

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

TRANSPORTE DE NUTRIENTES E BACTÉRIAS POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL
DEVIDO A APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA NO SOLO

NATÁSSIA JERSAK COSMANN

CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL

JULHO DE 2010

NATÁSSIA JERSAK COSMANN

**TRANSPORTE DE NUTRIENTES E BACTÉRIAS POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL
DEVIDO A APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA NO SOLO**

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 de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientador: Dr. Silvio César Sampaio
Co-orientadora: Dr^a. Fabiana Gisele da
Silva Pinto

**CASCADEL – PARANÁ – BRASIL
JULHO DE 2010**

Ficha catalográfica

Elaborada pela Biblioteca Central do Campus de Cascavel - Unioeste

C868t Cosmann, Natássia Jersak
Transporte de nutrientes e bactérias por escoamento superficial devido a aplicação de água residuária da suinocultura no solo / Natássia Jersak Cosmann — Cascavel, PR: UNIOESTE, 2010.
65 f. ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Silvio César Sampaio
Co-orientadora: Profa. Dra. Fabiana Gisele da Silva Pinto
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.
Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia Agrícola, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas.
Bibliografia.

1. Poluição difusa. 2. Recursos hídricos. 3. Agricultura. I. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. II. Título.

CDD 21ed. 631.86

Bibliotecária: Jeanine da Silva Barros CRB-9/1362

NATÁSSIA JERSAK COSMANN

**TRANSPORTE DE NUTRIENTES E BACTÉRIAS POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL
DEVIDO APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA NO SOLO**

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

Co-orientadora: Professora Dra. Fabiana Gisele da Silva Pinto
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, UNIOESTE - Cascavel

Professora Dra. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates
Universidade Tecnológica Federal, UTFPR - Londrina

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

Cascavel, 12 de Julho de 2010

BIOGRAFIA

Natássia Jersak Cosmann, nascida em 27 de agosto de 1985, na cidade de Seara, estado de Santa Catarina, filha de Elisabete Inês Jersak Cosmann e Enio Cosmann, cursou o ensino médio no ano de 2003, no Colégio La Salle Peperi, na cidade de São Miguel do Oeste, Santa Catarina. Obteve o título de bacharel em Ciências Biológicas no ano de 2007 pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), *campus* de Cascavel, Paraná. Ingressou em 2008 no Programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola da UNIOESTE, na área de concentração de recursos hídricos e saneamento ambiental.

Dedico em especial aos meus pais Enio e Elisabete
e ao meu esposo Junior,
pela compreensão, companheirismo e
incentivo à realização deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. Silvio César Sampaio e à professora Dra. Fabiana Gisele da Silva Pinto, pela amizade e orientação durante todas as fases do projeto;

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola e aos seus professores e funcionários;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro na concessão da bolsa de estudos;

Aos colegas discentes, em especial à Franciele Bernardi, Denise Palma e Jonathan Dieter, pelo auxílio, amizade e companheirismo durante essa fase;

Ao *campus* da UNIOESTE de Cascavel e aos seus funcionários pela colaboração, em especial ao Edison, Edevan, Seu Ciro, Marcinho, Argeu, Ricardo e Sebastião;

As professoras Dras. Simone Damasceno Gomes e Kátia Valéria Marques Cardoso Prates pela contribuição ao trabalho.

A todos que, de diferentes formas, contribuíram para a realização deste trabalho.

TRANSPORTE DE NUTRIENTES E BACTÉRIAS POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL DEVIDO A APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA NO SOLO

RESUMO

A suinocultura é uma atividade econômica característica da região Sul do Brasil, e no estado do Paraná tem relevada importância econômica e social. Entretanto, esta atividade pode apresentar baixa qualidade ambiental, pois promove a geração de grandes volumes de resíduos líquidos com elevado poder poluente devido às suas características físicas, químicas e microbiológicas. A destinação da água residuária da suinocultura (ARS) é um fator importante frente à sobrevivência e expansão desta atividade. A disposição da ARS no solo é uma alternativa para o destino dos resíduos, porém são necessários estudos para que se considerem as doses que devem ser aplicadas em cada situação regional para que esta prática não prejudique o meio ambiente, principalmente comprometendo os recursos hídricos e a sanidade pública através do aporte de patógenos e nutrientes em águas superficiais. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial de poluição difusa da disposição de ARS em um Latossolo Vermelho Distroférico sem cobertura vegetal. Visando contribuir com tal objetivo, utilizaram-se cinco doses de ARS (0, 25, 50, 75 e 100 m³.ha⁻¹) e chuva simulada de 60 mm.h⁻¹ para promover o escoamento superficial. As frações escoadas superficialmente das parcelas experimentais alocadas no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA) da UNIOESTE de Cascavel, PR, foram coletadas em cinco volumes escoados durante a duração da chuva simulada, e avaliaram-se os parâmetros: série de sólidos, pH, condutividade elétrica (CE), nitrogênio total (N), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrato+nitrito (NO₃⁻+NO₂⁻), fósforo (P), cobre (Cu⁺²), zinco (Zn⁺²), potássio (K⁺), cálcio (Ca⁺²), magnésio (Mg⁺²), sódio (Na⁺) e micro-organismos indicadores ambientais (coliformes totais (CT), temotolerantes (EC) e enterococos (ENT)) segundo as metodologias descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998). Procedeu-se a análise dos dados mediante análises de regressão em que o modelo potencial foi indicado para todos os parâmetros avaliados. Observou-se que as concentrações de N, N-NH₄⁺, NO₃⁻+NO₂⁻, P, K⁺, Na⁺, Ca⁺², Mg⁺², CT, EC e ENT nas frações escoadas foram dependentes das doses de ARS aplicadas e podem influenciar na qualidade do solo e das águas superficiais. Também se verificou a possibilidade de aplicação de um único modelo para prever o comportamento do N e suas formas, bem como dos parâmetros biológicos analisados. A partir dos expoentes das equações potenciais foi proposta uma matriz de potencial de poluidor difuso (MPPD), a qual permite indicar e comparar os respectivos potenciais poluidores entre todos os parâmetros avaliados. A MPPD indicou que os parâmetros biológicos superam os químicos na seguinte ordem: CT > EC > ENT > N-NH₄⁺ > K⁺ > Mg⁺² > NO₃⁻+NO₂⁻ > P > N.

PALAVRAS-CHAVE: poluição difusa, agricultura, recursos hídricos.

NUTRIENTS AND BACTERIAL TRANSPORT BY RUNOFF DUE APPLICATION OF SWINE WASTEWATER IN THE SOIL

ABSTRACT

The swine activity is a characteristic of the south region of Brazil, and in the State of Parana it has been of outstanding economical and social importance. However, this activity presents low environmental quality due to the generation of great volumes of liquid residues with elevated pollutant power due to his physical, chemical and microbiological characteristics. The destination of the swine wastewater (SW) is an important factor for the survival and expansion of this activity. The application of the SW in the ground it is an alternative destination the residues, however, it is necessary that studies be carried out considering the rates which must be applied in each regional situation so that this practice does not damage the environment, especially affecting water resources and public health through the addition of pathogens in surface waters. Accordingly, the objective was to evaluate the potential for diffuse pollution of the provision of ARS in a loamy soil without a cover. In order to achieve this goal, we used five doses of SW (0, 25, 50, 75 and 100 m³.ha⁻¹) and simulated rainfall of 60 mm.h⁻¹ to promote runoff. Fractions disposed on the surface of the plots allocated in the Experimental Center of Agricultural Engineering (NEEA) of Western Paraná State University (UNIOESTE), Cascavel, PR, were collected in five volumes sold during the duration of simulated rain and evaluated the pH, electrical conductivity (EC), series of solids, total nitrogen (N), ammonia nitrogen (NH₄⁺), nitrate + nitrite (NH₃⁻+NH₂⁻), phosphate (P), copper (Cu⁺²), zinc (Zn⁺²), potassium (K⁺), calcium (Ca⁺²), magnesium (Mg⁺²), sodium (Na⁺) and micro-environmental indicator organisms (total coliforms (TC) faecal coliforms (EC) and enterococci (ENT)) according to the methods described by Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998). Proceeded to analyze the data through regression analysis, in which the model potential was shown for all parameters. It was observed that concentrations of N, N-NH₄⁺, NO₃⁻+NO₂⁻, P, K⁺, Na⁺, Ca⁺², Mg⁺², TC, EC and ENT disposed in the fractions were dependent on the applied doses of ARS, and may influence quality of soil and surface water. There was also the possibility of applying a single model to predict the behavior of N and its forms as well as the biological parameters analyzed. Since the exponents of the potential equations was proposed a matrix of potential polluter diffuse (MPPD), which allows display and compares their potential pollutants among all parameters. The MPPD indicated that the chemical outweighs the biological parameters in the following order: CT> EC> ENT> N-NH₄⁺> K⁺> Mg⁺²> NO₃⁻+NO₂⁻> P> N.

Key-words: non-point pollution, agriculture, water resources.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS

LISTA DE FIGURAS

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1 Cenário da suinocultura paranaense.....	3
2.2 Condição dos recursos hídricos no Paraná.....	4
2.3 Resíduos de suínos	8
2.3.1 Caracterização físico-química e microbiológica dos resíduos de suínos	8
2.3.2 Poder poluente dos resíduos suínos	9
2.4 Reuso da água residuária da suinocultura na agricultura	13
2.5 Escoamento superficial e poluição difusa.....	15
3 MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1 Caracterização geográfica e ambiental da área da pesquisa	18
3.2 Implantação do experimento na área da pesquisa	19
3.3 Informações sobre a água residuária da suinocultura utilizada no experimento	20
3.4 Simulação dos eventos de precipitação	21
3.5 Descrição das doses de ARS aplicadas.....	23
3.6 Coleta e análise das frações escoadas superficialmente	24
3.7 Análises dos resultados	25
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	26
4.1 Dinâmica do escoamento superficial	26
4.2 Análises do pH e condutividade elétricas das frações escoadas.....	27
4.3 Análise do nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato+nitrito das frações escoadas	28
4.4 Análise do fósforo total das frações escoadas	31
4.5 Análise do cobre e zinco das frações escoadas.....	32
4.6 Análise do potássio, sódio, cálcio e magnésio das frações escoadas.....	34
4.7 Análise de coliformes totais, termotolerantes e enterococos das frações escoadas... 37	
4.8 Relação entre micro-organismos e sólidos suspensos totais.....	41
4.9 Matriz de Potencial Poluidor Difuso dos parâmetros químicos, físicos e biológicos....	43
5 CONCLUSÕES	46
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Características físico-químicas e microbiológicas dos resíduos suínos (fezes + urina)	8
Tabela 2	Produção média de esterco (Kg), esterco+urina (Kg) e resíduos líquidos (L) por animal por fase	9
Tabela 3	Níveis de nutrientes e coliformes fecais aceitáveis para lançamento de efluente suinícola em curso d'água no estado do Rio Grande do Sul	11
Tabela 4	Micro-organismos indicadores utilizados para análise de risco associado ao uso de águas residuárias pecuárias na agricultura	11
Tabela 5	Caracterização química do solo do NEEA	19
Tabela 6	Caracterização microbiológica e do pH do solo de cada parcela experimental alocada no NEEA	19
Tabela 7	Caracterização da ARS utilizada no experimento	20
Tabela 8	Umidade do solo, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis das frações escoadas, tempo de início do escoamento superficial e tempos para os respectivos valores escoados para as doses de ARS	26
Tabela 9	Equações, R^2 e p-valor obtidos para o nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato+nitrito das frações escoadas	29
Tabela 10	Teste de comparação de coeficientes angulares e lineares das curvas das frações amostradas para nitrogênio total, nitrato+nitrito e nitrogênio amoniacal para as doses de ARS aplicadas	30
Tabela 11	Equações, R^2 e p-valor obtidos para o fósforo nas frações escoadas	32
Tabela 12	Teste t das médias de zinco ao nível de 5% de significância	33
Tabela 13	Equações, R^2 e p-valor obtidos para o potássio, magnésio, cálcio e sódio nas frações escoadas	37
Tabela 14	Concentrações ($NMP.100mL^{-1}$) de coliformes totais, coliformes termotolerantes e enterococos nas frações escoadas	38
Tabela 15	Equações, R^2 e p-valor obtidos para os micro-organismos indicadores nas frações escoadas	40
Tabela 16	Teste de comparação de coeficientes angulares e lineares das curvas das frações amostradas para coliformes totais, coliformes termotolerantes e enterococos para as doses de ARS aplicadas	40
Tabela 17	Expoentes obtidos para cada parâmetro avaliado, em ordem decrescente	43
Tabela 18	Proporções obtidas entre os expoentes dos modelos potenciais dos parâmetros avaliados	43

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Mapa do estado do Paraná e suas Bacias Hidrográficas	4
Figura 2	Bacia Hidrográfica do Paraná III e principais sub-Bacias	5
Figura 3	Três prováveis estados em que os micro-organismos podem existir na mistura solo-resíduo: micro-organismos aderidos ao resíduo, micro-organismos aderidos às partículas de solo e/ou micro-organismos livres	12
Figura 4	Cenários propostos de transporte. (a) mostra a incorporação de micro-organismos livres nos poros de solo (i) e filmes de água (ii) no escoamento superficial, (b) mostra o arraste de resíduos ou partículas de solo no escoamento superficial, como resultado de pingos de chuva (i) ou de escoamento (ii) desprendimento; (c) mostra a separação dos micro-organismos da superfície do solo, como resultado das gotas de chuva (i) ou do escoamento (ii) desprendimento	17
Figura 5	Localização geográfica do município de Cascavel/PR e da área do NEEA	18
Figura 6	Mini-estufa, calha e mangueira para coleta do escoamento	20
Figura 7	Simulador de chuvas Infi/Asper/UFMS	21
Figura 8	Bandeja utilizada na calibração do simulador de chuvas	22
Figura 9	Gabarito desenvolvido por Nascimento (2005) e utilizado para a centralização do simulador de chuvas na parcela	23
Figura 10	Comportamento do nitrogênio total (N), nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) e nitrato+nitrito ($NO_3^-+NO_2^-$) escoados em função das doses de ARS aplicadas	28
Figura 11	Comportamento do fósforo total (P) escoado em função das doses de ARS aplicadas	31
Figura 12	Comportamento do zinco (Zn^{+2}) escoado em função das doses de ARS aplicadas	33
Figura 13	Comportamento do potássio (K^+) escoado em função das doses de ARS aplicadas	34
Figura 14	Comportamento do sódio (Na^+) e do cálcio (Ca^{+2}) escoado em função das doses de ARS aplicadas	35
Figura 15	Comportamento do magnésio (Mg^{+2}) escoado em função das doses de ARS aplicadas	36
Figura 16	Comportamento dos coliformes totais (CT), coliformes termotolerantes (EC) e enterococos (ENT) escoados em função das doses de ARS aplicadas	39
Figura 17	Correlação entre as concentrações de coliformes totais (a), coliformes termotolerantes (b) e enterococos (c) e as cargas de sólidos suspensos totais	42

1 INTRODUÇÃO

A preservação dos recursos hídricos em quantidade e qualidade para sobrevivência humana é uma das questões ambientais mais preocupantes e discutidas da atualidade.

O material fecal gerado a partir da produção pecuária é a principal fonte de poluição microbiana em bacias hidrográficas agrícolas, e dentre as principais fontes poluidoras estão os efluentes gerados pela suinocultura. Esta é uma problemática localizada principalmente na Região Sul do Brasil, a qual apresenta a maior concentração de suínos do país e grave concentração de resíduos.

A suinocultura é uma característica econômica desta região, sendo o estado de Santa Catarina o maior produtor regional da América Latina. O Paraná é o segundo maior produtor, sendo a atividade praticada principalmente no Oeste do estado, e que o modelo de criação adotado, no qual os animais permanecem confinados em pequenas áreas e os sistemas de higienização propiciam a geração de grandes volumes de resíduos, manejados principalmente na forma líquida. Para o ano de 2008 foi previsto para o estado produzir 5.166 cabeças, representando 13,5% da produção nacional (ABIPECS, 2009).

O setor de produção suinícola demanda anualmente 25 milhões de m³ de água e são gerados 16 milhões de m³ de efluentes. É um setor de baixa qualidade ambiental, pois os resíduos mal manejados poluem as águas, os solos e o ar e permitem a proliferação descontrolada de insetos e micro-organismos. Considerando que o potencial poluidor dos resíduos de suínos equivale a aproximadamente 3,5 vezes o potencial do esgoto sanitário, a capacidade poluente da atividade suinícola é superior à de muitas outras espécies (HENN, 2006).

A preocupação com a poluição ambiental tornou a destinação dos resíduos de suínos uma ameaça à sustentabilidade e expansão da atividade. Exemplo disso são os diversos estudos desenvolvidos em Santa Catarina, onde apenas 15% das propriedades dispõem, de alguma forma, de manejo de resíduos (BELLI FILHO *et al.*, 2001).

As relações comerciais desta atividade podem ser afetadas pela atitude ambientalista dos fornecedores, visto que os setores produtivos que atuam na exportação de seus produtos devem seguir as recomendações das séries de normas ISO 14.000 – Gestão Ambiental, as quais foram inicialmente elaboradas visando o “manejo ambiental”, que significa “o que a organização faz para minimizar os efeitos nocivos ao ambiente causados pelas suas atividades” (EMBRAPA, 2009).

A água residuária é conhecida por se apresentar como a mescla de resíduos sólidos e líquidos carreados pela água de lavagem das baias e seus principais constituintes são as fezes, urina, água, alimento desperdiçado, cama, solo e outras partículas.

Como alternativa para o destino dos resíduos, o reuso da água residuária da suinocultura (ARS) na agricultura é uma atividade praticada na região Oeste do Paraná. A aplicação ocorre, normalmente, no período entre-safra, quando o solo apresenta-se sem nenhuma vegetação de cobertura e atua como fertilizante, pois é fonte de elementos químicos prontamente, ou que, após o processo de mineralização, estarão disponíveis e de recurso hídrico para as culturas.

Os elementos presentes na ARS incluem o fósforo, nitrogênio, cobre, zinco, matéria orgânica, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, boro, cloro, molibdênio, níquel, entre outros incluídos nas dietas dos animais. Além dos nutrientes, a ARS apresenta microorganismos patogênicos, os quais não são totalmente removidos pelos processos de armazenagem e tratamento dos resíduos, como esterqueiras, lagoas e biodigestores. Em alguns casos, estes organismos podem persistir no solo e serem transportados por escoamento para águas superficiais e subterrâneas, ocasionando contaminação patogênica em detrimento à saúde humana, de animais e ao ecossistema podendo contribuir como uma forma de poluição difusa.

Dessa maneira, é necessário estabelecer a dose de aplicação adequada e monitoramento qualitativo da água residuária para que não haja o comprometimento dos recursos naturais. A capacidade de suporte dos dejetos no solo e as alterações que estes provocam em suas características físicas, químicas e biológicas e no escoamento superficial são alguns dos aspectos que necessitam ser estudados para uso deste resíduo sem prejudicar o meio ambiente.

Embora existam trabalhos que visem conhecer a interação da ARS no sistema água-solo-planta-atmosfera, ainda é incipiente o conhecimento científico sobre a dinâmica do escoamento superficial nos aspectos físicos, químicos e microbiológicos quando faz-se a disposição de águas residuárias em solos agrícolas.

Para avaliar a poluição difusa ocasionada no escoamento superficial, a partir de alguns tipos de manejo do solo da região, a instalação de parcelas no campo onde as amostras escoadas originadas de precipitação controlada são coletadas e analisadas em laboratório é de grande importância. Entretanto, o desenvolvimento de indicadores que auxiliem os produtores nas tomadas de decisões ambientalmente saudáveis (corretas) no que diz respeito à aplicação destes resíduos em solos agrícolas passa a ser fundamental.

O objetivo desta pesquisa foi avaliar a dinâmica do escoamento superficial tendo como ênfase o potencial de poluição difusa de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos decorrente da aplicação de água residuária da suinocultura em um Latossolo Vermelho Distroférrico sem cobertura vegetal utilizando simulador de chuva para controle de precipitação.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Cenário da suinocultura paranaense

A importância da suinocultura no Brasil é refletida em sua produção expressiva. A cadeia suína brasileira, com 30 milhões de cabeças, produção de 3 milhões de toneladas de carne, geração de 630 mil empregos diretos e indiretos, é uma importantíssima atividade econômica (ABIPECS, 2009).

Segundo dados da Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora da Carne Suína – ABIPECS (2009) a oferta de suínos para abate aumentou 3,8%, passando de 34,2 milhões de cabeças em 2007, para 35,5 milhões em 2008. No período, os abates sob Inspeção Federal (SIF) atingiram 25,8 milhões de cabeças, um crescimento de 6% em relação a 2007, sendo a carne suína a terceira opção mais procurada pelos brasileiros e seu consumo no Brasil estimado em 13,44 kg.hab.ano⁻¹.

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2009) o maior percentual de abate de suínos encontra-se na região Sul do país, que concentra 69,1% do total. A 2ª principal região é a Sudeste com 16,7% do abate. Santa Catarina participa com 28,7% da produção e o Paraná com 22,7%, sendo estes os dois principais estados que abatem suínos.

A suinocultura paranaense destaca-se entre as mais importantes do país, com uma capacidade de abate em torno de 4,7 milhões de animais no ano de 2008, possuindo neste ano 235 mil matrizes alojadas e apresentando produção de 5.049 mil cabeças de suínos. (IBGE, 2009).

De acordo com a Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento – SEAB e do Departamento de Economia Rural – DERAL (2003), o maior pólo abatedor do estado encontra-se na região de Toledo (41,0%), seguido da região de Ponta Grossa (24,0%) e Cascavel (13%).

No Paraná, assim como na maioria dos estados brasileiros, a produção de suínos assume importância econômica e social porque é fundamentada na pequena e média propriedade familiar com a complementaridade das atividades agrícolas – milho, soja, suíno. A atividade gera atualmente 217 mil empregos diretos e 298 mil empregos indiretos e a atividade é desenvolvida em 136 mil propriedades (LUDKE, 2009).

2.2 Condição dos recursos hídricos no Paraná

O estado do Paraná tem uma área territorial de 199.324 km², e está dividido em 12 Unidades Hidrográficas (UH). São elas: Litorânea, Alto Iguaçu, afluentes do Rio Negro e afluentes do Rio Ribeira, Itararé, Cinzas, Paranapanema 1 e Paranapanema 2, Alto Tibagi, Baixo Tibagi, Pirapó, do Paranapanema 3 e do Paranapanema 4, Alto Ivaí, Baixo Ivaí e do Paraná 1, Piquiri e do Paraná 2, Paraná 3, afluentes do Médio Iguaçu e afluentes do Baixo Iguaçu. “Define-se Unidade Hidrográfica para fins da Resolução nº. 49 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CERH/PR, de 20 de dezembro de 2006, a área cuja abrangência pode ser a bacia hidrográfica na sua totalidade, conjunto de bacias hidrográficas ou parte de bacias hidrográficas.” (SUDERHSA, 2006)

Na Figura 1 está apresentado o mapa com a divisão do estado do Paraná em suas 12 UH.



Figura 1 Mapa do estado do Paraná e suas Unidades hidrográficas
Fonte: SUDERHSA, 2006.

A região do município de Cascavel, local de estudo desta pesquisa, faz parte de três BH: Bacia do Piquiri, Bacia do Iguaçu e Bacia do Paraná III. Na área urbana do município há o encontro das três BH, e a rede de drenagem converge predominantemente para Noroeste, sentido do Lago de Itaipu Binacional (TOSIN, 2005).

A BH do Paraná III possui uma área de 8.389 Km² e constitui-se como uma bacia peculiar em termos de uso e conservação dos recursos hídricos no estado. A área de drenagem desta BH contribui para o reservatório de Itaipu Binacional, apresentando conflitos potenciais pela geração de energia elétrica, intensificação da suinocultura na região, pelas atividades agropastoris já existentes e crescimento urbano. Os principais afluentes são o rio São Francisco, que nasce em Cascavel, o rio Guaçu, que nasce em Toledo, o rio São Francisco Falso, que nasce em Céu Azul, e o rio Ocoí, que nasce em Matelândia, envolvendo 27 municípios com população de 997.503 habitantes (SUDERHSA, 2007b). Na Figura 2 está apresentada a BH do Paraná III e principais Sub-Bacias.

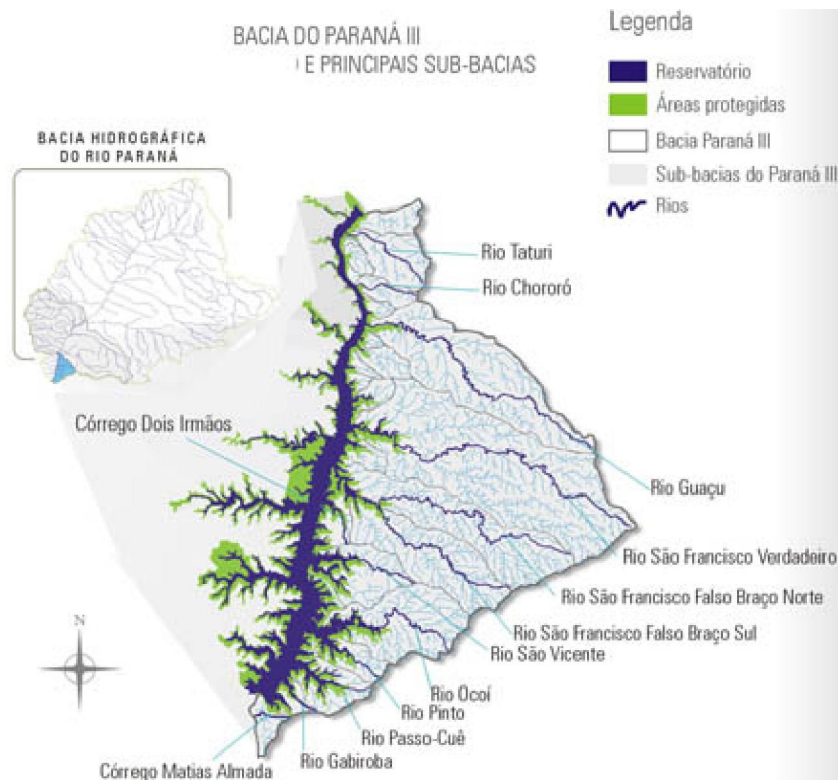


Figura 2 Bacia Hidrográfica do Paraná III e principais Sub-Bacias
Fonte: Ache Tudo e Região, 2009.

A qualidade e quantidade das águas numa BH são reflexos das atividades humanas de uso e ocupação desta Bacia. Segundo a Agência Nacional de Águas – ANA (2009) existe uma grande variedade de problemas relacionados à qualidade dos corpos d'água superficiais no país, e as principais fontes que alteram a qualidade das águas podem ser resumidas nos seguintes itens: esgotos domésticos, efluentes industriais, efluentes da agricultura, desmatamento e manejo inadequado do solo, mineração, resíduos sólidos, efluentes da suinocultura, poluição difusa em áreas urbanas, salinização, acidentes ambientais, construção de barragens e aquicultura.

Conforme descrito pelo Programa Nacional do Meio Ambiente II – PNMA (2002), estima-se que mais de 12.000 suinocultores paranaenses estejam instalados na região da BH do Paraná III, com cerca de 1,4 milhões de cabeças, e o abate atinge o volume de 6 mil animais por dia.

Visto que a ocupação e uso do solo pelas atividades agropecuárias alteram sensivelmente os processos biológicos, físicos e químicos dos sistemas naturais (MERTEN & MINELLA, 2002), a suinocultura é uma atividade potencialmente poluidora dos compartimentos do ecossistema.

De acordo com Assis e Muratori (2007), o processo poluidor dos recursos hídricos, no caso da suinocultura de confinamento praticada na região sul do Brasil, é decorrente do manejo inapropriado dos resíduos, que são gerados em quantidades elevadas, em função da especialização e alta concentração de granjas suinícolas, e tem ocorrido de forma acidental e involuntária, seja por precariedade das instalações, seja por despreparo técnico do produtor, ou ainda por ambos os motivos, sendo que o manejo da água na produção de suínos é um dos principais pontos de deficiência no controle da poluição hídrica causada por uma criação em confinamento.

Conforme observado por Seganfredo (2006), quando se avalia os riscos de poluição ambiental causados pelos resíduos suínos, as primeiras questões levantadas são de que não se deve lançá-los nos rios, pois isso causaria a sua poluição, e de que se os mesmos forem usados como fertilizante, resolve-se o problema. No entanto, os resíduos suínos são utilizados num ambiente onde plantas, solo, águas e atmosfera formam um sistema no qual um fator depende ou interfere no outro.

À medida que as entradas no sistema são maiores que as capacidades de assimilação dos nutrientes dos resíduos pelas plantas, poderão ocorrer alterações indesejáveis nos ambientes aquáticos e terrestres.

Por meio do ciclo hidrológico, as chuvas sobre as vertentes irão formar o deflúvio (escoamento) superficial que irá carrear sedimentos e poluentes para a rede de drenagem. Desta forma, o rio é um integralizador dos fenômenos ocorrentes nas vertentes da bacia, que pode ser avaliado pelos parâmetros de qualidade da água (MERTEN & MINELLA, 2002).

A descontaminação da água descartada pelas criações de animais é o fator de maior importância para a prevenção da poluição nos ecossistemas aquáticos no estado do Paraná, visto que dados obtidos da SUDERHSA (2007b) mostram que 63,86% do abastecimento público de água são provenientes da captação de águas superficiais e 31,64% de mananciais subterrâneos, e que o consumo total na BH do Paraná III corresponde a 6,5% do total do estado.

Conforme Rech, Schoenhals & Follador (2008), a preocupação com a poluição do meio ambiente e, de maneira especial, com os recursos hídricos, tornou a destinação dos

resíduos suínos uma ameaça à sobrevivência e expansão da atividade suinícola, tendo em vista que o aumento da produção não veio acompanhado de medidas com objetivos de minimizar o impacto ambiental.

Os diversos estudos realizados em Santa Catarina, por exemplo, têm relatado sinais da gravidade do problema pelos altos índices de contaminação das águas superficiais decorrentes desta atividade pecuária. Esta questão é ainda mais preocupante quando se analisa a geografia do local, pois a geologia, o clima e o relevo exercem forte influência sobre a formação e distribuição dos solos e sobre o ciclo hidrológico, interferindo de forma acentuada nos sistemas de produção agrícola, nas estratégias de zoneamento de cultivos, criações e no manejo de resíduos e efluentes gerados pela criação de animais em confinamento neste estado (SEGANFREDO, 2002; ASSIS & MURATORI, 2007).

Considerando que o controle da poluição está diretamente relacionado com a proteção da saúde, garantia do meio ambiente ecologicamente equilibrado e a melhoria da qualidade de vida, a Resolução CONAMA N° 357/2005 dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes em um determinado corpo de água (BRASIL, 2008).

Assim sendo, buscam-se soluções integradas onde as BH passam a ser referência no planejamento de ações interventivas na suinocultura, com a atenção aos resíduos, adequando-os aos padrões ambientais desejáveis à sustentabilidade dos recursos naturais.

Nesse sentido, os comitês de Bacias Estaduais são órgãos normativos que deliberam sobre as ações a serem exercidas na área de abrangência da BH e que são executadas pelas Agências de Bacia, no caso do Paraná, pela SUDERHSA. Estes comitês são previstos na Lei que instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei 12.726/1999) e foram regulamentados pelo Decreto Estadual 2.315/2000. A Bacia do Paraná III possui um Comitê de Bacia instituído pelo Decreto Estadual nº. 2924, de 05 de maio de 2004 (SUDERHSA, 2007b).

Segundo Seganfredo (2006), o conceito e a proposta de trabalho das microbacias hidrográficas são originados da interdependência dos fatores uso e ocupação do solo na BH e da necessidade de participação de todos na solução dos problemas e manutenção da qualidade da água nesta.

2.3 Resíduos de suínos

2.3.1 Caracterização físico-química e microbiológica dos resíduos de suínos

Caracterizam-se os resíduos suínos como sendo um resíduo escuro, com cores variando em tons de cinza, marrom ou preto. Apresentam características físicas, químicas e biológicas bastante variáveis. No entanto, sempre com elevadas concentrações orgânicas. Possui odor desagradável e sua consistência varia do líquido ao pastoso, composto por sólidos em suspensão, sedimentáveis e dissolvidos. Além dos sólidos, a urina, a água de bebedeira dos animais e a água utilizada para limpeza das instalações de criação, quando em confinamento, integram os resíduos, tornando-os mais ou menos diluídos (HENN, 2006).

As características físicas, químicas e microbiológicas dos resíduos suínos são evidenciadas através de uma série de trabalhos já realizados (Tabela 1). Como podem ser observadas, as características mostram-se extremamente variáveis e de difícil comparação.

Tabela 1 Características físicas, químicas e microbiológicas de resíduos suínos (fezes + urina).

Parâmetros	Autores					
	Dal Bosco (2007)	Santos <i>et al.</i> (2007)	Cools <i>et al.</i> (2001)	Henn (2006)	Pappas <i>et al.</i> (2008)	Freitas <i>et al.</i> (2005)
pH	7.73	--	--	6.60	--	7.4
Nitrogênio total	801.67	--	--	1.990	3.137	--
Nitrito	2.03	365.51	--	--	--	--
Nitrito	1.52	15.51	--	--	--	8.3
Amônia	556,70	6.922	--	625	--	3.962
Fósforo total	92.19	--	--	712	1.100	67.4
Potássio	543.33	--	--	--	1.578	696
Cálcio	50.97	--	--	--	--	548.5
Magnésio	23.77	--	--	--	--	63
Sódio	--	--	--	--	--	112.3
Zinco	1.17	--	--	--	--	19.18
Cobre	0.20	--	--	--	--	1.57
DQO	1.444	31.050	--	43.368	--	--
DBO	671.04	--	--	21.300	--	1.111
Sólidos Totais	2.640	97.146	--	36.110	--	1.235
Sólidos Fixos	1.346	23.216	--	10.880	--	--
Sólidos Voláteis	1.293	73.930	--	25.230	--	--
Coliformes Totais	--	1,6.10 ⁷ *	--	--	--	--
Col.	--	1,6.10 ⁷ *	--	--	2,5x10 ⁶ *	--
Termotolerantes	--	--	--	--	--	--
<i>E. coli</i>	--	--	2x10 ⁶ **	--	7,7x10 ⁵ *	--
<i>Enterococcus</i>	--	--	1x10 ⁶ **	--	11x10 ⁶ *	--

¹ Todos os parâmetros, exceto pH e micro-organismos, estão expressos em mg.L⁻¹

* Os micro-organismos estão expressos em UFC.100mL⁻¹

** Os micro-organismos estão expressos em UFC.g⁻¹

Segundo Perdomo, Lima & Nones (2001), as características dos resíduos estão associadas ao sistema de manejo adotado e aos aspectos nutricionais, apresentando

grandes variações na concentração dos seus elementos entre produtores e dentro da própria granja. O tipo de bebedouro e o sistema de higienização adotado (frequência e volume de água utilizada), bem como o número e categoria de animais também influenciam o volume de resíduos.

De acordo com Ritter (2001), os resíduos de animais contêm uma grande quantidade de micro-organismos provenientes do intestino dos mesmos. Estes resíduos são fontes potenciais de aproximadamente 150 doenças.

2.3.2 Poder poluente dos resíduos suínos

A criação de animais, no mundo todo, produz grandes quantidades de resíduos e, dentro deste contexto, a poluição causada pela atividade suinícola moderna é um problema que vem se agravando, sendo que atinge a todos os compartimentos do ambiente (água, solo e ar).

Segundo Diesel, Miranda & Perdomo (2002), a capacidade poluente dos resíduos suínos é superior à de outras espécies e, utilizando-se do conceito de equivalente populacional, uma granja com 600 animais possui um poder poluente semelhante ao de um núcleo populacional de aproximadamente 2100 pessoas.

Conforme Jelineck (1977), citado por Perdomo, Lima & Nones (2001), a quantidade total de resíduos produzidos varia de acordo com o peso corporal dos animais, e estima-se que um suíno (na faixa de 16 a 100 kg de peso vivo) produz de 8,5 a 4,9% de seu peso corporal em urina + fezes diariamente.

Na Tabela 2 é apresentada a quantidade diária de resíduos produzidos de acordo com as fases de crescimento dos animais. Isto está estabelecido na Instrução Normativa 11 da Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina – FATMA (2004), que também define o tempo de permanência dos resíduos na estrutura de armazenagem/tratamento em 120 dias.

Tabela 2 Produção média diária de esterco, esterco + urina e resíduos líquidos por animal por fase.

Categoria de suínos	Esterco (Kg)	Esterco + Urina (Kg)	Resíduos líquidos (L)
25-100 Kg	2.30	4.90	7.00
Porcas em gestação	3.60	11.00	16.00
Porcas em lactação	6.40	18.00	27.00
Machos	3.00	6.00	9.00
Leitão desmamado	0.35	0.95	1.40
Média	2.35	5.80	8.60

Fonte: Oliveira *et al.* (1993); FATMA (2004).

Conforme descrito por Nogueira & Silva (2006), a geração de poluentes através das fezes, urina e gases demonstram que a eficiência do processo de digestão do suíno é limitada, o que faz com que a suinocultura seja uma das atividades agropecuárias com

maior impacto ambiental e, como tal, intensivamente vigiado por órgãos de proteção ambiental.

A causa principal da poluição causada pelos resíduos suínos é sua disposição direta sem tratamento nos cursos de água e no solo, o que acarreta desequilíbrios ecológicos e poluição em função da redução do teor de oxigênio dissolvido na água, disseminação de patógenos e contaminação das águas potáveis com amônia, nitratos e outros elementos tóxicos (DIESEL, MIRANDA & PERDOMO, 2002).

Conforme Merten & Minella (2002), a degradação dos mananciais, proveniente do escoamento superficial de áreas agrícolas, ocorre principalmente devido ao aumento da atividade primária de plantas e algas em decorrência do aporte de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo provenientes das lavouras fertirrigadas com resíduos de animais confinados.

A aplicação de resíduos líquidos de suínos no solo promove o acúmulo de nutrientes, aumento na soma de bases do solo, capacidade de troca de cátions (CTC) e alumínio trocável, além do decréscimo de pH e saturação por bases (QUEIROZ *et al.*, 2004), podendo tornar o solo salino (FREITAS *et al.*, 2005).

De acordo com Perdomo, Lima & Nones (2001), o nitrogênio (N) é o nutriente que exige maiores cuidados, pois além de limitar o desenvolvimento da maioria das culturas, é o mais sujeito a transformações biológicas e perdas, seja na armazenagem ou no solo, sendo que os teores de nitrato detectados no lençol freático de solos tratados com altas quantidades de resíduos líquidos ($160 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) são 10 vezes maiores que os de solos não tratados.

Conforme Smith *et al.* (2007), quando o resíduo suíno é aplicado na superfície do solo, o risco à qualidade da água pelo transporte de nitrogênio e fósforo é muito maior que o risco causado pelos fertilizantes inorgânicos, no caso da ocorrência de precipitação e consequente escoamento superficial um dia após a aplicação. Entretanto, conforme aumenta o tempo entre a aplicação do resíduo e o primeiro evento de chuva, o risco de perda de nitrogênio e fósforo diminui, enquanto que para os fertilizantes inorgânicos mantêm um risco elevado de perdas destes nutrientes no decorrer do tempo, especialmente as perdas de fósforo solúvel.

Além dos macronutrientes essenciais, os resíduos de suínos, devido à suplementação oferecida aos animais, contêm micronutrientes com características de metais pesados, como o zinco, o manganês, o cobre e o ferro. Conforme Scherer & Baldissera (1994), os metais pesados, embora em baixas concentrações, apresentam elevada toxicidade.

De acordo com Zhu (2000), outro problema referente ao manejo dos resíduos suínos é a volatilização da amônia e a liberação de odores ofensivos (ácidos graxos voláteis, indóis e fenóis, amônia volátil e compostos contendo enxofre volátil).

Todos estes problemas estão claramente associados, direta ou indiretamente, à composição da comunidade microbiana presente e às transformações físico-químicas que ocorrem nos resíduos suínos (ZHANG, 1996 citado por CASTRO *et al.*, 2005).

Os resíduos aplicados ao solo ou armazenados em esterqueiras cheias põem em risco a sanidade pública. Numerosos fatores, como o clima, tipo de solo, dose de infiltração, topografia, espécie do animal, saúde dos animais e a presença de organismos hospedeiros, influenciam a natureza e a quantidade de organismos promotores de doenças que alcançarão os corpos hídricos (RITTER, 2001).

Na Tabela 3 apresentam-se os padrões exigidos pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM) do estado do Rio Grande do Sul em relação a nutrientes e coliformes termotolerantes (fecais) para lançamento de efluentes suínico em cursos d'água.

Tabela 3 Níveis de nutrientes aceitáveis para lançamento de efluente suínico em curso d'água no estado do Rio Grande do Sul.

Variáveis	Quantidade
Fósforo total	1 mg.L ⁻¹
Nitrogênio total	10 mg.L ⁻¹
Cobre	0,5 mg.L ⁻¹
Zinco	1 mg.L ⁻¹

Fonte: FEPAM citado por DIESEL *et al.* (2002).

Segundo Gessel *et al.* (2003) os micro-organismos patogênicos encontrados em resíduos que são aplicados no solo podem incluir bactérias, vírus e protozoários. Os efeitos das diferentes práticas de aplicação de resíduos influenciam a persistência dos patógenos na superfície do solo, constituindo uma fonte potencial de contaminação da água.

A Tabela 4 apresenta alguns exemplos de organismos indicadores que têm sido usados para avaliar o risco associado com o uso de águas residuárias das atividades pecuárias na agricultura.

Tabela 4 Micro-organismos indicadores utilizados para análise de risco associado ao uso de águas residuárias pecuárias na agricultura.

Patógenos humanos	Organismos indicadores	Comentário
Bactérias: <i>Shigella</i> , <i>E. coli</i> enterotóxica, <i>Campylobacter</i> , <i>Vibrio</i> <i>cholerae</i>	<i>E. coli</i> , coliformes termotolerantes, coliformes totais, enterococos intestinais	O comportamento de <i>E. coli</i> e enterococos em condições ambientais espera-se refletir os patógenos entéricos, mas não bactérias ambientais como <i>Legionella</i> ou <i>Mycobacterium</i> .

Cont. Tabela 4 Micro-organismos indicadores utilizados para análise de risco associado ao uso de águas residuárias pecuárias na agricultura. 12

Patógenos humanos	Organismos indicadores	Comentário
Vírus: Adenovírus, Rotavírus, Enterovírus, Hepatite A	Bacteriófagos: Colifagos somáticos ou F- RNA fagos	Bacteriófagos são vírus que infectam bactérias. São considerados não-patogênicos aos humanos e podem ser facilmente cultivados e enumerados em laboratório. Geralmente presentes em fezes de animais homeotérmicos, mas certas cepas podem ser humano-específicas.
Protozoários: Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> , cistos de <i>Giardia</i>	<i>Clostridium perfringens</i>	<i>C. perfringens</i> é uma bactéria esporuladora que é muito resistente às condições ambientais.
Helmintos: <i>Ascaris lumbricoides</i> , ovos de <i>Trichuris trichura</i>	Ovos de <i>Ascaris</i>	<i>Ascaris</i> e alguns outros ovos de helmintos (ex. <i>Trichuris</i> , <i>Taeniá</i>) podem ser medidos diretamente e a viabilidade dos ovos pode ser determinada.

Fonte: Mawdsley (1995) e adaptado de Ashbolt *et al.* (2001) citado por Campos (2008).

A Figura 3 ilustra três possíveis estados em que os micro-organismos podem existir na mistura solo-resíduo.

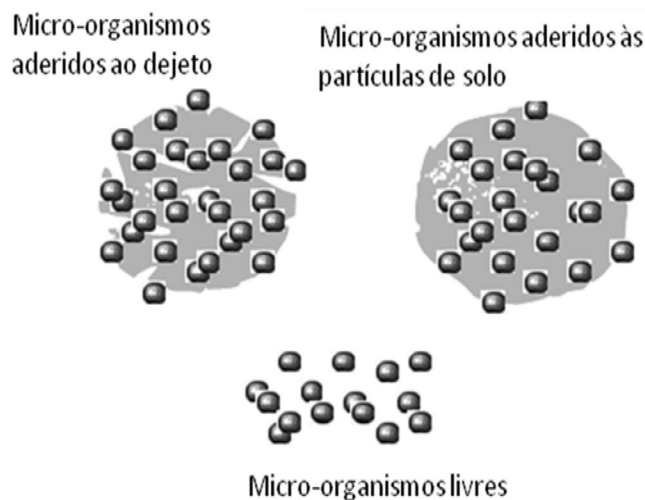


Figura 3 Três prováveis estados em que os micro-organismos podem existir na mistura solo-resíduo: micro-organismos aderidos ao resíduo, micro-organismos aderidos às partículas de solo e/ou micro-organismos livres.

Fonte: Adaptado de Tyrrel & Quinton (2003).

Conforme destacado por Tyrrel & Quinton (2003), a descrição dos fatores que controlam a divisão dos micro-organismos entre os diferentes estados apresentados na

Figura 3 ainda não existe. Também se reconhece que pode haver diferenças significativas na separação dos estados com diferentes grupos microbianos, por exemplo, bactérias e protozoários. Supõe-se que os micro-organismos presentes na superfície do solo apresentem os mesmos processos de erosão que uma partícula de solo agindo sobre eles (desprendimento, transporte e deposição), e que podem ocorrer com os resultados da ação das gotas de chuva e ação da água escoada ou uma combinação de ambos.

De acordo com Cools *et al.* (2001), devido ao uso difundido de antibióticos nas rações dos animais, tem-se selecionado muitos micro-organismos resistentes a várias drogas. Consequentemente, a disposição dos resíduos no solo torna-se um elo para uma possível transferência de bactérias resistentes a antibióticos, dos animais para os humanos, com a liberação de seus genes para o ambiente, e possível transferência destes genes para as bactérias que já habitavam o solo através de plasmídeos, fagos, íntegrans e transposons.

Duriez *et al.* (2008), citado por Topp *et al.* (2008), observaram em *E. coli* presente nos resíduos suínos, que a variedade de genes que conferem potencial de virulência pode ser rapidamente perdida. Durante um exame de seis meses, observou-se que o transporte de genes da virulência era muito mais elevado em populações fecais frescas do que no resíduo líquido armazenado em uma lagoa anóxica. Ao contrário, os perfis de resistência aos antibióticos em *E. coli* eram completamente estáveis no resíduo líquido estocado e completamente dinâmico no resíduo fresco.

2.4 Reuso da água residuária da suinocultura na agricultura

O conceito de reuso de água definido por Brega Filho & Mancuso (2003) é de que este é o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para suprir as necessidades de outros usos benéficos, inclusive o original.

A reutilização de águas residuárias, de uma maneira geral, promove as seguintes vantagens (CIRRA, 2002; HESPANHOL, 2003):

- Ø propicia o uso sustentável dos recursos hídricos;
- Ø minimiza a poluição hídrica nos mananciais, pois evita a descarga de esgotos em corpos de água;
- Ø estimula o uso racional de águas de boa qualidade;
- Ø permite evitar a tendência de erosão do solo e controlar processos de desertificação, por meio da irrigação e fertilização de cinturões verdes, além da conservação do solo através da acumulação de “húmus”;
- Ø possibilita a economia de dispêndios com fertilizantes e matéria orgânica;

- Ø provoca aumento da produtividade agrícola;
- Ø gera aumento da produção de alimentos; e
- Ø permite maximizar a infra-estrutura de abastecimento de água e tratamento de esgotos pela utilização múltipla da água aduzida, elevando assim os níveis de saúde, qualidade de vida e condições sociais de populações associadas ao esquema de reuso.

De acordo com o Centro Internacional de Referência em Reuso de Água – CIRRA (2002), o uso de água pelo setor agrícola, é, no Brasil, de aproximadamente 70% do total. Essa demanda significativa, associada a escassez de recursos hídricos leva a ponderar que as atividades agrícolas devem ser consideradas como prioritária em termos de reuso de efluentes tratados.

Segundo Konzen (2003), a crescente expansão da atividade suinícola no Brasil e conseqüentemente o aumento da produção de resíduos tem pressionado os setores desta atividade a buscarem alternativas que permitam a continuidade da mesma e a conservação da qualidade ambiental. Uma das alternativas para destino deste tipo de resíduo é a sua aplicação no solo, atuando como fertilizante das culturas, como os fertilizantes químicos.

Os resíduos suínos têm sido utilizados como fertilizante do solo porque esses resíduos orgânicos contêm elementos químicos que, ao serem adicionados ao solo, podem constituir nutrientes para o desenvolvimento das plantas. Tais nutrientes, após sua mineralização no solo, têm a mesma função nas plantas, que a dos fertilizantes químicos, ou seja, as plantas podem se desenvolver tanto utilizando os nutrientes que provêm dos resíduos, como dos fertilizantes químicos (BRANDJES *et al.*, 1996 *apud* SEGANFREDO, 1999).

Segundo Soares e Barros *et al.* (2003), na década de 70 o sistema de integração agricultura-suinocultura estava em crescimento no Brasil, contribuindo para o desenvolvimento sócio-econômico rural. Porém, apesar de contribuir fortemente para o desenvolvimento da nação, hoje a legislação ambiental vigente considera a suinocultura intensiva uma fonte de produção altamente poluidora. Em nosso país, o sistema de armazenamento dos resíduos de suinocultura em tanques para posterior aplicação no solo é o método de tratamento e disposição mais comum.

De acordo com Miele & Kunz (2007), a armazenagem e conseqüente disposição no solo sempre foi a estratégia predominante para o destino dos resíduos de suínos no Brasil e no mundo, e se explica, em parte, pela facilidade e baixo custo da técnica e pela possibilidade de reduzir custos de produção de grãos, sobretudo a curto prazo, através da substituição de adubos químicos.

Azevedo *et al.* (2007) destacam que, apesar da descarga de esgoto bruto representar um problema ambiental, ele possui, no entanto, características

agronomicamente desejáveis, devido ao seu potencial como fertilizante, rico em nutrientes, sobretudo em nitrogênio, fósforo e potássio.

São muitas as pesquisas existentes sobre o potencial fertilizante dos resíduos de suínos e a substituição da fertilização química pela biológica em culturas de milho (FREITAS *et al.*, 2005) feijão (LORENSINI *et al.*, 2007), soja (DAL BOSCO *et al.*, 2008), pastagens (QUEIROZ *et al.*, 2004) e café (GONÇALVES *et al.*, 2005).

Conforme Sidhu *et al.* (2009), a aplicação de biosólidos no solo está aumentando, assim como os esforços mundiais para reuso destes resíduos e consequente diminuição da contaminação ambiental. Porém, a aplicação destes resíduos no solo sobre certas condições pode promover a ligação entre a contaminação das águas superficiais, subterrâneas, do solo e da cadeia alimentar. Convencionalmente, os processos de tratamento dos resíduos são projetados para se alcançar a redução do número de micro-organismos infecciosos. Entretanto, Santos *et al.* (2007) verificaram que não houve redução do número mais provável de coliformes totais e termotolerantes ao longo dos 120 dias de armazenagem de resíduo suíno.

Fernandes & Oliveira (1995) explicam que a forma predominante de distribuição dos resíduos na lavoura é na forma líquida com utilização de trator e distribuidora. 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, isso porque, se fosse optar por um manejo na fase sólida com drenagem da fração líquida, o esterco perderia principalmente em qualidade, pois a maior parte do nitrogênio mineral excretado pelos animais está na urina.

2.5 Escoamento superficial e poluição difusa

De acordo com Dal Bosco (2007), considera-se escoamento superficial o processo de desprendimento e arraste da água e partículas do solo. Além de partículas de solo em suspensão, o escoamento superficial carrega nutrientes, patógenos, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas, promovendo o empobrecimento gradativo dos solos, bem como o desencadeamento de processos de assoreamento, eutrofização e poluição de corpos d'água.

Quando da aplicação de ARS, de acordo com CERETTA *et al.* (2005), o escoamento superficial pode ocorrer seja pelas altas quantidades aplicadas, somadas a relevos acidentados, ou mesmo pela ocorrência de precipitações pluviais em solos com pouca cobertura e baixa permeabilidade. Por este motivo, quantidades significativas de nutrientes contidos nas ARS, como é o caso do nitrogênio e fósforo, podem ser perdidos por escoamento superficial.

A grande preocupação com relação à poluição difusa causada pela aplicação de ARS com relação ao fósforo e nitrogênio está envolvida diretamente no processo de eutrofização. O fósforo é considerado o fator limitante na maioria dos ambientes aquáticos, pois o nitrogênio pode ser fixado simbioticamente por algas a partir do nitrogênio atmosférico (CORRELL, 1998; DANIEL, SHARPLEY & LEMUNYON, 1998).

Com a eutrofização ocorre a quebra do equilíbrio ecológico, pois passa a haver 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 na diminuição ou fim da potabilidade da água e também comprometem sua qualidade para outros usos.

O nitrito e nitrato transferidos das áreas de aplicação de ARS para as águas subterrâneas e/ou superficiais via lixiviação ou escoamento superficial requer atenção, pois o consumo dessas águas pelo homem ou animais coloca os mesmos em exposição contínua sob o ponto de vista toxicológico, devido à possibilidade de formação de compostos N-nitrosos (nitrosaminas), indutores do câncer (LIJINSKI, 1984; DUARTE e MIDIO, 1996). No trato gastrointestinal, o nitrato pode ser convertido em nitrito pela ação de bactérias redutoras e este pode ser transformado em nitrosaminas no estômago (LEVALLOIS & PHANEUF, 1994). A redução de nitratos a nitritos também pode ocorrer no próprio alimento, dependendo das condições que o mesmo oferece.

Os principais contribuintes da poluição fecal e fonte de patógenos para os corpos hídricos são os resíduos humanos e de animais confinados (YAN & SADWOSKY, 2007).

A poluição microbiológica pode ocorrer através de fontes pontuais (descarga de efluentes de estação de tratamento de esgoto, armazenamento de resíduos animais em tanques) e fontes difusas (tanques sépticos, escoamento superficial de áreas agrícolas).

De acordo com Unc & Goss (2004), conhecer a concentração e a dose de sobrevivência no solo dos micro-organismos presentes nos resíduos que serão aplicados na área é um importante parâmetro para se determinar o potencial de contaminação dos recursos hídricos, pois quanto maior a concentração, maior a probabilidade de que ocorra o transporte destes organismos.

Segundo os mesmos autores, o tipo e o número de micro-organismos nos resíduos aplicados podem variar entre as espécies animais, idade dos animais, tipo de criação dos animais, método de estocagem dos resíduos (sólido ou líquido) e o período de estocagem.

De acordo com Guber *et al.* (2007), as bactérias presentes em resíduos de animais podem ser transportadas no escoamento superficial como células livres, células aderidas às partículas de solo e células aderidas às partículas de resíduo.

Na Figura 4 estão ilustrados os possíveis cenários de transporte pela água dos micro-organismos no solo.

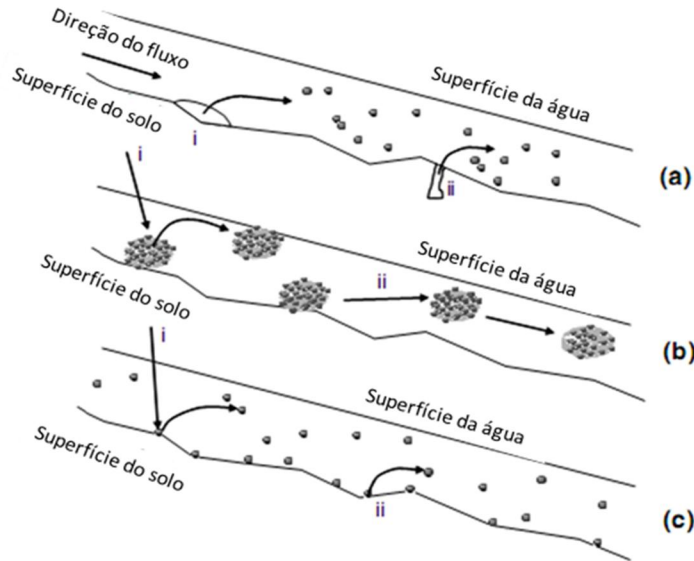


Figura 4 Cenários propostos de transporte: incorporação de micro-organismos livres nos poros de solo e filmes de água no escoamento superficial (a), arraste de resíduos ou partículas de solo no escoamento superficial, como resultado de pingos de chuva ou de escoamento (b); separação dos micro-organismos da superfície do solo, como resultado das gotas de chuva (c).
Fonte: Adaptado de Tyrrel & Quinton (2003).

Diversos estudos têm sido realizados e indicam o transporte de micro-organismos de áreas que receberam aplicação de resíduos de animais para os recursos hídricos (SAINI, HALVERSON & LORIMOR, 2003; SOUPIR *et al.*, 2006; MISHRA *et al.*, 2008; PAPPAS *et al.*, 2008).

Seganfredo, Soares & Klein (2003), analisando as águas de quatro rios de regiões suinícolas de Jaborá, SC, em três amostragens, em pelo menos uma delas encontraram valores excessivos em 93% das amostras para coliformes totais e em 87% para coliformes termotolerantes. Assim sendo, os resíduos suínos não foram as únicas fontes de contaminação dos rios do meio rural, mas o seu uso como fertilizante do solo representa alto risco de poluição microbiana das águas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização geográfica e ambiental da área da pesquisa

O experimento foi conduzido no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). O NEEA localiza-se na BR 467, Km 16, sentido Cascavel-Toledo no município de Cascavel, e está pontuado geograficamente pelas coordenadas 24° 48' latitude sul e 53° 26' longitude oeste, com altitude média de 760 metros.

O município situa-se no terceiro planalto paranaense, na região oeste do estado. O clima da região segundo a classificação de Köppen e do tipo subtropical mesotérmico superúmido, 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. A temperatura média do município é de 20° C e a umidade relativa do ar média é de 75 % (IAPAR, 1998). Na Figura 5 é demonstrada a localização geográfica do município de Cascavel e do NEEA.

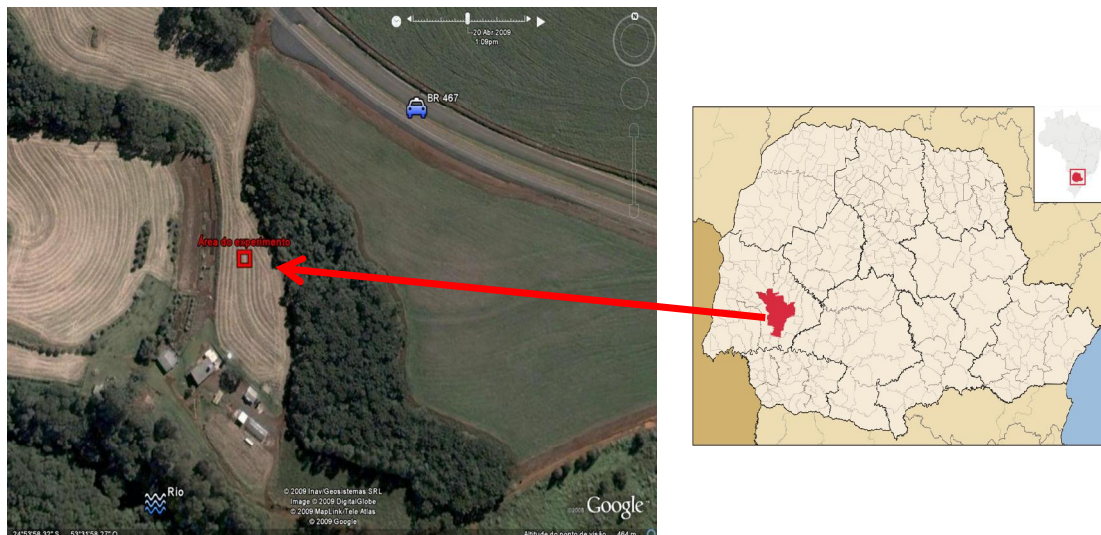


Figura 5 Localização geográfica do município de Cascavel/PR e da área do NEEA.
Fonte: Google Earth (2009).

A área experimental situa-se próxima ao Rio das Antas, afluente da Bacia do Rio Cascavel, que possui área de drenagem de 117,50 Km². O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho Distroférico, com textura muito argilosa e relevo suave a ondulado (EMBRAPA, 2006). A caracterização química geral do solo que não apresentava cobertura vegetal do NEEA foi realizada na profundidade de 0-10 cm, segundo

as metodologias descritas pela EMBRAPA (1997) (Tabela 5), sendo a declividade média da área em estudo de 4%.

Tabela 5 Caracterização química do solo descoberto do núcleo experimental de Engenharia Agrícola – NEEA.

Profundidade	Parâmetros (mg.L ⁻¹)									
	0-10 cm	N	N-NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	Cu ⁺²	Zn ⁺²
Média		13.5	0.32	0.65	2.6	44	540	0.04	5.1	0.8

Quanto ao histórico da área onde estão alocadas as parcelas experimentais, no local já houve aplicação de doses ARS e simulação de precipitação, no trabalho desenvolvido por Dieter (2009) no ano de 2008.

Em cada parcela em estudo foram realizadas as análises microbiológicas, segundo APHA (1998), do pH, da condutividade elétrica e da umidade do solo segundo EMBRAPA, (1997) antes da aplicação das doses de ARS. As amostras de solo foram coletadas em uma profundidade de 0-10 cm, com uma espátula estéril, e armazenadas em frasco também estéril que se manteve refrigerado até o início das análises.

As características microbiológicas, do pH, da condutividade elétrica e da umidade do solo de cada parcela experimental estão apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 Caracterização microbiológica, do pH, da condutividade elétrica e da umidade do solo de cada parcela experimental antes da aplicação dos tratamentos.

Profundidade 0-10 cm Parâmetros	Doses					
	0 (controle)	25 m ³ .ha ⁻¹	50 m ³ .ha ⁻¹	75 m ³ .ha ⁻¹	100 m ³ .ha ⁻¹	Média
Coliformes totais (NMP.100mL ⁻¹)	2.3x10 ³	1.1x10 ⁵	9.3x10 ³	9.3x10 ³	3.6x10 ²	2.6x10 ⁴
<i>E. coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)	9.2x10 ²	2.1x10 ³	9.3x10 ³	4.3x10 ³	3.10 ²	3.3x10 ³
<i>Enterococcus</i> (NMP.100mL ⁻¹)	1.5x10 ³	9.3x10 ⁵	2.3x10 ³	4.3x10 ³	1.5x10 ⁴	1.9x10 ⁵
pH (CaCl ₂)	6.8	6.9	7.2	7	7	6.9
C.E. (µS.cm ⁻¹)	20.3	17.5	16.3	17.2	18.4	17.9
Umidade (%)	23	30	24	28	24	25.8

3.2 Implantação do experimento na área da pesquisa

As cinco parcelas experimentais utilizadas para a aplicação dos respectivos tratamentos (0, 25, 50, 75 e 100 m³.ha⁻¹) e posterior simulação da chuva e coleta das amostras de escoamento superficial foram construídas em chapas de aço galvanizado n° 16, com área de 0,70 m² e dotadas na extremidade a favor do declive de uma calha coletora

do escoamento superficial. O espaçamento usado entre as parcelas foi de 0,30 m da parcela adjacente, estando isoladas pelas bordas das chapas de aço.

As parcelas permaneceram desprotegidas das mini-estufas até a aplicação da ARS. As mini-estufas foram construídas com polietileno (Figura 6), de tamanho que permitisse seu posicionamento sobre as parcelas após a aplicação das lâminas de ARS, com o objetivo de isolar hidrológicamente as parcelas experimentais antes da simulação dos eventos de precipitação.



Figura 6 Mini-estufa, calha e mangueira para coleta do escoamento.
 Fonte: Dal Bosco (2007).

3.3 Água residuária da suinocultura

A água residuária da suinocultura utilizada no experimento foi coletada numa Unidade Produtora de Leitões (UPL) da Cooperativa Agroindustrial COOPAVEL no município de Cascavel, PR, com 2.700 matrizes. O sistema de tratamento dos resíduos da unidade consiste de caixas de separação de sólidos (2), biodigestor (1) e lagoas de maturação (2). A ARS utilizada no experimento foi coletada na primeira caixa separadora de sólidos a uma profundidade de 10 cm em um frasco estéril.

A caracterização química, física e microbiológica das ARS's utilizadas foi realizada antes da aplicação dos resíduos ao solo seguindo as metodologias por APHA, (1998) e está descrita na Tabela 7.

Tabela 7 Caracterização das águas residuárias da suinocultura utilizadas durante o experimento.

Parâmetro	Doses				Média
	25 m ³ .ha ⁻¹ 23/11/2009	50 m ³ .ha ⁻¹ 21/10/2009	75 m ³ .ha ⁻¹ 28/10/2009	100 m ³ .ha ⁻¹ 21/09/2009	
ST (mg.L ⁻¹)	3400	7420	3560	3600	4495
STF (mg.L ⁻¹)	60	2520	1640	1600	1455
STV (mg.L ⁻¹)	3340	4900	1920	2000	3040
pH (CaCl ₂)	8.1	7.9	8.7	9.2	8.4
CE (µS.cm ⁻¹)	3523	2951	4420	4710	3901

Parâmetro	Doses				Média
	25 m ³ .ha ⁻¹ 23/11/2009	50 m ³ .ha ⁻¹ 21/10/2009	75 m ³ .ha ⁻¹ 28/10/2009	100 m ³ .ha ⁻¹ 21/09/2009	
N (mg.L ⁻¹)	1450	4816	3444	5208	3729.5
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	182	198.8	119	221.2	180.2
NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	14	56	84	56	52,5
P (mg. L ⁻¹)	38	28.5	24,4	30.1	30.25
K ⁺ (mg.L ⁻¹)	-	10	-	8.8	9.4
Na ⁺ (mg.L ⁻¹)	-	67.2	-	62.9	65.05
Ca ⁺² (mg.L ⁻¹)	-	55	-	40	47.5
Mg ⁺² (mg.L ⁻¹)	-	59.5	-	29.5	44.5
Cu ⁺² (mg.L ⁻¹)	-	0.5	-	<0.001	0.5
Zn ⁺² (mg.L ⁻¹)	-	0.67	-	1.60	1.13
CT (NMP.100 mL ⁻¹)	2.3.10 ⁹	2.3.10 ⁹	1.5.10 ⁹	2.3.10 ⁹	2.1.10 ⁹
EC (NMP.100 mL ⁻¹)	9.3.10 ⁸	2.3.10 ⁹	9.3.10 ⁸	9.3.10 ⁸	1.27.10 ⁹
ET (NMP.100 mL ⁻¹)	2.3.10 ¹⁰	2.3.10 ¹⁰	4.3.10 ⁹	9.310 ⁹	1.49.10 ¹⁰

Observa-se pela Tabela 7 que as ARS's coletadas e utilizadas nas respectivas parcelas/tratamentos apresentam características diferentes. Estas diferenças estão relacionadas ao período de coleta de cada ARS, além disso pode ter ocorrido maior ou menor diluição do resíduo por lavagem das baias dos animais se alguma coleta coincidiu com esta atividade.

As ARS's coletadas na propriedade foram armazenadas em caixa de isopor a 4°C e aplicadas uniformemente dentro das respectivas parcelas, com o auxílio de um regador, no mesmo dia das coletas. Estes cuidados foram tomados para certificar que não ocorressem contaminação e decaimento da concentração bacteriana no resíduo devido às condições inapropriadas e ao tempo de armazenamento.

3.4 Simulação dos eventos de precipitação

A aplicação da chuva foi realizada através de um aparelho simulador modelo InfiAsper/UFMS desenvolvido por Alves Sobrinho (1997) e aperfeiçoado por Nascimento (2005) conforme Figura 7.



Figura 7 Simulador de chuvas InfiAsper/UFMS.
Fonte: Dal Bosco (2007).

A intensidade de precipitação aplicada foi de 60 mm.h^{-1} , constante e igual para todas as parcelas durante o experimento. Esta é uma intensidade provável para a região Oeste do Paraná, capaz de causar erosão no solo e que foi utilizada por Dal Bosco (2007) e Dieter (2009) em seus estudos relacionados à poluição difusa e escoamento superficial nesta região.

Nos estudos conduzidos por Soupir *et al.* (2006), Mishra *et al.* (2008) e Saini *et al.* (2003), nos Estados Unidos, foram utilizadas precipitações entre $44,5 \text{ mm.h}^{-1}$ e $50,8 \text{ mm.h}^{-1}$, a fim de avaliar o transporte de bactérias por escoamento superficial, porém o clima na América do Norte é o Temperado com intensidades de precipitações menores do que a da América do Sul.

As simulações das aplicações de chuva aconteceram um dia após a aplicação de cada dose de ARS no solo das parcelas (SMITH *et al.*, 2007; MISHRA *et al.*, 2008). A cada evento de simulação o aparelho foi calibrado para verificar a intensidade a intensidade próxima de 60 mm.h^{-1} .

A calibração do equipamento antes de cada simulação consistiu em 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, conforme mostrado na Figura 8.

Após coletado o volume na bandeja durante cada teste de cinco minutos foi possível identificar a intensidade de precipitação (I_p) aplicada pelo simulador através da seguinte equação:

$$I_p = \frac{\text{Volum (litros)}}{\text{Área (m}^2\text{)} \cdot \Delta t \text{ (horas)}}$$



Figura 8 Bandeja utilizada na calibração do simulador de chuvas.
Fonte: Dal Bosco (2007).

Antes da primeira simulação de chuva, foi testada a uniformidade de distribuição do simulador. Utilizaram-se 75 coletores distribuídos na bandeja de calibração, nos quais foram

medidos os volumes coletados em 5 minutos de precipitação, para determinar o Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC), que foi maior que 70%.

Considerando que a centralização do simulador na parcela é um parâmetro que se relaciona diretamente com a uniformidade de distribuição, utilizou-se um gabarito de ferro para o estacionamento do simulador na parcela (Figura 9). O gabarito consiste em duas placas metálicas sobre as quais ficam os pneus do simulador; uma barra para fixar a distância entre estas placas e uma sinalização que se refere à centralização da parcela na barra; um suporte, tipo braço em formato de “H”, com roscas ajustáveis para o nivelamento longitudinal, responsável por estabelecer a distância existente entre o centro da parcela e o simulador de chuvas (barra de ferro que distancia os dois pneus do simulador).



Figura 9 Gabarito desenvolvido por Nascimento (2005) e utilizado para a centralização do simulador de chuvas na parcela.
Fonte: Dal Bosco (2007).

Antes do início de cada simulação, o aparelho simulador, previamente limpo, teve suas superfícies internas desinfetadas com álcool 70% e utilizou-se água proveniente de um poço artesiano localizado no NEEA nas simulações. A qualidade microbiológica da água deste poço foi avaliada em duas coletas. Em ambas as análises não foram encontradas contaminação das amostras por micro-organismos indicadores.

3.5 Tratamentos utilizados

Aplicaram-se cinco doses de ARS às parcelas. Como as parcelas apresentam área de 0,7 m², os volumes aplicados correspondem às lâminas previstas em um hectare (ha) e estão descritas abaixo:

- ü Dose 1 – Sem aplicação de ARS;
- ü Dose 2 – Aplicação de lâmina de 25 m³.ha⁻¹ = 1,75 L aplicados;

- Û Dose 3 – Aplicação de lâmina de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} = 3,5 \text{ L}$ aplicados;
- Û Dose 4 – Aplicação de lâmina de $75 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} = 5,25 \text{ L}$ aplicados;
- Û Dose 5 – Aplicação de lâmina de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} = 7 \text{ L}$ aplicados.

3.6 Coleta e análise das frações escoadas superficialmente

As amostras dos escoamentos superficiais de cada parcela foram coletadas a partir do início do escoamento por meio da calha coletora. Conforme foi observado em alguns testes prévios, havia grande variação dos tempos de início de escoamento entre as parcelas. Nesse sentido, não foi possível fixar um tempo de simulação e coleta para todas as parcelas, optou-se, então, que as amostras seriam coletadas em volumes de escoados fixados.

Os volumes compreenderam, em todas as parcelas, as frações escoadas acumuladas de 200, 1000, 1800, 2600 e 3400 mL. O volume coletado em cada fração amostrada foi de 200 mL, e posteriormente submetidos às análises físicas, químicas e microbiológicas.

Antes do início da simulação da precipitação em cada parcela, o aparato de calha coletora e mangueira foi limpo e enxaguado com água destilada para ser então desinfetado com aplicação de álcool 70% nas superfícies por três vezes e secagem ao natural.

As frações escoadas foram coletadas em frascos de vidro, limpos e estéreis, com capacidade de 250 mL e vedados com tampas de rosca. Os frascos coletores foram abertos apenas uma única vez para coleta das amostras, não sendo totalmente preenchidos para que houvesse espaço para homogeneização da amostra.

As frações coletadas foram mantidas sob refrigeração de 4°C em caixa de isopor por não mais que 6 horas após a coleta, para então serem processadas no Laboratório de Biosistemas Agrícolas e no Laboratório de Saneamento Ambiental da UNIOESTE/CASCADEL/CCET/PGEAGRI quanto às seguintes análises: série de sólidos: sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV), pH, condutividade elétrica (CE), nitrogênio total (N), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), nitrato+nitrito ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), fósforo total (P), cobre (Cu^{+2}), zinco (Zn^{+2}), potássio (K^+), cálcio (Ca^{+2}) magnésio (Mg^{+2}) e sódio (Na^+), usando as metodologias descritas por APHA (1998). Para a determinação dos parâmetros K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , Cu^{+2} e Zn^{+2} , as amostras foram submetidas à abertura nitroperclórica e analisadas em espectrofotômetro de absorção atômica da marca Shimadzu, modelo AS6300.

A presença e quantificação de Coliformes Totais (CT), Coliformes Termotolerantes (*Escherichia coli* - EC) e *Enterococcus* (ENT) foi avaliado seguindo-se a técnica dos tubos múltiplos descrita por Clesceri *et al.* no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

3.7 Análises dos resultados

A partir dos resultados obtidos, procurou-se determinar o melhor modelo matemático que possibilitou ajuste em todos os parâmetros avaliados mediante análises de regressão usando o método dos mínimos quadrados com 10% de significância.

Como as curvas apresentaram-se potenciais, fez-se a transformação log (logarítmica) na base 10 no eixo x, visando a aplicar análises de regressão e testes estatísticos ("T de student") entre os respectivos coeficientes angular e linear, de modo a verificar diferenças entre as curvas dos parâmetros.

Considerando que as formas de nitrogênio N, N-NH_4^+ , $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ e os parâmetros microbiológicos (CT, EC e ENT) avaliados nas frações escoadas possuem uma forte interação entre si, procurou-se realizar teste de comparação entre os respectivos modelos matemáticos encontrados. Tal teste teve o objetivo de verificar a possibilidade de encontrar um único modelo para as três formas de nitrogênio e outro único modelo para os três parâmetros microbiológicos. A metodologia de comparação de retas foi também usada por Sampaio *et al.* (2010b) em trabalho com lixiviação de íons em solo onde aplicou-se ARS.

Não foi realizada a regressão para o Zn^{+2} pois não houve ajuste deste parâmetro com o modelo e o valor de p-valor. Dessa maneira, para o zinco foi realizado o teste de comparação de médias t com nível de significância de 5%.

Definido o modelo matemático único (potencial), determinaram-se as proporções entre os expoentes dos modelos potenciais dos respectivos parâmetros analisados a fim de avaliar o potencial poluidor de cada parâmetro, produzindo assim uma Matriz de Potencial de poluidor difuso (MPPD) que pode permitir a comparação entre as capacidades de escoamento superficial dos parâmetros químicos, físicos e biológicos que constituem indicadores de qualidade ambiental (DOBLINSKI *et al.*, 2010). Tal matriz pode no futuro ser avaliada no sentido de constituir importante instrumento de potencialidades de poluição por escoamento superficial. Todos os resultados foram analisados com auxílio do software estatístico Minitab 15.1.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Dinâmica do escoamento superficial

O efeito das condições de umidade do solo pré-existentes aos eventos de simulação da precipitação pode estar relacionado com o início dos escoamentos superficiais em cada parcela. Durante o período de realização deste experimento, entre os meses de julho a novembro de 2009, a região em estudo foi atingida por um longo período de chuvas, sendo que os valores de precipitação ficaram acima da média histórica regional (SIMEPAR, 2009).

Apresentam-se na Tabela 8 as concentrações de ST, STF, STV das frações escoadas, o tempo de início do escoamento superficial e os tempos dos respectivos valores escoados para as doses de ARS.

Tabela 8 Sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis das frações escoadas, tempo de início do escoamento superficial e tempos dos respectivos valores escoados para as doses de ARS.

Dose ARS (m ³ .ha ⁻¹)	ST (mg.L ⁻¹)	STF (mg.L ⁻¹)	STV (mg.L ⁻¹)	Início do escoamento (min)	200 mL (min)	1000 mL (min)	1800 mL (min)	2600 mL (min)	3400 mL (min)
0 (controle)	260	192	68	5	3	15	28	38	47
25	316	168	148	3	5	16	27	36	44
50	832	320	520	2	1	5	9	12	15
75	560	312	240	3	2	5	9	12	16
100	368	121	246	6	3	14	19	25	31

Conforme observado na Tabela 6, os valores obtidos para a umidade relativa dos solos das parcelas antes da aplicação da ARS são relativamente próximos entre si. Entretanto, além das condições de umidade, os tratamentos aplicados às parcelas e as características de cada ARS coletadas podem ter influenciado nas diferenças dos tempos observados para a dinâmica do escoamento superficial.

Pode-se observar na Tabela 8 que as doses controle e 25 m³.ha⁻¹ apresentaram maior tempo decorrido para o alcance do volume de 3400 mL (término da simulação), 47 e 44 minutos, respectivamente, ou seja, o escoamento superficial ocorreu mais lentamente nestas parcelas em comparação às outras. Esta tendência pode estar relacionada ao fato de que os resíduos aplicados nestas doses apresentaram menores concentrações de sólidos em comparação com as doses maiores de ARS aplicadas na área (Tabela 7).

A influência da presença de sólidos na ARS fica mais evidente também, quando se considera os sólidos das frações escoadas (Tabela 8), visto que a dose $50 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ foi a que apresentou maior concentração de ST ($832 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), STF ($320 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e STV ($520 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) nas frações escoadas, seguida da dose de $75 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, que apresentou os valores de ST ($560 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), STF ($312 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e STV ($240 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Observou-se que estas parcelas alcançaram mais rapidamente o volume de 3400 mL, com os tempos de 15 e 16 minutos respectivamente.

Conforme caracterizadas na Tabela 7, as doses 50 e $75 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ podem ter promovido um selamento do solo através da disposição de sólidos (OLIVEIRA *et al.*, 2000) e sais (QUEIROZ *et al.*, 2004; FREITAS *et al.*, 2005), o que permitiu que a água escoasse mais rapidamente sobre a superfície.

Conforme descrito na Tabela 7, a ARS aplicada correspondente à dose $100 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ apresentou concentrações de sólidos e umidade da parcela (Tabelas 6 e 8) semelhantes às doses 50 e $75 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. Entretanto, as características intrínsecas deste efluente podem ter influenciado para que o escoamento superficial ocorresse mais lentamente para esta dose. Nesse contexto, o aumento da concentração de sólidos totais de águas residuárias de suinocultura provoca redução na capacidade de infiltração do solo intensificada com aplicações sucessivas (OLIVEIRA *et al.*, 2000) e consequente maior rapidez no escoamento superficial.

4.2 Análises do pH e condutividade elétrica das frações escoadas

Conforme a Tabela 7, o pH médio da ARS utilizada foi de 8.4, sendo, dessa maneira, considerado adequado para uso como água de irrigação, pois para se enquadrar nesta categoria deve apresentar pH dentro da faixa de 6.5 a 8.4 (AYERS & WESTCOT, 1991).

No estudo de Ceretta *et al.* (2003) observou-se que a possibilidade de alteração do pH do extrato aquoso do solo com a aplicação de ARS é mínima e o pH praticamente não sofreu alteração quando da aplicação de duas doses de ARS (20 e $40 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) em solo de pastagem. Tal fato foi também verificado neste estudo, pois os valores de pH das frações escoadas superficialmente não apresentaram valores relativamente discrepantes, variando de 7.1 a 7.6 entre os tratamentos, considerando que o pH médio do solo das parcelas experimentais apresentou-se em 6.9 (Tabela 6).

Considerando que na prática de aplicação de ARS no solo, estes resíduos alcançarão os recursos hídricos, os valores obtidos nesta pesquisa estão enquadrados na legislação ambiental vigente – Resolução CONAMA 357/05 – que estabelece os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos, na qual o pH deve manter-se na faixa de 6.0 a 9.0 (BRASIL, 2008).

Considerando que a C.E. média observada para o solo do NEEA foi de $17.9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Tabela 6) e os níveis de C.E. das frações escoadas variaram de 62.9 a $144.7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ entre as doses de 0 a $100 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$, obtém-se que a aplicação de ARS promoveu alterações na C.E. do solo e, conseqüentemente, dos escoados. Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ para condutividade elétrica em corpos hídricos indicam ambientes impactados (CETESB, 2010).

4.3 Análise do nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato+nitrato das frações escoadas

Conforme pode ser observado na Figura 10 ocorreu um aumento gradativo na concentração de N, N-NH_4^+ e $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ nas frações escoadas à medida que se aumentaram as doses de ARS aplicadas. Resultados semelhantes foram descritos por Sampaio *et al.* (2010a) em análise de percolados e por Ceretta *et al.* (2005), em análise de escoamento superficial, em função das doses de aplicação de ARS no solo.

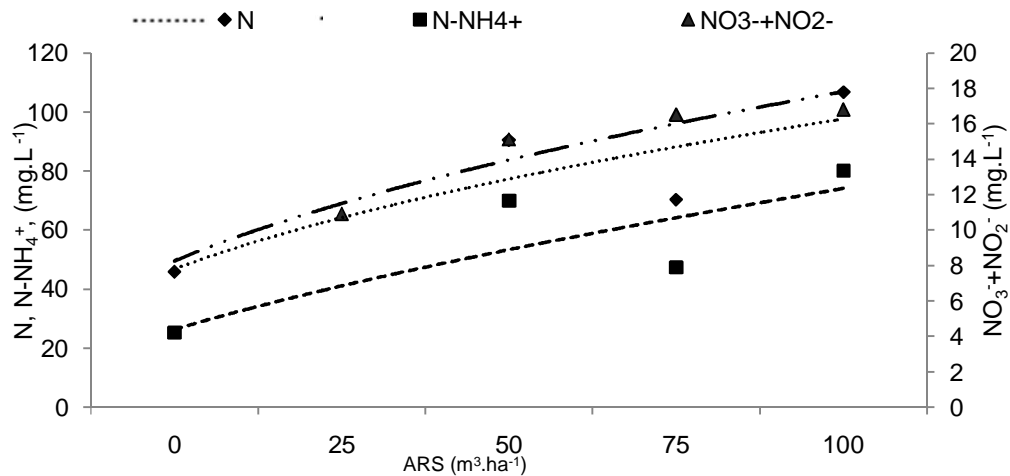


Figura 10 Comportamento do nitrogênio total (N), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e nitrato+nitrato ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) escoados em função das doses de ARS aplicadas.

Os valores observados para os parâmetros N, N-NH_4^+ , $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ apresentaram comportamento potencial, mediante análises de regressão. Os dados de N-NH_4^+ e de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ referentes à dose $25 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ foram excluídos do gráfico por não constituírem modelos de regressão, assim como o dado de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ para a dose controle.

Na Tabela 9 estão apresentadas as equações, coeficientes de determinação (R^2) e p-valor obtidos para estes parâmetros.

Tabela 9 Equações, R² e p-valor obtidos para nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato e nitrato das frações escoadas.

Parâmetro	Equação	R ²	p-valor
Nitrogênio total	$N = 45.7.ARS^{0.152}$	80.10	0.10
Nitrogênio amoniacal	$N-NH_4^+ = 25.1.ARS^{0.217}$	81.60	0.09
Nitrato+Nitrito	$NO_3^-+NO_2^- = 4.04.ARS^{0.321}$	92.60	0.03

Unidades: N, N-NH₄⁺, NO₃⁻+NO₂⁻ : mg.L⁻¹; ARS : m³.ha⁻¹; R² : porcentagem (%); p-valor : %.

O p-valor dos parâmetros apresentou-se abaixo do valor de significância adotado de 10%, ou seja, o modelo é preditivo. Os resultados obtidos apresentam consistência, pois o R² para estes parâmetros esteve acima de 70%, que é o recomendado para análises nas ciências agrárias e ambientais (GOMES & GARCIA, 2002).

Considerando que o N presente no solo do NEEA (Tabela 5) fosse totalmente escoado ou se mantivesse por completo na estrutura do solo, não promoveria alterações nas proporções de N escoado superficialmente devido à sua baixa concentração no solo. Nesse sentido, relacionou-se a proporção de N aplicado ao solo através da ARS (Tabela 7) com a proporção de N escoada do solo (Tabela 9) e, assim, obteve-se que as perdas acumuladas deste nutriente foram de 2.78%, 1.87%, 2.04% e 2.04% para as doses 25, 50, 75 e 100 m³.ha⁻¹, respectivamente. Nesse sentido, pode-se inferir que o aumento das doses de ARS aplicadas no solo diminui as porcentagens de perdas de N por escoamento superficial, conforme observado na cultura do nabo forrageiro (BASSO, 2003) e da soja (DAL BOSCO, 2007).

Visto que a concentração média de N presente na ARS foi de 3729.5 mg.L⁻¹ e as perdas por escoamento superficial das doses 25, 50, 75 e 100 m³.ha⁻¹ foram de 40.32, 90.44, 70.28 e 106.68 mg.L⁻¹, respectivamente, considera-se que as perdas deste nutriente via escoamento superficial são altas, capazes de causar impactos aos corpos receptores, pois ultrapassam o nível aceitável de 10 mg.L⁻¹ de lançamento de efluentes suínícolas em cursos d'água (Tabela 3) e os limites determinados na resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2008), que tem como padrão de qualidade da água os limites máximos de 1.27 mg L⁻¹ para ambientes lênticos (água parada) e de 2.18 mg L⁻¹ para ambientes lóticos (águas continentais moventes), para águas doces de classes 1 e 2, quando o N é fator limitante para a eutrofização.

Seguindo esta legislação, o parâmetro NO₃⁻ não deve exceder a concentração de 10 mg.L⁻¹ e o NO₂⁻ de 1 mg.L⁻¹ para qualquer classe de águas. Os valores obtidos nas frações escoadas para estes parâmetros conjuntamente avaliados foram de 10.9, 15.1, 16.5 e 16.8 mg.L⁻¹ para as doses de 25, 50, 75 e 100 m³.ha⁻¹, respectivamente, podendo representar riscos aos corpos hídricos, inclusive aos subterrâneos, visto que o NO₃⁻ é facilmente lixiviado (FEIGIN *et al.*, 1991; KANWAR *et al.*, 1997; GOMES *et al.*, 2004; CAOVIALLA *et al.*, 2005; SAMPAIO *et al.*, 2010b; ANAMI *et al.*, 2008).

As concentrações de N-NH_4^+ obtidas nas frações escoadas variaram de 21.5 a 80 mg.L^{-1} e podem ser consideradas elevadas e prejudiciais aos corpos receptores se os alcançarem, pois a legislação descreve como limite máximo a concentração de 13.3 mg.L^{-1} para águas com pH 7,5 (BRASIL, 2008). O solo da área experimental apresentou concentração de 0.32 mg.L^{-1} de N-NH_4^+ (Tabela 5), valor que não interfere nas proporções escoadas considerando a quantidade aplicada através da ARS. Obtiveram-se as perdas por escoamento superficial de 11.8, 35.2, 39 e 36% de N-NH_4^+ em função das concentrações apresentadas pelas doses de 25, 50, 75 e 100 $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$, respectivamente, visualizadas na Tabela 8.

Na Tabela 10 verificam-se os resultados obtidos por meio do teste de comparação das retas para os valores de N, N-NH_4^+ e $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$. Observa-se que os parâmetros N, N-NH_4^+ e $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ em cada dose aplicada obtiveram igualdade de variâncias pelo teste F ($F_{T1} = F_{T2}$), e apresentaram coeficientes angulares iguais pelo teste T, indicando que as duas retas são paralelas. O teste T para os coeficientes lineares também apresentaram igualdade de variâncias, ou seja, as retas apresentaram interceptos e inclinações iguais, sendo, portanto, coincidentes. Isto indica que, estatisticamente, ao nível de 5% de significância, pode-se usar um único modelo de regressão para a predição destes parâmetros, o que facilita técnica e financeiramente as análises para a questão ambiental.

Tabela 10 Teste de comparação dos coeficientes angulares e lineares das curvas das frações amostradas para nitrogênio total, nitrato+nitrito e nitrogênio amoniacal para as doses de ARS aplicadas.

Parâmetros	Coef. Angular (b)	Coef. Linear (a)	QME	Teste F QME	Teste T (b)	Teste T (a)
N (T1) $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (T2)	0.152 0.321	1.66 0.60	0.007 0.000	$9.00_{F_c} < 19.00_{F_t}$ $F_{T1} = F_{T2}$	$2.59_{T_c} < 2.78_{T_t}$ $b_{T1} = b_{T2}$ ns	$1.23_{T_c} < 2.57_{T_t}$ $a_{T1} = a_{T2}$ ns
N (T1) N-NH_4^+ (T2)	0.152 0.217	1.66 1.40	0.007 0.014	$0.54_{F_c} < 19.00_{F_t}$ $F_{T1} = F_{T2}$	$0.62_{T_c} < 2.78_{T_t}$ $b_{T1} = b_{T2}$ ns	$0.66_{T_c} < 2.57_{T_t}$ $a_{T1} = a_{T2}$ ns
$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (T1) N-NH_4^+ (T2)	0.321 0.217	0.60 1.40	0.000 0.014	$0.06_{F_c} < 19.00_{F_t}$ $F_{T1} = F_{T2}$	$1.20_{T_c} < 2.78_{T_t}$ $b_{T1} = b_{T2}$ ns	$0.39_{T_c} < 2.57_{T_t}$ $a_{T1} = a_{T2}$ ns

N – nitrogênio total; $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ - Nitrato+nitrito; N-NH_4^+ - Nitrogênio amoniacal; QME – Quadrado médio residual; a – coeficiente linear; b – coeficiente angular; F_c – valor de F calculado; F_t – ponto crítico da tabela F-Snedecor; T_c – valor de T calculado; T_t – valor crítico da tabela t-student bicaudal; ns: diferença não significativa a 5% de probabilidade.

4.4 Análise do fósforo total das frações escoadas

Na Figura 11 é apresentado o comportamento do P nas frações escoadas superficialmente em função das doses aplicadas.

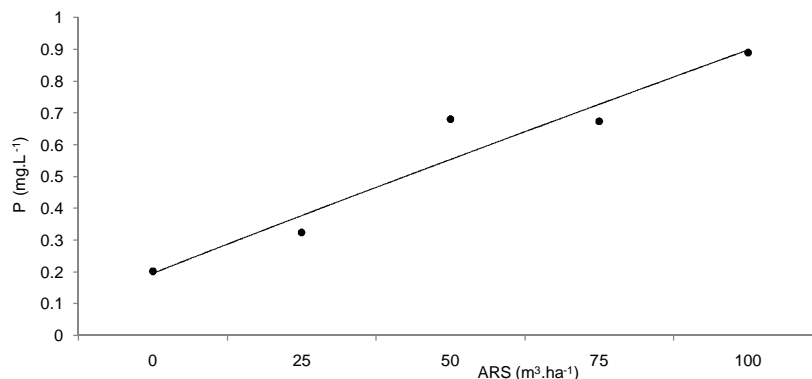


Figura 11 Comportamento do fósforo total (P) escoado em função das doses de ARS aplicadas.

A partir dos dados obtidos, observa-se comportamento semelhante do P com o N, NH_4^+ , $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, o qual demonstra que o aumento das doses aplicadas promove consequente aumento dos respectivos nutrientes nos escoados (CERETTA *et al.*, 2005; BASSO *et al.*, 2005).

Devido à simulação da precipitação ter sido realizada 24 horas após a aplicação da ARS no solo, as concentrações de P, bem como de N e suas formas escoadas, podem estar relacionadas a este intervalo entre aplicação de ARS e simulação (CERETTA *et al.*, 2005, MORI *et al.*, 2009). Esta é uma questão que deve ser abordada nos estudos sobre gestão e manejo de resíduos, onde a climatologia pode interferir na amplitude da poluição ocasionada pela disposição destes resíduos no solo, visto que a aplicação de resíduos suínos apresenta maior risco à qualidade dos corpos hídricos quando há incidência de chuvas poucos dias após a fertirrigação (SMITH *et al.*, 2007).

Do ponto de vista ambiental, o P é um nutriente com baixa mobilidade no perfil do solo, sendo sua transferência por escoamento superficial expressiva (GIROTTI *et al.*, 2009) podendo causar eutrofização ao atingir um corpo hídrico.

Concentrações de P na água de superfície (ambientes lóticos) acima de 0.15 mg.L^{-1} são consideradas críticas às águas das classes 3 e 4 (BRASIL, 2008). Portanto, visto que as concentrações de fósforo observadas nas frações escoadas deste estudo foram de 0.3, 0.6, 0.6 e 0.8 mg.L^{-1} , respectivamente, para as doses 25, 50, 75 e $100 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$, estes valores ultrapassam várias vezes o padrão de manutenção da qualidade da água exigida pelo

CONAMA, porém permanecem dentro do limite de 1 mg.L^{-1} de lançamento de efluentes suínícolas em cursos d'água apresentado na Tabela 3.

Na Tabela 3 apresentam-se os padrões de lançamento de resíduos suínos exigidos pela FEPAM do estado do Rio Grande do Sul – e é um exemplo típico da escassez de informações relacionadas às características regionais sobre os padrões de lançamentos destes resíduos em corpos d'água no território brasileiro.

A Tabela 11 apresenta a equação, coeficiente de determinação e p-valor obtidos para o P.

Tabela 11 Equações, R^2 e p-valor obtidos para o fósforo das frações escoadas.

Parâmetro	Equação	R^2	p-valor
Fósforo	$P = 0.18.ARS^{0.305}$	85.30	0.02

Unidades: P: mg.L^{-1} ; R^2 :%; ARS: $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$; p-valor: %.

O valor de p-valor para o P apresentou-se abaixo do valor de significância de 10% adotado, ou seja, o modelo é altamente preditivo. Dessa forma, o modelo apresenta 85.3% de explicação dos dados para o P.

4.5 Análise do cobre e zinco das frações escoadas

Quanto ao Cu^{+2} , não foram detectadas concentrações deste elemento nas amostras escoadas superficialmente. Este comportamento pode estar associado ao fato de que os solos argilosos, como o deste estudo, apresentam maior eficiência no tratamento de ARS, diminuindo o potencial poluente destes resíduos aos mananciais (SOARES E BARROS *et al.* 2007).

A imobilidade do Cu^{+2} normalmente é atribuída à formação de complexos organo-metálicos estáveis e de baixa solubilidade, mas que, além da complexação com substâncias orgânicas, pode ocorrer sua ligação com frações não-trocáveis do solo, como, por exemplo, óxidos de ferro e manganês. Ainda que a maior ou a menor mobilidade dos metais pesados seja determinada pelos atributos do solo, tais como teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de cátions e teor de matéria orgânica que influenciarão nas reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução (OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001).

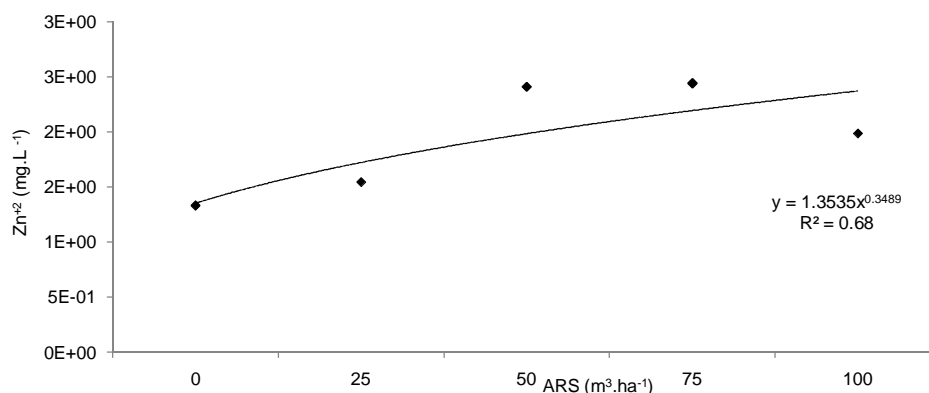
Os dados obtidos para o parâmetro Zn^{+2} não apresentaram regressão e, desta maneira, foi realizado o teste t de médias ao nível de 5% de significância conforme descrito na Tabela 12.

Tabela 12 Teste t das médias de zinco ao nível de 5% de significância.

Dose ARS	Médias
0	2.04 a
25	1.32 a
50	1.77 a
75	3.35 a
100	1.63 a

Unidades: ARS: $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, médias : $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Conforme observado na Tabela 12 não houve diferença estatística entre as médias das doses pelo teste t ao nível de 5% de significância. Entretanto, apresentando as concentrações escoadas na Figura 12 observa-se que houve tendência de aumento na concentração de Zn^{+2} escoado em função das doses de ARS.

**Figura 12** Comportamento do zinco (Zn^{+2}) escoado em função das doses de ARS aplicadas.

Apenas nas águas residuárias correspondentes às aplicações de 50 e 100 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ foi possível realizar a caracterização do Zn^{+2} e a concentração média entre estas duas amostras foi de 1.13 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Tabela 7). Considerando que as concentrações médias verificadas no material escoado para os tratamentos foram superiores a esse valor (Tabela 13), pode-se afirmar que houve perda de Zn^{+2} via escoamento superficial, seja em função da aplicação de ARS, seja do arraste desse elemento contido naturalmente no solo, situação também observada no trabalho de Dal Bosco *et al.* (2008).

O Zn^{+2} apresenta movimentação reduzida dentro das camadas do solo, mantendo concentrações mais elevadas na camada de 0-20 cm (QUEIROZ *et al.*, 2004) pois nesta camada apresenta-se maior teor de matéria orgânica e tem se mostrado capaz de imobilizar metais pesados que estejam presentes no solo por meio da adsorção desses elementos pelos diferentes componentes do húmus (BERTOL, 2005). Nesse sentido, como a simulação da precipitação ocorreu um dia após a aplicação dos resíduos, não houve um período de tempo necessário para que ocorressem reações de fixação do Zn^{+2} às partículas

de matéria orgânica presentes no solo sendo este elemento facilmente transportado pelo escoamento superficial ocasionado.

A resolução 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2008) prevê para o lançamento de efluentes, concentração máxima de 5.0 mg.L^{-1} de Zn^{+2} . Se considerado esse padrão, observa-se que as perdas deste elemento em todas as doses aplicadas se enquadram no valor máximo permitido. Entretanto, se considerado o limite máximo para a classificação de um curso d'água nas classes 1 ou 2 (água doce), cujo padrão é 0.18 mg L^{-1} , dependendo da vazão do curso d'água e da concentração de Zn^{+2} no rio, a água de escoamento superficial pode representar potencial contaminante, vindo a superar a concentração máxima estabelecida para o enquadramento nessas classes.

4.6 Análise do potássio, sódio, cálcio e magnésio das frações escoadas

Observando-se a Figura 13, percebe-se o padrão de concentração do elemento K^+ em função das doses aplicadas, assim como foi observado e discutido com os elementos N, N-NH_4^+ e $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ e P, no escoamento superficial do solo.

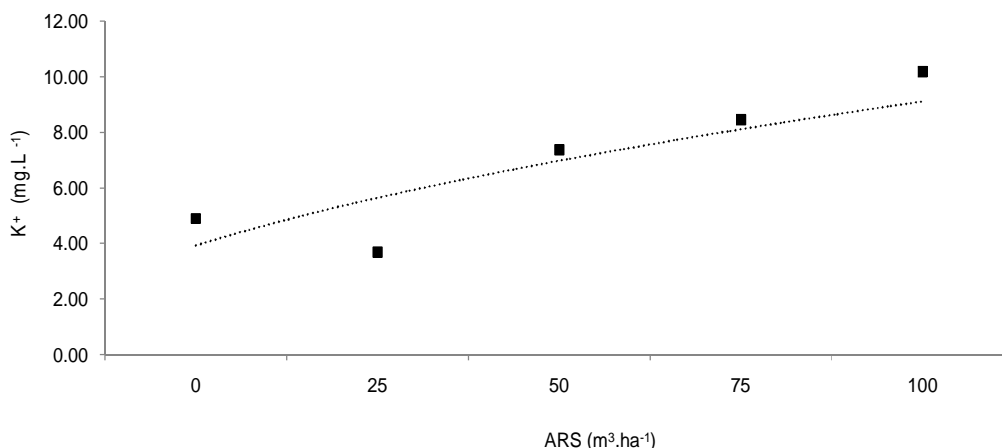


Figura 13 Comportamento do potássio (K^+) escoado em função das doses de ARS aplicadas.

Observa-se na Figura 13 que as concentrações médias de K^+ nas frações escoadas variaram de 3.6 a 10.1 mg.L^{-1} entre as doses de ARS aplicadas. Considerando as concentrações médias obtidas deste elemento na ARS de 9.4 mg.L^{-1} (Tabela 7) e no solo 2.6 mg.L^{-1} (Tabela 5), verifica-se que houve uma perda significativa de K^+ por escoamento superficial para todas as doses aplicadas.

O K^+ , em solos com maiores teores de argila, como o do NEEA, apresenta menor mobilidade no perfil do solo se comparado ao NO_3^- , Mg^{+2} e Ca^{+2} , sendo, portanto, facilmente transportado devido à baixa valência do íon (VAN RAIJ, 1981; SAMPAIO *et al.*, 2010a).

Porém, o K^+ não é um elemento contemplado pela legislação brasileira referente aos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e da qualidade da água (BRASIL 2008). Os estudos a respeito deste elemento estão voltados à preocupação acerca da salinização do solo agricultável e conseqüente produtividade das culturas (GONÇALVES *et al.*, 2005; FREITAS *et al.*, 2005; SCHERER, BALDISSERA & NESI, 2007; ZANUZO, 2007). Entretanto, o K^+ escoado de áreas fertirrigadas com resíduos pode, dessa maneira, também oferecer risco de salinização aos corpos hídricos.

A intensidade de precipitação apresenta relação direta com as perdas de K^+ por escoamento superficial em solos onde foram aplicados resíduos suínos, sendo que quanto maior for a intensidade da precipitação e a desagregação de partículas superficiais do solo, maior será a perda de K^+ na água de escoamento (BERTOL, 2005). Sendo assim, o K^+ também é um nutriente que deve ser abordado nos estudos sobre gestão e manejo dos resíduos utilizados na fertirrigação das culturas, para que se possa impedir ou diminuir os riscos à qualidade dos corpos hídricos.

Na Figura 14 é apresentado o comportamento do Na^+ e do Ca^{+2} nas frações escoadas

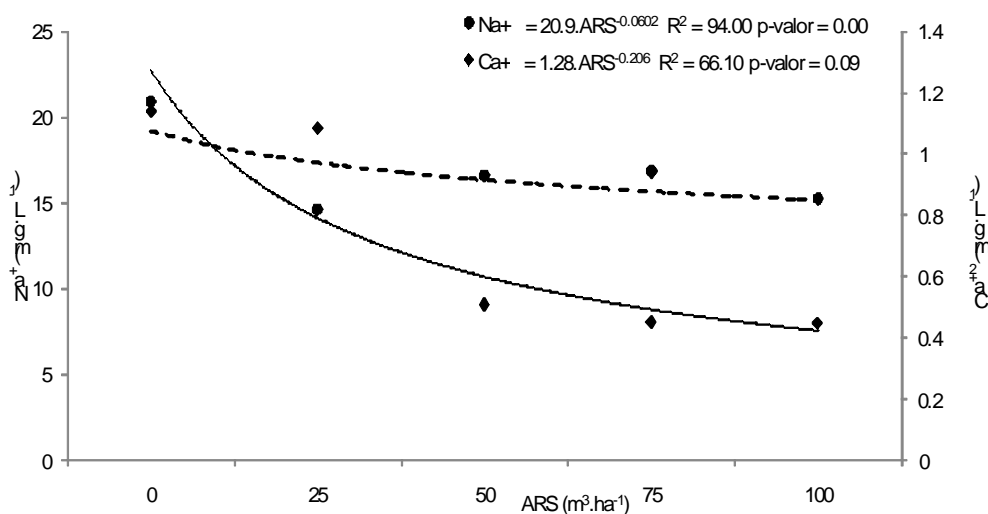


Figura 14 Comportamento do sódio (Na^+) e do cálcio (Ca^{+2}) escoado em função das doses de ARS aplicadas.

Considerando a ordem de valência dos íons e sua respectiva capacidade de fixação nos solos: $Al^{3+} > Ca^{+2} > Mg^{+2} > NH_4^+ > K^+ > H^+ > Na^+$ (VAN RAIJ, 1981), o Na^+ é um elemento muito solúvel e de menor capacidade de fixação às partículas do solo e está relacionado aos riscos de salinização e contaminação ambiental através da aplicação de resíduos suínos no solo (CAMPELO, 1999; QUEIROZ *et al.*, 2004).

Entretanto, conforme pode ser observado na Figura 14, para todas as doses de ARS aplicadas o Na^+ apresentou nas frações escoadas concentração média de 16.8 mg.L^{-1} e,

considerando que a concentração média de Na^+ na ARS foi de 65 mg.L^{-1} e no solo de 0.04 mg.L^{-1} , verifica-se que a concentração escoada representou 25% da quantidade de Na^+ aplicada ao solo. Baseando-se que o valor do expoente obtido para o Na^+ foi próximo de zero (Figura 14), conclui-se que para este elemento não houve efeito da ARS no seu escoamento.

Considerando as concentrações médias obtidas para o Ca^{+2} na ARS de 47.5 mg.L^{-1} (Tabela 7) e no solo de 44 mg.L^{-1} (Tabela 5), verifica-se que este elemento não apresentou altas concentrações nas frações escoadas. Isto indica que o Ca^{+2} se mantém fixado no perfil do solo, pois a valência do íon é responsável pela respectiva fixação ao solo em virtude de sua carga negativa. O Ca^{+2} , assim como o Na^+ não é contemplado na legislação que dispõe do lançamento de efluentes e da qualidade da água (BRASIL, 2008). Entretanto, uma das principais implicações dos aumentos nos teores destes elementos é a possibilidade da ocorrência de salinização do solo. Neste caso, o Ca^{+2} apresenta maior possibilidade de salinização do solo devido à sua maior predisposição de fixação no solo, seguindo a ordem de valência dos íons descritas por Van Raij (1981).

Na Figura 15 é apresentado o comportamento do Mg^{+2} escoado superficialmente em função das doses de ARS aplicadas.

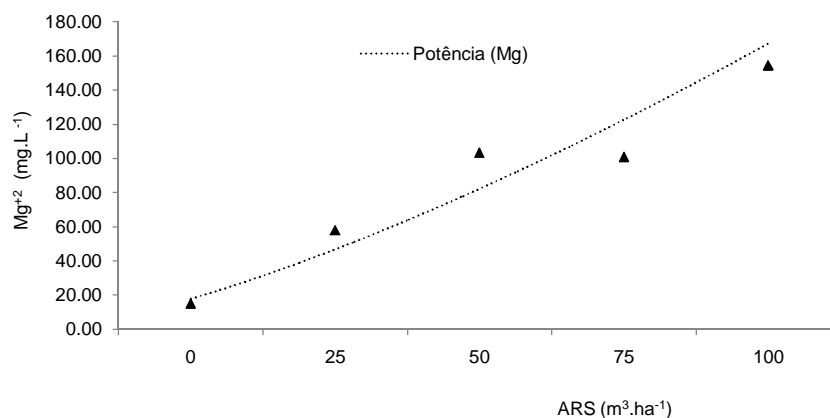


Figura 15 Comportamento do magnésio (Mg^{+2}) escoado em função das doses de ARS aplicadas.

A Figura 15 apresenta tendência de aumento da concentração do Mg^{+2} nas frações escoadas em função das maiores doses de ARS aplicadas, assim como observado para o N e suas formas, P e para o K^+ . Resultados semelhantes foram observados por Zanuzo (2007) em frações lixiviadas de solo fertirrigado com ARS.

Considerando que a maior concentração escoada de Mg^{+2} foi de 154.3 mg.L^{-1} observada para a dose $100 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ e que a concentração média de Mg^{+2} no solo

apresentava-se em 540 mg.L⁻¹ (Tabela 5) e a ARS promoveu um aporte médio de 44.5 mg.L⁻¹ (Tabela 7), verifica-se que ocorreu fixação deste elemento ao solo, corroborando com a ordem de valência dos íons de acordo com Van Raij (1981).

O Mg⁺² assim como K⁺ e Ca⁺² está envolvido na ocorrência de salinização do solo e não apresenta especificações na legislação ambiental quanto à sua concentração permitida referente à poluição hídrica.

A Tabela 13 apresenta as equações, coeficientes de determinação e p-valor obtidos para K⁺, Ca⁺², Na⁺ e Mg⁺², respectivamente.

Tabela 13 Equações, R² e p-valor obtidos para potássio, cálcio, sódio e magnésio das frações escoadas.

Parâmetro	Equação	R ²	p-valor
Potássio	$K^+ = 0.382 \cdot ARS^{0.723}$	96.00	0.02
Magnésio	$Mg^{+2} = 14.5 \cdot ARS^{0.48}$	97.70	0.00
Cálcio	$Ca^{+2} = 1.28 \cdot ARS^{-0.206}$	66.10	0.09
Sódio	$Na^+ = 20.9 \cdot ARS^{-0.0602}$	94.00	0.00

Unidades: K⁺, Ca⁺², Na⁺, Mg⁺²; mg.L⁻¹; R²:%; ARS: m³.ha⁻¹; p-valor: %.

O p-valor dos parâmetros apresentou-se abaixo do valor de significância adotado de 10%, ou seja, o modelo é preditivo. Os resultados obtidos para todos os parâmetros, exceto para o Ca⁺², apresentam consistência, pois o R² esteve acima de 70%, que é o recomendado para análises nas ciências agrárias e ambientais (GOMES & GARCIA, 2002), apresentando acima de 90% de explicação dos dados. O valor do expoente obtido para o Na⁺ é próximo de zero, ou seja, não há efeito da ARS.

4.7 Análise de coliformes totais, termotolerantes e enterococos das frações escoadas

As médias das concentrações de CT, EC e ENT obtidas nas frações escoadas de acordo com cada dose aplicada é apresentada na Tabela 14, sendo que todos os micro-organismos indicadores foram detectados no escoamento superficial das parcelas, incluindo na parcela controle, onde não houve aplicação de ARS.

Tabela 14 Concentrações (NMP.100mL⁻¹) de coliformes totais, coliformes termotolerantes e enterococos nas frações escoadas.

Dose ARS	Coliformes totais	Coliformes	Enterococos
----------	-------------------	------------	-------------

(m ³ .ha ⁻¹)	(NMP.100mL ⁻¹)	termotolerantes (NMP.100mL ⁻¹)	(NMP.100mL ⁻¹)
0 (controle)	4.38x10 ⁴	1.17x10 ⁴	4.38x10 ⁴
25	1.16x10 ⁸	6.04x10 ⁷	3.73x10 ⁷
50	4.19x10 ⁸	3.63x10 ⁸	1.95x10 ⁸
75	8.24x10 ⁷	3.52x10 ⁷	4.57x10 ⁷
100	4.8x10 ⁸	1.06x10 ⁸	1.7x10 ⁸

A presença de bactérias indicadoras na parcela controle pode estar relacionada à contaminação por fontes que não sejam provenientes da agricultura, como resíduos de animais domésticos que possuíam livre acesso às áreas experimentais, animais selvagens ou mesmo através da propagação das partículas do efluente pelo vento, quando da sua aplicação no solo das parcelas adjacentes. Outros autores também encontraram bactérias indicadoras no escoamento superficial de parcelas experimentais onde não houve aplicação de nenhum resíduo (PAPPAS *et al.*, 2008; MISHRA *et al.*, 2008). Outra provável fonte de contaminação da área experimental pode estar relacionada com a fertirrigação com ARS realizada por aspersores no desenvolvimento de outra pesquisa em área próxima.

A precipitação promoveu o desprendimento das partículas de solo e arraste dos micro-organismos através do impacto das gotas de chuva, conforme pode ser observado no aumento da concentração microbiana nas frações escoadas da parcela controle (Tabela 14) em relação à concentração obtida no solo desta parcela (Tabela 6).

Relacionando a Tabela 14 com a Tabela 7, obtém-se que as concentrações escoadas de EC representaram do aplicado 6,5%, 15,8%, 3,8% e 11,4%, respectivamente, para as doses 25, 50, 75 e 100 m³.ha⁻¹. Observa-se que a dose 50 m³.ha⁻¹ apresentou a maior concentração de EC na ARS aplicada e conseqüente maior concentração nas frações escoadas. Nesse sentido, sugere-se que há relação direta entre as concentrações observadas na ARS aplicada e no solo da parcela correspondente (Tabela 6) e a concentração obtida na fração escoada superficialmente.

Na Figura 16 são apresentados os comportamentos dos CT, EC e ENC nas frações escoadas em função das doses de ARS aplicadas às parcelas.

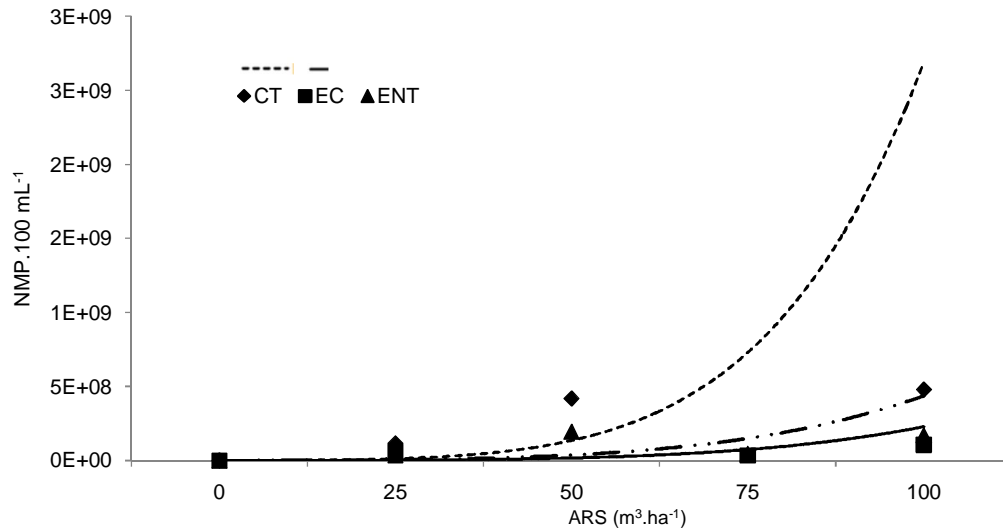


Figura 16 Comportamento dos coliformes totais (CT), coliformes termotolerantes (EC) e enterococos (ENT) no escoado em função das doses de ARS.

Conforme observado na Figura 16, a aplicação das doses de ARS resultou em aporte microbiano ao solo e, com a conseqüente simulação da chuva, ocorreu transporte superficial de altas cargas destes micro-organismos em comparação com a parcela controle, pois as bactérias presentes em resíduos de animais podem ser transportadas no escoamento superficial como células livres, células aderidas às partículas de solo e células aderidas às partículas de resíduo (GUBER *et al.*, 2007).

O uso de resíduos suínos como fertilizante do solo representa risco de poluição microbiana das águas, principalmente em bacias hidrográficas rurais (SEGANFREDO, SOARES & KLEIN, 2003; ASSIS & MURATORI, 2007; RECH, SCHOENHALS & FOLLADOR, 2008).

Do ponto de vista ambiental, a resolução CONAMA 274/2000 contempla os coliformes totais, *E. coli* e *Enterococcus* como parâmetros indicadores de balneabilidade. As águas consideradas próprias à balneabilidade são subdivididas de acordo com as concentrações microbianas que variam de satisfatória, máximo de 1000 coliformes termotolerantes ou 800 *E. coli* ou 100 enterococos por 100 mL, a excelente, 250 coliformes termotolerantes ou 200 *E. coli* ou 25 enterococos por 100 mL. Nesse sentido, o aporte de cargas microbianas nos corpos d'água das concentrações observadas no escoamento superficial (Tabela 14) pode promover alterações no padrão de balneabilidade do local, dependendo do grau de autodepuração do recurso hídrico.

A resolução CONAMA 357/2005, que dispõe sobre o padrão de lançamento de efluentes e classificação dos corpos d'água, traz a *E. coli* como organismo indicador dos demais usos da água além da balneabilidade, não devendo ser excedido um limite de 200, 1000 e 2500 coliformes termotolerantes por 100 mL em 80% ou mais de pelo menos 6

amostras coletadas em um ano, respectivamente para as águas das classes 1, 2 e 3. Os resultados da análise do transporte bacteriano por escoamento superficial deste estudo indicam que o efluente apresenta um grande potencial na contribuição de cargas de bactérias termotolerantes em corpos hídricos, excedendo os padrões das legislações brasileiras para a qualidade das águas.

Na Tabela 15 estão apresentadas as equações, coeficiente de determinação e p-valor obtidos para os micro-organismos indicadores.

Tabela 15 Equações, R² e p-valor obtidos para os micro-organismos indicadores nas frações escoadas.

Parâmetro	Equação	R ²	p-valor
Coliformes totais	CT = 57.500.ARS ^{2.15}	97.40	0.013
Coliformes termotolerantes	EC = 19.100.ARS ^{1.96}	92.20	0.040
Enterococos	ENT = 58.900.ARS ^{1.80}	93.80	0.007

Unidades: CT, EC, ENT: NMP.100mL⁻¹; R²: %; ARS: m³.ha⁻¹; p-valor: %.

Os valores de p-valor para os micro-organismos apresentaram-se abaixo do valor de significância de 10% adotado, ou seja, o modelo é preditivo. Dessa forma, o modelo apresenta 97.4, 92.2 e 93.8% de explicação dos dados para CT, EC E ENT respectivamente.

Na Tabela 16 verificam-se os resultados obtidos por meio do teste de comparação das retas para os valores de CT, EC e ENT. Observa-se que os micro-organismos em cada dose aplicada obtiveram igualdade de variâncias pelo teste F ($\sigma^2_{T1} = \sigma^2_{T2}$) e apresentaram coeficientes angulares iguais pelo teste T, indicando que as duas retas são paralelas. O teste T para os coeficientes lineares também apresentaram igualdade de variâncias, ou seja, as retas apresentaram interceptos e inclinações iguais, sendo, portanto, coincidentes. Assim como para o N e suas formas, isto indica que pode-se usar um único modelo de regressão para predição destes micro-organismos indicadores nos escoados, o que facilita técnica e financeiramente a execução destas análises para a questão ambiental.

Tabela 16 Teste de comparação dos coeficientes angulares e lineares das curvas das frações amostradas no escoado para coliformes totais, coliformes termotolerantes e enterococos para as doses de ARS.

Parâmetros	Coef. Angular (b)	Coef. Linear (a)	QME	Teste F QME	Teste T (b)	Teste T (a)
CT (T1)	2.15	4.76	0.146	0.36 _{Fc} < 19.00 _{Ft}	0.40 _{Tc} < 2.78 _{Tt}	1.29 _{Tc} < 2.57 _{Tt}
EC (T2)	1.96	4.28	0.410	$\sigma^2_{T1} = \sigma^2_{T2}$	b _{T1} = b _{T2}	a _{T1} = a _{T2}
CT (T1)	2.15	4.76	0.146	0.77 _{Fc} < 9.55 _{Ft}	0.94 _{Tc} < 2.57 _{Tt}	1.16 _{Tc} < 1.94 _{Tt}
ENT (T2)	1.80	4.77	0.189	$\sigma^2_{T1} = \sigma^2_{T2}$	b _{T1} = b _{T2}	a _{T1} = a _{T2}

Cont. Tabela 16 Teste de comparação dos coeficientes angulares e lineares das curvas das frações amostradas no escoado para coliformes totais, coliformes termotolerantes e

Parâmetros	Coef. Angular (b)	Coef. Linear (a)	QME	Teste F QME	Teste T (b)	Teste T (a)
EC (T1)	1.96	4.28	0.410	$2.17_{F_c} < 9.55_{F_t}$	$0.34_{T_c} < 2.57_{T_t}$	$0.72_{T_c} < 1.94_{T_t}$
ENT (T2)	1.80	4.77	0.189	$^2_{T1} = ^2_{T2}$	$b_{T1} = b_{T2}$	$a_{T1} = a_{T2}$

CT – Coliforme total; EC – *Escherichia coli*, EN - *Enterococcus*; QME – Quadrado médio residual; a – coeficiente linear; b – coeficiente angular; F_c – valor de F calculado; F_t – ponto crítico da tabela F-Snedecor; T_c – valor de T calculado; T_t – valor crítico da tabela t-student bicaudal; ns: diferença não significativa a 5% de probabilidade.

4.8 Relação entre micro-organismos e sólidos suspensos totais

A relação entre as cargas de micro-organismos indicadores e a carga de sedimento escoado foi analisada, pois se presume que os sedimentos são importantes meios de fixação e transporte bacteriano, conforme pode ser observado na Figura 3 (TYRREL & QUINTON, 2003; JAMIESON *et al.*, 2004; SINCLAIR *et al.*, 2006; GUBER *et al.*, 2007).

As regressões lineares geradas das concentrações de CT, EC e ENT *versus* as concentrações de SST apresentaram relações positivas (Figura 17 a,b e c). Foram usados todos os dados obtidos das frações escoadas nas regressões e observou-se que a relação entre CT e SST foi mais forte ($R^2 = 0.76$) que EC x SST ($R^2 = 0.67$) e ENT x SST ($R^2 = 0.24$).

Embora pareça existir uma relação entre os sedimentos e o transporte bacteriano, esta relação é fraca. Os mecanismos atuais que regem o comportamento e transporte bacterianos no solo ainda são pouco claros. A análise dos sedimentos em suspensão como fator de avaliação da qualidade microbiana da água não se justifica sem um estudo adicional de como a erosão e os processos fluviais afetam a persistência e o movimento das bactérias (SINCLAIR *et al.*, 2009).

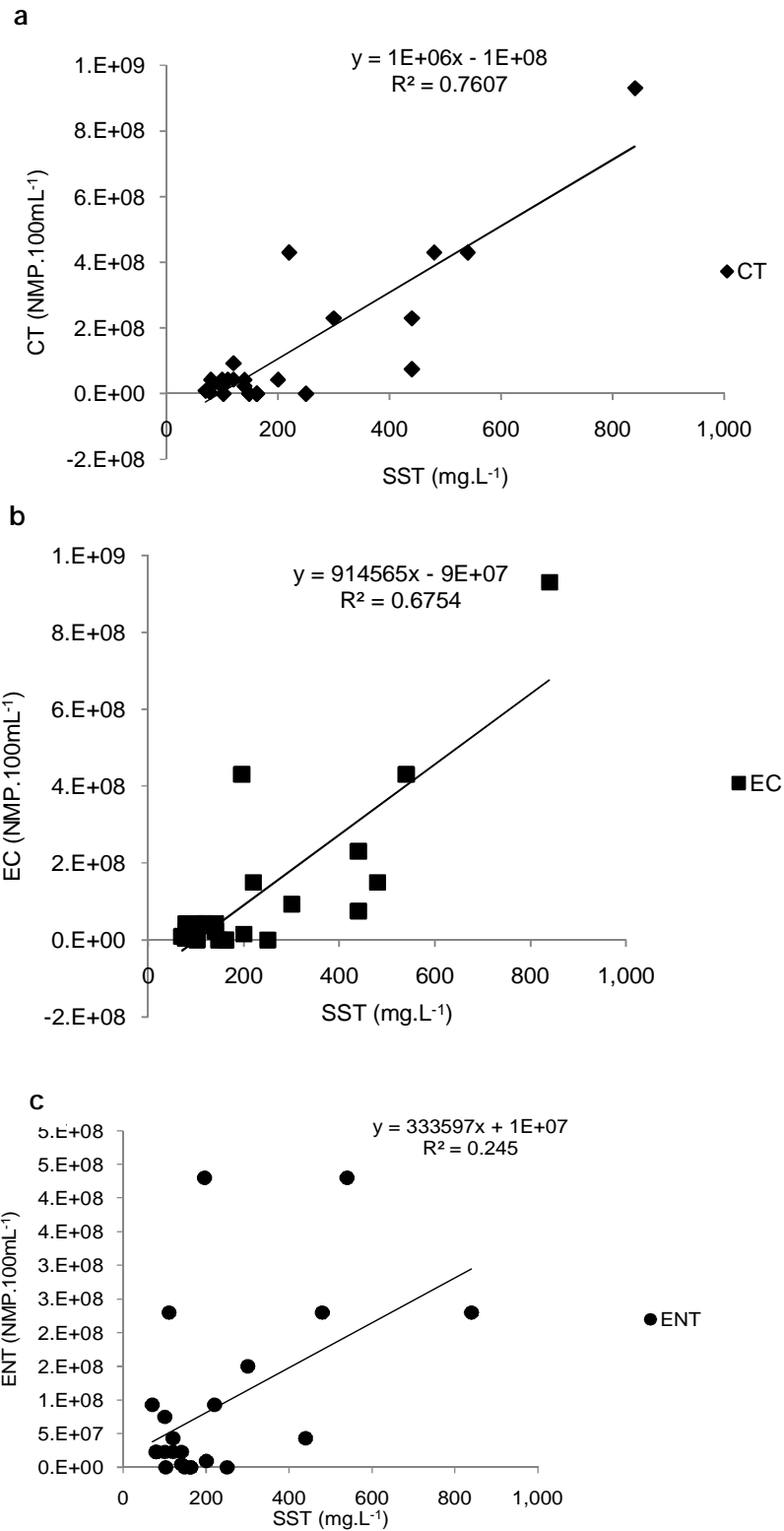


Figura 17 Correlação entre as concentrações de coliformes totais (a), coliformes termotolerantes (b) e enterococos (c) e as cargas de sólidos suspensos totais.

4.9 Matriz de Potencial Poluidor Difuso dos parâmetros químicos, físicos e biológicos

Na Tabela 17 são apresentados os expoentes obtidos para cada parâmetro avaliado organizados de forma decrescente.

Tabela 17 Expoentes obtidos para cada parâmetro avaliado, em ordem decrescente.

PARÂMETRO	EXPOENTES
CT	2.150
EC	1.960
ENT	1.800
K	0.723
Mg	0.480
NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	0.321
P	0.305
N-NH ₄ ⁺	0.217
N	0.152

A Tabela 18 pode ser denominada de matriz de potencial poluidor difuso (MPPD), e nela estão apresentadas as razões obtidas entre os expoentes dos modelos potenciais dos parâmetros avaliados, visando avaliar o potencial poluidor (DOBLINSKI *et al.*, 2010).

Tabela 18 Proporções obtidas entre os expoentes dos modelos potenciais dos parâmetros avaliados.

Parâmetro	Potencial poluidor									
	N	P	N-NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	Mg ²⁺	K ⁺	ENT	EC	CT	
CT	14.14	9.91	7.05	6.70	4.48	2.97	1.19	1.10	1.00	
EC	12.89	9.03	6.43	6.11	4.08	2.71	1.09	1.00	0.91	
ENT	11.84	8.29	5.90	5.61	3.75	2.49	1.00	0.92	0.84	
N-NH ₄ ⁺	4.76	3.33	2.37	2.25	1.51	1.00	0.40	0.37	0.34	
K ⁺	3.16	2.21	1.57	1.50	1.00	0.66	0.27	0.24	0.22	
Mg ²⁺	2.11	1.48	1.05	1.00	0.67	0.44	0.18	0.16	0.15	
NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	2.01	1.41	1.00	0.95	0.64	0.42	0.17	0.16	0.14	
P	1.43	1.00	0.71	0.68	0.45	0.30	0.12	0.11	0.10	
N	1.00	0.70	0.50	0.47	0.32	0.21	0.08	0.08	0.07	

A Tabela 18 pode ser denominada de matriz do potencial poluidor por escoamento superficial, visto que os modelos foram todos do tipo potencial e significativos ao nível de 10%.

Os elementos Ca⁺² e Na⁺ não estão presentes nesta Tabela, pois não houve efeito poluidor e nem da ARS, conforme visualizado em seus expoentes na Tabela 13. Os

elementos Cu^{+2} e Zn^{+} também não foram considerados porque o Cu^{+2} não foi detectado nas frações escoadas e os dados de Zn^{+} não apresentaram condições de análise de regressão.

A partir destes resultados é possível verificar que os parâmetros que apresentaram maior potencial poluidor no escoamento superficial seguem na seguinte ordem: $\text{CT} > \text{EC} > \text{ENT} > \text{N-NH}_4^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{+2} > \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- > \text{P} > \text{N}$.

Observa-se que os micro-organismos apresentam maior potencial poluidor difuso em relação aos outros parâmetros avaliados, sendo os CT em torno de 14 e 9.9 vezes mais potencialmente poluidores que o N e P, respectivamente.

Quanto ao P, este nutriente apresentou potencial poluidor maior que o N, corroborando com Doblinski *et al.* (2010). Entretanto, contrariando o resultado deste autor para o K^+ , que apresentou maior potencial poluidor que o P.

A qualidade das águas dos rios tem ligação com o uso da terra nas áreas de entorno, que modificam as características de cobertura da bacia hidrográfica e podem afetar a qualidade do escoamento superficial durante e após a precipitação (RECH, SCHOENHALS & FOLLADOR, 2008).

O Índice de Qualidade da Água (IQA) constitui-se da integração de variáveis físicas (temperatura, turbidez e resíduo total), químicas (pH, nitrogênio amoniacal, fósforo total, demanda bioquímica de oxigênio – DBO e oxigênio dissolvido) e microbiológica (coliformes termotolerantes), que refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos causada pelo lançamento de esgotos (CETESB, 2010). Cada parâmetro possui um peso atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade. O parâmetro que apresenta maior peso para o IQA é o oxigênio dissolvido seguido do microbiológico (coliformes termotolerantes). Nesse sentido, verificou-se relação entre a matriz de potencial poluidor e o IQA, pois se observou que parâmetros biológicos analisados neste estudo superam os parâmetros químicos quanto ao potencial poluidor de cada um.

Logo, deve-se atentar aos parâmetros biológicos, principalmente nas avaliações ambientais e estudos científicos. Nas resoluções ambientais os parâmetros biológicos são contemplados e, geralmente, o grupo dos coliformes é utilizado para avaliação da qualidade ambiental. Nos estudos científicos referentes à dinâmica do escoamento superficial existe uma carência devido às dificuldades muitas vezes, dos métodos de análise microbiológicos.

No Brasil, são escassas as pesquisas a respeito dos parâmetros microbiológicos na dinâmica do escoamento superficial instantâneo, ou seja, assim que o escoamento se iniciar em áreas fertirrigadas com ARS, pois a grande parte das pesquisas aborda a influência da suinocultura ao nível de bacia hidrográfica (ASSIS & MURATORI, 2007; RECH, SCHOENHALS & FOLLADOR, 2008).

Nos Estados Unidos, a Agência Nacional de Proteção Ambiental (USEPA, 2002) identificou o escoamento superficial de áreas fertirrigadas como principal fonte de comprometimento da qualidade da água, e os patógenos como sendo os poluentes

difundidos. O potencial poluidor microbiológico aumenta quando há ocorrência de precipitação logo após a aplicação dos resíduos ao solo (MISHRA *et al.*, 2008) e das condições de umidade antecedentes (SOUPIR *et al.*, 2006) ou da aplicação dos resíduos acima das necessidades nutricionais das culturas (GESSEL *et al.*, 2004; PAPPAS *et al.*, 2008).

5 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos nesta pesquisa foi possível concluir que:

As concentrações de nitrogênio e suas formas, fósforo total, potássio, magnésio, coliformes totais e termotolerantes e enterococos nas frações escoadas foram dependentes das doses de ARS aplicadas;

O comportamento dos parâmetros nitrogênio total e suas formas, fósforo total, potássio, cálcio, magnésio, sódio, coliformes totais e termotolerantes e enterococos foi potencial;

Observou-se que para o nitrogênio total e suas formas pode-se usar um único modelo de regressão para a predição destes parâmetros, bem como para os coliformes totais, termotolerantes e enterococos;

Os parâmetros biológicos avaliados apresentaram maior potencial poluidor difuso em relação aos parâmetros químicos, e devem ser incluídos nos estudos científicos de avaliações ambientais;

Os parâmetros apresentaram a seguinte ordem quanto ao potencial poluidor difuso, obtido pela Matriz de Potencial Poluidor Difuso: CT > EC > ENT > N-NH₄⁺ > K⁺ > Mg²⁺ > NO₃⁻+NO₂⁻ > P > N.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHE TUDO E REGIÃO. **Bacia Hidrográfica do Rio Paraná**. Disponível em: <http://www.achetudoeregiao.com.br/PR/rio_parana.htm>. Acesso em: 27 Abr. 2009.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil**. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/sprtew/1/1-ANA.swf>>. Acesso em: 02 Maio 2009.

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

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA, WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20^a ed., WASHINGTON, D.C.: APHA, AWWA, WEF, 1998.

ANAMI, M. H.; SAMPAIO, C. S.; SUSZEK, M.; GOMES, S. D.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n.1, p.75-80, 2008.

ASSIS, F. O.; MURATORI, A. M. Poluição Hídrica por Resíduos de Suínos: Um Estudo de Caso na Área Rural do Município de Quilombo, Santa Catarina. **Revista Eletrônica Geografar**, v.2, n.1, p.42-59, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DA CARNE SUÍNA – ABIPECS. **Carne suína brasileira em 2008**. 2009, p.5. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br/>>. Acesso em 02 Maio 2009.

AYERS, R. S.; WESTCOOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p.

AZEVEDO, M. R. de Q.; KÖNIG, A.; BELTRÃO, N. E. M.; AZEVEDO, C. A. V.; TAVARES, T. L.; SOARES, F. A. L. Efeito da irrigação com água residuária tratada sobre a produção de milho forrageiro. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife PE, v. 2, n. 1, p. 63-68, jan-mar. 2007.

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

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

BELLI FILHO, P.; Jr CASTILHOS, A. B.; COSTA, R. H. R.; SOARES, S. R.; PERDOMO, C. C. Tecnologias para o tratamento de resíduos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, n.1, p.166-170, 2001.

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

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. **Resoluções do CONAMA**: resoluções vigentes publicadas entre julho de 1984 e novembro de 2008. 2ª ed., p. 280-357, Brasília DF, 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Resoluções do CONAMA**: resoluções vigentes publicadas entre julho de 1984 e novembro de 2008. 2ª ed., p. 277-279, Brasília DF, 2008.

BREGA FILHO, D.; MANCUSO, P. C. S. Conceito de reúso de água. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (Editores). **Reuso de Água**. Barueri SP: Manole, 2003. p. 21-36

CAMPOS, C. New perspectives on microbiological water control for wastewater reuse. *Desalination*. 218, 34-42. 2008.

CAMPELO, P. L. G. **Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características físico-hídricas e químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa, 1999.

CAOVILLA, F.A.; SAMPAIO, S.C.; PEREIRA, J.O.; VILAS BOAS, M.A.; GOMES, B.M.; FIGUEIRÊDO, A.C. Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivados com soja. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.9, p.283-287, 2005. Suplemento

CASTRO, S. R.; GODON, J. J.; DELGENÈS, J. P.; DABERT, P. Characterization of the microbial diversity in a pig manure storage pit using small subunit rDNA sequence analysis. *FEMS Microbiology Ecology*, Reading UK, v. 52, p. 229-242, 2005.

CENTRO INTERNACIONAL DE REFERÊNCIA EM REUSO DE ÁGUA - CIRRA. Reuso de água. Universidade de São Paulo. 2002. Disponível em: <www.usp.br/cirra/reuso>. Acesso em: 12 Maio 2009.

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas do solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 38, n. 6, p. 729-735, 2003.

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

CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. EATON, A.D. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 20ª ed. Washington, D.C.:1998. American Public Health Association – American Water Works Association- Water Environment Federation.

COOLS, D.; MERCKX, R.; VLASSAK, K.; VERHAEGEN, J. Survival of *E. coli* and *Enterococcus* spp. derived from pig slurry in soils of different texture. *Applied Soil Ecology*, Heverlee, v. 17, p.53-62, 2001.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. Variáveis de qualidade das águas. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#topo>>. Acesso em 04 Abr. 2010.

- 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. **Poluição difusa decorrente da aplicação de água residuária da suinocultura em solo cultivado com soja sob condições de chuva simulada**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel PR, 2007.
- DAL BOSCO, T. C.; SAMPAIO, S. C.; OPAZO, M. A. U.; GOMES, S. D.; NÓBREGA, L. H. P. Aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja: cobre e zinco no material escoado e no solo. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal SP, v. 28, n. 4, p. 699-709, out-dez, 2008.
- 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.
- DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre resíduos suínos**. Embrapa Suínos e Aves e Extensão. EMATER/RS, ano 10, agosto/2002. (Boletim Informativo de Pesquisa n. 14).
- DIETER, J. **Poluição difusa por fósforo devido aplicação de água residuária da suinocultura sob condição de chuva simulada**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2009.
- DOBLINSKI, A. F.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, V. R.; NÓBREGA, L. H. P.; GOMES, S. D.; DAL BOSCO, T. C. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean crop. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, vol.14, n.1, Campina Grande, Jan. 2010.
- DUARTE, M.; MÍDIO, A.F. Nitratos e nitritos em alimentos. *Cadernos de Nutrição*, v.12, p.19-30, 1996.
- 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.
- 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. **Produção Integrada**. EMBRAPA Meio Ambiente, 2009. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/projetos/prod_int/iso_14000.html>. Acesso em: 30 Maio 2009.
- FEIGIN, A. RAVINA, I. SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent, management for environmental protection: advanced series in agricultural sciences**. Berlin: Springer-Verlang, 1991. 224 p.
- FERNANDES, C.O.M.; OLIVEIRA, P.M.V. **Armazenagem de resíduos suínos**. In: Aspectos práticos do manejo de resíduos suínos. Florianópolis SC: EPAGRI/EMBRAPA-CNPSA, 1995, p. 35-66.
- FREITAS, W. da S.; OLIVEIRA, R. A.; CECOM, P. R.; PINTO, F. A.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura em solo cultivado com milho. *Engenharia na Agricultura*, Viçosa MG, v. 13, n. 2, p. 95-102, abr-jun, 2005.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE - FATMA. **Instrução Normativa IN-11.** Portaria Intersectorial nº01/04, de 24/03/2004. Florianópolis SC: FATMA, 2004. Disponível em: <<http://sistemas.sc.gov.br/fatma/pesquisa/PesquisaDocumentos.asp>>. Acesso em: 12 Maio 2009.

GESSEL, P. D.; HANSEN, N. C.; GOYAL, S. M.; JOHNSTON, L. J.; WEBB, J. Persistence of zoonotic pathogens in surface soil treated with different rates of liquid pig manure. **Applied Soil Ecology**, Morris MN, v. 25, p. 237-243, 2004.

GIROTTO, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F.; TIECHER, T. L. & DE CONTI, L. Perdas de nitrogênio e fósforo por escoamento superficial e percolação durante sete anos em um solo com aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos In: SIGERA 2009, Florianópolis. **Anais...** 2009.

GOMES, F. P. GARCIA, H. G. **Estatística aplicada à experimentos agrônomicos e florestais: exposição com exemplos e orientações para uso de aplicativos.** Piracicaba: FEALQ, 2002, 309 p.

GOMES, E. R. S.; SAMPAIO, S. C.; CORRÊA, M. M.; VILLAS BOAS, M. A.; ALVES, L. F. A.; SOBRINHO, T. A. Movimento do nitrato proveniente de água residuária em colunas de solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.24, n.3, p.557-568, set-dez, 2004.

GONÇALVES, R. A. B.; MANTOVANI, E. C.; LIMA, P. C.; RAMOS, M. M.; OLIVEIRA, R. A. Caracterización de suelos cultivados con café y el fertirriego con aguas residuales de la cría de porcinos. **Revista Ciencias Técnicas Agropecuárias**, Havana, v. 14, n. 2, 2005

GUBER *et al.* Effect of Bovine Manure on Fecal Coliform Attachment to Soil and Soil Particles of Different Sizes. **Applied and Environmental Microbiology**. 3363–3370. 2007.

HESPANHOL, I. Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Bahia Análise & Dados**, Salvador BA, v. 13, n. Especial, p. 411-437, 2003.

HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de resíduos em uma pequena propriedade produtora de suínos – condição de partida.** 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis SC, 2006.

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

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Indicadores IBGE – Estatística da Produção Pecuária.** 2009, p. 10-11.

JAMIESON, R., GORDON, R., LEE, H. Assessing microbial pollution of rural surface waters: A review of current watershed scale modeling approaches. **Agricultural water management**, v.70, p.1-17, 2004.

KANWAR, R. S.; COLVIN, T. S.; KARLEN, D. L. Ridge, moldboard, chisel, and no-till effects on tile water quality beneath two cropping system. **Journal of Production Agriculture**, Ames, v.10, n.2, p.227-234, 1997.

KONZEN, E. A. Fertilização de lavoura e pastagem com resíduos de suínos e cama de aves. SEMINÁRIO TÉCNICO DA CULTURA DE MILHO, 5., Videira - SC, 2003. **Informe técnico...** Videira – SC: CNPSA, 2003.

LEVALLOIS, P., PHANEUF, D. Contamination of drinking water by nitrates: analysis of health risks. **Canadian Journal of Public Health**, v.85, n.3, p.192-196, 1994.

LJINSKI, W. Induction of tumours in rats by feeding nitrosatable amines together with sodium nitrite. **Food and Chemical Toxicology**, v. 22, p. 715-720, 1984.

LORENSINI, F.; CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; BRUNETTO, G.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, R. C. B. Produtividade de milho e feijão e produção de matéria seca durante seis anos de cultivo com sucessivas aplicações de resíduo líquido de suínos. In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. 2007, Gramado, RS. **Anais...** Gramado, RS: SBCS, ago, 2007.

LUDKE, J. V. **A finalidade da nutrição animal**. Disponível em: <http://www.engormix.com/a_finalidade_da_nutricao_p_artigos_8_POR.htm>. Acesso em: 23 Mar. 2009

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre RS, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.

MIELE, M.; KUNZ, A. Tratar resíduos para fortalecer a competitividade da carne suína. Concórdia, SC. Embrapa Suínos e Aves, 2007. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br/index.php?ids=Sq4r54z6x&pg=5&ano=2007>>. Acesso em: 12 Maio 2009.

MISHRA, A.; BENHAM, B. L.; MOSTAGHIMI, S. Bacterial transport from agricultural lands fertilized with animal manure. **Water, Air and Soil Pollution**, Blacksburg VA, n. 189, p. 127-134, 2008.

MORI, H. F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J.; SANTOS, W. L. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de resíduo líquido bovino em latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 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 MS, 2005.

NOGUEIRA, C. C. P., SILVA, I. J. O. Aplicação de águas residuárias da suinocultura na irrigação. **Thesis**, São Paulo, v.3, p. 18-29, 2006.

OLIVEIRA, P. A. V. de (coord.) **Manual de manejo e utilização dos resíduos de suínos**. EMBRAPA – CNPSA. Concórdia – SC, 1993. (EMBRAPA – CNPSA. Documentos, 27). 188p.

OLIVEIRA, R. A.; CAMPELO, P. L. G.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M. A.; CECON, P. R. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo podzólico vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.2, p.263-267, 2000. Campina Grande, PB, DEAg/UFPB.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n. 4, p. 807-812, 2001.

PAPPAS, E. A.; KANWAR, R. S.; BAKER, J. L.; LORIMOR, J. C.; MICKELSON, S. Fecal indicator bacteria in subsurface drain water following manure application. **Transactions of**

the American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE), West Lafayette, v. 51, n. 5, p. 1567-1573, 2008.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. Produção de Suínos e Meio Ambiente. In: 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura, 9, 2001, Gramado RS. **Anais...** Concórdia SC: EMBRAPA Suínos e Aves, 2001. p. 8-24.

PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE II – PNMA II. **Monitoramento da qualidade da água.** Curitiba PR: Ministério do Meio Ambiente, 2002, 64 p.

QUEIROZ, F. M. de.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de um solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, Santa Maria RS, v. 34, n. 5, p. 1487-1492, set-out, 2004.

RECH, C.; SCHOENHALS, M.; FOLLADOR, F. A. C. Influência da suinocultura na qualidade da água em microbacia agrícola no sudoeste do estado do Paraná. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal ES, v. 5, n. 3, p. 254-273, 2008.

RITTER, W. F. Nonpoint source pollution and livestock manure management. In: RITTER, W. F.; SHIRMOHAMMADI, A. **Agricultural nonpoint source pollution: watershed management and hydrology.** United States: CRC Press, 2001. Cap 6. P. 135-167

SAINI, R.; HALVERSON, L. J.; LORIMOR, J.C. Rainfall timing and frequency influence on leaching of Escherichia coli RS2G through soil following manure application. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p.1865-1872, 2003.

SAMPAIO, S. C.; FIORI, M. G. S.; OPAZO, M. A. U.; NÓBREGA, L. H. P. Comportamento das formas de nitrogênio em solo cultivado com milho irrigado com água residuária da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal SP, v. 30, n.1, p.138-149, jan-fev. 2010a.

SAMPAIO, S. C.; CAOVILO, F. A.; OPAZO, M. A. U.; NÓBREGA, L. H. P.; SUSZEK, M.; SMANHOTO, A. Lixiviação de íons em colunas de solo deformado e indeformado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal SP, v. 30, n.1, p.150-159, jan-fev. 2010b.

SANTOS, M. A. A dos. *et al.* Esterqueiras: avaliação físico-química e microbiológica do resíduo suíno armazenado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal SP, v.27, n.2, p.537-543, maio/ago. 2007

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T. Aproveitamento de resíduos de suínos como fertilizante. In: Dia de Campo Sobre Manejo de Utilização de Resíduos Suínos. **Anais...** Concórdia SC: EMBRAPA, CNPSA, 1994, 188 p.

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

SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO – SEAB. DEPARTAMENTO DE ECONOMIA RURAL – DERAL. **A pecuária paranaense em foco.** ROBERTO CARLOS PRAZERES DE ANDRADE SILVA (Org.). Curitiba PR, 2003.

SEGANFREDO, M. A. Os resíduos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo? **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v.16, n.3, p.129-141, 1999.

SEGANFREDO, M. A. A poluição por resíduos de suínos, o aspecto econômico e o direito público. **Revista Pork World**, São Paulo, n. 9, ano 2, p. 42 – 44, 2002.

SEGANFREDO, M.A.; SOARES, I.J.; KLEIN, C. S. **Qualidade da água de rios em regiões suínolas do município de Jaborá SC**. Concórdia SC: EMBRAPA – CNPSA, 2003. (Comunicado Técnico 341).

SEGANFREDO, M. A. **Resíduos Suínos e seu Uso no Contexto de Bacias Hidrográficas**. Concórdia, SC. EMBRAPA Suínos e Aves, 2006. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_m2v41h2h.pdf>. Acesso em: 29 Abr. 2009.

SIDHU, J. P. S.; TOZE, S. G. Human pathogens and their indicators in biosolids: A literature review. **Environment International**, n. 35, p.187-201, 2009.

SIMEPAR - INSTITUTO TECNOLÓGICO SIMEPAR. **Notícias**. Resumo do Inverno e da primavera 2009. Disponível em: <<http://www.simepar.br/tempo/clima/inverno2009.pdf>>. Acesso em 30 Mar. 2010.

SINCLAIR, A.; HEBB, D.; JAMIESON, R.; GORDON, R.; BENEDICT, K.; FULLER, K.; STRATTON, G. W.; MADANI, A. Growing season surface water loading of fecal indicator organisms within a rural watershed. **Water Research**, v.43, p. 1199-1206, 2009.

SMITH, D. R.; OWENS, P. R.; LEYTEM, E. B.; WARNEMUENDE, E. A. Nutrient losses from manure and fertilizer applications as impacted by time to first runoff event. **Environmental Pollution**, v. 147, n.1, p. 131-137, 2007.

SOARES E BARROS, L. S.; AMARAL, L. A. do.; LUCAS JÚNIOR, J. de. Poder poluente de águas residuárias de suinocultura após utilização de um tratamento integrado. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, São Paulo SP, v. 40, p. 126-135, 2003.

SOUPIR, M. L.; MOSTAGHIMI, S.; YAGOW, E. R.; HAGEDORN, C.; VAUGHAN, D. H. Transport of fecal bacteria from poultry litter and cattle manures applied to pastureland. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 169, p. 125-136, 2006.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL – SUDERHSA, 2006. **Unidades Hidrográficas do Paraná**. Disponível em: <<http://www.suderhsa.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=82>>. Acesso em: 12 Set. 2010.

TOPP, E.; SCOTT, A.; LAPEN, D. R.; LYAUTEY, E.; DURIEZ, P. Livestock waste treatment systems for reducing environmental exposure to hazardous enteric pathogens: Some considerations. **Bioresource Technology**, 2008, doi: 10.1016/j.biortech.2008.11.001

TOSIN, G. A. S. **Caracterização física do uso e ocupação da bacia hidrográfica do Rio Cascavel**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, p. 11-12, Cascavel PR, 2005.

TYRREL, S. F., QUINTON, J. N. Overland flow transport of pathogens from agricultural land receiving faecal wastes. **Journal of Applied Microbiology**, v. 94, p. 87S–93S, 2003.

UNC, A.; GOSS, M. Transport of bacteria from manure and protection of water resources. **Applied Soil Ecology**, v. 25, p.1-18, 2004.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. National water quality Inventory, Office of water, United States Environmental Protection Agency. 2002. Disponível em: <<http://www.epa.gov/305b/2000report/>>. Acesso em: 04 Fev. 2010.

VAN RAIJ, B. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba: Instituto Internacional da Potassa & Fosfato, 142 p., 1981.

YAN, T.; SADOWSKY, M. J. Determining sources of fecal bacteria in waterways. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 129, p. 97-106, 2007.

ZANUZO, L. **Comportamento de cátions percolados oriundos da aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com milho**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel PR, 2007.

ZHU, J. A review of microbiology in swine manure odor control. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 78, p. 93-106, 2000.