e a taxa de cobertura do solo para estimarem o quanto de P o solo pode comportar sem que haja risco ambiental.

8 REFERÊNCIAS

- ABBOUD, F. Y. et al. Phosphorus mobility and degree of saturation in Oxisol under no-tillage after long-term dairy liquid manure application. **Soil and Tillage Research**, v. 177, p. 45-53, 2018.
- ABPA - Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório Anual da ABPA**. 2019. Disponível em: <<http://abpa-br.org/relatorios>>.
- ALMEIDA, W. S. et al. Erosão hídrica em diferentes sistemas de cultivo e níveis de cobertura do solo. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1110-1119, 2016.
- AMARAL, A. J. do et al. Redução da erosão hídrica em três sistemas de manejo do solo em um Cambissolo Húmico da região do Planalto Sul-Catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.2145-2155, 2008.
- BERTOL, I. et al. Hydrological processes obtained on the plot scale under four simulated rainfall tests during the cycle of different crop systems. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 38, n. 2, p. 599-607, 2014.
- BERTOL, I. et al. Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff under different soil tillagesystems during soybean growth. **Soil and Tillage Research**, V. 94, n. 1, p. 142-150, 2007.
- BERTOL, I. et al. Sedimentos transportados pela enxurrada em eventos de erosão hídrica em um Nitossolo Háptico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 34, p. 245-252, 2010a.
- 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, p. 781-792, 2007.
- BERTOL, O. J. et al. Phosphorus loss by surface runoff in no-till system under mineral and organic fertilization. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 1, p. 71-77, 2010b.
- BOL, R. et al. Dissolved and colloidal phosphorus fluxes in forest ecosystems-an almost blind spot in ecosystem research. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 179, n. 4, p. 425-438, 2016.

BORDA, T. et al. Effect of agronomic management on risk of suspended solids and phosphorus losses from soil to waters. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, p.440–451, 2011.

BORDA, T. et al. Fertilization strategies affect phosphorus forms and release from soils and suspended solids. **Journal of Environment Quality**, v. 43, n. 3, p. 1024, 2014.

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

CARPENTER, S. R. et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CASSIDY, R.; DOODY, D. G.; WATSON, C. J. Impact of legacy soil phosphorus on losses in drainage and overland flow from grazed grassland soils. **Science of The Total Environment**, v. 575, p. 474-484, 2016.

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.

CASSOL, P. C.; GIANELLO, C.; COSTA, V. E. U. Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 3, p. 635-644, 2001.

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.

COGO, N. P.; MOLDENHAUER, W. C.; FOSTER, G. R. Soil loss reductions from conservation tillage practices. **Soil Science Society of America Journal**, v.48, p.368-373, 1984.

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

COUTO, R. R. et al. Environmental Vulnerability and Phosphorus Fractions of Areas with Pig Slurry Applied to the Soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 44, p. 162-173, 2015.

CQFS-RS/SC - Comissão de Química e Fertilidade do Solo. **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 11a ed. Frederico Westphalen: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - Núcleo Regional Sul, 2016. 376p.

Da ROS, C. O. et al. Disponibilidade de nutrientes e acidez do solo após aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Tecnologia Agropecuária**. v. 1, p. 35-44, 2017.

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

DONAGEMA, G. K. et al. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. Ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011, 230 p.

EL KATEB, H. et al. Soil erosion and surface runoff on different vegetation covers and slope gradients: A field experiment in Southern Shaanxi Province, China. **Catena**, v. 105, p. 1–10, 2013.

FERREIRA, D. F. Sisvar: Um sistema de análise estatística para delineamentos de efeitos fixos do tipo parcelas subdivididas. **Revista Brasileira de Biometria**, Lavras, v.37, n.4, p.529-535, 2019.

GATIBONI, L.C. et al. Fracionamento químico das formas de fósforo do solo: usos e limitações. In: ARAÚJO, A.P.; ALVES, B.J.R. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013. v.8, p.141-187.

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.

GATIBONI, L. C. et al. Phosphorus fractions in soil after successive crops of *Pinus taeda* L. without fertilization. **Ciência Rural**, v. 47, n. 7, p. 1-8, 2017.

GEBLER, L. et al. Transferência superficial de fósforo reativo potencialmente contaminante por chuvas simuladas intensas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 4, p. 393-399, 2014.

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.

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

GUARDINI, R. et al. Phosphorus accumulation and pollution potential in a Hapludult fertilized with pig manure. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1333-1342, 2012b.

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

HUANG, J. et al. Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 159, p. 171-179, 2017.

KHAN, M. et al. Effect of Slope, rainfall intensity and mulch on erosion and infiltration under simulated rain on purple soil of South-Western Sichuan Province, China. **Water**, v. 8, n. 11, p. 528-546, 2016.

KLEINMAN, P. J. A. et al. Effect of mineral and manure phosphorus sources on runoff phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 2026-2033, 2002.

KLEINMAN, P. J. et al. Implementing agricultural phosphorus science and management to combat eutrophication. **Ambio**, v. 44, n. 2, p. 297-310, 2015.

KLEINMAN, P. J. et al. Managing agricultural phosphorus for water quality protection: principles for progress. **Plant and soil**, v. 349, n. 1, p. 169-182, 2011.

KRUTZ, L. J.; LOCKE, M. A.; STEINRIEDE, R. W. Interactions of tillage and cover crop on water, sediment, and pre-emergence herbicide loss in glyphosate-resistant cotton: implications for the control of glyphosate-resistant weed biotypes. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, p. 1240–1247, 2009.

KUHN, N. J. et al. Interril erosion of carbon and phosphorus from conventionally and organically farmed devon silts soils. **Catena**. V. 91, p. 94-103, 2012.

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, p. 209, 2015.

MACCOUX, M. J. et al. Total and soluble reactive phosphorus loadings to Lake Erie. **Journal of Great Lakes Research**, v. 42, n. 6, p. 1151-1165, 2016.

MARTINAZZO, R. et al. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto em resposta à adição de fosfato solúvel. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.563-570, 2007.

MINELLA, J. P. G. et al. Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. **Hydrological Processes**, v. 22, n. 12, p. 1819-1830, 2008.

MONTEBELLER, C. A. et al. Avaliação hidráulica de um simulador de chuvas pendular simulador de chuvas pendular. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, n.1, p.1-5, 2001

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, v. 27, p. 31-36, 1962.

NACINOVIC, M. G. G.; MAHLER, C. F.; AVELAR, A. de S. Soil erosion as a function of different agricultural land use in Rio de Janeiro. **Soil and Tillage Research**, v.144, p.164-173, 2014.

PALM, C. et al. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 187, p. 87-105, 2014.

PANACHUKI, E. et al. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.1777-1785, 2011.

RAMOS, J. C. et al. Water erosion in surface soil conditions: runoff velocity, concentration and D50 index of sediments in runoff. **Scientia Agricola**, v. 73, n. 3, p. 286-293, 2016.

ROBERTS, W. M. et al. Assessing the risk of phosphorus transfer to high ecological status rivers: Integration of nutrient management with soil geochemical and hydrological conditions. *Science of the Total Environment*, v.589, p.25-35, 2017.

RUBAEK, G. H. et al. Phosphorus accumulation and spatial distribution in agricultural soils in Denmark. *Geoderma*, v. 209–210, p. 241–250, nov. 2013.

SANTOS, H.G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2013. 353p.

SCHINDLER, D. W. et al. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environmental Science and Technology*, v. 50, n. 17, p. 8923–8929, 2016.

SCHMITT, D. E. et al. Phosphorus fractions in sandy soils of vineyards in southern Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, p. 472-481, 2013.

SCHMITT, D. E. et al. Phosphorus fractions in soil cultivated with vineyards after 62 years of poultry litter addition. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.54, e00817, 2019.

SCHOUMANS, O. et al. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: a review. *Science of the Total Environment*, v. 468, p. 1255-1266, 2014.

SCHUSTER, N. R. et al. Runoff water quality characteristics following swine slurry Application under broadcast and injected conditions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, v. 60, n. 1, p. 53-66, 2017.

SHARPLEY, A. Managing agricultural phosphorus to minimize water quality impacts. *Scientia Agricola*, v.73, n.1, p.1-8, 2016.

SHARPLEY, A. N. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *Journal of Environment Quality*, v. 24, n. 5, p. 920, 1995.

SHARPLEY, A. N. et al. Assessing site vulnerability to phosphorus loss in an agricultural Watershed. *Journal of Environment Quality*, v. 30, n. 6, p. 2026, 2001.

SHARPLEY, A. N. et al. Critical source area management of agricultural phosphorus: experiences, challenges and opportunities. *Water Science and Technology*, v. 64, n. 4, p. 945-952, 2011.

SHARPLEY, A. N. et al. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, n. 3, p. 437-451, 1994.

SHARPLEY, A. N. et al. The sorption of soluble phosphorus by soil material during transport in runoff from cropped and grassed watersheds. **Journal of Environmental Quality**, v. 10, p. 211-215, 1981.

SHARPLEY, A. N. et al. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 21, n. 1, p. 30-35, 1992.

SHARPLEY, A. N. The enrichment of soil phosphorus in runoff sediments. **Journal of Environment Quality**, v. 9, n. 3, p. 521, 1980.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. Source-related transport of phosphorus in surface runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, n. 6, p. 2229-2235, 2006.

SMITH, D. R. et al. Nutrient losses from manure and fertilizer applications as impacted by time to first runoff event. **Environmental Pollution**, v. 147, p. 131-137. 2007.

SMITH, K. A.; JACKSON, D. R.; WITHERS, P. J. A. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land. 2. Phosphorus. **Environmental Pollution**. v. 112 p. 53-60, 2001.

SOUZA, M. T. de; SILVA, M. D. da; CARVALHO, R. de. Revisão integrativa: o que é e como fazer. **Einstein**. v. 8, p. 102-106, 2010.

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).

TIECHER, T. et al. Chemical, biological, and biochemical parameters of the soil P cycle after long-term pig slurry application in no-tillage system. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 41, p. 1-16, 2017.

VANWALLEGHEM, T. et al. Impact of historical land use and soil management change on soil erosion and agricultural sustainability during the Anthropocene. **Anthropocene**, v.17, p.13-29, 2017.

VEIGA, M. et al. Chemical attributes of a Hapludox soil after nine years of pig slurry application. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, p. 1766-1773, 2012.

WANG, W. et al. The effects of fertilizer applications on runoff loss of phosphorus. **Environmental Earth Sciences**, v. 68, p. 1313-1319, 2012.

WITHERS, P. J. A. et al. The effect of soil phosphorus on particulate phosphorus in land runoff. **European Journal of Soil Science**, v. 60, n. 6, p. 994-1004, 2009.

ZAMUNER, E. C.; PICONE, L. I.; ECHEVERRIA, H. E. Organic and inorganic phosphorus in Mollisol soil under different tillage practices. **Soil and Tillage Research**, v.99, p.131-138, 2008.

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

9 APÊNDICE

Apêndice A – Matéria seca (MS) e teor de nutrientes do DLS aplicado no Nitossolo.

Ano	MS %	TOC	P	P ₂ O ₅	K	K ₂ O
			----- kg m ⁻³ -----			
2012	7,38	29,00	0,75	1,71	2,10	2,53
2013	-	15,60	1,20	2,75	1,50	1,81
2014	-	9,31	0,65	1,49	1,68	2,02
2015	-	51,50	2,07	4,74	1,96	2,36
2016	-	6,06	0,29	0,66	0,96	1,15
2017	9,90	38,02	1,56	3,57	1,35	1,62

Ano	N-total	Cu	Zn	Ca	Mg	pH
		----- kg m ⁻³ -----			--- g kg ⁻¹ ---	-
2012	4,41	-	-	-	-	-
2013	4,10	-	-	-	-	-
2014	2,99	0,01	0,04	-	-	6,90
2015	5,66	0,01	0,10	2,40	1,15	-
2016	2,37	0,00	0,02	0,37	0,16	7,25
2017	5,78	0,02	0,08	1,56	0,89	6,73

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Apêndice B – Resumo da análise de variância (valores de F) para os atributos químicos do solo em função do manejo (M) e da adubação (A), nas camadas de 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m do Nitossolo.

Fator de variação	pH H ₂ O	pH SMP	M.O. %	K mg dm ⁻³	Ca	Mg Cmol _c dm ⁻³	Al
Camada 0,00-0,10 m							
M	0,20 ^{ns}	0,02 ^{ns}	36,84*	2,64 ^{ns}	3,47 ^{ns}	10,41*	0,77 ^{ns}
A	9,16**	2,81 ^{ns}	0,77 ^{ns}	5,33*	1,13 ^{ns}	28,04*	0,33 ^{ns}
M x A	6,29*	5,53*	1,35 ^{ns}	0,51 ^{ns}	2,13 ^{ns}	5,68*	3,43 ^{ns}
Média geral	5,98	6,11	2,68	234,00	0,18	0,12	0,11
Camada 0,10-0,20 m							
M	0,64 ^{ns}	6,44 ^{ns}	0,76 ^{ns}	0,10 ^{ns}	0,58 ^{ns}	0,95 ^{ns}	1,46 ^{ns}
A	1,22 ^{ns}	0,30 ^{ns}	1,28 ^{ns}	0,24 ^{ns}	1,68 ^{ns}	1,98 ^{ns}	0,63 ^{ns}
M x A	0,72 ^{ns}	0,85 ^{ns}	0,94 ^{ns}	1,49 ^{ns}	1,48 ^{ns}	4,67 ^{ns}	0,94 ^{ns}
Média geral	5,80	6,16	2,24	125,11	0,15	0,11	0,13

** Significativo a 1% de probabilidade de erro; * Significativo a 5% de probabilidade de erro; ^{ns} Não significativo pelo teste t (LSD).

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Apêndice C – Atributos químicos do Nitossolo em função do manejo e da fonte de adubação, nas camadas de 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m do Nitossolo, em 2017.

Manejo	Fonte de Adubação							
	DLS	CTR	NPK	média	DLS	CTR	NPK	média
	----- 0,00-0,10 m -----				----- 0,10-0,20 m ^{ns} -----			
	Matéria Orgânica (%)							
PD	2,89	3,34	2,96	3,06 A	1,66	1,80	1,67	1,71
PC	2,62	2,25	2,02	2,30 B	1,92	1,87	1,53	1,77
média	2,76	2,79	2,49		1,79	1,84	1,58	
	pH H ₂ O							
PD	5,97 Ab	6,29 Aa	5,72 Ab	5,99	5,74	5,84	5,68	5,76
PC	6,08 Aa	5,89 Bab	5,80 Ab	5,92	5,93	5,84	5,79	5,85
média	6,02	6,09	5,76		5,84	5,84	5,74	
	pH SMP							
PD	6,05 Ab	6,34 Aa	5,96 Ab	6,12	6,10	6,17	6,11	6,13
C	6,14 Aa	6,06 Ba	6,11 Aa	6,10	6,26	6,16	6,15	6,19
média	6,10	6,20	6,04		6,18	6,17	6,13	
	Potássio (mg dm ⁻³)							
PD	300,00	254,00	323,33	292,44	116,00	122,67	151,33	130,00
PC	207,33	135,33	184,00	155,56	119,33	137,33	104,00	120,22
média	253,67 a	194,67 b	253,67 a		117,67	130,00	127,67	
	Cálcio (Cmol _c dm ⁻³) ^{ns}							
PD	7,88	9,33	8,27	8,49	6,60	8,14	6,36	7,03
PC	8,29	7,89	7,68	7,96	7,87	7,28	6,78	7,31
média	8,09	8,61	7,98		7,23	7,71	6,57	
	Magnésio (Cmol _c dm ⁻³)							
PD	5,53 Ab	7,43 Aa	5,43 Ab	6,13	4,49	5,75	4,72	4,98
PC	5,57 Aa	5,90 Ba	4,33 Bb	5,27	5,34	5,19	5,69	5,40
média	5,55	6,67	4,88		4,92	5,47	5,20	
	Alumínio (Cmol _c dm ⁻³) ^{ns}							
PD	0,05	0,05	0,16	0,09	0,13	0,16	0,13	0,14
PC	0,18	0,12	0,08	0,13	0,08	0,09	0,17	0,11
média	0,12	0,09	0,13		0,10	0,13	0,15	

PD = Plantio direto; PC = Preparo convencional; DLS = dejetos líquidos de suíno; CTR = controle, sem adubação; NPK = adubação mineral. *Médias seguidas de letras distintas, maiúsculas entre os manejos e minúsculas entre as fontes de fertilizantes em cada fração de P e camada do solo, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro. ^{ns} Não significativo a 5% de probabilidade de erro pelo teste t (LSD).

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Apêndice D – Porosidade do Nitossolo em função do manejo e da fonte de adubação, nas camadas de 0,00-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m.

Manejo	Fonte de Adubação			Média
	DLS	CTR	NPK	
Macroporosidade (m m⁻³)				
Camada 0,00-0,05 m				
PD	0,08 A	0,11 B	0,07 B	0,09
PC	0,13 A	0,10 B	0,11 A	0,11
Média	0,11	0,11	0,09	
Camada 0,05-0,10 m ^{ns}				
PD	0,06	0,05	0,05	0,06
PC	0,07	0,08	0,06	0,07
Média	0,07	0,06	0,05	
Camada 0,10-0,20 m ^{ns}				
PD	0,06	0,05	0,06	0,06
PC	0,05	0,05	0,05	0,05
Média	0,06	0,05	0,06	
Microporosidade (m m⁻³)^{ns}				
Camada 0,00-0,05 m				
PD	0,50	0,50	0,51	0,50
PC	0,48	0,44	0,46	0,46
Média	0,49	0,47	0,48	
Camada 0,05-0,10 m				
PD	0,52	0,52	0,51	0,52
PC	0,49	0,51	0,51	0,50
Média	0,50	0,51	0,51	
Camada 0,10-0,20 m				
PD	0,49	0,51	0,50	0,50
PC	0,52	0,52	0,51	0,52
Média	0,50	0,51	0,50	
Porosidade total (m m⁻³)				
Camada 0,00-0,05 m				
PD	0,60	0,57	0,58	0,59 A
PC	0,58	0,59	0,56	0,57 B
Média	0,59	0,58	0,57	
Camada 0,05-0,10 m ^{ns}				
PD	0,58	0,57	0,57	0,57
PC	0,56	0,58	0,56	0,57
Média	0,57	0,58	0,56	
Camada 0,10-0,20 m ^{ns}				
PD	0,54	0,57	0,55	0,55
PC	0,58	0,57	0,56	0,57
Média	0,56	0,57	0,56	

PD = Plantio direto; PC = Preparo convencional; DLS = dejetos líquidos de suíno; CTR = controle, sem adubação; NPK = adubação mineral. *Médias seguidas de letras distintas, maiúsculas entre os manejos e minúsculas entre as fontes de fertilizantes em cada fração de P e camada do solo, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro. ns Não significativo a 5% de probabilidade de erro pelo teste t (LSD).

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Apêndice E – Densidade do Nitossolo em função do manejo e da fonte de adubação, nas camadas de 0,00-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m.

Manejo	DLS	Fonte de Adubação		Média
		CTR	NPK	
		Camada 0,00-0,05m ^{ns}		
PD	1,19	1,12	1,16	1,16
PC	1,15	1,20	1,19	1,18
Média	1,17	1,15	1,18	
		Camada 0,05-0,10m ^{ns}		
PD	1,26	1,25	1,22	1,24
PC	1,27	1,24	1,31	1,27
Média	1,26	1,24	1,27	
		Camada 0,10-0,20m*		
PD	1,35	1,21	1,32	1,29 A
PC	1,23	1,25	1,30	1,26 B
Média	1,29	1,23	1,31	

PD = Plantio direto; PC = Preparo convencional; DLS = dejetos líquidos de suíno; CTR = controle, sem adubação; NPK = adubação mineral. *Médias seguidas de letras distintas, maiúsculas entre os manejos camada do solo, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade de erro. ^{ns} Não significativo a 5% de probabilidade de erro pelo teste t (LSD).

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Apêndice F – Resumo da análise de variância (valores de F) para os efeitos de manejo (M) e adubação (A) nas formas de P do solo, nas camadas de 0,00-0,10 e 0,10-0,20m.

Fator de variação	P _{iRTA}	P _{ibic}	P _{Obic}	P _{iNaOH01}	P _{ONaOH01}	P _{iNaOH05}	P _{ONaOH05}	P _{iHCl}	P _{residual}
Camada 0,00-0,10 m									
M	82,16*	3,24 ^{ns}	2,27 ^{ns}	149,50**	2,53 ^{ns}	2,33 ^{ns}	110,72**	5,70 ^{ns}	0,01 ^{ns}
A	11,82**	6,89*	1,74 ^{ns}	1,02 ^{ns}	3,24 ^{ns}	1,24 ^{ns}	0,51 ^{ns}	4,38 ^{ns}	5,82*
M x A	3,11 ^{ns}	2,85 ^{ns}	2,40 ^{ns}	0,96 ^{ns}	1,21 ^{ns}	1,10 ^{ns}	1,38 ^{ns}	1,34 ^{ns}	0,30 ^{ns}
Camada 0,10-0,20 m									
M	2,31 ^{ns}	5,00 ^{ns}	0,07 ^{ns}	3,59 ^{ns}	0,42 ^{ns}	1,72 ^{ns}	2,85 ^{ns}	0,64 ^{ns}	0,07 ^{ns}
A	5,50*	2,99 ^{ns}	1,25 ^{ns}	4,54*	0,16 ^{ns}	3,13 ^{ns}	0,74 ^{ns}	3,07 ^{ns}	1,99 ^{ns}
M x A	3,97 ^{ns}	6,20*	0,28 ^{ns}	1,10 ^{ns}	1,02 ^{ns}	2,51 ^{ns}	0,54 ^{ns}	0,53 ^{ns}	0,25 ^{ns}

** Significativo a 1% de probabilidade de erro; * Significativo a 5% de probabilidade de erro; ^{ns} Não significativo pelo teste t (LSD).

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.