

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

POLUIÇÃO DIFUSA POR FÓSFORO DEVIDO A APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA
DA SUINOCULTURA SOB CONDIÇÃO DE CHUVA SIMULADA

JONATHAN DIETER

CASCADEL - Paraná - Brasil
Junho – 2009.

JONATHAN DIETER

**POLUIÇÃO DIFUSA POR FÓSFORO DEVIDO A APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA
DA SUINOCULTURA SOB CONDIÇÃO DE CHUVA SIMULADA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Profº Dr. Silvio César Sampaio.

CASCADEL - Paraná - Brasil

Novembro – 2009.

JONATHAN DIETER

**POLUIÇÃO DIFUSA POR FÓSFORO DEVIDO A APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA
DA SUINOCULTURA SOB CONDIÇÃO DE CHUVA SIMULADA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:

Orientador: Professor Dr. Silvio César Sampaio
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE - Cascavel

Professora Dra. Simone Damasceno Gomes
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE - Cascavel

Professor Dr. Elisandro Pires Frigo
União Dinâmica de Faculdades Cataratas – UDC- Foz do Iguaçu

Cascavel, novembro de 2009.

BIOGRAFIA

Data de nascimento: 16/09/1984

Naturalidade: Guaraciaba – SC

Graduação: Formado em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (2007), no período de graduação foi bolsista Iniciação Científica/CNPq (2004 -2007) recebendo o certificado de Destaque de Menção Honrosa no XVI Encontro Anual de Iniciação Científica (2006-2007).

Pós-graduação *strictu sensu*: Mestrado Engenharia Agrícola: área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – UNIOESTE orientado pelo professor doutor Silvio C. Samapio.

À minha mãe Anabel,
as minhas irmãs Maruana e Daiane
exemplos de vida e luta,
cujo amor e dedicação eleva-me a cada instante.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	vii
LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	viii
RESUMO	ix
ABSTRACT	x
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1 Suinocultura.....	3
2.2 Produção e caracterização dos dejetos líquidos de suínos	4
2.3 Aplicação da água residuária da suinocultura como fertilizante e alterações nas características do solo	6
2.3 Poluição difusa devido à aplicação de dejetos líquidos de suíno	8
2.4 Fósforo como poluente ambiental.	9
2.5 Poluição difusa por fósforo via escoamento superficial.....	10
2.6 Chuva simulada.....	12
3 MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1 Localização e Caracterização da Área Experimental.....	14
3.2 Instalação do Experimento	15
3.2.1 Construção e instalação das parcelas experimentais e calhas coletoras	15
3.2.2 Plantio e manejo da cultura de inverno	16
3.2.2 Descrição dos tratamentos.....	17
3.2.3 Aplicação da água residuária da suinocultura.....	17
3.2.3 Simulação da intensidade de precipitação	18
3.2.4 Coleta do material escoado.....	20
3.3 Análise do material escoado	20
3.4 Análise química do solo.....	21
3.5 Delineamento estatístico	21
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	22
4.1 Análise do fósforo do material escoado e do solo.....	23
6 REFERÊNCIAS	32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Maiores estados brasileiros produtores de suínos (mil cabeças).....	3
Tabela 2	Plantel de suínos em cada mesorregião do estado do Paraná em 2007.....	4
Tabela 3	Os dez municípios com maior plantel de suínos no estado do Paraná no ano de 2007.....	4
Tabela 4	Quantidade de dejetos produzidos com base no desenvolvimento ponderal dos suínos.	5
Tabela 5	Valores de densidade do solo, microporosidade, macroporosidade e porosidade do solo	14
Tabela 6	Caracterização química do solo da área experimental	15
Tabela 7	Descrição dos tratamentos em função dos fatores e seus níveis	17
Tabela 8	Caracterização química da ARS utilizada no experimento	18
Tabela 9	Massa seca da aveia preta em cada um dos tratamentos (Kg ha^{-1}).	22
Tabela 10	Valores médios do solo erodido (kg ha^{-1}) em função dos tratamentos de ARS e I_p	23
Tabela 11	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F para fósforo solúvel do escoamento superficial, fósforo disponível erodido e no solo	23
Tabela 12	Desdobramento da interação entre ARS x I_p para fósforo no solo (mg dm^{-3}).....	24
Tabela 13	Valores médios de fósforo disponível no solo erodido (mg dm^{-3}) em função dos tratamentos de ARS e I_p	25
Tabela 14	Desdobramento da interação entre ARS x I_p para fósforo solúvel (mg L^{-1}).	27

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Vista da área experimental (a) e identificação das partes parcela experimental, calha coletora e trincheira (b).	16
Figura 2	Vista da área das parcelas experimentais protegidas por mini-estufas para o controle hidrológico	19
Figura 3	Simulador de chuvas InfiAsper/UFMS.....	20
Figura 4	Volume de escoado para cada tratamento.....	22
Figura 5	Comportamento do fósforo solúvel durante o escoamento superficial para cada tratamento.....	29

RESUMO

POLUIÇÃO DIFUSA POR FÓSFORO DEVIDO A APLICAÇÃO DE APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA SOB CONDIÇÃO DE CHUVA SIMULADA

A região oeste do Paraná caracteriza-se como uma região úmida, onde as precipitações médias mensais ultrapassam 100 mm. Nessa região a suinocultura é uma atividade bastante intensa o que provoca preocupações ambientais e de saúde pública em decorrência do volume significativo de dejetos gerados. Na maior parte das propriedades é comum destinar os dejetos líquidos e sólidos ao solo no período entre-safra como forma de adubação e reúso de água na agricultura. Porém, esta prática associada ao clima úmido da região potencializa a poluição difusa de modo a impactar, principalmente as águas superficiais em função do processo de escoamento superficial, propiciando a eutrofização dos corpos d'água e à diminuição da camada fértil dos solos da região. Deste modo, faz-se necessário estudar as perdas de nutrientes na água de escoamento superficial e nos sedimentos carregados, considerando a aplicação de diferentes taxas de dejetos suínos no solo e também de diferentes intensidades de chuva com característica erosiva. Os resultados demonstraram que a concentração de fósforo disponível do solo como no solo erodido é dependente da dose de aplicação de água residuária da suinocultura e, que durante o escoamento superficial ocorre uma maior transferência de fósforo solúvel para o meio aquático no início do escoamento superficial.

Palavras-chave: efluente da suinocultura; escoamento superficial; qualidade de água.

ABSTRACT

DIFFUSE POLLUTION BY PHOSPHORUS APPLICATION DUE TO APPLICATION OF SWINE WASTEWATER CONDITION OF RAINFALL

The western region of Paraná is characterized as a wetland, where the average monthly rainfall exceeded 100 mm. In this region the pig is a very intense activity which causes environmental and public health due to the significant volume of waste generated. Most of the properties is common to allocate the liquid and solid wastes to the soil in the period between harvests as a fertilizer and water reuse in agriculture. However, this practice associated with the humid climate of the region enhances the diffuse pollution in order to impact, particularly surface water depending on the process of runoff, leading to eutrophication of water bodies and lower layer of fertile soil in the region. Thus, it is necessary to study the nutrient losses in runoff water and sediments carried by considering the application of different rates of pig manure in the soil and also with different intensities of rain with characteristic erosive. The results showed that the concentration of available soil phosphorus in the soil Erdöd is dependent on the application rate of swine wastewater and that during the flow is greater superficial transferecia soluble phosphorus to water early in the runoff.

Keywords: effluent from pig farming; runoff; water quality.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil a suinocultura é uma atividade difundida em todo o território, porém, concentrada na região sul, sendo responsável por cerca de 50% da produção nacional. No estado do Paraná a região Oeste é maior produtora, sendo responsável por 37% da produção estadual e 4,9 % da produção nacional. Tal concentração nesta região deve-se a forte política de integração promovida por várias agroindústrias locais.

Essa produção em larga escala, proporciona uma grande produção de dejetos, que costumemente são lançados ao solo como fertilizantes ou como forma de descarte, sendo, às vezes, a única fonte de nutrientes as culturas comerciais, amenizando os custos de produção, aumentando o lucro das pequenas propriedades rurais. Contudo, esse dejetos suíno é lançado ao solo sem qualquer planejamento sobre a quantidade de nutrientes já existentes no solo e as necessidades agrônômicas requeridas pelas culturas. As aplicações ocorrem em períodos restritos do ano em virtude do cultivo intenso do solo, aliado as pequenas áreas das propriedades suínícolas, tornando as aplicações recorrentes e em doses elevadas.

Dessa forma nos últimos anos a discussão da suinocultura implica também no debate dos impactos ambientais causados por ela, decorrentes das elevadas quantidades de nutrientes, como o fósforo, por exemplo, que aplicado via dejetos, excede a capacidade de exportação das culturas. Não somente o fósforo, mas também outros elementos presentes nos dejetos são acumulados no solo, como metais pesados, cuja aplicação sucessiva satura os sítios de absorção favorecendo sua transferência para o meio aquático via escoamento superficial ou percolação, refletindo sobre a degradação da qualidade da água e vida da população.

No Brasil as preocupações ambientais são recentes, valorizando-se os recursos naturais, principalmente a água. Tal preocupação adquiriu corpo após a ECO-92, onde a sustentabilidade surgiu como grande tema geral. Após discussões sobre sustentabilidade, o número de pesquisas sobre eutrofização de corpos de água começaram a proliferar. A grande preocupação com os elementos fósforo e nitrogênio, causadores do fenômeno aumentaram significativamente.

Tendo isto em vista, estudar na região Oeste do Paraná, diferentes taxas de aplicação de dejetos suínos no solo, visando verificar as mais condizentes com a reposição dos nutrientes retirados pelas plantas, sua contribuição para a conservação e fertilidade dos solos agrícolas e seu potencial poluidor considerando o tipo de solo, as características do dejetos e as condições climáticas da região assumem fundamental importância.

Dentro deste contexto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a poluição difusa, em termos de fósforo total, particulado e solúvel, decorrente da aplicação de água residuária da suinocultura em um Latossolo Vermelho Distroférrico no período entre safra, sob condição de chuva simulada.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Suinocultura

A carne suína é a mais produzida no mundo e o Brasil foi responsável em 2008, por 3,06 % da produção mundial, representando 3,01 milhões de toneladas. Essa produção coloca o Brasil como quarto maior produtor mundial, logo abaixo da China, União Européia e Estados Unidos. Um dos motivos para tal, é que a suinocultura brasileira é uma das mais desenvolvidas do mundo apresentando alto potencial genético. Neste cenário, a exportação de carne suína pelo Brasil atingiu 625 mil toneladas em 2008, tendo uma redução de 14,4 % sobre as exportações de 2007, visto as conseqüências da crise econômica mundial ocorrida no período (USDA, 2009).

É importante observar que o Brasil tem enorme potencial para aumentar sua participação na produção mundial de carne suína, tendo em vista que em 2008 apenas 20,7% da produção brasileira foi exportada. A contribuição da suinocultura à economia brasileira pode ter reflexo em todo o país porque é praticada com maior ou menor intensidade em todos os estados, embora cerca de 50% esteja concentrada na região Sul (Tabela 1). Nesta região existem cerca de 20 milhões de cabeças, sendo 25,3 % distribuídas no estado do Paraná, 32,6 % no Rio Grande do Sul e 42,2 % em Santa Catarina (ABIPECS, 2008).

Tabela 1 Maiores estados brasileiros produtores de suínos (mil cabeças).

ESTADO	Ano					
	2002	2004	2006	2008	2009*	2010*
Goiás	909	1.186	1.403	1.548	1.668	1.982
Minas gerais	3.746	2.624	4.037	4.521	4.611	4.652
Mato grosso do sul	826	853	867	886	892	892
Mato grosso	760	976	1.359	1.686	1.759	1.944
Paraná	5.400	4.587	5.009	5.049	5.064	5.219
Rio grande do sul	4.929	4.791	5.609	6.514	6.570	7.030
Santa catarina	7.744	7.071	8.421	8.422	8.915	8.944
São paulo	2.344	2.109	2.236	1.909	1.841	1.841
Outros	2.407	2.204	1.782	2.188	2.988	2.188
Total industrial	29.064	26.402	30.724	32.693	33.507	34.691
Total subsistência	8.596	6.576	5.816	5.045	4.702	4.702
Total geral	37.660	32.978	36.540	37.737	38.209	39.393

Fonte: Embrapa (2008); Abipecs (2008);

No Paraná, a atividade contava no mês de dezembro de 2007 com um plantel efetivo de 4,73 milhões de suínos, concentrados principalmente na mesoregião Oeste do

estado com 1,76 milhões de cabeças (Tabela 2) (IBGE, 2008a). Os municípios com maior produção de suínos no ano de 2007 podem ser verificados na Tabela 3, destacando-se no cenário nacional os municípios de Toledo, Marechal Cândido Rondon e Nova Santa Rosa, sendo o terceiro, décimo primeiro e décimo nono maiores produtores nacionais de suínos, respectivamente (IBGE, 2008a; IBGE 2008b).

Tabela 2 Plantel de suínos em cada mesorregião do estado do Paraná em 2007.

Mesorregião Geográfica	Plantel de suínos (mil cabeças)
Oeste Paranaense	1.761
Sudoeste Paranaense	664
Centro Oriental Paranaense	593
Centro-Sul Paranaense	400
Norte Central Paranaense	382
Sudeste Paranaense	344
Metropolitana de Curitiba	205
Norte Pioneiro Paranaense	145
Centro Ocidental Paranaense	128
Noroeste Paranaense	109

Fonte: Pesquisa Pecuária Municipal - IBGE (2008a).

Tabela 3 Os dez municípios com maior plantel de suínos no estado do Paraná no ano de 2007.

Municípios	Plantel de suínos (mil cabeças)
Toledo	413
Marechal Cândido Rondon	159
Nova Santa Rosa	132
Carambeí	122
Arapoti	103
Piraí do Sul	102
Guaraniaçu	89
Castro	82
Enéas Marques	64
Cascavel	60

Fonte: Pesquisa Pecuária Municipal - IBGE (2008a).

No Paraná a atividade é desenvolvida em 136 mil propriedades, das quais, 74% são de pequenos produtores, concentrados principalmente na região Oeste (IBGE, 2006), apresentando efeitos positivos significativos na renda por empregar representativa mão-de-obra familiar, fonte de estabilidade social no campo, gerando reflexos positivos no meio urbano, responsável por intensificar a demanda de insumos agropecuários, o crescimento e modernização dos setores de comercialização e agroindústrias (ROESLER e CESCNETO, 2004).

2.2 Produção e caracterização dos dejetos líquidos de suínos

No Brasil, até 1970, os dejetos de suínos não constituíam fator preocupante, pois a concentração de animais por unidade de área era pequena, não havendo preocupação com

cuidados com o meio ambiente, pois os solos das propriedades tinham capacidade para absorver os dejetos lançados com a finalidade de adubação orgânica. No entanto, a partir de 1980, verificou-se aumento considerável na produção de animais confinados e na concentração final de dejetos, potencializada pela crescente tendência da adoção destes sistemas, com o fortalecimento no processo de integração e parcerias (EPAGRI, 1997; PERDOMO *et al.*, 2003).

A água residuária da suinocultura pode apresentar grandes variações em seus componentes, dependendo do sistema de manejo adotado e, principalmente, da quantidade de água em sua composição (DIESEL *et al.*, 2002; GONÇALVES, 2002; PEREIRA, 2006). As diferenças encontradas na composição físico-química e no volume de dejetos provêm do desenvolvimento ponderal dos animais, manejo, tipo de bebedouro, sistema de higienização, frequência e volume de água utilizado, número e categoria dos animais, alimentação e tipo de estocagem (GONÇALVES, 2002; MATTIAS, 2006)

A quantidade total de dejetos líquidos produzido por um suíno em determinada fase do seu desenvolvimento é fundamental no planejamento das instalações de coleta e estocagem (SCHIMIT, 1995). Nesse sentido pode-se inferir que a quantidade total de dejetos produzida por um animal depende não só dos fatores descritos acima, mas também de seu desempenho nutricional, ganho de peso e eficiência na transformação dos nutrientes. Portanto, é difícil a caracterização dos dejetos de suínos uma vez que as diferentes formas sólida, líquida ou pastosa, podem variar consideravelmente, conforme o grau de diluição (FERNANDES e OLIVEIRA, 1995; OLIVEIRA, 1995; PENZ, 2000; PERDOMO *et al.*, 1999). Segundo Perdomo *et al.*, (1999) é apresentado na Tabela 4, as variações e a quantidade de dejetos produzidos de acordo com a fase de desenvolvimento dos animais.

Tabela 4 Quantidade de dejetos produzidos com base no desenvolvimento ponderal dos suínos.

Categoria	Esterco (kg dia ⁻¹)	Esterco e urina (kg dia ⁻¹)	Dejetos líquidos (L dia ⁻¹)
Suínos de 25 a 100 kg	2,30	4,90	7,00
Porcas em gestação	3,60	11,00	16,00
Porcas em lactação + leitões	6,40	18,00	27,00
Cachaços	3,00	6,00	9,00
Leitões na creche	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,80	8,60

Fonte: PERDOMO *et al.* (1999).

Os suínos não assimilam a totalidade dos nutrientes contidos nas rações. Em média são absorvidos de 30 a 55% do nitrogênio, 20 a 50 % do fósforo e 5 a 20% do potássio, sendo as taxas de excreção de 45 a 60% para o nitrogênio, 50 a 80% para o fósforo e 70 a 95% para o potássio (KORNEGAY e HARPER, 1997). Para melhor avaliar estes indicadores, LOVATTO *et al.*, (2005) desenvolveram um trabalho com modelagem da

ingestão, retenção e excreção de nitrogênio e fósforo na suinocultura gaúcha e constataram que o consumo total de nitrogênio é de aproximadamente 34 mil toneladas por ano, sendo que 24 mil toneladas são excretadas (70%). Os mesmos autores inferem que para o fósforo o consumo é de 8 mil toneladas por ano, sendo que 6 mil toneladas são excretadas (74%). Outros autores, como (BARNETT, 1994; DOURMAD *et al.*, 1999; LEYTEM *et al.*, 2004; KLEINMAN *et al.*, 2005), salientam que as formas de fósforo encontradas nas bioesterqueiras ou esterqueiras estão relacionadas com a dieta fornecida aos animais.

A quantidade de fósforo excretada pelos suínos é alta porque os cereais usados nas rações (milho e trigo) contém grandes quantidade de fósforo orgânico (80 a 90%) (MINGGANG *et al.*, 1997; TURNER *et al.*, 2002; LEI e PORRES, 2003; LEYTEM *et al.*, 2004). Esta baixa eficiência na utilização destes compostos deve-se as características morfo-fisiológicas destes animais, os quais por serem monogástricos não contêm no sistema gastrointestinal enzimas fitases para hidrolisar esses compostos. Devido a isso, apenas pequena parte do fósforo presente nos cereais é disponível para os animais, fazendo com que haja a necessidade de suplementos minerais contendo fósforo, o que favorece a ocorrência de altos teores deste elemento nos dejetos produzidos (SMITH *et al.*, 2004a).

O conteúdo de matéria seca das dietas tem influência direta na excreção de fósforo e, para demonstrar isso, BARNETT (1994) observou que o aumento de 0,4 para 1% de matéria seca na dieta fez com que os suínos aumentassem de 0,8 para 2,1g de fósforo animal⁻¹ dia⁻¹ excretado. As frações de fósforo (orgânico e inorgânico) no dejetos segundo esse trabalho podem variar de 10 a 80% do total. Em relação às formas de fósforo no dejetos, BARNETT (1994), obteve um dejetos de reprodutor com 272 g kg⁻¹ de matéria seca e quantidade total de fósforo de aproximadamente 29,1g kg⁻¹, sendo que destes 54,7% encontravam-se na forma inorgânica (Pi) e 45,3 % na forma de orgânica (Po).

Além do fósforo e nitrogênio, outros elementos estão contidos nos dejetos animais, como matéria orgânica, potássio (K), cálcio (Ca), sódio (Na), magnésio (Mg), manganês (Mn), ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), boro (B), cloro (Cl), molibdênio (Mo), níquel (Ni) e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (OLIVEIRA, 2006).

2.3 Aplicação da água residuária da suinocultura como fertilizante e alterações nas características do solo

Por existir elementos químicos prontamente ou que após o processo de mineralização estarão disponíveis, a água residuária da suinocultura é utilizada como fertilizante, pois estes elementos poderão ser absorvidos pelas plantas da mesma maneira

que os fertilizantes industrializados. Analisando o esterco líquido de suínos de diferentes modalidades de criação, SCHERER *et al.*, (1995), constataram que amostras provenientes de criações de ciclo completo (nascimento, recria e terminação) apresentavam uma concentração maior de nutrientes e destes, 2/3 do nitrogênio, 1/3 do fósforo e quase a totalidade do potássio encontravam-se na forma prontamente disponível às plantas.

A forma predominante de distribuição na lavoura é na forma líquida com utilização de trator e distribuidora, pois o manejo do resíduo na forma líquida, além de proporcionar uma maior uniformidade na distribuição, aumenta a eficiência de recuperação e manutenção dos elementos fertilizantes do esterco pelas plantas (FERNANDES e OLIVEIRA, 1995), minimizando os efeitos negativos do manejo na fase sólida com drenagem da fração líquida, em que o esterco perde parcialmente sua qualidade, uma vez que a maior parte do nitrogênio mineral excretado pelos animais está na urina (BASSO, 2003).

A aplicação de dejetos normalmente é realizada em culturas anuais, mas em determinadas épocas do ano essas áreas estão sendo ocupadas e muitos agricultores optam em aplicar os dejetos em pastagem natural (BERWANGER, 2006). SCHEFFER-BASSO *et al.*, (2008) avaliando a adubação do capim Tifton 85 com água residuária da suinocultura verificaram um incremento de massa seca ao final de 4 cortes de 112 % (15 m³), 235 % (30 m³) e 237 % (45 m³), em comparação à testemunha.

Para CERRETA *et al.* (2005 b), a eficiência da aplicação de água residuária da suinocultura à nutrição de plantas no sistema de rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro utilizando 0, 20, 40 e 80 m³ha⁻¹ aplicado antes da semeadura das culturas levou a aumentos percentuais na produtividade de grãos de milho iguais a 193, 317 e 439% no primeiro ano, respectivamente.

Com relação às propriedades físicas do solo, ocorre uma divergência entre os autores. CAMPELO (1999) verificou que a aplicação de água residuária da suinocultura com diferentes concentrações de sólidos totais (0; 0,3; 4,9; 16,3 e 27,7g L⁻¹) em solo Podzólico Vermelho-amarelo provoca o selamento superficial quando a aplicação for de grandes taxas e concentração de sólidos totais superior a 15 g.L⁻¹. Em área de pastagem e com simulação da chuva (50 mm.h⁻¹), Edwards e Daniel (1993) verificaram que houve escoamento superficial três vezes superior nas parcelas submetidas a aplicação de dejetos líquidos de suínos quando comparado ao solo submetido a aplicação de esterco de aves e na testemunha. Para os autores, isso pode ser atribuído à adição de água via dejetos e ao selamento da superfície do solo pelas finas partículas contidas no dejetos líquido de suíno.

Por outro lado, aspectos positivos da utilização de dejetos de suínos são relatados quanto à diminuição nas perdas de sedimento (BUNDY *et al.*, 2001; ANDRASKI *et al.*, 2003; GESSEL *et al.*, 2004). No experimento desenvolvido por BUNDY *et al.*, (2001), houve uma redução de 60% no volume escoado e 76% no sedimento. Em três anos de estudos em

Minnesota, em solo com 12% de declividade e com a aplicação de quatro doses de água residuária da suinocultura (0, 18,5; 37 e 74m³ ha⁻¹.ano⁻¹) constataram redução significativa na perda de água durante o período de verão na maior dose de dejetos aplicada (GESSEL *et al.*, 2004)

Algumas modificações na biologia do solo também podem ocorrer em virtude do uso de efluentes da suinocultura, principalmente pela redução do potencial osmótico do solo ocasionado pelos elevados teores de sais, acúmulo de metais pesados, bem como pela alteração da temperatura do solo e aumento no aporte de matéria orgânica. Dentro desta perspectiva, Tessaro (2009) avaliou o efeito da aplicação de doses crescentes de água residuária da suinocultura submetida à tratamento secundário (0, 100, 200 e 300 m³ha⁻¹) em um Latossolo Vermelho distroférico típico com textura muito argilosa. Os resultados obtidos demonstraram que a maioria dos grupos edáficos encontrados foram prejudicados pela adição de doses elevadas, respondendo positivamente a dose de 200 m³ha⁻¹, pelo aporte de matéria orgânica e melhoria da cobertura do solo, contudo, sem exceder sua capacidade de tolerância a elementos considerados tóxicos, como os metais pesados e sais.

2.3 Poluição difusa devido à aplicação de dejetos líquidos de suíno

A suinocultura é reconhecidamente uma atividade de grande potencial poluidor, por produzir grandes quantidades de resíduos com altas cargas de nutrientes (fósforo e nitrogênio), matéria orgânica, sedimentos, patógenos, metais pesados (cobre e zinco utilizados nas rações como promotores de crescimento, por exemplo), hormônios e antibióticos (USDA; USEPA, 1999).

O manejo inadequado dos resíduos da suinocultura (extravasamento de esterqueiras, aplicação excessiva no solo, para citar alguns) pode ocasionar a contaminação de rios (como a eutrofização), de lençóis subterrâneos (aumento da concentração do íon nitrato é um exemplo), do solo (patógenos e excesso de nutrientes, dentre outros) e do ar (emissões gasosas) (KUNTZ *et al.*, 2005).

O dejetos líquidos de suíno, quando aplicado ao solo corresponde a uma forma de reúso, e um método de ciclar e disponibilizar os nutrientes às plantas, recuperando parte da matéria orgânica, minimizando aspectos negativos que esses resíduos promovem no ambiente (CERRETA *et al.*, 2005b). Embora esses dejetos possam ser fontes de nutrientes (EVANS *et al.*, 1977; SCHERER *et al.*, 1996; CERRETA *et al.*, 2005a), eles podem ser considerados fertilizantes não balanceados, devido às diferenças entre as necessidades das plantas (quantitativa e temporalmente) e a oferta dos nutrientes pelo solo, ar e água

(KIRCHMANN, 1994; HOUNTIN *et al.*, 2000; CERETTA *et al.*, 2003; BERWANGER *et al.*, 2008). Mesmo que esse não-balanceamento do dejetos possa ser minimizado com o uso de fertilizantes químico ou com a rotação de culturas, há excesso daqueles cuja disponibilidade via solo já é suficiente para alta produtividade (BERWANGER *et al.*, 2008), e dessa forma causar a poluição difusa. Numa visão mais realista, os dejetos podem ser considerados um problema ambiental (PEREIRA e SILVA, 2007; BERWANGER *et al.*, 2008).

A disposição de dejetos líquido de suínos sucessivamente ao longo dos anos nas mesmas áreas, somadas a relevos acidentados, ou mesmo pela ocorrência de precipitações em solos com pouca cobertura e baixa permeabilidade, pode provocar escoamento superficial capaz de causar a contaminação de águas subsuperficiais e rios com nitrato e fósforo (BASSO, 2003; CERETTA *et al.*, 2005b; BASSO *et al.*, 2005; BERWANGER, 2006; DAL BOSCO, 2007).

Nesse sentido BARROS *et al.*, 2005 explicam que aplicações contínuas podem ocasionar desequilíbrios nutricionais no solo e a gravidade do problema dependerá do tempo de aplicação, da composição e da quantidade de dejetos aplicado, além do tipo de solo e da capacidade de extração das plantas. Estudos desenvolvidos por CERETTA *et al.*, (2005a) demonstraram que as perdas de nutrientes via escoamento superficial, especificamente nitrogênio e fósforo em solo submetido ao plantio direto, aumentaram a medida que houve incremento das doses aplicadas.

2.4 Fósforo como poluente ambiental.

Fósforo e nitrogênio estão envolvidos diretamente no processo de eutrofização, sendo o fósforo considerado limitante na maioria dos ambientes aquáticos, pois o nitrogênio pode ser fixado simbioticamente por algas a partir do N₂ atmosférico (CORRELL, 1998; DANIEL *et al.*, 1998). Com a eutrofização ocorre a quebra do equilíbrio ecológico, pois há maior produção de matéria orgânica do que o sistema é capaz de decompor. As principais alterações decorrentes dizem respeito às condições físico-químicas do meio (aumento da concentração de nutrientes, alterações significativas no pH em curto período de tempo, aumento da concentração de gases, como metano e gás sulfídrico) e biológicas (alterações na diversidade e na densidade dos organismos), que acarretam a não potabilidade da água e também comprometem sua qualidade para outros usos.

O motivo pelo qual grande parte do fósforo proveniente da aplicação de dejetos animais ser transportado para o meio aquático é o fato de as dosagens de dejetos

normalmente serem feitas baseadas somente no teor de nitrogênio (POTE *et al.*, 1999), visto que teor de nitrogênio e fósforo dos dejetos pode ser de 2:1 a 6:1, enquanto que o consumo das culturas é de 7:1 a 11:1, sendo esse desbalanço mais afetado quando ocorrem perdas de nitrogênio por volatilização (SHARPLEY e HALVORSON, 1994; SHARPLEY *et al.* 1996).

Entretanto, como a demanda de nitrogênio se repete após cada cultivo, ao contrário do fósforo, essa continua aplicação de dejetos na mesma área geralmente eleva os teores de fósforo no solo (KING *et al.*, 1990; SHARPLEY e HALVORSON, 1994; CERETTA *et al.*, 2003) a ponto de ultrapassar os limites toleráveis pelo ambiente (SHARPLEY e HALVORSON, 1994; DANIEL *et al.*, 1998; McDOWELL *et al.*, 2001). Além disso, um incremento nas concentrações de fósforo pode reduzir a capacidade de absorção do solo (REDDY *et al.*, 1980), podendo elevar o potencial de perda de fósforo pelo fluxo lateral e vertical de água no solo (McLEOD e HEGG, 1984). No Brasil a legislação do CONAMA (2005), estabelece que o nível crítico de fósforo total na água é de 0,020 – 0,025; 0,030 – 0,050 e 0,050 – 0,075 mg L⁻¹ nas classes 1, 2 e 3 respectivamente.

Em estudo desenvolvido por SHIGAKI *et al.*, (2006) sobre produção animal (suínos e aves), e o manejo de fósforo e qualidade da água no Brasil, o autor verificou que a produção de fósforo na região sul é de 1,55 milhões de toneladas no ano de 2003, a qual representa apenas de 18 % da área do país, sendo que a produção de fósforo via dejetos dos animais foi 2,6 vezes (1,08 milhões de toneladas) maior do que a aplicada por meio de fertilizante (0,42 milhões de toneladas). Diante do fato que a quantidade utilizada por fertilizantes representa o necessário para atender as exigências nutricionais das plantas, levando inclusive em consideração o fósforo adsorvido pelo solo, se o esterco de suíno e frango fosse considerado no sentido de substituir os fertilizantes aplicados, haveria uma sobra anual de 0,66 milhões de toneladas apenas na região sul.

2.5 Poluição difusa por fósforo via escoamento superficial

O acúmulo de fósforo na camada superficial do solo é um dos principais motivos de transferência via escoamento superficial (DURIGON *et al.*, 2002; CERETTA *et al.*, 2003; CERETTA *et al.*, 2005a). O transporte de fósforo acumulado na superfície tem início com a degradação e dissolução das partículas do solo e dos resíduos vegetais pela ação da água da chuva, a qual interage com uma fina camada da superfície do solo, antes de iniciar o escoamento superficial (SHARPLEY, 1985).

A transferência do fósforo do sistema terrestre para o ambiente aquático via escoamento superficial pode ocorrer em duas formas: via fósforo solúvel (PS) e via fósforo particulado (PP) (SHARPLEY e HALVORSON, 1994; SHARPLEY *et al.*, 1995). A metodologia usada para a separação das duas formas de fósforo é a filtração das amostras em membranas com diâmetro de poro inferior a $0,45\mu\text{m}$ (SHARPLEY e HALVORSON, 1994).

As perdas de nutrientes por erosão hídrica são influenciadas pela sua concentração na água e nos sedimentos, pela perda total de água e de sedimentos por erosão (SCHICK *et al.*, 2000; GUADAGNIN, 2003; BERTOL *et al.*, 2003). A concentração de nutrientes na água e nos sedimentos, por outro lado, varia com sua concentração no solo (DANIEL *et al.*, 1994), a qual é influenciada pelas adubações e pela cobertura e manejo do solo (SEGANFREDO *et al.*, 1997; SCHICK *et al.*, 2000; MELLO, 2002).

Estudos mostram que a concentração de fósforo ligado aos colóides é maior no sistema convencional, sendo o plantio direto eficiente na redução dessas perdas (McDOWELL e MCGREGOR 1984; SETA *et al.*, 1993; BERTOL *et al.*, 2003; LEITE *et al.*, 2004; BERTOL *et al.*, 2004). Porém, para Seta *et al.*, (1993); YLI-HALLA *et al.*, (1995); HEATHWAITE *et al.*, (2000), as medidas de conservação que reduzem a erosão do solo, não necessariamente reduzem a eutroficação, pois as transferências de fósforo solúvel continuam altas.

Trabalho comparando sistemas de preparos (plantio direto, cultivo mínimo e convencional), utilizando aplicação de dejetos de gado leiteiro (90 Mg ha^{-1} durante três anos) constaram que a concentração total de fósforo não foi aumentada significativamente, porém, as concentrações de fósforo solúvel e fósforo biodisponível aumentaram significativamente (ANDRASKI *et al.*, 2003). No mesmo sentido que Seta *et al.*, (1993), Andraski *et al.*, (2003) demonstram que a concentração de fósforo é aumentada, mas a quantidade de fósforo transferida é menor no sistema de plantio direto e com o uso dos dejetos. O uso de práticas conservacionistas associadas com a aplicação de dejetos de suínos diminui a transferência de fósforo ligado às partículas de solo, porém aumenta o fósforo solúvel (McDOWELL e MCGREGOR, 1984; SHARPLEY e HALVORSON, 1994; SHARPLEY *et al.* 1995; BUNDY *et al.* 2001; ANDRASKI *et al.* 2003).

O intervalo de tempo entre a aplicação do adubo no solo e a incidência das chuvas, bem como a sequência de chuvas exercem influência nos resultados de perdas de nutrientes (SHARPLEY *et al.*, 1994; SHARPLEY *et al.*, 2001; PIERSON *et al.*, 2001, CERRETA 2005a); Segundo os autores os resultados podem ser explicados pelo maior tempo de reação do fósforo adicionado, com o solo e a diluição de parte do P aplicado na água da chuva que infiltra e portanto não causa escoamento superficial.

2.6 Chuva simulada

Segundo Alves Sobrinho, Ferreira e Pruski (2002) em estudos hidrológicos verificou-se que “...nos países tropicais, a chuva é o tipo de precipitação mais importante, devido à sua capacidade em produzir erosão do solo conseqüente ao impacto das gotas no solo e ao escoamento superficial”. A escolha de um sistema adequado de manejo de solo e água está diretamente relacionada à chuva e aos processos de infiltração, escoamento superficial da água e erosão do solo (DAL BOSCO, 2007).

Pinto, Holtz e Martins (1976) explicaram que os equipamentos utilizados para determinação da velocidade de infiltração de água no solo, são denominados infiltrômetros e podem ser: infiltrômetros com aplicação de água por inundação, também conhecidos por infiltrômetros de anéis, ou infiltrômetros com aplicação de água por aspersão, os chamados simuladores de chuva.

De acordo com Brandão *et al.* (2006) o simulador de chuva é um equipamento no qual a água é aplicada por aspersão com uma intensidade de aplicação superior à capacidade de infiltração do solo, exceto para um curto intervalo de tempo, logo após o início da precipitação. Os autores explicaram que a área de aplicação de água é delimitada por placas metálicas, de modo que a taxa de infiltração pode ser obtida pela diferença entre o total aplicado e o escoamento superficial ocasionado.

Souza (2004) e Montebeller, Carvalho e Alves Sobrinho (2001) complementaram dizendo que os simuladores de chuva já vêm sendo utilizados em estudos de manejo de solos há bastante tempo, pois permitem simular as condições típicas da chuva natural, como intensidade, duração, frequência da precipitação, velocidade de impacto e distribuição do tamanho e direção das gotas da chuva.

Alves Sobrinho (1997) afirmou que os simuladores têm sido usados para determinar características de infiltração, escoamento superficial e produção de sedimentos. Nascimento (2005) assegurou que o uso de simuladores de chuva tem aumentado para estudos de infiltração de água e escoamento superficial, uma vez que através dele se tem a possibilidade de impactar o solo com energia cinética muito semelhante àquela da chuva natural, sendo para isso, utilizadas parcelas que variam de 0,3 a 38,5 m².

Brandão *et al.* (2006) apresentaram as principais características que devem ser atendidas pelos simuladores de chuva, com base no estudo de Meyer (1994), por eles citado:

- distribuição do tamanho de gotas similar à das chuvas naturais, que em média apresentam diâmetros variando entre 1 e 3 mm;

- velocidade de impacto das gotas próxima à das chuvas naturais, que em média apresentam valores que variam de 6 a 7 m s⁻¹ para gotas com aproximadamente 2 mm de diâmetro;
- energia cinética das precipitações simuladas próxima a das precipitações naturais (a relação entre a energia cinética da precipitação simulada e aquela da chuva natural deve ser superior a 75 %);
- intensidade de precipitação na faixa de interesse de estudos hidrológicos, geralmente compreendidas entre 12 e 120 mm h⁻¹;
- área de aplicação da chuva de tamanho suficiente para representar os tratamentos e condições a serem avaliadas;
- intensidade de precipitação e características das gotas uniformes na área de aplicação da chuva simulada;
- gotas da chuva simulada devem atingir a parcela em estudo de forma contínua;
- o ângulo de impacto da maior parte das gotas não deve diferir expressivamente da direção vertical;
- possibilidade de repetição da aplicação de uma mesma chuva simulada;
- manutenção satisfatória das características da chuva quando usado em condições comuns de campo, tais como altas temperaturas e ventos moderados; e
- portabilidade para movimentação de uma área de pesquisa para outra.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e caracterização da área experimental

O experimento foi conduzido no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel - PR, com localização geográfica a 24° 48' de latitude Sul e 53° 26' de longitude Oeste e altitude de 760 metros.

O clima é do tipo subtropical úmido (Cfa), com precipitação média anual de 1800 mm, verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo, sem estação seca definida. O município apresenta temperatura média de 20° C e a umidade relativa do ar média é de 75% (IAPAR, 1998).

Segundo a Embrapa (2006), o solo da área é classificado como um Latossolo Vermelho Distroférrico Típico com textura muito argilosa, apresentando uma curva granulométrica bem graduada, ou seja, larga faixa de tamanhos de grãos, com predominância de partículas finas, com as frações: 60% de argila, 19% de silte e 21% de areia.

A gleba utilizada para a implantação do experimento vinha sendo utilizada para a produção de grãos sob o manejo de plantio direto, na qual foram determinadas a densidade, macroporosidade, microporosidade e porosidade total do solo (Tabela 5) na camada de 0-10 cm antes da instalação do experimento segundo o método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997).

A caracterização química do solo foi realizada previamente a instalação do experimento na camada de 0 a 10 cm segundo as metodologias descritas por Raji *et al.*, (2001), Tedesco *et al.*, (1995).e EMBRAPA, (1997), sendo os resultados apresentados na Tabela 6.

As amostras de solo tanto para a caracterização física quanto química foram coletas na curva de nível em cinco pontos distintos com distância entre si de 7 metros.

Tabela 5 Valores de densidade do solo, microporosidade, macroporsidade e porosidade do solo

Amostras	Densidade g.cm ³	Microporosidade (%)	Macroporosidade (%)	Porosidade total (%)
Amostra 1	1,17	10,63	36,27	46,90
Amostra 2	1,20	10,39	36,89	47,28
Amostra 3	1,20	8,99	37,37	46,36
Amostra 4	1,19	7,87	41,53	49,95
Amostra 5	1,17	6,56	38,39	44,95
Media	1,19	8,89	38,05	46,94
CV (%)	7,46	19,28	5,44	5,54

Tabela 6 Caracterização química do solo da área experimental

Amostra	Parâmetros											
	M.O.	N total	NH ₄	NO ₃	N irrog	P	K	Ca	Mg	Na	Al	H
	g.dm ⁻³	mg.dm ⁻³			mmolc.dm ⁻³							
Amostra 1	37	17,5	1,26	0,42	1,68	29	2,9	29	22	0,003	1	42,1
Amostra 2	34	11,2	0	0,42	0,42	37	1,9	69	24	0,001	1	26,7
Amostra 3	38	9,8	0	0,98	0,98	45	4,3	49	23	0,001	1	35,4
Amostra 4	39	15,8	0	0,77	0,77	49	1,3	30	21	0,002	1	33,2
Amostra 5	34	15,8	0,56	1,19	1,75	32	2,8	22	16	0,003	2	58,8
Média	37	13,58	0,32	0,65	0,96	38,4	2,6	44	22,5	0,002	1	34,35
CV (%)	6,32	23,71	151,2	45,07	51,72	22,06	43,45	48,11	24,6	50,00	32,2	31,29

Amostra	H + Al	m%	SB	CTC	V%	Cu	Fe	Mn	Zn	CE	pH	
	mmolc.dm ⁻³		%		mg.dm ⁻³						dS m ⁻¹	CaCl ₂
Amostra 1	43,4	2,27	53,89	97,27	55,41	4,4	13	23	1,2	2,4	5,5	
Amostra 2	27,3	0,65	94,9	122,22	77,65	4,4	13	17	0,8	2,4	6,1	
Amostra 3	36,7	1,6	76,76	113,42	67,67	5,5	18	24	0,7	2,5	5,6	
Amostra 4	34,4	2,34	52,26	86,69	60,29	4,4	15	19	0,6	2,4	5,6	
Amostra 5	60,7	4,4	40,78	101,49	40,18	6,6	24	32	0,9	2,6	4,9	
Média	40,5	2,25	63,71	104,21	60,24	5,1	16,6	23	0,84	2,5	5,5	
CV (%)	37,28	61,26	34,17	13,32	23,24	19,4	27,80	25,16	27,40	3,63	7,72	

3.2 Instalação do experimento

3.2.1 Construção e instalação das parcelas experimentais e calhas coletoras

As parcelas experimentais foram projetadas e construídas em chapas de aço galvanizado com área útil da parcela experimental igual a 0,70 m². As calhas coletoras de escoamento superficial foram projetadas para serem acopladas a parcela experimental e receber somente o escoamento superficial gerado pela precipitação simulada sob cada parcela experimental e, conduzi-lo até o recipiente de coletor. A calha coletora também foi projetada com abertura superior para facilitar a retirada do solo erodido. Foram construídos dezoito conjuntos de parcelas experimentais e calhas coletoras. Na Figura 1 (a) e (b) é apresentada a área experimental com o conjunto de parcelas e seus componentes, bem como da calha coletora.

A instalação em campo das 18 parcelas experimentais/calhas coletoras ocorreu no período de agosto a outubro de 2007. Cada parcela experimental foi cravada no solo com auxílio de um gabrito contruído em madeira o qual recebia a aplicação da força necessária para penetração da parcela experimental ao solo. Durante esse processo tomava-se o cuidado de provocar a menor mobilização do solo possível.

Após a parcela experimental estar cravada no solo, a calha coletora de escoamento superficial foi acoplada na extremidade a favor do desnível. Em seguida procedeu-se a abertura de uma vala com declive para acomodação da mangueira coletora que leva o

escoamento superficial até o local de coleta. Para melhor deslocamento do escoamento superficial dentro da mangueira coletora e melhores condições de coleta do escoado abriu-se uma trincheira com as dimensões de 0,6x0,6x0,6 m.



Figura 1 Vista da área experimental (a) e identificação das partes parcela experimental, calha coletora e trincheira (b).

A parte seguinte na instalação da parcela experimental foi o nivelamento do solo dentro da parcela experimental na inclinação de 14%. Para esse nivelamento utilizou-se de um gabarito construído em madeira dotado com um nível de bancada.

3.2.2 Plantio e manejo da cultura de inverno

Com o objetivo de manter o solo coberto no período de inverno, no dia 1 de junho de 2008 foi semeada aveia preta na densidade de 100 kg ha^{-1} em todas as parcelas experimentais. A semeadura foi manual na forma de linha com espaçamento de 20 cm entre linhas como demonstrado na Figura 1(b). Visando eliminar o efeito de bordadura foi semeada em toda a área da gleba a aveia preta na mesma densidade.

A aveia não foi submetida a tratos culturais durante seu ciclo, sendo que após seu ciclo vegetativo, a aveia de dentro da parcela foi manejada manualmente, dispondo toda a produção de massa seca sobre a parcela. Fora da parcela experimental o manejo foi realizado com roçadeira costal.

3.2.2 Descrição dos tratamentos

Os tratamentos empregados no experimento foram assim compostos: água residuária da suinocultura (ARS) em três níveis (0, 100 e 200 m³.ha⁻¹) e intensidade de precipitação simulada em dois níveis (40 e 80 mm h⁻¹), compondo, portanto, 6 tratamentos com três repetições cada, totalizando 18 parcelas experimentais.

A intensidade de precipitação de 60 mm.h⁻¹ é tida como capaz de provocar erosão do solo e foi também utilizada nos estudos de perda de solo e água de SILVA *et al.* (2005a), SILVA *et al.* (2005b) e PANACHUKI *et al.* (2006). Nesse sentido optou-se em trabalhar com uma intensidade inferior (40 mm h⁻¹) e outra superior (80 mm h⁻¹). Na Tabela 7 apresenta-se o resumo dos tratamentos.

Tabela 7 Descrição dos tratamentos em função dos fatores e seus níveis

TRATAMENTO	ARS	Chuva simulada
	m ³ ha ⁻¹	mm h ⁻¹
T1	0	40
T2	100	40
T3	200	40
T4	0	80
T5	100	80
T6	200	80

3.2.3 Aplicação da água residuária da suinocultura

Após o manejo da aveia preta foi realizada a aplicação da água residuária da suinocultura. Em etapa única, sete dias antes da simulação das intensidades de precipitação. Devido ao tempo demandado na simulação das intensidades de precipitação, a aplicação de ARS era realizada em duas parcelas por dia, totalizando nove dias de aplicação de ARS, sendo a aplicação do dejetos iniciada no dia 06 de novembro de 2008.

A ARS utilizada foi proveniente de uma granja de terminação de suínos, e sua forma de armazenamento/estabilização era em esterqueira. Devido ao experimento em seu todo estar avaliando também a questão microbiológica, a ARS foi coletada diariamente para aplicação e, uma alíquota de 200 mL era retirada para sua caracterização química, a qual foi realizada de acordo com a metodologia de APHA, AWWA e WEF (1998), cujos resultados são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 Caracterização química da ARS utilizada no experimento

Parâmetro	Unidade	Resultado
pH		7,95
C Elétrica	dS m ⁻¹	4,52
N total	mg L ⁻¹	631,4
N inorgânico	mg L ⁻¹	436,03
N orgânico	mg L ⁻¹	195,37
Nitrato + Nitrito	mg L ⁻¹	2,03
Amônio	mg L ⁻¹	434
Fósforo	mg L ⁻¹	171
Potássio	mg L ⁻¹	1,82
Cálcio	mg L ⁻¹	1,02
Magnésio	mg L ⁻¹	0,43
Enxofre	mg L ⁻¹	11,54
Sódio	mg L ⁻¹	111
Boro	mg L ⁻¹	0,24
Cobre	mg L ⁻¹	0,42
Manganês	mg L ⁻¹	0,54
Zinco	mg L ⁻¹	4,26
Ferro	mg L ⁻¹	1,06
Sólidos totais	mg L ⁻¹	15689
Sólidos totais Fixos	mg L ⁻¹	7902
Sólidos totais Volatíes	mg L ⁻¹	5215

Visando uma melhor uniformidade de distribuição da ARS ao solo a forma de aplicação foi manual com auxílio de regador. Durante a aplicação da ARS ao solo tomava-se o cuidado de não provocar escoamento superficial e que toda a ARS aplicada infiltrasse no solo. As quantidades aplicadas nas parcelas experimentais foram na proporção de 7 L e 14 L para as doses de 100 e 200 m³ ha⁻¹, respectivamente.

3.2.3 Simulação da intensidade de precipitação

Após aplicação da água residuária da suinocultura (ARS) até a simulação da intensidade de precipitação (chuva simulada) as parcelas ficaram protegidas por mini estufas construídas com plástico transparente, com objetivo exclusivo do controle hidrológico da área (Figura 2).

A intensidade de precipitação foi realizada uma única vez sete dias após a aplicação da ARS, sendo simulada a precipitação em duas parcelas experimentais por dia, totalizando 9 dias de simulação.

A precipitação foi aplicada mediante um simulador de chuvas InfiAsper/UFMS (Figura 3) desenvolvido por Alves Sobrinho (1997) e aperfeiçoado por Nascimento (2005) operando a pressão de 32,7 kPa.



Figura 2 Vista da área das parcelas experimentais protegidas por mini-estufas para o controle hidrológico

Antes de iniciar a aplicação da chuva simulada, foi feita a calibração do equipamento para garantir que a intensidade de precipitação ficasse próxima de 40 e 80 mm h⁻¹. A calibração do equipamento antes de cada simulação consistiu de cinco testes com duração de cinco minutos cada, em que o volume precipitado foi coletado em uma bandeja metálica de tamanho equivalente à calha da parcela experimental. Assim foi possível identificar a intensidade de precipitação aplicada pelo simulador. Durante a calibração também procedeu-se a avaliação da uniformidade de distribuição do simulador, usando 75 coletores, procedendo-se o cálculo do Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC).

A simulação da intensidade de precipitação foi realizada até atingir a velocidade de infiltração básica do solo (VIB), ou seja, até atingir escoamento constante. A metodologia utilizada para determinar o momento de cessar foi de Panachuki *et. al.*, (2006).

A água utilizada na simulação da intensidade de precipitação foi proveniente de poço artesiano existente no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola, onde a água foi bombeada do reservatório até o simulador com auxílio de bomba hidráulica.



Figura 3 Simulador de chuvas InfiAsper/UFMS.

3.2.4 Coleta do material escoado

Antes da simulação as calhas coletoras e mangueiras foram lavadas com água potável proveniente de poço artesiano e em seguida lavadas novamente com água destilada.

A partir do início da simulação cronometrou-se o tempo de simulação, anotando-se o tempo de início de escoamento e o instante de coleta de cada amostra do escoado. As amostras do escoado foram coletadas em intervalos de volume de 200 mL em recipientes plásticos, os quais foram etiquetados e resfriados ainda em campo. Ao final da simulação foi quantificado o tempo total de simulação e o volume total escoado.

A coleta do solo erodido presente na calha foi realizada recolhendo-se o mesmo com auxílio de espátula. O restante de solo presente na calha coletora era removido com auxílio de água sendo o mesmo jogado para dentro da mangueira coletora e coletado em recipiente. O recipiente contendo solo+água era levado à estufa (60 °C) para evaporação da água.

3.3 Análise do material escoado

O escoamento superficial foi filtrado em membranas com poros de 45 μm . O solo retido na membrana foi adicionado ao solo proveniente da lavagem da calha coletora. As amostras de água em seguida foram congeladas.

Para verificar a transferência do fósforo solúvel durante o escoamento superficial, cinco amostras de 200 mL do escoado por parcela foram escolhidas para sua determinação e geração da curva do comportamento de arraste de fósforo solúvel durante o escoamento superficial. As análises do fósforo solúvel foram realizadas pelo Laboratório de Análises Agrícolas e Ambientais Ltda – AGRILAB de Botucatu, segundo APHA, AWWA e WEF (1998). O fósforo disponível no solo erodido foi determinado em cada parcela experimental pelo Mehlich-1 no Laboratório de Análises Agrícolas e Ambientais Ltda – AGRILAB de Botucatu, segundo Raij *et al.*, (2001).

3.4 Análise química do solo

As amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0 a 5 cm, para determinação do fósforo disponível pelo método de Mehlich-1 segundo Raij *et al* (2001), pelo Laboratório de Análises Agrícolas e Ambientais Ltda – AGRILAB de Botucatu.

3.5 Delineamento estatístico

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados em esquema fatorial 2x3, ou seja, dois níveis de intensidade de (40 e 80 mm.h⁻¹) e três doses de água residuária da suinocultura (0, 100 e 200 m³.ha⁻¹), totalizando seis tratamentos com três repetições cada. Para a análise dos dados, foi realizada uma análise descritiva dos dados, com verificação da normalidade dos erros e, os resultados submetidos à análise de variância com comparação de médias pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de significância, utilizando-se o *software* livre SISVAR, versão 4.2 (FERREIRA, 2003).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 4 são apresentados os volumes escoados para os seis tratamentos em virtude da simulação da intensidade de precipitação sete dias após a aplicação da ARS. Os volumes escoados representam 1,10 ;1,67; 1,43; 2,56; 2,42 e 3,75% da quantidade de água aplicada via simulação da intensidade de precipitação respectivamente para T1, T2, T3, T4, T5 e T6, respectivamente.

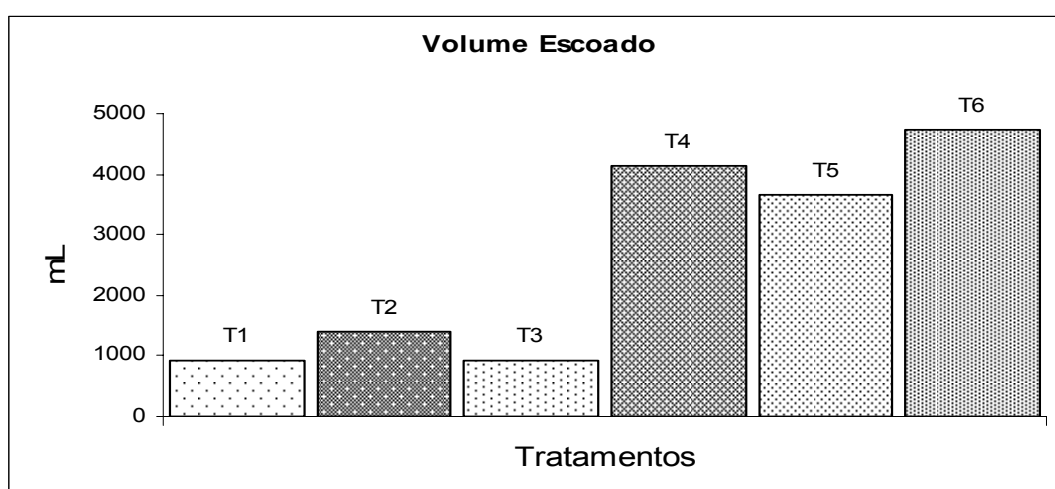


Figura 4 Volume de escoado para cada tratamento.

Na Tabela 9 são apresentados os valores de massa seca da aveia preta para cada tratamento, observando-se que não houve diferença estatística entre eles. Isto demonstra que os resultados obtidos de volume de escoado não sofreram influência da massa seca.

Tabela 9 Massa seca da aveia preta em cada um dos tratamentos (Kg ha^{-1}).

Tratamento	Massa seca (kg ha^{-1})*
T1	177,66
T2	167,60
T3	189,33
T4	191,66
T5	158,50
T6	197,33

*Os tratamentos não diferem entre si de acordo com o Teste de Scott-Knott ao nível de 5 % de significância.

Na tabela 10 são apresentados os valores de solo erodido em Kg ha^{-1} em função dos tratamentos com ARS e Ip. Verifica-se que não houve diferenças estatísticas ao nível de 5% para a interação entre os tratamentos, nem quanto a ARS. Contudo, observa-se que o fator Ip exerceu efeitos significativos sobre a quantidade de solo erodido. Obteve-se um coeficiente de variação de 11,91% que é classificado como médio e indicou homogeneidade

média dos dados, uma vez que se apresentou no intervalo de 10 a 20 % (PIMENTEL GOMES, 2000).

Nota-se para a ARS que a maior perda de solo ocorreu na taxa de aplicação de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, porém a mesma foi igual estatisticamente às demais taxas de aplicação de ARS. Para Ip a maior perda de solo ocorreu com a simulação da intensidade de precipitação de 80 mm h^{-1} que foi estatisticamente diferente pelo Teste de Tukey ao nível de 5% de significância do menor valor que foi encontrado na Ip 40 mm h^{-1} .

Tabela 10 Valores médios do solo erodido (kg ha^{-1}) em função dos tratamentos de ARS e Ip.

Parâmetros	Tratamentos				
	ARS			Ip	
	0	100	200	40	80
Solo erodido	188,00 a	247,16 a	194,33 a	106,33a	313,66b

Letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Scott-Knott ao nível de 5 % de significância. ARS = água residuária de suinocultura; Ip = Intensidade de precipitação simulada.

4.1 Análise do fósforo no solo e material escoado

Na tabela 11 são apresentados os valores de F para fósforo no solo, fósforo no solo erodido e fósforo solúvel no escoamento superficial em função dos tratamentos.

Tabela 11 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F para fósforo solúvel do escoamento superficial, fósforo disponível erodido e no solo

	Fonte de Variação				
	ARS	Ip	ARS*Ip	Bloco	CV (%)
P solúvel	0,0026 *	0,2053 ^{ns}	0,0257 *	0,0157 *	12,89
P disponível erodido	0,0002 *	0,1223 ^{ns}	0,3003 ^{ns}	0,0106 *	14,84
P disponível no solo	0,0001 *	0,0636 ^{ns}	0,0393 *	0,1067 ^{ns}	9,83

* indica que o valor de F é significativo e "ns" que o valor de F não é significativo ao nível de 5% de significância; ARS = água residuária de suinocultura; Ip = Intensidade de precipitação simulada; CV = coeficiente de variação;

Observa-se que para o fósforo no solo houve interação significativa entre os fatores ARS e Ip, sendo que o fator ARS isoladamente também exerceu efeitos significativos sobre a quantidade total de fósforo presente no solo. O coeficiente de variação para este parâmetro do estudo pode ser considerado baixo, uma vez que é inferior a 10%, denotando alta homogeneidade dos dados sob esta condição (PIMENTEL GOMES, 2000).

Para o fósforo no solo erodido não houve interação entre os fatores estudados. Por outro lado, o fator ARS demonstrou a capacidade de exercer efeitos significativos sobre este parâmetro ao nível de 5%, logo, as taxas de ARS diferem entre si. A homogeneidade dos dados segundo Pimentel Gomes (2000) pode ser considerada média, pois o coeficiente de variação para o parâmetro encontra-se acima de 10% (CV=14,84%).

Quanto ao parâmetro fósforo solúvel no escoamento superficial observa-se que houve interação entre os fatores ARS e Ip ao nível de 5%, sendo que o coeficiente de variação (CV=12,89 %) do parâmetro pode ser classificado como médio, pois encontra-se acima de 10% de acordo com Pimentel Gomes, (2000).

Na tabela 12 são apresentados os valores do desdobramento do teste de médias para a interação entre os fatores ARS e Ip quanto à quantidade de fósforo disponível no solo.

Tabela 12 Desdobramento da interação entre ARS x Ip para fósforo no solo (mg dm^{-3}).

ARS	P Solo	
	Ip	
	40	80
0	45,56 Aa	54,26 Aa
100	62,38 Ba	56,76 Aa
200	81,46 Ca	63,33 Ab

Letras minúsculas iguais na linha e maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Scott-Knott ao nível de 5 % de significância. ARS = água residuária de suinocultura; Ip = Intensidade de precipitação simulada.

Observa-se que a maior média do elemento quando analisamos as doses de ARS dentro de cada nível de Ip foi encontrada com a dose de 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ (81,66 mg dm^{-3}) a qual diferiu estatisticamente das demais taxas para a Ip de 40 mm h^{-1} . Quanto ao Ip de 80 mm h^{-1} , observa-se que não ocorreram diferenças decorrentes do uso da ARS, porém a maior média é verificada para a dose de 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Analisando o fator Ip dentro de cada nível de ARS observa-se que diferenças significativas ocorreram apenas na taxa de aplicação de 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, em que houve a maior concentração média de fósforo (81,66 mg dm^{-3}) para a Ip de 40 mm h^{-1} , a qual diferiu estatisticamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% significância.

A concentração de fósforo no solo foi menor nas parcelas em que a intensidade de precipitação foi maior, exeto para a dose de 0 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS. Nota-se que as concentrações de fósforo no solo tanto para intensidade de precipitação de 40 mm h^{-1} como para a de 80 mm h^{-1} , apresentaram aumento na concentração à medida que houve incremento da taxa de aplicação de ARS. Verifica-se ainda que em uma única aplicação de ARS ao solo, houve aumento deste elemento em torno de 37% e 78% para as taxas de 100 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, respectivamente, para a Ip de 40 mm h^{-1} . Já para a Ip de 80 mm h^{-1} houve aumento na concentração de fósforo no solo, porém esse aumento ocorreu em menores proporções quando comparado a Ip de 40 mm h^{-1} , sendo eles em torno de 5% e 16 % para as doses de 100 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Isso deve-se ao fato de a precipitação de 80 mm h^{-1} proporciona maior aplicação de água no tempo e com maior energia, provocando maior volume de escoamento superficial e uma quantidade de solo erodido, conseqüentemente, maior remoção de fósforo via escoamento superficial e junto ao solo erodido.

O aumento da concentração de fósforo no solo associado ao aumento da dose de ARS é explicado pelo fato de que o fósforo reage rapidamente com grande energia de adsorção nas proximidades do local de aplicação (BERWANGER, 2006). O acúmulo de fósforo no solo está relacionado com a quantidade de fósforo adicionada através dos dejetos, do tipo de solo, transferências e as exportações das culturas (CERETTA *et al.*, 2003).

Em seu estudo, Berwanger *et al.*, (2008) avaliando a aplicação de ARS em Argissolo Vermelho Distrófico Arênico, verificou que após aplicação de ARS acumulada de doses de 460 e 960 m³ ha⁻¹ em 4 anos e meio, resultou no aumento deste elemento na camada de 0 a 2,5 cm com incremento de 446 e 976% respectivamente para as taxas avaliadas em relação ao período inicial. Cerreta *et al.*, (2003) avaliando a aplicação de ARS nas doses de 0, 20 e 40 m³ ha⁻¹, aplicado em intervalos de 45 a 60 dias, verificou após 48 meses, aumentos de 3.943 e 6.710% no fósforo do solo extraído por Mehlich-1 na camada de 0-10cm. Constatações semelhantes às encontradas no atual, foram observadas por Queiroz *et al.*, (2004) os quais, avaliando a aplicação de ARS em solo Podzólico Vermelho-Amarelo cultivado com quatro espécies forrageiras observaram aumento da concentração de fósforo no solo de 20,40 mg dm⁻³ antes do início do experimento para 85,28 ao final do estudo.

A maior concentração de fósforo nas camadas superficiais do solo é indesejável, de acordo com CERETTA *et al.* (2003), uma vez que favorece os processos de perdas do elemento via escoamento superficial (DURIGON *et al.* 2002; CERETTA *et al.*, 2005a DAL BOSCO, 2007).

Na tabela 13 são apresentados os valores do desdobramento do teste de médias para a interação entre os fatores ARS e Ip quanto à quantidade de fósforo disponível no solo erodido.

Tabela 13 Valores médios de fósforo disponível no solo erodido (mg dm⁻³) em função dos tratamentos de ARS e Ip.

P	Tratamentos				
	ARS			Ip	
	0	100	200	40	80
P disponível erodido	79,66 a	125,33 b	147,83 b	110,66 a	124,55 a

Letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. ARS = água residuária de suinocultura; Ip = Intensidade de precipitação simulada.

Os resultados apresentados permitem observar que este parâmetro foi significativo apenas para o fator ARS, sendo que as concentrações foram proporcionalmente crescentes às taxas de aplicação. A maior média foi observada para a dose de 200 m³ ha⁻¹ (147,83 mg dm⁻³), a qual não diferiu estatisticamente da dose de 100 m³ ha⁻¹ (125,33 mg dm⁻³), mas diferindo da dose de 0 m³ ha⁻¹ de ARS, cuja concentração média de fósforo foi de 79,66 mg dm⁻³. Para os níveis de Ip não houve diferença estatística, contudo, observa-se que a

maior perda de fósforo no solo erodido ($124,55 \text{ mg dm}^{-3}$) ocorreu com a intensidade de precipitação de 80 mm h^{-1} .

Verifica-se que a quantidade de fósforo disponível transferido para o meio aquático via solo erodido aumentou de acordo com o aumento da taxa de aplicação de ARS, pois o fósforo presente na ARS reage rapidamente com grande energia de adsorção nas proximidades do local de aplicação, ou seja, nos primeiros centímetros de solo (BERWANGER, 2006), o que também justifica a diminuição acentuada do elemento com a profundidade (BERWANGER *et al.*, 2008). Com a aplicação de elevadas taxas de ARS ocorre um aumento na concentração de fósforo na superfície do solo que é erodido em menor ou maior proporção em virtude da cobertura do solo, forma de manejo, inclinação do terreno e intensidade de precipitação. Dessa forma nota-se que o controle da transferência do fósforo ligado às partículas de solo está diretamente relacionado às estratégias de contenção dos processos erosivos do solo.

A proteção física da superfície tem um papel importante na redução das perdas de água e solo por escoamento superficial. Essa proteção da superfície do solo (viva ou morta) ameniza o impacto da gota da chuva, evitando a desagregação e o transporte de partículas, tendo maior influência sobre as perdas de solo do que de água (ALVES *et al.*, 1995). As chuvas de baixa intensidade são tão ou mais importantes que as de alta intensidade para o transporte de fósforo, pois grande parte do fósforo transferido pode estar associado a colóides de pequeno tamanho (QUINTON *et al.*, 2001). Esse fato também foi observado por Smith *et al.*, (1992) após estudarem áreas de pastagem onde frações mais leves, como argila e matéria orgânica coloidal, foram transportados.

O sistema de plantio tem grande efeito sobre as transferências de nutrientes e solo. Trabalho comparando sistemas de preparos (plantio direto, cultivo mínimo e convencional) em cultivo de milho com adubação de 170 kg ha^{-1} de nitrogênio e 44 kg ha^{-1} de fósforo, demonstrou que as concentrações de fósforo foram aumentadas em 225% e 222% no sistema plantio direto, quando comparadas com cultivo mínimo e plantio convencional. Porém, as perdas totais de fósforo foram acrescidas em 172% e 248% no plantio convencional comparadas com o plantio direto e o cultivo mínimo (SETA *et al.*, 1993).

Andraski *et al.*, (2003), em estudo semelhante, porém utilizando dejetos de gado leiteiro (90 Mg ha^{-1} durante três anos), constaram que a concentração total de fósforo não foi aumentada significativamente, porém as concentrações de fósforo solúvel e fósforo biodisponível foram influenciadas e aumentaram significativamente. No mesmo sentido que Seta *et al.*, (1993), Andraski, *et al.*, (2003) demonstram que a concentração de fósforo é aumentada, mas a quantidade de fósforo transferida é menor no sistema de plantio direto e com o uso dos dejetos.

O uso de práticas agrícolas conservacionistas associadas à aplicação de dejetos de suínos diminui a transferência de fósforo ligado às partículas de solo, porém aumenta o fósforo solúvel (McDOWELL e MCGREGOR, 1984; SHARPLEY e HALVORSON, 1994; SHARPLEY *et al.*, 1995; BUNDY *et al.*, 2001; ANDRASKI *et al.*, 2003).

Na tabela 14 são apresentados os valores do desdobramento do teste de médias para a interação entre os fatores ARS e Ip quanto à quantidade de fósforo solúvel.

Tabela 14 Desdobramento da interação entre ARS x Ip para fósforo solúvel (mg L^{-1}).

ARS	P Solúvel	
	Ip	
	40	80
0	0,36 Aa	0,37 Aa
100	0,50 Ba	0,49 Aa
200	0,67 Ca	0,83 Bb

Letras minúsculas iguais na linha e maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. ARS = água residuária de suinocultura; Ip = Intensidade de precipitação simulada.

Os resultados apresentados demonstram que a concentração do fósforo solúvel é proporcional à dose de aplicação de ARS. Analisando a Ip de 40 mm h^{-1} verifica-se que a maior média ($0,67 \text{ mg L}^{-1}$) foi encontrada para a maior dose de ARS, que por sua vez, diferiu estatisticamente das demais taxas. O mesmo comportamento quanto a dose de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de ARS ocorreu para a Ip de 80 mm h^{-1} , em que observa-se a maior média de fósforo solúvel entre os dois níveis avaliados ($0,83 \text{ mg L}^{-1}$), diferindo estatisticamente das demais ao nível de 5%.

Nas doses de ARS verifica-se que as maiores médias de fósforo solúvel foram encontradas nas taxas de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Nota-se que houve nessa taxa de aplicação de ARS diferenças estatísticas entre os dois níveis de Ip, sendo a maior concentração ($0,83 \text{ mg L}^{-1}$) encontrada na Ip de 80 mm h^{-1} . Nas demais taxas de ARS não houve diferença estatística entre as Ips.

Os resultados apresentados na Tabela 14 demonstram que as concentrações de fósforo solúvel transferido para o meio aquático no escoamento superficial gerado pela Ip de 40 mm h^{-1} apresentam aumento nas concentrações de 38% e 86% para as taxas de aplicação de ARS de 100 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente, quando comparado com a testemunha, $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de ARS. Para a Ip de 80 mm h^{-1} observou-se que na dose de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de ARS a percentagem de transferência de fósforo solúvel (33% em comparação a testemunha) ficou próxima da percentagem de transferência da taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ na Ip de 40 mm h^{-1} . Para a taxa de ARS de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ a percentagem de transferência de fósforo solúvel obteve um percentual de 124%.

A concentração de fósforo solúvel transferido para o meio aquático tende a aumentar com a aplicação contínua de ARS (SHARPLEY e HALVORSON, 1994; SHARPLEY *et al.*, 1995; BUNDY *et al.*, 2001; ANDRASKI *et al.*, 2003, BERWANGER,

2008), uma vez que esta aplicação ARS melhora as qualidades físicas do solo e proporciona melhorias na estrutura do solo (ALBUQUERQUE *et al.*, 1995) reduzindo à transferência de fósforo ligado a parte sólida. Porém a contínua aplicação de ARS proporciona aumento considerável da concentração do elemento no solo o que viabiliza a transferência na fase solúvel do escoamento superficial (BERVANGER, 2006).

Em estudo com aplicação de ARS em um Argissolo Vermelho Distrófico Arênico nas doses acumuladas de 0, 520 e 1040m³ ha⁻¹ de ARS em 5 anos de aplicação, Bervanger (2006), verificou que nove dias após a aplicação da ARS a transferência de fósforo solúvel via escoamento superficial foi de 0,67; 23,30 e 32,97 mg L⁻¹ para as doses acumuladas citadas, respectivamente.

Mori *et al.*, (2009) avaliando a aplicação de dejetos líquido bovino nas doses de 0, 30, 60 e 90 m³ ha⁻¹, imediatamente seguido de simulação de chuva, verificou que a transferência de fósforo solúvel representou de 53 a 54 % da perda de fósforo total nas doses de 30, 60 e 90 m³ ha⁻¹, sendo as transferências de fósforo total da ordem de 3,67, 5,80 e 7,04; kg ha⁻¹. Isso significa que mais da metade do fósforo escoado encontra-se numa forma prontamente disponível para algas de sistemas aquáticos e, por isso, possui elevado potencial de eutrofização.

Valores de concentrações de P total na água superficial entre 0,01 e 0,02 mg L⁻¹ são considerados críticos, acima dos quais a eutrofização é acelerada (DANIEL *et al.*, 1998). De acordo com a resolução Conama 357/2005 (BRASIL, 2005), o valor máximo de concentração para água doce de classe com menor restrição é de 0,05 mg L⁻¹ de P total para ambiente lêntico (água parada) e de 0,15 mg L⁻¹ para ambiente lótico (água corrente). As concentrações de fósforo solúvel no escoamento superficial, mesmo sem a aplicação de dejetos, estão muito acima dos valores críticos propostos por Daniel *et al.* (1998) e daqueles previstos na legislação brasileira, evidenciando o potencial desse escoamento em causar eutrofização caso chegue até um curso de água, apesar de sofrer considerável diluição.

Na figura 5 (a), (b), (c), (d), (e) e (f) é apresentado o comportamento de transferência para o meio aquático do fósforo solúvel durante o escoamento superficial para os tratamentos composto de ARS e Ip.

Percebe-se para todos os tratamentos uma maior transferência de fósforo solúvel para o meio aquático no início do escoamento superficial. Observa-se ainda que com o aumento do volume de escoado ocorre uma diminuição gradativa da concentração fósforo solúvel na água de escoamento superficial.

Nas figuras 5 (a) e (d) nota-se que estes são os tratamentos que não receberam a aplicação de ARS, e que as concentrações no início do escoamento são inferiores aos demais tratamentos (Figura 5 (b), (c), (e) e (f)), que receberam as doses de ARS. Observa-

se ainda que a aplicação de ARS nas doses de 100 e 200 m³ há⁻¹, indiferente da Ip, proporciona um aumento na concentração do fósforo solúvel no início do escoamento.

Destaca-se que o arraste de fósforo pelo escoamento superficial está também relacionado à sua presença nas camadas mais superficiais do solo (KIMMELL *et al.*, 2001) e, com a aplicação de ARS ocorre a elevação no teor de fósforo nesta camada, principalmente até 4 mm de profundidade (ZHANG *et al.*, 1997), o que contribui significativamente para maiores concentrações de fósforo solúvel no escoamento superficial (SHARPLEY *et al.*, 1992).

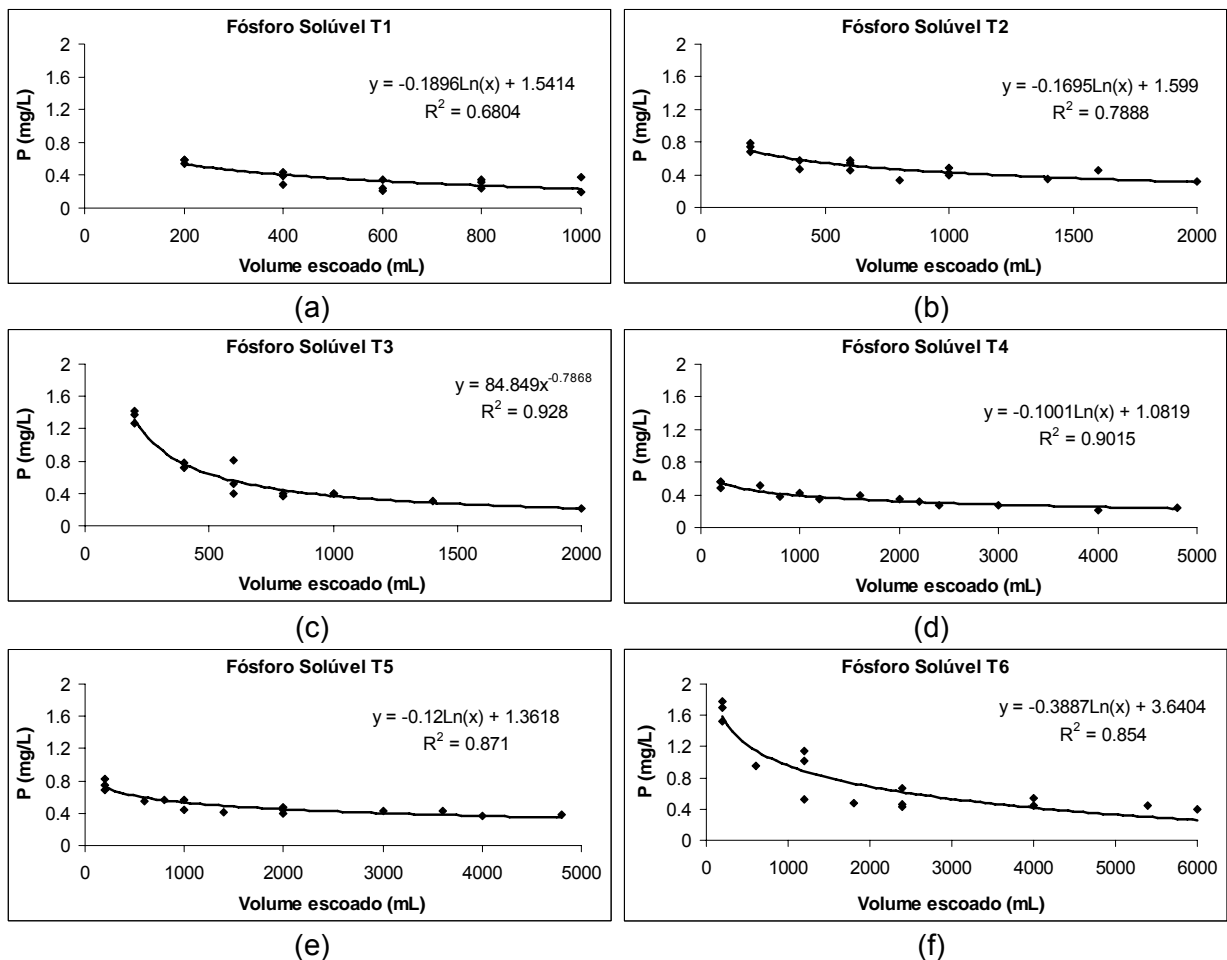


Figura 5 Comportamento do fósforo solúvel durante o escoamento superficial para cada tratamento

Verifica-se através dos modelos matemáticos gerados através dos dados para todos os tratamentos que existe aderência entre os dados observados e o modelo. Isso é possível de verificar-se pelos coeficientes de determinação, cujos valores são altos, o que induz à recomendação do uso das equações.

Mori *et al.*, (2009), avaliando um Latossolo Vermelho- Amarelo manejado em plantio direto, com a aplicação de dejetos líquidos de bovinos nas doses de 0, 30, 60 e 90 m³ ha⁻¹ e, imediatamente seguido de simulação de chuva, verificou comportamento semelhante de

transferência do fósforo solúvel durante o escoamento superficial. De acordo com o autor a aplicação de dejetos líquido bovino, aumentou significativamente a concentração de fósforo total, fósforo solúvel e fósforo particulado no escoamento, especialmente nos primeiros 15 min de chuva, sendo esse aumento mais expressivo quanto maior a dose de dejetos aplicada. Contudo, ao longo da chuva houve decréscimo nas concentrações de P total, aproximando-se dos valores obtidos nas parcelas sem aplicação de dejetos.

As concentrações de fósforo solúvel encontradas no estudo realizado por Mori *et al.*, (2009) para as parcelas que não receberam a aplicação de dejetos líquido de bovinos ficaram em torno de $0,38 \text{ mg L}^{-1}$ durante a simulação da chuva, sendo obtidos no atual estudo resultados próximos as concentrações do fósforo solúvel reportadas pelo referido autor, como é possível visualizar nas figuras 5 (a) e (d). Nas parcelas que receberam a aplicação de dejetos líquido bovino as concentrações iniciais foram superiores as encontradas nesse estudo, ficando em torno de 3,7; 5 e 6 mg L^{-1} para as doses de 30, 60 e $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Essa grande diferença nas concentrações de fósforo solúvel podem estar associadas ao fato da simulação da IP neste estudo ter sido realizada sete dias após a aplicação de da ARS, enquanto Mori *et al.*, (2009) realizou a simulação imediatamente após aplicação do dejetos líquido bovino. O intervalo de tempo entre a aplicação da ARS no solo e a incidência das chuvas, bem como a sequência de chuvas exercem influência nos resultados de perdas de nutrientes (SHARPLEY *et al.*, 1994; SHARPLEY *et al.*, 2001; PIERSON *et al.*, 2001, CERRETA 2005a). Segundo os autores os resultados podem ser explicados pelo maior tempo de reação do fósforo adicionado, com o solo e a diluição de parte do fósforo aplicado na água da chuva que infiltra e, portanto, não causa escoamento superficial.

A aplicação de ARS possui, portanto, potencial de causar eutrofização e reduzir a qualidade da água em corpos hídricos no curto prazo. Essa situação pode ser mais crítica em áreas cujos terraços foram removidos, e/ou estão danificados e/ou mal dimensionados, pois sem tais estruturas o escoamento possui praticamente fluxo livre até a porção inferior da encosta e, dependendo das condições da vegetação ciliar, até o curso de água.

5 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho permitiram concluir que:

- A concentração de fósforo disponível no solo é dependente da dose de ARS e que a I_p de 80 mm h^{-1} proporcionou menor concentração do elemento no solo quando comparado a I_p de 40 mm h^{-1} .
- A transferência de fósforo disponível via solo erodido é dependente da dose de ARS aplicada;
- O fósforo solúvel presente no escoamento superficial é dependente da dose de ARS aplicada e ocorre maior transferência com maiores intensidades de precipitação;
- Durante o escoamento superficial o fósforo solúvel é arrastado com maior intensidade no início do escoamento tendendo a estabilizar-se com o decorrer do tempo.

6 REFERÊNCIAS

ABIPECS. **Anuário 2008 da suinocultura Industrial**. Ed. 166, n.1, Ano 30. Disponível em < www.abipecs.org.br > Acessado em mai. de 2009.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: American Public Health Association, 1998. 1193 p

ALBUQUERQUE, J.A.; REINERT, D.J.; FIONIN, J.E.; RUDELL, J.; PETRERE, C.; FONTINELLI, F. Rotação de culturas e sistema de manejo do solo: Efeito sobre a forma da estrutura do solo ao final de sete anos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. v.19, p.115-119, 1995.

ALVES SOBRINHO, T. **Desenvolvimento de um infiltrômetro de aspersão portátil**. 1997, 85 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1997.

ANDRASKI, T.W.; BUNDY, L.G.; KILIAN K. Manure history and long-term tillage effects on soil properties and phosphorus losses runoff. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.31, p.1782-1789, 2003.

AMADO, T.J.C.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Eficácia relative no manejo do resíduo cultural de soja na redução das perdas de solo por erosão hídrica. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v.13, p.251-257, 1989.

BARNETT, G.M. Phosphorus forms in animal manure. **Bioresource technology**. **CIDADE**, v.49,p.139-147, 1994.

BASSO, C.J.; CERETTA C. A.; DURIGON R.; POLETTO N.; GIROTTO E. Dejeito líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, n.6, p.1234- 1242, 2005.

BARROS, F. M.; MARTINEZ, M. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D. Características químicas do solo influenciadas pela adição de água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** (Suplemento), Campina Grande, v.9, p.47-51, 2005.

BASSO, C. J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos**. 2003, 125 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

BERTOL, I.B.; MELLO, E.L.; GUADAGNIN, J.C.; ZAPAROLLI, A.L.V. & CARRAFA, M.R. Nutrient losses by water erosion. **Scientia Agrícola, Piracicaba**, v.60, p. 581-586, 2003.

BERTOL, I.; 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 de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.485-494, 2004.

BERWANGER, A. L. **Alterações e transferências de Fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos**. 2006, 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.2525-2532. 2008.

BUNDY, L.G.; ANDRASKI, T.W.; POWELL, J.M. Management practice effects on phosphorus losses in runoff in corn production systems. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.30, p1822-1828, 2001.

CAMPELO, P.L.G. **Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características físico-hídricas e químicas de um solo pozólico vermelho-amarelo**. 1999. 53f. Dissertação (Mestrado em engenharia agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

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

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; PAVINATO, P.S.; TRENTIN, E.E.; GIROTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação de aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suíno. **Ciência Rural**. Santa Maria. v.35, p.1287-1295, 2005b.

CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R.; VIEIRA, F.C.B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.38, p.729- 735, 2003.

CONAMA - COMANA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. RESOLUÇÃO Nº 357, Março de 2005.

CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters:

A review. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 261-266, 1998.

DAL BOSCO, T. C. **Poluição difusa decorrente da aplicação de água residuária da suinocultura em solo cultivado com soja sob condições de chuva simulada**. 2007, 114f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.

DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N. & LEMUNYON, J.L. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 27, p.251-257, 1998.

DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; EDWARDS, D.R.; WEDEPOHL, R. & LEMUNYON, J.L. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. **Journal Soil Water Conservation, CIDADE**, v.40, p. 30- 38, 1994.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Embrapa Suínos e Aves e Extensão. EMATER/RS, ano 10, agosto/2002. (Boletim Informativo de Pesquisa n. 14).

DOBLINSKI, A. F. **Uso de água residuária da suinocultura na conservação de um latossolo distroférico cultivado com soja**. 2006, 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2006.

DOURMAD, J. Y. et al. Nitrogen consumption, utilisation and losses in pig production in France, The Netherlands and Denmark. **Livestock Production Science. Cidade**, v.58, p.261-264, 1999.

DURIGON, R.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R.; PAVINATO, P.S. Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suíno. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v.22, p.983-992, 2002.

EDWARDS, D.R. & DANIEL, T.C. Abstractions and runoff from fescue plots receiving poultry litter and swine manure. **American Society of Agricultural Engineers. Cidade**. v.36, p.405-411, 1993.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006, 306 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro, 1997. 221 p.

EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Conheça a qualidade fertilizante do esterco de suínos. Chapecó: Epagri, Centro de Pesquisa para Pequenas Propriedades , 1997. **Boletim Técnico**, 168p.

EVANS, S.D.; GOODRICH, P.R. & MUNTER, R.C. Effects of solid and liquid beef manure and liquid hog manure on soil characteristics and on growth, yield and decomposition of corn. **Journal Environmental Quality**. Madison, v.6, p.361-368, 1977.

GESSEL, P.D; HANSEN, N.C.; MONCRIEF, J.F.; SCHMITT, M.A. Rate of fallapplied liquid swine manure: Effects on runoff transport sediment and phosphorus. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.33, p.1839-1844, 2004.

GONÇALVES R. A. B. **Diagnóstico da aplicação de águas residuárias da suinocultura na cafeicultura irrigada das regiões do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba-MG**. 2002. 65 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

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**. 2003, 142 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lajes, 2003.

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.29, p.158-166, 2000.

HOUNTIN, J.A.; KARAM, A.; COUILLARD, D. & CESCAS, M.P. Use of a fractionation procedure to assess the potential for phosphorus movement in a soil profile after 14 years of liquid pig manure fertilization. **Agric. Ecosyst. Environ.** CIDADE, v.78, p.77-84, 2000.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, Produção da Pecuária Municipal 2007. Rio de Janeiro, v. 35, p.1-62, 2008. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2007/ppm2007.pdf> . Acesso em: 14 mai. 2009. (b)

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, Sistema IBGE de recuperação automática - SIDRA. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/protabl.asp?c=73&z=p&o=21&i=P> .Acesso em: 14 mai. 2009. (a)

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Pecuária 2006. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/temas.php?sigla=pr&tema=pecuaria2006>> Acesso em: 27 de abril de 2009.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR. **Cartas Climáticas do Estado do Paraná**. Londrina: IAPAR, 1998.

FERREIRA, D.F. **SisVar versão 4.2**. Lavras: DEX/UFLA, 2003.

FERNANDES, C.O.M.; OLIVEIRA, P.M.V. Armazenagem de dejetos suínos. In: **Aspectos práticos do manejo de dejetos suínos**. Florianópolis: EPAGRI/EMBRAPACNPSA, 1995, p. 35-66.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 482p.

KING, L.D.; BURNS, C.J. & WESTERMAN, P.W. Long-term swine lagoon effluent applications on "Coastal" Bermuda grass: II. Effects on nutrient accumulations in soil. **Journal Environmental Quality**, Madison ,v.19, p.756-760, 1990.

KIRCHMANN, H. Animal and municipal organic wastes and water quality. In: LAL, R. & STEWART, A.B. Soil processes and water quality. **American Society of Agronomy**, Madison, v. p.163-232, 1994.

KLEINMAN, P.J.; WOLF, A.M.; SHARPLEY, A.N.; DOUGLAS, B.B.; SAPARITO, L.S. Survey of water-extractable phosphorus in livestock manure. **Soil Science Society American Journal, Cidade**, v.69, p.701-708, 2005.

KIMMELL, R. J.; PIERZYNSKI, G. M.; JANSSEN, K. A.; BARNES, P. L. Effects of tillage and phosphorus placement on phosphorus runoff losses in a grain sorghum–soybean rotation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 1324-1330, 2001.

KORNEGAY, E. T & HARPER A. F. Environmental nutrition: Nutrient management strategies to reduce nutrient excretion of swine. **The professional animal scientist**, CIDADE, v.13, p. 99-111, 1997.

LEI, X.G.; PORRES, J.M. Phytases enzymology, applications and biotechnology. **Biotechnology letters**, Cidade, v.25, p.1787-1794, 2003.

LEITE, D.; BERTOL, I.; GUADAGNIN, J.C.; SANTOS, E.J.; RITTER, S.R. Erosão hídrica em um Nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. I- Perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.1033-1044, 2004.

LEYTEM, A.B.; TURNER, B.L.; THACKER, P.A. Phosphorus composition of manure from swine fed low-phytate grains: evidence for Hydrolysis in the animal. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 2380-2383, 2004.

LOVATTO, P. A.; HAUSCHILD, L.; LEHNEM, C. R.; CARVALHO, A. d'A. Modelagem da ingestão, retenção e excreção de nitrogênio e fósforo pela suinocultura gaúcha. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, p.883 – 890, 2005.

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006. 165 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

McDOWELL, R.; SHARPLEY, A.; FOLMAR, G. Phosphorus export from an agricultural watershed: Linking source and transport mechanisms. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.30, p.1587-1595, 2001.

McDOWELL, L.L. & McGREGOR, C.K. Plant nutrient losses in runoff from conservation tillage corn. **Soil Tillage Research**. v.4, p.79-91, 1984.

McLEOD, R. V.; HEGG, O. R. Pasture runoff quality from application of inorganic and organic nitrogen sources. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 13, p.122-126, 1984.

MELLO, E.L. **Erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo sob chuva simulada**. 2002, 88f. (dissertação de Mestrado) Lages, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2002.

MINGGANG, L.; OSAKI, M.; RAO, I.M.; TADANO, T. Secretion of phytase from the roots of several plant species under phosphorus-deficient conditions. **Plant and Soil**, Netherlands, v.195, p.161-169, 1997.

MORI, H. F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J.; SANTOS, W. L.. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquidos bovino em latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, p.189-198. 2009.

NASCIMENTO, J. M. **Desenvolvimento de um infiltrômetro de aspersão: INFIASPER/UFMS – Fases III e IV.** 2005, 50 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Dourados, 2005.

OLIVEIRA, W. **Uso de água residuária da suinocultura em pastagens da *Brachiária Decumbens* e Grama Estrela *Cynodom Plectostachyum*.** 2006, 104 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

OLIVEIRA, P.A.V. **Impacto ambiental causado pelos dejetos de suínos.** Simpósio Latino-Americano de Nutrição de Suínos. p.27–40, 1994.

OLIVEIRA, P.A.V. Aspectos práticos do manejo de dejetos de suínos: **Manejo da água – Influência no volume de dejetos produzidos.** Florianópolis: EPAGRI/EMBRAPA-CNPSA, p.29-33, 1995.

PANACHUKI, E.; ALVES SOBRINHO, T.; VITORINO, A. C. T.; CARVALHO, D. F.; URCHEI, M. A. Parâmetros físicos do solo e erosão hídrica sob chuva simulada, em área de integração agricultura-pecuária. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.10, p.261–268, 2006.

PENZ, A. M. J. **A influência da nutrição na preservação do meio ambiente.** 5º Seminário Internacional de Suinocultura. Expo Center Norte, SP. Setembro de 2000.

PERDOMO, C.C.; LIMA, G.J.M.M.D.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 2001, Gramado. **Anais...** Gramado: , p.17, 2001

PERDOMO, C.C.; OLIVEIRA, P.A.; KUNZ, A. **Sistema de tratamento de dejetos suínos: Inventário tecnológico.** Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 2003, 83p. (EMBRAPA-CNPSA. DOCUMENTOS, 85).

PERDOMO, C. C; COSTA, R. R; MEDRI, V; MIRANDA, C. R. **Dimensionamento de sistema de tratamento e utilização de dejetos suínos.** Concórdia, EMBRAPA - CNPSA, 1999. 5 p. (Comunicado Técnico 234).

PEREIRA, E.R.; SILVA, I.J.O. A viabilidade ambiental frente à aplicação de efluente suinícola gerado em sistema de produção e tratamento no cultivo de *Brachiária decumbens*. **Revista Engenharia Rural**, Piracicaba, v. 8, 2007.

PEREIRA, E. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola.** 2006, 129 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

PIERSON, S. T.; CABRERA, M.; LEVANYLO; G. K.; KUYKENDALL, H. A. C.; HOVELAND, S.; MCCANN, M. A.; WEST, L. T. Phosphorus and ammonium concentrations in surface runoff from grasslands fertilized with broiler litter. **Journal Environmental Quality**, Madison v. 30, p.1784-1789, 2001.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. 14. ed. Piracicaba: Degaspari, 2000. 477 p.

POTE, D.H.; DANIEL, T.C.; NICHOLS, D.J.; SHARPLEY, A.N.; MOORE JR. P.A.; MILLER, D.M. & EDWARDS. D.R. Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.28, p.170-175, 1999.

QUINTON, J. N.; CATT, J. A. & HESS, T. M. The selective removal of phosphorus from soil: Is event size important? **Journal Environmental Quality**. v.30, p.538-545, 2001.

RAIJ, B.van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285p.

REDDY, K. R. et al. Phosphorus absorption-desorption characteristics of two soils utilized for disposal of manure. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 9, p.86-92, 1980.

ROESLER, M. R. V. B.; CESCONEITO, E. A. **A produção de suínos e as propostas de gestão de ativos ambientais: O caso da Região de Toledo – Paraná**. 2004. Disponível em: <<http://e-revista.unioeste.br/index.php/gepec/article/view/293/211>>. Acesso em: 09 Jun. 2008.

SCHEFFER-BASSO, S. M.; ELLWANGER, M. F.; SCHERER, C. V. e FONTANELI, R. S.. Resposta de pastagens perenes à adubação com chorume suíno: cultivar Tifton 85. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.37, p. 1940-1946, 2008.

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T.; DIAS, L.F.X. Potencial fertilizante do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense. **Revistas Agropecuaria Catarinense**, Florianópolis, v.8, p.35-39, 1995.

SCHERER, E.E.; AITA, C. & BALDISSERA, I.T. Avaliação da qualidade do esterco líquido de suíno da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante. Florianópolis, EPAGRI, 1996. **Boletim Técnico** 46p.

SCHIMITT, D.R. **Avaliação técnica e econômica da distribuição de esterco líquido de suínos**. 1995. 151p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1995.

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

SEGANFREDO, M.L.; ELTZ, F.L.F. & BRUM, A.C.R. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de culturas em plantio direto. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 287-291, 1997.

SETA, A.K.; BLEVINS, R.L.; FRYE, W.W. & BARFIELD, B.J. Reducing soil erosion and agricultural chemical losses with conservation tillage. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.22, p.661-665, 1993.

SHARPLEY, A. N.; HEDLEY, M. J.; SIBBESEN, E. et al. Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems. In: TIESEN, H. (Ed) **Phosphorus in the global environment**. Chichester: John Wiley e Sons. p.171-200, 1995.

SHARPLEY, A. N.; HALVORSON, D. A. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. **Soil Processes and Water Quality**. Madison, v. p.7-89, 1994

SHARPLEY, A.; DANIEL, T.C.; SIMS, J.T. & POTE, D.H. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal Soil Water Conservation**. Cidade, v.51, p.160-166, 1996.

SHARPLEY, A. N. Phosphorus cycling in unfertilized and fertilized agricultural soils. **Soil Science Society American Journal**. v.49, p. 905-911, 1985.

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: issue and options. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 23, p. 437-451, 1994.

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

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

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. Animal-based agriculture, phosphorus management and water quality in Brazil: options for the future. **Scientia Agrícola**, Piracicaba. v.63, p.194-209. 2006

SILVA, C. G.; 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. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, p.144-153. 2005a.

SILVA, F. F. P.; SCHAEFER, C. E. G. R.; AMORIM, R. S. S.; PAIVA, K. W. N. Efeito da cobertura nas perdas de solo em um Argissolo vermelho-amarelo utilizando simulador de chuva. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, p. 409-419, 2005b.

SMITH, D.R.; MOORE, P.A; MAXWELL, C.V.; HAGGARD, B.E.; DANIEL, T.C. Reducing phosphorus runoff from swine manure with dietary phytase and aluminum chloride. **Journal Environmental Quality**. Madison, v.33, p.1048-1054, 2004.

SMITH, S. J.; SHARPLEY, A. N.; BERG, W. A. et al. Water quality characteristics associated with southern plains grasslands. **Journal Environmental Quality**, v.21, p.595-601, 1992.

TESSARO, D. **Efeito da aplicação de efluente do tratamento secundário de água residuária da suinocultura na meso e macrofauna de solo cultivado com minimilho**. 2009, 85f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2009.

TURNER, B.L.; PAPHÁZY, M.J.; HAYGARTH, P.M.; MCKELVIE I.D. Inositol phosphate in the environment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**. The Royal Society. p.449-469, 2002.

USDA (2008) - **United States Department of Agriculture**. Disponível em <<http://www.fas.usda.gov/psdonline/psdHome.aspx>>. Acesso em abril de 2009.

USDA/USEPA. **Unified National Strategy for Animal Feeding Operations**, Washington,

March 9, 1999. Disponível em: <<http://www.epa.gov/npdes/pubs/finafost.pdf>>. acesso em : 22 de maio de 2009.

ZHANG, X.C.; NORTON, D. & NEARING, M.A. Chemical transfer from soil solution to surface runoff. **Water Res. Res.**, v.33, p.809-815, 1997.

YLI-HALLA, M.; HARTIKAINEN, H. et al. Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses. **Agriculture Ecosystems e Environment**, v.56, p.53-62, 1995.