

HELIO FUMIAKI MORI

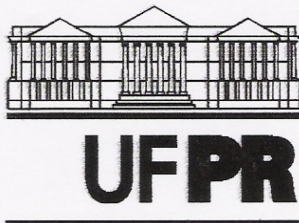
**PERDAS DE SOLO, ÁGUA E NUTRIENTES EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO
SOB APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINOS E CHUVA SIMULADA**

**Dissertação apresentada como requisito parcial
à obtenção do grau de Mestre em Ciência do
Solo, Programa de Pós-Graduação em Ciência
do Solo, Setor de Ciências Agrárias da
Universidade Federal do Paraná**

Orientadora: Profa. Dra. Nerilde Favaretto

Co-orientador: Prof. Dr. Jeferson Dieckow

**CURITIBA
2008**

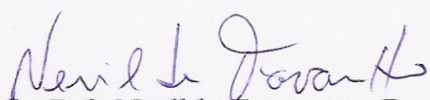


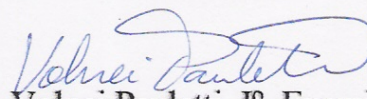
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE SOLOS E ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO(MESTRADO)
Rua dos Funcionários, 1540-Curitiba/PR-80035-050-Fone/Fax 41-3350-5648
Página: www.pgcisolo.agrarias.ufpr.br/
E-mail: pgcisolo@ufpr.br

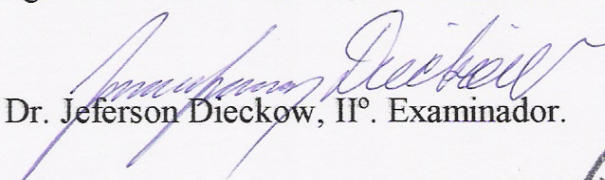
PARECER

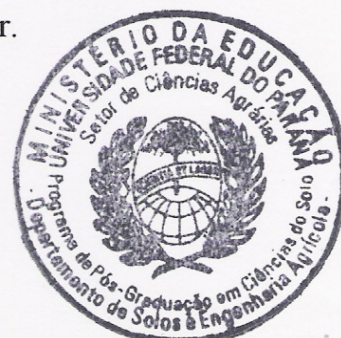
Os Membros da Comissão Examinadora, designados pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado, apresentada pelo candidato **HÉLIO FUMIAKI MORI**, sob o título: "**Perdas de solo, água e nutrientes em sistemas de plantio direto sob aplicação de dejetos líquidos de bovinos e chuva simulada**", requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciência do Solo – Área de Concentração: Pedologia e Manejo do Solo, do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, após haverem analisado o referido trabalho e arguido o candidato, são de Parecer pela "**APROVAÇÃO**" da Dissertação, completando assim, os requisitos necessários para receber o diploma de **Mestre em Ciência do Solo - Área de Concentração: "Pedologia e Manejo do Solo"**.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, em Curitiba, 26 de fevereiro de 2008.


Prof.ª. Dr.ª. Nerilde Favaretto, Presidente.


Eng.º. Agr.º. Dr. Volnei Pauletti, I.º. Examinador.


Prof. Dr. Jeferson Dieckow, II.º. Examinador.



AGRADECIMENTOS

A Deus que me deu forças nos momentos em que precisei para vencer os obstáculos surgidos durante a caminhada deste trabalho.

A minha esposa e companheira Vanda, ao meu filho Ívan e a toda família pelo apoio e suporte.

A Professora Orientadora Dra. Nerilde, pela oportunidade de ingresso no programa, paciência, amizade e principalmente por ter dividido comigo suas idéias e conhecimentos. Por sua dedicação competência e ética.

Ao Professor co-orientador Dr. Jeferson pela amizade e imensa ajuda durante a condução de todo o trabalho.

Aos Professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência do solo, pela acolhida, transmissão de conhecimentos e amizade.

Ao estagiário e graduando Weslei Leandro dos Santos, por sua amizade e imensa ajuda nos trabalhos de coletas de campo e análises laboratoriais.

Aos todos os colegas de mestrado, em especial aos colegas Daniela, Elaine, Charla, Marcos e Marla pelo companheirismo, amizade e pelos bons momentos vividos durante esta etapa de vida.

Aos funcionários e técnicos laboratoristas do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, em especial ao Aldair, Elda, Maria Aparecida e Roberto, que tornaram a pesquisa possível pela experiência, ajuda e amizade.

A todos que colaboraram de alguma forma, que estiveram sempre presentes dando apoio diante das dificuldades para que este trabalho pudesse ser concluído.

“Não temo nossa extinção. O que realmente me assusta é que o homem arruíne o planeta antes de partir.”

Loren Aiseley
(1907–1977 Antropólogo americano)

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – CONDIÇÕES E PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA DE ACORDO COM A CLASSE	19
--	----

LISTA DE FOTOS

FOTO 1 – VISTA DA ÀREA DO EXPERIMENTO COM AVEIA PRETA RECÉM DESSECADA	20
FOTO 2 – METODOLOGIA ADAPTADADA DO PERMEÂMETRO DE CARGA CONSTANTE	23
FOTO 3 – PARCELA UTILIZADA NO EXPERIMENTO, COM ÁREA DE 1 m ² E DELIMITADA POR CHAPA DE ZINCO	25
FOTO 4 e 5 – SIMULADOR DE CHUVA PROGRAMÁVEL	25
FOTO 6 – SIMULADOR DE CHUVA PROGRAMÁVEL NO CAMPO	25
FOTO 7 – DIFERENÇA NA COLORAÇÃO DA COLETA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM FUNÇÃO DO TEMPO DE COLETA	38

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – ESTAÇÃO EXPERIEMENTAL DE PONTA GROSSA FUNDAÇÃO ABC	21
---	----

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - GRANULOMETRIA, DIÂMETRO MÉDIO PONDERADO (DMP) DOS AGREGADOS, DENSIDADE DO SOLO (DS), POROSIDADE TOTAL, MACROPOROSIDADE, MICROPOROSIDADE E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (CH) DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL	23
TABELA 2 – PARÂMETROS QUÍMICOS DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL ..	24
TABELA 3 - CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES NO DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO UTILIZADO NO EXPERIMENTO	27
TABELA 4 - PERDA DE ÁGUA (mm) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO	33
TABELA 5 - PERDA DE ÁGUA (mm) EM FUNÇÃO DO TEMPO DE CHUVA SIMULADA EM SPD SUBMETIDO A APLICACAO DO DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO.....	34
TABELA 6 - RELAÇÃO DE PERDA DE ÁGUA (mm) ENTRE AS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO APLICADAS.....	34
TABELA 7 - PERDA DE ÁGUA POR HORA DE CHUVA SIMULADA E RELAÇÃO DE PERDAS EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO	35
TABELA 8 - PERDA DE SEDIMENTO (kg ha ⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM 2 HORAS DE CHUVA SIMULADA SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO	37
TABELA 9 - RELAÇÃO DE PERDAS DE SEDIMENTO ENTRE AS MÉDIAS CALCULADAS, 0 m ³ ha ⁻¹ E DOSAGENS DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO	38
TABELA 10 - PERDA DE SEDIMENTO (kg ha ⁻¹) POR HORA DE CHUVA SIMULADA E RELAÇÃO ENTRE AS PERDAS	39
TABELA 11 - CONCENTRAÇÃO DE P SOLÚVEL (mg L ⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM 2 HORAS DE CHUVA SIMULADA SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO	41
TABELA 12 - CONCENTRAÇÃO DE P TOTAL (mg L ⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM 2 HORAS DE CHUVA SIMULADA SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO	41
TABELA 13 - CONCENTRAÇÃO DE P PARTICULADO (mg L ⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM 2 HORAS DE CHUVA SIMULADA SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO	42
TABELA 14 - PARTICIPAÇÃO PERCENTUAL (%) DO P SOLÚVEL EM RELAÇÃO AO P TOTAL	43
TABELA 15 - PERDAS DE P SOLÚVEL, PARTICULADO E TOTAL E A RELAÇÃO PERCENTUAL DE PERDA EM RELAÇÃO AO P APLICADO VIA DEJETO LÍQUIDO BOVINO	44
TABELA 16 - CONCENTRAÇÃO DE N-NO ₃ (mg L ⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM 2 HORAS DE CHUVA SIMULADA SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO	45
TABELA 17 - PERDA DE N-NO ₃ (kg ha ⁻¹) POR HORA DE CHUVA SIMULADA E A RELAÇÃO COM O TOTAL APLICADO VIA DLB	46
TABELA 18 - CONCENTRAÇÃO DE N-NH ₄ (mg L ⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM 2 HORAS DE CHUVA SIMULADA SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO	47

TABELA 19 – PERDA DE N-NH ₄ (kg ha ⁻¹) POR HORA DE CHUVA SIMULADA E RELAÇÃO ENTRE O TOTAL APLICADO VIA DLB	47
TABELA 20 - CONCENTRAÇÃO DE K (mg L ⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO	48
TABELA 21 - CONCENTRAÇÃO DE K (mg L ⁻¹) EM FUNÇÃO DO TEMPO DE CHUVA SIMULADA EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SUBMETIDO A APLICACAO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO	48
TABELA 22 - PERDA DE K SOLÚVEL (kg ha ⁻¹) POR HORA DE CHUVA SIMULADA E RELAÇÃO ENTRE O TOTAL APLICADO VIA DLB ...	48
TABELA 23 – pH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO ...	49
TABELA 24 – TRANSMITÂNCIA (%) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO	50
TABELA 25 - DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO – mg O ₂ L ⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO	51

RESUMO

A aplicação superficial de dejetos líquidos de animais em áreas agrícolas sem critérios adequados pode ocasionar problemas ambientais. O objetivo geral deste trabalho foi avaliar o efeito da chuva simulada em um evento de duas intensidades (60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora, respectivamente) na perda de solo e água, bem como na concentração e perda de nutrientes via escoamento superficial em sistema de plantio direto, submetido a diferentes doses de dejetos líquidos bovinos. Os tratamentos foram constituídos por três doses de dejetos líquidos bovinos (30, 60 e 90 m³ ha⁻¹) e de uma testemunha (0 m³ ha⁻¹) distribuídos no delineamento experimental em blocos com três repetições. Cada unidade experimental foi delimitada por um coletor de chapa de zinco de 1 m² (1m x 1m) com 10 cm de altura e introduzido a 5 cm de profundidade. Do escoamento superficial foram coletadas amostras a cada 15 minutos durante duas horas de chuva, sendo a fração solúvel separada com filtração em membrana de éster de celulose de 0,45 µm. Da amostra não filtrada analisou-se: pH, condutividade elétrica (CE) demanda química de oxigênio (DQO), turbidez e P total, e da amostra filtrada analisou-se o nitrogênio nas formas de amônio (N-NH₄) e de nitrato (N-NO₃), fósforo (P) e potássio (K). Tanto as perdas de água e sedimento como as concentrações e perdas de nutrientes foram superiores nos tratamentos com aplicação de dejetos. De maneira geral, a concentração de nutrientes foi maior nas duas primeiras coletas (15 e 30 minutos) decrescendo com o tempo, com tendência de estabilização nas três últimas coletas (90, 105 e 120 minutos) da chuva simulada. Com relação à legislação ambiental, de modo geral, inclusive no tratamento sem aplicação de dejetos, as concentrações de fósforo, nitrato e amônio no escoamento superficial, encontram-se acima dos limites máximos permitidos. Estes resultados indicam o grande potencial poluidor do escoamento superficial nesta condição experimental, caso este atinja o sistema hídrico.

Palavras-chave: adubação orgânica, escoamento superficial, qualidade da água, fósforo, nitrato, amônio.

ABSTRACT

The application of liquid manure on soil surface in agricultural areas without appropriate criteria can be an environmental problem. The general objective of this work was to evaluate the effect of simulated rain during an event of two intensities (60 and 85 mm h⁻¹, first and second hour, respectively) on the soil and water losses, such as on the concentration and loss of nutrients by runoff in the no tillage system under different doses of liquid dairy manure. The treatments were composed by three liquid dairy manure doses (30, 60 and 90 m³ ha⁻¹) and the control (0 m³ ha⁻¹) distributed in a block experimental design with three replicates. Each one of the 12 twelve experimental plot was delimited by a zinc collector of 1 m² (1 m x 1 m) and 10 cm height with 5 cm into the soil. Runoff samples were collected each 15 minutes through the two hours of rainfall being the soluble fraction separated by an cellulose ester filtering membrane of 0,45 µm. From the non filtered sample were analyzed pH, electric conductivity, chemical oxygen demand, turbidity and total phosphorus (P), and from the filtered sample were analyzed the ammonium nitrogen (NH₄-N), nitrate nitrogen (NO₃-N), phosphorus (P) and potassium (K). The water and sediment losses as well the nutrients concentration and losses were higher on the treatments which dairy manure application. In general, the nutrients concentration was higher in the first and second collections (5 and 30 minutes) decreasing with the time and tending to be constant in the three last collections (90, 105 and 120 minutes) of the simulated rainfall. Regarding to the Brazilian environmental law, in general, including the treatment without manure application, the runoff phosphorus, nitrate and ammonium concentrations were above the maximum permitted level. These results show the runoff pollution potential in these experimental conditions, if the runoff reach the water system.

Key words: manure application, runoff, water quality, phosphorus, nitrate, ammonium.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	
2.1. Erosão dos solos	12
2.2. Sistema de Plantio Direto (SPD) e a perda de nutrientes e matéria orgânica por escoamento superficial	14
2.3. Qualidade da água - Fósforo e nitrogênio	15
2.4. Qualidade da água - pH, condutividade elétrica (CE) e demanda química de oxigênio (DQO)	17
2.5. Legislação sobre a qualidade da água	18
3. MATERIAL E MÉTODOS	
3.1. Caracterização geral da área experimental	20
3.2. Caracterização do solo da área experimental	
3.2.1. Caracterização física do solo	22
3.2.2. Caracterização química do solo	23
3.3. Instalação do experimento	24
3.4. Análise do dejetos líquido de bovino (DLB)	26
3.5. Coleta do escoamento superficial	27
3.6. Análises do escoamento superficial	28
3.6.1. Determinação da perda de água	28
3.6.2. Determinação da perda de sedimento	28
3.6.3. Determinação do pH e da condutividade elétrica (CE)	29
3.6.4. Determinação da turbidez	29
3.6.5. Determinação da DQO	29
3.6.6. Determinação dos nutrientes	29
3.6.6.1. Fósforo total	30
3.6.6.2. Fósforo solúvel	30
3.6.6.3. Nitrato (N-NO ₃)	31
3.6.6.4. Amônio (N-NH ₄)	31
3.6.6.5. Potássio	32
3.7. Análises estatísticas	32
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	
4.1. Perda de água	33
4.2. Perda de sedimento	36
4.3. Concentração e quantidade perdida de nutrientes no escoamento superficial	
4.3.1. Fósforo (P) solúvel, total e particulado	39
4.3.2. Nitrato (N-NO ₃) solúvel	44
4.3.3. Amônio (N-NH ₄) solúvel	46
4.3.4. Potássio (K) solúvel	47
4.3.5. pH, turbidez, condutividade elétrica e demanda química de oxigênio.....	48
5. CONCLUSÃO	52
REFERÊNCIAS	53
ANEXOS	57

1 – INTRODUÇÃO

O uso inadequado dos recursos naturais tem gerado problemas principalmente relacionados ao solo e aos sistemas hídricos. A degradação dos recursos naturais em sua maioria está relacionada à ausência de uma cultura de ocupação do ambiente físico com respeito à diversidade de ecossistemas e a capacidade de uso das terras. Dentre as atividades degradantes destaca-se a atividade agropecuária, com inúmeras conseqüências, como redução dos nichos ecológicos e da biodiversidade, alteração na qualidade e quantidade da água e a principalmente a diminuição da capacidade produtiva do solo devido a sua exposição aos processos erosivos.

Os processos erosivos dos solos têm se destacado como um grave problema de degradação ambiental devido principalmente à erosão hídrica, que desagrega, transporta e deposita sedimentos e outros poluentes, acarretando a destruição da bioestrutura dos solos, com perda de fertilidade, redução da produtividade agrícola e outros como o assoreamento e principalmente a contaminação da água.

O recurso natural “água” que circula continuamente na natureza, leva-nos à impressão de um ciclo perfeito e inesgotável, no entanto, é um recurso natural limitado. Incontestavelmente indispensável para o desenvolvimento da vida animal e vegetal. Portanto é de fundamental importância gerir e conservar os sistemas hídricos, de modo sustentável, que satisfaça às múltiplas finalidades como, consumo humano e animal, abastecimento das indústrias, agroindústrias, agropecuária, lazer, etc...

A utilização da água para atender as diferentes atividades humanas, especialmente ligadas à agropecuária, traz questionamentos sobre a complexidade das conseqüências como a poluição dos sistemas hídricos, pois nem sempre é possível identificar a fonte poluidora (poluição difusa ou não pontual) podendo ser de alto risco a saúde humana e ambiental.

Ao mesmo tempo em que inovações da tecnologia agropecuária têm assegurado à provisão das necessidades humanas (carnes e fibras), tem gerado sérios problemas de degradação dentro e fora da área agrícola, devido principalmente ao movimento das águas, atingindo e contaminando os sistemas hídricos superficiais e subterrâneos com resíduos químicos (agrotóxicos e

fertilizantes minerais e orgânicos) através dos processos de escoamento superficial, lixiviação e fluxo preferencial.

O transporte de nutrientes solúveis ou ligados aos sedimentos via escoamento superficial, pode provocar problemas ambientais como a eutrofização das águas, devido principalmente ao P, e problemas de saúde humana devido ao excesso de nitrato (N-NO_3). A quantidade total de nutrientes transportado, contudo, depende da concentração de nutriente no escoamento superficial e do volume perdido no processo.

Os macronutrientes N e P, dentre outros nutrientes, estão diretamente envolvidos no processo de degradação dos sistemas hídricos, devido ao aumento contínuo por adubações minerais e orgânicas. O sistema de plantio direto, em função de suas características de manejo, apresenta um acúmulo de nutrientes na superfície, apresentando um potencial poluidor dos recursos hídricos, principalmente na forma solúvel, portanto o correto manejo das adubações associado às práticas de controle de perdas de solo e água é necessário para o controle da contaminação dos sistemas hídricos.

O manejo inadequado dos dejetos de bovinos e de suínos em confinamento nas propriedades rurais tem causado impactos ambientais negativos, principalmente quando os resíduos são carreados para os sistemas hídricos, contaminando-os, tanto pela adição de material orgânico como pela adição de nutrientes solúveis contidos nos resíduos.

A compatibilização da adubação mineral e orgânica com a demanda da cultura no decorrer do seu período de crescimento vegetativo constitui o aspecto principal em termos de aumento da eficiência e concomitante redução do risco de perdas e contaminação dos sistemas hídricos. Para tanto, uma boa estimativa da disponibilidade dos nutrientes no solo e o conhecimento dos requerimentos nutricionais da cultura a ser implantada nos seus diferentes estádios de crescimento, das condições climáticas prováveis durante a estação de cultivo, das características de permeabilidade do solo e da taxa de liberação dos nutrientes pelo dejetos a ser utilizado precisam ser analisados de forma integrada a fim de ajustar a melhor dosagem, forma e época de aplicação dos adubos. Tal propósito não é tarefa fácil, uma vez que é grande a carência de informações relacionadas à aplicação de dejetos de bovinos e suínos e a relação com escoamento superficial nos solos nas nossas condições.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a perda de solo, água e nutrientes via escoamento superficial, em área agrícola sob plantio direto submetida a diferentes doses de dejetos líquidos de bovinos com chuva simulada imediatamente após a adubação.

Os objetivos específicos foram:

- Avaliar a perda de solo e água em sistema de plantio direto submetido à aplicação de diferentes doses de dejetos líquidos de bovinos;
- Avaliar a concentração e a quantidade perdida de amônio, nitrato, fósforo e potássio via escoamento superficial no sistema de plantio direto em função da aplicação de dejetos líquidos de bovinos;
- Fornecer subsídios para a conservação da água e utilização sustentável do solo numa gestão ambiental da agricultura bem como na formulação de políticas públicas para utilização de dejetos líquidos de animais.

Espera-se, neste trabalho, que a aplicação de chuva imediatamente após a aplicação de dejetos líquidos de bovino, ocasione elevadas concentrações de nutrientes no escoamento superficial, sendo estas crescentes de acordo com as doses. Espera-se também um aumento do escoamento superficial com as doses crescentes de dejetos líquidos de bovino, nesta condição experimental com aplicação de chuva simulada imediatamente após a adubação.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Erosão dos solos

A erosão do solo consiste na desagregação, transporte e deposição das partículas de solo e pode ser classificado com relação à origem (erosão natural ou geológica e erosão acelerada ou antrópica) e quanto ao agente causador (erosão eólica e erosão hídrica).

A erosão natural dos solos como evento geológico é parte do processo que age continuamente na crosta terrestre e é tão antiga quanto à história da terra. Iniciou quando as primeiras camadas de ar se agitaram e as primeiras gotas de chuva caíram sobre a superfície. É um processo natural reconhecível apenas no decorrer de longos períodos de atividade, formando, por exemplo, colinas suaves, extensas planícies e vales. É o resultado da combinação dos mecanismos naturais de controle desenvolvidos ao longo dos processos evolutivos complexos e interdependentes, de difícil quantificação devido à variabilidade espacial, temporal e climática, sendo um dos fatores responsável pelo rejuvenescimento e variabilidade dos solos (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1985; ENDRES et al., 2006).

A erosão antrópica ou acelerada é um problema de relevância mundial. É o resultado da intervenção humana sobre o ambiente natural em curto espaço de tempo quebrando o equilíbrio natural. As ações antrópicas aceleram os processos de erosão através da ocupação e uso intensivo do solo, com as taxas das perdas de solo maiores que a dos fatores de formação, acarretando inúmeros prejuízos devido aos impactos econômicos, ambientais e sociais (FERNADES, 2003; ENDRES et al., 2006).

Na erosão eólica, o agente responsável pelo processo é o vento, de menor importância para as condições brasileiras, ocorrendo de maneira geral em regiões planas, com ventos fortes e vegetação escassa. Proporciona sérias conseqüências para as regiões áridas e semi-áridas de diversas regiões do mundo (África, Ásia, Austrália, América do Norte e sul) e no Brasil afeta principalmente áreas do Nordeste, Bahia e Rio Grande do Sul (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1985).

A erosão hídrica é a mais séria, preocupante e crescente forma de erosão no mundo, sendo a luta do homem contra a erosão tão antiga quanto à própria agricultura. Com a mudança da vida nômade para um sistema de vida fixo, próximo

à fonte de água e solos férteis, intensificou-se a utilização dos solos com a conseqüente destruição da cobertura vegetal para exploração agropecuária, expondo, portanto a superfície dos solos à erosão. Em regiões de clima tropical, como a maior parte do Brasil, com predominância de condições climáticas com temperaturas e precipitações elevadas, a erosão hídrica é o principal agente responsável de perdas de solo, pelo transporte de grande parte dos sedimentos através do escoamento superficial, favorecendo substancialmente o surgimento de problemas ambientais, principalmente a contaminação dos sistemas hídricos (BERTONI e NETO, 1985).

O processo de desagregação e transporte das partículas de solo é devido principalmente aos fatores erosividade da chuva e a erodibilidade do solo. A erosividade refere-se ao potencial da chuva em causar a erosão, a erodibilidade do solo refere-se à susceptibilidade do solo à erosão e é definida por suas características intrínsecas (físicas, químicas e biológicas), bem como pela cobertura, manejo, declive e comprimento da rampa (ALVAREZ e PIMENTA 1998; GUADAGNIN, 2003).

Além da questão econômica, a degradação dos solos causada pela erosão hídrica é considerada um dos mais importantes problemas ambientais (GUADAGNIN, 2003; SILVA, et al., 2005).

Podemos considerar como o maior dos prejuízos causados pela erosão hídrica a perda irreversível do solo, inicialmente pela perda da camada fértil, diminuindo a capacidade produtiva dos solos (CARVALHO et al., 2002) e à medida que evoluem, os prejuízos são estendidos para outras áreas, devido ao aporte de sedimentos e poluentes adsorvidos nos sedimentos ou solubilizados no escoamento, degradando ou até mesmo inutilizando áreas situadas fora da área de origem da erosão comprometendo a qualidade dos sistemas hídricos (MARTINS et al., 2003; BERTOL et al., 2004a; BERTOL et al., 2007b).

O empobrecimento dos solos devido às perdas de nutrientes e de compostos orgânicos solubilizados na água e adsorvidos aos sedimentos traz como conseqüência a necessidade do uso de fertilizantes e corretivos, aumentando assim os custos de produção, provocando a diminuição de pequenas e médias empresas agrícolas com o agravamento dos problemas sociais, principalmente nos grandes centros urbanos, ocasionados pelo êxodo rural.

As perdas de poluentes adsorvidos nos sedimentos ou solubilizados via escoamento superficial depende da concentração e do volume do escoamento, sendo afetado pelo tipo de solo, cobertura e fertilidade do solo, declividade do terreno, intensidade, tempo e momento da chuva, método e tempo de aplicação de fertilizantes bem como pelo manejo de solo e práticas conservacionistas empregadas.

2.2. Sistema de Plantio Direto (SPD) e a perda de nutrientes e matéria orgânica por escoamento superficial

O sistema de plantio direto (SPD) consiste no sistema de semeadura na qual a semente é colocada no solo não revolvido, com abertura de um pequeno sulco ou cova em profundidade e largura suficiente para garantir a adequada cobertura e contato das sementes com o solo, utilizando-se de equipamentos específicos para tais operações (CRUZ et al., 2002).

O não revolvimento do solo no SPD tem proporcionado acúmulo de nutrientes na camada superficial do solo, favorecendo a concentração destes no escoamento superficial (SCHICK et al., 2000), por outro lado aumenta a densidade e diminui a porosidade total na superfície do solo principalmente nos primeiros anos da implantação, devido à acomodação natural dos agregados do solo pela pressão exercida das operações da motomecanização (BERTOL, 2005).

O SPD se caracteriza pela presença de cobertura do solo, portanto, com menores perdas de solo que em sistemas convencionais de cultivo. Entretanto no SPD as concentrações de nutrientes no escoamento superficial são em geral semelhantes ou maiores que em sistemas convencionais de cultivo. A alta concentração de nutrientes no escoamento superficial pode ser explicado pela maior concentração de nutrientes na camada superficial do solo bem como pela redução de perdas de sedimento de diâmetro e densidade maiores, com aumento relativo da perda de sedimento coloidal suspenso no escoamento superficial, que são preferencialmente transportados devido à seletividade da erosão hídrica por sedimentos mais finos, de menor diâmetro, de baixa densidade. Os sedimentos coloidais (minerais e orgânicos) normalmente enriquecidos de nutrientes permanecem por um período maior de tempo suspensos na enxurrada, pois apresentam movimento errático quando em suspensão, sendo então mais expostos

às reações de sorção/dessorção. Portanto são passíveis de transporte por erosão hídrica, que conseqüentemente causará problemas ambientais como a turbidez e a eutrofização dos sistemas hídricos (BERTOL et al., 2003; BERTOL et al., 2007b).

O início da perda de nutrientes pelo escoamento superficial se dá pelos processos de dessorção e dissolução dos nutrientes do solo, sejam ou não estes originários da adubação orgânica e mineral. Estes dois processos são responsáveis pela extração dos nutrientes do solo e ocorrem a partir da interação da chuva com a superfície do solo, antes do início do escoamento superficial. As partículas finas ou colóides presentes na água do escoamento superficial podem adsorver estes nutrientes dissolvidos na água e reduzir sua concentração na forma solúvel reativa e, conseqüentemente elevar sua concentração na forma particulada. Desta forma, a reação de adsorção favorece a presença do elemento na forma particulada e a reação de dessorção a presença do elemento na forma dissolvida (BERTOL, 2005).

2.3. Qualidade da água - Fósforo e nitrogênio

A água quando percola ao longo do perfil do solo, faz com que quantidades significativas de nitrato sejam lixiviados, o que reduz sua concentração nas camadas superficiais do solo. O fósforo, ao contrário do nitrogênio, se movimenta muito pouco ao longo do perfil do solo, principalmente em solos argilosos, ácidos e com altos teores de ferro e alumínio, ocorrendo um maior acúmulo deste elemento nos primeiros cinco a dez centímetros do solo (SHARPLEY et al., 1994). Desta forma, a perda de fósforo em sistemas agrícolas está associada com o escoamento superficial devido à sua baixa mobilidade no solo, enquanto a perda de nitrogênio, especialmente na forma de nitrato, está relacionada com a percolação ao longo do perfil do solo devido à alta mobilidade desta forma no solo (FAVARETTO, 2002).

Perdas de nitrogênio via escoamento superficial também podem ocorrer especialmente em eventos de precipitações logo após as fertilizações, contribuindo para o processo da eutrofização dos sistemas hídricos. O nitrogênio, além de estar associado ao processo de eutrofização pode causar problemas à saúde humana e a vida aquática (DINNES et al., 2002).

A eutrofização é o enriquecimento do sistema hídrico por nutrientes, principalmente o nitrogênio e fósforo, podendo ocorrer em condições naturais e/ou de atividades antrópicas, ocasionando o crescimento de algas e plantas aquáticas.

Conforme descrito anteriormente, tanto o nitrogênio como o fósforo são responsáveis pela eutrofização, no entanto o fósforo é considerado o nutriente limitante a eutrofização, isso porque muitos organismos são capazes de fixar o nitrogênio atmosférico (DANIEL, SHAPLEY e LEMUNYON, 1998; BITTENCOURT e GOBBI, 2006).

De acordo com SHARPLEY et al. (1994), embora as perdas de fósforo por escoamento superficial geralmente sejam menores que 5% do fósforo aplicado, a concentração de fósforo total frequentemente excede os valores críticos associados com a eutrofização acelerada.

A eutrofização é mais freqüente em condições de baixa turbidez e menor velocidade da água como em lagos e represas. Ambientes estes mais favoráveis ao crescimento de algas e outras plantas, culminando em condições de anaerobiose no ambiente aquático como um todo e o seu desaparecimento gradual em decorrência da associação deste processo ao assoreamento (MANSOR, 2005). O efeito cumulativo de nutrientes devido ao processo de fertilização das águas favorece o aumento de organismos autotróficos podendo transmitir à água sabor e odores desagradáveis. Portanto, o correto manejo das adubações associado às práticas de controle de erosão são necessárias para o controle da eutrofização dos mananciais hídricos (MUZILLI, 1981; STOUT, 2000; HIGGS et al., 2000; FAVARETTO, 2002; BERTOL et al., 2004b).

O desafio da compatibilização da adubação mineral e orgânica com a demanda da cultura no decorrer do seu período de crescimento vegetativo constitui o aspecto principal do que deve ser buscado em termos de aumento da eficiência, concomitantemente à redução dos riscos de perdas e contaminação dos sistemas hídricos. Para tanto, é necessário uma boa estimativa de fatores como: a disponibilidade dos nutrientes no solo e do requerimento nutricional da cultura a ser implantada nos seus diferentes estádios de crescimento; do conhecimento das condições climáticas prováveis durante a estação de cultivo; das características de permeabilidade do solo; da taxa de liberação dos nutrientes pelo fertilizante a ser utilizado (principalmente no caso dos dejetos de animais). Estes fatores devem ser analisados de forma integrada a fim de ajustar a melhor dosagem, forma e época de aplicação dos fertilizantes. Tal propósito não é tarefa fácil uma vez que é grande a carência de informações relacionadas à aplicação de adubos orgânicos de origem

animal (principalmente de bovinos, suínos e aves) e a relação com escoamento superficial nos solos em nossas condições (MUZILLI, 1981; DINNES et al., 2002).

2.4 Qualidade da água - pH, condutividade elétrica (CE) e demanda química de oxigênio (DQO)

O pH da água é um indicador da qualidade da água e varia de 4 a 9 em águas superficiais. Em ambientes não antropizados, o pH reflete o tipo de solo por onde a água percorre. Em lagoas com grande população de algas, nos dias ensolarados, o pH pode subir muito, chegando a nove ou até mais. Isso porque as algas, ao realizarem fotossíntese, retiram muito gás carbônico, que é a principal fonte natural de acidez da água. Os ecossistemas aquáticos apresentam valores baixos de pH com mais frequência, devido às elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos de origem autóctone e alóctone e que a respiração, a fotossíntese e a assimilação de nitrogênio pelo fitoplâncton, são os três grandes processos que interferem nos valores do pH.

No trabalho desenvolvido por PELES (2007) o pH da água do escoamento superficial não teve influência significativa das diferentes doses de dejetos líquidos de suínos ou de gesso. No entanto no trabalho de BERTOL (2005), com aplicação de dejetos suínos em área de plantio direto e aplicação de chuva simulada 16 horas após a aplicação do dejetos, a camada superficial (0 a 2,5 cm) do tratamento com dejetos líquidos de suínos, apresentou valores de pH superiores as demais combinações de tratamentos e camadas pesquisadas, que segundo revisão do autor pode ser atribuído ao aumento de íons OH^- na solução do solo, decorrente das reações dos compostos orgânicos com os nutrientes do solo como os óxidos de Fe, Al e Mn.

A condutividade elétrica (CE) consiste na habilidade intrínseca que um material possui de conduzir corrente elétrica, estando relacionado com a presença de íons dissolvidos (sais) na água e próximos da superfície de partículas do solo carregadas eletricamente (MOLIN et al., 2005).

No meio aquático a capacidade de condução elétrica é dependente da temperatura, do pH e da composição iônica. A cada grau centígrado, a atividade iônica aumenta cerca de 2%, de modo que a limnologia adotou a temperatura de

25°C como padrão para a leitura da CE, ou o uso de fatores de correção (PRADO, 2004).

Em águas cujos valores de pH se localizam nas faixas extremas ($\text{pH} > 9$ ou $\text{pH} < 5$), os valores de condutividade elétrica são devidos apenas às altas concentrações de poucos íons em solução, dentre os quais os H^+ e o OH^- (CAIADO, 1994; PRADO, 2004).

A variação diária da CE fornece informações sobre processos importantes nos ecossistemas aquáticos, como a produção primária e a decomposição, pois está associada à composição iônica da água, podendo auxiliar na identificação de fontes poluidoras e das diferenças geoquímicas entre os afluentes. A relação da CE às condições de clima tropical está condicionada às estações de chuva e seca (PRADO, 2004).

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um indicador do grau de poluição de um sistema hídrico ou de água residuária. Representa a quantidade de matéria orgânica pela concentração de oxigênio necessário para oxidá-la por ação de um agente químico oxidante forte, normalmente o dicromato (VALENTE, PADILHA e SILVA, 1997; TOBIAS, 2002).

2.5. Legislação sobre a qualidade da água

A Portaria do Ministério da saúde nº 518, de 25 de março de 2004, estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade de uso obrigatório em todo território nacional. Dentre outros, o valor máximo permitido (VMP) para que a água seja considerada potável é de 10 mg L^{-1} de nitrogênio na forma de nitrato, 1 mg L^{-1} de nitrogênio na forma de nitrito e de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ de amônia (BRASIL, 2004).

A Resolução do CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de qualidade de água (QUADRO 1) e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005).

Segundo a Resolução CONAMA nº 357, artigo 2º são adotadas, entre outras, as seguintes definições:

- I – águas doces, águas com salinidade igual ou inferior a 0,05%;
- II – águas salobras, águas com salinidade superior a 0,05% e inferior a 3%;

III – águas salinas, águas com salinidade igual ou superior a 3%;

IV – ambiente lêntico, ambiente que se refere à água parada, com movimento lento ou estagnado;

V – Ambiente lótico, ambiente relativo a águas continentais moventes.

No artigo 3º, as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional, são classificadas em treze classes de qualidade, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes e em seu Parágrafo único, as águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas em uso menos exigente, desde que este não prejudique a qualidade da água, atendidos outros requisitos pertinentes (BRASIL, 2005).

QUADRO 1 – CONDIÇÕES E PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA DE ACORDO COM A CLASSE

NUTRIENTE	VALOR MÁXIMO – CLASSE DE ÁGUA		
	I	II	III
Fósforo total (ambiente lêntico)	0,020 mg L ⁻¹ P	0,030 mg L ⁻¹ P	0,05 mg L ⁻¹ P
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico)	0,025 mg L ⁻¹ P	0,050 mg L ⁻¹ P	0,075 mg L ⁻¹ P
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	0,1 mg L ⁻¹ P	0,1 mg L ⁻¹ P	0,15 mg L ⁻¹ P
Nitrato	10,0 mg L ⁻¹ N	10,0 mg L ⁻¹ N	10,0 mg L ⁻¹ N
Nitrito	1,0 mg L ⁻¹ N	1,0 mg L ⁻¹ N	1,0 mg L ⁻¹ N
	3,7mg L ⁻¹ N para pH < 7,5	3,7mg L ⁻¹ N para pH < 7,5	13,3mg L ⁻¹ N para pH < 7,5
	2,0 mg L ⁻¹ N para 7,5 < pH < 8,0	2,0 mg L ⁻¹ N para 7,5 < pH < 8,0	5,6 mg L ⁻¹ N para 7,5 < pH < 8,0
Nitrogênio amoniacal total	1,0 mg L ⁻¹ N para 8,0 < pH < 8,5	1,0 mg L ⁻¹ N para 8,0 < pH < 8,5	2,2 mg L ⁻¹ N para 8,0 < pH < 8,5
	0,5 mg L ⁻¹ N para pH > 8,5	0,5 mg L ⁻¹ N para pH > 8,5	1,0 mg L ⁻¹ N para pH > 8,5

Fonte: BRASIL (2005)

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização geral da área experimental

O trabalho de campo com chuva simulada foi realizado em setembro de 2006, na área identificada como “mecanização 2”, do Centro de Experimentação da Fundação ABC (FIGURA 1), no município de Ponta Grossa. As coordenadas geográficas do local são: 95°00'35”S e 50°09'16”E. A altitude é de 890 metros.

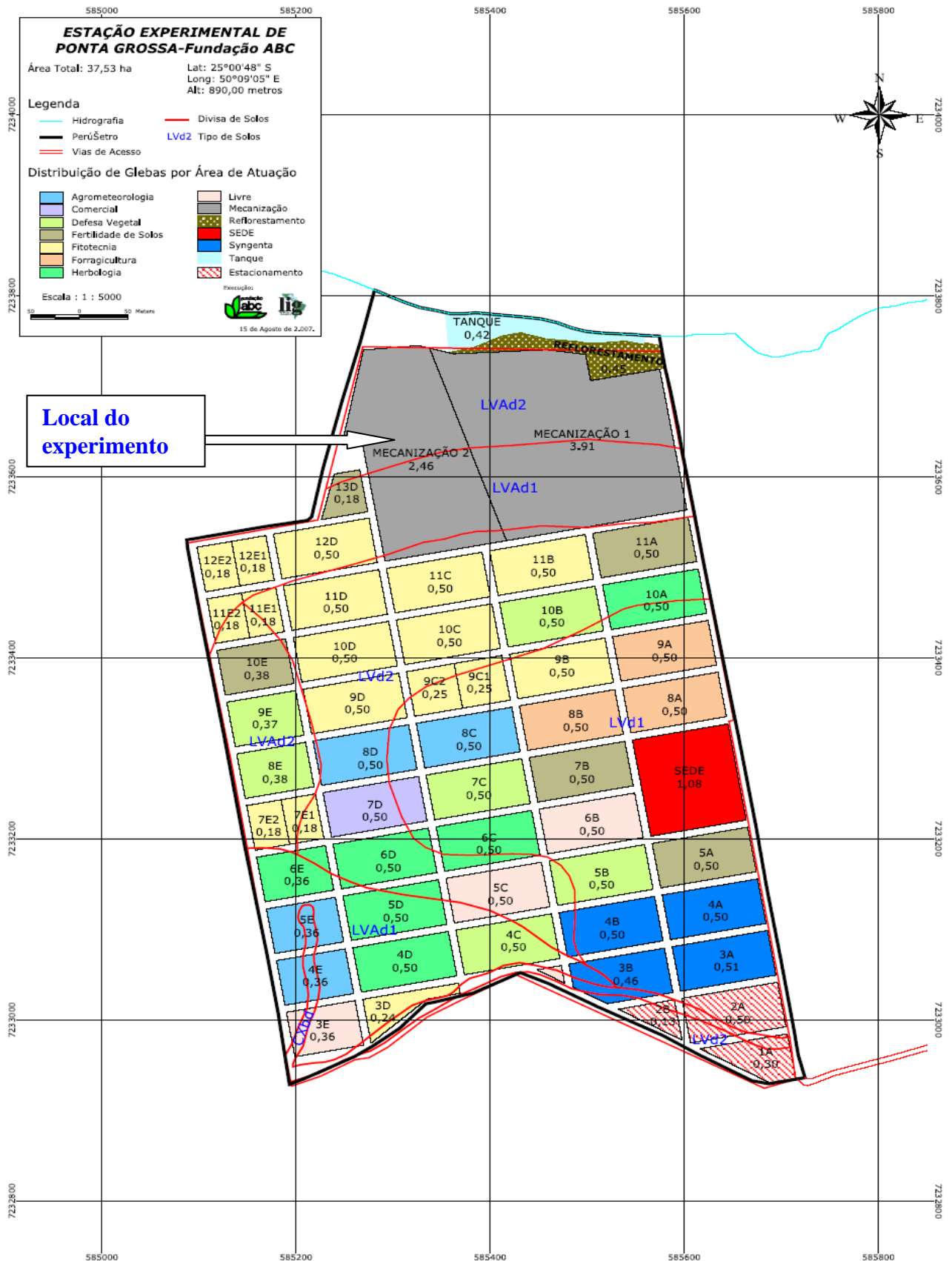
O experimento foi instalado sobre um Latossolo Vermelho Amarelo (EMBRAPA/Fundação ABC, 2001), cuja área, com declividade de 15%, vinha sendo manejada sob sistema de plantio direto (SPD) por mais de 10 anos envolvendo as culturas de soja, milho, aveia e trigo, sendo que no período do experimento a aveia preta havia sido recentemente dessecada (FOTO 1). A caracterização da área experimental encontra-se nas TABELAS 1 e 2, sendo as metodologias de análises descritas a seguir.

FOTO 1 – VISTA DA ÀREA DO EXPERIMENTO COM AVEIA PRETA RECÉM DESSECADA



Data da foto: 04.09.2006

FIGURA 1 – ESTAÇÃO EXPERIEMENAL DE PONTA GROSSA – FUNDAÇÃO ABC



3.2. Caracterização do solo da área experimental

3.2.1. Caracterização física do solo

Para a caracterização física inicial do solo, amostras indeformadas foram coletadas através de anéis volumétricos nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm, em quatro pontos escolhidos aleatoriamente dentro da área experimental. Nessas amostras foram determinadas as seguintes características: densidade do solo, porosidade (micro, macro e total) e condutividade hidráulica. Nos mesmos pontos de coleta, foram retirados blocos de solo das camadas de 0-2,5, 2,5-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm, para determinação da estabilidade de agregados. Para a análise granulométrica, utilizaram-se as amostras coletadas para determinações químicas do solo, conforme descrito no item 3.2.2.

As análises físicas do solo foram determinadas de acordo com metodologias propostas pela EMBRAPA (1997), sendo a análise granulométrica determinada pelo método do densímetro; a densidade pelo método do anel volumétrico; a porosidade total do solo foi obtida via umidade de saturação; a microporosidade, através da mesa de tensão a 60 cm; e a macroporosidade obteve-se pela diferença entre a porosidade total e a microporosidade. Para a determinação da condutividade hidráulica adaptou-se a metodologia do permeâmetro de carga constante (FOTO 2), na qual se manteve uma coluna de água constante sobre o solo já previamente saturado com auxílio de um pissete, e medição da água percolada em intervalo regular de 30 minutos durante 4 horas. A estabilidade de agregados foi determinada pelo método de via úmida utilizando-se de um conjunto de peneiras de malha de 4, 2, 1, 0,5 e 0,25 mm. O solo seco utilizado na análise (25 g em duplicata) foi passado inicialmente pela peneira de 8 mm.

Os resultados da caracterização física do solo encontram-se na TABELA 1.

TABELA 1 – GRANULOMETRIA, DIÂMETRO MÉDIO PONDERADO (DMP) DOS AGREGADOS, DENSIDADE DO SOLO (DS), POROSIDADE TOTAL, MACROPOROSIDADE, MICROPOROSIDADE E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (CH) DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL

Profundidade (cm)	Granulometria – (g kg ⁻¹)				DMP (mm)	DS (g cm ⁻³)	Porosidade (%)			CH (cm h ⁻¹)
	Argila	Silte	Areia Fina	Areia grossa			Micro	Macro	Total	
0,0-2,5	250	38	338	374	1,71	1,36 ¹	32,0 ¹	17,0 ¹	49,0 ¹	8,18 ¹
2,5-5,0	213	39	366	383	1,79					
5,0-10,0	225	38	364	373	1,64	1,52	28,9	13,2	42,1	4,68
10,0-20,0	225	17	439	320	0,96	1,55	25,9	14,9	40,9	2,97
20,0-30,0	213	64	358	367	0,64	1,51	25,4	16,9	42,4	3,07

¹ Profundidade do solo de 0 a 5 cm.

FOTO 2 - METODOLOGIA ADAPTADA DO PERMEÂMETRO DE CARGA CONSTANTE



Data da foto: 08.08.2006

3.2.2. Caracterização química do solo

Para a caracterização química do solo da área experimental, coletou-se uma amostra composta por 15 subamostras, nas profundidades de 0-2,5, 2,5-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm. O solo foi caracterizado conforme metodologias propostas por PAVAN et al. (1992) e MULVANY (1996). Os parâmetros pH em CaCl₂ 0,01 M e índice SMP, do qual se obteve os valores de H + Al, foram determinados por potenciometria. O teor de Al foi determinado via extração com KCl 1 N e titulação com NaOH. O carbono orgânico foi determinado através de oxidação com dicromato de potássio, seguido de análise colorimétrica.

Para a determinação de N-NO₃, N-NH₄, Ca e Mg, procedeu-se inicialmente a extração em KCl 2M, na proporção solo: solução de 1:10. Agitou-se a mistura por aproximadamente 1 hora a 200 rpm e, em seguida, centrifugou-se por 10 minutos a

2000 rpm. O sobrenadante foi filtrado com papel filtro nº. 5, de acordo com MULVANEY (1996), sendo este congelado para posterior análise.

Para os elementos P e K, a extração foi realizada com o extrator Mehlich I, na proporção solo: solução de 1:10. Agitou-se a mistura por aproximadamente 1 hora a 200 rpm e, em seguida, centrifugou-se por 10 minutos a 2000 rpm. O sobrenadante foi filtrado com papel filtro nº. 5, de acordo com SELF-DAVES et al. (2000).

A metodologia de determinação destes elementos no solo foi à mesma utilizada para o escoamento superficial, as quais estão descritas no item 3.6.

Os resultados da caracterização química do solo encontram-se na TABELA 2.

TABELA 2 – PARÂMETROS QUÍMICOS DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL

Profundidade cm	pH CaCl ₂	Al	H+Al	Ca	Mg	K	P Mehlich I	N-NH ₄ ⁽¹⁾	N-NO ₃ ⁽¹⁾	Carbono
		----- cmol _c dm ⁻³ -----					-----mg dm ⁻³ -----			g dm ⁻³
0-2,5	5,7	0	3,0	4,5	1,4	0,33	18,3	10,3	25,1	22,0
2,5-5	5,3	0	3,4	4,1	0,9	0,27	27,8	9,8	30,2	18,4
5-10	4,9	0	4,0	3,7	0,6	0,13	23,6	10,6	10,5	12,4
10-20	4,9	0	3,4	3,4	0,5	0,13	14,7	18,4	15,0	10,0

⁽¹⁾ Extraído em KCl 2M

3.3. Instalação do experimento

Os tratamentos constituíram-se de quatro doses de dejetos líquidos de bovinos (0, 30, 60 e 90 m³ ha⁻¹) e foram distribuídos no delineamento experimental de blocos inteiramente casualizados com três repetições, totalizando 12 unidades experimentais.

Cada unidade experimental de 1,00 m² (1,00m × 1,00m) foi delimitada por uma chapa de zinco removível, com 10,0 cm de altura e introduzida a 5,0 cm de profundidade, possuindo uma calha coletora do escoamento superficial em sua parte inferior (FOTO 3). Sobre esta parcela instalou-se, a uma altura de 2,4 m da superfície do solo e de forma centralizada, o simulador programável de chuva equipado com um bico Veejet 80100 (FOTOS 4, 5 e 6).

A área de abrangência do experimento foi considerada homogênea e, portanto, as parcelas de cada dia de simulação foram ordenadas no sentido do declive por motivo de praticidade na movimentação do simulador.

FOTO 3 – PARCELA UTILIZADA NO EXPERIMENTO, COM ÁREA DE 1 m² E DELIMITADA POR CHAPA DE ZINCO.



Data da Foto: 04.09.2006

FOTO 4 e 5 – SIMULADOR DE CHUVA PROGRAMÁVEL



Data das Fotos 3 e 4: 27.04.2006

FOTO 6 – SIMULADOR DE CHUVA PROGRAMÁVEL NO CAMPO – PROTEGIDO DO VENTO



Data da Foto: 04.09.2006

O espaçamento entre as parcelas foi de aproximadamente 5,0 m no sentido do declive e de 4,0 m no sentido perpendicular ao declive. As 12 unidades experimentais foram dispostas de maneira a formar um retângulo, com 4 parcelas no sentido do declive e por 3 parcelas no sentido perpendicular ao declive.

O experimento foi conduzido durante 3 dias consecutivos, sendo todos os tratamentos distribuídos ao acaso dentro do mesmo dia.

As repetições representam os 3 dias de simulação e, portanto, neste experimento foi considerado como delineamento em blocos ao acaso, sendo os blocos representados pelos dias de simulação.

A chuva simulada foi aplicada por duas horas ininterruptas, sendo a intensidade na primeira hora de 60 mm h^{-1} e na segunda hora de 85 mm h^{-1} . O trabalho de chuva simulada em todo o experimento teve duração de 3 dias, sendo que a cada dia antes do início dos trabalhos, efetuou-se a medição das duas intensidades, sendo a média obtida dos quatro dias de 60 e 85 mm h^{-1} , respectivamente para a primeira e segunda hora de chuva simulada.

O dejetto líquido de bovinos utilizado no tratamento foi coletado em esterqueira de propriedade agrícola próxima da estação experimental e aplicado manualmente com proveta de plástico, nas respectivas dosagens, sobre a aveia recentemente dessecada e rolada. Logo após a aplicação do esterco iniciou-se a chuva simulada utilizando-se água deionizada para evitar a interferência de íons.

Para padronizar a umidade em todas as parcelas, inclusive no tratamento com $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetto, aplicou-se água deionizada, antes da aplicação do esterco, nos tratamentos com dosagem inferior a $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, na quantidade necessária para atingir a umidade do tratamento com $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

3.4. Análise do dejetto líquido de bovino (DLB)

O dejetto líquido de bovino aplicado no experimento foi analisado quanto os teores totais de C, N, P e K da matéria seca. O carbono e o nitrogênio foram determinados no Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da UFPR via combustão da matéria seca pelo método Dumas no aparelho VARIO EL III CHNOS ELEMENTAR ANALYZER. O fósforo e o potássio foram determinados no Laboratório de Análises Químicas da Fundação ABC por digestão via seca de acordo com o método proposto por HILDEBRAND (1977). Também foram

determinados os teores solúveis de N-NH_4^+ , N-NO_3^- e P, sendo o dejetto previamente passado em filtro de membranas de éster de celulose, com abertura de poro de 0,45 micrômetros. Os teores de P, N-NO_3^- e N-NH_4^+ foram determinados de acordo com a metodologia proposta pela APHA (1995), a qual será descrita no item 3.7.

O esterco líquido de bovinos aplicado apresentava $358,6 \text{ g kg}^{-1}$ (base seca) de carbono, $33,8 \text{ g L}^{-1}$ de matéria seca, pH de 7,9 e condutividade elétrica de $34,45 \text{ ds m}^{-1}$. A concentração de nitrogênio, fósforo e potássio encontram-se na TABELA 3.

TABELA 3 – CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES NO DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO UTILIZADO NO EXPERIMENTO

	Teor total		Teor solúvel		Solubilidade		
	$(\text{g kg}^{-1})^{(1)}$	$(\text{g L}^{-1})^{(2)}$	$(\text{g kg}^{-1})^{(3)}$	$(\text{g L}^{-1})^{(4)}$	$(\%)^{(6)}$		
C	359,0	12,13	N- NO_3^-	0,36	0,012	N- NO_3^-	1,4
N	25,8	0,87	N- NH_4^+	2,40	0,081	N- NH_4^+	9,3
P	16,2	0,55	P	6,69	0,226	P	41,3
K	31,7	1,07	Teor particulado			Relação C/N	
				$(\text{g kg}^{-1})^{(5)}$	$(\text{g L}^{-1})^{(5)}$		14,2
			P	9,51	0,324		

⁽¹⁾ Determinado em base seca, média de duas repetições. ⁽²⁾ Calculado a partir do teor total determinado em base seca e do teor de matéria seca do esterco ($33,8 \text{ g L}^{-1}$). ⁽³⁾ Calculado a partir do teor determinado em base úmida e do teor de matéria seca do esterco. ⁽⁴⁾ Determinado em base úmida (filtrado em $0,45 \mu\text{m}$), média de três repetições. ⁽⁵⁾ Calculado pela diferença entre total e solúvel. ⁽⁶⁾ Calculado a partir do teor solúvel em relação ao teor total.

Com relação à concentração de nutrientes no esterco líquido bovino com 34 g L^{-1} de matéria seca (Tabela 3), o valor de N se encontra abaixo do teor apresentado pela SBCS (2004) que é de $1,16 \text{ g L}^{-1}$ e, os teores de P e K total estão acima dos teores apresentados pela SBCS (2004) em que a média é de $0,28$ e $0,9 \text{ g L}^{-1}$ de P e K total, respectivamente.

3.5. Coleta do escoamento superficial

Para a coleta das amostras de escoamento superficial, utilizaram-se garrafas de plástico e uma proveta graduada de 2 litros para medição do volume. Estes foram previamente lavados com solução de HCl a 3% e enxaguados com água deionizada. Tal operação era repetida três vezes entre uma coleta e outra, a fim de evitar contaminações. Após a medição do volume total, o material coletado era transferido para dois recipientes plásticos, com capacidade de 300 mL e 500 mL.

- O material contido no frasco de 300 mL foi conservado por congelamento até o momento das análises. Após o descongelamento e antes das análises, foram retirados do frasco:

- a) uma alíquota de aproximadamente 50 mL, a qual foi filtrada em filtro de 0,45 micrômetros e destinada às determinações dos teores de nutrientes da fração solúvel, sendo mantida congelada após a filtragem, com descongelamento somente para determinação dos nutrientes;

- b) uma alíquota de aproximadamente 10 mL, que depois de transferida para um tubo de ensaio foi usada para a determinação do pH e da condutividade elétrica;

- c) uma alíquota de aproximadamente 5 mL, para a determinação da turbidez;

- d) uma alíquota de 20 mL para a digestão total do P pelo método Semi-Micro-Kjeldahl (APHA, 1995).

- e) uma alíquota de 15 mL, para determinação da perda de sedimento.

- O material contido no frasco de 500 mL foi acidificado com 2 a 3 gotas H_2SO_4 , estocado fora do congelador e utilizado na determinação da DQO.

3.6. Análises do escoamento superficial

A partir do escoamento superficial coletado determinou-se a perda de água, de sedimento, o pH, a turbidez, a condutividade elétrica (CE), a DQO e a concentração de nutrientes na forma total e solúvel.

3.6.1. Determinação da perda de água

As perdas de água foram determinadas a partir das medições, em Becker graduado de 2,0 litros, do volume de escoamento superficial obtidas em intervalos de 15 minutos. Para o cálculo do volume de escoamento, foi levada em consideração a área de 1,00 m² da parcela.

3.6.2. Determinação da perda de sedimento

A perda de sedimento foi determinada através da secagem em estufa a 105 °C de uma alíquota de 15 mL do escoamento superficial.

3.6.3. Determinação do pH e da condutividade elétrica (CE)

Determinou-se o pH com a utilização do peagâmetro e a CE com a utilização do condutivímetro.

3.6.4. Determinação da Turbidez

A turbidez foi determinada no espectrofotômetro sob comprimento de onda de 420 nm, utilizam-se água deionizada como referência de 100% de transmitância.

3.6.5. Determinação da DQO

A DQO foi determinada com a utilização da metodologia adaptada do método padrão de refluxo aberto (APHA, 1995), proposta por BOYD & TUCKER (1992), que elimina a necessidade de um aparelho de refluxo. É baseado na oxidação da matéria orgânica pelo dicromato de potássio utilizando o ácido sulfúrico (H_2SO_4) para aquecer a amostra. Os autores afirmam que há uma estreita correlação entre esta metodologia e a análise padrão de DQO.

3.6.6. Determinação dos nutrientes

Para determinação dos nutrientes da fração solúvel do escoamento e do DLB, fez-se a filtração destes em filtro de membranas de éster de celulose com abertura de poros de 0,45 micrômetros. Após a filtração, as amostras foram mantidas congeladas. Para a determinação da fração total, utilizaram-se as amostras congeladas, porém não filtradas.

A seguir são descritas as metodologias para determinação dos teores dos nutrientes: fósforo (solúvel, particulado e total) e nitrato, amônio, potássio na forma solúvel.

3.6.6.1. Fósforo Total

Os teores de P total nas amostras não filtradas foram determinados a partir da digestão total Semi-Micro-Kjeldahl, modificada de APHA (1995), conforme sugerido por Self-Davis et al., (2000).

Em uma alíquota de 20 mL da amostra não filtrada previamente agitada (homogeneização do sedimento e sobrenadante) adicionou-se 10 mL de solução digestora (ácido sulfúrico, sulfato de potássio e o catalisador sulfato cúprico). As amostras foram levadas para digestão em bloco digestor a uma temperatura inicial de 100°C até evaporação da maior parte da água da amostra. A temperatura foi aumentada de 50 em 50°C a cada 30 minutos até atingir aproximadamente 380°C, a qual permaneceu por no mínimo 30 minutos.

As amostras digeridas, depois de resfriadas foram transferidas e diluídas com água deionizada em balões volumétricos de 25 mL. A metodologia de determinação de P total após a digestão foi à mesma da fração solúvel, a qual será descrita posteriormente.

3.6.6.2. Fósforo solúvel

A metodologia utilizada na determinação do fósforo solúvel foi a do ácido ascórbico e está de acordo com APHA (1995).

O método do ácido ascórbico baseia-se na redução do complexo fosfatomolibdico de amônio pelo ácido ascórbico na presença de antimônio. A coloração azulada produzida é estável por 24 horas. A curva de calibração envolveu 10 concentrações de fósforo e as leituras foram efetuadas em espectrofotômetro com comprimento de onda de 880 nm.

Com a equação de 1° grau obtida com os pontos de calibração obteve-se um coeficiente de correlação (r^2) superior a 0,99.

Para a leitura das amostras, adicionou-se uma alíquota de 0,8 mL de solução mistura (molibdato de amônio + tartarato de potássio e antimônio + ácido sulfúrico 5N + ácido ascórbico) e uma alíquota de 5,0 mL da amostra.

As amostras que extrapolaram o valor máximo da curva de calibração foram novamente preparadas, diluídas em água deionizada para nova leitura até encontrar uma concentração dentro do intervalo da curva de calibração.

O fósforo particulado, ou seja, aquele que se encontra associado ao sedimento, foi obtido por subtração entre o fósforo total e o fósforo solúvel.

3.6.6.3. Nitrato (N-NO₃)

Realizou-se a determinação do nitrato solúvel pela metodologia do ácido clorídrico (HCl 1N), utilizando-se 1 mL da amostra filtrada do escoamento superficial. Para prevenir a interferência de altas concentrações de hidróxidos ou carbonatos fez-se a acidificação com HCl. O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras, através de uma curva de calibração de oito pontos, com concentração crescente de nitrato. O r^2 da equação de 1° grau gerada com os valores da absorbância dos pontos da curva foi de 0,9995. Após a leitura das amostras em comprimento de onda 220 nm, foi realizada a leitura em comprimento de onda de 275 nm para determinação da interferência ocasionada pela matéria orgânica.

3.6.6.4. Amônio (N-NH₄)

A metodologia de determinação do amônio solúvel foi a do fenato utilizada de acordo com APHA (1995). Esta metodologia se baseia no princípio de que em meio alcalino e na presença do catalizador nitroprussiato, o amônio reage com o fenol e o hipoclorito sódico, formando o azul de indofenol, tornando-se suscetível à determinação por colorimetria em espectrofotômetro. Com a adição do citrato que complexa e precipita o cálcio e magnésio em pH alto, elimina-se a interferência destes íons na determinação do amônio.

A curva de calibração envolveu 10 concentrações, sendo a leitura efetuada em comprimento de onda de 640nm. A equação de 1° grau da curva de calibração apresentou um coeficiente de correlação (r^2) superior a 0,99.

Para a leitura das amostras adicionou-se em alíquota de 5,0 mL da amostra filtrada do escoamento superficial, de 0,2 mL de solução alcoólica de fenol (fenol + álcool etílico), 0,5 mL de solução oxidante (citrato alcalino + hipoclorito de Sódio), 0,2 mL da Solução de nitroprussiato sódico.

As amostras que extrapolaram o valor máximo da curva de calibração foram novamente preparadas, diluídas em água deionizada para nova leitura até encontrar uma concentração dentro do intervalo da curva de calibração.

3.6.6.5. Potássio

Para determinação do potássio, utilizou-se de 1 mL da amostra filtrada do escoamento superficial.

O potássio na amostra filtrada foi determinado por fotômetro de emissão de chamas, sendo as leituras efetuadas diretamente na amostra, sendo o aparelho calibrado com solução de concentrações conhecidas de potássio.

3.7. Análises estatísticas

A análise estatística foi realizada utilizando-se o software M-STAT (FREED, 1994) em delineamento em blocos Inteiramente casualizado com parcelas subdivididas, sendo a dose correspondendo à parcela e o tempo de coleta a subparcela. A homogeneidade da variância foi verificada através do teste de Bartlett, sendo os dados transformados quando necessários. Após esta etapa efetuou-se a análise de variância (ANOVA) e o Teste de Tukey a 5% de probabilidade para comparação de médias.

Os dados de perda de sedimento, P particulado, N-NO₃, K, pH, CE e DQO foram transformados utilizando logaritmo de base 10, enquanto os de P solúvel, P total e Turbidez utilizou-se raiz quadrada.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Perda de água

Não houve interação significativa entre as doses de DLB aplicado e o tempo de coleta do escoamento superficial e de acordo com a tabela 4, as perdas de água por escoamento superficial aumentaram com a aplicação de DLB. Observa-se também que a perda de água foi igual entre os tratamentos com aplicação de dejetos, ou seja, a aplicação de $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLB não aumentou significativamente as perdas de água em relação às menores doses (30 e $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). O aumento das perdas de água com aplicação de dejetos líquidos também foi observado por BERTOL et al. (2007) e PELES (2007), no entanto PELES (2007) no experimento com chuva simulada em laboratório, observou maiores perdas nas doses de 60 e $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos em relação à de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Segundo estes autores, o dejetos líquidos provavelmente causou a obstrução dos poros, devido à deposição física dos compostos orgânicos sólidos. Além disso, deve-se considerar o efeito hidrofóbico do dejetos, responsável pela repelência da água (DOER et al., 2000), afetando a infiltração da água no solo conseqüentemente aumentando o escoamento superficial.

TABELA 4 – PERDA DE ÁGUA (mm) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

Dose ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	0	30	60	90
Perda de água (mm)	$0,60^{(1)} \text{ B}^{(2)}$	$10,54 \text{ A}$	$13,18 \text{ A}$	$12,75 \text{ A}$

⁽¹⁾ Valor médio de oito tempos de coleta a cada 15 minutos (60 e 85 mm h^{-1} na primeira e segunda hora respectivamente). ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Com relação à duração da chuva, observa-se que as perdas de água foram maiores na segunda hora de coleta (TABELA 5), comportamento esperado, em função não somente do tempo de aplicação, mas também do aumento da intensidade da chuva.

A aplicação de DLB na dose de $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ aumentou em média na primeira hora (60 mm h^{-1}) 39 vezes a perda de água em relação ao tratamento sem aplicação de DLB ($0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLB) caindo para uma média de 16 vezes na segunda hora (85 mm h^{-1}), conforme TABELA 6.

TABELA 5 – PERDA DE ÁGUA (mm) EM FUNÇÃO DO TEMPO DE CHUVA SIMULADA EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SUBMETIDO À APLICACAO DO DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO

Tempo de coleta (min) ⁽¹⁾	15	30	45	60	75	90	105	120
Perdas de água (mm)	7,88 ⁽²⁾ B ⁽³⁾	8,27 B	8,45 B	7,94 B	10,34 A	10,47 A	10,29 A	10,46 A

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora respectivamente. ⁽²⁾ Valor médio das quatro doses (0, 30, 60, 90 m³ ha⁻¹). ⁽³⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Os tratamentos com aplicação de DLB apresentaram relações muito semelhantes em relação ao tratamento com 0 m³ ha⁻¹ de DLB, tanto na primeira como na segunda hora, sendo no entanto bem menores na segunda hora em relação à primeira hora (TABELA 6). É interessante ressaltar que entre os tratamentos com DLB as relações ficaram sempre próximas a 1, ou seja, não existiram diferenças entre as perdas.

TABELA 6 – RELAÇÃO DE PERDA DE ÁGUA (mm) ENTRE AS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO

Relação de perda de água	15	30	45	60	Média da 1 ^a hora	75	90	105	120	Média da 2 ^a hora
90 / 0 m ³ ha ⁻¹	39	41	37	41	39	15	17	17	15	16
60 / 0 m ³ ha ⁻¹	50	41	41	41	43	16	16	16	14	16
30 / 0 m ³ ha ⁻¹	34	34	33	32	33	13	14	12	12	13
90 / 30 m ³ ha ⁻¹	1,5	1,2	1,2	1,3	1,2	1,2	1,4	1,2	1,5	1,2
90 / 60 m ³ ha ⁻¹	1,1	1,2	1,1	1,3	1,1	1,2	1,4	1,3	1,1	1,2
60 / 30 m ³ ha ⁻¹	0,8	1,0	0,9	1,0	1,0	1,0	1,0	1,1	0,8	1,0

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora respectivamente.

Em um trabalho semelhante conduzido por BERTOL et al. (2007), em área submetida à adubação orgânica com dejetos líquidos de suíno (DLS), as perdas foram de aproximadamente duas vezes maior com aplicação de DLS comparadas ao tratamento com 0 m³ ha⁻¹ de DLS em SPD.

No atual experimento a relação de perda foi muito maior, isto se deve ao fato da aplicação de chuva simulada ter sido aplicada imediatamente após a aplicação do DLB, enquanto no trabalho de BERTOL et al. (2007), a aplicação do dejetos líquidos de suíno antecedeu 16 horas à aplicação da chuva simulada.

As perdas totais de água em cada hora de chuva simulada tiveram aumento na segunda hora em todos os tratamentos (TABELA 7). Tal comportamento pode ser

explicado pelo aumento do volume do escoamento superficial, já que os solos apresentam um limite na capacidade de infiltração, a partir da qual ocorrem maiores volumes de perdas (BEUTLER et al., 2003), bem como pelo aumento da intensidade da chuva e, especialmente quando esta incide sobre o solo já úmido e com os poros ocupados por compostos orgânicos sólidos (BERTOL et al., 2007).

As perdas percentuais da relação para a dose de $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLB, tiveram aumento de duas vezes da primeira hora (2%) para a segunda hora (4%) da chuva simulada aplicada, sendo que o aumento de 60 para 85 mm h^{-1} corresponde a 1,42 vezes, evidenciando maior perda de água com o aumento da intensidade da chuva simulada. Para os tratamentos com aplicação de DLB esta relação foi menor que 1, evidenciando aumento na infiltração possivelmente devido ao menor efeito hidrofóbico e repelência causada pelo DLB em função do transporte do DLB pelo escoamento superficial no decorrer da primeira hora principalmente (TABELA 7).

TABELA 7 – PERDA DE ÁGUA POR HORA DE CHUVA SIMULADA E RELAÇÃO DE PERDAS EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO

Dose de DLB $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$	1ª hora (60 mm h^{-1})		2ª hora (85 mm h^{-1})		Relação 2ª hora /1ª hora	Total Perda	%
	Perda (mm)	Perda % ⁽¹⁾	Perda (mm)	Perda % ⁽¹⁾			
0	1	2	4	4	3	5	3
30	37	62	47	55	1	84	58
60	48	80	57	67	1	105	73
90	44	73	58	68	1	102	70

⁽¹⁾ Percentagem de perda de água em relação ao aplicado (60 mm na primeira hora e 85 mm na segunda hora)

A perda total de água no tratamento com $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (102 mm), corresponde a 70 % de perda em relação ao aplicado nas duas horas de chuva simulada (145 mm), evidenciando desta forma o potencial de contaminação dos recursos hídricos, particularmente em bacias hidrográficas com declive acentuado ou com rampas longas, sem nenhum sistema de controle e contenção do escoamento superficial, uma vez que o escoamento superficial é o principal veículo de transporte de nutrientes e de sedimentos para os sistemas hídricos, constituindo-se assim, no principal fator de poluição não-pontual ou difusa. Portanto, mesmo em SPD há necessidade de algum sistema de manejo adequado ao controle e a contenção do escoamento superficial.

BERTOL (2005), também observou o grande potencial poluidor em seu experimento com chuva simulada e dejetos líquidos de suíno, mesmo com aplicação de chuva simulada após 16 horas da aplicação do dejetos. Porém esse autor observou perdas de até 32% do total de chuva aplicada, o que corresponde a aproximadamente a metade obtida no atual trabalho. A diferença está no tempo decorrido entre a aplicação do DLB e a aplicação da chuva simulada. Deve-se considerar ainda que no trabalho do referido autor a textura do solo era argilosa enquanto que deste experimento, arenosa (TABELA 1).

Os resultados do experimento mostram que a intensidade da chuva influenciou a perda de água em todos os tratamentos e, que a situação de simulação da chuva logo em seguida à aplicação de dejetos líquidos independente da dose é a situação mais extrema e crítica em relação ao potencial poluidor dos sistemas hídricos.

4.2. Perda de sedimento

Para perda de sedimento (partículas minerais (solo) e orgânicas) houve interação entre as doses de DLB e o tempo de coleta do escoamento superficial conforme a TABELA 8. A quantidade de sedimento perdido por escoamento superficial foi diretamente influenciada pela aplicação de DLB, sendo a perda nos tratamentos com aplicação de DLB superior ao tratamento testemunha ($0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLB), em todas as coletas, caracterizando não somente a perda do solo mas também do material orgânico do próprio dejetos. Estes resultados estão de acordo com os resultados obtidos por BERTOL et al. (2007), onde a maior perda de sedimentos ocorreu também com a aplicação de dejetos líquidos de suínos.

No tratamento com aplicação de $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ a perda de sedimento diminuiu da primeira coleta para a última coleta na primeira hora. O aumento da intensidade da chuva simulada na segunda hora causou o aumento na perda em relação à última coleta da primeira hora, no entanto não ocorreu diminuição das perdas nas coletas subsequentes da segunda hora de chuva simulada (TABELA 8).

TABELA 8 – PERDA DE SEDIMENTO (kg ha⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM 2 HORAS DE CHUVA SIMULADA SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

Tempo de coleta (min) ⁽¹⁾	Dose (m ³ ha ⁻¹)							
	0		30		60		90	
	----- kg ha ⁻¹ -----							
15	7,31	Ba ⁽²⁾	493,61	Aa	636,60	Aa	819,46	Aa
30	2,71	Bab	144,39	Aa	102,21	Ab	264,02	Aab
45	1,85	Bab	49,00	Ab	86,51	Ab	76,90	Abc
60	0,83	Bc	25,77	Ab	46,03	Abc	95,70	Abc
75	5,40	Bab	34,45	Ab	50,68	Ab	72,15	Abc
90	4,72	Bab	37,91	Ab	44,39	Ab	68,77	Abc
105	4,21	Bab	35,35	Ab	50,93	Ab	64,10	Abc
120	4,78	Bab	39,33	Ab	41,82	Ab	43,44	Ac

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora respectivamente. ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5 %.

Com relação ao tempo de coleta nos tratamentos com DLB, observam-se as maiores perdas nos primeiros 15 minutos, decrescendo gradativamente no decorrer das duas horas. A partir da segunda coleta nos tratamentos com DLB, tem-se acentuada diminuição das perdas de sedimento, assim como ocorrido no trabalho de BERTOL et al. (2007). O transporte de material orgânico é evidente, pois mesmo com o aumento da intensidade da chuva, a qual ocorreu na segunda hora (75 a 120 minutos), as perdas de sedimento foram menores que na primeira hora (15 a 60 minutos). É interessante apontar que mesmo no tratamento com aplicação de 0 m³ ha⁻¹ de DLB, a aplicação contínua de chuva simulada, inclusive com aumento de intensidade, não causou aumento de perdas de sedimento em relação aos primeiros 15 minutos de coleta, comportamento este não esperado. Além deste aspecto, a coloração do escoamento superficial (FOTO 7) evidencia o transporte do material orgânico nas primeiras coletas. É interessante ressaltar, que a aplicação da chuva simulada ocorreu imediatamente após a aplicação do DLB, feito que favoreceu a formação do escoamento superficial, como discutido no item 4.1.

A perda de sedimento do tratamento sem aplicação de DLB (0 m³ ha⁻¹) foi 89 vezes menor que à média dos três tratamentos de DLB, na primeira coleta (15 minutos). Já para a última coleta (120 minutos), este valor caiu para 9 vezes, evidenciando as maiores diferenças das perdas de sedimento entre aplicação e não aplicação de esterco na primeira hora de chuva simulada (TABELA 9).

A relação de perdas de sedimento do tratamento sem aplicação de DLB com a maior dosagem foi de 112 e 9 vezes para a primeira e última coleta de chuva

simulada respectivamente, significando que a duração e a intensidade da chuva, ao contrário do esperado, não aumentaram e nem mantiveram a relação de perdas.

FOTO 7 – DIFERENÇA NA COLORAÇÃO DA COLETA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM FUNÇÃO DO TEMPO DE COLETA



Data da foto: 04.09.2006

Das diversas relações da TABELA 9, observa-se uma tendência de aumento de perdas do tratamento sem aplicação de DLB e os tratamentos com doses crescentes de DLB, e entre as relações dos tratamentos com DLB, as perdas foram maiores na relação da maior dose com a menor dose de DLB.

TABELA 9 – RELAÇÃO DE PERDAS DE SEDIMENTO ENTRE AS MÉDIAS CALCULADAS, $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ E DOSAGENS DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO

Relação de perda de sedimento	15	30	45	60	Média da 1ª hora	75	90	105	120	Média da 2ª hora
90 / 0 ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	112	97	42	115	84	13	15	15	9	13
60 / 0 ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	87	38	47	56	57	9	9	12	9	10
30 / 0 ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	68	53	27	31	49	6	8	8	8	8
90 / 30 ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	2,0	2,0	2,0	4,0	1,7	2,0	2,0	2,0	1,0	1,6
90 / 60 ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	1,0	3,0	1,0	2,0	1,6	1,0	2,0	1,0	1,0	1,3
60 / 30 ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	1,0	1,0	2,0	2,0	1,3	2,0	1,0	1,0	1,0	1,2

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h^{-1} na primeira e segunda hora respectivamente.

As perdas na primeira hora, com chuva de intensidade de 60 mm h^{-1} foi aproximadamente 5 vezes maior que na segunda hora nos tratamentos com aplicação de DLB, comportamento este não esperado. No entanto, no tratamento sem aplicação de DLB, observa-se uma relação inversa, ou seja, maiores perdas na segunda hora com o aumento da intensidade da chuva simulada (TABELA 10). No

entanto, as perdas analisadas por tempo de coleta (TABELA 8), não ocorreram diferenças significativas entre os tempos na segunda hora (75 a 120 minutos).

TABELA 10 – PERDA DE SEDIMENTO (kg ha^{-1}) POR HORA DE CHUVA SIMULADA E RELAÇÃO ENTRE AS PERDAS

Dose ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Perda de sedimento (kg ha^{-1})		Relação	Perda Total (kg ha^{-1})
	1ª hora ⁽¹⁾	2ª hora	1ª hora /2ª hora	
0	13	19	1	32
30	713	147	5	860
60	872	188	5	1.059
90	1.256	248	5	1.505

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h^{-1} na primeira e segunda hora respectivamente.

Considerando a quantidade de matéria seca de esterco aplicada na dose de 90 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, que corresponde a 3.042 kg ha^{-1} , e considerando que a perda de sedimento nas duas horas neste tratamento foi de aproximadamente 1.505 kg ha^{-1} , a porcentagem de perda do DLB, descontando a perda de solo do tratamento sem aplicação de DLB, foi de 50%.

A perda de sedimento durante as duas horas de chuva simulada foi de 1.505 kg ha^{-1} , na maior dose de dejetos e 32 kg ha^{-1} no tratamento sem aplicação de DLB.

No entanto, mesmo pequenas perdas de sedimento enriquecido por material orgânico, podem ser importantes, devido a turbidez da água e ao fato da erosão entre sulcos ser mais seletiva, transportando predominantemente sedimentos constituídos de colóides minerais e orgânicos, muito ativos quimicamente e, portanto, enriquecidos de elementos minerais adsorvidos em condição de biodisponibilidade aos organismos aquáticos, sendo causa da eutrofização de sistemas hídricos (BERTOL, 2007).

4.3. Concentração e quantidade perdida de nutrientes no escoamento superficial

4.3.1. Fósforo (P) solúvel, total e particulado

Neste experimento determinou-se a concentração do fósforo total e solúvel no escoamento superficial, sendo o fósforo particulado obtido pela diferença entre o

total e o solúvel, como já descrito em material e métodos. A partir do volume do escoamento superficial coletado e da determinação da concentração de P do escoamento superficial obteve-se a quantidade de P perdida.

A seguir discutiremos os resultados referentes à concentração e perdas de cada uma destas formas.

A aplicação de DLB e a duração da chuva influenciaram os teores de fósforo solúvel presente no escoamento superficial. De acordo com a TABELA 11, em todos os tempos de coleta, os tratamentos com DLB apresentaram concentrações de P solúvel superior ao tratamento com 0 m³ ha⁻¹ de DLB. No entanto, houve diferenças entre as doses, com uma tendência de maiores concentrações de acordo com o aumento da dose.

Ainda de acordo com a TABELA 11, observa-se que a concentração de P solúvel da primeira coleta quando aplicada a dose máxima de DLB, foi 15 vezes superior ao tratamento sem aplicação de DLB, resultado esse muito superior ao encontrado por BERTOL et al. (2007) e praticamente igual ao encontrado por PELES (2007) em trabalhos com chuva simulada e doses de dejetos líquidos de suínos. Esse comportamento pode ser devido à aplicação da chuva simulada logo após a aplicação do DLB sobre a parcela com aveia preta recentemente dessecada. Como consequência houve a diminuição na infiltração devido provavelmente à obstrução dos poros, bem como o escoamento da chuva sobre a vegetação dessecada e recém tombada, sem contato direto com o solo.

TABELA 11 - CONCENTRAÇÃO DE P SOLÚVEL (mg L⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM 2 HORAS DE CHUVA SIMULADA SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

Tempo de coleta (min) ⁽¹⁾	Dose (m ³ ha ⁻¹)							
	0		30		60		90	
15	0,3	Ca ⁽²⁾	5,9	Aa	3,6	Ba	4,8	ABa
30	0,3	Ca	4,7	Aa	3,2	Bab	3,7	ABabc
45	0,3	Ca	2,5	Bb	3,3	ABab	4,3	Aab
60	0,4	Ca	1,7	Bbc	3,3	Aab	3,1	Aabc
75	0,5	Ca	1,1	Bbcd	2,1	Babc	3,8	Aabc
90	0,3	Ba	1,0	Bcd	2,0	Abc	2,8	Abc
105	0,4	Ca	0,7	BCcd	1,6	ABc	2,4	Ac
120	0,4	Ba	0,6	Bd	1,4	Ac	2,4	Ac

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora respectivamente. ⁽²⁾ Medias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5 %.

Com relação à duração da chuva, observa-se que no tratamento sem aplicação de DLB, as concentrações mantiveram-se semelhantes nas duas horas de duração (TABELA 11). Já em relação aos tratamentos com aplicação de DLB, observa-se uma diminuição da concentração com o tempo de coleta, demonstrando o transporte do P solúvel do próprio DLB.

A maior concentração em termos de valor absoluto ocorreu na primeira coleta da primeira hora de chuva simulada da dosagem de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, mantendo-se alta na segunda coleta e após diminuiu de forma bastante considerável em valores absolutos. Nas dosagens de 60 e $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, se observa uma tendência de diminuição gradativa nas concentrações de P solúvel, com valores absolutos bastante altos se comparados ao tratamento sem aplicação de DLB e de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. No tratamento $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, as concentrações e perdas se mantiveram altas mesmo para a última coleta.

TABELA 12 - CONCENTRAÇÃO DE P TOTAL (mg L^{-1}) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM 2 HORAS DE CHUVA SIMULADA SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

Tempo de coleta (min) ⁽¹⁾	Dose ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)							
	0		30		60		90	
15	2,2	Ca ⁽²⁾	8,6	Ba	15,3	Aa	19,3	Aa
30	2,5	Ca	6,1	Ba	7,0	ABb	9,5	Ab
45	2,6	Ba	5,2	Bab	5,6	Bbc	8,5	Ab
60	2,3	Ba	2,9	Bbc	5,1	Abc	7,2	Abc
75	1,9	Ba	3,1	ABbc	4,6	Abc	4,6	Acd
90	2,0	Ba	3,0	ABbc	3,6	Ac	3,2	ABd
105	1,9	Ba	2,4	ABc	3,3	ABc	3,9	Ad
120	2,4	Aa	2,4	Ac	3,5	Ac	2,8	Ad

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h^{-1} na primeira e segunda hora respectivamente. ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5 %.

A concentração de P total no escoamento superficial (TABELA 12) seguiu a mesma tendência do P solúvel, demonstrando a grande contribuição do P solúvel no teor total, típico de sistemas conservacionistas, bem como de adubações orgânicas na forma líquida. A concentração de P solúvel (prontamente disponível), em relação ao P total da primeira coleta na dose máxima de DLB, foi de 24,87%. No tratamento com $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, a proporção foi de 13,63%, evidenciando maior contribuição do P solúvel em SPD com aplicação de DLB.

Com relação à concentração de P particulado, observa-se na TABELA 13, um aumento na primeira coleta dos tratamentos com doses 60 e $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLB.

Observa-se também nesses tratamentos uma queda significativa da primeira coleta para a segunda bem como para as demais coletas. Nos tratamentos com $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLB, observa-se uma manutenção da concentração durante a chuva simulada. Esses resultados demonstram que nas primeiras coletas, o P particulado é constituído não somente de P ligado ao sedimento, mas também de P constituinte do material orgânico vindo do DLB.

TABELA 13 - CONCENTRAÇÃO DE P PARTICULADO (mg L^{-1}) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM 2 HORAS DE CHUVA SIMULADA SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO.

Tempo de coleta (min) ⁽¹⁾	Dose ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)							
	0		30		60		90	
15	1,9	Ca(2)	2,7	Ba	11,6	Aa	14,5	Aa
30	2,3	Ba	1,4	Bbc	3,8	Ab	5,8	Ab
45	2,3	Aa	2,8	Aa	2,3	Ab	4,3	Ab
60	1,9	Ba	1,2	Ad	1,8	Ab	4,0	Ab
75	1,4	Ba	2,0	Abc	2,5	Ab	0,8	Ab
90	1,7	Ba	2,0	ABbc	1,6	ABb	0,4	ABb
105	1,5	Ba	1,7	ABcd	1,7	Ab	1,5	Ab
120	2,0	Ba	1,8	ABcd	2,1	Ab	0,4	Ab

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h^{-1} na primeira e segunda hora respectivamente. ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5 %.

Em sistemas de preparo conservacionista, em função da menor perda de sedimento, espera-se uma menor contribuição do P ligado ao sedimento, ou seja, do P particulado em relação ao P solúvel, o que não ocorreu neste experimento no tratamento sem aplicação de DLB.

De acordo com a TABELA 14 a maior relação média percentual das concentrações de P solúvel ocorreu no tratamento $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLB na segunda hora de coleta, sendo aproximadamente 2,0 vezes maior que para primeira hora, evidenciando portanto, maior contribuição de P particulado na primeira hora. No tratamento sem aplicação de DLB a relação percentual é maior na primeira coleta da segunda hora (26,3 %), sendo a proporção da segunda hora 1,65 vezes maior que a primeira hora. Observa-se, entretanto, que com o aumento da dose de DLB a relação média da 1ª hora diminui e para a 2ª hora aumenta, sendo que esta proporção chega a 2,4 vezes da dose de 30 para a de $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, ou seja, ocorreu aumento na perda de P na forma solúvel com aumento da dose de DLB (TABELA 14).

TABELA 14 – PARTICIPAÇÃO PERCENTUAL (%) DO P SOLÚVEL EM RELAÇÃO AO P TOTAL

Dose de DLB (m ³ ha ⁻¹)	Tempo de coleta (min) ⁽¹⁾									
	15	30	45	60	Média % da 1 ^a hora	75	90	105	120	Média % da 2 ^a hora
0	13,6 ⁽²⁾	12,0	11,11	17,4	13,5	26,3	20,0	26,3	16,7	22,3
30	68,6	77,0	48,1	58,6	63,1	45,2	33,3	29,2	25,0	33,2
60	23,5	45,7	58,9	64,7	48,2	45,7	55,6	45,5	40,01	46,7
90	24,9	38,9	50,6	43,1	39,4	82,6	87,5	61,5	85,7	79,3

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora respectivamente. ⁽²⁾ Relação percentual (%) P solúvel e P total.

Portanto, pode-se dizer que o P particulado no tratamento sem aplicação de DLB é constituído pelas partículas sólidas do solo transportado pelo escoamento superficial, o que está de acordo com DANIEL, SHARPLEY E LEMUNYON (1998). Segundo estes autores, o P particulado inclui o P associado com partículas minerais e orgânicas do solo transportadas durante eventos de fluxo e, constitui a porção principal de P transportada na maioria dos solos cultivados (60-90%), enquanto para solos de floresta ou solos não erodidos que carregam pouco sedimento, a maior parte do P transportada está na forma de P dissolvida.

As concentrações tanto de P solúvel como total, mesmo no tratamento com 0 m³ ha⁻¹ de DLB são consideradas altas uma vez que a resolução do CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece valores máximos de 0,020 mg L⁻¹ de P total para ambiente lântico em águas de classe 1 e 0,15 mg L⁻¹ para ambiente lótico (água corrente) em águas de classe 2. Estes resultados evidenciam o potencial poluidor do escoamento superficial, em SPD, mesmo sem aplicação de DLB, caso não sejam adotadas práticas conservacionistas e/ou presença de mata ciliar no sentido de evitar a entrada do escoamento no sistema hídrico.

Segundo DANIEL, SHARPLEY e LEMUNYON (1998), concentrações de P total entre 0,01 e 0,02 mg L⁻¹, são considerados críticos sobre os quais ocorre eutrofização acelerada e que concentrações de 0,2 a 0,3 mg L⁻¹ na solução do solo é crítico para o crescimento das plantas, portanto, tem-se grande disparidade dos níveis de concentração de P entre ambiente aquático e o solo, daí a importância do controle de perdas de P.

Na TABELA 15 observa-se que a percentagem de P solúvel, particulado e total perdido em relação ao aplicado via DLB, diminui com o aumento da dose de

DLB, evidenciando, portanto, que parte do P adicionado com a aplicação de DLB ficou depositado no solo.

TABELA 15 - PERDAS DE P SOLÚVEL, PARTICULADO E TOTAL E A RELAÇÃO PERCENTUAL DE PERDA EM RELAÇÃO AO P APLICADO VIA DEJETO LÍQUIDO BOVINO

Dose (m ³ há ⁻¹) ⁽¹⁾	Forma de P	Perda de P em 2 horas (kg ha ⁻¹)	P aplicado Via DLB (kg ha ⁻¹)	Porcentagem de perda em relação à forma de P aplicado		
				Solúvel	Particulado	Total
0	Solúvel	0,01	-	-	-	-
	Particulado	0,11	-	-	-	-
	Total	0,12	-	-	-	-
30	Solúvel	1,76	6,78	26	-	-
	Particulado	1,66	9,72	-	17	-
	Total	3,42	16,50	-	-	21
60	Solúvel	2,63	13,56	19	-	-
	Particulado	3,48	19,44	-	18	-
	Total	6,11	33,00	-	-	19
90	Solúvel	3,33	20,34	16	-	-
	Particulado	3,58	29,16	-	12	-
	Total	6,91	49,50	-	-	14

⁽¹⁾ Dose de DLB aplicado. ⁽²⁾ Relação percentual de perda em relação ao P total aplicado via DLB.

O percentual de perda de P solúvel diminuiu 38,5% da menor dose de DLB (26%) para a maior dose de DLB (16%), o particulado diminuiu 29,4% e o total diminuiu 33,3%. Resultados muito superiores se comparado a outros trabalhos em que as perdas geralmente são menores que 7% (SHARPLEY et al., 1994; PELES, 2007).

4.3.2. Nitrato (N-NO₃) solúvel

A concentração de nitrato (N-NO₃) foi superior na primeira coleta da primeira hora, com acentuada diminuição nas demais coletas, inclusive no tratamento com 0 m³ ha⁻¹. Após a primeira coleta do escoamento superficial a concentração de N-NO₃ diminuiu significativamente nos tratamentos com DLB e após a segunda coleta nos tratamentos sem DLB. Provavelmente em razão da liberação e/ou lixiviação do N-NO₃ do DLB e do solo no decorrer da chuva simulada, já que este é fracamente retido pelas partículas do solo.

Com relação às doses de DLB, observam-se maiores concentrações nas doses de 60 e 90 m³ ha⁻¹ em relação aos demais tratamentos somente na primeira coleta, o que caracteriza um efeito imediato da aplicação do dejetos sobre a concentração de nitrato no escoamento superficial. (TABELA 16).

TABELA 16 - CONCENTRAÇÃO DE N-NO₃ (mg L⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM 2 HORAS DE CHUVA SIMULADA SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

Tempo de coleta (min) ⁽¹⁾	Dose (m ³ ha ⁻¹)							
	0		30		60		90	
15	8,1	Ba ⁽²⁾	11,0	Ba	21,6	A a	27,8	Aa
30	5,0	Aa	4,0	Ab	3,4	Ab	4,2	Ab
45	1,8	Ab	3,4	Abc	2,1	Abc	3,0	Ab
60	1,9	Ab	2,1	Acd	1,8	Ac	3,9	Ab
75	1,7	Ab	2,3	Acd	1,5	Ac	3,0	Ab
90	2,3	Ab	2,4	Acd	1,6	Ac	1,9	Ac
105	1,7	Ab	1,7	Ad	1,7	Ac	1,2	Ac
120	1,6	Ab	1,0	Ae	1,5	Ac	1,1	Ac

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora respectivamente. ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5 %.

Os valores da concentração de N-NO₃ no tratamento 0 m³ ha⁻¹ e dos tratamentos que receberam doses de DLB, com exceção da primeira coleta, foram inferiores ao limite máximo de contaminação para água de consumo humano estabelecido pelo Ministério da Saúde no Brasil (BRASIL, 2004) e também pelo CONAMA (BRASIL, 2005), que é de 10 mg L⁻¹ de N-NO₃.

As perdas nos tratamentos com aplicação de 60 e 90 m³ ha⁻¹ de DLB foram cerca de 2 vezes maior que para o tratamento com 30 m³ ha⁻¹ e cerca de 72 e 80 vezes maior que o tratamento 0 m³ ha⁻¹ na primeira hora de coleta. Na segunda hora de coleta, a relação ficou próxima a 1 nos tratamentos com DLB e cerca de 13 vezes maior dos tratamentos com DLB em relação ao tratamento 0 m³ ha⁻¹ (TABELA 17).

TABELA 17 – PERDA DE N-NO₃ (kg ha⁻¹) POR HORA DE CHUVA SIMULADA E RELAÇÃO COM O TOTAL APLICADO VIA DLB

Dose m ³ ha ⁻¹	Perda de N-NO ₃ (kg ha ⁻¹)		Perda Total N-NO ₃ (kg ha ⁻¹)	N-NO ₃ aplicado via DLB (kg ha ⁻¹)	% de perda de N-NO ₃ em relação ao aplicado via DLB
	1 hora ⁽¹⁾	2 hora ⁽¹⁾			
0	0,05	0,07	0,1	-	-
30	1,86	0,84	2,7	0,36	750
60	3,59	0,89	4,5	0,72	625
90	3,98	0,99	5,0	1,08	463

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora respectivamente.

A perda de N-NO₃ nos tratamentos com DLB, teve comportamento similar à concentração, com maior perda na primeira hora. Observa-se que perda percentual de N-NO₃ foi superior a 100% e decrescente com o aumento das doses de DLB. A maior perda de N-NO₃ em relação ao aplicado nos tratamentos com aplicação de esterco foi provavelmente devido à contribuição do N-NO₃ nativo do solo que foi perdido em função da maior perda de água nestes tratamentos.

4.3.3. Amônio (N-NH₄) solúvel

As concentrações de N-NH₄ solúvel no escoamento superficial de todos os tratamentos com DLB, foram superiores ao tratamento 0 m³ ha⁻¹, sendo os valores mais elevados na primeira coleta com queda acentuada para as demais coletas e uma evidente tendência de maiores concentrações para as maiores doses de DLB (TABELA 18). Ainda de acordo com a TABELA 18, os tratamentos com DLB mostram o potencial de liberação de amônio com o tempo, ou seja, chuvas de maior duração continuariam transportando N-NH₄ do solo para água.

TABELA 18 - CONCENTRAÇÃO DE N-NH₄ (mg L⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM 2 HORAS DE CHUVA SIMULADA SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

Tempo de coleta (min) ⁽¹⁾	Dose (m ³ ha ⁻¹)							
	0		30		60		90	
15	0,34	Ca ⁽²⁾	9,27	Aa	5,94	Ba	8,97	Aa
30	0,45	Ba	2,74	Ab	2,27	Ab	2,73	Ab
45	0,50	Ba	2,41	Abc	2,35	Ab	2,9	Ab
60	0,26	Ba	1,78	Abcd	2,55	Ab	2,79	Ab
75	0,42	Ba	1,82	Abcd	1,73	Ab	2,58	Ab
90	0,98	Ba	1,38	ABbcd	1,66	ABb	2,33	Ab
105	0,39	Ba	1,13	ABcd	1,47	Ab	1,94	Ab
120	0,31	Ba	1,00	ABd	1,14	Ab	1,73	Ab

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora respectivamente. ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5 %.

As concentrações de N-NH₄ solúvel obtidos nos tratamentos com DLB foram superiores aos limites máximos permitidos de acordo com a resolução 357 de 2005 (BRASIL, 2005). Conforme os padrões de qualidade de água da classe 1 da resolução 357 de 2005 (BRASIL, 2005), o limite para pH inferior a 7,5 da água é de 3,7 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal total, sendo que para a primeira coleta dos tratamentos com DLB o menor valor encontrado foi de 5,94 mg L⁻¹, cerca de 1,6

vezes superior. Fato este que evidencia o potencial poluidor do DLB aos sistemas hídricos. Se o pH da água for superior a 8,5 o limite do nitrogênio amoniacal total diminui para 0,5 mg L⁻¹. Estes valores estão também acima do valor máximo permitido pela Portaria número 518 do ministério da saúde (BRASIL, 2005), que estabelece como limite 1,5 mg L⁻¹ de N-NH₃ para que a água seja considerada potável para consumo humano.

As perdas de N-NH₄ no tratamento sem DLB foi mínima, o tratamento de 90 m³ ha⁻¹ de DLB foi 1,5 vezes maior que o tratamento de 30 m³ ha⁻¹ e igual ao tratamento com 60 m³ ha⁻¹ (TABELA 19).

TABELA 19 – PERDA DE N-NH₄ (kg ha⁻¹) POR HORA DE CHUVA SIMULADA E RELAÇÃO ENTRE O TOTAL APLICADO VIA DLB

Dose m ³ ha ⁻¹	Perda de N-NH ₄ (kg ha ⁻¹)		Perda Total N-NH ₄ (kg ha ⁻¹)	N-NH ₄ aplicado via DLB (kg ha ⁻¹)	% de perda de N-NH ₄ em relação ao aplicado
	1ª hora ⁽¹⁾	2ª hora ⁽¹⁾			
0	0,002	0,008	0,01	-	-
30	0,603	0,251	0,85	2,43	35
60	0,629	0,343	0,97	4,86	20
90	0,759	0,500	1,26	7,29	22

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora respectivamente.

A relação de perdas de N-NH₄ em relação ao aplicado via DLB foi menor que 100%, com maior perda para o tratamento com dose de 30 m³ ha⁻¹.

4.3.4. Potássio (K) solúvel

As concentrações de K no escoamento superficial aumentaram com a aplicação de DLB, independente da duração da chuva e, não houve diferença entre as doses com aplicação de DLB, mostrando que aplicação de 30, 60 ou 90 m³ ha⁻¹ não afetou o transporte de K do solo para água. A concentração dos tratamentos com DLB foram 3,0 vezes maior que o tratamento 0 m³ ha⁻¹ (TABELA 20).

TABELA 20 – CONCENTRAÇÃO DE K (mg L⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO SOB SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

Dose (m ³ ha ⁻¹)	0	30	60	90
Conc. de K (mg L ⁻¹)	0,126 ⁽¹⁾ B ⁽²⁾	0,398 AB	0,424 AB	0,494 A

⁽¹⁾ Valor médio de oito tempos de coleta a cada 15 minutos (60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora respectivamente). ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Com relação ao tempo, observa-se uma diminuição acentuada na concentração de K da primeira para a segunda e destas para as demais coletas. A maior concentração ocorreu na primeira coleta, com uma relação 2,5 vezes maior que a segunda coleta e a segunda coleta foi 3,0 vezes maior que a terceira coleta. Observa-se concentração de K cerca de 8 vezes maior na primeira hora de coleta em relação à segunda hora (TABELA 21).

TABELA 21 – CONCENTRAÇÃO DE K (mg L^{-1}) EM FUNÇÃO DO TEMPO DE CHUVA SIMULADA EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SUBMETIDO À APLICACAO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO

Tempo de coleta (min) ⁽¹⁾	15	30	45	60	75	90	105	120
Conc. de K (mg L^{-1})	1,517 ⁽²⁾	0,605	0,205	0,230	0,126	0,082	0,066	0,055
	A ⁽³⁾	B	C	C	CD	DE	E	E

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h^{-1} na primeira e segunda hora, respectivamente. ⁽²⁾ Valor médio das quatro doses (00, 30, 60, 90 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$). ⁽³⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

As perdas de K na forma solúvel dos tratamentos 60 e 90 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ foram 1,5 e vezes superiores ao tratamento com 30 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, entretanto, na relação percentual com o total aplicado o tratamento com 30 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ foi cerca de 2,25 vezes superior ao tratamento com 90 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de DLB. A perda de K na forma solúvel foi cerca de 84 vezes maior para a dose 90 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de DLB em relação à dose de 0 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ (TABELA 22), resultado muito superior ao encontrado no trabalho de PELES (2007), em que esta relação foi de 5 vezes utilizando dejetos líquidos de suínos.

TABELA 22 - PERDA DE K SOLÚVEL (kg ha^{-1}) POR HORA DE CHUVA SIMULADA E RELAÇÃO ENTRE O TOTAL APLICADO VIA DLB

Dose $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	Perda de K (kg ha^{-1})		Perda Total N-NH ₄ (kg ha^{-1})	K aplicado via DLB (kg ha^{-1})	% de perda de K em relação ao aplicado
	1 hora ⁽¹⁾	2 hora ⁽¹⁾			
0	0,002	0,003	0,005	-	-
30	0,249	0,035	0,284	32,1	0,9
60	0,372	0,042	0,414	64,2	0,6
90	0,359	0,066	0,424	96,3	0,4

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h^{-1} na primeira e segunda hora, respectivamente.

4.3.5. pH, turbidez, condutividade elétrica (CE) e demanda química de oxigênio (DQO)

Há uma tendência para a alcalinidade (aumento no pH) com aplicação de dejetos líquidos de bovino principalmente nos primeiros intervalos de coletas e nas

doses de $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e uma diminuição ao longo dos intervalos de coleta (TABELA 23), cujos resultados podem ter sido influenciados pelo pH do DLB de 7,9. Esta tendência está de acordo com os resultados encontrados no trabalho de BERTOL et al. (2007). Segundo KUBITZA (2003), o aumento da alcalinidade da água aumenta a concentração da forma não-ionizada da amônia (NH_3), que é especialmente tóxico para os peixes, triplicando a percentagem deste quando o pH passa de 7,0 para 7,5.

TABELA 23 – pH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

Tempo de coleta (min) ⁽¹⁾	pH								CE (ds m ⁻¹)							
	0				30				60				90			
	Dose (m ³ ha ⁻¹)															
	0	30	60	90	0	30	60	90	0	30	60	90	0	30	60	90
15	6,9 ⁽²⁾	Ba	8,0	Aa	8,1	Aa	8,0	Aa	0,12	Da	1,91	Ca	2,90	Ba	4,53	Aa
30	6,7	Da	7,3	Cb	7,8	Bb	8,0	Aa	0,09	Ba	0,33	Bb	0,91	Ab	1,33	Ab
45	6,7	Ca	7,1	Bc	7,6	Ab	7,7	Ab	0,07	Aa	0,15	Ab	0,49	Abc	0,56	Ac
60	6,8	Bc	6,9	Bcd	7,4	Ac	7,5	Ab	0,17	Aa	0,10	Ab	0,32	A	0,32	Ac
75	6,3	Dc	6,8	Cd	7,2	Bd	7,3	Abc	0,04	Aa	0,06	Ab	0,09	Ac	0,19	Ac
90	6,0	Dc	6,8	Cd	7,1	Bd	7,3	Ac	0,03	Aa	0,05	Ab	0,11	Ac	0,13	Ac
105	6,0	Cc	6,8	Bd	7,1	Ad	7,2	Ac	0,03	Aa	0,04	Ab	0,05	Ac	0,10	Ac
120	6,3	Cb	6,8	Bd	7,0	Ad	7,1	Ad	0,03	Aa	0,04	Ab	0,07	Ac	0,08	Ac

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora respectivamente. ⁽²⁾ Medias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Tem-se aumento considerável nos valores da CE em função do aumento da dosagem de DLB nos três primeiras coletas. Nas demais coletas, de maneira geral não se observam diferenças, sendo, entretanto estas maiores na dose de $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (TABELA 23). Os resultados de CE reforçam a evidência de transporte do próprio dejetos no escoamento, principalmente na primeira coleta.

Assim como no trabalho de BERTOL (2007), os valores mais elevados de CE foram observados nos tratamentos com dejetos. Ainda de acordo com a TABELA 23, observa-se que a CE do tratamento com $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ foi 38 vezes maior que o tratamento sem aplicação de DLB na primeira coleta. Observa-se ainda que a mesma relação para a última coleta é 3 vezes maior.

A elevada CE do escoamento superficial deve-se ao transporte do DLB, cuja CE é de $31,45 \text{ ds m}^{-1}$, caracterizando a elevada concentração de elementos. Além dos elementos determinados, provavelmente tem-se também contribuição do sódio (Na), em decorrência do fornecimento de sal (NaCl) aos animais confinados, já que

o DLB utilizado foi de esterqueira de gado leiteiro, com fornecimento de ração aos animais.

A CE elevada do tratamento sem aplicação de DLB na primeira coleta, reflete o acúmulo de nutrientes na superfície do solo sob SPD, e o transporte destes via escoamento, resultado coerente com as concentrações de nutrientes já anteriormente discutidos.

TABELA 24 – TRANSMITÂNCIA (%) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

Tempo de coleta (min) ⁽¹⁾	Dose (m ³ ha ⁻¹)							
	0		30		60		90	
15	39,83 ⁽²⁾	Abc	18,14	Bd	14,99	Be	13,90	Be
30	30,16	Ac	29,69	Ac	22,51	ABde	18,49	Bde
45	52,62	Aab	44,96	Abc	31,63	Bcd	23,38	Bcd
60	51,65	Aab	51,67	Aab	43,33	ABbc	32,04	Bbc
75	52,63	Aab	58,11	Aab	52,34	Aab	43,59	Aab
90	68,76	Aa	64,44	Aab	62,14	Aab	49,35	Aab
105	73,59	Aa	68,85	ABab	64,19	ABab	47,69	Bab
120	61,49	Aa	72,22	Aa	75,47	Aa	67,28	Aa

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora respectivamente. ⁽²⁾ Medias seguida pela mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Os dados de transmitância representam a turbidez das amostras, e de acordo com a TABELA 24 observa-se a mesma tendência da CE, com diminuição considerável em função do aumento da dosagem de DLB nos três primeiros intervalos das coletas. Estes resultados evidenciam o transporte do DLB propriamente dito no escoamento nas primeiras coletas. A baixa transmitância foi devida não somente ao sedimento mineral ou orgânico disperso, mas também em função da própria coloração do DLB.

A demanda química de oxigênio (DQO) indica a concentração de matéria orgânica, e de acordo com a TABELA 25 foi superior nos tratamentos com DLB e crescente conforme o aumento da dosagem concordando com o trabalho de BERTOL et al. (2007). Estes resultados evidenciam, portanto, a capacidade do DLB de contaminar a água do escoamento com material orgânico. O material orgânico em meio aquático em função da sua decomposição, diminui o oxigênio dissolvido e também libera nutrientes, N e P que proporcionam a proliferação de plantas aquáticas, com conseqüências tanto para a vida animal aquático como humana.

Segundo UNESCO (1992) citado por KUBITZA (2003), valores de DQO entre 20 a 200 mg L⁻¹ de O₂ indicam contaminação da água por compostos orgânicos.

De acordo com esses valores de DQO, pode-se afirmar que todos os tratamentos apresentam alto potencial para contaminação dos sistemas hídricos, já que o menor valor encontrado foi de 27,63 mg de O₂ L⁻¹.

TABELA 25 - DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO – mg O₂ L⁻¹) EM FUNÇÃO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

Tempo de coleta (min) ⁽¹⁾	Dose (m ³ ha ⁻¹)							
	0		30		60		90	
15	272,70 ⁽²⁾	Ac	709,96	ABd	943,78	ABe	1893,96	Be
30	66,41	Ab	168,56	Ac	274,11	ABde	463,57	Bde
45	48,15	Aab	65,84	Abc	163,14	Bcd	183,72	Bcd
60	37,61	Aab	61,42	Aab	73,59	ABbc	106,60	Bbc
75	38,26	Aab	48,29	Aab	77,01	Aab	94,90	Aab
90	27,68	Aa	36,61	Aab	57,17	Aab	79,25	Aab
105	32,03	Aa	35,58	Aab	35,87	ABa	58,53	Bab
120	27,83	Aa	27,63	Aa	41,16	Aa	42,52	Aa

⁽¹⁾ Intensidade de 60 e 85 mm h⁻¹ na primeira e segunda hora respectivamente. ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Conforme os resultados obtidos neste trabalho, tem-se em evidência a necessidade da contenção do escoamento superficial, principalmente pelo fato de que os sedimentos suspensos não são retidos pela cobertura superficial dos resíduos vegetais no SPD. A contenção por meio de terraços bem dimensionados controla o escoamento superficial já que a água infiltra nos canais dos terraços e com isso, diminui a perda de nutrientes com resultados positivos tanto econômicos quanto ambientais.

5. CONCLUSÃO

A aplicação de dejetos líquidos de bovino, independente da dose, aumentou as perdas de água e sedimento.

As concentrações de P (solúvel, particulado e total), N-NO₃, N-NH₄ e K foram superiores nos tratamentos com aplicação de dejetos líquidos de bovino e, de maneira geral, foram maiores nas primeiras coletas, com tendência de estabilização nas últimas coletas.

Com relação à legislação ambiental, de modo geral, inclusive no tratamento sem aplicação de dejetos, as concentrações de fósforo, nitrato e amônio do escoamento superficial, encontram-se acima dos limites máximos permitidos, indicando o grande potencial poluidor do escoamento superficial nesta condição experimental, caso este atinja o sistema hídrico.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, M. T. P.; PIMENTA, M. T. **Erosão hídrica e transporte sólido em bacias hidrográficas**. Instituto da água – Direção de Serviços Hídricos. Lisboa. 1998.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th edition. American Public Health Association. Washington, D.C. 1995, 1268p.
- BERTOL, I.; MELLO, E.L.; GUADAGNIN, J.C.; ZAPAROLLI, A.L.V.; CARRAFA, M.R. Nutrient losses by water erosion. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.60, n.3, p.581-586, 2003.
- BERTOL, I.; LEITE, D.; GUADAGNIN, J.C.; RITTER, S.R. Erosão hídrica em um Nitossolo Háptico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. II - Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, n.6, p.1045-1054, 2004a.
- BERTOL, I.; LEITE, D.; GUADAGNIN, J.C.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J.; BARBOSA, F. T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.28, n.3, p.485-494, 2004b.
- 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 de doutorado UFPR, 2005**.
- BERTOL, O.J.; RIZZI, N.E.; BERTOL, I.; ROLOFF, G. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** v.31 n.4, p.781-792, 2007.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba. Livro Ceres, 1985, 392p.
- BEUTER, J. F.; BERTOL, I.; VEIGA, M.; WILDNER, L. P. Perdas de solo e água num latossolo vermelho aluminoférrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo sob chuva natural. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.27, n.3, p.509-517, 2003.
- BITTENCOURT, S.; GOBBI, E.F. Carga máxima de fósforo admissível ao reservatório Piraquara II, uma aplicação do processo TMDL. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, vol.30, n.3, p.595-603, 2006.
- BOYD, C.; TUCKER, C. **Water quality and pond soil analyses for aquaculture**. Alabama: Auburn University, 1992, 183p.
- BRASIL - Ministério da Saúde (MS). **Portaria MS nº. 518/2004**. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2004.

BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº. 357**. Diário Oficial da União de 18/03/2005. Brasília, 2005.

CAIADO, M.A.C. **Inter-relações entre ambientes e qualidade das águas do Rio Itapemirim**. Vitória, 1994. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo.

CARVALHO, D.F. de; MONTEBELLER, C.A.; CRUZ, E.S. da; CEDDIA, M.B.; LANA, A.M.Q. Perdas de solo e água em um Argissolo Vermelho Amarelo, submetido a diferentes intensidades de chuva simulada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.3, p.385-389, 2002.

CRUZ, J.C.; ALVARENGA, R.C.; NOVOTNY, E.H.; FILHO, I.A.P.; SANTANA, D.P.; PEREIRA, F.T.F.; HERNANI, L.C. Cultivo do milho sistema plantio direto. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**, Comunicado Técnico 51, p.1-7, 2002.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; LEMUNYON, J. L. Agricultural phosphorus and eutrophication: A Symposium Overview. **Journal of Environmental Quality** 27 n.2 251-257, 1998.

DINNES, D. L.; KARLEN, D. L.; JAYNES, D. B.; KASPAR, T. C.; HATFIELD, J. L.; COLVIN, T. S.; CAMBARDELLA, C. A. nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained Midwestern soils. **Agronomy Journal**, v.94, p.153-171, 2002.

DOERR, S.R.; SHAKESBY, R.A.; WALSH, R.P.D. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. **Department of Geography, University of Wales Swansea**, Earth-Science Reviews 51, p.33-65, 2000.

EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2ª ed., 1997, 212p.

ENDRES, P.F.; PISSARRA, T.C.T.; BORGES, M.J.; POLITANO, W. Quantificação das classes de erosão por tipo de uso do solo no município de Franca – SP. **Engenharia Agrícola**, v.26, n.1, p.200-207, 2006.

FAVARETTO, N. Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium related to water quality and plant nutrition. Indiana, 2002. **Tese de Doutorado** – Universidade de Purdue.

FERNANDES, D. B. Erodibilidade de Materiais Inconsolidados da Bacia do Ribeirão Samambaia (Região de São Pedro – SP). São Carlos, 2003. **Tese Mestrado em Geotecnia** - Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo.

FREED, R. MSTATC – **Department of Crop and Soil Sciences**, Michigan State University, East Lansing, 1994. Disponível em: <http://www.msu.edu/~freed/disks.htm>

GUADAGNIN, J.C. Perdas de nutrientes e carbono orgânico pela erosão hídrica, em um cambissolo húmico alumínico léptico submetido a diferentes sistemas de preparo

e cultivo do solo. Lages, 2003. **Tese Mestrado em Ciência do Solo** – Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV), Universidade do Estado de Santa Catarina.

HIGGS, B.; JOHNSTON, A. E.; SALTER, J. L.; DAWSON, Some Aspects of Achieving Sustainable Phosphorus Use in Agriculture. **Journal of Environmental Quality**, n.29, 80-87, 2000.

HILDEBRAND, C. **Manual de análise química de solo e plantas**. UFPR, Curitiba, p.277, 1977.

KUBITZA, F. **Qualidade da água no cultivo de peixes e camarões**. Ed. Degaspari. Jundiaí, p. 229, 2003.

MANSOR, M.T.C. Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP. Campinas, 2005. **Tese Doutorado em Engenharia Agrícola** – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal de Campinas.

MARTINS, S. G.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; FONSECA, S.; MARQUES, J. J. G. S. M. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz (ES). **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.27, p.395-403, 2003.

MOLIN, J.P.; GIMENEZ, L.M; PAULETTI, V.; SCHMIDHALTER, U.; HAMMER, J. Mensuração da condutividade elétrica do solo por indução e sua correlação com fatores de produção. **Engenharia Agrícola**, v.25, n.2, p.420-426, 2005.

MULVANEY, R.L. Nitrogen: Inorganic forms. In: SPARKS, D. L. et al. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: SSA Book, p.1123-1184, 1996.

MUZILLI, O. Manejo da fertilidade do solo. *In*: Fundação Instituto Agrônômico do Paraná. **Plantio Direto no Estado do Paraná**. Londrina. IAPAR, p.43-57, 1981.

PAVAN, M. A.; BLOCH, M. de F.; ZEMPULSKI, H. da C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D. C. **Manual de análise química de solo e controle de qualidade**. Londrina. IAPAR, circular n.76, p.38, 1992.

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

PRADO, R.B. Geotecnologias aplicadas à análise espaço-temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos. São Carlos, 2004. **Tese Doutorado em Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada**. Setor de Engenharia, Universidade de São Paulo.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BATISTELA, O.; BALBINOT JÚNIOR, A. A. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico aluminoso submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II - Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.437-447, 2000.

SELF-DAVIS, M.L., MOORE, P.A. JOERN B.C. Determination of water-and/or dilute salt-extractable phosphorus. **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters**. In: G.M. PIERZYNSKI (Ed.) p. 24-26. Southern Cooperative Ser. Bull. 396. SERA-IEG 17. 2000. Disponível em: http://www.soil.ncsu.edu/sera17/publications/sera17-2/pm_cover.htm

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.

SILVA, C.G. da; ALVES SOBRINHO, T.; VITORINO, A.C.T.; CARVALHO, D.F. de. Atributos físicos, químicos e erosão entressulcos sob chuva simulada, em sistemas de plantio direto e convencional. **Engenharia Agrícola**, v.25, n.1, p.144-153, 2005.

STOUT, W.L., A. SHARPLEY, A.N.; LANDA, J. Effectiveness of coal combustion byproducts in controlling phosphorus export from soils. **Journal of Environmental Quality**, n.29, 1239-1244, 2000.

TOBIAS, A.C.T. Tratamento de resíduos da suinocultura: uso de reatores anaeróbio seqüencial seguido de leitos cultivados. Campinas, 2002. **Tese Doutorado em Engenharia Agrícola** - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, SP.

VALENTE, J.P.S.; PADILHA, P.M.; SILVA, A.M.M. Oxigênio dissolvido (OD) demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP. **Eclética Química**, v.22, p.49-66, 1997.

ANEXOS

ANEXO 1 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA

Fonte	Perda de água				Fonte	Perda de Sedimento (LOG)			
	G.L.	S.Q.	Q.M.	Probabilidade		G.L.	S.Q.	Q.M.	Probabilidade
Repetição	2	29,561	14,781		Repetição	2	0,169	0,084	
Dose (A)	3	2.499,06	833,021	0,0006	Dose (A)	3	44,622	14,874	0,0013
Erro	6	180,268	30,045		Erro	6	4,111	0,685	
Tempo (B)	7	124,431	17,776	0,0000	Tempo (B)	7	8,218	1,174	0,0000
AB	21	41,506	1,976	0,0945	AB	21	3,833	0,185	0,0090
Erro	56	70,938	1,267		Erro	56	4,648	0,083	
Total	95	2.945,77	C.V. ⁽¹⁾	12,15%	Total	95	65,651	C.V. ⁽¹⁾	19,68%
Fonte	Concentração de P Solúvel (LOG)				Fonte	Concentração de P Total (RAÍZ QUADRADA)			
	G.L.	S.Q.	Q.M.	Probabilidade		G.L.	S.Q.	Q.M.	Probabilidade
Repetição	2	0,305	0,152		Repetição	2	1,112	0,556	
Dose (A)	3	20,964	6,988	0,0003	Dose (A)	3	17,118	5,706	0,0022
Erro	6	1,177	0,196		Erro	6	1,941	0,324	
Tempo (B)	7	5,593	0,799	0,0000	Tempo (B)	7	22,735	3,248	0,0000
AB	21	5,294	0,252	0,0000	AB	21	9,300	0,443	0,0000
Erro	56	1,785	0,032		Erro	56	3,419	0,061	
Total	95	35,12	C.V. ⁽¹⁾	13,32%	Total	95	55,63	C.V. ⁽¹⁾	11,81%
Fonte	Concentração de P Particulado (LOG)				Fonte	Concentração de N-NO ₃ (LOG)			
	G.L.	S.Q.	Q.M.	Probabilidade		G.L.	S.Q.	Q.M.	Probabilidade
Repetição	2	0,749	0,380		Repetição	2	0,304	0,152	
Dose (A)	3	17,181	5,727	0,0000	Dose (A)	3	0,151	0,050	0,0167
Erro	6	0,472	0,079		Erro	6	0,038	0,006	
Tempo (B)	7	12,632	1,805	0,0000	Tempo (B)	7	8,796	1,257	0,0000
AB	21	5,805	0,276	0,0000	AB	21	1,320	0,063	0,0055
Erro	56	2,391	0,043		Erro	56	1,489	0,027	
Total	95	39,241	C.V. ⁽¹⁾	15,46%	Total	95	12,099	C.V. ⁽¹⁾	39,95%

⁽¹⁾ Coeficiente de variação

ANEXO 2 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA (continuação)

Fonte	Concentração de N-NH ₄				Fonte	Concentração de K (LOG)			
	G.L.	S.Q.	Q.M.	Probabilidade		G.L.	S.Q.	Q.M.	Probabilidade
Repetição	2	2,701	1,350		Repetição	2	0,066	0,033	
Dose (A)	3	6,018	2,006	0,0401	Dose (A)	3	1,744	0,581	0,0230
Erro	6	2,272	0,379		Erro	6	0,509	0,085	
Tempo (B)	7	0,587	0,084	0,2265	Tempo (B)	7	17,195	2,456	0,0000
AB	21	3,185	0,152	0,0031	AB	21	1,927	0,092	0,0139
Erro	56	3,371	0,060		Erro	56	2,439	0,044	
Total	95	18,133	C.V. ⁽¹⁾	18,88%	Total	95	23,880	C.V. ⁽¹⁾	- 26,10%
Fonte	pH (LOG)				Fonte	Condutividade elétrica (LOG)			
	G.L.	S.Q.	Q.M.	Probabilidade		G.L.	S.Q.	Q.M.	Probabilidade
Repetição	2	0,000	0,000	0,0436	Repetição	2	0,000	0,000	0,3651
Dose (A)	3	0,001	0,000	0,0000	Dose (A)	três	0,000	0,000	0,0031
Erro	seis	0,000	0,000		Erro	seis	0,000	0,000	
Tempo (B)	sete	0,001	0,000	0,0000	Tempo (B)	sete	0,001	0,000	0,0000
AB	21	0,000	0,000	0,0030	AB	21	0,000	0,000	0,0000
Erro	56	0,000	0,000		Erro	56	0,000	0,000	
Total	95	0,002	C.V. ⁽¹⁾	0,07%	Total	95	0,002	C.V. ⁽¹⁾	0,06%
Fonte	DQO (LOG)				Fonte	Turbidez (RAÍZ QUADRADA)			
	G.L.	S.Q.	Q.M.	Probabilidade		G.L.	S.Q.	Q.M.	Probabilidade
Repetição	2	0,255	0,128	0,0641	Repetição	2	12,584	6,292	0,0991
Dose (A)	3	0,545	0,182	0,01268	Dose (A)	3	25,464	8,488	0,0513
Erro	6	0,170	0,028		Erro	6	10,842	1,807	
Tempo (B)	7	3,387	0,484	0,0000	Tempo (B)	7	163,060	23,294	0,0000
AB	21	0,350	0,017	0,0009	AB	21	15,091	0,719	0,0064
Erro	56	0,325	0,006		Erro	56	17,347	0,310	
Total	95	5,033	C.V. ⁽¹⁾	2,11%	Total	95	244,388	C.V. ⁽¹⁾	8,36%

⁽¹⁾ Coeficiente de variação

ANEXO 3 – DADOS DE PERDA DE ÁGUA (m³ ha⁻¹) EM CADA REPETIÇÃO E TEMPO DE COLETA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA

Intensidade	Dose	0 m ³ ha ⁻¹			30 m ³ ha ⁻¹			60 m ³ ha ⁻¹			90 m ³ ha ⁻¹			Média m ³ ha ⁻¹			
	Tempo	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	0	30	60	90
60 mm h ⁻¹	15	0,31	0,09	0,35	7,40	10,20	8,36	16,45	12,55	8,90	6,05	10,70	12,70	0,25	8,65	12,63	9,82
	30	0,37	0,04	0,45	10,80	10,40	7,75	14,45	12,90	7,75	9,34	11,81	13,52	0,29	9,65	11,70	11,56
	45	0,41	0,04	0,45	10,15	12,95	7,00	13,80	11,25	11,95	8,30	12,25	12,55	0,30	10,03	12,33	11,03
	60	0,23	0,04	0,56	9,45	10,45	6,60	12,85	11,90	9,25	8,60	12,50	12,65	0,27	8,83	11,33	11,25
85 mm h ⁻¹	75	0,62	0,27	1,85	13,55	13,55	9,45	13,97	15,35	13,35	9,60	14,15	17,94	0,91	12,18	14,22	13,90
	90	0,61	0,32	1,67	12,30	14,15	9,95	14,20	15,95	12,45	12,51	14,80	16,50	0,87	12,13	14,20	14,60
	105	0,65	0,37	1,65	10,45	12,70	9,25	13,75	17,55	12,67	12,58	14,90	16,65	0,89	10,80	14,66	14,71
	120	0,66	0,34	1,95	10,59	14,30	10,61	13,70	16,50	12,00	12,84	15,70	16,40	0,98	11,83	14,07	14,98

ANEXO 4 – DADOS DE PERDA DE SEDIMENTO (g m⁻²) EM CADA REPETIÇÃO E TEMPO DE COLETA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA

Intensidade	Dose	0 m ³ ha ⁻¹			30 m ³ ha ⁻¹			60 m ³ ha ⁻¹			90 m ³ ha ⁻¹			Média m ³ ha ⁻¹			
	Tempo	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	0	30	60	90
60 mm h ⁻¹	15	0,29	1,88	0,02	48,21	77,18	22,69	52,64	102,49	35,90	45,78	106,26	93,80	0,73	49,36	63,68	81,95
	30	0,51	0,25	0,06	2,58	7,97	32,76	9,15	13,76	7,75	8,72	46,87	23,62	0,27	14,44	10,22	26,40
	45	0,17	0,36	0,03	1,63	10,36	2,71	6,90	7,50	11,55	6,09	10,04	6,94	0,18	4,90	8,65	7,69
	60	0,19	0,04	0,02	2,64	3,83	1,26	5,57	5,16	3,08	17,77	8,86	2,08	0,08	2,58	4,60	9,57
85 mm h ⁻¹	75	1,05	0,25	0,32	2,20	4,52	3,61	3,73	6,14	5,34	5,76	5,98	9,91	0,54	3,44	5,07	7,22
	90	1,11	0,16	0,14	1,33	4,72	5,33	4,73	3,19	5,39	9,59	6,60	4,44	0,47	3,79	4,44	6,88
	105	0,88	0,26	0,09	1,54	5,93	3,14	5,04	6,43	3,80	6,29	5,00	7,95	0,41	3,53	5,09	6,41
	120	1,23	0,13	0,07	3,05	6,20	2,55	3,20	4,95	4,40	5,14	1,09	6,80	0,48	3,93	4,18	4,34

ANEXO 5 – DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE P SOLÚVEL (g L⁻¹) EM CADA REPETIÇÃO E TEMPO DE COLETA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA

Intensidade	Dose	0 m ³ m ³ ha ⁻¹			30 m ³ m ³ ha ⁻¹			60 m ³ m ³ ha ⁻¹			90 m ³ m ³ ha ⁻¹			Média			
	Tempo	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	0	30	60	90
60 mm h ⁻¹	15	0,056	0,521	0,391	6,496	5,308	5,773	3,328	3,507	4,104	5,766	4,490	4,181	0,323	5,859	3,646	4,812
	30	0,031	0,271	0,512	3,403	4,982	5,768	2,355	3,452	3,689	3,874	4,082	3,065	0,271	4,718	3,165	3,674
	45	0,022	0,260	0,499	2,754	2,509	2,129	1,978	5,044	2,800	3,874	5,788	3,122	0,260	2,464	3,274	4,261
	60	0,143	0,428	0,713	2,290	1,871	0,955	3,025	4,262	2,733	2,742	4,011	2,621	0,428	1,705	3,340	3,125
85 mm h ⁻¹	75	0,497	0,528	0,466	1,195	0,899	1,204	1,864	2,796	1,672	4,493	3,986	2,823	0,497	1,099	2,111	3,767
	90	0,000	0,555	0,399	0,763	0,871	1,328	1,654	2,714	1,706	3,250	2,321	2,825	0,318	0,987	2,025	2,799
	105	0,015	0,609	0,615	0,576	0,674	0,976	1,298	2,039	1,571	3,278	1,351	2,527	0,413	0,742	1,636	2,385
	120	0,006	0,387	0,797	0,463	0,500	0,795	1,281	1,836	1,188	2,676	2,592	2,055	0,396	0,586	1,435	2,441

ANEXO 6 – DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE P TOTAL (g L⁻¹) EM CADA REPETIÇÃO E TEMPO DE COLETA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA

Intensidade	Dose	00 m ³ ha ⁻¹			30 m ³ ha ⁻¹			60 m ³ ha ⁻¹			90 m ³ ha ⁻¹			Média			
	Tempo	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	0	30	60	90
60 mm h ⁻¹	15	2,80	2,21	1,57	5,40	14,63	5,77	11,97	17,69	16,17	18,65	19,48	19,72	2,19	8,60	15,28	19,28
	30	3,21	2,90	1,45	6,86	5,68	5,77	5,59	6,72	8,57	6,77	12,74	8,91	2,52	6,10	6,96	9,47
	45	3,06	2,79	1,90	6,76	4,31	4,60	6,03	5,04	5,64	8,27	7,41	9,85	2,58	5,22	5,57	8,51
	60	2,97	2,51	1,45	2,86	3,89	1,98	4,64	5,52	5,16	8,51	6,78	6,24	2,31	2,91	5,11	7,17
85 mm h ⁻¹	75	2,65	2,67	0,47	2,98	2,69	3,52	3,49	5,63	4,77	2,89	4,79	6,11	1,93	3,06	4,63	4,60
	90	3,00	2,73	0,40	2,73	3,54	2,71	3,16	4,46	3,31	2,98	3,41	3,11	2,04	2,99	3,64	3,17
	105	2,67	2,33	0,62	2,69	2,63	1,93	3,31	3,93	2,68	2,99	4,89	3,85	1,87	2,42	3,31	3,91
	120	2,87	2,74	1,45	3,05	2,38	1,82	2,83	4,47	3,29	2,75	3,41	2,27	2,35	2,42	3,53	2,81

ANEXO 7 – DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE P PARTICULADO (g L⁻¹) EM CADA REPETIÇÃO E TEMPO DE COLETA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA

Intensidade	Dose	0 m ³ ha ⁻¹			30 m ³ ha ⁻¹			60 m ³ ha ⁻¹			90 m ³ ha ⁻¹			Média			
	Tempo	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	0	30	60	90
60 mm h ⁻¹	15	2,739	1,688	1,178	0,000	9,326	0,000	8,646	14,180	12,068	12,879	14,990	15,536	1,868	2,742	11,631	14,468
	30	3,183	2,626	0,942	3,460	0,693	0,000	3,239	3,264	4,876	2,896	8,662	5,844	2,250	1,384	3,793	5,801
	45	3,033	2,528	1,398	4,005	1,798	2,473	4,053	0,000	2,840	4,395	1,626	6,730	2,320	2,759	2,298	4,250
	60	2,823	2,081	0,734	0,566	2,021	1,021	1,611	1,255	2,431	5,763	2,766	3,615	1,879	1,203	1,766	4,048
85 mm h ⁻¹	75	2,154	2,145	0,000	1,787	1,793	2,317	1,626	2,832	3,099	-1,606	0,805	3,290	1,433	1,965	2,519	0,830
	90	2,997	2,180	0,000	1,963	2,664	1,384	1,508	1,741	1,605	-0,269	1,086	0,284	1,725	2,004	1,618	0,367
	105	2,653	1,722	0,000	2,112	1,952	0,956	2,015	1,895	1,113	-0,286	3,535	1,321	1,458	1,674	1,674	1,523
	120	2,866	2,352	0,656	2,588	1,879	1,026	1,550	2,637	2,106	0,075	0,813	0,213	1,958	1,831	2,098	0,367

ANEXO 8 – DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE N-NO₃ (g L⁻¹) EM CADA REPETIÇÃO E TEMPO DE COLETA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA

Intensidade	Dose	0 m ³ ha ⁻¹			30 m ³ ha ⁻¹			60 m ³ ha ⁻¹			90 m ³ ha ⁻¹			MÉDIA			
	Tempo	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	0	30	60	90
60 mm h ⁻¹	15	14,64	4,22	5,39	22,47	6,73	3,83	17,76	27,97	18,94	33,43	14,48	35,57	8,08	11,01	21,56	27,83
	30	3,31	8,96	2,68	3,83	2,49	5,60	2,19	3,11	5,05	3,33	3,76	5,39	4,98	3,97	3,45	4,16
	45	2,21	1,17	2,07	2,64	1,62	5,86	2,05	2,00	2,38	3,35	3,28	2,32	1,82	3,37	2,14	2,98
	60	2,41	1,17	2,07	2,11	1,98	2,12	2,30	1,63	1,41	5,60	2,35	3,88	1,88	2,07	1,78	3,94
85 mm h ⁻¹	75	1,70	1,10	2,36	3,02	1,32	2,48	1,93	1,47	1,14	3,15	2,28	3,56	1,72	2,27	1,51	3,00
	90	1,79	2,88	2,45	2,43	2,39	1,68	1,86	1,38	1,29	2,42	1,29	1,23	2,37	2,17	1,51	1,65
	105	1,91	1,15	2,10	1,57	1,91	1,52	2,19	1,20	1,84	1,32	0,81	1,40	1,72	1,67	1,74	1,18
	120	1,38	1,36	2,19	1,48	0,74	0,91	2,23	0,98	1,18	1,12	1,27	0,81	1,65	1,04	1,47	1,06

ANEXO 9 – DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE N-NH₄ (g L⁻¹) EM CADA REPETIÇÃO E TEMPO DE COLETA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA

Intensidade	Dose	0 m ³ ha ⁻¹			30 m ³ ha ⁻¹			60 m ³ ha ⁻¹			90 m ³ ha ⁻¹			Média m ³ ha ⁻¹			
	Tempo	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	0	30	60	90
60 mm h ⁻¹	15	0,35	0,52	0,14	9,44	12,73	5,64	7,38	6,49	3,95	6,54	9,96	10,40	0,34	9,27	5,94	8,97
	30	0,37	0,94	0,04	2,24	2,74	3,34	3,19	2,40	1,21	3,30	2,80	2,10	0,45	2,77	2,27	2,73
	45	0,50	0,64	0,36	2,34	2,53	2,35	2,41	2,64	2,00	2,63	2,66	3,42	0,50	2,41	2,35	2,90
	60	0,11	0,60	0,06	1,82	2,03	1,48	2,58	3,10	1,97	2,22	2,92	3,22	0,26	1,78	2,55	2,79
85 mm h ⁻¹	75	0,47	0,58	0,20	1,93	2,18	1,37	1,04	2,25	1,89	2,12	2,99	2,63	0,42	1,82	1,73	2,58
	90	2,30	0,44	0,20	1,58	1,34	1,23	1,42	2,11	1,44	1,91	2,89	2,19	0,98	1,38	1,66	2,33
	105	0,56	0,38	0,24	1,48	0,89	1,01	1,41	1,73	1,27	1,70	2,11	2,03	0,39	1,13	1,47	1,94
	120	0,47	0,19	0,27	1,27	0,93	0,81	1,00	1,46	0,96	1,65	2,15	1,41	0,31	1,00	1,14	1,73

ANEXO 10 – DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE K (g L⁻¹) EM CADA REPETIÇÃO E TEMPO DE COLETA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA

Intensidade	Dose	0 m ³ ha ⁻¹			30 m ³ ha ⁻¹			60 m ³ ha ⁻¹			90 m ³ ha ⁻¹			Média m ³ ha ⁻¹			
	Tempo	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	0	30	60	90
60 mm h ⁻¹	15	0,250	0,240	0,245	2,520	0,960	1,020	1,920	2,340	2,400	2,640	2,340	1,320	0,245	1,500	2,220	2,100
	30	0,280	0,260	0,110	2,580	0,280	0,410	0,140	0,660	0,690	0,200	0,720	0,930	0,217	1,090	0,497	0,617
	45	0,200	0,040	0,100	0,160	0,140	0,200	0,140	0,120	0,280	0,290	0,470	0,320	0,113	0,167	0,180	0,360
	60	0,290	0,130	0,070	0,130	0,160	0,140	0,220	0,230	0,130	0,700	0,290	0,270	0,163	0,143	0,193	0,420
85 mm h ⁻¹	75	0,080	0,100	0,060	0,080	0,120	0,190	0,080	0,080	0,120	0,210	0,230	0,160	0,080	0,130	0,093	0,200
	90	0,070	0,090	0,050	0,050	0,090	0,060	0,080	0,070	0,150	0,110	0,080	0,080	0,070	0,067	0,100	0,090
	105	0,050	0,100	0,050	0,040	0,050	0,030	0,070	0,050	0,080	0,080	0,130	0,060	0,067	0,040	0,067	0,090
	120	0,070	0,050	0,040	0,040	0,060	0,050	0,050	0,020	0,060	0,080	0,120	0,020	0,053	0,050	0,043	0,073

ANEXO 11 – DADOS DE pH EM CADA REPETIÇÃO E TEMPO DE COLETA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA

Intensidade	Dose	0 m ³ ha ⁻¹			30 m ³ ha ⁻¹			60 m ³ ha ⁻¹			90 m ³ ha ⁻¹			Média m ³ ha ⁻¹			
	Tempo	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	0	30	60	90
60 mm h ⁻¹	15	6,9	6,8	6,9	8,1	8,1	7,8	8,1	8,1	8,1	8,0	8,0	8,1	6,9	8,0	8,1	8,0
	30	6,3	7,0	6,7	7,0	7,6	7,3	7,6	7,9	7,8	8,0	8,0	7,9	6,7	7,3	7,8	8,0
	45	6,7	6,8	6,7	6,9	7,3	7,1	7,4	7,9	7,5	7,7	7,8	7,7	6,7	7,1	7,6	7,7
	60	6,8	6,8	6,8	6,8	6,9	7,0	7,1	7,6	7,3	7,5	7,5	7,5	6,8	6,9	7,4	7,5
85 mm h ⁻¹	75	6,0	6,6	6,3	6,7	6,8	7,0	7,0	7,3	7,2	7,4	7,5	7,2	6,3	6,8	7,2	7,3
	90	6,0	6,6	5,4	6,7	6,8	7,0	6,9	7,3	7,1	7,2	7,4	7,2	6,0	6,8	7,1	7,3
	105	5,7	6,4	5,9	6,7	6,7	6,8	6,9	7,3	7,0	7,3	7,2	7,2	6,0	6,8	7,1	7,2
	120	6,3	6,4	6,3	6,7	6,7	6,9	6,9	7,1	6,9	7,2	7,1	7,1	6,3	6,8	7,0	7,1

ANEXO 12 – DADOS DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (ds m⁻¹) EM CADA REPETIÇÃO E TEMPO DE COLETA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA

Intensidade	Dose	0 m ³ ha ⁻¹			30 m ³ ha ⁻¹			60 m ³ ha ⁻¹			90 m ³ ha ⁻¹			Média m ³ ha ⁻¹			
	Tempo	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	0	30	60	90
60 mm h ⁻¹	15	0,11	0,13	0,12	2,81	2,16	0,76	2,14	3,43	3,12	3,67	4,92	4,99	0,12	1,91	2,90	4,53
	30	0,13	0,06	0,09	0,33	0,41	0,24	0,32	1,68	0,74	1,35	1,46	1,18	0,09	0,33	0,91	1,33
	45	0,08	0,05	0,07	0,15	0,17	0,13	0,15	1,02	0,30	0,58	0,60	0,51	0,07	0,15	0,49	0,56
	60	0,28	0,05	0,17	0,10	0,10	0,10	0,11	0,68	0,16	0,34	0,34	0,28	0,17	0,10	0,32	0,32
85 mm h ⁻¹	75	0,04	0,03	0,04	0,06	0,06	0,06	0,07	0,10	0,10	0,20	0,21	0,17	0,04	0,06	0,09	0,19
	90	0,03	0,03	0,04	0,04	0,05	0,05	0,06	0,21	0,07	0,14	0,14	0,12	0,03	0,05	0,11	0,13
	105	0,04	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,05	0,06	0,05	0,10	0,11	0,10	0,03	0,04	0,05	0,10
	120	0,02	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,14	0,05	0,08	0,09	0,08	0,03	0,04	0,07	0,08

ANEXO 13 – DADOS DA TURBIDEZ (% DE TRANSMITANCIA) EM CADA REPETIÇÃO E TEMPO DE COLETA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA

Intensidade	Dose	0 m³ ha ⁻¹			30 m³ ha ⁻¹			60 m³ ha ⁻¹			90 m³ ha ⁻¹			Média m³ ha ⁻¹			
	Tempo	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	0	30	60	90
60 mm h ⁻¹	15	59,01	20,65	39,83	22,74	15,80	15,88	15,60	14,78	14,60	18,00	11,18	12,51	39,83	18,14	14,99	13,90
	30	35,00	25,32	30,16	38,50	25,93	24,65	31,70	17,30	18,54	23,00	15,33	17,13	30,16	29,69	22,51	18,49
	45	55,40	49,83	52,62	59,60	40,60	34,69	45,98	17,90	31,02	27,45	20,35	22,35	52,62	44,96	31,63	23,38
	60	60,20	43,10	51,65	54,50	55,76	44,74	61,40	22,74	45,85	34,83	32,20	29,08	51,65	51,67	43,33	32,04
85 mm h ⁻¹	75	58,84	46,42	52,63	65,83	60,00	48,49	63,65	38,45	54,91	46,00	43,73	41,05	52,63	58,11	52,34	43,59
	90	67,30	53,13	85,85	74,26	63,90	55,15	90,95	31,05	64,42	53,21	53,89	40,94	68,76	64,44	62,14	49,35
	105	67,70	61,77	91,30	78,00	64,28	64,27	74,00	51,60	66,98	35,40	59,33	48,34	73,59	68,85	64,19	47,69
	120	55,90	67,07	61,49	77,82	68,20	70,65	79,10	67,46	79,85	67,24	78,98	55,63	61,49	72,22	75,47	67,28

ANEXO 14 – DADOS DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (mg O₂ L⁻¹) EM CADA REPETIÇÃO E TEMPO DE COLETA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE BOVINO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO SOB CHUVA SIMULADA

Intensidade	Dose	0 m³ ha ⁻¹			30 m³ ha ⁻¹			60 m³ ha ⁻¹			90 m³ ha ⁻¹			Média m³ ha ⁻¹			
	Tempo	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	R 1	R 2	R 3	0	30	60	90
60 mm h ⁻¹	15	92,39	453,01	272,70	1.160,62	794,55	174,71	783,86	796,37	1.251,10	1.229,50	2.179,71	2.272,65	272,70	709,96	943,78	1893,96
	30	69,57	63,26	66,41	155,66	206,66	143,37	134,77	384,64	302,92	327,09	676,94	386,69	66,41	168,56	274,11	463,57
	45	41,52	54,78	48,15	85,61	68,20	43,70	83,26	260,11	146,03	172,66	194,78	183,72	48,15	65,84	163,14	183,72
	60	37,61	37,61	37,61	95,12	60,87	28,26	64,78	73,59	82,39	74,63	185,15	60,01	37,61	61,42	73,59	106,60
85 mm h ⁻¹	75	39,57	36,96	38,26	70,73	57,83	16,30	56,52	107,12	67,38	62,20	127,60	94,90	94,90	48,29	77,01	94,90
	90	30,43	35,00	17,61	46,34	43,91	19,57	58,70	69,78	43,04	48,54	97,90	91,30	79,25	36,61	57,17	79,25
	105	45,65	48,26	2,17	43,90	43,48	19,35	39,13	23,48	45,00	31,46	72,39	71,74	58,53	35,58	35,87	58,53
	120	26,09	29,57	27,83	40,49	30,43	11,96	32,61	66,52	24,35	17,56	41,30	68,70	42,52	27,63	41,16	42,52