

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JAIR AUGUSTO ZANON

PERDA DE ÁGUA, SOLO E NUTRIENTES EM PLANTIO DIRETO SOB
APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO DE LONGO PRAZO E CHUVA
SIMULADA

CURITIBA

2019

JAIR AUGUSTO ZANON

PERDA DE ÁGUA, SOLO E NUTRIENTES EM PLANTIO DIRETO SOB
APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO DE LONGO PRAZO E CHUVA
SIMULADA

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

Orientadora: Profa. Dra. Nerilde Favaretto

Coorientador: Prof. Dr. Jeferson Dieckow

CURITIBA

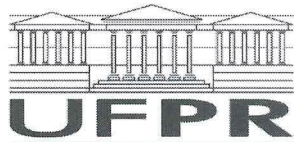
2019

Z33p Zanon, Jair Augusto
Perda de água, solo e nutrientes em plantio direto sob aplicação de dejetos líquidos bovinos de longo prazo e chuva simulada / Jair Augusto Zanon. - Curitiba, 2019.
51 p.: il.,

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo.
Orientadora: Nerilde Favaretto
Coorientador: Jeferson Dieckow

1. Produção agrícola - Paraná. 2. Plantio direto. 3. Resíduos de animais como fertilizantes. 4. Bovino - dejetos. 5. Escoamento. I. Favaretto, Nerilde (Orientadora). II. Dieckow, Jeferson (Coorientador). III. Título. IV. Universidade Federal do Paraná.

CDU 631.861



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR SETOR DE CIÊNCIAS AGRARIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO CIÊNCIAS DO SOLO -
40001016014P4

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em CIÊNCIAS DO SOLO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **JAIR AUGUSTO ZANON** intitulada: **Perda de água, solo e nutrientes em plantio direto sob aplicação de dejetos líquido bovino de longo prazo e chuva simulada**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 15 de Fevereiro de 2019.

NERILDE FAVARETTO

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

VOLNEI PAULETTI

Avaliador Interno (UFPR)

JEFERSON DIECKOW

Avaliador Interno (UFPR)

GABRIEL BARTH

Avaliador Externo (FUNDABC)

Aos meus familiares, amigos e a minha namorada Andressa, grande inspiração e incentivadora desta jornada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a Deus por me permitir que ao longo de todos estes anos vividos, pudesse alcançar meus sonhos e objetivos, pois sem Ele nada seria possível e não estaríamos aqui, desfrutando juntos desses momentos que nos foi tão importante.

Agradeço à Profa. Dra. Nerilde Favaretto por todo auxílio e motivação no desenvolvimento e realização do trabalho. Agradeço por todo apoio e valiosa orientação desde antes do início do mestrado. Ao longo destes dois anos foram desenvolvidos projetos de pesquisa de relevante importância, que com certeza levarei como aprendizado por toda minha carreira profissional.

A Fundação ABC pela parceria e acompanhamento nas realizações das atividades a campo, bem como o apoio e a estrutura oferecida nas cidades de Castro-PR e Ponta Grossa-PR, por terem permitido que trabalhasse em suas terras, confiando e apoiando na realização deste trabalho.

A minha namorada Andressa, pela compreensão, apoio e incentivo de suma importância nesta etapa.

Aos meus colegas de pós-graduação, Gabriel, Aline, Gustavo, Yasser, Ricardo, Bruna e Mariana, pelos momentos compartilhados.

A toda a minha família, por serem tão especiais e presentes em minha vida.

Agradeço também a todos os amigos próximos, que me incentivaram e apoiaram em diversos momentos ao longo desta trajetória, principalmente nos períodos mais difíceis.

É possível repousar sobre qualquer dor de qualquer desventura, menos sobre o arrependimento. No arrependimento não há descanso nem paz, e por isso é a maior ou a mais amarga de todas as desgraças. (GIACOMO, 1798/1837)

RESUMO

A utilização de dejetos líquidos bovinos (DLB) de longo prazo tem-se mostrado viável para a produção agrícola, porém o uso de forma inadequada pode gerar problemas ambientais com poluentes associados ao escoamento superficial. Este trabalho teve por objetivo avaliar o efeito da aplicação de DLB de longo prazo (doze anos) em áreas sob plantio direto na perda de água, solo e nutrientes via escoamento superficial com chuva simulada de alta intensidade, sobre resíduo da cultura de milho após um longo intervalo da aplicação de dejetos líquidos bovinos. O experimento foi instalado em 2005 na Estação Experimental da Fundação ABC, no município de Ponta Grossa, Paraná. Os tratamentos foram constituídos de quatro doses de DLB (0, 60, 120 e 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹) com três repetições. A chuva foi simulada com intensidade de 60 mm h⁻¹ sobre a palhada do milho, três meses após a colheita, antes do plantio de inverno e, oito meses após a última aplicação de DLB, o qual foi aplicado em superfície no plantio da cultura de milho. O escoamento superficial foi coletado em diferentes intervalos de tempo até atingir 90 minutos. As perdas de água foram avaliadas em cada intervalo de coleta, enquanto que os indicadores de qualidade da água foram analisados nas amostras compostas (10, 20, 30, 60 e 90 minutos). Foram realizadas as seguintes determinações: sedimentos totais, pH, turbidez, condutividade elétrica, nitrogênio, fósforo e carbono. De modo geral, os resultados indicam aumento nas perdas de água e sedimento e nas concentrações e perdas de nutrientes com a aplicação de DLB (120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹) em chuva de alta intensidade (60 mm h⁻¹). O fósforo solúvel constituiu 82% do fósforo total, do qual 91% é de fósforo biodisponível, sendo as principais frações encontradas no escoamento superficial. O efeito positivo na qualidade do solo com a utilização de DLB de longo prazo não foi suficiente para reduzir as perdas via escoamento superficial em chuva intensa, mesmo com presença de palhada e ausência do selamento superficial imediato (chuva simulada oito meses após aplicação do dejetos). Esses resultados sugerem a necessidade de práticas conservacionistas complementares ao sistema plantio direto para evitar a entrada do escoamento nos cursos de água em eventos de intensa precipitação e assim evitar problemas com poluição da água.

Palavras-chave: Escoamento superficial. Resíduo orgânico. Nutrientes. Qualidade da água.

ABSTRACT

The utilization of liquid dairy manure (LDM) at long-term has proven viable for agricultural production, however the inappropriate use may generate environmental problems, such as pollutants associated with surface runoff. The aim of this work was to evaluate the effect of long-term application of LDM (twelve years) in no-tillage for water, soil and nutrients losses by surface runoff under intense simulated rainfall on crop residue of maize and long interval after liquid dairy manure application. The experiment was installed in 2005 at the ABC Foundation Experimental Station in Ponta Grossa, Paraná, Brazil. The treatments consisted of four rates of LDM (0, 60, 120 and 180 m³ ha⁻¹ year⁻¹) with three replicates. The simulated rainfall with intensity of 60 mm h⁻¹ was applied before winter sowing under corn straw, three months after the harvest, eight months after the last application of LDM, which was applied at surface in the corn sowing. The surface runoff was collected at different time intervals until reaching stabilization, with collection of at least 90 minutes. The water losses were evaluated at each collection interval until runoff stabilization, while the water quality indicators were analyzed in the composite samples (10, 20, 30, 60 and 90 minutes). The following determinations were made: pH, turbidity, sediments, electrical conductivity, nitrogen, phosphorus and carbon. In general, the results indicate increase water and sediment losses and nutrient concentrations and losses with LDM application (120 m³ ha⁻¹ year⁻¹) in high intensity rainfall (60 mm h⁻¹). The dissolved reactive phosphorus constituted 82% of total phosphorus, of which 91% is bioavailable, being the main fraction found in surface runoff. The positive effect on soil quality with the use of long-term LDM was not sufficient to reduce the losses through runoff in heavy rainfall, even with presence of straw and absence of immediate surface sealing (simulated rainfall eight months after application of manure). These results suggest the need for complementary conservation practices with the no-tillage system to prevent the input of runoff in water courses during events of intense precipitation and thus avoid problems with water pollution.

Keywords: Surface runoff. Manure. Nutrients. Water quality.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DAS UNIDADES EXPERIMENTAIS DELIMITADAS POR CHAPAS DE METAL, COM O SIMULADOR DE CHUVA INSTALADO AO FUNDO.....	18
FIGURA 2 – ILUSTRAÇÃO DAS PARCELAS COM ÁREA DE 1,0 m ² UTILIZADA NO EXPERIMENTO COM SIMULADOR DE CHUVA.....	19
FIGURA 3 - TAXA DE PERDA DE ÁGUA (A) E PERDA DE SEDIMENTO (B) POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL APÓS AS APLICAÇÕES DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO.....	23
FIGURA 4 - CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL (PT), FÓSFORO SOLÚVEL (PS), FÓSFORO PARTICULADO (PP) E FÓSFORO BIODISPONÍVEL (PB) NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h ⁻¹	29
FIGURA 5 - CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL (NT), NITROGÊNIO PARTICULADO (NP), NITROGÊNIO NA FORMA DE NITRATO (N-NO ₃ ⁻) E NITROGÊNIO NA FORMA DE AMÔNIO (N-NH ₄ ⁺) NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h ⁻¹	34
FIGURA 6 - CONCENTRAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT) NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h ⁻¹	38

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO NA ÁREA ESTUDADA ANTES DA INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO EM 2005, NA PROFUNDIDADE 0-0,2 m.....	17
TABELA 2 – ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO NA ÁREA ESTUDADA ANTES DA INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO EM 2005, NA PROFUNDIDADE 0-0,2 m.....	17
TABELA 3 – VALORES MÉDIOS DE MASSA SECA DE COBERTURA (MSC), DECLIVIDADE, AVALIAÇÃO VISUAL DA ESTRUTURA DO SOLO (VESS) E ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO (0-5 cm) NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB).....	21
TABELA 4 – PERDA ACUMULADA DE ÁGUA E SEDIMENTO NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE DE 60 mm h ⁻¹	24
TABELA 5 – INFILTRAÇÃO E ESCOAMENTO SUPERFICIAL NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) AJUSTADO PARA 60 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE DE 60 mm h ⁻¹	26
TABELA 6 – VALORES MÉDIOS DE TURBIDEZ, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE) E pH NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE DE 60 mm h ⁻¹	28
TABELA 7 – CONCENTRAÇÃO MÉDIA PONDERADA E PERDA ACUMULADA DE FÓSFORO TOTAL (PT), FÓSFORO SOLÚVEL (PS), FÓSFORO PARTICULADO (PP), FÓSFORO BIODISPONÍVEL (PB), FÓSFORO PARTICULADO BIODISPONÍVEL (PPB) E FÓSFORO PARTICULADO NÃO BIODISPONÍVEL (PPNB), NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h ⁻¹	30
TABELA 8 – PORCENTAGEM DE FÓSFORO SOLÚVEL (PS), FÓSFORO PARTICULADO (PP), FÓSFORO BIODISPONÍVEL (PB), FÓSFORO PARTICULADO BIODISPONÍVEL (PPB) E FÓSFORO PARTICULADO NÃO BIODISPONÍVEL (PPNB) EM RELAÇÃO DA	

CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL (PT) NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h ⁻¹	32
TABELA 9 – CONCENTRAÇÃO MÉDIA PONDERADA E PERDA ACUMULADA DE NITROGÊNIO TOTAL (NT), NITROGÊNIO PARTICULADO (NP), NITROGÊNIO NA FORMA DE NITRATO (N-NO ₃ ⁻) E NITROGÊNIO NA FORMA DE AMÔNIO (N-NH ₄ ⁺), NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h ⁻¹	35
TABELA 10 – PORCENTAGEM DE NITROGÊNIO PARTICULADO (NP), NITROGÊNIO NA FORMA DE NITRATO (N-NO ₃ ⁻) E NITROGÊNIO NA FORMA DE AMÔNIO (N-NH ₄ ⁺), EM RELAÇÃO AO NITROGÊNIO TOTAL (NT), NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h ⁻¹	37
TABELA 11 – CONCENTRAÇÃO MÉDIA PONDERADA E PERDA ACUMULADA DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT), NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h ⁻¹	38

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

DLB	- Dejeito Líquido bovino
PT	- Fósforo total
PS	- Fósforo solúvel
PP	- Fósforo particulado
PB	- Fósforo biodisponível
PPB	- Fósforo particulado biodisponível
PPNB	- Fósforo particulado não biodisponível
NT	- Nitrogênio total
NP	- Nitrogênio particulado
N-NO ₃ ⁻	- Nitrogênio na forma de nitrato
N-NH ₄ ⁺	- Nitrogênio na forma de amônio
COT	- Carbono orgânico total

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 MATERIAL E MÉTODOS	17
2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL	17
2.2 INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO COM CHUVA SIMULADA	18
2.3 MASSA SECA DE COBERTURA, DECLIVIDADE, ANÁLISE VISUAL DA ESTRUTURA DO SOLO (VESS) E ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO	20
2.4 COLETA E ANÁLISE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL	21
2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA	23
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	23
3.1 PERDA DE ÁGUA E SEDIMENTO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL	23
3.2 PH, TURBIDEZ E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	27
3.3 CONCENTRAÇÃO E PERDA DE FÓSFORO NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL 28	
3.4 CONCENTRAÇÃO E PERDA DE NITROGÊNIO NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL	33
3.5 CONCENTRAÇÃO E PERDA DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL	38
4 CONCLUSÕES	40
REFERÊNCIAS	41

1 INTRODUÇÃO

A região dos Campos Gerais, no Estado do Paraná, é pioneira no sistema plantio direto, com alta tecnologia e rendimentos agrícolas (BRIEDIS et al., 2018; CAIRES et al., 2016; NETO et al., 2012). Essa região também se destaca pela produção leiteira em sistema confinado. Castro, município pertencente a região dos Campos Gerais é o maior produtor de leite do Brasil, com produção anual de 250 milhões de litros (IBGE, 2017). A intensa atividade de pecuária leiteira gera uma quantidade de dejetos que, por sua vez, pode ser utilizado como fonte de nutrientes na produção agrícola (HOODA et al., 2000; JOSHI e WANG, 2018). Por outro lado, a aplicação de dejetos na agricultura pode ocasionar poluição dos cursos de água.

O fósforo está associado com a eutrofização e o nitrogênio além da eutrofização, está relacionado com problemas de saúde humana e efeitos tóxicos na vida aquática (FAN et al., 2017; YANG et al., 2015). O fósforo é frequentemente insolúvel e transportado principalmente por escoamento superficial, enquanto que o nitrogênio é altamente solúvel e prontamente lixiviado (SHARPLEY e WANG, 2014).

Estudos com aplicação de dejetos e precipitação pluviométrica logo após a aplicação apontam para efeitos negativos, como o aumento da perda de água, solo e nutrientes por escoamento superficial (BERTOL et al., 2007; CHEROBIM et al., 2017; MORI et al., 2009), enquanto que, estudos que avaliam o efeito da aplicação de longo prazo encontram resultados positivos (ALLEN e MALLARINO, 2008; GILLEY e RISSE, 2000; WEI et al., 2017).

O efeito negativo do dejetos no aumento do escoamento superficial, possivelmente está relacionado com a formação do selamento superficial (AZEEZ e VAN AVERBEKE, 2010; ROBERTS e CLANTON, 2001). CHEROBIM et al. (2018) estudaram como a formação do selamento superficial afeta a condutividade hidráulica em solos com aplicação de dejetos e, devido ao não intervalo entre a aplicação do DLB e o evento de precipitação de no mínimo 7 dias, o solo desenvolveu o selamento superficial após o evento de precipitação.

O efeito positivo da aplicação de dejetos na redução do escoamento superficial e erosão está relacionado com a melhoria principalmente dos atributos físicos do solo (GILLEY et al., 2007; MAZUR e MAZUR, 2015; KULHÁNEK et al., 2014) atuando de forma direta pela entrada de carbono e nutrientes e indireta pela melhoria da produção vegetal (KÖRSCHENS et al., 2014; MALTAS et al., 2013).

Apesar dos efeitos positivos nos atributos físicos do solo com aplicação de dejetos de longo prazo, experimentos com chuva simulada de alta intensidade indicam um elevado potencial de perdas via escoamento superficial (MACHOLDT et al., 2018; ZHANG, 2009). As maiores perdas via escoamento superficial com chuva de alta intensidade estão associadas ao efeito da energia cinética, a condição de selamento superficial e a hidrofobicidade, principalmente em evento logo após a aplicação de dejetos (BRETHERTON et al., 2018; ABUDI et al., 2012). No entanto, mesmo com grande intervalo entre a aplicação de dejetos e a chuva, estes efeitos podem permanecer elevando o potencial de perda via escoamento superficial (SHIGAKI et al., 2006; TABBARA, 2003).

Na agricultura é fundamental a adoção de práticas conservacionistas e estratégias para reduzir as perdas de poluentes potenciais pelo escoamento superficial, e a otimização da aplicação de dejetos deve ser realizada visando os benefícios agronômicos e ao meio ambiente, incluindo a qualidade da água (SHARARA et al., 2017; SHARPLEY et al., 2018).

O presente trabalho tem como objetivo avaliar o efeito da aplicação de dejetos líquido bovino (DLB) de longo prazo (doze anos) nas perdas de água, solo e nutrientes (nitrogênio, fósforo e carbono) via escoamento superficial, em sistema plantio direto e chuva simulada de alta intensidade após oito meses da aplicação do dejetos e três meses após a colheita da cultura do milho, ou seja, sem ação do selamento superficial causado imediatamente após a aplicação do dejetos. Espera-se contribuir na definição de melhores práticas de manejo do solo respondendo o seguinte questionamento: O efeito positivo da aplicação de DLB de longo prazo nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo consegue reduzir as perdas de água, solo e nutrientes em condições de alta intensidade pluviométrica.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O experimento foi conduzido na Estação Experimental da Fundação ABC, município de Ponta Grossa, Paraná, em uma área de encosta a 853 metros de altitude com 13% de declividade média (Coordenadas geográficas 50°09'12.12" W, e 25°00'41.04" S), sobre Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico, textura franco argilo-arenosa (ABBOUD et al., 2018). O clima da região é subtropical, com verões amenos, do tipo Cfb (KÖPPEN, 1936), com precipitação anual média de 1554 mm, série histórica de 1954 a 2001 (IAPAR, 2019).

O experimento foi instalado em novembro de 2005, em área com plantio direto consolidado há mais de 15 anos. O sistema utilizado é o de rotação de culturas com aveia preta, aveia branca e trigo no inverno e soja e milho no verão. Os atributos físicos e químicos estão presentes nas TABELAS 1 e 2, respectivamente.

TABELA 1 – ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO NA ÁREA ESTUDADA ANTES DA INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO EM 2005, NA PROFUNDIDADE 0-0,2 m.

Argila	Silte	Areia	DMP	DS	Porosidade (%)		CH
-----g Kg ⁻¹ -----			mm	g cm ⁻³	micro	macro	mm h ⁻¹
228	33	739	1,33	1,5	28	15	47

LEGENDA: DMP: diâmetro médio ponderado; DS: densidade do solo; CH: condutividade hidráulica.

FONTE: Adaptado de ABBOUD et al. (2018).

TABELA 2 – ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO NA ÁREA ESTUDADA ANTES DA INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO EM 2005, NA PROFUNDIDADE 0-0,2 m.

pH (CaCl ₂)	Al	H+Al	Ca	Mg	K	P (mehlich ⁻¹)	C
	-----cmol _c dm ⁻³ -----					mg dm ⁻³	g dm ⁻³
5,1	0	3,5	3,7	0,7	0,2	19	13,2

FONTE: Adaptado de ABBOUD et al. (2018).

Os tratamentos foram constituídos de quatro doses de dejetos líquido bovino (0, 60, 120 e 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹) e distribuídos no delineamento experimental de blocos ao acaso, com três repetições, totalizando doze unidades experimentais. Trata-se de um experimento com adubação de fertilizantes minerais de acordo com a recomendação para cada cultura, mais a adubação de DLB. Cada unidade

experimental corresponde a 3,5 m de largura por 8,5 m de comprimento, totalizando 29,75 m² delimitadas por chapas galvanizadas de 0,10 m de altura, introduzidas a 0,05 m no solo (FIGURA 1). Maiores detalhes sobre o histórico do experimento, bem como a caracterização do dejetos aplicado e quantidade de nutrientes via fertilização mineral e DLB, podem ser obtidos em ABBOUD et al. (2018).

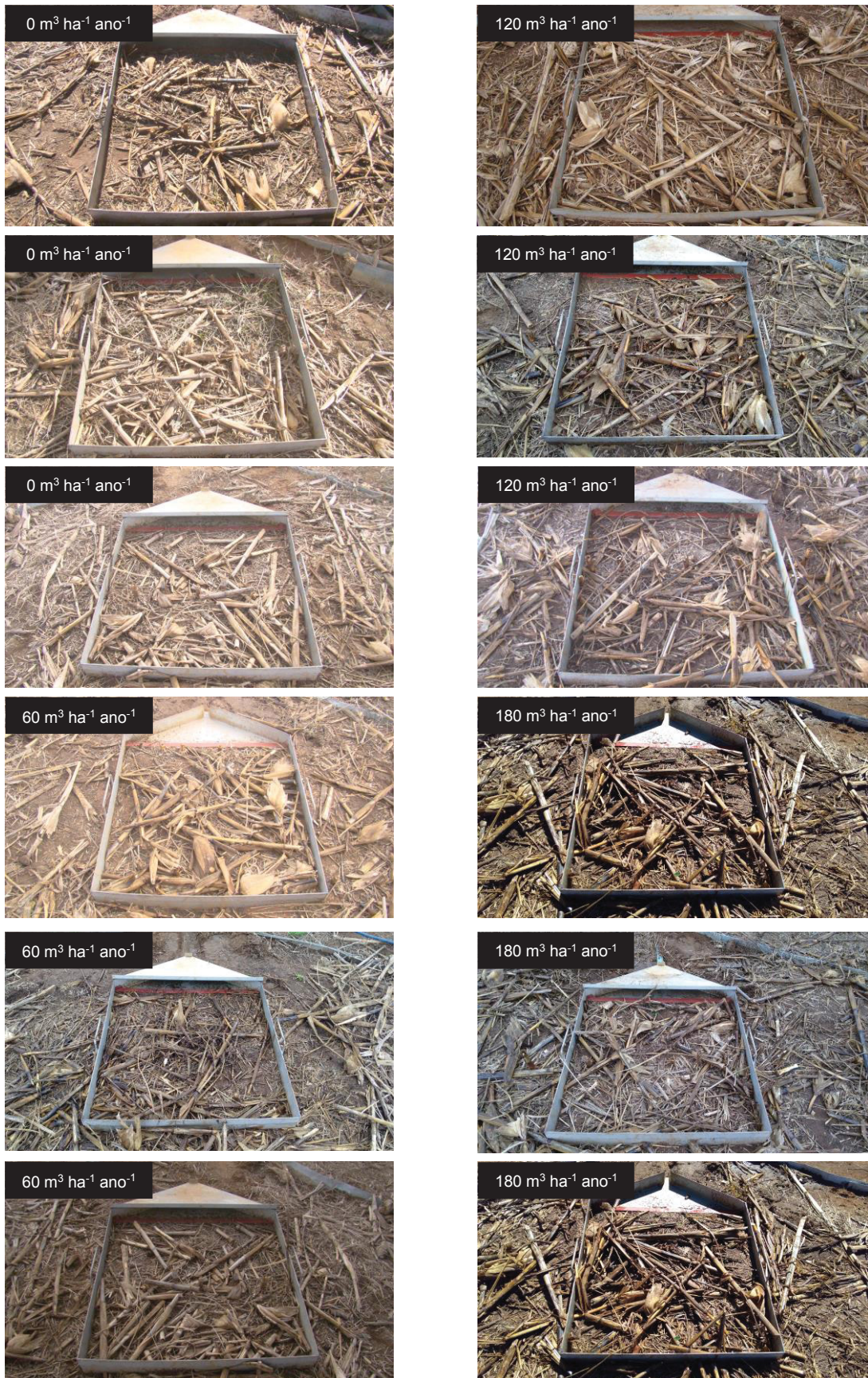
FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DAS UNIDADES EXPERIMENTAIS DELIMITADAS POR CHAPAS DE METAL, COM O SIMULADOR DE CHUVA INSTALADO AO FUNDO.



2.2 INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO COM CHUVA SIMULADA

Em cada unidade experimental de 29,75 m² foi delimitada uma parcela de 1,0 m² (1,0m x 1,0m), com chapa de zinco de 0,1 m de altura e introduzida a 0,05 m de profundidade no solo (KINNELL, 2016), possuindo uma calha coletora do escoamento superficial em sua parte inferior (FIGURA 2).

FIGURA 2 – ILUSTRAÇÃO DAS PARCELAS COM ÁREA DE 1,0 m² UTILIZADA NO EXPERIMENTO COM SIMULADOR DE CHUVA.



Sobre cada parcela, foi instalada, a uma altura de 2,4 m da superfície do solo, o simulador de chuva sob uma estrutura de metal transportável. A estrutura foi protegida para evitar interferência dos ventos (NESPOR e SEVRUK, 1999). O simulador de chuva utilizado foi do tipo nozzle, equipado com bico Veejet 80.100 (MEYER e MCCUNE, 1958). A intensidade de chuva aplicada foi de 60 mm h^{-1} , a qual corresponde à intensidade máxima de chuva provável para um evento de 60 minutos com um tempo de retorno de 20 anos para região de Ponta Grossa, Paraná (FENDRICH, 2003).

Devido a necessidade de simular adequadamente os padrões de intensidade de chuva, foi realizado o ajuste no padrão de precipitação para aplicar a intensidade de 60 mm h^{-1} em todos os eventos e unidades experimentais. Ao início de cada evento de simulação de chuva, foram coletadas três amostras da chuva em três diferentes tempos para verificar a intensidade real da chuva.

A chuva simulada de intensidade de 60 mm h^{-1} foi aplicada em junho de 2017, antes do plantio da cultura de trigo sobre a palhada da cultura do milho. A última aplicação de dejetos foi realizada outubro de 2016, logo após o plantio da cultura do milho, portanto o experimento com chuva simulada foi conduzindo oito meses após a aplicação de DLB e três meses após a colheita da cultura do milho, realizada no final de fevereiro de 2017.

2.3 MASSA SECA DE COBERTURA, DECLIVIDADE, ANÁLISE VISUAL DA ESTRUTURA DO SOLO (VESS) E ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO

Para a obtenção da massa seca de cobertura (MSC) foram retiradas duas subamostras de $0,04 \text{ m}^2$ dentro de cada parcela após a realização da chuva simulada. As amostras foram secas em estufa a 60° C até peso constante por 48 horas. A massa foi aferida em balança de precisão e convertida para área de 1 m^2 (TABELA 3).

A declividade foi medida com régua graduada e nível, através da inclinação que a superfície do terreno possui em relação ao plano horizontal, sendo a declividade expressa em porcentagem (TABELA 3).

Na área central de cada parcela após a chuva simulada, foi realizada a avaliação visual da estrutura do solo (VESS) – (Visual Evaluation of Soil Structure). Foi retirado um monólito de solo de 0,2 m de largura, 0,15 m de espessura e 0,25 de

profundidade. O solo foi quebrado manualmente ao longo das linhas de fratura e separado em camadas sendo atribuídos notas utilizando chave visual (BALL et al., 2007) que varia de 1 a 5, sendo que quanto maior o score pior a qualidade estrutural do solo (TABELA 3).

Para análise química do solo (TABELA 3) foram coletadas amostras de solo de 0-5 cm no centro das parcelas após a chuva simulada, sendo o Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e P extraídos pelo método da resina, o Al^{3+} extraído por KCl, a matéria orgânica pelo método do dicromato de sódio e o pH obtido por CaCl_2 .

TABELA 3 – VALORES MÉDIOS DE MASSA SECA DE COBERTURA (MSC), DECLIVIDADE, AVALIAÇÃO VISUAL DA ESTRUTURA DO SOLO (VESS) E ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO (0-5 cm) NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB).

		DLB ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)			
		0	60	120	180
MSC	Kg m^{-2}	0,409	0,511	0,551	0,489
Declividade	%	6	6	6	6
VESS	-	1	1	1	1
Matéria orgânica	g dm^{-3}	26,0	28,0	35,3	39,7
pH (CaCl_2)	-	5,7	5,9	6,0	5,9
H+Al	$\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$	1,5	1,6	1,7	1,7
Al	$\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$	0	0	0	0
Ca	$\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$	4,5	5,3	6,3	7,3
Mg	$\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$	2,4	3,4	3,7	4,0
K	$\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$	0,4	0,4	0,6	0,4
P	mg dm^{-3}	63,0	104,0	143,3	180,3

2.4 COLETA E ANÁLISE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

O volume do escoamento superficial foi coletado em baldes plásticos e posteriormente medido em provetas graduadas. Foram realizadas medições do volume de escoamento por intervalo de tempo sob a chuva simulada, sendo cada intervalo de tempo de coleta: 1, 2, 3, 4, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60, 70, 80 e 90 minutos após o início do escoamento superficial.

Em seguida, o escoamento foi homogeneizado para obter amostras compostas em 10, 20, 30, 60 e 90 minutos, sendo uma alíquota de 500 mL transferida para garrafa plástica e congelada para posterior análise.

Após o descongelamento das amostras em temperatura ambiente determinou-se pH, turbidez, condutividade elétrica e concentração de sedimento e nutrientes na forma solúvel, particulada e total.

pH, condutividade elétrica e turbidez foram determinados em amostra não filtrada através da medição por aparelho multiparâmetro da marca Hanna e, por turbidímetro da marca Quimis.

Para determinação de sólidos totais (sedimentos), foi retirada uma alíquota em que fosse possível obter um residual de no mínimo 10 % (no mínimo 50 mL de volume) e, após secagem em estufa a 105 °C foi determinada a concentração (APHA, 1995).

Foi determinado a fração solúvel dos nutrientes nas amostras filtradas em membrana de éster de celulose de 0,45 µm de poro. O nitrogênio na forma de nitrato (N-NO_3^-) foi determinado por espectrofotometria de absorção ultravioleta com redução química com zinco (NORMAN e STUCKI, 1981; HEINZMANN et al., 1984). A metodologia para determinação de nitrogênio na forma de amônio (N-NH_4^+) foi a do fenato (APHA, 1995). O fósforo solúvel foi obtido por leitura em espectrômetro de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES VARIAN 720-ES).

Para determinação da fração total foram utilizadas amostras não filtradas. O nitrogênio total foi extraído a partir da digestão Kjeldahl e determinado pelo método do fenato (APHA, 1995). O fósforo total foi extraído por digestão com ácido nítrico e ácido clorídrico em micro-ondas (USEPA, 2007) e determinado em ICP. O fósforo biodisponível foi extraído pelo método da membrana de filtro impregnada por óxido de ferro, de acordo com MYERS e PIERZYNSKI (2000) com adaptações de SHARPLEY (1993) e determinado por ICP. O carbono orgânico total foi determinado pela oxidação com dicromato de potássio (método Walkey-Black) sem aquecimento adaptado da metodologia de determinação da demanda química de oxigênio (APHA, 1995; BOYD e TUCKER, 1992).

A concentração média ponderada dos nutrientes foi obtida considerando a concentração do nutriente e o volume do escoamento superficial em cada intervalo de tempo de coleta. Enquanto que a perda de solo e nutrientes foi obtida em cada intervalo de tempo de coleta e no acumulado no período de chuva simulada.

A infiltração foi calculada por diferença entre a precipitação e o escoamento superficial, sendo a taxa de escoamento superficial obtida pelos valores da taxa final do escoamento superficial, ajustado para 60 mm h⁻¹.

2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

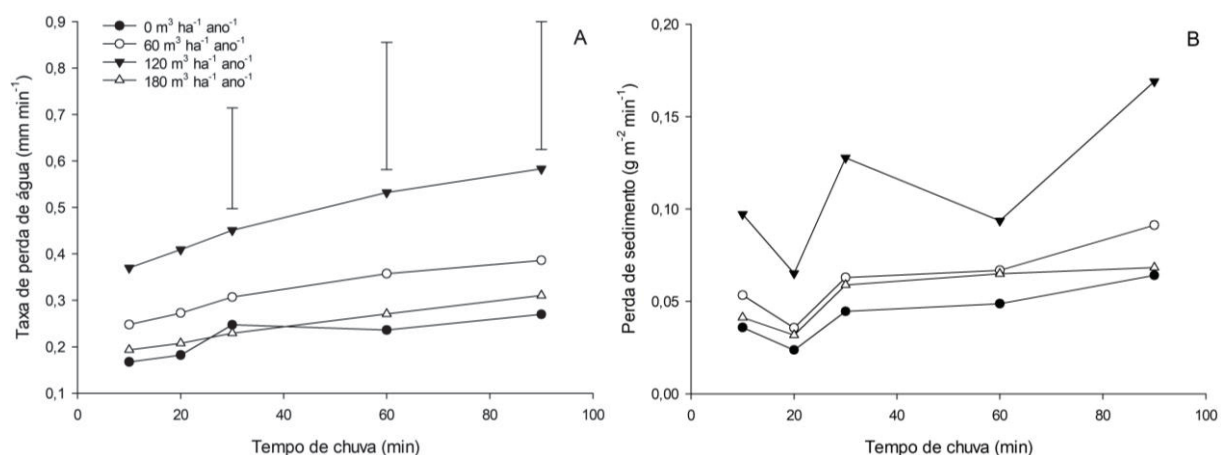
Os dados obtidos foram submetidos a análise de variância (ANOVA) e a comparação de médias pelo teste de Tuckey a 5% de probabilidade, utilizando o software estatístico Sisvar (FERREIRA, 2003).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 PERDA DE ÁGUA E SEDIMENTO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL

O escoamento superficial (FIGURA 3A) e a perda de sedimento (FIGURA 3B), de modo geral, aumentaram em função do tempo, com diferença significativa entre as doses de dejetos líquido bovino somente para perda de água, com destaque para a dose $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLB. O tratamento sem aplicação de DLB obteve o menor valor de perda acumulada de água ($19,97 \text{ mm}$) (TABELA 4), indicando o efeito negativo da aplicação do dejetos na infiltração de água no solo com aplicação de chuva de alta intensidade.

FIGURA 3 - TAXA DE PERDA DE ÁGUA (A) E PERDA DE SEDIMENTO (B) POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL APÓS AS APLICAÇÕES DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO.



A barra vertical representa a diferença mínima significativa (DMS), de acordo com o teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

TABELA 4 – PERDA ACUMULADA DE ÁGUA E SEDIMENTO NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE DE 60 mm h⁻¹.

	DLB (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)			
	0	60	120	180
Perda de água (mm)	19,97 a	29,30 ab	43,58 b	22,65 ab
CV (%)	31,10			
Perda de sedimento (g m ⁻²)	4,43 ns	6,26 ns	10,78 ns	5,32 ns
CV (%)	39,83			

Médias seguidas da mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade. ns = não significativo estatisticamente.

No presente experimento, considerando que a chuva simulada foi aplicada oito meses após a aplicação de DLB, não se esperava efeito negativo, porém, o efeito positivo do dejetos nos atributos físicos e o grande intervalo entre aplicação e evento de precipitação foi possivelmente inferior ao efeito negativo da alta intensidade de precipitação sobre a palhada da cultura de milho. SHIGAKI et al. (2006) estudaram efeitos da intensidade da chuva no transporte de fósforo no escoamento superficial, e observaram que quanto maior a intensidade de chuva, maior a perda de solo e, conseqüentemente maior a perda de fósforo via escoamento superficial.

O efeito positivo do uso de DLB de longo prazo (12 anos) está relacionado à maior estabilidade de agregados e conseqüentemente o aumento da resistência à desagregação do solo sob plantio direto (ALLEN e MALLARINO, 2008; GILLEY et al., 2007; MELLEK et al., 2010). Além disso, a aplicação de dejetos animais aumenta a resposta da cultura a diferentes fontes de nutrientes e diminui o custo com adubos minerais (KÖRSCHENS et al., 2014; MALTAS et al., 2013)

A maior perda de água no tratamento 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de DLB, seguido do tratamento 60 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de DLB indica o efeito negativo do DLB de longo prazo, potencializado pela aplicação da chuva de alta intensidade em palhada de milho. TABBARA (2003) em um estudo de perda de água, sedimento e fósforo após a aplicação de dejetos de curto prazo sob chuva simulada de alta intensidade, observaram que devido à alta intensidade da precipitação aplicada não houve efeito positivo do dejetos nas perdas de água e sedimento, uma vez que o efeito negativo do dejetos nas perdas resultam de uma possível formação de selamento superficial.

CHEROBIM et al. (2017) em um estudo de perda de água, sedimento e nutrientes sob aplicação de DLB de curto prazo, demonstraram que o DLB aplicado em um intervalo de até 7 dias antes do evento da chuva, resulta no selamento superficial causado pelo entupimento dos poros, no entanto, esse efeito de selamento tende a diminuir após 7 dias. O maior intervalo entre a aplicação do dejetto e a chuva, tende a secar o dejetto e este fica mais aderido sobre os resíduos superficiais do solo, evitando a formação de selo superficial. CHEROBIM et al. (2018) em experimento sobre selamento superficial e condutividade hidráulica, demonstraram que a aplicação de DLB sob palhada impede o contato direto do dejetto com os espaços porosos do solo e, conseqüentemente, impede a formação de selo superficial. Estes aspectos de elevada palhada e grande intervalo entre a aplicação do dejetto e evento de precipitação (oito meses) justificaria a baixa taxa de perda de água do tratamento com $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No entanto, isto não foi observado na dose de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

O efeito negativo do dejetto na perda de água também pode estar relacionado com a hidrofobicidade dos compostos orgânicos do próprio DLB ou da matéria orgânica do solo formada pela adição de dejetto e pela hidrofobicidade da palhada da cultura do milho.

A repelência à água ou hidrofobicidade em solos reduz sua afinidade pela água de tal maneira que os solos resistem ao umedecimento por períodos que pode variar de segundos a semanas (MAIA et al., 2005; BUCZKO et al., 2005). E este fenômeno pode levar à redução na taxa de infiltração de água no solo, aumentando do fluxo superficial e contribuindo para a erosão acelerada e padrões de infiltração não uniformes. DOERR et al. (2005) observaram que o material orgânico hidrofóbico é um dos principais causadores da repelência à água e tipos particulares de vegetação estão associados com a produção de substâncias hidrofóbicas, o que possivelmente explica a dose $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ como a maior taxa de perda de água, bem como a maior perda acumulada de água no escoamento superficial.

Em geral, quanto maior a palhada de cobertura, menor o escoamento superficial, no entanto os resultados apresentaram efeitos contraditórios, sendo o tratamento com maior massa seca de cobertura ($120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) que obteve a maior taxa de escoamento superficial (TABELA 5). CHEN et al. (2014) estudaram a evolução da estrutura química da palhada de milho e foi constatado que a palhada da cultura do milho apresenta propriedades hidrofóbicas em função de suas

características fisiológicas, devido a composição de celulose, hemicelulose e lignina. Além da hidrofobicidade da palhada do milho e do DLB, outro fator que influencia o aumento da taxa de escoamento superficial são as formações de conexões entre os colmos do milho, diminuindo a infiltração da água no solo (HONG et al., 2016).

TABELA 5 – INFILTRAÇÃO E ESCOAMENTO SUPERFICIAL NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) AJUSTADO PARA 60 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE DE 60 mm h⁻¹.

	DLB (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)			
	0	60	120	180
Infiltração (mm h ⁻¹)	45,36	39,2	28,68	43,76
Escoamento superficial (mm h ⁻¹)	14,63	20,8	31,33	16,24
Taxa de escoamento superficial (%)	24,4	34,7	52,2	27,07

Porém, esses efeitos parecem não acontecer na dose de 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, o que identifica uma incoerência no resultado. A redução nas perdas de água e sedimento na dose 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ pode estar associado a maior formação de canais preferencias provocados pela macrofauna do solo, conduzindo o fluxo de água em subsuperfície (ABUDI et al., 2012). JOUQUET et al. (2012) investigaram a influência da macrofauna nas perdas de água e solo por chuva simulada, os resultados mostraram que a macrofauna (minhocas, cupins, corós) produzem galerias e ninhos no subsolo formando canais preferenciais que aumentam a infiltração da água. Outro aspecto que deve ser considerado nessa inconsistência dos resultados é a grande amplitude dos dados, resultando em alto coeficiente de variação (TABELA 4), principalmente no tratamento com 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹.

As perdas de sedimento foram muito baixas. MERTEN et al. (2015) em experimento de perda de água e sedimento no escoamento superficial no estado do Paraná sob diferentes sistemas de manejo, observaram que no sistema plantio direto foram encontrados valores de 0,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de perda de sedimento, enquanto que MORI et al. (2009) observaram perda de sedimento de 0,6 Mg ha⁻¹ nos primeiros minutos do escoamento superficial com aplicação de DLB de curto prazo. No presente estudo quando transformados os valores de perda de sedimento, de modo geral observa-se valores abaixo de 0,1 Mg ha⁻¹. No entanto, mesmo a

pequena quantidade de sedimento perdido, pode ocasionar desequilíbrio no sistema aquático. O sedimento eleva a turbidez causando problemas para os organismos aquáticos e se enriquecido com elementos minerais e orgânicos causa problema para a vida aquática e saúde humana (SHARPLEY e WANG, 2014).

Os resultados da presente pesquisa indicam aumento na perda de água com a aplicação de dejetos até a dose $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e nos conduzem a conclusão que, em eventos de intensa precipitação, o efeito positivo nos atributos no solo com a aplicação de longo prazo de DLB não são suficientes para compensar o efeito negativo da chuva de alta intensidade, mesmo com presença de palhada e ausência do selamento imediato após aplicação do dejetos. Os resultados também sugerem a necessidade de práticas conservacionistas complementares ao sistema plantio direto para evitar a entrada do escoamento nos cursos de água.

3.2 pH, TURBIDEZ E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A aplicação de dejetos não interferiu estatisticamente nos valores de pH, turbidez e condutividade elétrica (TABELA 6). Em relação ao pH, houve variação de 5,7 a 5,9 e de acordo com a resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), para a proteção da vida aquática, o pH deve estar entre 6 e 9. SILVA et al. (2008) em um estudo de dejetos líquidos bovinos combinados com adubação mineral em latossolo, constataram que a utilização de DLB aumentou o pH do solo, porém no presente estudo, esse efeito não foi transferido para o escoamento superficial.

A turbidez diminui a passagem de luz na água e pode constituir um problema sério para a qualidade da água, afetando o equilíbrio biótico, geralmente relacionado com a concentração de sedimentos (MERTEN et al., 2014). Os dados indicam uma tendência de menores valores de turbidez no tratamento sem aplicação de dejetos, porém mesmo com a aplicação de dejetos, os valores ainda são muito baixos, sendo encontrados valores de 40,1 a 85,9 NTU. LANNERGÅRD et al. (2018) avaliaram a correlação entre turbidez e fósforo total em uma bacia hidrográfica com problemas de eutrofização, e encontraram a maioria dos valores próximos a 48 NTU, o que indica que estes valores de turbidez não apresentaram riscos de eutrofização dos cursos hídricos.

A condutividade elétrica está relacionada com os íons presentes na solução do solo (CARMO e SILVA, 2016) e é frequentemente usada como medida de

salinidade da água (VAN NIEKERK et al., 2014). Os tratamentos com aplicação de DLB apresentam uma tendência de maiores concentrações de íons, porém os valores obtidos de condutividade elétrica são considerados baixos, se comparados com outros estudos de aplicação de dejetos de curto prazo. BERTOL et al. (2007) em estudo de perda de água e solo com aplicação de dejetos e chuva simulada, encontraram valores de $73,3 \mu\text{s cm}^{-1}$ para a chuva na intensidade de 60 mm h^{-1} . Os valores obtidos também são inferiores aos considerados como possíveis ambientes impactados, que indicam níveis superiores a $100 \mu\text{s cm}^{-1}$ (CETESB, 2009).

TABELA 6 – VALORES MÉDIOS DE TURBIDEZ, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE) E pH NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE DE 60 mm h^{-1} .

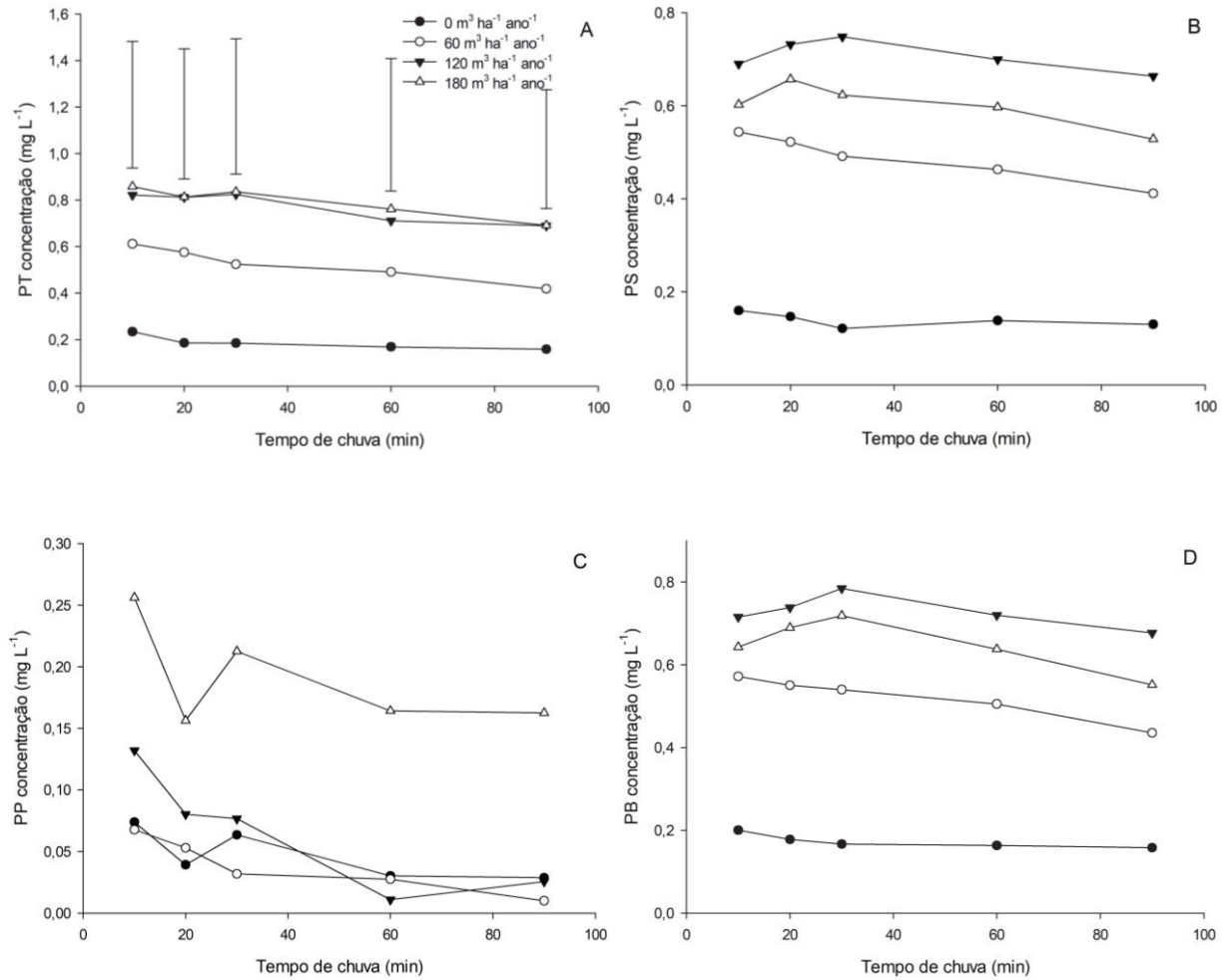
	DLB ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)			
	0	60	120	180
Turbidez (NTU)	40,1 ns	62,1 ns	85,9 ns	78,8 ns
CE ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	17,8 ns	25,3 ns	27,7 ns	22,2 ns
pH	5,7 ns	5,8 ns	5,9 ns	5,8 ns

ns = não significativo estatisticamente.

3.3 CONCENTRAÇÃO E PERDA DE FÓSFORO NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

A aplicação de dejetos líquidos bovinos aumentou a concentração de fósforo nas diferentes frações no escoamento superficial, sendo que, de modo geral, durante os 90 minutos de chuva simulada, as maiores concentrações ocorreram nas maiores doses de DLB (120 e $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) (FIGURA 4). No entanto, não houve diferença entre os tratamentos nas concentrações médias ponderadas e na perda acumulada das diferentes frações de fósforo (TABELA 7), exceto para a concentração média ponderada de fósforo total (PT).

FIGURA 4 - CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL (PT), FÓSFORO SOLÚVEL (PS), FÓSFORO PARTICULADO (PP) E FÓSFORO BIODISPONÍVEL (PB) NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h⁻¹.



A barra vertical representa a diferença mínima significativa (DMS), de acordo com o teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

TABELA 7 – CONCENTRAÇÃO MÉDIA PONDERADA E PERDA ACUMULADA DE FÓSFORO TOTAL (PT), FÓSFORO SOLÚVEL (PS), FÓSFORO PARTICULADO (PP), FÓSFORO BIODISPONÍVEL (PB), FÓSFORO PARTICULADO BIODISPONÍVEL (PPB) E FÓSFORO PARTICULADO NÃO BIODISPONÍVEL (PPNB), NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h⁻¹.

DLB (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	PT	PS	PP	PB	PPB	PPNB
	Concentração (mg L ⁻¹)					
0	0,18 a	0,14 ns	0,04 ns	0,17 ns	0,03 ns	0,01 ns
60	0,50 ab	0,45 ns	0,05 ns	0,49 ns	0,03 ns	0,02 ns
120	0,74 b	0,69 ns	0,05 ns	0,71 ns	0,02 ns	0,03 ns
180	0,76 b	0,57 ns	0,19 ns	0,61 ns	0,04 ns	0,15 ns
	Perda acumulada (mg m ⁻²)					
0	3,25 ns	2,39 ns	0,86 ns	3,02 ns	0,63 ns	0,23 ns
60	13,90 ns	12,73 ns	1,18 ns	13,44 ns	0,71 ns	0,46 ns
120	28,81 ns	26,98 ns	1,83 ns	27,66 ns	0,69 ns	1,15 ns
180	14,87 ns	11,83 ns	3,04 ns	12,45 ns	0,63 ns	2,42 ns

Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade. ns = não significativo estatisticamente.

O decréscimo da concentração de fósforo durante o evento de chuva simulada é esperado e foi observado também por outros autores (CHEROBIM et al., 2017; MORI et al., 2009). Também é esperado maior concentração de nutrientes no escoamento superficial com aplicação de dejetos. Estes autores observaram que maiores concentrações de fósforo ocorreram nas maiores doses de DLB, sendo a maior concentração em termos de valor absoluto nas primeiras coletas da chuva simulada, diminuindo de forma considerável após a estabilização do escoamento superficial. De modo geral, experimentos de curto prazo apresentam o selamento superficial e a perda do próprio dejetos, o que resulta em elevada concentração de fósforo no escoamento superficial (HOODA et al., 2000). Enquanto que em experimentos de longo prazo espera-se as reduções das perdas de fósforo devido ao efeito positivo nos atributos físicos do solo e conseqüentemente menores perdas de sedimento e água (ALLEN e MALLARINO, 2006).

O CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece o valor máximo de concentração de fósforo para água doce de classe com menor restrição em 0,05 mg L⁻¹ de fósforo total para ambiente lântico (água parada) e de 0,15 mg L⁻¹ para ambiente lótico (água corrente). Todos os tratamentos estão com concentração de fósforo total acima destes valores, portanto, se o escoamento superficial chegar aos

corpos hídricos este apresenta potencial de poluição, podendo causar a eutrofização das águas. No entanto, somente uma parte do fósforo total será biodisponível para a biota aquática, e, portanto, estes indicadores de qualidade de água, nem sempre podem ser utilizados satisfatoriamente para definir poluição da água a curto prazo (ZHOU et al., 2001).

O fósforo particulado (PP) resultou nas menores concentrações durante o escoamento superficial, 17% do fósforo total na média dos tratamentos (TABELA 8), sendo que, parte do fósforo particulado, diferentemente do fósforo solúvel, não está prontamente disponível para as plantas e organismos aquáticos (KLEINMAN et al., 2011; SHARPLEY et al., 2013). O fósforo particulado não biodisponível (PPNB) representa o fósforo que permanece por longo período nos corpos hídricos, e seu destino depende das características físicas e químicas do sedimento e do fluxo hídrico (SHARPLEY et al., 1994).

O fósforo solúvel (PS) foi encontrado em maior concentração comparado ao fósforo particulado, 82% do fósforo total na média dos tratamentos, o que indica que o fósforo solúvel requer maior atenção nessas condições. BERTOL et al. (2007) em estudo de chuva simulada logo após a aplicação de dejetos observou elevada proporção de fósforo particulado, porém o presente estudo se trata de chuva simulada após oito meses da aplicação do DLB. A menor proporção de fósforo particulado pode estar relacionada ao fato do DLB de longo prazo ser aplicado em sistemas de manejo conservacionista, que apresentam menor geração de sedimento, no qual o fósforo particulado está associado (MORI et al., 2009).

O fósforo biodisponível (PB) representa o potencial de eutrofização a curto prazo por estar prontamente disponível para as plantas e organismos aquáticos (SHARPLEY, 1993). ZHU et al. (2013) demonstraram que pode ocorrer um acúmulo de fósforo biodisponível nas partículas mais finas de sedimento, e, portanto, se a quantidade de sedimento fino aumenta, este pode vir a ser uma importante fonte de fósforo particulado biodisponível (PPB). A investigação do fósforo biodisponível no ambiente, tanto na fração solúvel, quanto na particulada é de suma importância já que além do fósforo solúvel, que pode ser utilizado diretamente por organismos aquáticos, as macrófitas e o fitoplâncton podem utilizar diretamente o fósforo do sedimento, ou seja da fração particulada (ALLEN e MALLARINO, 2008; ELLIS e STANFORD, 1988; WANG et al., 2017).

De modo geral, o fósforo biodisponível constituiu 91% do fósforo total. O fósforo biodisponível trata-se do fósforo solúvel mais parte do fósforo particulado, e os valores encontrados nas maiores doses de DLB (120 e 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹) mostram que a maior parte do fósforo particulado se encontra na fração particulada não biodisponível (PPNB), (4% e 20%, respectivamente). Para manter a qualidade da água, o fósforo particulado é um fator indispensável (WANG et al., 2017), e o PPNB requer atenção pelo seu potencial poluidor a longo prazo e sua facilidade do transporte partículas em chuvas intensas.

Nos tratamentos 0, 60 e 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, foram encontrados 94, 95 e 96% de fósforo biodisponível, respectivamente, enquanto que o tratamento 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ foi de 80%. RAMOS et al. (2014) encontrou 91% do fósforo total na fração de fósforo biodisponível em sistemas orgânicos, o que evidencia que sistemas com aplicação de dejetos pode apresentar riscos de contaminação a curto prazo. SHARPLEY et al. (1992) encontraram maior proporção de fósforo biodisponível em sistema plantio direto comparado ao sistema convencional. Os resultados do presente estudo confirmam que o sistema plantio direto com aplicação de adubo orgânico (DLB) aumentam a fração do fósforo biodisponível.

TABELA 8 – PORCENTAGEM DE FÓSFORO SOLÚVEL (PS), FÓSFORO PARTICULADO (PP), FÓSFORO BIODISPONÍVEL (PB), FÓSFORO PARTICULADO BIODISPONÍVEL (PPB) E FÓSFORO PARTICULADO NÃO BIODISPONÍVEL (PPNB) EM RELAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL (PT) NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h⁻¹.

DLB (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	PS	PP	PB	PPB	PPNB
	%				
0	79	21	94	15	6
60	83	17	95	12	5
120	93	7	96	3	4
180	75	25	80	5	20

3.4 CONCENTRAÇÃO E PERDA DE NITROGÊNIO NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Do nitrogênio total (NT) (FIGURA 5A), grande parte é nitrogênio particulado (NP) (FIGURA 5B). O nitrogênio particulado pode ser considerado o nitrogênio na forma orgânica, visto que basicamente não existe nitrogênio mineral nas partículas do solo, exceto nitrogênio na forma de amônio (N-NH_4^+) que está nos locais de troca de cátions nas partículas do solo (SCHMIDT, 1982).

De modo geral, observa-se uma tendência de maiores concentrações de NT e NP nas maiores doses (120 e $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), no entanto, para N-NO_3^- e N-NH_4^+ há tendência para maiores concentrações no tratamento sem aplicação de DLB (FIGURAS 5C e 5D). A concentração média ponderada não variou entre os tratamentos (TABELA 9) para as diferentes frações de nitrogênio. No que se refere a perda acumulada, observa-se diferença para nitrogênio total e particulado na dose $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

FIGURA 5 - CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL (NT), NITROGÊNIO PARTICULADO (NP), NITROGÊNIO NA FORMA DE NITRATO ($N-NO_3^-$) E NITROGÊNIO NA FORMA DE AMÔNIO ($N-NH_4^+$) NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 $mm\ h^{-1}$.

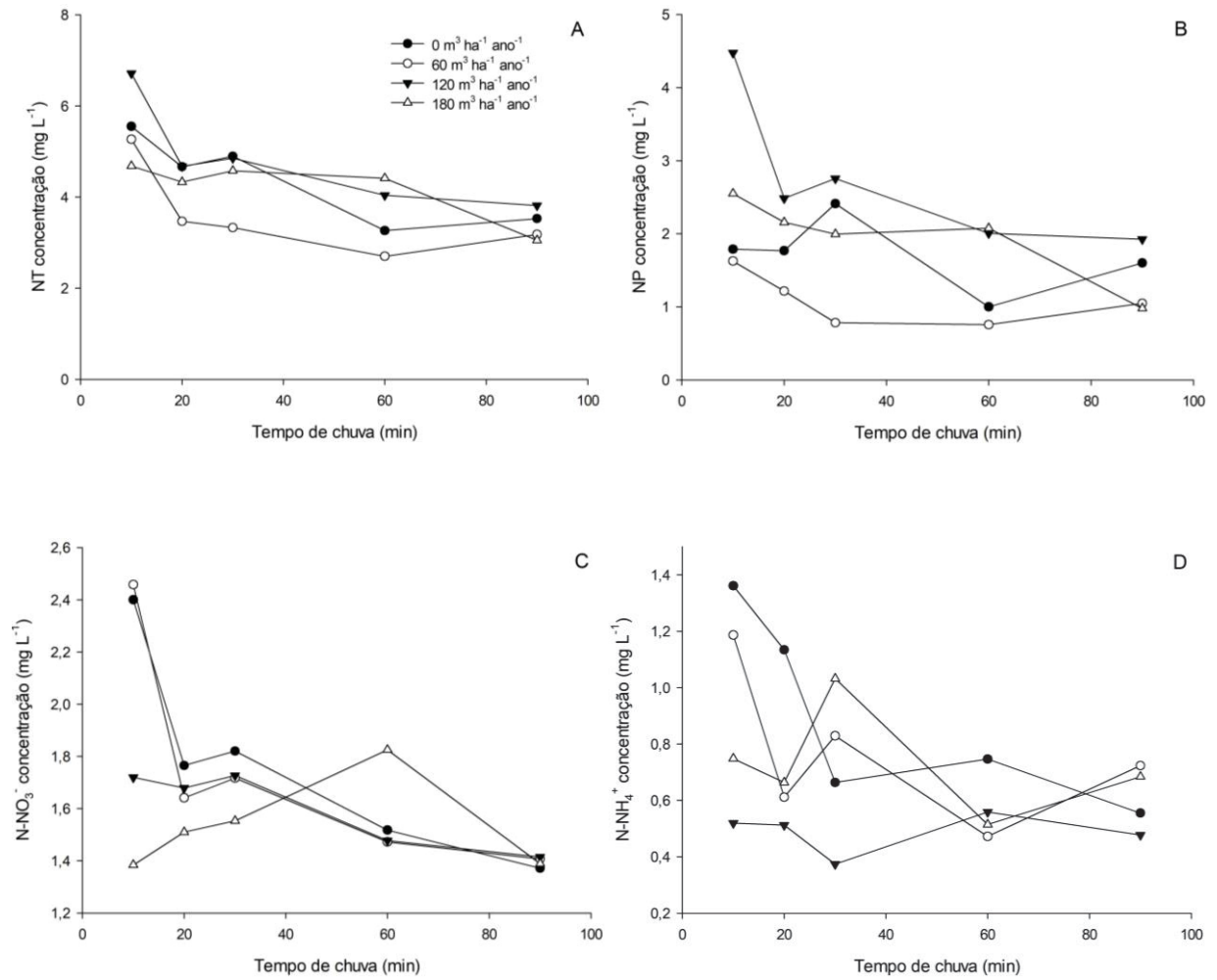


TABELA 9 – CONCENTRAÇÃO MÉDIA PONDERADA E PERDA ACUMULADA DE NITROGÊNIO TOTAL (NT), NITROGÊNIO PARTICULADO (NP), NITROGÊNIO NA FORMA DE NITRATO (N-NO₃⁻) E NITROGÊNIO NA FORMA DE AMÔNIO (N-NH₄⁺), NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h⁻¹.

DLB (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	NT	NP	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺
	Concentração (mg L ⁻¹)			
0	3,84 ns	1,42 ns	1,59 ns	0,73 ns
60	3,23 ns	0,97 ns	1,57 ns	0,69 ns
120	4,28 ns	2,28 ns	1,51 ns	0,50 ns
180	3,86 ns	1,64 ns	1,55 ns	0,67 ns
	Perda acumulada (mg m ⁻²)			
0	66,13 a	28,83 ns	25,53 ns	11,78 ns
60	81,94 ab	24,53 ns	40,24 ns	17,17 ns
120	162,60 b	85,62 ns	57,43 ns	19,56 ns
180	72,41 ab	30,13 ns	29,07 ns	13,20 ns

Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade. ns = não significativo estatisticamente.

O nitrogênio é um elemento móvel no perfil do solo e sua perda está relacionada ao fluxo subsuperficial, principalmente na forma de nitrato (N-NO₃⁻) (SHARPLEY et al., 1994). Porém o nitrogênio pode também ser transportado via escoamento superficial tanto na fração solúvel quanto na fração particulada (LAL e STEWART, 1994; MINELLA et al., 2014).

Em ambientes aquáticos o nitrogênio pode ser encontrado em várias formas, entre estes, o nitrato, amônio, amônia, e nitrogênio orgânico (MOSEVITZKY et al., 2018).

O nitrato, em altas concentrações, tem efeito prejudicial no equilíbrio ecológico dos rios e lagos e principalmente podem ocasionar danos à saúde humana (HILL, 1991). Enquanto que o amônio não é tóxico e não causa problemas aos organismos, porém deve-se ter atenção com este íon, pois sob condições de alto pH e temperatura predomina na forma não ionizada (NH₃) que tem efeito tóxicos em organismos aquáticos (XING et al., 2016).

Os valores de N-NO₃⁻ foram inferiores ao limite de contaminação para água de consumo humano, tanto no tratamento sem aplicação de DLB, quanto nos tratamentos com dejetos líquidos bovinos. O CONAMA 357/2005 estabelece limite máximo de 10 mg L⁻¹. Observa-se que a concentração de N-NO₃⁻ variou entre 1,4 a 2,5 mg L⁻¹ nos primeiros minutos, com maiores valores para os tratamentos 0 e 60

$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, ao longo da duração da chuva os valores tendem a diminuir e conforme a estabilização do escoamento superficial, observa-se valores próximos a $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ para todos os tratamentos.

As concentrações de N-NH_4^+ solúvel obtidos nos tratamentos com DLB também foram inferiores ao limite máximo permitido de acordo com a resolução CONAMA. Conforme os padrões de qualidade de água da classe 1 da resolução 357, o limite para pH inferior a 7,5 da água é de $3,7 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrogênio amoniacal total, sendo que o maior valor encontrado foi na primeira coleta do tratamento $1,4 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento sem aplicação de DLB, enquanto que o segundo maior valor foi na dose $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, com $1,2 \text{ mg L}^{-1}$ também na primeira coleta do escoamento superficial.

SILVEIRA et al. (2011) avaliaram doses de DLB sob chuva natural na mesma área deste estudo, encontrando concentrações médias ponderadas de N-NO_3^- abaixo do limite permitido pela legislação brasileira, porém as de N-NH_4^+ ficaram acima do valor permitido, indicando a necessidade de práticas de controle e retenção do escoamento superficial para evitar a possível poluição nos corpos hídricos, até mesmo em áreas sob plantio direto.

No dejetos, a maior parte do nitrogênio está na forma amoniacal, no entanto quando aplicado no solo ocorre rápida nitrificação resultando em maiores valores de nitrato, quando comparados ao amônio (CERETTA et al., 2005). No caso da chuva simulada realizada oito meses após a aplicação de DLB, fica evidente o efeito da intensa nitrificação, resultando em valores menores de N-NH_4^+ em relação ao encontrado de N-NO_3^- . BASSO et al. (2005) relataram que o nitrato é a principal fração de nitrogênio mineral nos solos, e devido ao predomínio de cargas negativas nas camadas superficiais do solo, a sua adsorção é insignificante, porém bactérias nitrificantes convertem amônio rapidamente em nitrato pelo processo de nitrificação (MARCONI et al., 2017), o que justifica porcentagens consideráveis de N-NO_3^- quando comparados ao N-NH_4^+ .

SMITH et al. (2001) em um estudo de perdas de nitrogênio por escoamento superficial após aplicação de adubos orgânicos, ressaltaram que as perdas totais de N-NH_4^+ e N-NO_3^- durante o período de monitoramento de quatro anos não foram significativas em termos agronômicos, porém as concentrações médias de nitrogênio solúvel no escoamento superficial, e concentrações máximas de N-NH_4^+ representavam preocupação em bacias hidrográficas. Apesar do N-NH_4^+ ser

encontrado em menor proporção (17% na média dos tratamentos do nitrogênio total) (TABELA 10).

TOLOMIO e BORIN (2018) em um estudo de manejo de água subterrânea para reduzir perdas de nutrientes, observaram que o N-NO_3^- contribui mais para as perdas totais de nitrogênio, com média dos tratamentos de 54%, evidenciando que maiores problemas com o N-NO_3^- ocorrem no lençol freático. No presente estudo, observa-se que no escoamento superficial deve-se ter grande atenção com esta fração de nitrogênio, visto que junto com o nitrogênio particulado, obteve maiores porcentagens do nitrogênio total, aproximadamente 41%.

TABELA 10 – PORCENTAGEM DE NITROGÊNIO PARTICULADO (NP), NITROGÊNIO NA FORMA DE NITRATO (N-NO_3^-) E NITROGÊNIO NA FORMA DE AMÔNIO (N-NH_4^+), EM RELAÇÃO AO NITROGÊNIO TOTAL (NT), NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h^{-1} .

DLB ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)	NP	N- NO_3^-	N- NH_4^+
		%	
0	39	42	19
60	30	49	21
120	54	35	11
180	41	41	18

3.5 CONCENTRAÇÃO E PERDA DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Observa-se uma tendência de maiores concentrações de carbono orgânico total nas maiores doses de dejetos líquidos bovinos (120 e 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹), porém não diferentes estatisticamente (FIGURA 6 e TABELA 11).

FIGURA 6 - CONCENTRAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT) NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h⁻¹.

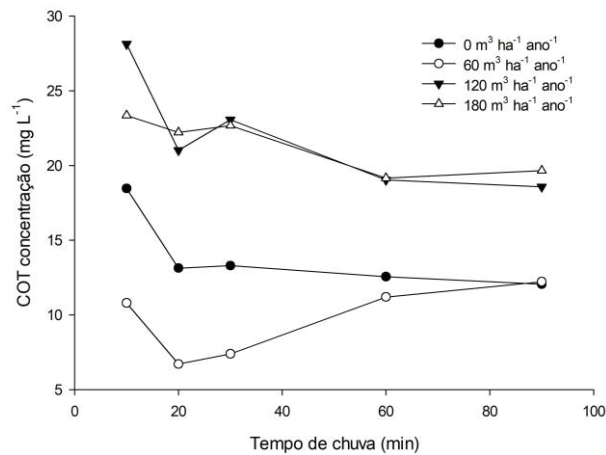


TABELA 11 – CONCENTRAÇÃO MÉDIA PONDERADA E PERDA ACUMULADA DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT), NAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) EM SISTEMA PLANTIO DIRETO DURANTE 90 MINUTOS DE CHUVA SIMULADA COM INTENSIDADE 60 mm h⁻¹.

DLB (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	COT	
	Concentração (mg L ⁻¹) ¹	
0	12,96 ns	
60	10,89 ns	
120	20,21 ns	
180	20,26 ns	
	Perda acumulada (mg m ⁻²)	
0	241,93 a	
60	269,68 a	
120	772,65 b	
180	358,65 ab	

Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade. ns = não significativo estatisticamente.

SILVEIRA et al. (2011) estudaram perda de carbono na mesma área com chuva natural, e constataram que nas doses 120 e 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ as concentrações médias ponderadas de carbono orgânico total foram próximos a 100 e 300 mg L⁻¹, respectivamente. Para este estudo de chuva simulada de alta intensidade, oito meses após a aplicação de DLB e três meses após a colheita da cultura do milho, observa-se que nas mesmas doses (120 e 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹) as concentrações médias ponderada de COT foram de 20,21 e 20,26 mg L⁻¹, respectivamente, durante o período da chuva simulada, valores inferiores que indicam baixas concentrações. Estes mesmos autores encontraram de 40 e 100 mg m⁻², de perda acumulada de carbono orgânico total, para as doses 120 e 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, valores inferiores ao observado no presente experimento (772,65 e 358,65 mg m⁻²), porém vale ressaltar que trata-se de um estudo de dois anos e sete meses com chuvas naturais. Neste trabalho as perdas de COT são sob chuva simulada de alta intensidade durante 90 minutos.

A concentração média ponderada de carbono orgânico total, ficou cerca de 55% maior para as maiores doses de dejetos líquidos bovinos (120 e 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹). Enquanto que na perda acumulada de COT ficou em torno de 43% maior em relação a não aplicação de DLB. Estes valores apontam para uma tendência de aumento das concentrações e perdas do carbono orgânico total nas maiores doses de DLB.

ZHANG et al. (2009) estudaram os efeitos da aplicação de dejetos de longo prazo em diferentes sistemas na China, verificando que a aplicação regular de dejetos animais pode aumentar o carbono orgânico do solo.

WEI et al. (2017) investigaram os efeitos a longo prazo da aplicação de fertilizantes combinados com dejetos, os resultados mostraram que a aplicação repetida de dejetos animais aumentou o carbono orgânico do solo. A finalidade dos sistemas de manejo é manter ou aumentar estoques de carbono (DIECKOW et al., 2005). No entanto, o excesso de carbono em superfície com aplicação de dejetos pode favorecer o transporte deste elemento das áreas agrícolas para os cursos de água, implicando em efeitos negativos, devido ao fato do carbono poder ser utilizado como substrato ao desenvolvimento de organismos aquáticos e diminuir o oxigênio dissolvido (HOODA et al., 2000). A gestão da qualidade da água é fundamental nos sistemas agrícolas, pois o excesso de carbono orgânico no escoamento superficial, representa risco de contaminação dos corpos hídricos, alterando a vida aquática (BERTOL et al., 2007).

4 CONCLUSÕES

De modo geral, os resultados indicam aumento nas perdas de água e sedimento e nas concentrações e perdas de fósforo, nitrogênio e carbono até a dose $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ com a aplicação de dejetos líquidos bovinos de longo prazo em chuva de alta intensidade (60 mm h^{-1}).

O efeito positivo na qualidade do solo com a aplicação de dejetos líquidos bovinos de longo prazo não foi suficiente para reduzir as perdas via escoamento superficial em chuva intensa, mesmo com presença de palhada e ausência do selamento superficial imediato (chuva simulada oito meses após aplicação do dejetos e três meses após a colheita da cultura do milho).

O fósforo biodisponível e o fósforo solúvel foram as principais frações encontradas no escoamento superficial, 91% e 82%, respectivamente, do fósforo total, mesmo no tratamento sem aplicação de dejetos evidenciando a grande contribuição do sistema plantio direto.

As maiores porcentagens de nitrogênio total estão nas frações particulada e nitrogênio na forma de nitrato, com 41% na média dos tratamentos.

Os resultados sugerem a necessidade de práticas conservacionistas complementares ao sistema plantio direto para evitar a entrada do escoamento nos cursos de água em eventos de intensa precipitação e assim evitar problemas com poluição da água.

REFERÊNCIAS

ABBOUD, F. Y.; FAVARETTO, N.; MOTTA, A. C. V.; BARTH, G.; GOULARTE, G.D. Phosphorus mobility and degree of saturation in oxisol under no-tillage after long-term dairy liquid manure application. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 177, n. 1, p. 45-53, 2018.

ABUDI, I.; CARMI, G.; BERLINER, P. Rainfall simulator for field runoff studies. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 454-455, n. 1, p. 76-81, 2012.

ALLEN, B. L.; MALLARINO, A. P. Relationships between extractable soil phosphorus and phosphorus saturation after long-term fertilizer or manure application. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, n. 2, p. 454-463, 2006.

ALLEN, B. L.; MALLARINO, A. P. Effect of liquid swine manure rate, incorporation, and timing of rainfall on phosphorus loss with surface runoff. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 37, n. 1, p. 125-137, 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed. Washington: APHA, 1995.

AZEEZ, J. O.; VAN AVERBEKE, W. Fate of manure phosphorus in a weathered sandy clay loam soil amended with three animal manures. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 101, n. 16, p. 6584-6588, 2010.

BALL, B.; BATEY, T.; MUNKHOLM, L. J. Field assessment of soil structural quality a development of the Peerlkamp test. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 23, n. 4, p. 329-337, 2007.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTO, N.; GIROTTI, E. Dejeito líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, 2005.

BERTOL, I.; ENGEL, F. L.; MAFRA, A. L.; BERTOL, O. J.; RITTER, S. R. Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, n. 1, p. 142-150, 2007.

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; BERTOL, I.; ROLOFF, G. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento 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, n. 4, p. 781-792, 2007.

BOYD, C.; TUCKER, C. **Water quality and pond soil analyses for aquaculture**. Alabama: Auburn University, 1992.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Regulamentada pelo decreto nº 99.274, de 6 de junho de 1990, que institui a lei federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, da Política Nacional dos Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.

BRETHERTON, M.; HORNE, D.; SUMANASENA, H. A.; JEYAKUMAR, P.; SCOTTER, D. Repellency-induced runoff from New Zealand hill country under pasture: A plot study. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 201, n. 1, p. 83-90, 2018.

BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; TIVET, F.; FRANCHINI, J. C.; FERREIRA, A. O.; HARTMAN, D. C.; SCHIMIGUEL, R.; BRESSAN, P. T.; INAGAKI, T. M.; ROMANIW, J.; GOLÇALVES, D. R. P. How does no-till deliver carbon stabilization and saturation in highly weathered soils? **Catena**, Amsterdam, v. 163, n. 1, p. 13-23, 2018.

BUCZKO, U.; BENS, O.; HÜTTL, R. F. Variability of soil water repellency in sandy forest soils with different stand structure under Scots pine (*Pinus sylvestris*) and beech (*Fagus sylvatica*). **Geoderma**, Amsterdam, v. 126, n. 3, p. 317-336, 2005.

CAIRES, E. F.; FILHO, R. Z.; BARTH, G.; JORIS, H. A. W. Optimizing Nitrogen Use Efficiency for No-Till Corn Production by Improving Root Growth and Capturing NO₃-N in Subsoil. **Pedosphere**. Amsterdam, v. 26, n. 4, p. 474-485, 2016.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Condutividade elétrica e crescimento do milho em solos contrastantes sob aplicação de diversos níveis de calagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 10, n. 10, p. 1762-1772, 2016.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Dejeito líquido de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Apêndice D - Significado ambiental e sanitários das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. SÃO PAULO, 2019 em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-co/sites/12/2013/11/Apêndice-D-.pdf>>. Acesso em: 25 jan. 2019.

CHEN, Y.; LIU, B.; YANG, H.; YANG, Q.; CHEN, H. Evolution of functional groups and pore structure during cotton and corn stalks torrefaction and its correlation with hydrophobicity. **Fuel**, Amsterdam, v. 137, n. 1, p. 41-47, 2016.

CHEROBIM, V. F.; HUANG, C. H.; FAVARETTO, N. Tillage system and time post-liquid dairy manure: Effects on runoff, sediment and nutrients losses. **Agricultural water management**, Amsterdam, v. 184, n. 1, p. 96-103, 2017.

CHEROBIM, V. F.; FAVARETTO, N.; MELO, V. F.; BARTH, G.; HUANG, C. H. Soil surface sealing by liquid dairy manure affects saturated hydraulic conductivity of Brazilian Oxisols. **Agricultural water management**, Amsterdam, v. 203, n. 1, p. 193-196, 2018.

DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D. P.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 81, n. 1, p. 87-95, 2005.

DOERR, S. H.; LLEWELLYN, C. T.; DOUGLAS, P.; MORLEY, C. P.; MAINWARING, K. A.; HASKINS, C.; JOHNSEY, L.; RITSEMA, C. J.; STAGNITTI, F.; ALLINSON, G.; FERREIRA, A. J. D.; KEIZER, J. J.; ZIOGAS, A. K.; DIAMANTIS, J. Extraction of compounds associated with water repellency in sandy soils of different origin. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 43, n. 3, p. 225-237, 2005.

ELLIS, B. K.; STANFORD, J. A. Phosphorus bioavailability of fluvial sediments determined by algal assays. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 160, n. 1, p. 9-18, 1988.

FAN, J.; XIAO, J.; LIU, D.; YE, G.; LUO, J.; HOULBROOKE, D.; LAURENSEN, S.; YAN, J.; CHEN, L.; TIAN, J.; DING, W. Effect of application of dairy manure, effluent and inorganic fertilizer on nitrogen leaching in clayey fluvo-aquic soil: A lysimeter study. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 592, n. 1, p. 206-214, 2017.

FENDRICH, R. **Chuvas intensas para obras de drenagem no estado do Paraná**. Curitiba: UFPR, 2003.

FERREIRA, D. F. **Programa de análises estatísticas e planejamento de experimentos – SISVAR 5.0 (Build 67)**. Lavras: DEX/UFLA, 2003.

GILLEY, J. E.; RISSE, L. M. Runoff and Soil Loss as Affected by the Application of Manure. **American Society of Agricultural Engineers**, Saint Joseph, v. 43, n. 6, p. 1583-1588, 2000.

GILLEY, J. E.; EGHBALL, B.; MARX, D. B. Nutrient concentrations of runoff during the year following manure application. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, Saint Joseph, v. 50, n. 6, p. 1987-1999, 2007.

HEINZMANN, F. X.; MIYAZAVA, M.; PAVAN, M. A. Determinação de nitrato por espectrofotometria de absorção ultravioleta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 8, n. 1, p. 159-163, 1984.

HILL, M. J. **Nitrates and nitrites in food and water**. 1st ed. London: Woodhead publishing, 1991.

HONG, J.; REN, L.; HONG, J.; XU, C. Environmental impact assessment of corn straw utilization in China. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 112, n. 1, p. 1700-1708, 2016.

HOODA, P. S.; EDWARDS, A. C.; ANDERSON, H. A.; MILLER, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 250, n. 1-3, p. 143-167, 2000.

IAPAR. Instituto Agronômico do Paraná. **Monitoramento meteorológico do estado do Paraná. Medias históricas em estações do IAPAR**. Londrina, 2019 em: <<http://www.iapar.br/arquivos/Image/monitoram/MediasHistoricas/PontaGrossa.htm>>. Acesso em: 18 fev. 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores referentes a produção pecuária**. Brasília, 2017 em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/-leite-couro-ovos_201604caderno.pdf>. Acesso em: 24 set. 2017.

JOSHI, J.; WANG, J. Manure management coupled with bioenergy production: An environmental and economic assessment of large dairies in New Mexico. **Energy Economics**, Amsterdam, v. 74, n. 1, p. 197-207, 2018.

JOUQUET, P.; JANEAU, J. L.; PISANO, A.; SY, H. T.; ORANGE, D.; MINH, L. T. N.; VALENTIN, C. Influence of earthworms and termites on runoff and erosion in a tropical steep slope fallow in Vietnam: A rainfall simulation experiment. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 61, n. 1, p. 161-168, 2012.

KINNELL, P. A review of the design and operation of runoff and soil loss plots. **Catena**, Amsterdam, v. 145, n. 1, p. 257-265, 2016.

KLEINMAN, P. J. A.; SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; FLATEN, D. N.; BUDA, A. R.; TAO, L. Managing agricultural phosphorus for water quality protection: principles for progress. **Plant and Soil**, Berlin, v. 349, n. 1, p. 169–182, 2011.

KÖPPEN, W. Das geographische System der Klimate. In: Koppen, W; Gieger, R. **Handbuch der Klimatologie**. Berlin: Gebruder Borntrager, 1936. p. 1-44.

KÖRSCHENS, M.; ALBERT, E.; BAUMECKER, M.; ELLMER, F.; GRUNERT, M.; HOFFMANN, S.; KISMANYOKY, T.; KUBAT, J.; KUNZOVA, E.; MARX, M.; ROGASIK, J.; RINKLEBE, J.; RUHLMANN, J.; SCHILLI, C.; SCHROTER, H.; SCHROETTER, S.; SCHWEIZER, K.; TOTH, Z.; ZIMMER, J.; ZORN, W. Humus and climate change: Results from 15 long-term field trials. **Archives of Agronomy and Soil Science**, Abingdon-on-Thames, v. 60, n. 11, p. 1485-1517, 2014.

KULHÁNEK, M.; BALIK, J.; CERNY, J.; VASAK, F.; SHEJBALOVA, S. Influence of long-term fertilizer application on changes of the content of Mehlich³ estimated soil macronutrients. **Plant and Soil Environment**, Prague, v. 60, n. 4, p. 151-157, 2014.

LAL, R.; STEWART, B. A. **Soil process and water quality. Advances in soil Science**. 1st ed. London: Lewis publishers, 1994.

LANNERGÅRD, E. E.; LEDESMA, J. L. J.; FÖLSTER, J.; FUTTER, M. N. An evaluation of high frequency turbidity as a proxy for riverine total phosphorus concentrations. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 651, n. 1, p. 103-113, 2018.

MACHOLDT, J.; PIEPHO, H. P.; HONERMEIER, B. Mineral NPK and manure fertilisation affecting the yield stability of winter wheat: Results from a long-term field experimente. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 102, n. 1, p. 14-22, 2018.

MAIA, M. B. F. C.; DEDECK, R.; MALUCELLI, C. S. **Identificação da repelência à água em solos sob plantios florestais**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005.

MALTAS, A.; CHARLES, R.; JEANGROS, B.; SINAJ, S. Effect of organic fertilisers and reduced tillage on soil properties, crop nitrogen response and crop yield. Results of a 12-years experiment in Changins, Switzerland. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 126, n. 1, p. 11-18, 2013.

MARCONI, D.; SIGMAN, D. M.; CASCIOTTI, K. L.; CAMPBELL, E. C.; WEIGAND, M. A.; FAWCETT, F. E.; KNAPP, A. N.; RAFTER, P. A.; WARD, B. B.; HAUG, G. H. Tropical Dominance of N₂ Fixation in the North Atlantic Ocean. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 31, n. 1, p. 1608–1623, 2017.

MAZUR, Z.; MAZUR, T. Influence of long-term fertilization on phosphorus, potassium, magnesium, and sulfur content in soil. **Polish Journal Environmental Studies**, Olsztyn, v. 24, n. 1, p. 185-190, 2015.

MELLEK, J. E.; DIECKOW, J.; SILVA, V. L.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; VEZZANI, F. M.; SOUZA, J. L. M. Dairy liquid manure and no-tillage: Physical and hydraulic properties and carbon stocks in a Cambissol of Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 110, n. 1, p. 69-76, 2010.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G.; HOROWITZ, A. J.; MORO, M. **Determinação da concentração de sedimentos em suspensão em rio com uso de turbidímetro**. Porto Alegre: UFRGS, 2014.

MERTEN, G. H.; ARAÚJO, A. G.; BISCAIA R. C. M.; BARBOSA, G. C. M.; CONTE, O. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 152, n. 1, p. 85-93, 2015.

MEYER, L. D.; MCCUNE, D. L. Rainfall simulator for runoff plots. **Agricultural Engineering**, Saint Joseph, v. 39, n. 1, p. 644-648, 1958.

MINELLA, J. P. G.; WALLING, D. E.; MERTEN, G. H. Establishing a sediment budget for a small agricultural catchment in southern Brazil, to support the development of effective sediment management strategies. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 519, n. 12189-2201, 2014.

MORI, H. F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J.; SANTOS, W. L. Perdas de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquidos de bovinos em Latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 139-198, 2009.

MOSEVITZKY, B.; AZOULAY, R.; NAAMAT, L.; SHTER, G. E.; GRADER, G. S. Effects of water content and diluent pressure on the ignition of aqueous ammonia/ammonium nitrate and urea/ammonium nitrate fuels. **Applied Energy**, Amsterdam, v. 224, n. 1, p. 300-308, 2018.

MYERS, R. G.; PIERZYNSKI, G. M. Using the iron method to estimate bioavailable phosphorus in runoff. In: Pierzynski, G. M. **Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters**. Manhattan: Southern Cooperative Series Bulletin N. 396, 2000. p. 34-44.

NESPOR, V.; SEVRUK, B. Estimation of wind-induced error of rainfall gauge measurements using a numerical simulation. **Journal of atmospheric and oceanic technology**, Massachusetts, v. 16, n. 4, p. 450-464, 1999.

NETO, P. H. W.; JUSTINO, A.; ANTUNES, R. K.; FORNARI, A. J.; GARCIA, L. C. Semeadura do milho em sistema de plantio direto sem e com manejo mecânico da matéria seca. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 3, p. 794-801, 2012.

NORMAN, R. J.; STUCKI, J. W. The determination of nitrate and nitrite in soil extracts by ultraviolet spectrophotometry. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 45, n. 2, p. 347-353, 1981.

RAMOS, M. R.; FAVARETTO, N.; DIECKOW, J.; DEDECK, R. A.; VEZZANI, F. M.; ALMEIDA, L.; SPERRIN, M. Soil, water and nutrient loss under conventional and organic vegetable production managed in small farms versus forest system. **Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics**, v. 115, n. 1, p. 31-40, 2014.

ROBERTS, R. J.; CLANTON, C. J. Surface seal hydraulic conductivity as affected by livestock manure application. **American Society of Agricultural Engineers**, Saint Joseph, v. 43, n. 1, p. 603-613, 2001.

SCHMIDT, E. L. Nitrification in soil. In: Stevenson, F. J. (Ed). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: American Society Agronomy, 1982. p. 253-288.

SHARARA, M.; SAMPAT, A.; GOOD, L. W.; SMITH, A. S.; PORTER, P.; ZAVALA, V. M.; LARSON, R.; RUNGE, T. Spatially explicit methodology for coordinated manure management in shared watersheds. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 192, n. 1, p. 48-56, 2017.

SHARPLEY, A. N.; SMITH, S. J.; JONES, O. R.; BERG, W. A.; COLEMAN, G. A. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. **Journal of Environmental Quality**, Washington, v. 21, n. 1, p. 30–35, 1992.

SHARPLEY, A. N. An innovative approach to estimate bioavailable phosphorus in agricultural runoff using iron oxide-impregnated paper. **Journal of Environmental Quality**, Washington, v. 22, n. 1, p. 597-601, 1993.

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**, Washington, v. 23, n. 3, p. 437-451, 1994.

SHARPLEY, A. N.; JARVIE, H. P.; BUDA, A.; MAY, L.; SPEARS, B.; KLEINMAN, P. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. **Journal of Environmental Quality**, Washington, v. 42, n. 5, p. 1308–1326, 2013.

SHARPLEY, A. N.; WANG, X. Managing agricultural phosphorus for water quality: Lessons from the USA and China. **Journal of Environmental Sciences**, Amsterdam, v. 26, n. 9, p. 1770-1782, 2014.

SHARPLEY, A. N.; JARVIE, H.; FLATEN, D.; KLEINMAN, P. Celebrating the 350th Anniversary of Phosphorus Discovery: A Conundrum of Deficiency and Excess. **Journal of Environmental Quality**, Washington, v. 47, n. 4, p. 774-777, 2018.

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

SILVA, J. C. P. M.; MOTTA, A. C. V.; PAULETTI, V.; FAVARETTO, N.; BARCELLOS, M.; OLIVEIRA, A. S.; VELOSO, C. M.; SILVA, L. F. C. Esterco líquido de bovinos leiteiros combinado com adubação mineral sobre atributos químicos de um latossolo Bruno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 2563-2572, 2008.

SILVEIRA, F. M.; FAVARETTO, F.; DIECKOW, J.; PAULETTI, V.; VEZZANI, F. M.; SILVA, E. D. B. Dejeito líquido bovino em plantio direto: perda de carbono e nitrogênio por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 1, p. 1759-1767, 2011.

SMITH, K. A.; JACKSON, D. R.; PEPPER, T. J. Nutrient losses by surface runoff following the application of organic manures to arable land. 1. Nitrogen. **Environmental Pollution**, Amsterdam, v. 112, n. 1, p. 41-51, 2001.

TABBARA, H. Phosphorus loss to runoff water twenty-four hours after application of liquid swine manure or fertilizer. **Journal of Environmental Quality**, Washington, v. 32, n. 3, p. 1044-1052, 2003.

TOLOMIO, M.; BORIN, M. Water table management to save water and reduce nutrient losses from agricultural fields: 6 years of experience in North-Eastern Italy. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 201, n. 1, p. 1-10, 2018.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Method 3015a: **Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts**. Washington: USEPA, 2007.

VAN NIEKERK, H.; SILBERBAUER, M. J.; MALULEKE, M. Geographical differences in the relationship between total dissolved solids and electrical conductivity in South African rivers. **Water SA**, Pretoria, v. 40, n. 1, P. 133–137, 2014.

WANG, C.; HE, R.; WU, Y.; LÜRLING, M.; CAI, H.; JIANG, H. L.; LIU, X. Bioavailable phosphorus (P) reduction is less than mobile P immobilization in lake sediment for eutrophication control by inactivating agents. **Water Research**, Amsterdam, v. 109, n. 1, p. 196-206, 2017.

WEI, M.; HU, G.; WANG, H.; BAI, E.; LOU, Y.; ZHANG, A.; ZHUGE, Y. 35 years of manure and chemical fertilizer application alters soil microbial community composition in a Fluvo-aquic soil in Northern China. **European Journal of Soil Biology**, Amsterdam, v. 82, n. 1, p. 27-34, 2017.

XING, X.; LI, M.; YUAN, L.; SONG, M.; REN, Q.; SHI, G.; MENG, F.; WANG, R. The protective effects of taurine on acute ammonia toxicity in grass carp *Ctenopharyngodon idellus*. **Fish & Shellfish Immunology**, Amsterdam, v. 56, n. 1, p. 517-522, 2016.

YANG, X.; LU, Y.; TONG, Y.A.; YIN, X. A 5-year lysimeter monitoring of nitrate leaching from wheat–maize rotation system: comparison between optimum N fertilization and conventional farmer N fertilization. **Agriculture, Ecosystems and Environmental**, v. 199, n. 1, p. 34–42, 2015.

ZHANG, H.; XU, M.; ZHANG, F. Long-term effects of manure application on grain yield under different cropping systems and ecological conditions in China. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 147, n. 1, p. 31-42, 2009.

ZHOU, Q.; GIBSON, C. E.; ZHU, Y. Evaluation of phosphorus bioavailability in sediments of three contrasting lakes in China and the UK. **Chemosphere**, v. 42, n. 2, p. 221-225, 2001.

ZHU, Y.; ZHANG, R.; WU, F.; QU, X.; XIE, F.; FU, Z. Phosphorus fractions and bioavailability in relation to particle size characteristics in sediments from Lake Hongfeng, Southwest China. **Environmental Earth Science**, Berlin, v. 68, n. 4, p. 1041–1052, 2013.