

A suinocultura apresenta grande importância social e econômica no estado de Santa Catarina, sendo responsável por boa parte dos empregos e da renda no meio rural do estado. A elevada concentração da atividade em algumas regiões gera acúmulo de dejetos dos suínos e, o descarte desse dejetos, quando de forma inadequada, pode contaminar o ambiente. O experimento objetivou avaliar a influência da aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre as propriedades físicas e químicas de um Nitossolo Bruno e as perdas de água, solo e nutrientes por escoamento superficial, com chuva simulada.

Orientador: Ildegardis Bertol

Lages, 2017

ANO
2017

JOSÉ MECABÔ JÚNIOR | PERDAS DE ÁGUA, SOLO E NUTRIENTES POR EROSIÃO
HÍDRICA COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS EM NITOSSOLO



UDESC

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

TESE DE DOUTORADO

**PERDAS DE ÁGUA, SOLO E
NUTRIENTES POR EROSIÃO
HÍDRICA COM APLICAÇÃO DE
DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS EM
NITOSSOLO**

JOSÉ MECABÔ JÚNIOR

LAGES, 2017

JOSÉ MECABÔ JÚNIOR

**PERDAS DE ÁGUA, SOLO E NUTRIENTES POR EROSÃO HÍDRICA COM
APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS EM NITOSSOLO**

Tese apresentada ao Programa 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.

Orientador: Dr. Ildegardis Bertol

LAGES, SC

2017

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com
auxílio do programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC

Mecabô, José Jr.

Perdas de água, solo e nutrientes por erosão
hídrica com aplicação de dejetos líquidos de suínos
em Nitossolo / José Jr. Mecabô. - Lages , 2017.
103 p.

Orientador: Ildegardis Bertol

Tese (Doutorado) - Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias,
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages,
2017.

1. Perda de água. 2. Perda de solo. 3. Perda de
nutrientes. 4. Escoamento superficial. 5. Chuva
simulada. I. Bertol, Ildegardis. II. Universidade
do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-
Graduação. III. Título.

JOSÉ MECABÔ JÚNIOR

**PERDAS DE ÁGUA, SOLO E NUTRIENTES POR EROSÃO HÍDRICA COM
APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS EM NITOSSOLO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo,

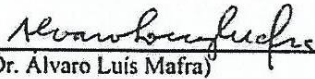
Banca examinadora:

Orientador:



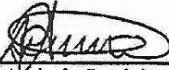
(Dr. Ildegardis Bertol)
UDESC

Membro interno:



(Dr. Alvaro Luis Mafra)
UDESC

Membro interno:



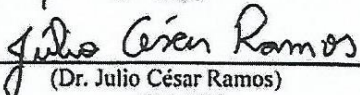
(Dra. Andreia Patricia Andrade)
UDESC

Membro externo:



(Dra. Luciano Costa de Oliveira)
IFSC

Membro externo:



(Dr. Julio César Ramos)
EPAGRI

Lages, SC, 17/02/2017

Agradecimentos

À Deus, por mais esta oportunidade, pela força nos momentos difíceis e de dúvidas, possibilitando alcançar mais este sonho muito importante em minha vida.

Ao professor Ildegardis Bertol, pela orientação e paciência.

Aos professores Fabrício, Álvaro pelas contribuições. Aos demais professores do CAV/UDESC, pelo conhecimento disponibilizado.

Aos colegas do laboratório de uso e conservação do solo do CAV, bem como dos alunos bolsistas do IFSC/Lages, que contribuíram para realização dos trabalhos.

Aos professores do IFSC/Lages, pelas contribuições e amizade.

Aos meus pais José e Orlanda, e meus irmãos Tobias e Tiago, pelo carinho e força.

À minha esposa Lucilene, pelo amor e incondicional ajuda disponibilizada em mais esta etapa, bem como pelo carinho de minha enteada Leticia.

Por fim agradeço a todos que contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

MECABÔ Júnior, José. **Perdas de água, solo e nutrientes por erosão hídrica com aplicação de dejetos líquidos de suínos em Nitossolo**. 2017. 103 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages, SC, 2017.

A suinocultura apresenta grande importância social e econômica no estado de Santa Catarina, sendo responsável por boa parte dos empregos e da renda no meio rural do estado. A elevada concentração da atividade em algumas regiões gera acúmulo de dejetos dos suínos e, o descarte desse dejetos, quando de forma inadequada, pode contaminar o ambiente. O experimento objetivou avaliar a influência da aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre algumas propriedades físicas e químicas de um Nitossolo Bruno e a erosão hídrica. Os tratamentos foram constituídos pelas doses 0 (zero), 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos aplicado na superfície do solo, após a germinação do milho, soja e sobre os resíduos culturais, em parcelas de 11 x 3,5 m delimitadas por chapas galvanizadas, com declividade média de 14,4%. Ao longo do ciclo das culturas, foram realizadas quatro chuvas simuladas com intensidade planejada de 65 mm h⁻¹ e duração de 75 minutos, em cada tratamento, com simulador de chuva tipo Swanson, para quantificar as perdas de água, solo, P, K, Ca e Mg. Antes da instalação do experimento e após o seu término, amostras de solo foram coletadas para avaliar as propriedades físicas e químicas e, ao final, determinou-se a produção das culturas. As propriedades físicas do solo, porosidade, densidade e estabilidade de agregados em água, os teores de K, Ca Mg do solo e as perdas de água e as de K, Ca e Mg solúveis na água do escoamento superficial não foram influenciadas por doses de dejetos líquidos de suínos. A produtividade das culturas, as perdas de solo, o teor de P no solo e a perda de P por escoamento superficial aumentaram pela aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos de suínos.

Palavras-chave: perdas de solo e água, perdas de nutrientes, escoamento superficial, chuva simulada.

ABSTRACT

MECABÔ Jr., Joseph. **Loss of water, soil and nutrients by water erosion with pig slurry application in Alfisol**. 2017. 103 f. Thesis (PhD in Soil Science)- University of the State of Santa Catarina. Graduate Program in Agricultural Sciences, Lages, SC, 2017.

The pig farm has great social and economic importance in Santa Catarina state of, accounting for much of the employment and income in rural areas of the state. The high concentration of activity in some regions generates accumulations of manure, which, if discarded improperly, can contaminate the environment. The experiment aimed to evaluate the influence of the application of pig slurry on the properties of an Alfisol Bruno and water erosion, in São José do Cerrito - SC. The treatments consisted of doses of 0 (zero), 50, 100 and 200 m³ ha⁻¹ of pig slurry applied to the soil surface, after germination of the of corn, soybean and on cultural residues in plots of 11 x 3,5 m bounded by galvanized sheets, with a slope of 14.4%. Throughout the cycle of crops, there were four simulated rain with projected intensity of 65 mm h⁻¹ and duration of 75 minutes for each treatment, with rainfall simulator type Swanson, to quantify soil loss, water, P, K, Ca and Mg soluble. Before installation of the experiment and after its end, soil samples were collected to evaluate the physical and chemical properties and, in the end, we determined the production of crops. The physical properties of the soil, porosity, density and stability of aggregates in water, the K, Ca Mg content of the soil and water, K, Ca and Mg losses soluble in the water runoff were not influenced by pig slurry. Crops productivity, soil losses, P content in the soil and loss of P by runoff were affected by the application of pig slurry.

Key-words: soil and water losses, nutrients losses, runoff, simulated rainfall.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Localização do município de São José do Cerrito (SC).	37
Figura 2- Data de aplicação de cada uma das chuvas simulada (DCS), intervalo de tempo entre um teste e outro de chuva simulada (Inter) e lâmina de chuva natural ocorrida no intervalo de tempo entre um teste e outro de chuva simulada (Lam), nos cultivos de milho e soja e nos resíduos culturais	40
Figura 3 - Vista do simulador de chuvas de braços rotativos tipo Swanson em operação, sobre a cultura do milho.....	44
Figura 4 - Vista do procedimento de coleta do escoamento superficial em potes plásticos (esquerda) e quantificação do volume do escoamento superficial com a proveta (direita).	45
Figura 5 - Macroporosidade do solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.	51
Figura 6 - Microporosidade do solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.	52
Figura 7 - Porosidade total do solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.	53
Figura 8 - Diâmetro médio ponderado (DMP) dos agregados do solo, em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.	55
Figura 9 - Densidade do solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.	56
Figura 10 - Teor de fósforo (P) no solo em função dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.	58
Figura 11 - Teor de potássio (K) no solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.....	59
Figura 12 - Teor de cálcio (Ca) no solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.	61
Figura 13 - Teor de magnésio (Mg) no solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.....	62

Figura 14 - Teor de matéria orgânica (MO) do solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa. 64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Profundidade dos horizontes e composição granulométrica do solo Nitossolo Bruno Alumínico no perfil localizado na área experimental.	38
Tabela 2 - Macroporosidade (Ma), microporosidade (Mi), porosidade total (PT), diâmetro médio ponderado de agregados (DMP) e densidade do solo (DS) em quatro camadas, determinadas antes do início da pesquisa (média das parcelas).	39
Tabela 3 - Matéria Orgânica do solo (MO), P, K, Ca, Mg, Cu e Zn em quatro camadas, determinadas antes do início da pesquisa (média das parcelas).	39
Figura 2- Data de aplicação de cada uma das chuvas simulada (DCS), intervalo de tempo entre um teste e outro de chuva simulada (Inter) e lâmina de chuva natural ocorrida no intervalo de tempo entre um teste e outro de chuva simulada (Lam), nos cultivos de milho e soja e nos resíduos culturais.	40
Tabela 4 - Declividade do terreno em cada parcela e tratamento (DLS) aplicado no solo.	42
Tabela 5 - Produtividade de grãos de milho e soja e de massa seca de resíduos culturais, em razão dos tratamentos com DLS (média das repetições).	49
Tabela 6 - Intensidade e lâmina de chuva simulada em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).	65
Tabela 7 - Teor de água no solo antecedente às chuvas simuladas, em duas camadas do solo, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).	67
Tabela 8 - Tempo de início do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).	69
Tabela 9 - Perdas de água por escoamento superficial em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).	71
Tabela 10 - Perdas de solo no escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).	73
Tabela 11 - Concentração de P na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).	76

Tabela 12 - Perda de P solúvel na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).	77
Tabela 13 - Concentração de K na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).	80
Tabela 14 - Perdas totais de K solúvel na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).	81
Tabela 15 - Concentração de Ca na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).	83
Tabela 16 - Perdas totais de Ca solúvel na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).	84
Tabela 17 - Concentração de Mg na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).	86
Tabela 18 - Perda de Mg solúvel na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).	87

SUMÁRIO

1 Introdução	23
2 Revisão de literatura	24
2.1 Erosão hídrica pluvial do solo	24
2.1.2 Efeitos da cobertura e manejo do solo sobre a erosão hídrica	26
2.2 Dejetos líquidos de suínos (DLS)	27
2.2.1 Efeitos do DLS sobre os atributos físicos, químicos e biológicos do solo	27
2.2.2 Efeitos do DLS sobre a erosão hídrica do solo	30
2.2.2.1 Efeito sobre as perdas de água e solo	31
2.2.2.2 Efeito sobre as perdas de nutrientes na água do escoamento superficial	32
3 Hipóteses	35
4 Objetivos	36
4.2.1 Geral	36
4.2.2 Específicos	36
5 Material e Métodos	37
5.1 Localização e caracterização do solo no local da pesquisa	37
5.2 Histórico de manejo do solo do experimento antes de iniciar a pesquisa	38
5.3 Condução da pesquisa em campo	39
5.4 DLS utilizado na pesquisa	41
5.5 Unidade experimental e tratamentos	42
5.6 Caracterização do solo nas parcelas	43
5.7 Simulador usado e chuva simulada planejada	43
5.8 Determinações realizadas antes e durante a aplicação das chuvas	44
5.9 Determinações e cálculos realizados após as chuvas	46
5.10 Ajuste dos dados	47
6 Resultados e Discussão	48
6.1 Produção de grãos e massa seca	48
6.2 Efeito do DLS nas propriedades físicas e químicas do solo	49
6.2.1 Propriedades químicas do solo	56
6.3 Chuva simulada, teor de água do solo antecedente às chuvas e tempo de início do escoamento superficial	64
6.5 Perdas de solo	72
6.6 Nutrientes na água de escoamento superficial	74
6.6.1 Teores e perdas totais de P na água de escoamento superficial	74
6.6.2 Teores e perdas totais de K na água de escoamento superficial	78
6.6.3 Teores e perdas totais de Ca na água de escoamento superficial	82
6.6.4 Teores e perdas totais de Mg na água de escoamento superficial	85
7 Conclusões	88

8 Considerações	89
9 Referências	91
Apêndice	101
Anexos	103

1 Introdução

A atividade agropecuária pode gerar impactos negativos no ambiente, e dentre as atividades, a suinocultura possui grande potencial de gerar danos, devido a forma de produção adotada, a qual consiste em concentrar grande quantidade de animais em confinamentos, produzindo enorme quantidade de resíduos rico em material orgânico e nutrientes. Estes resíduos são utilizados como adubo nas propriedades, sendo aplicados ao solo preferencialmente de forma líquida.

As perdas de nutrientes por escoamento superficial, possuem correlação positiva com a quantidade de nutrientes presentes no solo, sobretudo na camada superficial, e também com a quantidade de nutrientes aplicados na superfície do solo, como ocorre com a aplicação de dejetos líquidos de suínos.

Neste experimento foram aplicadas doses crescentes de dejetos líquidos de suínos, sobre a superfície do solo, cultivado em semeadura direta, com rotação de culturas, pelo período de quatro anos. O dejetos foi aplicado uma única vez no início do ciclo de desenvolvimento das culturas, e posteriormente realizada chuva simulada. Foi avaliada a influência do dejetos sobre as propriedades físicas e químicas, entre o início e fim do uso do dejetos, bem como, os efeitos sobre a concentração e perdas de nutrientes por escoamento superficial. Também foi avaliado o efeito do dejetos sobre a erosão hídrica, contabilizando as perdas de água e solo.

2 Revisão de literatura

2.1 Erosão hídrica pluvial do solo

A erosão hídrica pluvial é causada pela ação da chuva sobre o solo, sendo constituída pelas fases de desagregação, transporte e deposição das partículas, as quais podem ocorrer concomitantemente e, por isso, não são bem distintas uma das outras (Ellison, 1947). A maior parte da energia erosiva da chuva provém das gotas e o restante do escoamento superficial (Wischmeier e Smith, 1958). A chuva é um dos fatores de maior importância no processo erosivo, sendo a intensidade da mesma a principal característica. Assim, locais onde ocorrem chuvas torrenciais concentradas, de grande intensidade, são mais sujeitos à ocorrência da erosão do que locais em que as chuvas são frequentes e de baixa intensidade (Wischmeier e Smith, 1978). Além da intensidade, o volume, duração e frequência das chuvas, bem como a velocidade e volume do escoamento superficial, afetam a erosão hídrica. A duração, intensidade e volume da chuva são características inter-relacionadas com seu poder erosivo. A frequência das chuvas, por outro lado, influencia a umidade do solo e têm efeito sobre as características do escoamento superficial (Bertoni e Lombardi Neto, 1990).

No processo erosivo, a desagregação é a separação das partículas ou agregados da massa de solo, causada principalmente pelo impacto das gotas de chuva, mas também pelo cisalhamento do escoamento superficial. O transporte consiste no deslocamento das partículas desagregadas para fora do local de origem, pelo salpicamento devido ao impacto das gotas, mas, principalmente, pelo escoamento superficial em fluxos concentrados. A deposição ocorre quando a quantidade de material transportado excede a capacidade de transporte do fluxo, quando esta capacidade é reduzida ou quando a chuva cessa. A deposição é seletiva, sendo primeiro depositadas as partículas de maior tamanho ou densidade, ao longo da extensão da rampa (Ellison, 1947; Foster e Meyer, 1972; Foster, 1982).

Dependendo das condições superficiais do solo e do tipo de agente erosivo predominante, a erosão hídrica pluvial pode ocorrer na forma entre sulcos ou em sulcos (Ellison, 1947; Meyer et al., 1975). Na erosão entre sulcos, em solos descobertos a desagregação das partículas é ocasionada pelo impacto das gotas de chuva. O transporte de

partículas desagregadas para dentro dos sulcos se dá pelo salpicamento provocado pelo impacto das gotas combinado ao fluxo laminar turbulento do escoamento superficial. Na erosão em sulcos, a ação do escoamento superficial concentrado dentro dos sulcos é responsável tanto pela desagregação quanto pelo transporte. Esta forma de erosão é originada em pequenos sulcos que se formam em decorrência do escoamento superficial, marcas das operações de preparo e nas depressões naturais do terreno. O impacto das gotas de chuva, apesar de não atingir diretamente a superfície do solo abaixo da lâmina de escoamento, produz turbulência no fluxo, aumentando sua capacidade de desagregação e transporte por suspender e manter suspensas as partículas de solo (Meyer et al., 1975; Albert et al., 1980; Foster, 1982).

Os fatores que afetam a erosão hídrica pluvial do solo são: a chuva, o solo, a topografia, a cobertura e manejo e as práticas conservacionistas, os quais se manifestam com intensidade variável (Wischmeier e Smith, 1978). A erosividade da chuva é o valor numérico que expressa a habilidade potencial do impacto das gotas de chuva e do escoamento superficial em causar erosão, (Hudson, 1995), sendo que o impacto das gotas é a principal fonte de energia responsável pela erosão hídrica em solos descobertos. A erodibilidade do solo é definida como a vulnerabilidade ou suscetibilidade do solo à erosão hídrica, sendo a recíproca da sua resistência (Wischmeier e Smith, 1978; Bertoni e Lombardi Neto, 1990), e está correlacionada às propriedades intrínsecas do solo que afetam a velocidade de infiltração de água e permeabilidade de água no solo, resistência à dispersão e ao salpicamento, à abrasão e às forças de transporte da chuva e enxurrada (Hudson, 1995). A topografia do terreno representa a influência da inclinação e do comprimento do declive na magnitude da erosão hídrica. Embora sejam avaliados separadamente, estes fatores ocorrem concomitantemente no campo, sendo agrupados em um único fator nos estudos de erosão hídrica (Wischmeier e Smith, 1978; Hudson, 1995; Bertoni e Lombardi Neto, 1990).

As perdas de solo ocasionadas pela erosão hídrica são fortemente influenciadas pela cobertura e manejo do solo, sendo que a adoção de sistemas de manejo conservacionista, como a semeadura direta por exemplo, reduz substancialmente as perdas de solo em relação ao preparo convencional (Schick, 2014).

2.1.2 Efeitos da cobertura e manejo do solo sobre a erosão hídrica

A cobertura e o manejo do solo refletem a influência da cobertura e das operações de preparo mecânico do solo na erosão. Portanto, este fator é condicionado às inter-relações entre a cobertura do solo por resíduos culturais, cobertura do solo pela copa das plantas, tipo e grau de mobilização do solo pelo efeito do preparo mecânico, efeito residual do uso e manejo do solo, umidade do solo antecedente à chuva e erosividade da chuva (Wischmeier e Smith, 1978; Renard et al., 1997), sendo o fator mais importante na erosão hídrica, pois é aquele por meio do qual mais se pode alterar a magnitude da erosão (Wischmeier e Smith, 1978).

A semeadura direta é um sistema de manejo eficiente no controle das perdas de sedimentos, decorrente da cobertura do solo proporcionada pelos resíduos culturais, os quais protegem o solo contra o impacto das gotas de chuva e, em parte do escoamento superficial (Foster, 1982). Os resíduos culturais reduzem a concentração de sedimentos no escoamento superficial, por diminuírem a velocidade do escoamento superficial e formarem uma barreira física (Meyer et al., 1970). Portanto, a semeadura direta pode também reduzir as perdas totais dos nutrientes pelo efeito que exerce no controle das perdas de sedimentos (Sharpley et al., 2001; Sharpley et al., 1981; Eghball e Gilley, 2001). A eficácia da semeadura direta na redução das perdas de sedimentos não é igual na redução das perdas de água (Carvalho et al., 1990; Levien et al., 1990; Bertol et al., 2008). Isto decorre, em grande parte pelo fato da semeadura direta apresentar baixa rugosidade superficial (Cogo, 1981), entre outros aspectos, o que tende a acentuar-se na medida em que aumenta o tempo de permanência do sistema (Wischmeier, 1973). Carvalho et al. (1990) e Mueller et al. (1984), estudando perdas de água em diferentes sistemas de manejo de solo, constataram que na semeadura direta essas perdas foram maiores do que nas demais formas de manejo. Por sua vez Levien et al. (1990) e Cassol et al. (2002), constataram que a semeadura direta apresentou igual perda de água em comparação ao sistema convencional de manejo do solo.

O fato de a semeadura direta apresentar maior eficiência no controle das perdas de sedimentos do que de água, faz com que as perdas de nutrientes, nesse sistema, tenham uma relação positiva com as perdas de água e negativa com as perdas de sedimentos (Cassol et al., 2002). Ainda de acordo com Schick (2014), a cobertura do solo pelos resíduos culturais que

protege a superfície contra o impacto das gotas de chuva mantém altas taxas de infiltração, porém, como o solo apresenta capacidade limitada de infiltração, chuvas de elevado volume podem ocasionar grandes perdas de água mesmo em semeadura direta.

2.2 Dejeito líquido de suínos (DLS)

O rebanho brasileiro de suínos cresceu 32,4 % entre 2004 e 2014, alcançando aproximadamente 38 milhões de cabeças. Sendo que, Santa Catarina destaca-se como o maior produtor nacional, totalizando 26,2 % da produção. A atividade suinícola no estado concentra 85 % da produção nas regiões oeste e sul do estado (Epagri/Cepa, 2016). Estas regiões são caracterizadas por grande número de pequenas propriedades em que os animais são produzidos no sistema de confinamento total, gerando grande quantidade de resíduos. Este resíduo é constituído por fezes, urina, resto de ração, água e outros materiais resultantes da limpeza das instalações e, por isso, é manejado na forma líquida, sendo denominado de dejeito líquido de suínos (DLS), sendo utilizado como adubo para lavouras e pastagens (Perdomo et al., 2001). O teor de N, P, K, Ca e Mg contidos no DLS são em média de 3,4; 1,8; 0,63; 2,2 e 0,74 g L⁻¹, respectivamente, (Seganfredo, 2007).

Cada suíno produz em média 2,55 m³ ano⁻¹DLS, o que, resulta em um total de 22,2 milhões de m³ ano⁻¹, suficiente para adubar aproximadamente 444.000 ha de lavoura, tomando por base uma dose de 50 m³ ha⁻¹. A utilização do DLS como fonte de nutrientes na produção agrícola é uma prática que pode ser ambientalmente correta, desde que seguidos os critérios técnicos recomendados para sua aplicação no solo (Corrêa et al., 2011). Os critérios e a quantidade máxima de DLS que pode ser aplicada são definidas pela Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina – FATMA/SC, levando em conta o manejo da fertilidade do solo, pelos teores de N e ou P do solo, juntamente com o teor de argila (Fatma, 2014).

2.2.1 Efeitos do DLS sobre os atributos físicos, químicos e biológicos do solo

Os efeitos decorrentes do uso de DLS sobre os atributos físicos e químicos do solo estão relacionados com o tipo e manejo dele, quantidade, forma e época de aplicação do DLS, dentre outros fatores (Corrêa et al., 2011).

A adição de matéria orgânica ao solo melhora suas características físicas, sobretudo pela formação e estabilização dos agregados e, indiretamente, afeta as demais propriedades físicas, atuando juntamente com o material orgânico proveniente das raízes e do metabolismo microbiano que operam como agente cimentante, estabilizando os agregados do solo (Bayer e Mielniczuk, 2008). Porém a efetividade destes benefícios com o uso de DLS está relacionada com a quantidade de matéria orgânica adicionada. Com aplicação de DLS sobre a superfície do solo em uma pastagem perene, em um Latossolo Vermelho, durante quatro anos, com doses de 0, 48, 96, 144, 192 e 240 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, não foram percebidas melhorias dos teores de matéria orgânica, argila dispersa em água, índice de floculação, densidade do solo, resistência a penetração, porosidade total, macroporosidade, microporosidade, permeabilidade ao ar e estabilidade de agregados (Agne e Klein, 2014). Resultado semelhante para o mesmo tipo de solo e pesquisa, foi encontrado por Moraes (2010). Para o mesmo tipo de solo Arruda et al., (2010) avaliaram durante seis anos os atributos físicos e matéria orgânica do solo, verificando que o aumento da dose de DLS não alterou o teor de carbono orgânico e estrutura do solo, em acordo com Oliveira et al. (2014). Estes autores pesquisaram no mesmo local e doses de DLS, em experimento com duração de doze anos, e verificaram que o aumento da dose não modificou a estrutura do solo. Da mesma forma, no mesmo tipo de solo Costa et al. (2011), após experimento com três anos de duração, verificaram que a aplicação de DLS não alterou os atributos físicos do solo.

A aplicação de DLS não afetou o teor de matéria orgânica e os atributos físicos de Argissolos e Cambissolos, em áreas de lavouras e pastagens, numa microbacia Coruja/Bonito em Braço do Norte, em estudo durante dez anos (Veiga et al., 2012). Os autores justificaram que o DLS continha baixa quantidade de matéria orgânica, a qual seria a responsável por promover alterações nos atributos.

Os atributos químicos do solo podem ser influenciados por aplicações de DLS, podendo ocorrer alterações nos teores de nutrientes, matéria orgânica do solo e de pH, ao longo de todo o perfil. Essas alterações podem variar, e podem ser pontuais para cada nutriente, visto que,

fatores que afetam a fertilidade do solo também podem influenciá-la com o uso de DLS (Corrêa et al., 2011).

O N apresenta comportamento diferente de P e K, visto que é dinâmico no solo. As principais formas de N mineral encontradas no solo são amônio (NH_4) e nitrato (NO_3). Em trabalho realizado com aplicações de DLS em pastagem anual, com doses entre 0 a $160 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, Assmann et al. (2007) verificaram que o aumento da dose aumentou os teores de N – mineral. Aita e Giacomini (2008) verificaram aumento dos teores de NO_3 no solo, porém sem efeito para as demais formas de N em acordo com Ceretta et al. (2003), que verificaram aumento do teor de N total no solo. Por outro lado, Sampaio et al. (2010) verificaram que o DLS reduziu a concentração do N orgânico e provocou comportamento instável do NO_3 no solo, assim como verificado por Oliveira et al. (2014) que não constataram aumento do teor total de N. Este comportamento pode ser explicado pelo fato que o N é convertido em NH_4 ou NO_3 . O NH_4 é retido pelas cargas do solo e também pode ser convertido em NO_3 . Já o NO_3 fica presente na solução do solo, e pode ser lixiviado com facilidade em solos bem drenados (Basso et al., 2005). Assim, acúmulo ou não de N no solo depende do comportamento hídrico do solo, seja pelo escoamento superficial ou pela percolação.

No caso do P, numa sucessão de culturas e solo de textura argilosa durante dez anos, o teor de P aumentou ao longo do perfil, até 40 cm de profundidade, com aplicação de DLS (Cassol et al., 2012). Em pesquisas semelhantes com DLS, Cabral et al. (2014) e Pereira et al. (2016), encontraram aumento de P ao longo do perfil. Por outro lado, Scherer et al. (2007) encontraram aumento dos teores de P, somente na camada superficial. Este comportamento ocorre devido ao fato de aproximadamente dois terços do P presente no DLS estar na forma não solúvel em água, fazendo parte de estruturas orgânicas, as quais propiciam efeito residual ao DLS acumulando-se no solo (Ceretta et al., 2003).

Já para o K, o uso de DLS aumentou o teor no solo como relatado por Pereira et al. (2016). Avaliando os efeitos da aplicação de DLS por mais de quinze anos, em diversas classes de solo, Scherer et al. (2010) verificaram aumento do teor de K ao longo do perfil, em acordo com Dortzbach et al. (2014), que avaliaram o efeito da aplicação de DLS por mais de dez anos. Por outro lado, nem sempre a adição de K ao solo por meio do DLS proporciona aumento dos teores, como reportado por Cabral et al. (2014); Bocoli et al. (2016). Este comportamento do

K no solo, pode estar associado ao fato de ser um elemento móvel, e ser absorvido em grandes quantidades pelas plantas.

Em relação ao Ca e Mg, após o uso de DLS ocorreu aumento do teor de Ca e não influenciou o teor Mg no solo (Cassol et al., 2012). Já Cabral et al. (2014) verificaram aumento para Mg e sem alteração para Ca, assim como Pereira et al. (2016) que verificaram aumento da disponibilidade de Mg. Ceretta et al. (2003) verificaram aumento no teor de Ca e Mg no solo após o uso de DLS. Por outro lado, diversos trabalhos não verificaram alterações nos teores de Ca e Mg após o uso DLS; Oliveira et al. (2014); Bocoli et al. (2016); Caovilla et al. (2010). Deste modo, a adição de DLS ao solo pode não ser suficiente por si só, para promover alterações nos teores destes nutrientes, sendo dependentes de outros fatores relativos a fertilidade do solo (Corrêa et al., 2011).

A matéria orgânica do solo não foi alterada após o uso de DLS em doses de 0 a 240 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, Bocoli et al. (2016), em acordo com Cassol et al. (2012). Em avaliação sobre o efeito do uso do DLS por mais de quinze anos, em várias classes de solo, não foi verificado aumento do teor matéria orgânica (Scherer et al., 2010). Neste contexto, não é possível elevar os teores de matéria orgânica, mesmo em locais que receberam DLS por um longo período, devido à baixa concentração presente no dejetos e pela rápida decomposição. O DLS, apresenta concentração variável de matéria seca, estando muitas vezes com valor inferior a 3 % (Mecabô, 2013).

Os atributos biológicos do solo têm influência sobre as propriedades físicas e químicas, seja na mineralização de nutrientes em decorrência da decomposição da matéria orgânica, ou na melhoria da agregação do solo. A aplicação do DLS estimula a atividade dos organismos do solo, principalmente nas camadas superficiais. Com aplicação de doses de DLS entre 0 a 80 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ sobre a fauna do solo, foi verificada maior abundância de colêmbolos e ácaros, com benefícios gerais para a fauna do solo (Silva et al., 2014)

2.2.2 Efeitos do DLS sobre a erosão hídrica do solo

O DLS aplicado na superfície do solo pode alterar a infiltração e o escoamento superficial de água no solo, e com isso influenciar a distribuição de nutrientes na superfície. Isso faz aumentar a concentração e as perdas totais de nutrientes no escoamento superficial, e diminuir perdas de água solo por erosão.

2.2.2.1 Efeito sobre as perdas de água e solo

A influência do DLS sobre a erosão hídrica, no curto prazo, e diretamente, se manifesta pela redução do tempo necessário para o início do escoamento superficial, e conseqüentemente aumento do tempo de escoamento. Com isso, pode ocorrer diminuição da infiltração da água do solo (Mecabô, 2013). No longo prazo, e indiretamente, as implicações do DLS são decorrentes dos benefícios na produção da biomassa e nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo que, por sua vez, também influenciam a erosão.

O uso de DLS afeta as perdas de água e solo (Bertol et al., 2007). Estes autores observaram em experimento de curta duração, que o escoamento superficial iniciou mais cedo nos tratamentos com DLS do que naqueles sem dejetos, proporcionando maior perda de água e solo que os demais tratamentos, em semeadura direta, concordando com Dal Bosco (2007). Este Autor verificou que o uso de água residuária de suinocultura promoveu maiores perdas de água, assim como Mori (2008) que, em pesquisa semelhante, obteve resultados iguais. Comportamento análogo ocorreu com o uso de dejetos líquidos de bovino, em que o aumento da dose diminuiu a infiltração de água no solo (Cherobim et al., 2013), concordando com Smith et al. (2001-A). Estes autores verificaram que a aplicação do dejetos no solo proporcionou maior perda de água do que sem o dejetos. Segundo estes autores, as partículas sólidas do dejetos promoveram o selamento superficial do solo que, combinado com o efeito hidrofóbico, diminuiu a infiltração, como observado também por Bertol et al. (2007). O efeito hidrofóbico altera o comportamento da hidrologia de superfície do solo, diminuindo as condições adequadas para a infiltração da água. Isto ocorre porque a obstrução parcial dos macroporos altera a condutividade hidráulica do solo e afeta o comportamento do escoamento superficial (Haynes e Swift, 1990). Contudo, este efeito tem duração curta, como relatado por Cherobim

et al. (2013); Smith et al. (2001-A), os quais observaram que após cinco dias, já não ocorria este efeito.

Ao se aplicar o DLS no início do ciclo de desenvolvimento de uma cultura, o mesmo diminui sua capacidade de influenciar, por si só, a erosão hídrica ao longo do tempo (Mecabô et al., 2014). Estes autores constataram que, a aplicação do DLS diminuiu o tempo para início do escoamento superficial no primeiro teste de chuva simulada realizado logo após a aplicação do DLS. Porém, o mesmo efeito não foi verificado nos demais testes de chuva realizados durante o ciclo da cultura, não afetando as perdas de solo e água, concordando com Dieter (2009). Este autor observou que a aplicação de água residuária de suinocultura não afetou as perdas de solo por erosão. Por outro lado, a aplicação do DLS pode beneficiar o desenvolvimento das culturas, que produzem maior biomassa, melhorando a cobertura e as condições físicas do solo e reduzindo a erosão hídrica, conforme relatado por Medeiros (2009). O autor trabalhou com aplicação de dejetos líquidos de bovino, sob semeadura direta, e verificou que o aumento da dose do dejetos reduziu as perdas de água e solo, pelo efeito benéfico do dejetos sobre a produção de biomassa das culturas.

Verifica-se, portanto, que o efeito do DLS sobre a erosão hídrica depende de vários fatores que atuam direta e indiretamente, no curto e longo prazo, sobre a infiltração de água no solo e no escoamento superficial. Além do mais, o tempo de uso e quantidade aplicada de DLS, vão influenciar o comportamento final da erosão hídrica, mas esse efeito no solo em geral permanece por pouco tempo.

2.2.2.2 Efeito sobre as perdas de nutrientes na água do escoamento superficial

As perdas de nutrientes por meio da água do escoamento superficial dependem da concentração dos mesmos na água e da quantidade total de água do escoamento. A concentração dos nutrientes na água de escoamento é influenciada pela concentração no solo, que depende do tipo de solo e adubação e manejo do mesmo. Estas perdas são influenciadas por outros fatores, tais como a intensidade e volume de chuva, o intervalo entre chuvas, o

intervalo de tempo entre o momento da aplicação do adubo e o da incidência da chuva (Peles, 2007). As perdas de nutrientes pelo escoamento superficial são favorecidas pela aplicação de dejetos de animais na superfície do solo, comparadas à sua incorporação, devido à interação que ocorre com a água da chuva (Pierson et al., 2001). As perdas pelo escoamento superficial se dão inicialmente por dessorção e dissolução dos nutrientes, sendo que estes dois processos são responsáveis pela extração dos nutrientes do solo e ocorrem a partir da interação da água com a superfície das partículas sólidas do solo, após o início da chuva e antes do início do escoamento superficial (Bertol, 2005). Ao aplicar DLS na superfície do solo, pode ocorrer acúmulo de alguns nutrientes na superfície e dependendo de seu comportamento no solo, esses nutrientes serão mais ou menos facilmente perdidos pelo escoamento superficial.

A concentração de P na água do escoamento superficial diminui ao longo do tempo com a continuidade da chuva, e tende a ser menor a cada chuva subsequente a partir da primeira chuva (Mecabô, 2013). Após aplicação de DLS e posterior realização de chuva simulada, verifica-se que há expressiva redução da concentração de P na água ao longo da duração do escoamento superficial com o aumento no tempo de duração da chuva (Badelucci, 1997). Isto se deve ao fato de que o P normalmente é aplicado unicamente no início do cultivo e, com o passar do tempo, parte do elemento é absorvido pelas plantas e parte é adsorvido ao solo, restando assim quantidade mínima disponível para ser transportado pelo escoamento superficial. (Mello, 2002).

Doses crescentes de P aplicadas no solo correlacionam-se linear e positivamente com as concentrações crescentes do elemento na água do escoamento superficial, o que eleva as perdas totais de P na erosão hídrica com o aumento de adubação (Bertol et al., 2004). O P se movimenta pouco ao longo do perfil do solo. Desta forma, concentra-se na superfície e, com isso, as perdas de P por erosão hídrica em sistemas agrícolas sob semeadura direta aumentam com o aumento do elemento na superfície (Favaretto, 2002). De acordo com Ceretta et al. (2005), em trabalho realizado com aplicação de DLS em doses de até $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, sob semeadura direta com chuva natural, observaram que as perdas totais de P disponível no escoamento superficial foram 49 vezes maiores do que as perdas por percolação. Sendo assim, o uso de DLS aumenta as perdas de P, como relatado por Bertol (2005) e Mori (2008).

A concentração de K na água de escoamento superficial apresenta alternância de comportamento ao longo do tempo, com a continuidade da chuva, conforme verificado por

Mecabô (2013), não apresentando uma tendência clara, seja de aumento ou de diminuição, como relatado por (Barbosa, 2008). Isto pode ser explicado pela variação na concentração de K existente no solo (Badelucci, 1997). Peles (2007) verificou que a aplicação de DLS no solo aumentou a concentração de K no escoamento superficial. A perda de K por escoamento superficial, depende da concentração no solo após a aplicação do DLS. Esta perda é maior nos primeiros eventos de chuva, diminuindo nos demais, conforme relatado por Mecabô (2013). Para Peles (2007), o DLS promove maior perda de K ao longo dos testes de chuva. Isto pode ser explicado pelo fato que o elemento pode ser liberado para a solução do solo em quantidades variadas ao longo do tempo, independente do DLS.

A aplicação de DLS, e posterior realização de chuva simulada, não apresentou efeito sobre a concentração de Ca e Mg no escoamento superficial Peles (2007), em acordo com (Bertol et al., 2007). Estes autores constataram que o DLS não teve efeito sobre as concentrações de Ca e Mg no escoamento superficial, tendo ocorrido o mesmo com aplicação de dejetos líquidos de bovinos, conforme relatado por Pegoraro (2011). Em relação as perdas destes nutrientes, Badelucci (1997) não verificou efeito do DLS sobre as perdas de Ca e Mg, em acordo com Pegoraro (2011) para o dejetos líquidos bovino. Porém, Bertol et al., (2007) verificaram que houve maior perda de Ca, sem efeito para o Mg, após o uso do DLS.

A aplicação de DLS no solo, portanto, deve ser feita com cautela, especialmente em áreas declivosas, considerando-se que as maiores perdas ocorrem nos primeiros eventos de chuva com escoamento superficial após a aplicação do DLS (Peles, 2007). Atenção especial deve ser dada ao P, já que sua concentração total em ambiente aquático frequentemente excede os valores críticos e estão associados com a eutrofização acelerada (Sharpley et al., 1994)

3 Hipóteses

1. O dejetto líquido de suínos aplicado sobre a superfície em área de semeadura direta melhora as propriedades físicas e químicas do solo e aumenta a produção de grãos de milho e soja e de biomassa vegetal das culturas porque o dejetto aumenta a matéria orgânica e agrega nutrientes ao solo.

2. As perdas de água e solo por erosão hídrica diminuem com a aplicação de dejetto líquido de suínos porque o dejetto melhora os atributos do solo e aumenta a produção de biomassa vegetal das culturas.

3. As perdas dos nutrientes P, K, Ca e Mg por erosão hídrica aumentam com a aplicação de dejetto líquido de suínos porque o dejetto propicia aumentos nas concentrações dos nutrientes na enxurrada, em relação à condição sem dejetto.

4. O aumento da dose de dejetto líquido de suínos aplicado no solo aumenta proporcionalmente as perdas de P, K, Ca e Mg no escoamento superficial porque aumenta, na mesma proporção, as concentrações dos nutrientes na enxurrada.

4 Objetivos

4.2.1 Geral

Avaliar os efeitos de doses de dejetos líquidos de suínos, aplicado na superfície do solo em semeadura direta, sobre a produtividade das culturas, sobre as propriedades físicas e químicas do solo e sobre as perdas de água e solo e de fósforo, potássio, cálcio e magnésio na água da enxurrada, e comparar com a ausência de dejetos.

4.2.2 Específicos

1. Avaliar os efeitos do dejetos líquidos de suínos sobre a produtividade de grãos de milho e soja e de resíduos culturais e sobre as propriedades físicas químicas do solo, e comparar com a condição sem dejetos.

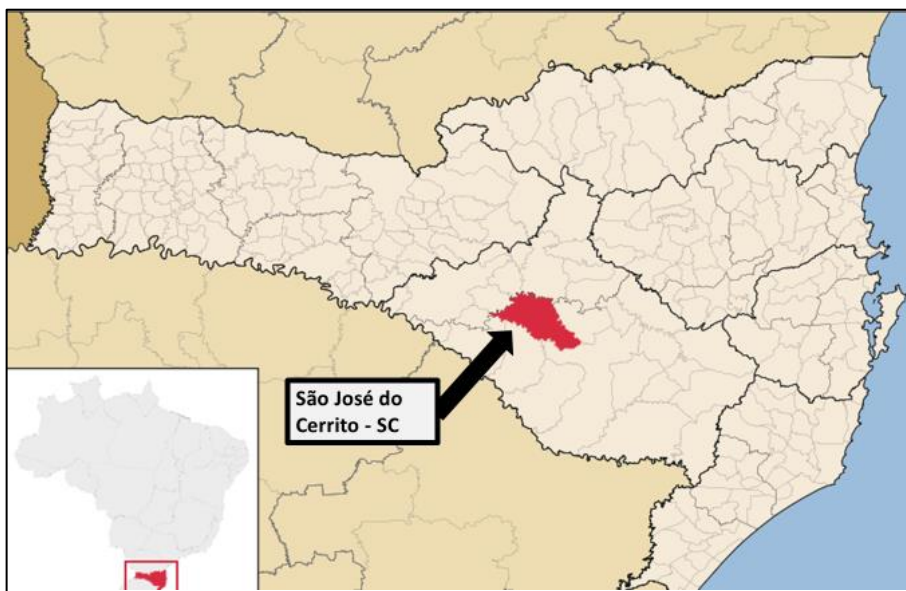
2. Quantificar as perdas de água e solo e de fósforo, potássio, cálcio e magnésio na água de enxurrada ocasionada por erosão hídrica em diferentes doses de dejetos líquidos de suínos e comparar com a condição sem dejetos.

5 Material e Métodos

5.1 Localização e caracterização do solo no local da pesquisa

A pesquisa foi realizada em São José do Cerrito (SC), na região do Planalto Sul Catarinense (figura 1), no Centro de Educação Profissionalizante - CEDUP -Colégio Agrícola Caetano Costa, entre outubro de 2012 e abril de 2015. As coordenadas do local são de 27°43' latitude Sul e 50°31' longitude Oeste de Greenwich, com altitude de 800 m, o clima é do tipo Cfb (subtropical úmido, chuvoso e com verões frescos), segundo a classificação de Köppen, e o relevo do local é ondulado a fortemente ondulado (Barbosa, 2011).

Figura 1- Localização do município de São José do Cerrito (SC).



Fonte: Google Maps.

O solo é um Nitossolo Bruno Aluminoférrico húmico (Embrapa, 2013), de classe textural muito argiloso, cuja composição granulométrica na camada de 0-0,05 m é de 62% de argila, 10% de silte e 28% de areia, com teor de carbono orgânico de 25 g kg⁻¹ (Barbosa, 2011). Na

tabela 1, consta a descrição do perfil do solo realizado próximo ao local do experimento.

Tabela 1 - Profundidade dos horizontes e composição granulométrica do solo Nitossolo Bruno Alumínico no perfil localizado na área experimental.

Horizonte	Espessura	Argila	Areia	Silte
	cm	-----	g kg ⁻¹ -----	
A1	0-16	627	118	255
A2	16-32	733	102	165
AB	32-50	680	105	215
BA	50-68	706	113	181
B	68-115	592	115	293

Fonte: Adaptado (Mello, 2002).

5. 2 Histórico de manejo do solo do experimento antes de iniciar a pesquisa

Antes de 2009, a área do experimento encontrava-se sob uso agrícola, cultivada inicialmente sob preparo convencional com arações e gradagens e, nos últimos cinco anos deste período, sob semeadura direta. As culturas utilizadas no local nessa época foram: feijão (*Phaseolus vulgaris*), milho (*Zea mays*) e soja (*Glycine max*), durante o verão, e aveia preta (*Avena strigosa S.*), ervilhaca comum (*Vicia sativa L.*) e pousio com predomínio de azevém (*Lolium multiflorum L.*), durante o inverno. A partir de outubro de 2009, a área foi preparada para um experimento de pesquisa sob chuva simulada (Barbosa, 2011), sendo cultivada na condição de semeadura direta. A partir do cultivo de inverno de 2011, continuou-se na condição de semeadura direta, mantendo-se os resíduos culturais sobre o solo, com semeadura em linhas no sentido morro abaixo nas culturas de verão e a lanço sem direção definida nas culturas de inverno. No inverno de 2011, cultivou-se o nabo forrageiro, o qual foi roçado em novembro de 2011. Na sequência, cultivou-se o feijão vermelho, entre novembro de 2011 e final de fevereiro de 2012. Em março de 2012 foi cultivada aveia preta (*Avena strigosa S.*), sendo realizada, durante este cultivo, a primeira aplicação de (DLS), na forma descrita por Mecabô (2013).

As características físicas (tabela 2) e químicas (tabela 3) do solo determinadas antes do início desta pesquisa, são apresentadas abaixo. Nessa época, já havia sido realizada a primeira

aplicação de DLS com as mesmas doses usadas na pesquisa, e aplicados quatro testes de chuva simulada, para a pesquisa de dissertação de mestrado de Mecabô (2013).

Tabela 2 - Macroporosidade (Ma), microporosidade (Mi), porosidade total (PT), diâmetro médio ponderado de agregados (DMP) e densidade do solo (DS) em quatro camadas, determinadas antes do início da pesquisa (média das parcelas).

Camada	Ma	Mi	PT	DMP	DS
... cm % % % mm ...	g cm ⁻³
0 - 2,5	22	32	54	4,8	1,3
2,5 - 7,5	23	29	52	4,9	1,1
7,5 - 12,5	18	29	47	4,7	1,4
12,5 - 20	17	30	47	4,7	1,5

Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

Tabela 3 - Matéria Orgânica do solo (MO), P, K, Ca, Mg, Cu e Zn em quatro camadas, determinadas antes do início da pesquisa (média das parcelas).

Camada	MO	P	K	Ca	Mg
... cm % mg dm ⁻³ mg dm ⁻³ cmolc dm ⁻³ cmolc dm ⁻³
0 - 2,5	1,9	23	191	6,0	2,0
2,5 - 7,5	1,9	17	178	5,6	1,9
7,5 - 12,5	1,6	6	162	5,6	1,7
12,5 - 20	1,6	4	141	5,7	2,1

Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

5. 3 Condução da pesquisa em campo

Na figura 2 é apresentado um resumo das atividades realizadas durante a condução da pesquisa em campo e da aplicação das chuvas simuladas.

Figura 2- Data de aplicação de cada uma das chuvas simulada (DCS), intervalo de tempo entre um teste e outro de chuva simulada (Inter) e lâmina de chuva natural ocorrida no intervalo de tempo entre um teste e outro de chuva simulada (Lam), nos cultivos de milho e soja e nos resíduos culturais.

Cultivo	Teste 01			Teste 02			Teste 03			Teste 04
	DCS	Inter	Lam	DCS	Inter	Lam	DCS	Inter	Lam	Data
		Dia	mm		Dia	mm		Dia	mm	
Milho	18/01/13	68	402	23/03/13	27	64	20/04/13	*	*	*
Soja	17/12/13	21	69	07/01/14	23	126	30/01/14	70	376	11/04/14
Resíduos culturais	21/01/15	15	83	04/02/15	15	51	18/02/15	14	68	03/03/15

*Não realizado. Fonte: Adaptado INMET, Estação Lages/SC, 2016.

Em 18 de outubro de 2012 foi realizada a dessecação da cultura de aveia preta para posterior implantação da cultura de milho, a qual foi realizada em 14 de dezembro do mesmo ano. A implantação do milho foi por meio de semeadura direta com auxílio de “saraquá” ou “matraca”, no sentido morro abaixo, com espaçamentos aproximados de 90 cm entre linhas e 18,5 cm entre plantas, totalizando 60.000 plantas ha⁻¹. Aproximadamente 30 dias após a semeadura (17/01/2013), foi realizada aplicação de DLS, conforme descrição no item 5.5, seguindo-se este procedimento para as demais culturas. No dia posterior à aplicação do DLS foi realizado o teste 1 de chuva simulada (figura 2). O controle de plantas daninhas deu-se por meio de arranquio manual. No final do ciclo, em 27/04/2013, foi realizada a colheita do milho de forma manual e quantificada a produção de grãos. Em seguida, distribui-se de forma homogênea sobre o solo, os resíduos da cultura, com objetivo de manter o solo coberto. Na sequência, foi realizado o cultivo do nabo forrageiro, o qual foi semeado em 20/04/2013, de forma manual a lanço, sem mobilização do solo, com 20 kg ha⁻¹ de semente. No dia 22/05/2013 foi realizada a aplicação de DLS como já descrito anteriormente.

Ao final do ciclo do nabo forrageiro, a cultura foi dessecada e iniciou-se o cultivo da soja, a qual foi semeada no dia 15/11/2013, sem mobilização do solo. A implantação foi da mesma forma como descrito para o milho, porém, com espaçamentos aproximados de 45 cm

entre linhas e 6 cm entre plantas, totalizando 366.000 plantas ha⁻¹. No dia 16/12/2013 procedeu-se a aplicação de DLS sobre a soja, como descrito anteriormente, e realizado o teste 1 de chuva simulada no dia seguinte (figura 2). O controle de plantas daninhas foi realizado com aplicação do herbicida glifosato na dose de 2 L ha⁻¹, sempre que necessário. A colheita da soja foi no dia 26/04/2014, de forma manual e quantificada a produção de grãos. No mesmo dia foi distribuída a semente de aveia preta, de forma manual e a lanço, sem mobilização do solo, na quantidade de 120 kg ha⁻¹ e, na sequência, distribuiu-se uniformemente o resíduo da soja, para efetuar a cobertura das sementes de aveia, favorecendo a germinação das mesmas.

No dia 21/11/2014 realizou-se a dessecação da aveia, e no dia 29/11/2014 a semeadura do feijão, sem mobilização do solo, sendo realizada da mesma forma como descrito para a soja. O feijão foi danificado pela entrada de animais e, sendo assim, como ainda estava no início do ciclo, procedeu-se o arranquio das plantas de feijão no dia 07/01/2015 e aplicação de herbicida para controle da vegetação total da área. Assim restaram na área somente resíduos das culturas anteriores e, estando o solo totalmente coberto, decidiu-se realizar os testes de chuva simulada sobre esta condição, ou seja, sem plantas cultivadas, somente a palhada. Para tanto, foi realizada a aplicação de DLS no dia 20/01/2015 e, no dia seguinte o teste 1 de chuva simulada (figura 2).

No dia 11/03/2015 foi realizada a coleta de solo para determinações químicas e físicas, finalizando, desta forma a parte experimental da pesquisa em campo.

A aplicação do DLS constitui-se na única fonte de nutrientes para as culturas ao longo dos quatro anos de pesquisa.

5. 4 DLS utilizado na pesquisa

A criação de suínos da qual se obteve o DLS estava localizada nas dependências do CEDUP, cujos animais eram criados em regime de confinamento total. O dejetos era composto por fezes, urina, água e demais resíduos provenientes da limpeza das instalações. Ficava armazenado em uma lagoa de tratamento até o momento do uso, sendo daí retirado com auxílio de um distribuidor que fazia o seu transporte até a área experimental, para ser aí aplicado.

Durante a aplicação do DLS sobre o solo, foram coletadas amostras do mesmo em potes plásticos para posterior análise, as quais ficaram armazenadas sob temperatura de 6 °C até o

momento das análises. Foi quantificada a matéria seca determinada em amostra seca a 60 °C, bem como, em uma amostra da matéria seca foi realizada a digestão sulfúrica e nela quantificados os nutrientes P, K, Ca e Mg, conforme a metodologia de Tedesco et al. (1995), cujos teores foram utilizados para quantificar o total de nutrientes aplicados ao solo, que constam no apêndice A.

5. 5 Unidade experimental e tratamentos

Utilizou-se unidade experimental, ou parcela, com as seguintes dimensões: 3,5 m de largura e 11 m de comprimento, perfazendo uma área útil de 38,5 m² conforme recomendações do Iapar (1975), sendo delimitada por chapas galvanizadas. A extremidade inferior era delimitada por uma calha coletora de escoamento, a qual estava conectada a uma tubulação de PVC, onde era realizada a coleta de escoamento superficial. A declividade média das parcelas era de 0,144 m m⁻¹, com variação de 0,135 a 0,151 m m⁻¹ entre parcelas, conforme apresentado na tabela 4.

Tabela 4 - Declividade do terreno em cada parcela e tratamento (DLS) aplicado no solo.

Parcela	Declividade (m m ⁻¹)	DLS (m ³ ha ⁻¹)
P1	0,141	D200
P2	0,141	D0
P3	0,150	D50
P4	0,148	D100
P5	0,151	D100
P6	0,151	D50
P7	0,135	D0
P8	0,135	D200
Média	0,144	-

Fonte parcial: declividade obtida de (Barbosa, 2011).

Os tratamentos constituíram-se das seguintes doses de DLS: D0: zero m³ ha⁻¹; D50: 50 m³ ha⁻¹; D100: 100 m³ ha⁻¹; D200: 200 m³ ha⁻¹. O DLS foi aplicado aproximadamente 30 dias após a germinação da cultura, uma única vez por cultivo. A distribuição era realizada com auxílio de regadores, distribuindo uniformemente sobre a superfície do solo, de acordo com os

tratamentos. O arranjo experimental dos tratamentos constituiu-se em dois blocos com tratamentos casualizados, com quatro tratamentos distribuídos ao acaso em cada bloco, totalizando oito unidades experimentais.

5. 6 Caracterização do solo nas parcelas

Antes de iniciar a pesquisa e após o seu término, foram coletadas amostras deformadas do solo, em cada parcela, nas profundidades de 0-2,5; 2,5-7,5; 7,5-12,5 e 12,5-20 cm, para fins de caracterização das mesmas. Nessas amostras foram determinados o diâmetro médio ponderado dos agregados estáveis em água (DMP), pelo método de Kemper & Chepil (1965), além do teor de matéria orgânica, P, K, Ca e Mg no solo conforme metodologia proposta por Tedesco et al. (1995). Nas mesmas profundidades foram coletadas amostras indeformadas de solo em anéis volumétricos para determinação da densidade do solo, macroporosidade, microporosidade e porosidade total, conforme metodologia da Embrapa (1997).

5. 7 Simulador usado e chuva simulada planejada

Para a realização das chuvas simuladas planejadas utilizou-se um aparelho simulador de chuva de braços rotativos (Swanson, 1965), que cobria simultaneamente duas parcelas (Figura 3).

Sobre os tratamentos foram aplicadas chuvas simulada com duração de 75 min cada uma e intensidade constante planejada de 65 mm h^{-1} , tendo como propósito obter a taxa constante do escoamento superficial. A fonte de água era proveniente de um rio próximo ao local. Os testes de chuva simulada foram realizados ao longo do ciclo de desenvolvimento das culturas (figura 2).

Foram coletadas amostras da água do rio em potes plásticos para posterior análise, sendo que o processamento e as determinações realizadas nessas amostras foram as mesmas realizadas nas amostras de água coletadas do escoamento superficial, descritas adiante (Itens 5.8 e 5.9).

Figura 3 - Vista do simulador de chuvas de braços rotativos tipo Swanson em operação, sobre a cultura do milho.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

5. 8 Determinações realizadas antes e durante a aplicação das chuvas

Imediatamente antes do início de cada chuva foram coletadas amostras do solo nas profundidades de 0- 10 cm e 10-20 cm, em um ponto em cada parcela, com auxílio de um trado, as quais, foram em seguida acondicionadas em latas metálicas, para posterior determinação da umidade gravimétrica seguindo a metodologia da Embrapa (1997).

Com o início do escoamento superficial, iniciou-se a medição da taxa instantânea de escoamento, que era feita em intervalos de cinco minutos até o final dos 75 min de duração da chuva (Figura 4). Para isso, utilizou-se uma proveta graduada de 2.000 mL, quando o volume de escoamento era pequeno. Conforme aumentava, coletava-se um balde graduado, de 15.000 mL, sendo executado da seguinte forma: era colocado sob o fluxo na extremidade do cano conectado à calha coletora, de onde provinha o escoamento superficial. A duração da coleta variava conforme a vazão, anotando-se o volume e o tempo de coleta, com o intuito de coletar a taxa do escoamento superficial em cada momento de coleta, até o final dos 75 minutos de chuva.

Para verificação da intensidade e quantidade das chuvas simuladas aplicadas, foram distribuídos estrategicamente 20 pluviômetros sobre a área coberta pela chuva simulada, com

área de captação de $53,85 \text{ cm}^2$ cada um. Ao final dos 75 min de chuva fez-se a leitura do volume de água dos pluviômetros, com auxílio de uma proveta graduada (ml). A intensidade real de chuva foi obtida então, pela seguinte fórmula, descrita em (Barbosa, 2011):

$$i = 10 (V_m / A / t), \text{ onde:} \quad [1]$$

i = intensidade de chuva (mm h^{-1});
 V_m = volume médio de água nos pluviômetros (ml);
 A = área de captação dos pluviômetros (cm^2);
 t = tempo de duração da chuva (h);
 10 = fator de conversão de unidades.

A quantidade total de chuva foi obtida pela multiplicação da intensidade da chuva (mm h^{-1}) pelo tempo de duração da mesma (h).

Figura 4 - Vista do procedimento de coleta do escoamento superficial em potes plásticos (esquerda) e quantificação do volume do escoamento superficial com a proveta (direita).



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

Prontamente após a coleta de amostra para taxa de escoamento superficial, com intervalos de cinco minutos, colocava-se sob o fluxo um pote plástico com capacidade de 700 mL, no tempo necessário para enchê-lo, objetivando a coleta do escoamento superficial para determinação da concentração de sedimentos na mesma. No mesmo instante de coleta do

escoamento superficial nesse pote plástico para quantificação da concentração de sedimentos, coletava-se também enxurrada em outro pote plástico, com capacidade de 250 mL, da mesma forma, para determinação dos teores de nutrientes na água de escoamento superficial. Este pote era imediatamente acondicionado em caixa térmica com gelo, visando garantir o resfriamento até ser levado para o laboratório onde seria armazenado sob refrigeração ao redor de 6 °C, até o momento da análise química.

5. 9 Determinações e cálculos realizados após as chuvas

As amostras do escoamento superficial contendo água destinada à análise química foram filtradas em membrana de éster de celulose de 45 micrômetros, obtendo assim a água do escoamento superficial livre de sedimentos. Após a filtração, foram armazenadas em temperatura de 0°C. Para obtenção dos teores de P solúvel reativo na água do escoamento superficial, foi usado o método de Murphy & Riley (1962), realizada por espectrofotômetro de ultravioleta por de fotolorimetria. Para obtenção do teor de K solúvel foi utilizado o método de Tedesco et al. (1995), sendo realizada a leitura no espectrofotômetro de chama. Os teores de Ca e Mg solúveis, seguiram o método de Tedesco et al. (1995), sendo realizada a leitura em espectrofotômetro de absorção atômica.

As amostras do escoamento superficial destinadas ao cálculo das perdas de água e solo foram pesadas e, posteriormente, secas em estufa, a temperatura de 60 °C para quantificação da massa de sedimentos. A massa de sedimentos, dividida pela quantidade de água presente antes da secagem, resultou na concentração de sedimentos no escoamento superficial. Os cálculos de perdas de água e solo foram realizados utilizando um programa computacional, laborado pelo Prof. Elemar Antonino Cassol do DS-FA-UFRGS, denominado “PODEROSÃO”, com inserção das informações: intensidade e duração da chuva, declividade média do terreno nas parcelas, massa de sedimentos e taxa do escoamento superficial. Assim, obtiveram-se as perdas de solo e água instantâneas e totais.

Com os teores de nutrientes na água do escoamento superficial e as quantidades de água, foram calculadas as perdas instantâneas e totais dos elementos solúveis na água, para cada chuva.

Antes e após o término do último teste de chuva simulada foram coletadas amostras dos

resíduos vegetais que cobriam o solo, com auxílio de um quadrado de madeira, com medidas de 60 cm por 60 cm. Estes resíduos foram colocados em sacos de ráfia e levados para estufa, onde foram secados em temperatura de 60 °C, sendo pesados em seguida e o valor extrapolando para um hectare, determinando assim a quantidade de massa seca da parte aérea das culturas que cobriam o solo.

5. 10 Ajuste dos dados

Para facilitar a comparação dos resultados, os dados de perdas totais de água e solo foram ajustados para a intensidade de chuva planejada de 65 mm h⁻¹ devido a variação de intensidade observada entre uma e outra chuva, conforme consta em (Cogo, 1981). Ainda, as perdas totais de solo foram corrigidas para a declividade do terreno devido à variação de declividade entre uma e outra parcela, padronizando-as para a declividade média das parcelas, seguindo o proposto por Wischmeier e Smith (1978), conforme a equação a seguir:

$$S = 0,065 + 4,56 \text{ sen}\theta + 65,41 (\text{sen}\theta)^2, \text{ onde :} \quad [2]$$

S = fator declividade da USLE; e

θ = ângulo de declive do terreno.

6 Resultados e Discussão

6.1 Produção de grãos e massa seca

A produtividade de grãos de milho e soja são apresentadas na tabela 5. O tratamento D50 apresentou a maior produtividade de milho, 7% a mais do que a média dos tratamentos D100 e D200 e, estes, em média 39% a mais do que o D0, a menor produtividade. O tratamento D50 apresentou a maior produtividade também de grãos de soja, 9% a mais do que a média dos tratamentos D100 e D200 e, estes, em média 5 % a menos que o tratamento D0, a produtividade intermediária. Os demais tratamentos produziram quantidades semelhantes de milho, mas mesmo assim, foram superiores ao tratamento D100. Portanto, percebe-se que a produtividade de milho variou mais do que a de soja em função da variação da dose de DLS. A massa de resíduos culturais presentes sobre o solo é apresentada na tabela 5. O tratamento D200 apresentou a maior massa de resíduos, na ordem de 13% a mais que o tratamento D0, que apresentou a menor massa. Sendo assim, verifica-se que o uso de DLS influenciou a produção de grãos de milho em acordo com Pereira et al. (2016) e, a massa de resíduos culturais concordando com Matos et al. (1997), onde os tratamentos com uso de DLS apresentaram melhor desempenho do que sem o uso de DLS. Isto é justificado pelo fato do DLS ter fornecido N necessário ao desenvolvimento dos cultivos, em especial o milho. Porém, na soja, este efeito não foi verificado, em acordo com Smanhotto (2008), pois, no caso, o N deve ter sido fornecido pela fixação biológica. O fato do tratamento D50 ter produzido a maior quantidade de grãos de milho, do que as maiores doses, pode estar relacionado ao fato, de que as maiores doses de DLS perderem maior quantidade de N via volatilização da amônia (Caovilla, 2010); (Sampaio, 2010).

Tabela 5 - Produtividade de grãos de milho e soja e de massa seca de resíduos culturais, em razão dos tratamentos com DLS (média das repetições).

Tratamento	Grãos de milho	Grãos de soja	Resíduos culturais
	 kg ha ⁻¹	
D200	7.980	3.476	4.089
D100	7.673	3.328	4.037
D50	8.342	3.699	3.865
D0	5.631	3.578	3.603

Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

6. 2 Efeito do DLS nas propriedades físicas e químicas do solo

6. 2. 1 Propriedades físicas do solo

A macroporosidade (Ma) do solo variou de 6 a 26 % (Figura 5), sendo estes valores semelhantes ao encontrado por Zoldan Jr. (2006), na ordem de 6 à 25 %, para o mesmo tipo de solo. Os maiores valores de Ma ocorreram no tratamento D100 com 26 e 21 % respectivamente no início e no fim da pesquisa, e os menores valores ocorreram nos tratamentos T200 com 16% e T0 com 6% respectivamente no início e no fim da pesquisa. Houve redução da Ma do solo em todos os tratamentos. A justificativa para redução da Ma, pode estar vinculado a atuação das raízes, que beneficiam a estrutura do solo e formam galerias após a sua decomposição (Ramos, 2015), sendo que, juntamente com a matéria orgânica do solo mantém a Ma (Bayer e Mielniczuk, 2008). Contudo, pode ter ocorrido desenvolvimento insuficiente das raízes, aliado ao baixo aporte de matéria orgânica pelo DLS, sendo incapaz de manter os altos valores Ma, que estavam acima de 20 % no início da pesquisa.

De maneira geral, a Ma reduziu conforme aumentou a profundidade, independente do tratamento com DLS, tanto no início quanto no fim da pesquisa, sendo explicado pela menor quantidade de raízes e matéria orgânica, conforme vai aumentando a profundidade. Até a profundidade de 10 cm para todos os tratamentos, a Ma média estava igual ou maior do que 10%, o que é considerado o valor crítico para o desenvolvimento das culturas (Taylor e Ashcroft, 1972).

Desta forma, verifica-se que o uso do DLS por quatro anos não manteve a Ma observada no início da pesquisa, concordando com Oliveira et al. (2014), os quais pesquisaram os efeitos do uso de DLS sobre o solo. Isto pode ser explicado pelo curto período de tempo de aplicação do DLS, insuficiente para incrementar o desenvolvimento das raízes e teor de matéria orgânica, que melhoram a Ma (Agne e Klein, 2014).

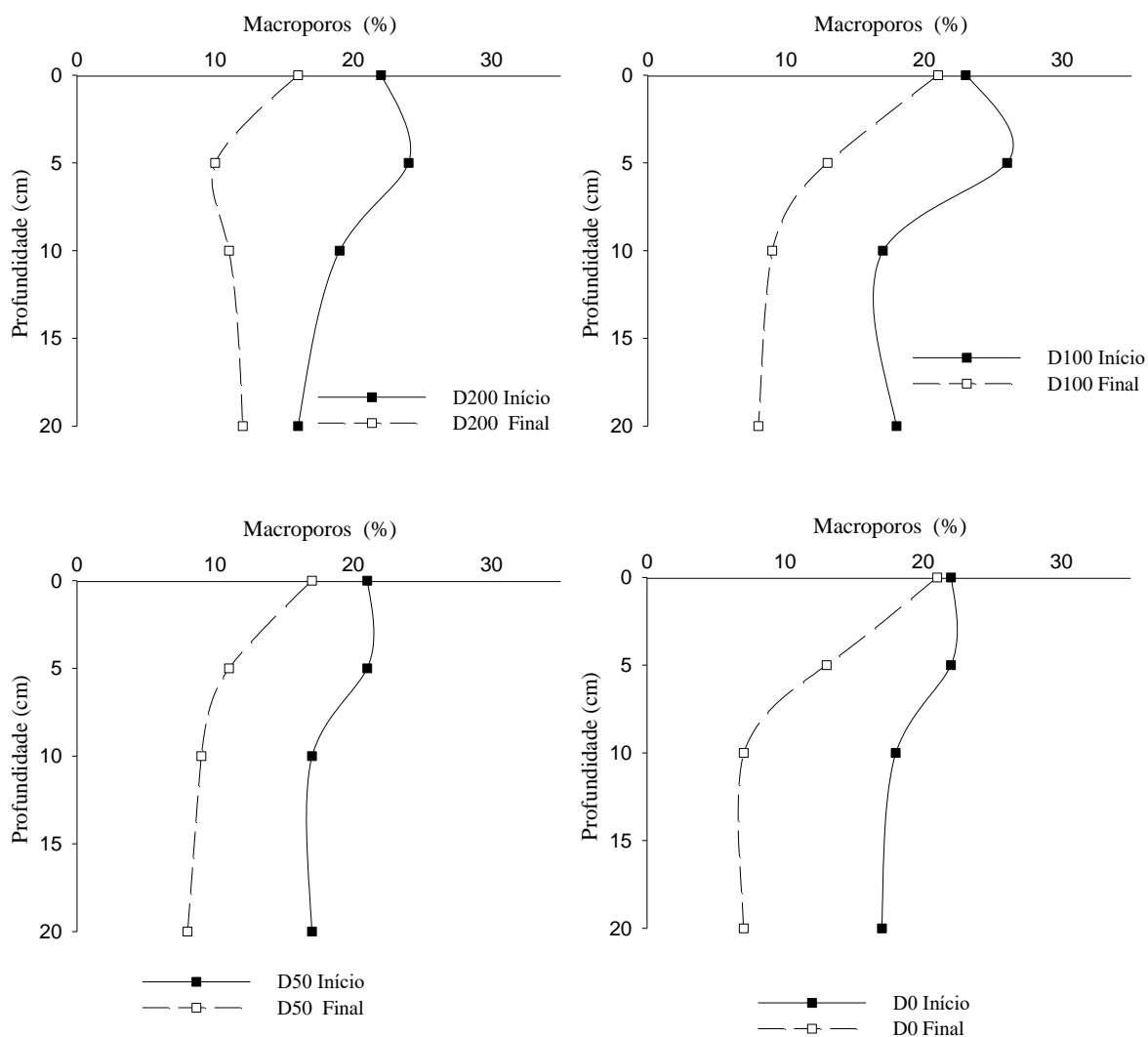
A microporosidade (Mi) do solo que consta na Figura 6, variou de 34 a 51 %, sendo maior que o relatado por Barbosa (2011), na ordem de 36 à 42 % para o mesmo tipo de solo. Os maiores valores ocorreram nos tratamentos D100 com 34% e D0 46 % respectivamente no início e no fim da pesquisa, e os menores valores de Mi ocorreram nos tratamentos D200 com 44% e T0 com 51% respectivamente no início e no fim da pesquisa. Houve aumento da Mi do solo após o uso do DLS em todos os tratamentos, concordando com Oliveira et al. (2014), o que é bom, pois água do solo fica retida na Mi, para depois ser disponibilizada para as plantas (Bertol et al., 2001). O aumento foi maior no tratamento D200 e o menor aumento no tratamento D0, em todas as profundidades. Isto pode ser justificado, pelo fato de ter ocorrido redução da Ma. Com a redução da Ma, parte destes poros foram convertidas em Mi (Ramos, 2015).

Ocorreu variação de 44 a 60 % na porosidade total (Pt) do solo (figura 7), sendo superior ao reportado por Barbosa (2011), com variação de 48 a 51 % para o mesmo tipo de solo. Os maiores valores de Pt ocorreram no tratamento D100 com 57 e 60% respectivamente no início e no fim da pesquisa. Os menores valores ocorreram nos tratamentos D200 com 44 % e D0 com 51% respectivamente no início e no fim da pesquisa. Houve aumento da Pt para todos os tratamentos, exceto na profundidade de 5 cm do tratamento D200. Este aumento pode estar associado ao desenvolvimento das raízes, como destacado anteriormente, mesmo não havendo incremento da Ma (figura 5) pela atuação das raízes e matéria orgânica, mas foi suficiente para aumentar os poros de menor diâmetro.

Sendo assim, o uso do DLS não promoveu melhorias na porosidade do solo, concordando com Costa et al. (2011). em trabalho realizado sobre um Latossolo Vermelho, durante três anos, avaliando os efeitos de DLS sobre os atributos físicos do solo, verificaram que não houve melhora da porosidade do solo, concluindo que o DLS não apresenta potencial para melhorar

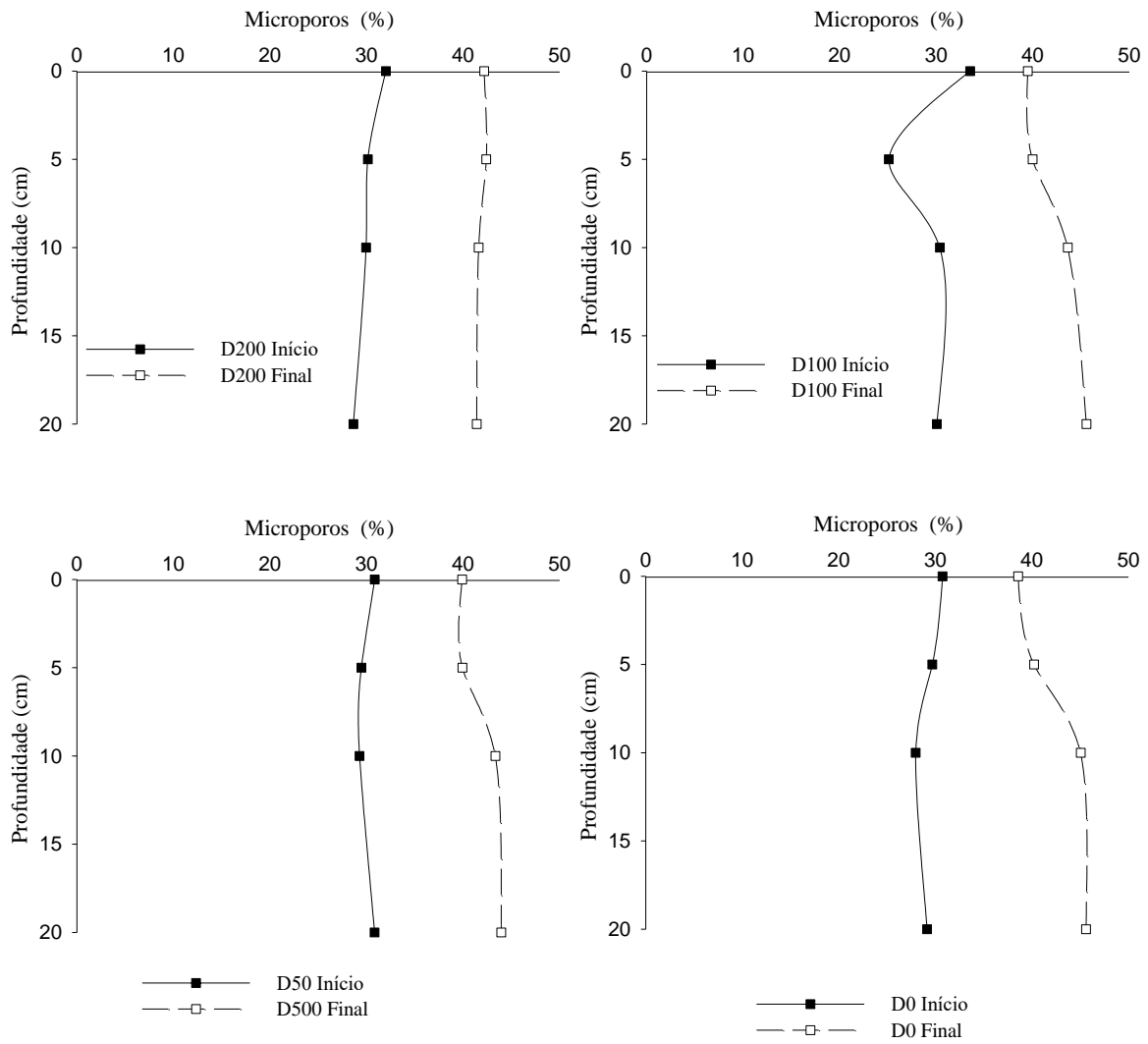
as condições físicas do solo em curto prazo, assim como Oliveira et al. (2014); Arruda et al. (2010).

Figura 5 - Macroporosidade do solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.



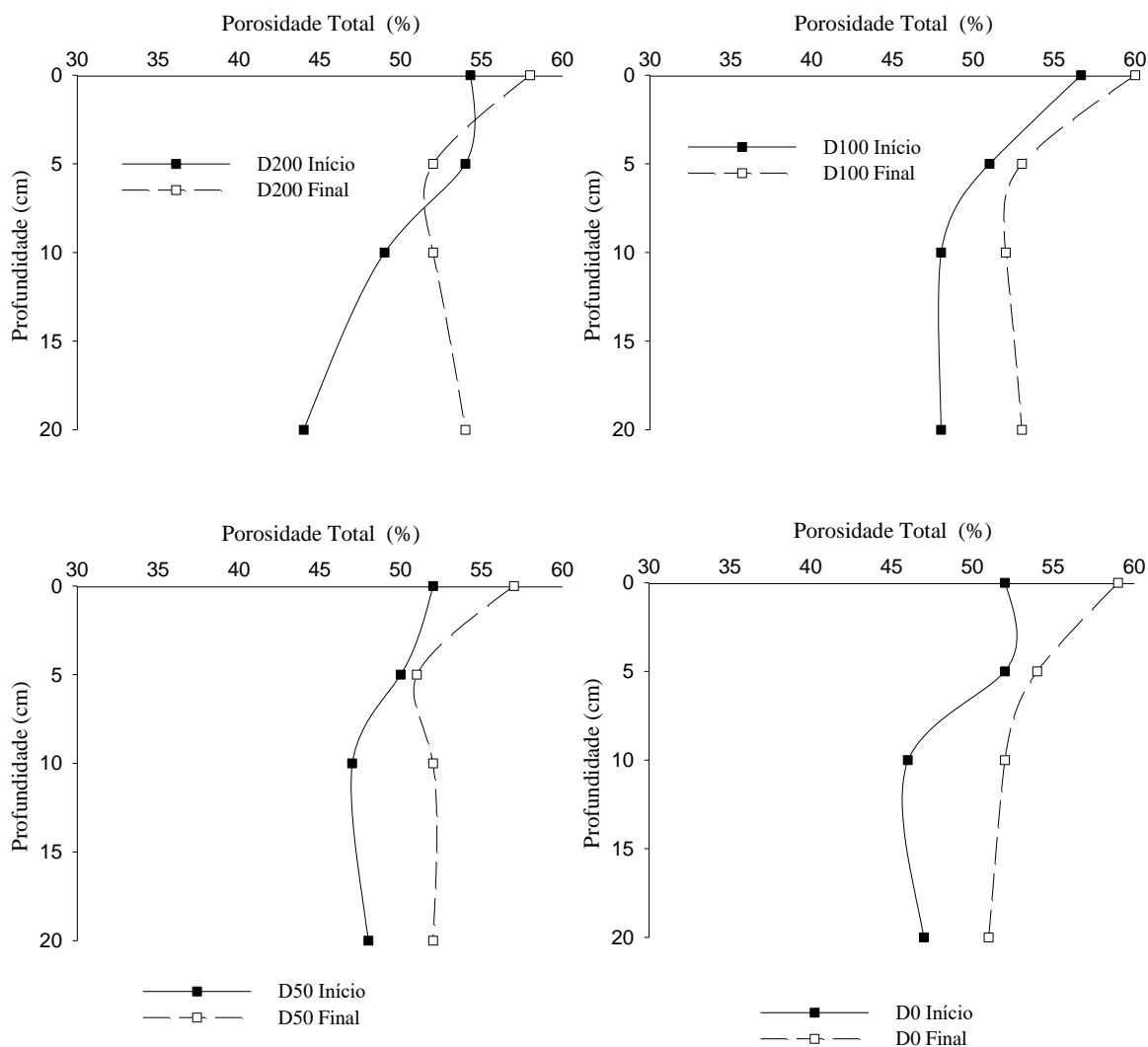
Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

Figura 6 - Microporosidade do solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

Figura 7 - Porosidade total do solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.



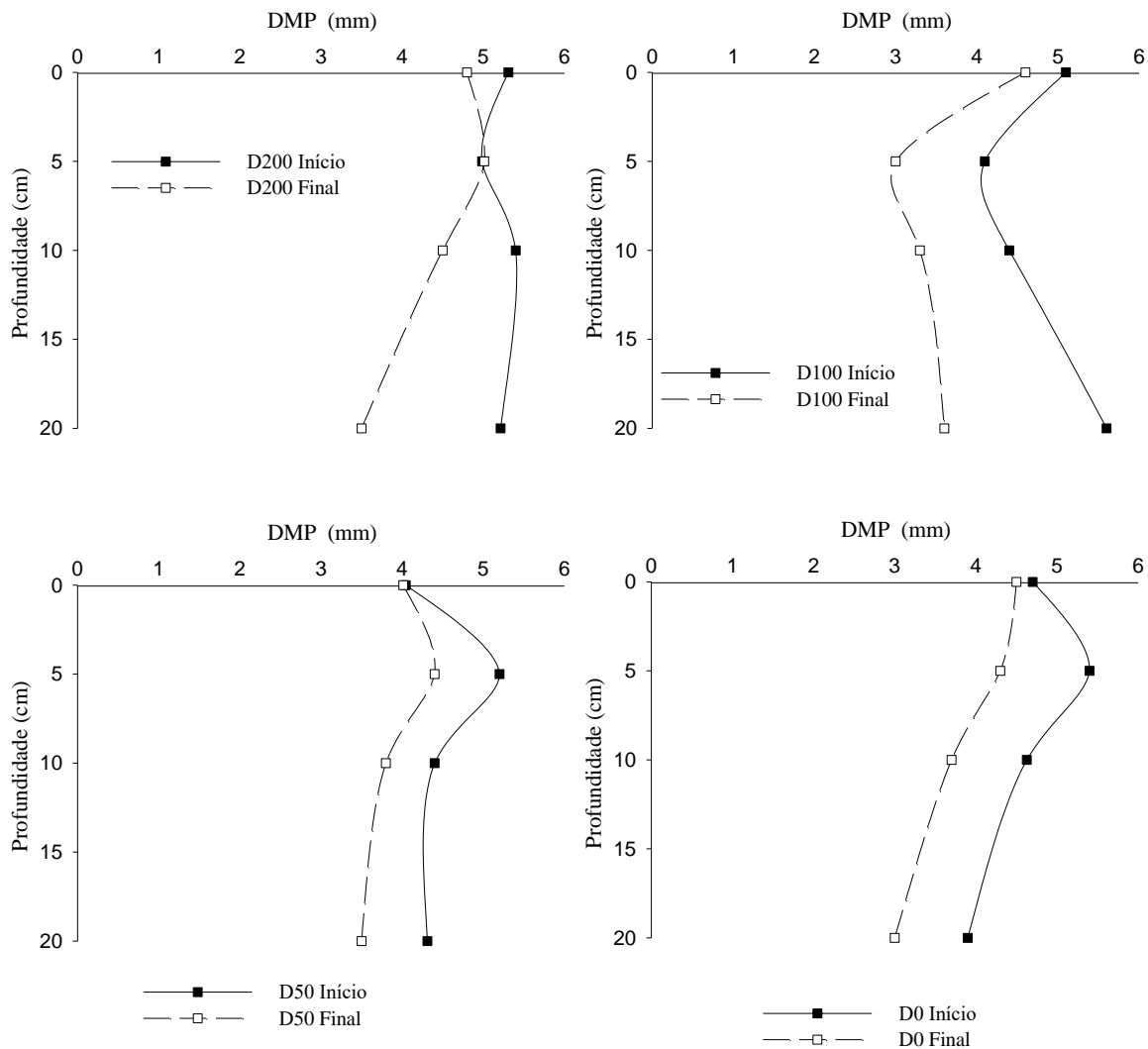
Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

O diâmetro médio ponderado de agregados (DMP) que representa a estabilidade de agregados em água é apresentado na figura 8, variou de 3,0 a 5,6 mm, sendo semelhante ao reportado por Zoldan Jr. (2006), na ordem de 3,4 à 5,7 mm para o mesmo solo. Os maiores valores ocorreram nos tratamentos D100 com 5,6 mm e D200 com 5,0 mm, respectivamente no início e no fim da pesquisa. Os menores valores de DMP ocorreram no tratamento D0 com 3,9 e 3,0 mm, respectivamente no início e no fim da pesquisa. Houve redução do DMP para

todos os tratamentos, independente do uso do DLS, porém, mesmo reduzindo, a média geral ficou acima de 4 mm. A falta de capacidade de manter o DMP do início da pesquisa, pode estar relacionado ao baixo desenvolvimento das raízes, e baixo aporte de matéria orgânica, como relatado anteriormente, visto que as raízes liberam exsudatos que aumentam a agregação do solo (Bayer e Mielniczuk, 2008)

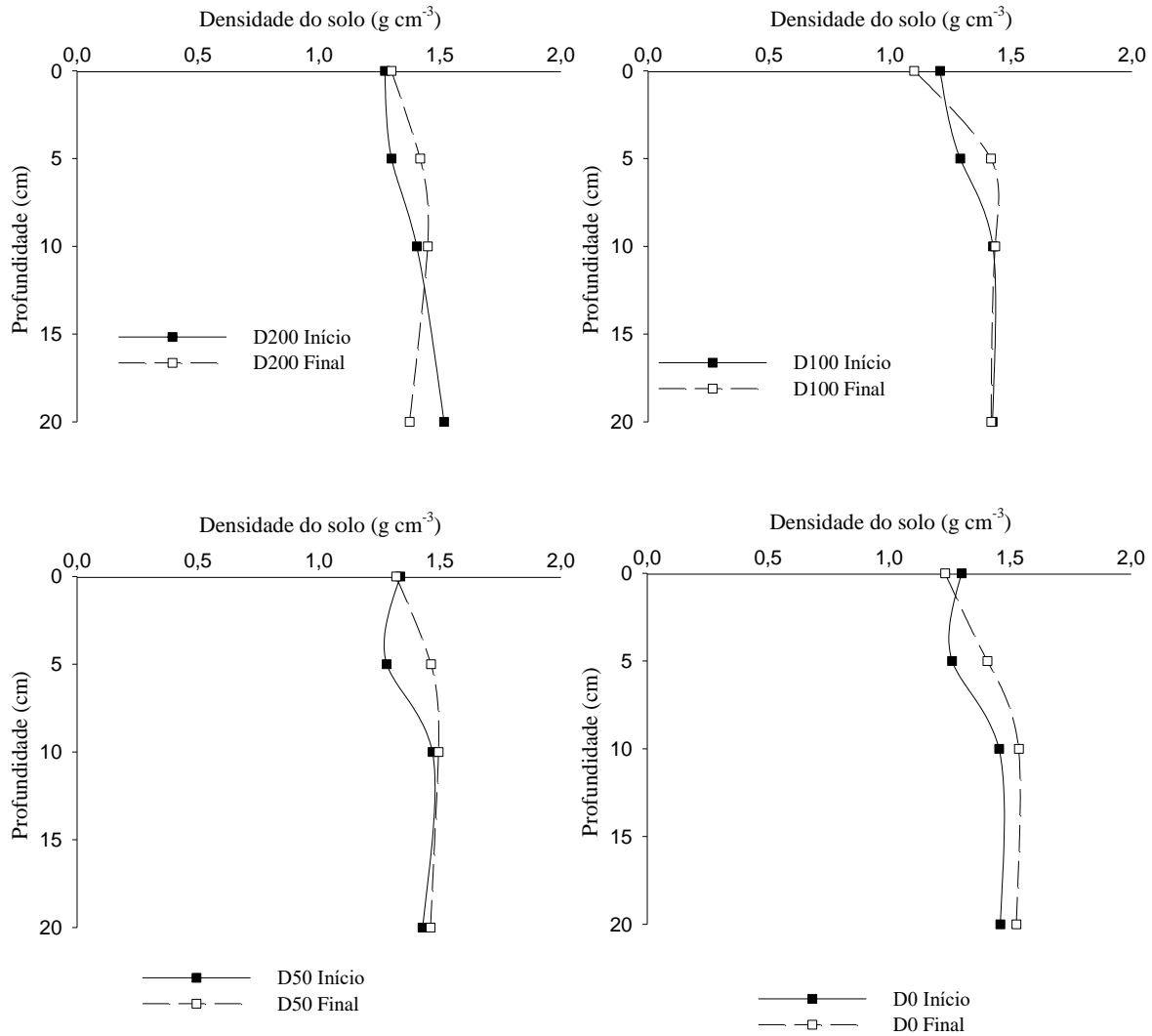
Os valores da densidade do solo (D_s) variaram de 1,2 a 1,5 g cm⁻³ (figura 9), sendo superiores ao encontrado por Zoldan Jr. (2006), na ordem de 1,0 à 1,22 g cm⁻³. Os maiores valores de D_s ocorreram nos tratamentos D0 e D50, ambos com 1,5 g cm⁻³ respectivamente no início e no fim da pesquisa, e os menores valores nos tratamentos D200 com 1,2 g cm⁻³ e D100 com 1,2 g cm⁻³, respectivamente no início e no fim da pesquisa. Praticamente não houve alteração da D_s após o uso do DLS. Verifica-se, dessa forma, que o DLS não melhorou a estabilidade e a densidade do solo, em acordo com Veiga et al. (2012). Isto pode ser justificado pelo fato do DLS, por si, não adicionar matéria orgânica ao solo em quantidade suficiente para promover melhoria nas propriedades físicas do solo (Arruda et al., 2010). A matéria orgânica no solo, em teor suficiente, poderia melhorar as propriedades físicas do solo, atuando como agente cimentante do solo, estabilizando os agregados (Bayer e Mielniczuk, 2008), o que, em geral, não foi observado nesta pesquisa.

Figura 8 - Diâmetro médio ponderado (DMP) dos agregados do solo, em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

Figura 9 - Densidade do solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

6. 2. 1 Propriedades químicas do solo

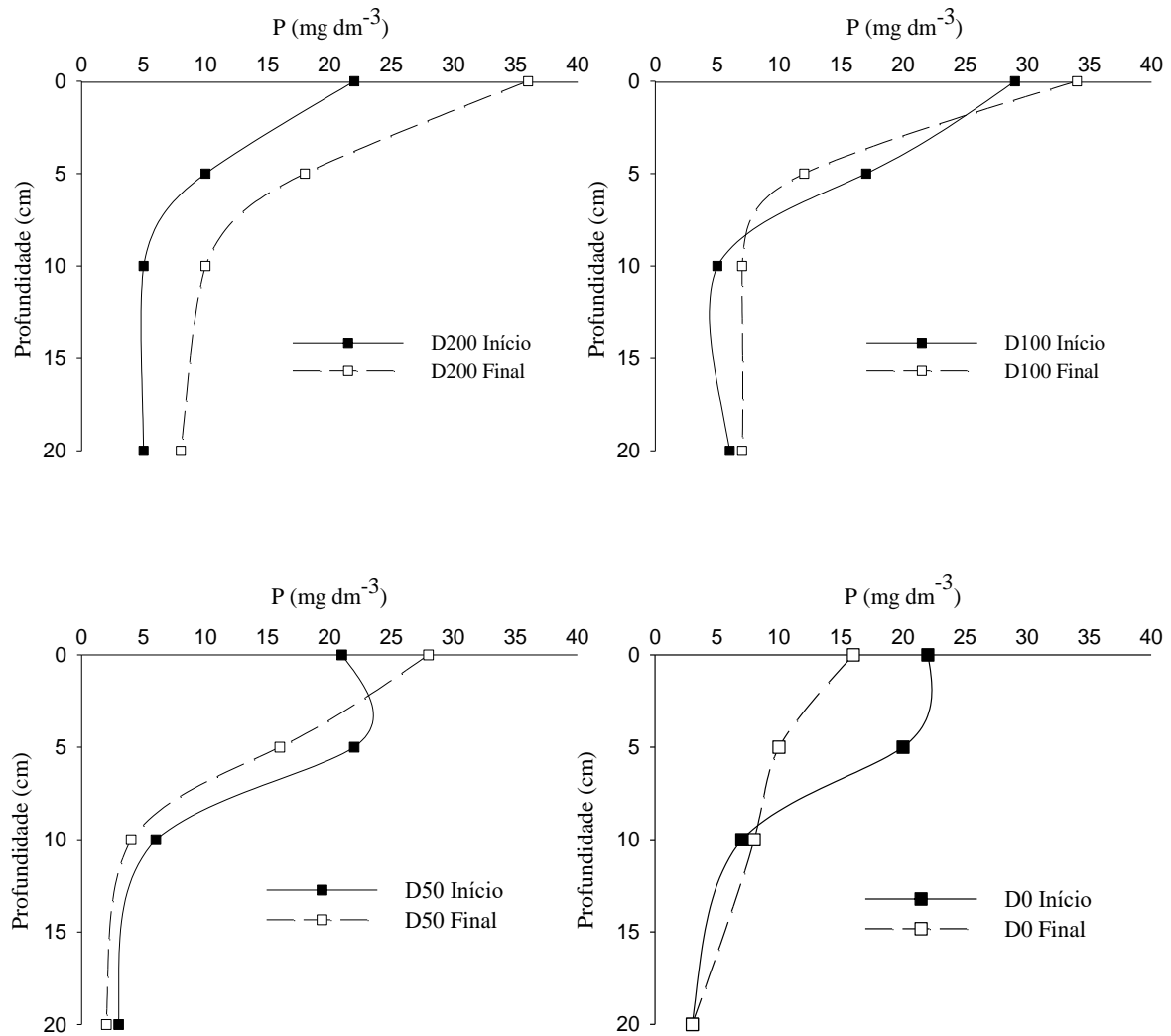
Houve aumento do teor de P no solo após o uso do DLS no tratamento D200 para todas as profundidades e, na camada superficial para os tratamentos D100 e D50 (figura 10). Isto ocorre pelo fato do DLS ter sido aplicado na superfície do solo, e com o passar do tempo tende

a acumular-se na superfície, como relatado por Pereira et al. (2016); Scherer et al. (2007), sobretudo nas doses mais altas de DLS, concordando com Conti et al. (2015). Os maiores valores de teor de P no solo ocorreram nos tratamentos D100 com 29 mg dm^{-3} e D200 com 36 mg dm^{-3} respectivamente no início e no fim da pesquisa, na superfície do solo. Os menores valores ocorreram nos tratamentos D0 com 3 mg dm^{-3} e D50 com 2 mg dm^{-3} , respectivamente no início e no fim da pesquisa nas maiores profundidades, sendo inferiores ao relatado Caovilla et al. (2010), que encontraram até 40 mg dm^{-3} na camada superficial, mas semelhantes ao encontrado por Bandeira (2015) após o uso do DLS, na ordem de 24 mg dm^{-3} . Os valores médios são classificados como muito alto na camada superficial, e alto nas demais profundidades (CQFS/RS-SC 2004). Os teores de P reduziram com o aumento da profundidade do solo, independente do uso de DLS, devido à baixa mobilidade do P no solo (Gatiboni et al., 2008).

O acúmulo de P na superfície é preocupante, pois pode ser perdido pelo escoamento superficial, gerando problemas ambientais, tais como a eutrofização, visto que o P é um dos principais responsáveis pela poluição dos recursos hídricos (Bertol, 2005).

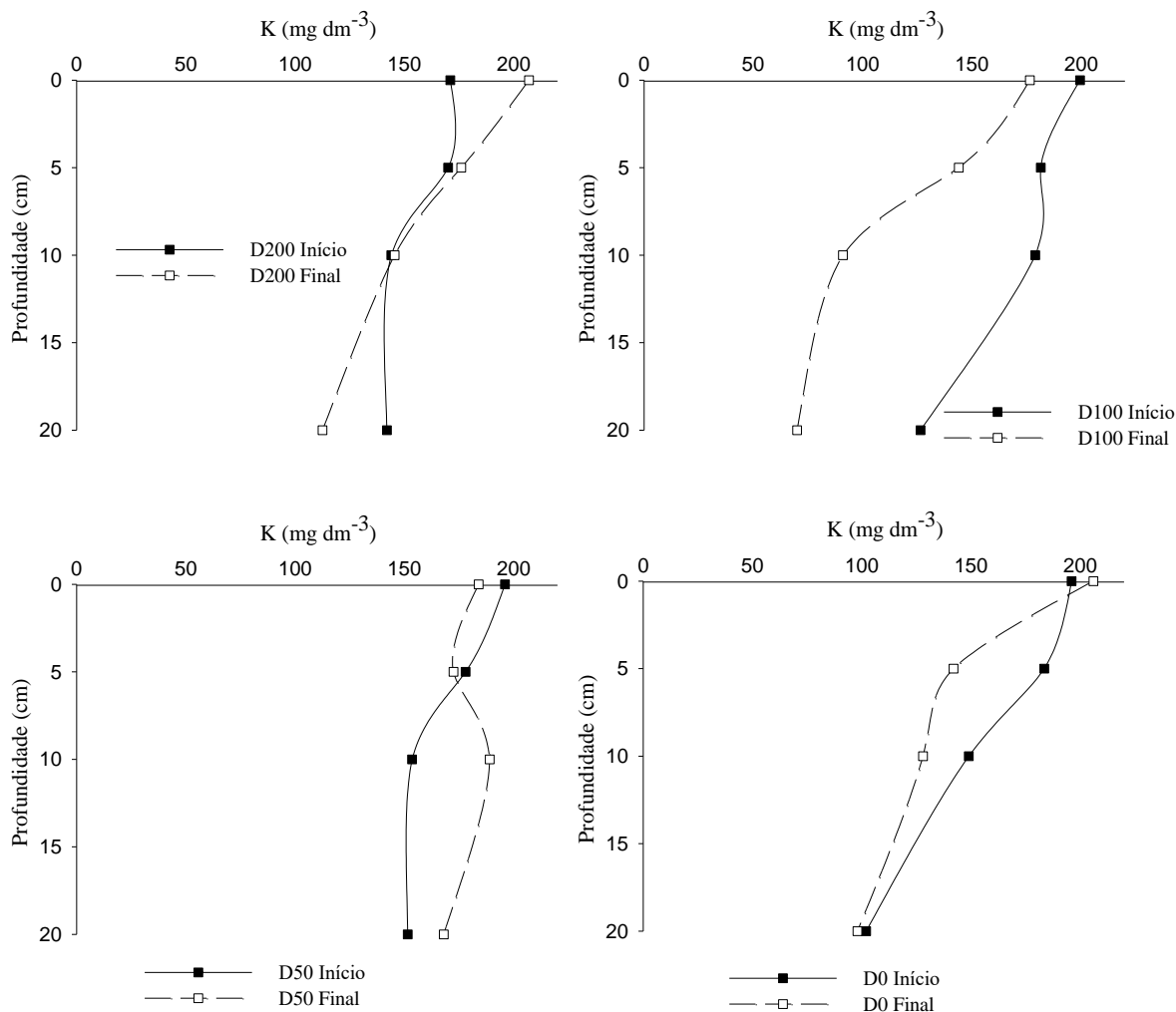
O teor de K no solo é apresentado na figura 11. O maior valor ocorreu no tratamento D200 com 207 mg dm^{-3} , na superfície do solo, valor próximo ao encontrado por Bandeira (2015), com valor de 231 mg dm^{-3} , após o uso de DLS. Os valores médios são classificados como muito alto na camada superficial, e alto nas demais profundidades (CQFS/RS-SC 2004). Houve aumento do teor de K após o uso do DLS no tratamento D200 e D0 na camada superficial, com redução nos demais tratamentos. Sendo assim, verifica-se que o teor de K aumentou somente na maior dose de DLS até a profundidade de 10 cm, concordando com Scherer et al. (2010) e nas demais doses de DLS houve pequena redução do teor de K, resultado semelhante ao encontrado por Bocoli et al. (2016), sendo justificado, pelo fato de a quantidade de K aplicada via DLS nas menores doses, foi inferior a quantidade absorvida pelas culturas em acordo com Arruda et al. (2010). Desta forma, não é possível afirmar que o DLS influenciou os teores de K no solo. Isto se justifica pela alta concentração de K no solo antes da aplicação dos tratamentos, somada ao K aplicado pelo DLS e também pela liberação deste nutriente pela decomposição dos resíduos culturais presentes sobre a superfície do solo (Andreola et al., 2000).

Figura 10 - Teor de fósforo (P) no solo em função dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

Figura 11 - Teor de potássio (K) no solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.



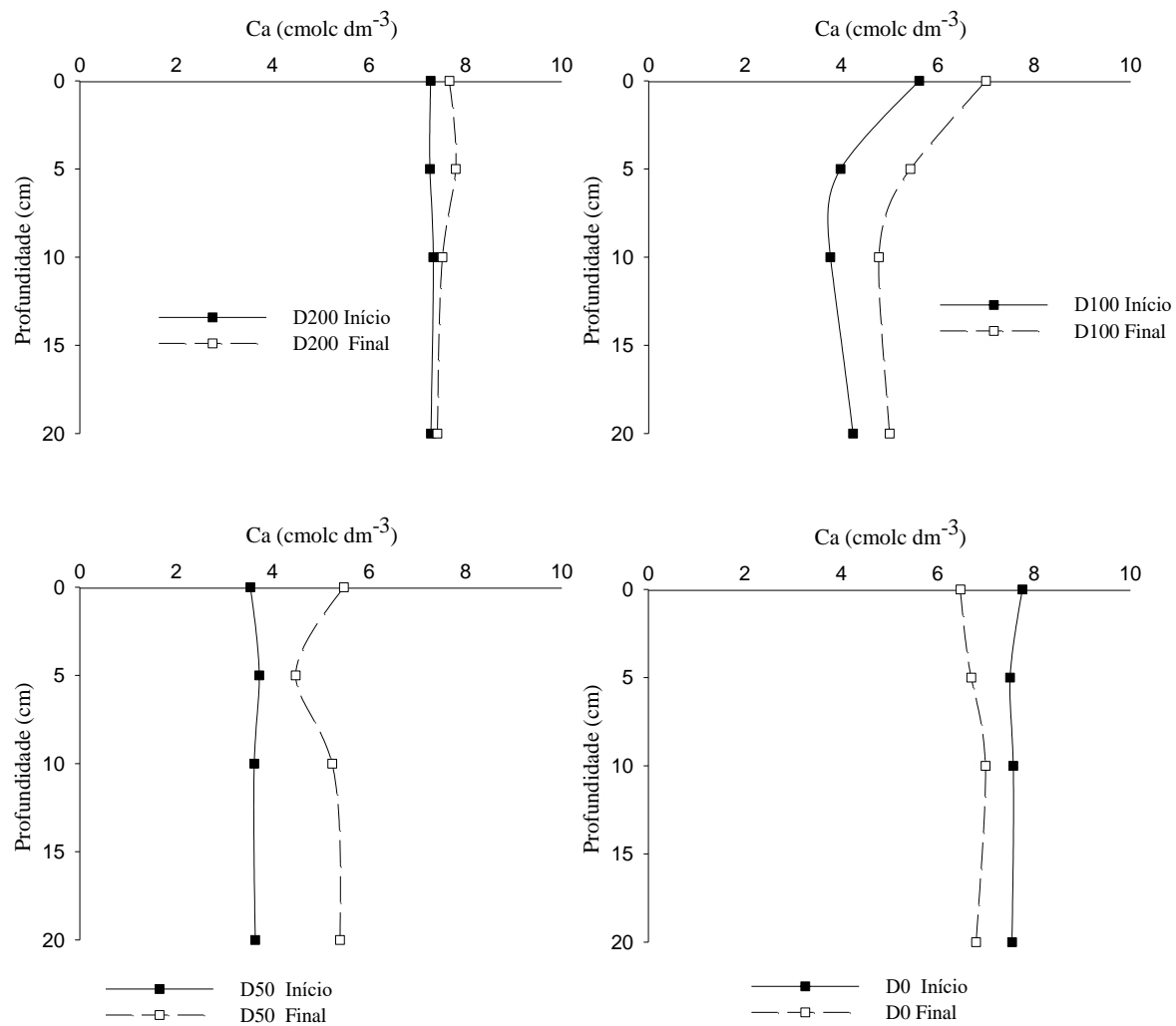
Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

O teor de Ca no solo é apresentado na figura 12, com valor médio de $6,1 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, sendo próximo de $6,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ encontrado por Arruda et al. (2010), em pesquisa semelhante. O maior valor ocorreu no tratamento D200 com $8,2 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, na camada superficial, e o menor valor no tratamento D100 com $3,8 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ sendo valor semelhante ao encontrado por Bertol (2005), após o uso de DLS em solo argiloso. Houve aumento do teor de Ca após o uso do DLS em todas as profundidades. Já no tratamento D0 houve redução, ao final da pesquisa, sendo explicado pelo fornecimento de Ca pelo DLS. Desta forma, verifica-se que o

uso do DLS incrementou os teores de Ca, em acordo com Cassol et al. (2012), assim como Ceretta et al. (2003), após o uso de DLS, porém com pequena magnitude do teor de Ca entre o início e o final da pesquisa.

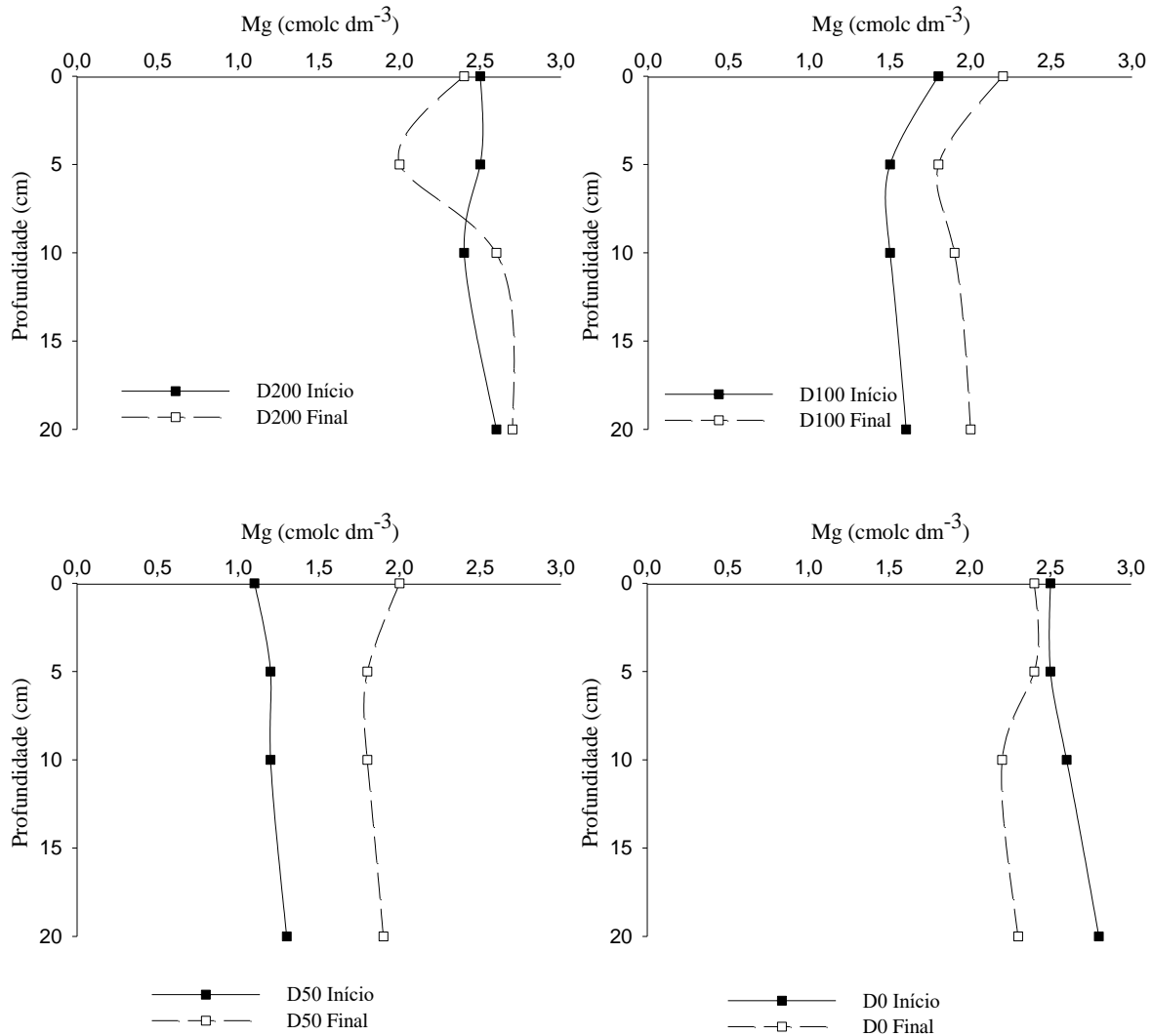
O teor de Mg no solo é apresentado na figura 13, com valor médio de $2,0 \text{ cmolc dm}^{-3}$ sendo inferior ao encontrado por Arruda et al. (2010), com média de $3,0 \text{ cmolc dm}^{-3}$. O maior valor ocorreu no tratamento D200 com $2,7 \text{ cmolc dm}^{-3}$, e o menor valor no tratamento D100 com $1,6 \text{ cmolc dm}^{-3}$ no fim da pesquisa. Houve aumento do teor de Mg após o uso do DLS em todas as profundidades, exceto na camada superficial do tratamento D200, com pequena diferença. Já no tratamento D0, ocorreu redução do teor de Mg ao final da pesquisa, concordando com Bertol (2005), o que é justificado pelo aporte de Mg fornecido pelo DLS. Desta forma, pode-se afirmar que o DLS incrementou os teores de Mg no solo, concordando com Pereira et al. (2016) e Cabral et al. (2014).

Figura 12 - Teor de cálcio (Ca) no solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

Figura 13 - Teor de magnésio (Mg) no solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.

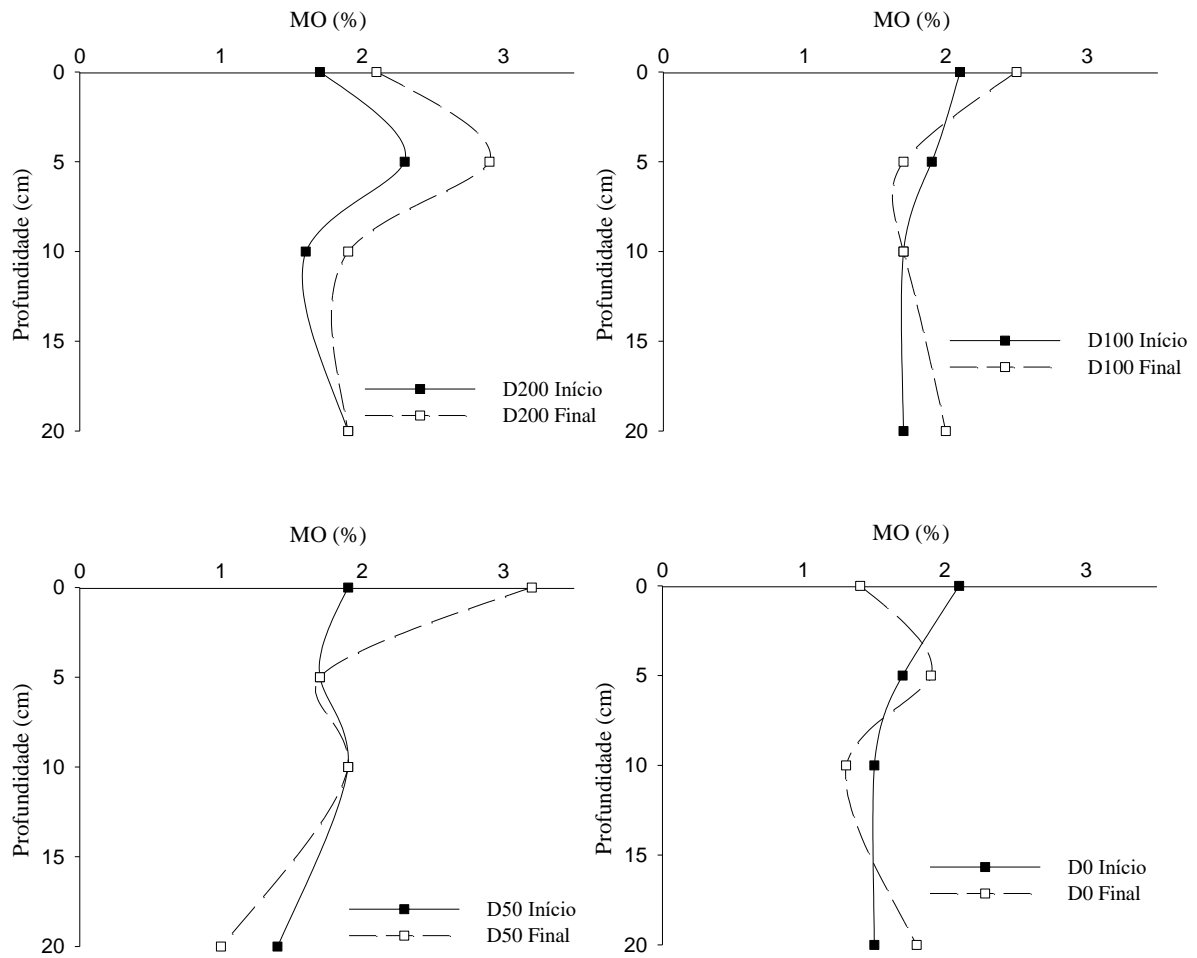


Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

O teor de matéria orgânica (MO) do solo é apresentado na figura 14. Os maiores valores ocorreram nos tratamentos D50 com 3,2 % e D200 com 2,3 % respectivamente no final e no início da pesquisa, e os menores valores ocorreram nos tratamentos D50 com 1,4 % e D0 com 1,3 % respectivamente no início e no fim da pesquisa. Este valores podem ser considerados baixos para este tipo de solo, visto que, Cassol et al. (2012) encontraram valor médio de 5% em pesquisa num solo semelhante. No tratamento D0 houve redução do teor de MO do solo na camada superficial ao final da pesquisa, sendo explicado pela ausência da aplicação de DLS,

visto que, nos demais tratamentos houve aumento do teor de MO na superfície. Isto pode ser explicado pelo fato do DLS ter sido aplicado na superfície do solo adicionando matéria orgânica a superfície, bem como, melhorando a produção das culturas (tabela 5), porém, este efeito ficou restrito a superfície do solo, sendo que, nas demais profundidades não houve aumento do teor de MO, em acordo com Scherer et al. (2007).

Figura 14 - Teor de matéria orgânica (MO) do solo em função da dose de DLS e da profundidade do solo, no início e no final da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

6. 3 Chuva simulada, teor de água do solo antecedente às chuvas e tempo de início do escoamento superficial

Tabela 6 - Intensidade e lâmina de chuva simulada em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Média	T1	T2	T3	T4	Média
..... Intensidade (mm h ⁻¹)Lâmina mm					
..... Milho										
D200	66	66	65		66	82	83	82		82
D100	67	67	64	*	66	83	83	80	*	82
D50	67	67	64		66	83	83	80		82
D0	66	66	65		66	82	83	82		82
Média	66	66	65		66	83	83	81		82
Desvio padrão	0,4	0,3	0,6			0,5	0,4	0,8		
..... Soja										
D200	63	59	67	68	64	79	74	83	85	81
D100	68	63	66	68	66	85	78	83	85	83
D50	68	63	66	68	66	85	78	83	85	83
D0	63	59	67	68	64	79	74	83	85	81
Média	65	61	66	68	65	82	76	83	85	82
Desvio padrão	2,1	1,5	0	0		2,7	1,9	0	0	
..... Resíduos Culturais										
D200	62	66	66	71	66	77	82	83	89	83
D100	68	72	65	70	69	84	90	82	88	86
D50	68	72	65	70	69	84	90	82	88	86
D0	62	66	66	71	66	77	82	83	89	83
Média	65	69	66	71	67	81	86	82	88	84
Desvio padrão	3	3,2	0,4	0,3		3,7	4	0,5	0,4	

* Não realizado. Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

A intensidade e lâmina de chuva simulada aplicada é apresentada na tabela 6. No milho a intensidade de chuva simulada variou de 64 a 67 mm h⁻¹, com média de 66 mm h⁻¹. Já a lâmina de chuva simulada variou de 80 a 83 mm, com média de 82 mm. Na soja a intensidade variou de 59 a 68 mm h⁻¹, com média de 68 mm h⁻¹. Já a lâmina variou de 79 a 85 mm, com média de 82 mm. Nos resíduos culturais a intensidade variou de 62 a 72 mm h⁻¹, com média de 71 mm h⁻¹. Já a lâmina variou de 77 a 90 mm, com média de 84 mm. A intensidade e lâmina de chuva simulada aplicada, estão próximas aos valores projetados que eram de intensidade de 65 mm h⁻¹ e lâmina de 82 mm para o milho e para a soja, e acima do projetado para os resíduos culturais.

O teor de água do solo antecedente à realização das chuvas simuladas é apresentado na tabela 7. Os valores variaram de 19 a 32 %, com média de 27 % na camada 0-0,1 m, e de 21 a 32% com média de 28 % na camada de 0,1-0,2 m, sendo estes valores semelhantes ao encontrado por Mecabô (2013), e inferior aos resultados de Barbosa (2011) para o mesmo tipo de solo. Houve variação entre os testes de chuva simulada, sendo justificado pela variação na precipitação natural ocorrida no período da realização da pesquisa (figura 2). Houve pouca variação na umidade do solo, entre os tratamentos no mesmo teste de chuva simulada para ambas as camadas, com desvio padrão médio inferior a 1,5 %, o que indica uma boa homogeneidade entre as parcelas e tratamentos.

Tabela 7 - Teor de água no solo antecedente às chuvas simuladas, em duas camadas do solo, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Média	T1	T2	T3	T4	Média
.....0,0-0,1m0,1-0,2m					
%										
..... Milho										
D200	26	28	25		26	25	28	26		26
D100	27	29	30		28	28	29	28		28
D50	26	29	26	*	27	26	27	27	*	26
D0	24	27	26		26	25	28	27		27
Média	26	28	27		27	26	28	27		27
Desvio padrão	0,9	0,7	1,5			0,8	0,7	0,7		
..... Soja										
D200	28	28	20	29	26	28	28	22	29	27
D100	30	28	21	28	27	30	30	22	29	28
D50	28	28	19	28	26	29	28	23	29	27
D0	26	27	20	30	26	27	27	21	29	26
Média	28	28	20	29	26	29	28	22	29	27
Desvio padrão	1,2	0,4	0,5	0,6		0,9	0,7	0,5		
..... Resíduos Culturais										
D200	30	31	27	25	28	30	32	28	28	29
D100	32	27	28	24	27	30	29	27	27	28
D50	30	28	26	24	27	29	28	26	27	28
D0	28	27	26	23	26	29	28	28	26	28
Média	30	28	27	24	27	30	29	27	27	28
Desvio padrão	1,1	1,4	0,5	0,7		0,5	1,3	0,7		

* Não realizado. Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

O tempo de início de escoamento superficial apresentou valores entre 3 a 71 min (tabela 8), com menor variação entre os tratamentos e maior entre os testes de chuva. Na média de todos os testes de chuva, o tratamento D200 apresentou o menor tempo de escoamento para o milho; o tratamento D100 o menor tempo na soja, e os tratamentos D200 e D0 os menores tempos nos resíduos culturais. No milho e na soja, no teste 1, o escoamento superficial iniciou primeiro nos tratamentos D200 e D100 em acordo com Bertol (2005), o qual verificou que após o uso de DLS o escoamento superficial iniciou primeiro nas maiores doses de DLS.

Porém, nos resíduos culturais não foi observado este comportamento. O fato do escoamento superficial iniciar primeiro nas maiores doses de DLS, pode estar relacionado ao efeito hidrofóbico proporcionado pelo DLS, sendo relatado também por Bertol et al. (2007). O efeito hidrofóbico altera o comportamento da hidrologia de superfície do solo, diminuindo as condições adequadas para a infiltração da água (Haynes e Swift 1990); (Cherobim et al., 2013). Porém, nos testes de chuva simulada sobre os resíduos culturais não foi observado este comportamento até o terceiro teste, sendo que, o início do escoamento superficial foi praticamente igual em todos os tratamentos sem efeito do DLS, com os menores valores. Isto pode ser explicado pelo fato de haver grande quantidade de massa vegetal sobre a superfície do solo (tabela 5), que manteve a umidade na superfície (tabela 7), o que acabou inibindo o efeito do DLS.

Tabela 8 - Tempo de início do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Média
..... min.					
..... Milho					
D200	14	11	15		13
D100	25	14	19	*	19
D50	32	16	22		23
D0	31	12	17		20
Média	25	13	18		19
Desvio padrão	5,9	1,5	2,4		
..... Soja					
D200	9	31	65	15	30
D100	12	18	55	21	26
D50	14	21	68	24	32
D0	18	37	71	25	37
Média	13	26	64	21	31
Desvio padrão	2,6	7,1	4,9	3,3	
..... Resíduos Culturais					
D200	4	8	8	15	8
D100	5	8	9	18	10
D50	6	8	9	19	10
D0	3	8	8	13	8
Média	4	8	8	16	9
Desvio padrão	1,0	0	0,3	2,4	

* Não realizado. Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

6. 4 Perdas de água

Ocorreu variação de 18 a 58 % nas perdas de água da chuva simulada por escoamento superficial (tabela 9). Esta perda é maior que a encontrada por Leite et al. (2004), na ordem de 22% da chuva aplicada. A maior perda de água ocorreu no teste 2 para o milho, seguido pelo teste 3 e teste 1. Já nos demais cultivos a maior perda ocorreu no teste 1, e foi decrescendo nos demais testes. A explicação para este comportamento está relacionada ao tempo necessário

para iniciar o escoamento (tabela 8), visto que no teste 2 do milho e teste 1 dos demais cultivos, o escoamento superficial iniciou antes que os demais testes, resultando em maior tempo de escoamento superficial, conseqüentemente em maior perda de água.

Na média de perdas de água dos tratamentos (tabela 9), o D100 proporcionou as maiores perdas em todos os cultivos com 41 %, sendo superior ao encontrado por Mello et al. (2003), na ordem de 30%, para este mesmo tipo de solo. Sendo assim, verifica-se que o uso do DLS promoveu maior perda de água, no D100, mas sem efeito para as demais doses de DLS, concordando com Peles (2007), mas discordando de Dal Bosco (2007), o qual não verificou maior perda de água após o uso de DLS. Bertol (2005) constatou que o DLS proporcionou as maiores perdas de água nos tratamentos em que houve aplicação DLS em comparação com a testemunha sem DLS. A justificativa deste comportamento se deve ao efeito hidrofóbico, conforme já relatado anteriormente, o qual faz com que o escoamento superficial tenha menor tempo de início (tabela 8), sobretudo no primeiro teste de chuva simulada. Este efeito é de curta duração, diminuindo ao longo do tempo (Smith et al, 2001-A), conforme verificado nos demais testes de chuva, na média dos cultivos.

Tabela 9 - Perdas de água por escoamento superficial em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Média	Desvio padrão
..... % da chuva						
.....Milho						
D200	31	46	32		36	6
D100	36	52	44	*	44	5
D50	22	48	28		33	10
D0	27	56	36		40	11
Média	29	51	35		38	
Desvio padrão	5	3	5			
.....Soja						
D200	56	15	3	20	23	16
D100	56	39	9	28	33	14
D50	44	26	5	18	23	12
D0	44	16	5	22	21	11
Média	50	24	5	22	25	
Desvio padrão	6	9	2	3		
.....Resíduos Culturais						
D200	56	42	41	36	44	6
D100	58	55	52	34	50	8
D50	52	45	39	23	40	9
D0	54	47	54	36	48	6
Média	55	47	47	32	45	
Desvio padrão	2	4	6	5		
.....Média Cultivos						
D200	48	34	26	28	34	7
D100	50	49	35	31	41	8
D50	39	40	24	20	31	9
D0	42	40	32	29	35	5
Média	45	41	29	27	35	
Desvio padrão	4	4	4	3		

* Não realizado. Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

6. 5 Perdas de solo

Houve grande oscilação nas perdas de solo por escoamento superficial, variando de 1 até 159 kg ha⁻¹ por teste de chuva simulada (tabela 10), sendo superior ao encontrado por Mello et al. (2003), os quais verificaram perdas de até 90 kg ha⁻¹, para o mesmo tipo de solo. No milho e nos resíduos culturais, as maiores perdas de solo ocorreram no teste 2, seguido pelo teste 1, teste 3 e teste 4 no caso dos resíduos culturais. Na soja e no total dos cultivos, a maior perda de solo ocorreu no teste 1 e foi diminuindo nos demais testes. Isto pode ser explicado pelo tempo até o início do escoamento superficial. Quanto menor o tempo para início do escoamento superficial, menor será a infiltração de água no solo e maior transporte de sedimentos pelo escoamento superficial, resultando em maior perda de solo, como ocorreu no teste 2 do milho e resíduos culturais e no teste 1 da soja e no total dos cultivos.

No total de perdas de solo (tabela 10), o tratamento D0 perdeu a maior quantidade no milho com 102 kg ha⁻¹, o tratamento D100 na soja com 122 kg ha⁻¹, o tratamento D0 nos resíduos culturais com 593 kg ha⁻¹. No total dos três cultivos a maior perda de solo ocorreu no tratamento D0 com 286 kg ha⁻¹, sendo superior ao encontrado por Leite et al. (2004) com 230 kg ha⁻¹; Mello et al. (2003) com 172 kg ha⁻¹, em experimento com chuva simulada no mesmo tipo de solo. Desta forma, verifica-se que houve efeito das doses sobre as perdas de solo, porém, quando comparado as perdas totais dos cultivos com ou sem DLS, não houve efeito, visto que houve oscilação entre os tratamentos durante os cultivos, ao contrário de Bertol et al. (2007). O efeito do dejetos sobre as perdas de solo concorda com o encontrado por Dieter (2009); Mecabô (2013). A justificativa para o fato das doses de dejetos líquido de suínos não terem afetado as perdas de solo, se deve ao efeito do manejo do solo sob semeadura direta, onde a ausência de preparo e manutenção do solo coberto por restos culturais, manteve as perdas de solo em valores baixos (Medeiros, 2009).

O limite tolerado de perda de solo neste caso seria de 0,87 mm ano⁻¹ Bertol e Almeida, (2000), onde levando em consideração a densidade média do solo (tabela 2), chega-se ao valor de 11.300 kg ha⁻¹. Apesar da amplitude de perda de solo ocorrida (tabela 10), os valores estão

dentro do tolerado, sendo considerados baixos e, mesmo na maior perda de solo ocorrida (593 kg ha⁻¹), ficou 19 vezes abaixo do valor tolerado.

Tabela 10 - Perdas de solo no escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Total	Desvio padrão
..... kg ha⁻¹.....						
.....Milho.....						
D200	18	33	16		67	7
D100	19	42	15	*	77	11
D50	13	47	30		90	11
D0	36	41	25		102	6
Média	21	41	22			
Desvio padrão	7	4	6			
.....Soja.....						
D200	54	14	1	15	84	21
D100	87	26	2	7	122	33
D50	29	8	1	4	41	11
D0	43	28	3	11	85	14
Média	53	19	2	9	83	
Desvio padrão	17	8	1	4		
.....Resíduos Culturais.....						
D200	96	136	98	115	444	17
D100	79	57	55	37	227	10
D50	63	33	41	26	162	11
D0	138	159	144	152	593	8
Média	94	96	84	82	356	
Desvio padrão	23	51	37	51		
.....Total dos Cultivos.....						
D200	169	183	114	129	595	27
D100	185	125	72	44	425	49
D50	104	88	71	30	293	23
D0	217	228	172	162	780	28
Média	169	156	107	91	523	
Desvio padrão	32	49	36	54		

* Não realizado. Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

6. 6 Nutrientes na água de escoamento superficial

6. 6.1 Teores e perdas totais de P na água de escoamento superficial

Os maiores teores de P na água do escoamento superficial, foram encontrados no teste 1 de chuva simulada, em todos os cultivos (tabela 11), decrescendo ao longo dos demais testes, de maneira mais acentuada no milho e soja e mais lentamente nos resíduos culturais. Este comportamento ocorreu, pois o DLS foi aplicado unicamente no início do cultivo, e no decorrer do tempo foi sendo perdido e absorvido pelo milho e soja. No caso dos resíduos culturais, como não havia plantas, não ocorreu absorção, sendo assim, a redução deu-se pelas perdas por escoamento superficial, em acordo com Mello (2002)

O uso do DLS influenciou a concentração de P no escoamento superficial, sendo que, a maior concentração de P ocorreu nos tratamentos D200 e D100 em todos os cultivos, e a menor concentração no tratamento sem DLS, em acordo com Bertol et al. (2007). Estes autores verificaram que as maiores concentrações de P ocorreram nas maiores doses de DLS, justificadas, pela maior quantidade de P adicionado junto as maiores doses de DLS.

Os valores do teor de P variaram de 0,2 a 1,3 mg L⁻¹, em acordo com o encontrado por Mori (2008), o qual encontrou valores de até 1 mg L⁻¹ após o uso de DLS, bem como Bandeira (2015), na ordem de 0,8 mg L⁻¹. Em todos os cultivos e testes de chuvas, a concentração de P esteve acima do limite permitido, que é de 0,02 mg L⁻¹ e 0,1 mg L⁻¹, para causar eutrofização em águas doces da classe 1 de ambiente lântico e ambiente lótico, respectivamente (Brasil, 2005). Peles (2007) e Mecabô (2013), relataram teores de P no escoamento superficial acima do permitido, corroborando com este trabalho. Este fato aumenta a preocupação com as perdas de água em semeadura direta, pois ao atingirem os recursos hídricos, acarretarão sérios problemas ambientais.

As perdas de P por escoamento superficial são apresentadas na tabela 12. As maiores perdas ocorreram no teste 1 de chuva simula para todos os cultivos, reduzindo no demais testes de chuva, assim como ocorreu com a concentração de P no escoamento superficial (tabela 11), em acordo com o relatado por Mecabô (2013), após o uso de DLS. As perdas variaram de 164

até 690 g ha⁻¹, sendo semelhante ao encontrado por Mori (2008), após o uso de DLS, bem como por Bandeira (2015), que relatou perda média de 414 g ha⁻¹.

O uso do DLS influenciou as perdas de P por escoamento superficial (tabela 12). Os tratamentos D200 e D100 foram responsáveis pelas maiores perdas em todos os cultivos e o tratamento D0 foi menor, em acordo com Bertol et al. (2007). As perdas podem ser consideradas baixas do ponto de vista agrônomo, mas são altas sob a ótica ambiental, visto que, a concentração de P no escoamento superficial está acima do limite permitido, aliado ao acúmulo de P na superfície do solo como já discutido anteriormente. Sendo assim, deve-se adotar práticas conservacionistas, tais como semeadura direta e terraceamento, conforme o caso, para reduzir o escoamento superficial. Também deve-se controlar a quantidade de P aplicada ao solo, aliando a necessidade da cultura, a quantidade de DLS. Estes cuidados vão reduzir as perdas de P por escoamento, evitando a degradação do solo e poluição dos recursos hídricos.

Tabela 11 - Concentração de P na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Média	Desvio padrão
..... mg L ⁻¹						
.....Milho.....						
D200	1,0	0,7	0,5		0,7	0,2
D100	1,2	0,3	0,5	*	0,7	0,3
D50	0,7	0,3	0,5		0,5	0,1
D0	0,2	0,3	0,4		0,3	0,1
Média	0,8	0,4	0,5		0,5	
Desvio padrão	0,3	0,1	0			
.....Soja.....						
D200	0,9	0,4	0,4	0,3	0,5	0,2
D100	0,9	0,6	0,4	0,3	0,6	0,2
D50	0,7	0,4	0,4	0,3	0,5	0,1
D0	0,5	0,4	0,4	0,4	0,4	0,0
Média	0,7	0,5	0,4	0,4	0,5	
Desvio padrão	0,2	0,1	0	0		
.....Resíduos culturais.....						
D200	1,3	0,9	0,4	0,4	0,7	0,3
D100	1,1	0,8	0,2	0,4	0,6	0,3
D50	0,9	0,6	0,2	0,4	0,5	0,2
D0	0,5	0,6	0,2	0,3	0,4	0,1
Média	0,9	0,7	0,3	0,4	0,6	
Desvio padrão	0,3	0,1	0,1	0		
.....Média dos cultivos.....						
D200	1,1	0,7	0,4	0,4	0,6	0,2
D100	1,1	0,6	0,4	0,4	0,6	0,2
D50	0,7	0,5	0,3	0,3	0,5	0,1
D0	0,4	0,4	0,3	0,4	0,4	0
Média	0,8	0,5	0,4	0,4	0,5	
Desvio padrão	0,3	0,1	0	0		

* Não realizado. Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

Tabela 12 - Perda de P solúvel na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Total	Desvio padrão
..... g ha ⁻¹						
.....Milho.....						
D200	271	225	44		540	91
D100	350	155	90	*	595	101
D50	134	115	53		302	32
D0	56	137	73		265	32
Média	203	158	65		425	51
Desvio padrão	108	33	16			
.....Soja.....						
D200	187	32	6	32	256	61
D100	227	108	16	50	401	67
D50	134	54	8	28	224	39
D0	80	34	10	39	164	20
Média	157	57	10	37	261	
Desvio padrão	50	25	3	7		
.....Resíduos Culturais.....						
D200	275	143	13	44	475	90
D100	149	117	40	54	360	43
D50	327	201	79	83	690	91
D0	127	90	18	21	256	44
Média	220	137	37	51	445	
Desvio padrão	81	34	22	18		
.....Total dos Cultivos.....						
D200	733	399	63	76	1.271	248
D100	727	379	146	104	1.356	214
D50	594	369	140	111	1.215	178
D0	264	261	101	60	685	91
Média	579	352	112	88	1.132	
Desvio padrão	158	46	31	20		

* Não realizado. Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

6. 6.2 Teores e perdas totais de K na água de escoamento superficial

Os teores de K na água de escoamento superficial são apresentados na tabela 13, variando 12 a 23 mg L⁻¹, com média de 9,6 mg L⁻¹, semelhante ao reportado por Bandeira (2015), na ordem de 8,1 mg L⁻¹. O maior teor de K ocorreu no tratamento D50 para todos os cultivos. Porém, na média dos tratamentos foram semelhantes entre os demais tratamentos com ou sem uso do DLS, em acordo com Mecabô et al. (2014); Mori (2008). A falta de resposta após o uso DLS, pode estar ligado ao fato do K estar em nível alto na camada superficial (figura 11), sem diferença entre os tratamentos.

O teor do K no escoamento superficial não apresentou uma tendência de comportamento, sendo variável entre os testes, assim como verificado por Barbosa (2008). Não houve uma tendência de redução dos valores conforme avançava os testes de chuva simulada, como ocorreu com o P, visto que no P, houve efeito do DLS, o que não ocorreu com o K. Sendo assim, fatores como o teor no solo e cultura utilizada, influenciaram o teor de K, independente do uso do DLS, em acordo com Mecabô (2013). Entre os cultivos, o maior teor de K ocorreu no milho, e o teor médio mais alto no último teste de chuva, ao contrário do ocorrido com o teor de P. Isto pode ser justificado, pela ocorrência da lixiviação de K das folhas, sendo que, no último teste havia maior desenvolvimento do milho, resultando em maior lixiviação foliar de K, como também observado na aveia-preta (Barbosa, 2008)

As maiores perdas totais de K pela água do escoamento superficial (tabela 14), ocorreram no tratamento D100 para soja e milho e no tratamento D50 para os resíduos culturais. A maior dose de DLS não influenciou as perdas, sendo semelhante ao tratamento sem o uso de DLS, como já ocorrido com o teor de K na água do escoamento superficial, em acordo com Mecabô (2013), após o uso de DLS. No total dos cultivos, o tratamento D100 apresentou a maior perda de K, porém, a perda de K do tratamento D200 foi praticamente igual a do tratamento D0. Sendo assim, o uso do DLS não consegue por si só influenciar as perdas de K, visto que a alta concentração de K no solo, ter maior influência do que o DLS (figura11).

A quantidade perdida de K variou 2,5 a 11,4 kg ha⁻¹, na média dos tratamentos, sendo superior ao reportado por Bandeira (2015), com valor de 3,5 kg ha⁻¹, porém são semelhantes aos valores encontrados por Peles (2007) com aplicação DLS e, por Mori (2008), com aplicação de DLB (bovinos).

As quantidades perdidas são consideradas baixas do ponto de vista agrônomo, porém, merecem atenção, devido à perda de K estar relacionada com empobrecimento do solo (Schick et al., 2000).

Tabela 13 - Concentração de K na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Média	Desvio padrão
..... mg L ⁻¹						
.....Milho.....						
D200	11	9	16		12	2
D100	11	11	17	*	13	2
D50	13	12	23		16	5
D0	7	11	15		11	3
Média	11	11	18		13	
Desvio padrão	2	1	3			
.....Soja.....						
D200	6	3	2	9	5	2
D100	7	5	2	8	6	2
D50	10	5	3	11	7	3
D0	5	4	3	10	6	2
Média	7	4	3	9	6	
Desvio padrão	1,4	0,5	0,6	1,0		
.....Resíduos culturais.....						
D200	12	11	9	10	10	1
D100	12	10	5	9	9	2
D50	14	12	11	9	12	1
D0	12	10	7	10	10	1
Média	13	11	8	9	10	
Desvio padrão	1	1	2	0		
.....Média dos cultivos.....						
D200	10	8	9	9	9	1
D100	10	9	8	8	9	1
D50	12	9	12	10	11	1
D0	8	9	8	10	9	0,4
Média	10	9	9	9	9	
Desvio padrão	1	0,4	2	1		

* Não realizado. Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

Tabela 14 - Perdas totais de K solúvel na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Total	Desvio padrão
..... kg ha ⁻¹						
.....Milho						
D200	2,9	3,4	1,5		7,8	0,7
D100	3,5	4,7	3,2	*	11,4	0,6
D50	2,8	4,7	2,6		10,1	0,9
D0	1,7	4,5	2,7		8,9	1,0
Média	2,7	4,3	2,5		9,6	0,8
Desvio padrão	0,5	0,5	0,5			
.....Soja						
D200	1,4	0,2	0,03	0,8	2,5	0,5
D100	1,8	0,9	0,08	1,0	3,8	0,5
D50	1,9	0,6	0,08	0,9	3,5	0,5
D0	1,0	0,3	0,07	1,0	2,4	0,4
Média	1,5	0,5	0,1	0,9	3,1	
Desvio padrão	0,3	0,2	0	0,1		
.....Resíduos Culturais						
D200	3,0	2,2	0,4	1,0	6,6	1,0
D100	3,0	2,0	1,1	1,1	7,2	0,7
D50	3,1	1,8	1,3	1,3	7,4	0,6
D0	1,9	1,6	0,5	0,8	4,8	0,6
Média	2,8	1,9	0,8	1,0	6,5	
Desvio padrão	0,4	0,2	0,4	0,1		
.....Total dos Cultivos						
D200	7,4	5,8	2,0	1,8	17,0	2,4
D100	8,4	7,6	4,4	2,0	22,4	2,4
D50	7,8	7,0	4,0	2,2	21,0	2,1
D0	4,6	6,5	3,2	1,8	16,1	1,5
Média	7,0	6,7	3,4	2,0	19,1	
Desvio padrão	1,2	0,6	0,8	0,1		

* Não realizado. Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

6. 6.3 Teores e perdas totais de Ca na água de escoamento superficial

O teor de Ca na água do escoamento superficial apresentou pouca variação entre os testes de chuva simulada (tabela 15), com valor médio de $4,2 \text{ mg L}^{-1}$, sendo inferior ao encontrado por Bandeira (2015), com valor de $5,8 \text{ mg L}^{-1}$. Entre os testes de chuva simulada ocorreu pouca variação no teor de Ca no escoamento superficial. O maior teor de Ca foi encontrado no tratamento D200 no milho e resíduos culturais, e no tratamento D50 na soja. Na média dos cultivos, não houve diferença entre as doses de DLS, com pequena diferença do tratamento sem DLS. Desta forma, não é possível afirmar que o DLS influenciou a concentração de Ca no escoamento superficial, visto que a diferença na média dos cultivos foi muito baixa entre o tratamento com e sem DLS, concordando com Bertol (2005). Isto pode ser justificado pelo alto teor de Ca no solo (figura 11), que torna a quantidade adicionada pelo DLS insuficiente para promover alterações no teor de Ca na água do escoamento superficial.

As perdas de Ca na água do escoamento superficial são apresentadas na tabela 16. A perda média foi de 3.432 g ha^{-1} , valor este, inferior ao relatado por Bandeira (2015), que foi de 3.985 g ha^{-1} . Entre os testes de chuva simulada ocorreu pouca variação na perda Ca por escoamento superficial, exceto no teste 3 da soja, onde também ocorreu pequena perda de água (tabela 9). O tratamento D100 apresentou as maiores perdas no milho e soja, e o tratamento D50 nos resíduos culturais. No total dos cultivos, a maior perda ocorreu no tratamento D100, mas, a maior dose de DLS perdeu menos que o tratamento sem DLS. Desta forma, não é possível afirmar que as maiores perdas de Ca no tratamento D100, foram exclusivas do uso do DLS, já que o tratamento D200 foi o que menos perdeu Ca. Portanto a alta quantidade de Ca presente no solo pode ser responsável pela maior perda de Ca no tratamento sem DLS, concordando com Bertol (2005), que também não verificou efeito do DLS sobre as perdas de Ca.

Tabela 15 - Concentração de Ca na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Média	Desvio padrão
..... mg L ⁻¹						
.....Milho.....						
D200	2,5	1,9	1,7		2,0	0,3
D100	2,4	1,6	1,7		1,9	0,3
D50	1,7	1,7	1,7	*	1,7	0,0
D0	1,5	1,6	2,0		1,7	0,2
Média	2,0	1,7	1,8		1,8	
Desvio padrão	0,4	0,1	0,1			
.....Soja.....						
D200	3,3	2,4	2,5	5,5	3,4	1,0
D100	6,2	3,8	3,0	5,5	4,6	1,2
D50	9,4	2,5	2,6	5,4	5,0	2,4
D0	5,7	2,6	3,0	5,1	4,1	1,3
Média	6,2	2,8	2,8	5,4	4,3	
Desvio padrão	1,6	0,5	0,2	0,1		
.....Resíduos culturais.....						
D200	5,7	7,3	5,0	7,2	6,3	1,0
D100	4,6	6,6	3,3	6,8	5,3	1,4
D50	4,6	5,9	3,4	6,4	5,1	1,1
D0	5,0	5,6	4,5	6,2	5,3	0,6
Média	5,0	6,3	4,0	6,6	5,5	
Desvio padrão	0,4	0,6	0,7	0,4		
.....Média dos cultivos.....						
D200	3,8	3,9	3,0	6,4	4,3	1,0
D100	4,4	4,0	2,7	6,1	4,3	1,0
D50	5,2	3,3	2,6	5,9	4,3	1,3
D0	4,1	3,3	3,2	5,6	4,0	0,8
Média	4,4	3,6	2,9	6,0	4,2	
Desvio padrão	0,4	0,3	0,2	0,2		

* Não realizado. Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

Tabela 16 - Perdas totais de Ca solúvel na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Total	Desvio padrão
..... g ha ⁻¹						
.....Milho.....						
D200	662	666	178		1.506	216
D100	757	720	328	*	1.805	182
D50	350	687	186		1.224	186
D0	367	739	349		1.455	169
Média	534	703	260		1.497	159
Desvio padrão	175	26	78			
.....Soja.....						
D200	769	173	40	548	1.530	276
D100	1.645	676	113	719	3.153	429
D50	1.905	335	60	456	2.756	608
D0	1.215	203	82	560	2.060	372
Média	1.384	347	74	571	2.375	
Desvio padrão	391	165	24	74		
.....Resíduos Culturais.....						
D200	979	1.151	274	793	3.197	266
D100	1.099	1.051	752	778	3.681	155
D50	1.272	1.381	810	1.064	4.527	195
D0	914	1.153	432	673	3.173	241
Média	1.066	1.184	567	827	3.644	
Desvio padrão	119	98	214	119		
.....Total dos Cultivos.....						
D200	2.411	1.990	492	1.341	6.233	642
D100	3.501	2.448	1.193	1.497	8.639	815
D50	3.527	2.404	1.056	1.521	8.507	838
D0	2.497	2.095	864	1.233	6.688	624
Média	2.984	2.234	901	1.398	7.517	
Desvio padrão	530	192	223	111		

* Não realizado. Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

6. 6.4 Teores e perdas totais de Mg na água de escoamento superficial

O teor de Mg na água do escoamento superficial, apresentou valor médio dos tratamentos de $2,3 \text{ mg L}^{-1}$ (tabela 17) sendo inferior ao encontrado por Bandeira (2015), com valor de $2,45 \text{ mg L}^{-1}$, bem como Bertol (2005) no valor de $3,24 \text{ mg L}^{-1}$. O maior teor de Mg foi encontrado nos tratamentos D200 e D100 no milho e resíduos culturais, e nos tratamentos D100 e D50 na soja. Na média dos cultivos, praticamente não houve diferença entre as doses de DLS, com pequena diferença do tratamento sem DLS. Desta forma, não é possível afirmar que o DLS influenciou a concentração de Mg no escoamento superficial, visto que a diferença na média dos cultivos foi muito pequena, concordando com Bertol (2005). Isto pode ser justificado pelo alto teor de Mg no solo (figura 13), assim como ocorreu com o Ca, que torna a quantidade adicionada pelo DLS inferior ao do solo, para promover alterações no teor de Mg na água do escoamento superficial.

As perdas de Mg na água do escoamento superficial são apresentadas na tabela 18. A perda foi de 1.411 g ha^{-1} média das perdas totais dos cultivos, valor este, próximo ao relatado por Bandeira, (2015), que encontrou 1.606 g ha^{-1} . O tratamento D100 apresentou as maiores perdas no milho e soja, e nos resíduos culturais o tratamento D50. No total dos cultivos, a maior perda ocorreu no tratamento D100, mas, a maior dose de DLS perdeu praticamente o mesmo que o tratamento sem DLS. Desta forma, não é possível afirmar que as maiores perdas de Mg no tratamento D100, foram exclusivas do uso do DLS, já que o tratamento D200 foi o que menos perdeu Mg. Portanto a alta quantidade de Mg presente no solo, assim como ocorreu para o Ca, pode ser responsável pela maior perda de Mg, no tratamento sem DLS, concordando com Bertol (2005), que também não verificou efeito do DLS sobre as perdas de Mg.

Tabela 17 - Concentração de Mg na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Média	Desvio padrão
..... mg L ⁻¹						
.....Milho.....						
D200	1,8	2,1	2,1		2,0	0,1
D100	2,1	1,7	2,1		2,0	0,2
D50	1,3	1,6	2,1	*	1,7	0,3
D0	1,3	1,7	1,8		1,6	0,2
Média	1,6	1,8	2,0		1,8	
Desvio padrão	0,3	0,2	0,1			
.....Soja.....						
D200	1,7	1,2	1,1	2,8	1,7	0,6
D100	2,8	1,9	1,4	2,8	2,2	0,6
D50	3,5	1,3	1,3	2,7	2,2	0,9
D0	2,3	1,3	1,4	2,5	1,9	0,5
Média	2,6	1,4	1,3	2,7	2,0	
Desvio padrão	0,6	0,2	0,1	0,1		
.....Resíduos culturais.....						
D200	2,5	3,9	2,2	3,8	3,1	0,8
D100	1,7	3,2	0,8	3,6	2,3	1,1
D50	1,7	3,3	1,7	3,8	2,6	0,9
D0	2,1	3,0	2,1	2,9	2,5	0,4
Média	2,0	3,3	1,7	3,5	2,6	
Desvio padrão	0,3	0,3	0,5	0,3		
.....Média dos cultivos.....						
D200	2,0	2,4	1,8	3,3	2,4	0,5
D100	2,2	2,3	1,4	3,2	2,3	0,5
D50	2,2	2,1	1,7	3,3	2,3	0,5
D0	1,9	2,0	1,8	2,7	2,1	0,3
Média	2,1	2,2	1,7	3,1	2,3	
Desvio padrão	0,1	0,1	0,1	0,2		

* Não realizado. Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

Tabela 18 - Perda de Mg solúvel na água do escoamento superficial, em função da dose de DLS, por teste de chuva (T) e por cultivo (média das repetições).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Total	Desvio padrão
..... g ha ⁻¹						
.....Milho						
D200	479	756	199		1.434	186
D100	651	816	423	*	1.890	138
D50	265	649	240		1.154	176
D0	306	783	338		1.427	205
Média	425	751	300		1.476	173
Desvio padrão	140	51	81			
.....Soja						
D200	403	87	19	280	789	144
D100	730	338	51	363	1.482	180
D50	710	173	29	228	1.141	213
D0	473	104	39	276	891	151
Média	579	176	34	287	1.076	
Desvio padrão	141	81	11	38		
.....Resíduos Culturais						
D200	389	654	127	458	1.628	149
D100	408	542	358	366	1.673	62
D50	506	645	300	579	2.029	104
D0	388	606	140	321	1.456	133
Média	423	612	231	431	1.697	
Desvio padrão	42	38	98	87		
.....Total dos Cultivos						
D200	1.271	1.497	344	738	3.850	422
D100	1.789	1.696	832	729	5.046	481
D50	1.481	1.467	569	807	4.324	393
D0	1.167	1.493	517	597	3.774	386
Média	1.427	1.538	565	718	4.248	
Desvio padrão	208	79	135	60		

* Não realizado. Fonte: Elaborado pelo Autor, 2017.

7 Conclusões

1. A produtividade de grãos de milho e soja e de resíduos culturais da parte aérea das culturas aumenta com o aumento da dose de dejetos líquidos de suínos aplicado no solo, tendo sido, ainda maiores do que a condição sem dejetos.

2. O aumento da dose de dejetos líquidos de suínos melhorou os atributos químicos, em especial o teor de fósforo na camada superficial.

3. Não houve melhora dos atributos físicos do solo após a aplicação do dejetos líquidos de suínos.

3. As perdas de água não foram influenciadas pelo aumento da dose de dejetos líquidos de suínos aplicado no solo, sem influência também do dejetos em relação à ausência dele; as perdas de solo aumentaram com o aumento da dose de dejetos, no entanto, quando se comparam as condições com dejetos e sem dejetos, essas perdas foram maiores na condição sem dejetos.

4. O aumento da dose de dejetos líquidos de suínos aplicado no solo aumentou as concentrações e as perdas totais de fósforo na água de enxurrada, sem influência sobre os demais nutrientes, potássio, cálcio e magnésio; tanto as concentrações quanto as perdas totais, foram maiores na água de enxurrada dos tratamentos com dejetos do que a condição sem dejetos.

8 Considerações

Em pesquisas futuras na mesma linha deste trabalho, recomenda-se aplicar no máximo até duas doses de dejetos líquidos de suínos, visto que na presente pesquisa, houve pouco ou quase nenhum resultado da variação das doses, pelo fato do dejetos apresentarem baixa concentração de nutrientes. Sendo assim, recomenda-se que seja definida a quantidade de dejetos a ser aplicada em função do teor de P, em sintonia com a nova legislação sobre o uso de dejetos líquidos de suínos. Também recomenda-se utilizar gramíneas para cultivos, visto que apresentam maior resposta quanto à produção de massa seca, após o uso de dejetos líquidos de suínos, do que leguminosas.

9 Referências

AGNE, S. A.; KLEIN, V. A. Matéria orgânica e atributos físicos de um latossolo vermelho após aplicações de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 7, p. 720-726, 2014.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2101-2111, 2008.

ALBERTS, E. E.; MOLDENHAUER, N. C.; FOSTER, G. R. Soil aggregates and primary particles transported in rill and interrill-flow. **Soil Sci. Soc. of Am. J.**, Madison, v. 44, n. 3, p.590-595, 1980.

ALVES, M. V. et al. Macrofauna do solo influenciada pelo uso de fertilizantes químicos de dejetos de suínos no oeste do Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 589-598, 2008.

ANDREOLA, F. et al. A cobertura vegetal de inverno e a adubação orgânica e , ou , mineral influenciando a sucessão feijão/milho. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 867-874, 2000.

ARRUDA, C. A. O. et al. Aplicação de dejetos suíno e estrutura de um latossolo vermelho sob semeadura direta. **Ciência Agrotécnica**, Lavras, v. 34, n. 4, p. 804-809, jul-ago 2010.

ASSMANN, T. S. et al. Desempenho da mistura forrageira de aveia-preta mais azevém e atributos químicos do solo em função da aplicação de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1515-1523, 2007.

BADELUCCI, M. P. Infiltração de água e perdas por erosão em diferentes métodos de melhoramento da pastagem nativa. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, 1997. 140.

BANDEIRA, D. H. Sistemas de manejo do solo sob aplicação de dejetos líquidos de suínos: propriedades físicas e químicas do solo e erosão hídrica. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo). **Centro de Ciências Agroveterinárias /Universidade do Estado de Santa Catarina**, p. 140, 2015.

BARBOSA, F. T. Erosão hídrica em três formas de semeadura de aveia e ervilhaca em um cambissolo húmico: perdas de nutrientes e carbono orgânico. 2008. 75 f. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo) - Centro de Ciências Agroveterinárias /Universidade do Estado de Santa Catarina.

BARBOSA, F. T. Comprimento crítico de declive relacionado à erosão hídrica, em diferentes tipos e doses de resíduo em duas direções de semeadura direta. Tese (Doutorado em Manejo do Solo). **Centro de Ciências Agroveterinárias /Universidade do Estado de Santa Catarina**, p. 101, 2011.

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

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e Função da Matéria Orgânica. In: ARAÚJO SANTOS, G. **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. Cap. 02, p. 7-18.

BERTOL, I. et al. Propriedades físicas de um cambissolo húmico afetadas pelo tipo de manejo do solo. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 3, p. 555-560, 2001.

BERTOL, I. et al. Perdas de P e K por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 28, 2004. 485-494.

BERTOL, I. et al. Efeito de escarificação e da erosividade de chuva sobre algumas variáveis de valores de erosão hídrica em sistemas de manejo de um nitossolo háplico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 2008 747-757.

BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 657-668, 2000.

BERTOL, O. J. Contaminação da água de escoamento superficial e da água percolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta. Tese (Doutorado em Ciências Florestais). **Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.**, Curitiba, 2005. 209.

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**, Viçosa, v. 31, p. 781-792, 2007.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 5. ed. São Paulo: Ícone, 1990.355 p.

BOCOLI, M. E. et al. Soil chemical properties and maize yield under application of pig slurry biofertilizer. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 20, n. 1, p. 42-48, 2016.

BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução número 357. **Diário Oficial da União** de 18/03/2005. Brasília, 2005.

CABRAL, J. R. et al. Changes in chemical properties of dystrophic Red Latosol as result of swine wastewater application. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 2, p. 210-216, 2014.

CAOVILLA, . F. A. et al. Características químicas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Viçosa, v. 14, n. 7, p. 692-697, 2010.

CARVALHO, F.L.C.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa de doses e formas de manejo do resíduo cultural de trigo na redução da erosão hídrica do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 14: p. 227-234, 1990.

CASSOL, E.A.; LEVIEN, R.; ANGHINONI, I.; BADELUCCI, M.P. Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 26: p. 705-712, 2002.

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

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

CERETTA, C. A. et al. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 729-735, 2003.

CHEROBIM, V. F. et al. Water infiltration post-liquid dairy manure application in no-till Oxisol of Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Atlanta, GA, 2013. 104-111.

COGO, N. P. Effect of residue cover, tillage induced roughness, and slope length on erosion and related parameters. (Tese de Doutorado). **West Lafayette, Purdue University**, p. 346, 1981.

CONTI, L. et al. Interferência da adição de dejetos de suínos e cultivos de plantas no teor de fósforo no solo e suas espécies químicas na solução. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 774-787, 2015.

CORRÊA, J. C. et al. **Aplicações de Dejetos de Suínos e as Propriedades do Solo**. Concórdia, SC: Embrapa Suínos e Aves Circular Técnica 58, 2011. 18 p.

COSTA, M. S. S. M. et al. Atributos físicos do solo e produtividade do milho sob sistemas de manejo e adubações. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 8, p. 810-815, 2011.

CQFS/ RS-SC. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Núcleo Regional Sul. Comissão de Química e de Fertilidade do Solo -RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre, 2004. 400p

DAL BOSCO, T. Poluição difusa decorrente da aplicação de água residuária da suinocultura em solo cultivado com soja sob condições de chuva simulada.. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) –Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas. Universidade Estadual do Oeste do Paraná.**, Cascavel, 2007.

DIETER, J. Poluição difusa por fósforo devido a aplicação de água residuária da suinocultura sob condição de chuva simulada. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). **Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas-Universidade Estadual do Oeste do Paraná**, Cascavel, 2009. 51.

DORTZBACH, D. et al. Alterações nos atributos químicos em solos adubados com dejetos líquido de suínos na cultura do milho e na pastagem, em diferentes períodos de aplicação. **Revista Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v. 26, n. 3, p. 62-67, nov. 2014.

EPAGRI/CEPA. **Síntese anual da agricultura de Santa Catarina**. Florianópolis: Dioesc, 2016.

EGHBALL, B.; GILLEY, J.E. Phosphorus risk assessment index evaluation using runoff measurements. **Journal of Soil and Water Cons.** 56: p. 202-206, 2001.

ELLISON, W. D. Soil erosion studies. *Agricultural Engineering*, **St. Joseph**, v. 28, p. 145-147, 197-201, 245-248, 297-300, 349-351, 402-405, 442-444, 1947.

EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. **Documentos, 1**.Rio de Janeiro: Embrapa CNPS, 1997. 212p.

EMBRAPA- Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Solos do Estado de Santa Catarina. Rio de Janeiro, 2004. 726p. (**Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 46**)

EMBRAPA-Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3 ed. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 2013. 306p.

FATMA - Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina. **Instrução Normativa 11**. Suinocultura. [2014]. Disponível em: http://www.fatma.sc.gov.br/index.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=32&Itemid=83>. Acesso em: 10/11/2015.

FOSTER, G. R.; MEYER, L. D. Transport of soil particles by shallow flow. Trans. of the **ASAE, St. Joseph**, v. 15, p. 99-102, 1972.

FOSTER, G.R. Modelling the erosion process. In: HAAN, C.T.; JOHNSON, H.D.; BRAKENSIEK, D.L., eds. Hidrologic modelling of small watersheds. **St. Joseph, ASAE**, p. 297-380, 1982.

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

HAYNES, R. J.; SWIFT, S. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. **Journal of Soil Science**, 1990. 73-83.

HUDSON, N. W. **Soil Conservation**. 3. ed. Ithaca: Cornell University Press, 324p. 1995.

IAPAR -INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ . Recomendações gerais do encontro sobre uso do simulador de chuva em pesquisa de conservação de solo no Brasil. In: 1º Encontro nacional sobre pesquisa de erosão com simuladores de chuva, 7-11 de junho de 1975, Londrina. **Anais**. Londrina, 1975. p. 107-120.

INMET-INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA 2016. Rede de dados do Inemt – Estação de Lages -SC. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em 13/06/2016.

KEMPER, W. D. & CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C.A.; EVANS, D.D.; WHITE, J.L.; ENSMINGER, L.E. & CLARCK, F.E., eds. **Methods of soil analysis**. Part 1, Madison: American Society of Agronomy, p. 499-510, 1965.

LEVIEN, R.; COGO, N.P.; ROCKENBACH, C.A. Erosão na cultura do milho em diferentes sistemas de cultivo anterior e métodos de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 14: p. 73-80, 1990.

LEITE, D. et al. Erosão hídrica em um Nitossolo Háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. I - perdas de solo e água. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 1033-1044, 2004.

MATOS, A. T. et al. Características químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 44, p. 399-410, 1997.

MECABÔ , J. J. et al. Erosão hídrica influenciada por uma aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo cultivado em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 2014. 1601-1611.

MECABÔ, J. J. Influência de uma aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre atributos do solo e erosão hídrica em um Nitossolo Bruno. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo). **Centro de Ciências Agroveterinárias /Universidade do Estado de Santa Catarina**, Lages, 2013. 72.

MEDEIROS, F. A. Perda de solo, água e nutrientes com aplicação de dejetos líquidos bovinos em latossolo de textura franco argilo arenoso sob plantio direto e chuva natural. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). **Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná**, Curitiba, 2009.

MELLO, E. L. Erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo sob semeadura direta. (Dissertação). **Centro de Ciências Agroveterinárias - Universidade do Estado de Santa Catarina**, Lages, 2002. 88.

MELLO, E. L. et al. Perdas de solo e água em diferentes sistemas de manejo de um Nitossolo Háptico submetido à chuva simulada. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 901-909, 2003.

MEYER, L. D.; FOSTER, G. R. & NIKOLOV, S. Effect of flow rate and canopy on rill erosion. **Transactions of American Society of Agricultural Engineers**, 18:905-911, 1975.

MEYER, L.D.; WISCHMEIER, W.C.; FOSTER, G.R. Mulch rates required for erosion control on steep slopes. **Proc. Soil Sci. Soc. Am.**, 34: p. 928-931, 1970.

MORAES, M. T. **Efeito do dejetos líquidos de suínos nas propriedades físicas de um latossolo vermelho alumuninoférrico típico**. ANAIS. XIV Simpósio de Ensino, Pesquisa e Extensão: Responsabilidade socioambiental. Santa Maria: [s.n.]. 2010.

MORI, H. F. Perdas de solo, água e nutrientes em sistema de plantio direto sob aplicação de dejetos líquidos de bovinos e chuva simulada. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). **Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná**, Curitiba, 2008. 65.

MUELLER, D.H.; WENDT, R.C.; DANIEL, T.C. Phosphorus losses as affected by tillage and manure application. **Soil Sci. Soc. of Am. J.**, 48: p. 901-905, 1984.

MURPHY, J. & RILEY, J.P. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. **Anal. Chem. Acta**, 26:31-36, 1962.

OLIVEIRA, D. A.; PINHEIRO, A.; VEIGA, M. Effects of pig slurry application on soil physical and chemical properties and glyphosate mobility. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 1421-1431, 2014.

PEGORARO, T. Uso de efluente de biodigestor da suinocultura no cultivo de nabo forrageiro. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). **Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas- Universidade Estadual do Oeste do Paraná**, Cascavel, 2011. 83.

PELES, D. Perdas de solo, água e nutrientes sob aplicação de gesso e dejetos líquidos de suínos. **Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná**, Curitiba, 2007.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. **9º Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura**, Gramado, RS, p. 8-24, 2001.

PEREIRA, P. A. M. et al. Swine farm wastewater and mineral fertilization in corn cultivation. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 20, n. 1, p. 49-54, 2016.

RAMOS, J. C. Cobertura e rugosidade da superfície na proposição de indicadores de qualidade de um cambissolo húmico relacionados ao controle da erosão hídrica. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). **Centro de Ciências Agroveterinárias / Universidade do Estado de Santa Catarina**, p. 202, 2015.

RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A.; McCOOL, D.K.; YODER, D.C. **Predicting soil erosion by water**: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). U.S. Department of Agricultura, 384p. 1997. (Agriculture Handbook, 703)

SAMPAIO, S. C. et al. Comportamento das formas de Nitrogênio em solo cultivado com milho irrigado com água residuária da suinocultura. **Revista de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 1, p. 138-149, 2010.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. Propriedades químicas de um latossolo vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 123-131, 2007.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, n. 34, p. 1375-1383, 2010.

SCHICK, J. Fatores R e K da USLE e perdas de solo e água em sistemas de manejo sobre um cambissolo húmico em Lages, SC. Tese (Doutorado em Manejo do Solo). **Centro de Ciências Agroveterinárias /Universidade do Estado de Santa Catarina**, 2014. 150.

SCHICK, J. et al. Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II perda de Nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 437-447, 2000.

SEGANFREDO, M. A. **Gestão ambiental da suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. 302 p..

SHARPLEY, A.N.; CHAPRA, S.C.; WEDEPOHL, R.; SIMS, J.T.; DANIEL, T.C.; REDDY, K.R. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. **Journal of Environmental Quality**, v.23, p.437-451, 1994.

SHARPLEY, A.N.; MCDOWELL R.W.; KLEINMAN, P.T.A. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. **Plant and Soil**, 237: p. 287-307, 2001.

SHARPLEY, A.N.; MENZEL R.G.; SMITH, S.J.; RHOADES, E.D.; OLNESS, A.E. The sorption of soluble phosphorus by soil material during transport in runoff from cropped and grassed watersheds. **Journal of Environmental Quality**, 10: p. 211- 215, 1981.

SILVA, R. F. et al. Doses de dejetos líquidos de suínos na comunidade da fauna edáfica em sistema plantio direto e cultivo mínimo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 44, n. 3, p. 418-424, mar 2014.

SMANHOTTO, A. Aplicação de água residuária tratada de suinocultura em solo cultivado com soja. Tese.(Doutorado em Agronomia). **Faculdade de Ciências Agrônomicas / Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho**, p. 123, 2008.

SMITH, K. A.; JACKSON, D. R.; WITHERS, P. J. A. Nutrient losses by surface run-off following application of organic manures to arable land. 1 Nitrogen. **Environmental Pollution**, Atlanta , GA., 2001-A. 41-51.

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

SWANSON, N.P. Suggestions for the use of the rotatyng-boom field plot rainfall simulator to obtain data for application of the soil loss equation. Paraná, FAO, University of Nebraska, 1965. 58p. (**Relatório de consultoria**).

TEDESCO, M.J.; IANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. **Análise de solos, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p.

WISCHMEIER, W.H. Conservation tillage to control water erosion. **In Conservation Tillage, the proceedings of a National Conference. Soil Cons. Soc. Am.**, Ankeny: Iowa, 1973, 9p.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Washington: USDA, 1978. 58 p. (**Agricultural Handbook, 537**).

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. **Trans. Am. Geophys. Un.**, v. 39, n. 2, p. 285-291, 1958.

TAYLOR, S. A.; ASHCROFT, G. L. The physics of irrigated and nonirrigated soils. **Physical edaphology**, San Francisco, p. 532, 1972.

VEIGA, M. et al. Atributos físicos do solo em glebas com aplicação continuada de dejetos líquidos de suínos. **Revista Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v. 25, n. 2, p. 74-78, jul. 2012.

ZOLDAN JR., W. A. Rugosidade superficial do solo ocasionada por umaescarificação aplicada após cinco e meio anos de uso de sistemas de manejo do solo, e suas relações com a erosividade da chuva e erosão hídrica em um nitossolo háplico. Dissertação (Mestrado em Ci. do Solo). **Centro de Ciências Agroveterinárias / Universidade do Estado de Santa Catarina**, p. 114, 2006.

Apêndice

Apêndice A - Quantidade de P, K, Ca e Mg aplicado via DLS por tratamento

Tratamento	P	K	Ca	Mg
	kg ha ⁻¹		
D200	23,6	14,4	10,2	6,9
D100	11,7	7,2	5,2	3,4
D50	5,9	3,6	2,5	1,7
D0	0	0	0	0

Fonte: Elaborado pelo autor,2017. Massa seca do DLS: 1,9 %

Anexos

Anexo 1

Interpretação	P Mehlich-I				P- resina em lâmina	K Mehlich-I		
	Classe textural do solo (1)					CTC pH 7,0 cmolc/dm ³		
	1	2	3	4		> 15,0	5,1 – 15,0	≤ 5,0
	----- mg P/dm ³ -----					----- mg K/dm ³ -----		
Muito baixo	≤ 2,0	≤ 3,0	≤ 4,0	≤ 7,0	≤ 5,0	≤ 30	≤ 20	≤ 15
Baixo	2,1-4,0	3,1-6,0	4,1-8,0	7,1-14,0	5,1-10,0	31-60	21-40	16-30
Médio	4,1-6,0	6,1-9,0	8,1-12,0	14,1-21,0	10,1-20,0	61-90	41-60	31-45
Alto	6,1-12,0	9,1-18,0	12,1-24,0	21,1-42,0	20,1-40,0	91-180	61-120	46-90
Muito alto	>12,0	>18,0	>24,0	>42,0	>40,0	>180	>120	> 90

(1) Teor de argila: classe 1: >60%; classe 2: 60-41%; classe 3: 40-21%; classe 4: ≤ 20%.

Fonte: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Núcleo Regional Sul. Comissão de Química e de Fertilidade do Solo -RS/SC. Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10 ed. Porto Alegre, 2004. 400p