

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
FACULDADE DE AGRONOMIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS EM SOLOS: ASPECTOS  
BIOLÓGICOS E QUÍMICOS DO PERCOLADO**

**Rosele Clairete dos Santos  
(Dissertação)**

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
FACULDADE DE AGRONOMIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS EM SOLOS: ASPECTOS  
BIOLÓGICOS E QUÍMICOS DO PERCOLADO**

**Rosele Clairete dos Santos  
Bióloga (UNIVATES)  
Especialista em Licenciamento Ambiental (UNISC)**

Dissertação apresentada como um  
dos requisitos para a obtenção do  
Grau de Mestre em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil  
Fevereiro de 2010

## AGRADECIMENTOS

A Deus pela magnitude da vida.

A família pelo apoio, carinho e incentivo.

Ao PPGCS da Universidade Federal do Rio Grande do Sul pela receptividade e acolhimento.

Ao CNPq, pelo auxílio financeiro

Ao Professor Dr. Egon José Meurer, pela orientação, carinho, compreensão, amizade, ajuda e por ter me permitido chegar até aqui....

Aos professores pelos ensinamentos

Ao Marcius pelo amor, proteção, atenção, compreensão e tolerância.

As gurias da casa, Gorda e Sophie, pela companhia

Ao secretário do PPGCS, Jader, pela disponibilidade e atenção

Ao querido amigo e Professor Dr. André Jasper, do Centro Universitário UNIVATES, por ter acreditado em mim e me estendido a mão quando eu mais precisei.

Ao Professor Dr. João Telmo Vieira (*in memoriam*) pela amizade.

Aos colegas que me mostraram que nem sempre são amigos. Aos amigos que mostraram que sempre são colegas

As amigas queridas Liane, Paulinha, Fernanda, Paty Grazziotin (ICBS), Mônica (LNA), Andressa (LNA), garotas incríveis que tive a oportunidade de conhecer, conviver e amar.

A Chris, minha amiga, companheira e irmã por escolha.

Aos professores Dr. Carlos Alberto Bissani, Dr. Pedro Selbach e Dra. Fátima Menezes Bento pelas orientações e sugestões

A todos os funcionários do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal do Rio Grande do Sul que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho

Do fundo do meu coração ao meu “pai” Adão Luiz... por toda a paciência.

Aos bolsistas de iniciação científica: Rogério, Fabrício e Rafael pelo auxílio recebido.

Á todos que de uma ou de outra forma contribuíram para a realização deste trabalho.

*“Não deixe que um desafio estimulante,  
... se torne um fator estressante”  
(Autor desconhecido)*

# APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS EM SOLOS: ASPECTOS BIOLÓGICOS E QUÍMICOS DO PERCOLADO<sup>1/</sup>

AUTOR: Rosele Clairete dos Santos  
ORIENTADOR: Prof. Dr. Egon José Meurer

## RESUMO

Os dejetos líquidos de suínos (DLS) são utilizados como fertilizante em solos agrícolas. A intensificação de criações com alta concentração de animais em pequenas propriedades tem gerado grande volume de dejetos. Os DLS podem conter microrganismos patogênicos, altos teores de nitrato e elementos-traço, podendo contaminar águas subsuperficiais e subterrâneas. O estudo foi realizado para avaliar o impacto ambiental da aplicação de DLS em amostras de um Argissolo Vermelho Distrófico e de um Nitossolo Vermelho Distrófico. Para tal, aplicou-se doses equivalentes a 0 (Testemunha), 25 (T02), 50 (T03) e 100 (T04) m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos provenientes de dois sistemas de criação denominados de “creche” e “terminação”. Os dejetos originários do sistema de criação “creche” apresentaram maiores riscos de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais por coliformes totais e *E. coli*. O valor do pH possivelmente esteve relacionado à ausência de coliformes totais e *E. coli* no percolado do Argissolo (PVd). Foi detectada a presença de NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub> no percolado do Nitossolo e do Argissolo; o dejetos líquido proveniente do sistema de criação “creche” resultou em menores concentrações de NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub> no percolado de ambos os solos. A maior concentração de NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub> no percolado ocorreu aos 19 dias após a aplicação dos DLS. Não foi detectada a presença de fósforo e de cobre no percolado de ambos os solos. O percolado coletado do Argissolo apresentou maiores concentrações de zinco e manganês do que o do Nitossolo. Para a utilização dos DLS como fertilizante há necessidade que se estabeleçam critérios adequados para definir estratégias de seu manejo e disposição para reduzir seu impacto no ambiente e à saúde.

---

<sup>1/</sup> Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (78 p.) Fevereiro, 2010. Trabalho realizado com apoio financeiro do CNPq.

## USE OF SWINE WASTES IN SOILS: BIOLOGICAL ASPECTS ARE CHEMICAL OF LEACHATE<sup>1/</sup>

AUTHOR: Rosele Clairete dos Santos

ADVISER: Prof. Dr. Egon José Meurer

### SUMMARY

Waste of swine production (WSP) are used as fertilizer in agricultural soils. The intensification of farms with high concentration of animals in small properties has generated a great amount of waste. The WSP may contain pathogenic microorganisms, high levels of nitrate and trace elements and can contaminate water and groundwater. The study was conducted to evaluate the environmental impact of the application of WSP in samples of a Alfisol and an Ultisol. To do this it was applied doses equivalent to 0 (control), 25 (T02), 50 (T03) and 100 (T04) m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> of pig slurry from two farming systems called "nursery" and "termination". The waste originated from the "nursery" had higher risks of contamination of surface and subsurface soils for total coliform and *E. coli*. The pH was possibly related to the absence of total coliform and *E. coli* in leachate from the Ultisol. It was detected the presence of NO<sub>3</sub> + NO<sub>2</sub> in the leachate of the Alfisol and of the Ultisol. The waste from the system "nursery" resulted in lower concentrations of NO<sub>3</sub> + NO<sub>2</sub> in the leachate from both soils. The highest concentration of NO<sub>3</sub> + NO<sub>2</sub> in the leachate occurred at 19 days after the application of WSP. It was not did not detect the presence of phosphorus and copper in the leachate from both soils. The leachate collected from Alfisol showed higher concentrations of zinc and manganese than the leachate of Alfisol. To use WSP as fertilizer it is necessary to establish an appropriate criteria to define strategies for their management and disposal to reduce its impact on environment and health.

---

<sup>1/</sup> M. Sc. Dissertation in Soil Science Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (78p.) Februry, 2010. Rescarch work supported by CNPq.



## SUMÁRIO

	Página
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>3</b>
2.1. Suinocultura no Brasil .....	3
2.2. Suinocultura na região Sul .....	3
2.3. Ciclos de criação .....	4
2.3.1. Unidade creche .....	5
2.3.2. Unidade terminação .....	5
2.4. Produção e características dos dejetos líquidos de suínos .....	5
2.5. Impactos sanitários e ambientais .....	6
2.5.1. Microrganismos patogênicos .....	7
2.5.2 Nitrogênio mineral (NO <sub>3</sub> + NO <sub>2</sub> ) e Fósforo disponível .....	8
2.5.3	
2.5.3. Elementos-traço (cobre, zinco e manganês) .....	10
2.5.3.1. Cobre .....	12
2.5.3.2. Zinco .....	13
2.5.3.3.Manganês .....	14
2.5.3.4 Elementos-traço no solo.....	16
<b>3. ASPECTOS BIOLÓGICOS DO PERCOLADO.....</b>	<b>17</b>
3.1. Estudo 1: Microrganismos patogênicos em percolado de Nitossolo e Argissolo após aplicações de dejetos líquidos de suínos de sistemas de criação “Creche” e “Terminação” .....	17

3.1.1. Introdução .....	17
3.1.2. Material e Métodos .....	18
3.1.2.1. Coleta e caracterização dos solos utilizados na pesquisa .....	18
3.1.2.2. Instalação do experimento .....	20
3.1.2.3. Coleta e caracterização das amostras de dejetos líquidos de suínos .....	21
3.1.2.4. Tratamentos aplicados e coleta do percolado .....	22
3.1.2.5. Análises para a confirmação da presença de coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> .....	23
3.1.2.6. Interpretação dos resultados .....	24
3.1.2.7. Determinação do pH.....	25
3.1.3 Resultados e discussão .....	26
3.1.4. Conclusões .....	28
3.2. Estudo 2: Avaliação da atividade microbiana pela respirometria em um Argissolo e um Nitossolo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos de sistemas de criação “Creche” e “Terminação”	30
3.2.1. Introdução .....	30
3.2.2. Material e Métodos .....	31
3.2.2.1 Coleta e caracterização das amostras de solo.....	31
3.2.2.2. Coleta e caracterização dos dejetos líquidos de suínos .....	32
3.2.2.3. Instalação do experimento .....	32
3.2.2.4. Tratamentos .....	32
3.2.2.5. Atividade microbiana pela avaliação da respirometria .....	33
3.2.2.6. Análise estatística.....	34
3.2.3. Resultados e discussão .....	37
3.2.4. Conclusões .....	39

<b>4. ASPECTOS QUÍMICOS DO PERCOLADO.....</b>	<b>17</b>
4.1. Estudo 1: Nitrogênio mineral (NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> ) e fósforo disponível no percolado de Nitossolo e Argissolo após aplicações de dejetos líquidos de suínos de sistemas de criação “Creche” e “Terminação”	40
4.1.1. Introdução.....	40
4.1.2. Material e Métodos .....	41
4.1.2.1. Coleta do percolado para a análise do N Mineral e do P <sub>disponível</sub> .....	41
4.1.2.2 Determinação do NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> e do P <sub>disponível</sub> no percolado .....	42
4.1.2.3. Determinação do pH.....	42
4.1.2.4. Análise estatística dos dados .....	42
4.1.3. Resultados e discussão .....	43
4.1.3.1. Concentração de NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> no percolado .....	43
4.1.3.2. Concentração de P <sub>disponível</sub> no percolado .....	52
4.1.4. Conclusões .....	55
4.2. Estudo 2: Elementos-traço (cobre, zinco e manganês) no percolado de Nitossolo e Argissolo após aplicações de dejetos líquidos de suínos de sistemas de criação “Creche” e “Terminação”..	56
3.4.1. Introdução .....	56
3.4.2. Material e Métodos .....	57
3.4.2.1. Coleta do percolado para a análise dos elementos-traço (cobre, zinco e manganês) .....	57
3.4.2.2. Determinação da concentração dos elementos-traço (cobre, zinco e manganês) no percolado .....	57
3.4.3. Resultados e discussão .....	58
3.4.3.1. Concentração de cobre no percolado .....	58
3.4.3.2. Concentração de zinco no percolado .....	59
3.4.3.3. Concentração de manganês no percolado .....	62
3.4.4. Conclusões .....	64

<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>65</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>68</b>

## RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
<b>3.1.1.</b> Atributos químicos e físicos dos solos usados no experimento ...	19
<b>3.1.2.</b> Atributos químicos e físicos* dos DLS usados no experimento ....	22
<b>3.1.3.</b> Permanência de coliformes no percolado dos dois solos após 36 horas, 19 dias e 33 dias da aplicação dos dejetos.....	27
<b>3.2.1.</b> Atributos químicos e físicos dos solos usados no experimento ...	31
<b>3.2.2.</b> Tratamentos avaliados no estudo, com descrição das doses equivalentes de DLS aplicadas em cada unidade experimental .....	32
<b>3.2.3.</b> Médias para os valores de CO <sub>2</sub> liberado para interação: tratamentos x tempo após a aplicação das doses de DLS .....	34
<b>3.3.4.</b> Médias para os valores de CO <sub>2</sub> liberado para interação: solos x tempo após a aplicação das doses de DLS .....	36
<b>3.2.5.</b> Médias para os valores de CO <sub>2</sub> liberado para interação: solos x doses de DLS aplicadas ....	36
<b>3.2.6.</b> Médias para o CO <sub>2</sub> liberado para interação: solos x tempo após a aplicação das doses de DLS .....	37
<b>3.2.7.</b> Médias para o CO <sub>2</sub> liberado para interação: solos x doses de DLS aplicadas .....	37
<b>3.2.8.</b> Análise das médias da respiração microbiana: doses x origem dos DLS .....	38
<b>4.1.1.</b> Médias para a concentração de NO <sub>3</sub> + NO <sub>2</sub> para interação: solos x tratamentos .....	43
<b>4.1.2.</b> Médias para a concentração de NO <sub>3</sub> + NO <sub>2</sub> para interação: origem dos DLS x tratamentos	44
<b>4.1.3.</b> Médias para a concentração de NO <sub>3</sub> + NO <sub>2</sub> para interação: solos x tempo após a aplicação dos DLS .....	44
<b>4.1.4.</b> Médias para a concentração de NO <sub>3</sub> + NO <sub>2</sub> para interação: tratamentos x tempo após a aplicação dos DLS .....	44

<b>4.1.5.</b> Concentração de nitrato das unidades experimentais com Nitossolo Vermelho Distrófico (NVd) 36 horas, 19 e 33 dias após as aplicações dos DLS .....	46
<b>4.1.6.</b> Concentração de nitrato nas unidades experimentais com Argissolo Vermelho Distrófico (PVd) 36 horas, 19 e 33 dias após as aplicações dos DLS .....	48
<b>4.2.1.</b> Médias para a concentração de zinco para interação: solos x origem dos DLS .....	58
<b>4.2.2.</b> Médias para a concentração de zinco para interação: solos x tratamentos .....	59
<b>4.2.3.</b> Concentração de zinco nas unidades amostrais com Nitossolo Vermelho Distrófico (NVd) após 36 horas, 19 e 33 dias após a aplicação dos DLS .....	60
<b>4.2.4.</b> Concentração de zinco nas unidades amostrais com Argissolo vermelho distrófico (PVd) após 36 horas, 19 e 33 dias após a aplicação dos DLS .....	60
<b>4.2.5.</b> Médias para a concentração acumulada de manganês no percolado dos dois solos para interação: solos x origem dos DLS .....	61
<b>4.2.6.</b> Médias para a concentração acumulada de manganês no percolado dos dois solos para interação: solos x tratamentos .....	61
<b>4.2.7.</b> Concentração de manganês no percolado das unidades amostrais com Nitossolo vermelho distrófico (NVd) após as aplicações dos DLS .....	62
<b>4.2.8.</b> Concentração de manganês no percolado das unidades amostrais com Argissolo vermelho distrófico (NVd) após as aplicações dos DLS .....	63

## RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
<b>3.1.1.</b> Vista do perfil de coleta dos solos usados para a pesquisa.....	19
<b>3.1.2.</b> Estrutura dos vasos utilizados no estudo - unidades experimentais. Onde (a) representa a camada de solo superficial ( 0 – 20 cm), (b) representa a camada de solo subsuperficial (20 – 40 cm) e (c) é a base dos vasos.....	20
<b>3.1.4.</b> Detalhamento do processo de coleta e de armazenamento dos DLS. Onde (a) é uma vista geral da lagoa anaeróbica, (b) detalhamento do processo de retirada dos DLS da lagoa - coleta e (c) detalhamento do processo de armazenamento dos DLS depois da coleta.....	21
<b>3.1.3.</b> Vista geral da organização das unidades experimentais .....	23
<b>3.1.5.</b> Interpretação dos testes realizados para a detecção de coliformes totais (CT) e <i>E. coli</i> .....	25
<b>3.2.1.</b> Variação da temperatura durante a realização do experimento.....	33
<b>3.2.2.</b> Produção de C-CO <sub>2</sub> (mg 100 g <sup>-1</sup> ) após a aplicação de DLS unidades “Creche” e “Terminação” em um Nitossolo vermelho Distrófico (NVd) – média de três repetições.....	35
<b>3.2.2.</b> Produção de C-CO <sub>2</sub> após a aplicação de DLS unidades “Creche” e “Terminação” em um Argissolo vermelho Distrófico (PVd) – média de três repetições .....	35
<b>4.1.1.</b> Valores de pH do percolado coletado do Nitossolo aos 19 dias e aos 33 dias após a aplicação das doses de DLS .....	47
<b>4.1.2.</b> Valores de pH do percolado coletado do Argissolo aos 19 dias e aos 33 dias após a aplicação das doses de DLS.....	51

## 1. INTRODUÇÃO

A suinocultura tem grande importância sócio-econômica em diversos municípios da região sul do Brasil. O plantel de suínos no Brasil é de aproximadamente 36 milhões de cabeças, sendo que na Região Sul encontra-se 56% deste total.

Há décadas os dejetos líquidos de suínos (DLS) são utilizados como fertilizantes em solos agrícolas, porém a intensificação de criações com alta concentração de animais em pequenas propriedades tem gerado grande volume de dejetos. Assim, esses deixam de ser vistos somente como um benefício, fontes de nutrientes e passam a constituir efluentes potencialmente poluidores do ambiente e que necessita desta forma, de um destino adequado. A aplicação dos dejetos líquidos de suínos ao solo em áreas de lavoura e/ou pastagem continua sendo a principal forma de descarte do produto. O uso desses resíduos em áreas de lavoura tem sido uma importante e às vezes, a única fonte de nutrientes às culturas comerciais nas pequenas propriedades rurais.

A suinocultura é definida pelos órgãos ambientais como uma atividade potencialmente poluidora, face ao grande número de contaminantes contidos em seus efluentes, cuja ação individual ou combinada pode representar importante fonte de degradação dos recursos naturais (ar, água e solo). Durante o processo de degradação biológica dos resíduos, há produção



de gases tóxicos, cuja exposição constante pode ocasionar redução do desenvolvimento dos suínos e também causar danos à saúde dos trabalhadores. O lançamento dos dejetos na natureza sem tratamento prévio pode causar diversos desequilíbrios ambientais e efeitos irreversíveis à natureza.

Os grandes centros produtores de suínos, a exemplo da Europa e América do Norte, já enfrentam dificuldades para manter os seus atuais rebanhos, como decorrência do excesso de dejetos, da saturação das áreas para disposição agronômica, da contaminação dos recursos naturais e dos altos investimentos para o tratamento dos efluentes.

A legislação ambiental brasileira estabelece que os empreendimentos capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental, dependerão de prévio licenciamento do órgão ambiental competente, sem prejuízo de outras licenças legalmente exigíveis. Assim, para o desenvolvimento da atividade, o sistema deve respeitar as condicionantes estabelecidas na licença ambiental e o descumprimento pode ser definido como uma irregularidade, passível de enquadramento na lei de crimes ambientais.

O tema desta pesquisa foi avaliar a presença de coliformes totais e *E. coli*, as concentrações de nitrato+nitrito, fósforo, cobre, zinco e manganês no percolado de amostras de dois solos com diferentes características químicas e morfológicas (um Argissolo Vermelho Distrófico e um Nitossolo Vermelho Distrófico) após a aplicação de dejetos líquidos de suínos provenientes de dois sistemas de criação (creche e terminação) e discutir seus efeitos ambientais e sanitários.

## **2. REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1. Suinocultura no Brasil**

A produção de suínos no Brasil era predominantemente artesanal até a década de 60, quando então sofreu uma grande transformação, principalmente devido à inclusão de novas tecnologias, como, utilização de promotores de crescimento, antibióticos e fontes inorgânicas de minerais. (Guivant e Miranda, 2004).

O total de suínos existentes no país em 2009 somava aproximadamente 37 milhões, segundo a Pesquisa Trimestral do Abate de Animais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2009). De acordo com o instituto, em 2009, o efetivo de porcas criadeiras teve aumento de 1,6% comparativamente ao ano de 2007, enquanto que o de outros porcos e porcas aumentou em 2,5% no período. Os municípios em que ocorreram os maiores aumentos de número de porcas criadeiras foram Rio Verde (GO), Uberlândia (MG) e Concórdia (SC). A pesquisa mostra também que o abate de suínos no ano de 2008 foi de 28,803 milhões de cabeças com aumento de 5,1% com relação ao ano de 2007. No abate de suínos, o Brasil ocupa a 5ª posição no mundo, ficando atrás da China, União Européia, Estados Unidos e Rússia.

### **2.2. Suinocultura na Região Sul**

A criação de suínos tem relevância econômica e social no complexo agropecuário brasileiro, porque possibilita produzir alimento, empregar mão-de-

obra familiar, gerar emprego e renda, além de auxiliar na permanência do homem no campo, contribuindo assim para reduzir o êxodo rural. O rebanho brasileiro de suínos tem a sua maior representação numérica, econômica e tecnológica na região Sul, com 56% do rebanho brasileiro, com destaque para os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (ABIPECS, 2007).

Os avanços tecnológicos e a grande especialização do setor suinícola, com a integração vertical de um enorme número de suinocultores ligados a um reduzido número de empresas abatedoras e processadoras, determinaram uma redução no número de criadores e um aumento do número de suínos por unidade produtora (Seganfredo e Giroto, 2004). Além disso, as criações foram localizadas e se desenvolveram em regiões de cabeceiras de rios e zonas com solos declivosos ou rasos, que na maioria das vezes não permitem a distribuição mecânica dos DLS em grande parte da propriedade (Berwanger, 2006).

O predomínio da atividade suinícola, na região Sul do Brasil, em pequenas propriedades rurais, trouxe como consequência a limitação de área para aplicação do DLS. Como consequência, é usual a prática de aplicações sucessivas de dejetos numa mesma área, normalmente próxima à unidade de produção, devido à dificuldade e custo do transporte para locais mais distantes.

### **2.3. Ciclos de criação**

As exigências nutricionais dos suínos estão na dependência de vários fatores como raça, linhagem, sexo, heterose, estágio de desenvolvimento do animal, consumo de ração, nível energético da ração, disponibilidade de nutrientes, temperatura ambiente, umidade do ar, estado sanitário do animal (Mores, 1998).

Dentre os requerimentos nutricionais dos suínos o enfoque do presente estudo recairá sobre os elementos traço, especialmente o cobre, zinco e manganês (aqui chamados de elementos traço), disponibilizados aos suínos na forma de suplementos minerais que são adicionados às rações.

Os suínos criados em sua maioria de forma confinada, sem contato com solo e sem fornecimento de forragem na alimentação, têm que receber em sua dieta suplementação destes elementos, pois não conseguem assimilar as

quantidades necessárias a partir apenas de milho e/ou do farelo de soja que constituem a maior parte da ração. Os elementos que provavelmente são mais deficientes em rações à base de farelo de soja e milho são o Ca, P, Na e Cl (macroelementos) e o Fe, Cu, Zn, Mn, I e Se (microelementos) (Nicolaiewsky e Prates, 1994).

### 2.3.1. “Creche”

Esta fase é composta pelos leitões retirados da maternidade, que entram nas salas da creche com 28 dias e peso médio de 6 – 6,5 kg e saem com 63 – 70 dias e peso médio de 28 kg, permanecendo nesta fase por um período total de 25 – 30 dias (EMBRAPA Suínos e Aves, 2010).

### 2.3.2. “Terminação”

Esta fase é composta por animais retirados da recria, que entram nas instalações com 120 – 122 dias e peso médio de 60 – 64 kg e saem em média com 150 – 160 dias e peso médio de 120 kg, permanecendo por um período total de 48 – 52 dias (EMBRAPA Suínos e Aves, 2010)

## **2.4. Produção e características dos dejetos líquidos de suínos**

A quantidade total de dejetos líquidos produzida por um suíno varia de acordo com o seu desenvolvimento, mas apresenta valores decrescentes de 8,5 a 4,9% em relação a seu peso vivo por dia para a faixa de 15 a 100 kg (Mores, et al. 1998).

Para cada 10 litros de água consumidos pelos suínos sob confinamento, são gerados cerca de seis litros de dejetos. Estes são constituídos por fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pelos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo de criação (Konzen, 1997; EPAGRI-CIRAM, 2000).

O tipo de criação influencia diretamente na composição dos dejetos, assim como a estrutura física e acomodações dos animais, o tipo de bebedouros e a inclinação do solo, além de aspectos referentes à nutrição animal. As diferenças climáticas de cada região e a sazonalidade também determinam as características dos DLS (Belli Filho, 2000).

Na produção de suínos, tradicionalmente têm se buscado por parte de produtores e nutricionistas a máxima performance individual animal. Para isto, dietas são formuladas considerando-se apenas o ganho de peso e normalmente o que é excretado pelo animal é desconsiderado sob esta ótica. Conseqüentemente, as dietas com altas suplementações resultam em uma quantidade excessiva de nutrientes excretados nas fezes e urina (NRC, 1998).

As relações entre teores presentes nas rações e teores assimilados foram estudados por Kornegay e Harper (1997), os quais observaram que para os suínos submetidos a rações comumente comercializadas os teores assimilados dos nutrientes absorvidos são: 30 a 55 % do N, 30 a 50 % do Ca, 20 a 50 % do P, 5 a 20 % do K, 10 a 25 % do Na, 15 a 30 % do Mg, 5 a 30 % do Cu, 5 a 30 % do Zn, 5 a 10 % do Mn e 5 a 30 % do Fe. Em virtude disto, as taxas excretadas dos nutrientes são de 45 a 60 % do N, 50 a 80 % do Ca e P, e 70 a 95 % do K, Na, Mg, Mn, Zn, Cu, e Fe. Uma parcela dos altos valores de nutrientes excretados pode ser creditada aos teores excessivos encontrados nas dietas alimentares.

Sinotti (2005), avaliando o volume e o potencial poluidor de DLS provenientes de diferentes fases do sistema de criação, constatou, pelas unidades amostrais, que a maior carga de poluentes gerada foi a dos DLS de creche, seguida da recria, da terminação, da gestação e, finalmente, da maternidade.

## **2.5. Impactos sanitários e ambientais**

Enquanto os fertilizantes minerais podem ser formulados para condições específicas de cada solo e cultura, os DLS apresentam, nutrientes em quantidades desproporcionais em relação às necessidades das plantas (SBCS, 2004). Com isso, as adubações em excesso ou continuadas com esses dejetos podem resultar em impactos ambientais indesejáveis, onde destacam-se os desequilíbrios químicos e biológicos no solo, nas águas e até, ao longo do tempo, perdas de produtividade e da qualidade dos produtos agropecuários (Seganfredo, 2006). Para se evitar a adição de nutrientes em doses superiores à capacidade de adsorção do solo ou àquelas exigidas pelas culturas, o cálculo

da dose de dejetos a ser aplicado deve obedecer a um plano de manejo de nutrientes, corrigindo-se as deficiências e excessos (Seganfredo, 2006).

A preocupação com a preservação ambiental, especialmente com a qualidade da água, tem sido o foco de encontros mundiais, sendo a agricultura apontada como uma importante fonte do problema e a produção animal o principal fator dessa contaminação. A produção animal pode contribuir para a contaminação da água de três maneiras: pelo escoamento superficial após aplicação dos esterco no campo, lixiviação de nutrientes e em função de excessivas aplicações, ou nos próprios tanques de armazenamento sem nenhum revestimento (Basso, 2003).

Dentre os elementos presentes nos dejetos, alguns podem se tornar problema por atingir e contaminar mananciais de água, e outros devido as suas características químicas podem se acumular no solo. A acumulação de alguns elementos no solo tem o potencial de restringir suas funções, causar toxicidade às plantas e ainda contaminar a cadeia trófica. Elementos traço de fontes pontuais e não pontuais podem atingir sistemas aquáticos, causando lesões e/ou deformações em peixes. Diante do exposto, percebe-se claramente que existe uma necessidade de ciclagem dos DLS, sem que isto signifique prejuízo ao ambiente em curto ou longo prazo.

#### 2.5.1 Organismos patogênicos

Os dejetos líquidos de suínos possuem também organismos patogênicos entéricos que causam doenças em humanos. Entre os gêneros de bactérias que podem causar doenças ao ser humano, podem ser citados a *Salmonella*, *Shigella*, *Campylobacter* e *Yersinia*. Os protozoários também são responsáveis por doenças relacionadas à contaminação fecal; entre diversas espécies podem ser citadas a *Entamoeba histolytica* e o *Toxoplasma gondii*. Os vermes entéricos e os vírus são um outro grupo que constitui a carga patogênica do lodo de suinocultura. Estes patógenos também podem ocasionar a contaminação do ambiente pelo manejo inadequado dos fertilizantes orgânicos de origem animal (Maier et al., 2000).

A taxa de redução de bactérias pode ser usada para avaliar a efetividade de um processo de tratamento, que vise à redução ou remoção de patógenos (Smith et al., 2005). A presença de Coliformes fecais e *E. coli* são os

indicadores de poluição fecal mais comumente utilizados em ambientes aquáticos (Ceballos et al., 1995) e podem ser utilizados no monitoramento de microrganismos patogênicos nos sistemas de tratamento e de utilização de dejetos animais (Larsen et al., 1994).

A persistência dos coliformes no solo é dependente de fatores como o tipo e a densidade dos microrganismos nos dejetos, condições físico-químicas do solo, condições atmosféricas, interações biológicas e métodos de aplicação dos dejetos no solo (Unc e Gloss, 2004).

### 2.5.2 Nitrogênio mineral ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) e Fósforo disponível

O nitrogênio é o nutriente exigido em maior quantidade pela maioria das culturas, apresentando efeito considerável no rendimento de grãos, principalmente quando os demais nutrientes encontram-se disponíveis em quantidades adequadas e as condições climáticas são favoráveis (Ernani et al., 1997). Ele também é um dos nutrientes encontrados em maior concentração nos DLS já que de 60 a 70% do nitrogênio ingerido pelos animais é excretado em suas fezes e urina (Oliveira e Mattiazzo, 2001).

Com a aplicação dos DLS no solo, o nitrogênio amoniacal presente nos mesmos é oxidado até nitrato pelas bactérias nitrificadoras (Whitehead, 1995), um processo relativamente rápido. A determinação, com precisão, da velocidade com que esse processo ocorre é um aspecto importante já que dela depende o aparecimento de  $\text{N-NO}_3$  no solo e, conseqüentemente, o potencial de perda desta forma de nitrogênio por lixiviação.

A quantificação das perdas por lixiviação é importante tanto do ponto de vista agrícola, pois pode representar uma diminuição do potencial fertilizante dos DLS como fonte de nitrogênio às culturas comerciais, como do ponto de vista ambiental, pois o  $\text{N-NO}_3$  lixiviado poderá atingir o lençol freático, comprometendo a qualidade da água subsuperficial. Em função da sua mobilidade no perfil do solo, em muitas situações, o  $\text{N-NO}_3$  presente nas águas de subsuperfície constitui um dos principais íons inorgânicos nocivos à saúde humana e animal, tornando-se um fator preocupante para a qualidade sanitária e ambiental. (Basso, 2003)

No solo, o nitrogênio aplicado via dejetos está sujeito a uma série de transformações, muitas das quais podem resultar em perdas substanciais por

volatilização de amônia, lixiviação de nitrato, desnitrificação ( $N_2O$ ), bem como perdas por escoamento superficial. Já para o fósforo, embora possa existir a possibilidade de perda por lixiviação, o principal caminho de perda se dá via escoamento superficial (Basso, 2003). Logo, o manejo dado ao dejetos no campo é um importante fator que pode contribuir para uma maior ou menor eficiência de uso desses dois elementos importantes para a nutrição de plantas e que preocupam sob o ponto de vista ambiental pelo potencial de contaminação do solo e da água (Basso, 2003).

O fósforo tem sido um dos elementos mais estudados do ponto de vista de contaminação ambiental, pois pode, em determinadas situações, atingir redes de drenagem, comprometendo-as pelo processo de eutrofização (Giroto, 2007).

As aplicações de DLS ao longo do tempo mostram-se efetivas do ponto de vista de fertilidade do solo e nutrição de plantas, mas solos que receberam aplicações sistemáticas de dejetos apresentaram teores de fósforo muito altos (SBCS, 2004), indicando que esse elemento passa a se tornar preocupante do ponto de vista ambiental. Diferentes pesquisadores, em diversos trabalhos científicos alertam para o problema do acúmulo de fósforo em solos sob aplicações contínuas de DLS, sendo que Ceretta et al. (2003) observou um aumento de 6,7% nos teores de fósforo nos solos em um período de 48 meses, com aplicações de  $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de DLS em intervalos de 45 a 60 dias.

Em solos do Rio Grande do Sul, foi constatado que os grupos de fosfatos do tipo monoésteres são predominantes e possuem alta interação com os colóides do solo, uma vez que dois oxigênios do fosfato continuam com alta reatividade, sendo assim a principal forma de acumulação no solo (Rhenheimer et al., 2000; Gatiboni, 2003). Por outro lado, o grupo diésteres podem ser mais facilmente mineralizados pelos microrganismos. Entretanto, os dois grupos de fosfatos orgânicos podem ser mineralizados pelas enzimas fosfatases, aumentando assim o fósforo na solução do solo.

As formas de fósforo mencionadas acima interagem como a matriz do solo. Sendo assim, o solo pode ser considerado como fonte ou dreno de fósforo, dependendo das características relacionadas ao grau de intemperismo. O solo serve como fonte de fósforo às plantas quando ainda possui reservas



naturais ou pela adição de fertilizantes, enquanto que apresenta um grau de intemperismo avançado ou baixas reservas naturais atua como dreno (Novais e Smyth, 1999).

A perda de fósforo em áreas que recebem aplicação de dejetos pode incrementar seus teores na solução do escoamento superficial podendo causar a eutrofização das águas superficiais, sendo as perdas de fósforo por esse caminho, influenciadas pela quantidade aplicada, método de aplicação do fertilizante e/ou dejetos líquido, intensidade da chuva e intervalo entre a aplicação e o escoamento superficial.

Muito do problema das perdas de fósforo na agricultura se deve ao desbalanço nas entradas de fósforo no sistema. O rápido crescimento e intensificação nos processos criatórios de animais têm sido apontado como uma fonte do problema (Valpasvuo-Jaatinen et al., 1997). Parte do problema é que a aplicação dos DLS é baseada no seu conteúdo de nitrogênio do DLS e o requerimento desse elemento pela cultura. Com isso, há uma tendência no acúmulo de fósforo no solo aplicado via dejetos, isso porque a relação N/P do DLS varia de 2:1 a 6:1 e o consumo pelas culturas de 7:1 a 11:1. O desbalanço N/P é ainda agravado pela volatilização e perda de nitrogênio do esterco, o que tem levado a um incremento na concentração de fósforo em alguns solos, representando um risco ao transporte de fósforo e contaminação da água (Sharpley et al., 1996).

### **2.5.3. Elementos-traço (cobre, zinco e manganês)**

Durante as últimas duas décadas, o termo “metais pesados” foi muitas vezes citado em publicações e em legislações específicas. É o nome freqüentemente usado para o grupo de metais e semimetais (metalóides) associados com contaminação, toxicidade ou ecotoxicidade. O termo “metal pesado” é freqüentemente usado com a conotação de poluição e toxicidade. Já o termo “elemento-traço” está relacionado a um metal encontrado em baixa concentração, em frações de massa de  $\text{mg L}^{-1}$  ou até concentrações inferiores. O termo “metal pesado” está baseado em classificações por classes de densidade, o que não é uma propriedade utilizada nas áreas ambientais e/ou biológicas (Duffus, 2002).

A poluição do solo por elementos-traço tem sido reconhecida como um importante problema ambiental, podendo ocasionar riscos ainda desconhecidos para a saúde de gerações futuras (Alloway, 1995), podendo também afetar a sustentabilidade de alguns sistemas. Tiller (1989) propõe que a avaliação da sustentabilidade deve ser avaliada no tempo, porque a acumulação de alguns elementos no ambiente é praticamente irreversível e.

A presença de elementos-traço nos solos pode ter origem natural ou antropogênica. Em solos sem influência antropogênica, a fonte principal de adição de elementos traço ao solo é o material de origem, cuja contribuição depende dos fatores que regulam os processos pedogenéticos (Mitchell, 1964). Segundo esse autor, quanto mais intemperizado o solo, menor será a influência do material de origem sobre o teor dos elementos.

Em solos com influência antropogênica, as fontes de adição de elementos-traço ao solo são as emissões atmosféricas provenientes de indústrias metalúrgicas, fábricas de fertilizantes, combustão de carvão e combustíveis fósseis, mineração e incineradores, além da aplicação direta no solo de biossólidos, dejetos de animais, compostos de resíduos urbanos, fertilizantes e corretivos agrícolas, entre outros (Escosteguy, 2004). Pode-se incluir nesta lista os defensivos e outros produtos utilizados na agricultura (Abreu et al, 2002).

Os principais elementos-traço presentes no solo e nos produtos utilizados na agricultura são o Co, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn, Zn. Deve-se ressaltar que alguns são essenciais às plantas (Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn), às bactérias fixadoras de N (Co e Mo) e aos animais (Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo e Zn) (Abreu et al, 2002).

Os DLS apresentam concentrações de fósforo, nitrogênio, zinco, cobre, manganês e ferro, entre outros (Junior et al., 1999) que, embora sejam encontrados naturalmente no solo e essenciais ao crescimento das plantas, podem ser tóxicos quando em altas concentrações. A acumulação de elementos-traço tem recebido atenção especial, pois reagem intensamente com os constituintes coloidais e biológicos, na camada superficial do solo ou dissolvidos na água (Schmidt, 1997).

A poluição do solo por elementos traço está relacionada a processos de acúmulo e transporte destes elementos que dependem, em grande parte,

das suas interações com a fase sólida do solo (Amaral Sobrinho et al., 1997). Tais interações são complexas, envolvendo reações de sorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxi-redução com as fases inorgânicas e orgânicas do solo (Sposito, 1984), sendo a importância relativa dessas interações diferentes para cada elemento em cada condição físico-química do solo (McBride, 1994). Dependendo da solubilidade dos elementos-traço no solo, da quantidade aplicada e das propriedades do solo, poderá ocorrer movimentação vertical no perfil do solo, atingindo os mananciais de água subterrâneos, ou, ser carregado por escoamento superficial, contaminando as águas superficiais. Caso sejam absorvidos pelas plantas e microrganismos, podem apresentar riscos efetivos ou potenciais à saúde humana e ao ambiente (Amaral Sobrinho, 1999).

#### 2.5.3.1. Cobre

O cobre teve sua importância reconhecida na nutrição animal em 1926, quando foi demonstrado que o elemento era essencial para a vida de ratos (Andrighetto et al, 1981). O cobre tem um papel essencial para a síntese da hemoglobina e também para a síntese e ativação de muitas enzimas necessárias para o metabolismo dos suínos (Miller, 1979 apud NRC, 1998; Ensminger e Parker, 1997) auxiliando ainda na prevenção de anemia (Ensminger e Parker, 1997) por que a deficiência do elemento pode levar a uma baixa mobilização do Fe no organismo. Apresenta também um papel importante relacionado à ação antibacteriana do elemento (Ensminger e Parker, 1997), porém para esta ação é requerido um aumento da dose nas rações. Altos níveis de cobre na dieta alimentar de suínos em crescimento estimulam o crescimento, o consumo de ração e a eficiência da utilização das rações (Cromwell, 1997). O autor salienta ainda que concentrações de cobre inorgânico ( $\text{CuSO}_4$ ) têm efeito farmacológico e isto estimula o crescimento dos animais. Pela importância mostrada, rotineiramente o cobre é suplementado aos suínos em quantidades superiores às requeridas (Armstrong et al., 2004).

Os principais benefícios advindos da suplementação de cobre na dieta seriam: melhor conversão alimentar, melhor crescimento, melhor rendimento de abate, maior espessura de tocinho e carcaças mais curtas (Andrighetto, et al., 1981)

A forma de atuação dos níveis de Cobre não é bem definida, mas acredita-se que há um menor índice de *E. coli* no intestino delgado; um menor índice de *clostridium* no intestino, menor presença de H<sub>2</sub>S no intestino e ainda uma melhor digestibilidade de proteínas, gorduras e glicídios (Andriguetto, et al., 1981)

#### 2.5.3.2. Zinco

O zinco é um dos microelementos essenciais ao desenvolvimento dos suínos, é o constituinte de muitas metaloenzimas, incluindo DNA e RNA sintase e transferase, muitas enzimas digestivas e é associado ao hormônio insulina. Possui também um papel importante no metabolismo de proteínas, carboidratos e lipídeos (Andriguetto et al., 1981; NRC, 1998,) e vitaminas, como a vitamina A, por exemplo, mantendo-a em concentrações normais no sangue. É um componente específico da anidrase carbônica, que é uma enzima que atua no equilíbrio ácido-básico do organismo (Andriguetto, et al., 1981) e, ainda no processo de calcificação. O uso farmacológico do elemento estaria relacionado ao controle de *Escherichia coli* em leitões (Hahn e Baker, 1993).

O zinco é um componente minoritário no corpo dos suínos. Um suíno com peso aproximado de 100 kg contém menos de 200 mg de zinco (Mahan e Shields, 1998). Contudo, este elemento participa de muitas funções metabólicas (Jondreville et al., 2003). É constituinte de mais de 300 metaloenzimas, sendo requerido ainda pelo menos em uma a cada seis classes de enzimas (Jondreville et al., 2003). Possui também um papel importante no metabolismo de proteínas, carboidratos e lipídeos (NRC, 1998, Andriguetto, 1981) e vitaminas, como a vitamina A, por exemplo, mantendo-a em concentrações normais no sangue.

Os principais benefícios advindos do aumento na suplementação de zinco na dieta seriam: melhor conversão alimentar, melhor crescimento, melhor rendimento ao abate (Andriguetto, 1981). Apresenta também um papel importante relacionado à ação antibacteriana dos elementos (Ensminger e Parker, 1997) e conseqüente efeito estimulante para os suínos, porém para esta ação são requeridas doses mais altas nas rações (Mattias, 2006).

### 2.5.3.3. Manganês

O Mn é um constituinte essencial ao desenvolvimento dos animais e é encontrado em pequenas quantidades na maioria dos tecidos. Apresenta várias funções, é ativador de várias enzimas, entre as quais se incluem a arginase, enolase, tiaminase e de enzimas essenciais no metabolismo de carboidratos, lipídeos e proteínas. O Mn também tem um papel fundamental na formação da matriz orgânica óssea (Andrigueto, 1981; NRC, 1998; Ensminguer e Parker, 1997).

Normalmente o Mn está presente em quantidades adequadas na maioria das rações à base de milho e soja fornecida aos suínos; porém isto pode não ser adequado para a ótima performance reprodutiva das porcas (Ensminguer e Parker, 1997), necessitando assim de suplementação.

### 2.5.3.4. Elementos-traço no solo

Algumas características nos solos são de extrema importância no que tange a sua capacidade de recebimento dos dejetos e no que diz respeito a todas as propriedades físicas, químicas e biológicas, as quais interagem com os constituintes dos resíduos aplicados. As interações podem ser as mais diversas possíveis, como a mineralização dos resíduos orgânicos pelos organismos do solo e disponibilização dos elementos às plantas, retenção de determinados elementos por grupos da fração mineral e orgânica do solo e movimentação dos elementos pelas águas de escoamento superior e também de movimento interior (Mattias, 2006).

O solo pode ser caracterizado por uma mistura heterogênea de materiais bióticos, como os microrganismos e plantas, e abióticos, como os minerais aluminossilicatos e óxidos, resíduos orgânicos e matéria orgânica (Carrillo-Gonzalez et al., 2006). Dependendo da composição e quantidade desses compostos no solo, a reatividade dos elementos traço entre as fases líquida e sólida é significativamente afetada. Assim, a transferência dos elementos traço da solução para a fase sólida do solo e vice-versa é regida por processos físicos, químicos e biológicos, envolvendo os mecanismos de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução e mineralização/imobilização (Rheinheimer et al., 2007). Devido às aplicações sucessivas de dejetos é a constatação do acúmulo de cobre, zinco e manganês no solo e nas águas

superficiais e subsuperficiais, que vem causando preocupação com relação à segurança ambiental e sanitária necessária para a viabilização desta prática em regiões produtoras de suínos (L'Herroux et al., 1997; Hsu e Lo, 2000; Gräber et al., 2005). Estes elementos traço são provindos especialmente de suplementos minerais adicionados à ração como fontes de cobre e zinco, em certo grau que às vezes excede grandemente o requerimento fisiológico dos suínos (Jondreville et al., 2003), resultando na produção de dejetos com altos teores destes elementos.

No solo, os elementos traço podem acumular em diferentes formas como solúvel em água, trocável, ligado a óxidos, ligado a carbonatos, ligado à matéria orgânica e residual na estrutura dos minerais (Sodré et al., 2001). As frações solúveis em água e trocáveis são consideradas biodisponíveis, as frações ligadas a óxidos, carbonatos e matéria orgânica podem ser potencialmente biodisponíveis, enquanto que a fração residual não é disponível para as plantas e microrganismos (Sodré et al., 2001; Kabala e Singh, 2001). Desta forma a concentração total de elementos traço no solo geralmente é um indicador limitado em termos de disponibilidade destes elementos, pois dependendo da forma como estes se encontram no solo pode se ter grande variação em sua biodisponibilidade (Kabala e Singh, 2001).

Especialmente em relação aos elementos traço, os solos apresentam propriedades químicas que permitem a sua retenção, diminuindo a possibilidade dos mesmos atingirem camadas inferiores e até o lençol freático, ou mesmo águas superficiais. Para os elementos traço o solo é o ambiente de descarte e acumulação; porém é sabido que a capacidade de acúmulo dos solos é finita, ou seja, há um limite máximo para as adições. É de suma importância, portanto, identificar as características de solo que permitem a acumulação de determinados elementos, bem como o atual estágio que os solos se encontram em relação a sua capacidade máxima (Mallmann, 2009).

Os microrganismos e invertebrados são responsáveis pela imobilização temporária ou mineralização dos elementos traço no solo. Durante a decomposição de materiais orgânicos a concentração de determinado elemento nos resíduos pode ser maior que a sua necessidade pelos processos metabólicos envolvidos, havendo assim liberação do elementos traço à solução. Por outro lado, se a necessidade dos organismos for maior que a

disponibilizada pelos resíduos, os microrganismos retirarão os elementos-traço do solo e, em função da acumulação biológica, reduzirão a disponibilidade deste elemento no solo. Os microrganismos podem também dissolver minerais por ação direta, em que óxidos metálicos atuam como aceptores finais de elétrons, ou ainda por ação indireta, onde a atividade microbiana está ligada à produção de ácidos orgânicos e inorgânicos e agentes oxidantes que podem influenciar nas condições do solo, incluindo mudanças no pH e Eh (Carrillo-González et al., 2006).

É oportuno fazer uma referencia a grandeza da dinâmica das diversas reações no ambiente, de maneira que provavelmente ocorra no sistema uma coexistência entre as diferentes formas de elementos traço, bem como alterações constantes nestas. Os elementos-traço mudam a forma química no solo por diferentes vias, resultando em maiores ou menores reversibilidades de reações e conseqüentemente, com maior ou menor facilidade de alterações da espécie química apresentada (Pires, 2003).

### 3. ASPECTOS BIOLÓGICOS DO PERCOLADO

#### 3.1. Estudo 1: Microrganismos patogênicos em percolado de Nitossolo e Argissolo após aplicações de dejetos líquidos de suínos de sistemas de criação “Creche” e “Terminação”

##### 3.1.1. Introdução

Dejetos líquidos de suínos (DLS) são freqüentemente utilizados como fertilizantes, a fim de suprir a demanda de nutrientes por parte das culturas. Contudo, os DLS podem contaminar solo, águas superficiais e subsuperficiais pela disseminação de microrganismos patogênicos, como vírus, protozoários, bactérias e vermes entéricos (Maier, 2000; Gessel, et al., 2004). Entre os gêneros de bactérias que podem causar doenças em seres humanos, podem ser citados *Salmonella*, *Shigella*, *Campylobacter* e *Yersinia* e entre os protozoários a *Entamoeba histolytica* e o *Toxoplasma gondii*.

O grupo dos coliformes é constituído por bactérias em forma de bastonetes, gram-negativas, não formadoras de endósporos, facultativas, que fermentam a lactose com produção de ácido e gás, dentro de 48 horas, à temperatura de 35°C (APHA, 1998). Este grupo pode ser dividido em coliformes totais e coliformes fecais. Os coliformes fecais abrangem os gêneros *Escherichia*, *Enterobacter* e *Klebsiella*, sendo *Escherichia coli* o principal indicador de contaminação fecal, pois comumente habita o trato intestinal do homem e animais de sangue quente (Pardi et al., 1995; Silva e Junqueira, 1995; Vanderzant e Splittstoesser, 1996; citado por Cardoso et al., 2000).



A permanência de microrganismos patogênicos no solo, especialmente o grupo dos coliformes, está diretamente relacionada ao tipo e a densidade dos microrganismos nos dejetos, condições físico-químicas do solo, condições atmosféricas, interações biológicas e métodos de aplicação dos dejetos no solo (Unc et al., 2004).

A persistência de coliformes em águas que escoam superficialmente ou que percolam de solos que receberam aplicações de DLS tem sido pouco estudada no Brasil. Assim, este estudo foi realizado pressupondo-se que há coliformes no percolado de dois solos (Nitossolo e Argissolo) após a aplicação de DLS. Desta maneira, o objetivo do estudo foi avaliar a presença de coliformes totais e fecais e determinar o tempo de sobrevivência desses microrganismos no solo, após sucessivas aplicações de DLS provenientes de dois sistemas de criação de suínos, denominados de unidades “Creche” e “Terminação”.

### **3.1.2. Material e métodos**

#### **3.1.2.1. Coleta e caracterização dos solos utilizados na pesquisa**

O experimento foi instalado e conduzido na antecâmara da casa de vegetação da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul durante o ano de 2009.

Foram utilizadas amostras das camadas superficial e subsuperficial (0-20 cm e 20-40 cm, respectivamente) de solos classificados pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solo (EMBRAPA, 2006) como um Argissolo Vermelho distrófico – PVd, substrato arenito e de um Nitossolo Vermelho distrófico – NVd, substrato basalto, coletados em áreas junto à rodovia federal BR 386, localizadas geograficamente no estado do Rio Grande do Sul, municípios de Triunfo, localidade de Coxilha Velha e Fazenda Vilanova, respectivamente.

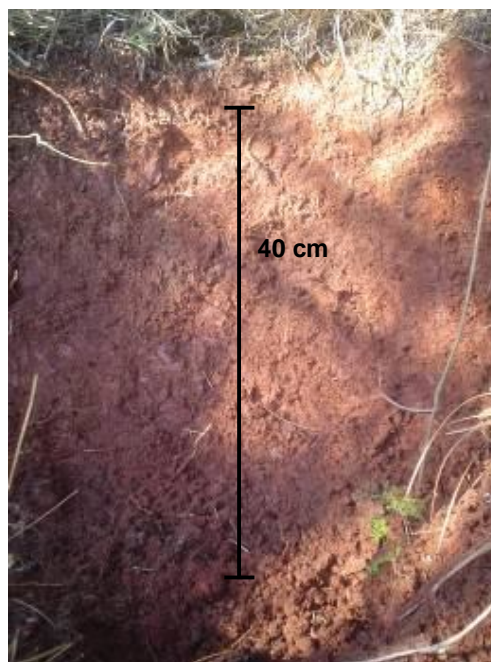
As áreas caracterizam-se por nunca terem sido cultivadas. A escolha dos solos foi baseada nas diferenças expressivas nos teores de matéria orgânica, argila e capacidade de troca de cátions (CTC). Para a coleta foi utilizada uma pá de corte e as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos com capacidade para 50 quilogramas. Após coletado, o solo foi

armazenado na casa-de-vegetação, seco ao ar e tamisado em peneira de 4 milímetros.

**PVd - Argissolo Vermelho Distrófico**



**NVd - Nitossolo Vermelho Distrófico**



**FIGURA 3.1.1.** Vista dos perfis de coleta dos solos usados para a pesquisa

Os atributos químicos e físicos dos solos foram determinados pelo Laboratório de Análises do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, conforme metodologias descritas por Tedesco et al.(1995), são apresentados na tabela 3.1.1.

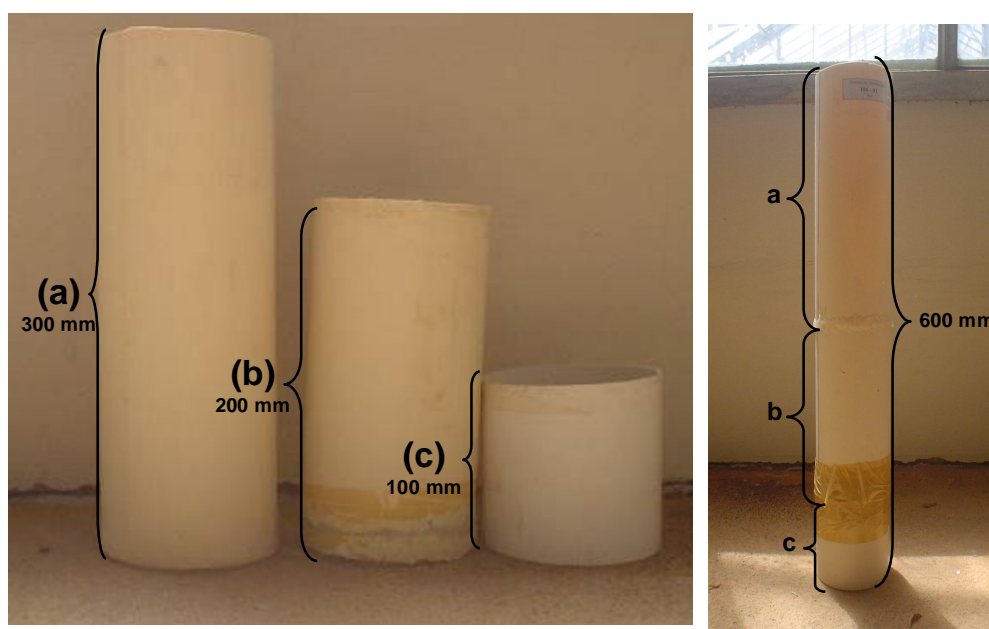
**TABELA 3.1.1.** Atributos químicos e físicos dos solos usados no experimento\*

Solo	Argila	pH	MOS	CTC <sub>pH 7,00</sub>	Zn	Cu	Mn	P	N <sub>TOTAL</sub>
Camada	g kg <sup>-1</sup>	H <sub>2</sub> O	g kg <sup>-1</sup>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	mg dm <sup>-3</sup>			g kg <sup>-1</sup>	
(cm)			1						
<b>NVd</b>									
0-20	470	5,5	26	10,6	5,3	7,1	78	5,9	1,48
20-40	390	5,5	19	9,5	5,4	6,6	55	2,9	1,24
<b>PVd</b>									
0-20	140	4,6	8	5,4	0,9	8,9	21	1,4	0,72
20-40	140	4,4	5	6,2	0,4	1,4	16	0,9	0,64

\* Fonte: Laboratório de Análises do Departamento de Solos – Faculdade de Agronomia/UFRGS

### 3.1.2.2. Instalação do experimento

O experimento foi instalado em vasos construídos com tubos de PVC de 250 mm de diâmetro e com 600 mm de altura, divididos em três partes de 300 mm (a), 200 mm (b) e 100 mm (c), conforme Figura 3.1.2. A parte (c) foi utilizada como base do vaso; na borda superior da parte (c) e na borda inferior da parte (b) foi colada uma tela de 2 mm e entre as telas foi colado um papel filtro de 8  $\mu\text{m}$ . Entre a parte (b) e a parte (a) foi colocado uma tela de 2 mm, para separar as duas camadas de solo (0-20 cm e 20-40 cm).

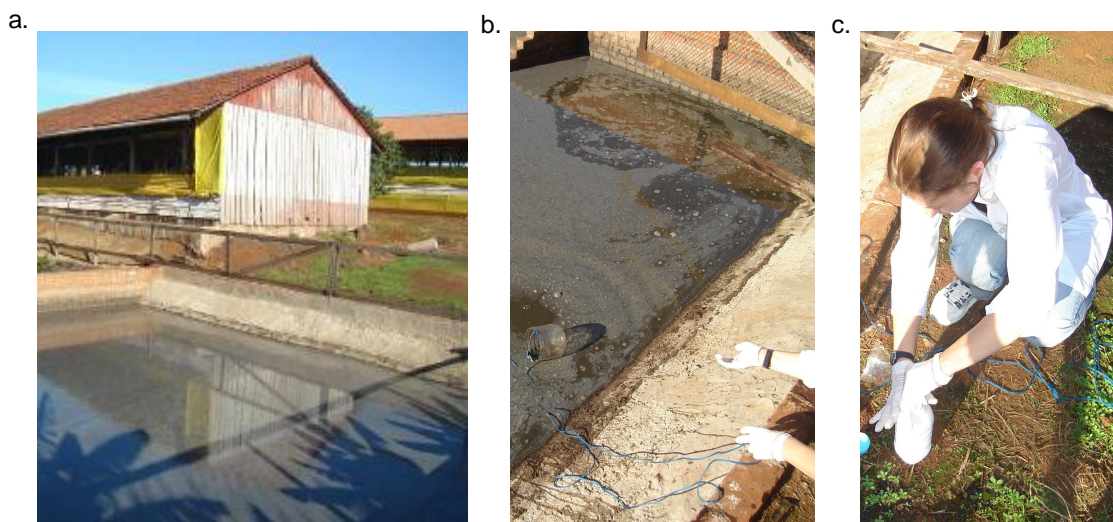


**FIGURA 3.1.2.** Estrutura dos vasos utilizados no estudo - unidades experimentais. Onde (a) representa a camada de solo superficial ( 0 – 20 cm), (b) representa a camada de solo subsuperficial (20 – 40 cm) e (c) é a base dos vasos.

No Argissolo (PVd) foi utilizado um quilograma de solo seco em cada camada e no Nitossolo (NVd) foi utilizado um quilo e setecentos gramas de solo seco em cada camada. Os solos dentro de cada unidade experimental foram mantidos com teor de umidade equivalente a 80% da capacidade de campo. Os solos foram irrigados com água destilada estéril. A umidade foi controlada por pesagens semanais e as diferenças nos pesos (inicial – avaliado na semana) eram completadas com água.

### 3.1.2.3. Coleta e caracterização das amostras de dejetos líquidos de suínos

As amostras dos diferentes sistemas de criação foram coletadas em propriedades de dois suinocultores no município de Arroio do Meio/RS, ambos no mesmo dia. As lagoas anaeróbicas não eram cobertas (a) e anteriormente a realização da coleta os DLS armazenados eram homogeneizados. As coletas foram realizadas com o auxílio de um recipiente amarrado a uma corda de nylon desinfetada que era lançado dentro da lagoa (b), mergulhado e posteriormente retirado (Figura 3.1.3.). O material foi armazenado em frascos plásticos devidamente desinfetados (c) e conservado sobre refrigeração (aproximadamente 4 °C).



**FIGURA 3.1.3.** Detalhamento do processo de coleta e de armazenamento dos DLS. Onde (a) é uma vista geral da lagoa anaeróbica, (b) detalhamento do processo de retirada dos DLS da lagoa - coleta e (c) detalhamento do processo de armazenamento dos DLS depois da coleta.

Os DLS caracterizam-se por uma mistura de urina, fezes, restos de ração e do excesso de água dos bebedouros e pela água de lavagem das pocilgas onde são criados os animais (2.000 indivíduos na unidade “creche” e 500 indivíduos na unidade “terminação”).

Os DLS utilizados no experimento foram coletados nas lagoas de estabilização, conforme recomendações do Departamento Municipal de Meio Ambiente da Prefeitura de Arroio do Meio.

Os atributos químicos e físicos dos DLS foram determinados pelo

Laboratório de Análises do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, conforme metodologia descrita em Tedesco et al, (1995) e são apresentados Tabela 3.1.2.

**TABELA 3.1.2.** Atributos químicos e físicos\* dos DLS usados no experimento

Atributos	Origem dos DLS	
	Terminação	Creche
Umidade %	98,6	99,6
pH	7,9	7,9
Densidade kg m <sup>-3</sup>	986	939
N mg L <sup>-1</sup>	2250	457
P mg L <sup>-1</sup>	2596	125
Mn mg L <sup>-1</sup>	35	3,9
Cu mg L <sup>-1</sup>	72	12
Zn mg L <sup>-1</sup>	63	33
C orgânico g L <sup>-1</sup>	16	1,4

\* Fonte: Laboratório de Análises do Departamento de Solos - Faculdade de Agronomia/UFRGS (média de duas análises)

#### 3.1.2.4. Tratamentos aplicados e coleta do percolado

O experimento foi conduzido em um delineamento fatorial inteiramente ao acaso, com três repetições (Figura 3.1.3.). Os DLS foram aplicados em superfície, sem incorporação, onde os tratamentos efetuados consistiam em: testemunha (T01); tratamento 02 com dose equivalente a 25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (T02); tratamento 03 com dose equivalente a 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (T03) e tratamento 04 com dose equivalente a 100 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (T04). Em um período de 14 meses, foram realizadas três aplicações de cada dose, com intervalos de 60 até 80 dias entre elas. Ao final, chegou-se a doses de DLS equivalentes a: 75 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> tratamento 02 (T02), 150 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> no tratamento 03 (T03) e 300 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> tratamento 04 (T04).

A coleta de percolados foi realizada em três momentos: 36 horas, 19 e 33 dias após a terceira aplicação das doses de DLS. Para que a água percolasse, os vasos foram mantidos em 80% da capacidade de campo, e na

data da coleta foram aplicadas alíquotas de 30 mL de água destilada estéril em cada vaso, até obter-se aproximadamente 150 mL de percolado. A água utilizada na percolação dos vasos foi autoclavada por 25 minutos a uma temperatura de 120°C e a base dos vasos foi desinfetada com hipoclorito a 3% e álcool a 75%. Para a coleta do percolado foram utilizados pratos plásticos descartáveis, seringas estéreis e luvas cirúrgicas.



**FIGURA 3.1.4.** Vista geral da organização das unidades experimentais

#### 3.1.2.5. Análises para confirmação da presença de coliformes totais e *Escherichia coli*.

Para a análise dos coliformes foram utilizados 100 mL de percolado coletados assepticamente em frascos estéreis. Em cada frasco foi adicionado um sachê do meio de cultura específico COLItest® (MUG) e após realizou-se uma homogeneização em agitador por 30 minutos. Este meio de cultura é composto por um substrato, cromogênico e fluorogênico para detecção simultânea de coliformes totais e *E.coli*. O meio de cultura apresenta uma formulação com substâncias e nutrientes devidamente balanceados, inibem o crescimento de bactérias gram-positivas favorecendo o crescimento de bactérias do grupo coliforme e facilitando a identificação de *E.coli*, após incubação a 37°C por um período de 18 até 48 horas. A sensibilidade dos testes é de 1 (uma) unidade formadora de colônia (U.F.C) para cada 100 mL.

Além das vantagens de facilitar o trabalho do microbiologista, os sistemas comerciais produzidos por empresas idôneas são submetidos a

rigorosos testes de controle de qualidade, o que garante sua confiabilidade e reprodutividade. Em alguns desses sistemas, o número de testes bioquímicos para um único microrganismo é grande, o que permite a obtenção de resultados mais corretos e precisos. Outras vantagens são também importantes: facilidade de estocagem, uso e descarte. A interpretação de resultados é também mais fácil e rápido (Franco, 2005 citado por Geus e Lima, 2008).

O kit utilizado segue os princípios analíticos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, pelo ITAL (Instituto Tecnológico de Alimentos) sob análise nº: MB -1836/05, conforme 14864 (ABNT) e DOQ CGCRE-008 (INMETRO).

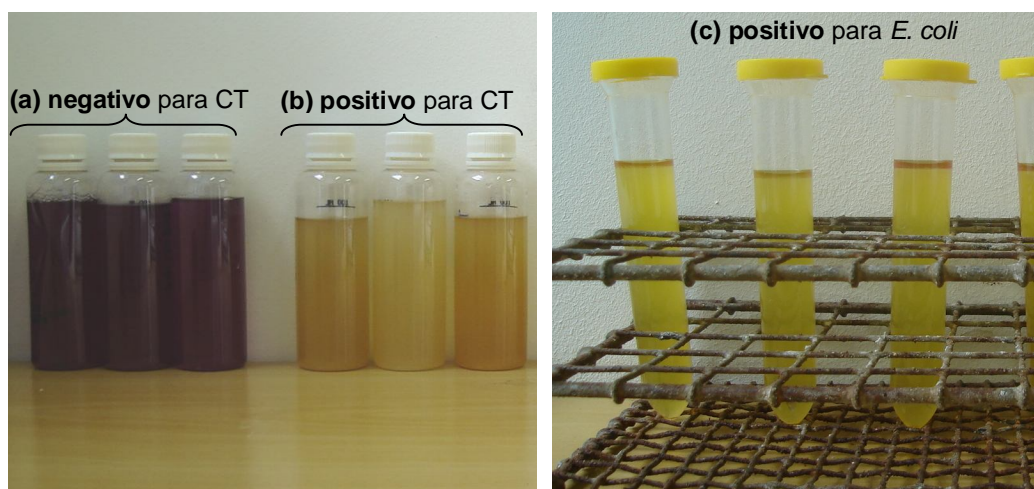
#### 3.1.2.6. Interpretação dos resultados

Após 18 horas de incubação os resultados positivos já podiam ser interpretados, mas para a confirmação dos resultados negativos foi cumprido o período de 48 horas de incubação, evitando-se, assim, falsos negativos.

O teste foi considerado negativo (ausência de coliformes) quando a cor púrpura não alterava para o amarelo. Nestes casos não foram realizadas as provas de indol. Já os testes que apresentaram alteração de cor, púrpura para amarelo, foram considerados positivos (presença de coliformes). Nestes casos foram realizadas as provas de indol para confirmação da presença de *E.coli*. Nos frascos que foram positivos para coliformes, pipetou-se 10 mL da solução e adicionou-se 10 gotas do revelador indol. As amostras positivas para presença de *E. coli*, apresentaram um anel vermelho na superfície do líquido.

A pesquisa de coliformes é detectada pela presença de uma enzima específica deste grupo bacteriano, a galactosidase, que hidrolisa um substrato cromógeno (X-gal) que altera a cor do meio. A presença de coliformes fecais é visualizada através da fluorescência, sob luz ultravioleta (UV), produzida pela hidrólise enzimática do substrato metilumbeliferil- galactosídeo (MUG); sendo que apenas os coliformes fecais produzem a enzima responsável pela hidrólise deste substrato. Se a amostra fluorescer sob luz UV, o tubo deve ser testado para a prova do indol. Esta prova consiste em adicionar cinco gotas do reativo de Kovacs o aparecimento de cor vermelho-rósea na superfície do caldo dentro

de 3 minutos confirma a presença de coliformes fecais, que são bactérias produtoras de indol (Bettega et al, 2006). O indol é resultante da degradação do aminoácido triptofano pela enzima triptofanase. A prova é realizada inoculando-se o meio contendo excesso de triptofano. Após a incubação colocar 0,5 ml do reagente de Kovac (solução aquosa ou alcoólica de p-dimetil aminobenzaldeído, respectivamente) através da parede interna do tubo. A prova é positiva quando na porção superior, na interface da cultura e o reagente, desenvolve-se um anel de cor vermelho-rósea dentro de no máximo 5 minutos. Este resultado é devido à complexação do indol com o aldeído, em meio ácido, formando o composto colorido. A prova é negativa com qualquer outra tonalidade de cor (original do meio ou marrom) (Geus e Lima, 2008)



**FIGURA 3.1.5.** Interpretação dos testes realizados para a detecção de coliformes totais (CT) e *E. coli*.

Para um microorganismo ser considerado indicador ideal, são necessárias algumas características, tais como: ser aplicável a todos os tipos de água, ter uma população mais numerosa no ambiente que outros patógenos, sobreviver melhor que os possíveis patógenos, possuir resistência equivalente a dos patogênicos aos processos de autodepuração e ser detectado por uma metodologia simples e barata. Infelizmente, não existe um indicador ideal de qualidade sanitária da água, mas sim alguns organismos que se aproximam das exigências referidas (CETESB, 1991; Leitão et al., 1988, citados por Bettega et al, 2006).



### 3.1.3. Resultados e discussão

Os testes realizados para coliformes totais (CT) e *E. coli* apresentaram resultados positivos para alguns tratamentos até transcorridos 19 dias da aplicação das doses de DLS, conforme detalhamento apresentado na Tabela 3.1.3.

Com base em dados apresentados pelo PROSAB (1999), citados por Rodrigues (2003), o tempo de sobrevivência no solo de diferentes espécies de microrganismos patogênicos é variável. Os microrganismos que apresentam menor tempo de sobrevivência no ambiente são os coliformes totais e fecais, mas a facilidade de isolamento e cultivo garante para este grupo sua utilização para identificação de ambientes contaminados com material de origem fecal (Rodrigues, 2003).

Os resultados positivos para CT e para *E.coli* foram confirmados apenas no material coletado das unidades amostrais com Nitossolo (NVd) tratadas com DLS unidade “Creche”, para todos os tratamentos até 19 dias da aplicação dos dejetos.

Os percolados coletados 33 dias após a aplicação das doses de DLS não apresentou presença de CT para todos os tratamentos. A água utilizada e os tratamentos testemunha apresentaram resultado negativo em todas as coletas.

Os leitões com idade entre cinco e 20 dias após o desmame são constantemente afetados por patologias. As que predominam nesta fase do desenvolvimento são a síndrome da diarreia pós-desmame (SDPD) e a doença de edema (DE). A SDPD é causada por amostras de *E. coli* que produzem enterotoxinas e Rotavírus. Já na DE, somente amostras de *E. coli* são capazes de ocasionar a patologia, uma vez que estes microrganismos produzem uma toxina denominada SLT-II (Barcellos et al., 1998).

A ocorrência da contaminação dos DLS do sistema de criação creche possivelmente esteve ligada ao processo de desmame, onde os leitões são separados da porca. Em qualquer idade este processo é difícil para o leitão, pois além da perda de contato com a porca o leitão sofre a troca de alimentação, suspensão da imunização passiva, troca de ambiente e

adaptação as novas instalações (Mores, et al., 1998). Nesta fase de adaptação, alguns agentes são de difícil controle, ou tornam a eliminação da doença economicamente inviável, segundo Alexander e Harris (1992), citados por Mores et al. (1998), estes agentes são: Parvovírus, *Streptococcus suis*, *Isospora suis*, *Escherichia coli* dentre outros.

**TABELA 3.1.3.** Permanência de coliformes no percolado dos solos\* após 36 horas, 19 dias e 33 dias da aplicação dos dejetos.

Solo/Tratamento	Tempo após aplicação das doses de DLS					
	36 horas		19 dias		33 dias	
	CT**	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>
PVd T01 - Creche	-	-	-	-	-	-
PVd T02 - Creche	-	-	-	-	-	-
PVd T03 - Creche	-	-	-	-	-	-
PVd T04 - Creche	-	-	-	-	-	-
NVd T01 - Creche	-	-	-	-	-	-
NVd T02 - Creche	+	+	+	+	-	-
NVd T03 - Creche	+	+	+	+	-	-
NVd T04 - Creche	+	+	+	+	-	-
PVd T01 - Terminação	-	-	-	-	-	-
PVd T02 - Terminação	-	-	-	-	-	-
PVd T03 - Terminação	-	-	-	-	-	-
PVd T04 - Terminação	-	-	-	-	-	-
NVd T01 - Terminação	-	-	-	-	-	-
NVd T02 - Terminação	-	-	-	-	-	-
NVd T03 - Terminação	-	-	-	-	-	-
NVd T04 - Terminação	-	-	-	-	-	-

\* Onde PVd = Argissolo Vermelho Distrófico e NVd = Nitossolo Vermelho Distrófico

\*\* CT = coliformes totais

Já com relação à presença de coliformes apenas no percolado do Nitossolo (NVd), a explicação provavelmente está relacionada ao valor do pH do percolado. O pH médio do percolado coletado nos vasos com Argissolo (PVd) tratados com dejetos de unidade creche foi 3,8, em nenhum dos tratamentos ultrapassou o pH 4. Já o percolado coletado dos vasos com

Nitossolo (NVd) e tratados com o mesmo dejetos, apresentou pH médio 5,66. Microrganismos patogênicos podem permanecer no ambiente por mais tempo se encontrarem condições químicas e físicas favoráveis para o seu desenvolvimento (Rodrigues, 2003).

O Ministério da Saúde, pela Portaria Nº 518/2004, estabelece que em amostras individuais procedentes de sistemas alternativos de abastecimento (poços, fontes, nascentes e outras formas de abastecimento sem distribuição canalizada), somente será tolerada a presença de coliformes totais na ausência de *E. coli*. No entanto, considera-se de extrema importância a realização de uma avaliação da água consumida em propriedades que utilizam DLS como fertilizante, especialmente o originário de sistemas de criação creche, uma vez que em quase toda a totalidade as propriedades utilizam essas fontes de água para o abastecimento da propriedade. Dependendo dos resultados, há necessidade de providências imediatas de caráter corretivo, educativo e preventivo. Outro aspecto importante de ser considerado está relacionado à Resolução do CONAMA Nº 396, de 3 de abril de 2008 que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas. A resolução define que águas subterrâneas são as águas que ocorrem naturalmente ou artificialmente no subsolo e em seu Anexo I apresenta lista de parâmetros com maior probabilidade de ocorrência em águas subterrâneas, seus respectivos Valores Máximos Permitidos (VMP) para cada um dos usos considerados como preponderantes e os limites de quantificação praticáveis (LQP), considerados como aceitáveis para aplicação desta Resolução. Para o caso de coliformes, o limite tolerável para consumo humano, dessedentação e irrigação é a ausência (negativo em 100 mL – inferior a 1 U.F.C). Assim, os resultados obtidos neste estudo comprovam que o uso de DLS unidade creche quando aplicados em um Nitossolo Vermelho Distrófico, pode ocasionar contaminação de águas subsuperficiais e restringir seu uso.

#### **3.1.4. Conclusões**

1. Os dejetos líquidos de suínos originários do sistema de criação “Creche” apresentam maiores riscos de contaminação de águas superficiais e

subsuperficiais por coliformes totais e *E. coli*, quando comparados com os dejetos líquidos de suínos originários do sistema de criação “Terminação”,

2. Os testes realizados para a definição da permanência de coliformes totais e *E. coli* apresentaram-se positivos até transcorridos 19 dias da aplicação dos DLS na superfície dos solos.

3. O pH ácido possivelmente esteve relacionado à ausência de coliformes totais e *E. coli* no percolado do Argissolo (PVd).

## **3.2. Estudo 2: Avaliação da atividade microbiana pela respirometria em um Argissolo e um Nitossolo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos de sistemas de criação “Creche” e “Terminação”**

### **3.2.1. Introdução**

A natureza tende a manter-se em constante equilíbrio, havendo um fluxo de energia (entrada e saída) contínuo nos sistemas e, conseqüentemente, uma ciclagem constante regida por diversas reações físico-químicas. Todavia, com o crescimento populacional e tecnológico, nas últimas décadas, intensificaram-se as atividades agroindustriais e; como conseqüência; tornou-se crescente a quantidade de resíduos gerados. Tais resíduos, muitas vezes, são acumulados no ambiente sem um adequado tratamento ou utilização que possibilite sua reciclagem, superando a capacidade natural de depuração do ambiente (Nahas et al., 1994).

O estudo da respirometria é amplamente utilizado para avaliar a atividade microbiológica no solo. Baseia-se na quantificação do CO<sub>2</sub> gerado durante o processo de degradação pela microbiota do solo. Quando há adição de material orgânico ao solo, ocorre o aumento da massa biológica e, conseqüentemente, aumento da geração de CO<sub>2</sub>, resultante da maior atividade dos microrganismos. Da mesma maneira, à medida que a quantidade de material orgânico diminui a quantidade de microrganismos também diminui e a produção de CO<sub>2</sub> decresce (Nuvolari, 1996).

Os microrganismos presentes no solo respondem rapidamente a mudanças das condições do solo após longos períodos de baixa atividade. Pode-se afirmar que as respostas da atividade microbiana expressa pela liberação de CO<sub>2</sub> estão intimamente relacionadas com a composição química, a recalcitrância e a quantidade dos resíduos adicionados ao solo (Moreira e Siqueira, 2006).

A medida da respiração basal dos microrganismos presentes no solo é muito variável e dependente, principalmente, da disponibilidade do substrato, umidade e temperatura.

Com base no enunciado, este experimento foi realizado pressupondo-se que a aplicação de DLS estimula a atividade microbiana no solo e que a intensidade da atividade microbiológica esta diretamente relacionada às doses aplicadas. Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi quantificar a emissão de CO<sub>2</sub>; em solos com diferentes características químicas e morfológicas (um Argissolo e um Nitossolo); resultante da aplicação de DLS procedentes de dois sistemas de criação: “Creche” e “Terminação”.

### 3.2.2. Material e métodos

O experimento foi instalado e conduzido no Laboratório de Química do Solo do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

#### 3.2.2.1. Coleta e caracterização das amostras de solo

Foram utilizadas amostras da camada superficial (0 - 10 cm) de solos classificados pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solo (EMBRAPA, 2006) como um Argissolo Vermelho distrófico – PVd, substrato arenito e de um Nitossolo Vermelho distrófico – NVd, substrato basalto, coletados em áreas junto à rodovia federal BR 386, localizadas geograficamente no estado do Rio Grande do Sul, municípios de Triunfo, localidade de Coxilha Velha, e Fazenda Vilanova, respectivamente.

Os atributos químicos e físicos dos solos foram determinados pelo Laboratório de Análises do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e são apresentados na tabela 3.2.1.

**TABELA 3.2.1.** Atributos químicos e físicos dos solos usados no experimento \*

Solo	Argila	pH	MOS	CTC <sub>pH 7,00</sub>	Zn	Cu	Mn	P
Camada (cm)	g kg <sup>-1</sup>	H <sub>2</sub> O	g kg <sup>-1</sup>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	mg dm <sup>-3</sup>			
NVd								
0-10	480	5,2	24	10,8	5,8	4,5	25	2,6
PVd								
0-10	140	4,5	10	7,4	0,7	0,8	94	2,8

\* Fonte: Laboratório de Análises do Departamento de Solos – Faculdade de Agronomia/UFRGS

As áreas caracterizam-se por nunca terem sido cultivadas. A escolha dos solos foi baseada nas diferenças expressivas nos teores de matéria orgânica, argila e CTC. Para a coleta foi utilizada uma pá de corte, e as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos com capacidade para 50 quilogramas. O solo após coletado foi armazenado na casa de vegetação, seco ao ar e tamisado em peneira de 4 milímetros.

### 3.2.2.2. Coleta e caracterização dos dejetos líquidos de suínos

Foram utilizados os mesmos procedimentos descritos no item 3.1.2.3.

### 3.2.2.3 Instalação do experimento

Foram utilizados frascos de vidro transparente com tampa hermética e vedante de borracha, com capacidade de 0,8 L, onde foram incubados 150 gramas de solo, Argissolo e Nitossolo, úmido (60% da capacidade de campo).

### 3.2.2.4. Tratamentos

Além dos frascos com solo, foram incubados três frascos sem solo como prova em branco, para controle das trocas de CO<sub>2</sub> com atmosfera externa na ocasião de abertura dos vidros para avaliação. Resultando em um total de 45 unidades experimentais. As doses de DLS, foram aplicadas em superfície, sem incorporação, os tratamentos avaliados no estudo são apresentados na tabela 3.2.2.

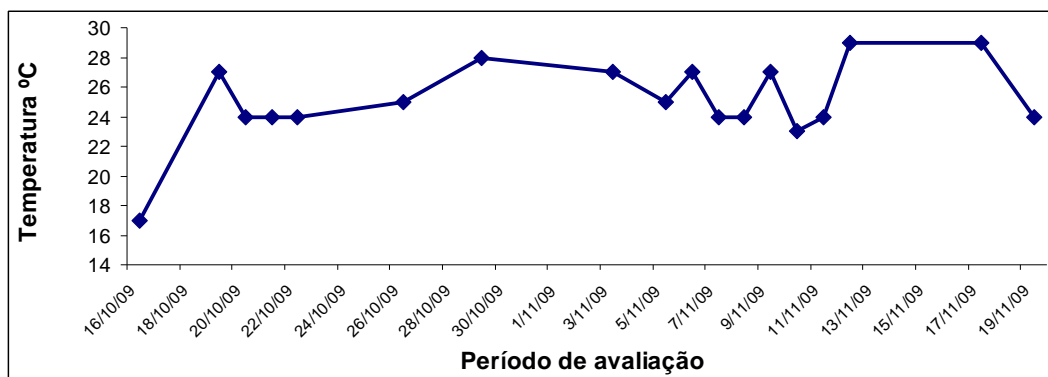
**TABELA 3.2.2.** Tratamentos avaliados no estudo, com descrição das doses equivalentes de DLS aplicadas em cada unidade experimental

Solo	DLS	T01	T02	T03	T04
		m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>			
PVd	Creche	0	25	50	100
	Terminação	0	25	50	100
NVd	Creche	0	25	50	100
	Terminação	0	25	50	100

### 3.2.2.5. Atividade microbiana pela avaliação da respirometria

A metodologia utilizada neste estudo foi descrita por Anderson (1982), e consiste na captura de CO<sub>2</sub> liberado pela respiração microbiana em hidróxido de sódio (NaOH) e a quantificação do excesso de NaOH que não reagiu com o CO<sub>2</sub>, por titulação de neutralização com ácido clorídrico (HCl) também de concentração conhecida.

Em cada frasco foi acondicionado um copo de polietileno (50 mL) com 20 mL de NaOH com concentração de 0,27936 mol L<sup>-1</sup>. Os frascos foram mantidos à temperatura ambiente para avaliação periódica (Figura 3.2.1.).



**FIGURA 3.2.1.** Variação da temperatura durante a realização do experimento.

A primeira titulação foi realizada 24 horas após a instalação do experimento. As avaliações posteriores foram realizadas aos 4, 10, 19, 27 e 33 dias após a instalação do experimento. Nas datas definidas, os recipientes com solo eram abertos e o copo de polietileno com NaOH era retirado e substituído. Cada copo retirado recebia 1 mL de cloreto de bário (BaCl<sub>2</sub>) 35%, e duas a três gotas de fenolftaleína 1%, utilizado como indicador.

Para a titulação das amostras, foi utilizada a solução de HCl com concentração de 0,20748 mol L<sup>-1</sup>. Para determinar que houve a reação de neutralização do CO<sub>2</sub>, o líquido de coloração rosa tornava-se com aspecto branco leitoso. O CO<sub>2</sub> liberado foi calculado pela equação:

$$\text{CO}_2 \text{ (mg } 100\text{g}^{-1} \text{ solo seco)} = (\text{mL}_{\text{branco}} - \text{mL}_{\text{amostra}}) \cdot \frac{\text{M}_{(\text{HCl})}}{5} \cdot \text{Eq. g CO}_2$$

Onde:

V<sub>branco</sub> = volume de HCl gasto no branco



$V_{\text{amostra}}$  = volume de HCl gasto em cada tratamento

$M_{\text{(HCl)}} = 0,20748 \text{ mol L}^{-1}$

Eq.g  $\text{CO}_2 = 6$  (peso equivalente do carbono)

### 3.2.2.6. Análise estatística

A análise estatística dos dados foi realizada utilizando-se o software ASSISTAT 7,5 beta (2008) com análise da variância das médias pelo teste F. A seguir as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5%.

### 3.2.3. Resultados e discussão

Os resultados obtidos foram significativos, ( $0,01 \leq p < 0,05$ ) para as interações tratamentos x tempo após a aplicação das doses de DLS (Tabela 3.2.3.). A maior quantidade de C- $\text{CO}_2$  ( $\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$ ) foi na fase inicial do estudo, entre o 4º e o 10º dia, em ambos os solos e DLS e inclusive, no tratamento testemunha. As quantidades cumulativas de C- $\text{CO}_2$  produzidas em 33 dias de estudo estão apresentadas nas figuras 3.2.2. e 3.2.3. Resultado similar foi observado por Kray (2005), que avaliou a atividade microbiana por 631 dias após a adição de lodo de esgoto, composto orgânico e adubação mineral.

**TABELA 3.2.3.** Médias para os valores de  $\text{CO}_2$  liberado para interação: tratamentos x tempo após a aplicação das doses de DLS.

TR.*	1º dia	4º dia	10º dia	19º dia	27º dia	33º dia
C- $\text{CO}_2$ mg 100 g <sup>-1</sup>						
T01	0,64 cC	1,95 cBC	5,05 cA	2,72 bB	3,10 aB	1,05 aC
T02	1,93 cB	2,59 cB	7,66 bA	2,63 bB	2,66 aB	1,64 aB
T03	3,40 bB	3,99 bB	7,63 bA	3,20 abB	2,61 aBC	1,54 aC
T04	5,51 aBC	5,74 aB	9,82 aA	4,13 aC	2,60 aD	1,95 aD

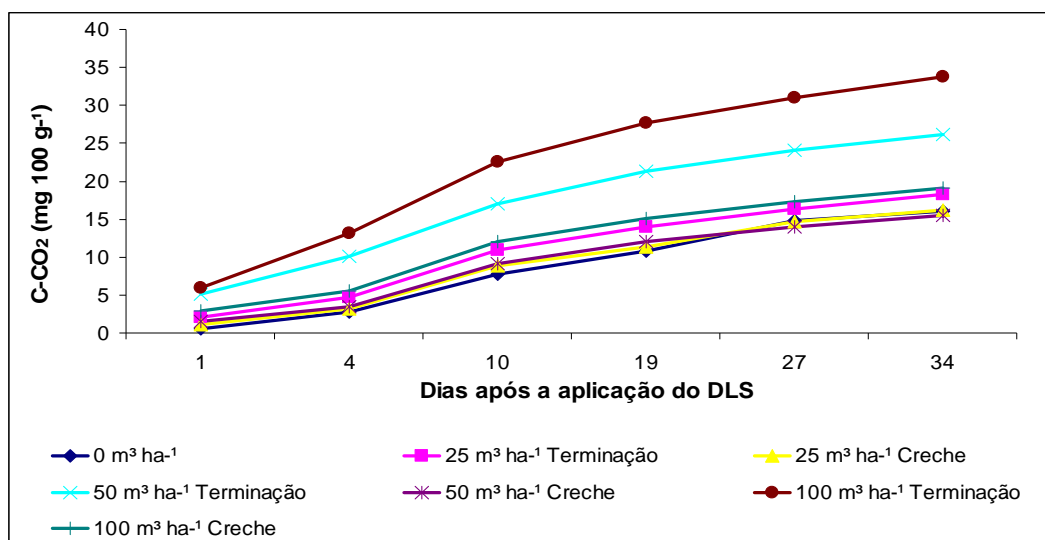
TRATAMENTOS

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições.

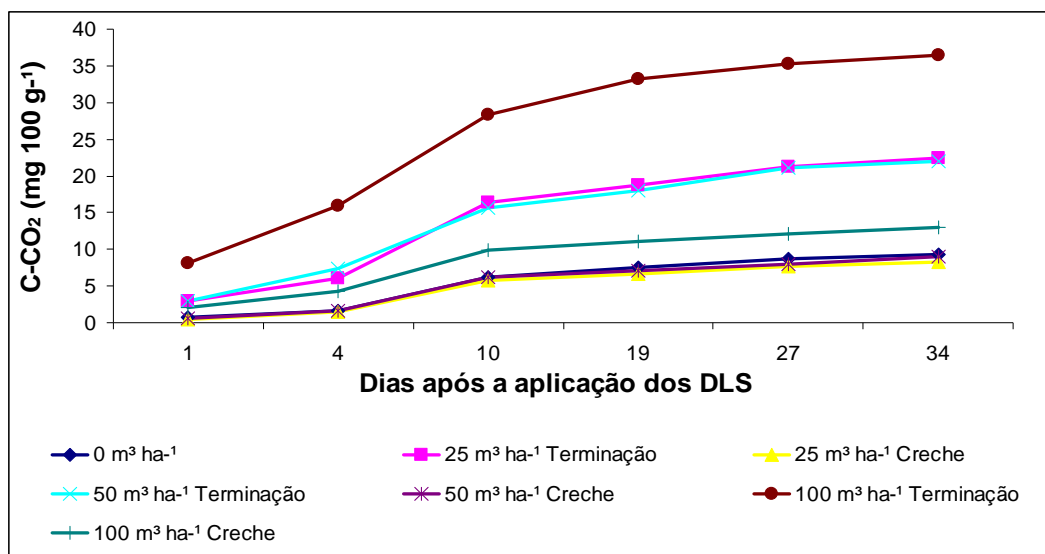
DMS (Tukey 5%): colunas = 1,36 (letra minúscula); linhas = 1,51 (letra maiúscula)

Posteriormente à fase de adaptação ao meio, os microrganismos entram em uma fase onde o crescimento e a divisão celular ocorrem em taxa máxima, dita como fase exponencial (log) (Selbach e Camargo, 1999). No presente estudo, essa fase pode ser percebida até o 10º dia após a incubação,

em ambos os solos, em todos os tratamentos avaliados (Figuras 3.2.2. e 3.2.3.).



**FIGURA 3.2.2.** Produção acumulada de C-CO<sub>2</sub> (mg 100 g<sup>-1</sup>) após a aplicação de DLS unidades “Creche” e “Terminação” em um Nitossolo vermelho Distrófico (NVD) – média de três repetições.



**FIGURA 3.2.3.** Produção acumulada de C-CO<sub>2</sub> (mg 100 g<sup>-1</sup>) após a aplicação de DLS unidades “Creche” e “Terminação” em um Argissolo vermelho Distrófico (PVD) – média de três repetições.

A menor quantidade de C-CO<sub>2</sub>, em todas as avaliações; foi observada no tratamento testemunha (T01) de ambos os solos, devido,

possivelmente, à degradação da MO natural presente no solo; e a baixa disponibilidade de compostos carbonados degradáveis. A microbiota natural do solo não foi estimulada, pois não houve fornecimento extra de substrato (Tabela 3.3.4. e 3.3.5.).

**TABELA 3.2.4.** Médias para o CO<sub>2</sub> liberado para interação: solos x tempo após a aplicação das doses de DLS

Solos	1º dia	4º dia	10º dia	19º dia	27º dia	33º dia
	C-CO <sub>2</sub> mg 100 g <sup>-1</sup>					
NVd	3,07 aCD	4,08 aBC	7,86 aA	4,24 aB	3,74 aBC	2,16 aD
PVd	2,67 aBC	3,05 bB	7,21 aA	2,11 bBC	1,75 bCD	0,93 bD

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições.

DMS (Tukey 5%): colunas = 0,73 (letra minúscula); linhas = 1,06 (letra maiúscula)

**TABELA 3.2.5.** Médias para o CO<sub>2</sub> liberado para interação: solos x doses de DLS aplicadas

Solos	Testemunha	T02 - 25 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	T03 - 50 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	T04 - 100 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>
	C-CO <sub>2</sub> mg 100 g <sup>-1</sup>			
NVd	3,35 aC	3,58 aBC	4,33 aB	5,51 aA
PVd	1,49 bC	2,79 bB	3,13 bB	4,41 bA

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições.

DMS (Tukey 5%): colunas = 0,59 (letra minúscula); linhas = 0,78 (letra maiúscula)

Ao longo do estudo, possivelmente ocorreu à diminuição da disponibilidade de substrato e, conseqüentemente, houve o declínio da população, e então a quantidade de C-CO<sub>2</sub> também foi reduzida. O declínio na taxa de liberação de C-CO<sub>2</sub> após alguns dias de incubação possivelmente ocorreu devido à completa decomposição de frações mais lábeis ou à limitação de nutrientes, como nitrogênio e fósforo presentes na amostra incubada (McGill et al., 1981) . Ou, também, pode ter sido provocada pela formação de sítios de anaerobiose, devido ao aumento da umidade do solo, onde pode ocorrer a liberação de carbono na forma de metano, não sendo, portanto, quantificado a totalidade liberada pela decomposição do resíduo aplicado (Moreira e Siqueira, 2006).

Houve diferença significativa, ( $p < 0,05$ ), entre as médias acumuladas das quantidades de C-CO<sub>2</sub> produzidas pelo Nitossolo e pelo Argissolo, para as interações de solos x tempo após a aplicação das doses de DLS (Tabela 3.2.6.) e para solos x doses de DLS aplicadas (Tabela 3.2.7.).

**TABELA 3.2.6.** Médias para o C-CO<sub>2</sub> para interação: solos x tempo após a aplicação dos DLS

Solo	1º dia	4º dia	10º dia	19º dia	27º dia	33º dia
	C-CO <sub>2</sub> mg 100 g <sup>-1</sup>					
NVd	3,07 aCD	4,08 aBC	7,86 aA	4,24 aB	3,74 aBC	2,16 aD
PVd	2,67 aBC	3,05 bB	7,21 aA	2,11 bBC	1,75 bCD	0,93 bD

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições.

DMS (Tukey 5%): colunas = 0,73 (letra minúscula); linhas = 1,06 (letra maiúscula)

**TABELA 3.2.7.** Médias para o C-CO<sub>2</sub> para interação: solos x doses de DLS

Solo	Testemunha	T02 - 25 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	T03 - 50 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	T04 - 100 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>
	C-CO <sub>2</sub> mg 100 g <sup>-1</sup>			
NVd	3,35 aC	3,58 aBC	4,33 aB	5,51 aA
PVd	1,49 bC	2,79 bB	3,13 bB	4,41 bA

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições.

DMS (Tukey 5%): colunas = 0,59 (letra minúscula); linhas = 0,78 (letra maiúscula)

No caso dos tratamentos Testemunha (T01), onde somente houve incubação de solo, sem adição de DLS, o Nitossolo apresentou uma quantidade de C-CO<sub>2</sub> 29,66% superior ao apresentado pelo Argissolo. Acredita-se que essa diferença esteja relacionada aos atributos químicos do solo, pois o Nitossolo apresentou uma quantidade de 26 g kg<sup>-1</sup> de MOS, 1,48 g kg<sup>-1</sup> de N<sub>TOTAL</sub> e pH<sub>água</sub> 5,5, valores superiores aos apresentados pelo Argissolo, 8 g kg<sup>-1</sup> de MOS, 0,72 g kg<sup>-1</sup> de N<sub>TOTAL</sub> e pH<sub>água</sub> 4,6, fatores importantes no desenvolvimento microbiano nativo.

Essa capacidade de adaptação dos microrganismos ocorre em função das condições ambientais dominantes e dos limites de sua genética. E a eficiência dessa adaptação deve-se a extensão e rapidez de suas respostas fisiológicas às condições ambientais predominantes. Selbach e Camargo (1999) citam a disponibilidade de nutrientes, a temperatura, a umidade, o

oxigênio, o pH, o  $E_h$  e a matéria orgânica, entre outros, como os fatores primários que afetam a microbiota do solo.

Houve diferença significativa, ( $p < 0,05$ ), quando comparadas as médias de C-CO<sub>2</sub> para as interações: origem dos DLS aplicados x tratamentos (Tabela 3.2.8.) e origem dos DLS aplicados x tempo após a aplicação das doses de DLS (Tabela 3.2.9.).

**TABELA 3.2.8.** Análise das médias da respiração microbiana para a interação: doses x origem dos DLS

Origem do DLS	Testemunha	C-CO <sub>2</sub> mg 100 g <sup>-1</sup>		
		25 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	50 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	100 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>
Terminação	2,37 aD	3,86 aC	4,68 aB	6,76 aA
Creche	2,47 aA	2,50 bA	2,78 bA	3,16 bA

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições.

DMS (Tukey 5%): colunas = 0,59 (letra minúscula); linhas = 0,78 (letra maiúscula)

As unidades experimentais que receberam doses de DLS de terminação apresentaram valores de C-CO<sub>2</sub> superiores às que receberam DLS de creche. Esse resultado provavelmente esteja ligado à dieta fornecida aos suínos em fase de terminação, rica em proteínas, o que resulta em uma alta proporção de nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub> + N-NH<sub>4</sub>) nos DLS, o que corresponde, em média a 60 % do nitrogênio total presente nos DLS, valor constatado por Scherer et al. (1996), ao analisarem 98 amostras de DLS provenientes de esterqueiras líquidas anaeróbicas da Região Oeste de Santa Catarina. Este fornecimento de energia prontamente disponível para os microrganismos, certamente contribuiu para o maior desenvolvimento, e como conseqüência a maior produção de C-CO<sub>2</sub>.

**TABELA 3.2.9.** Análise das médias da respiração microbiana para a interação: doses x origem dos DLS

DLS aplicado	C-CO <sub>2</sub> mg 100 g <sup>-1</sup>					
	1 <sup>o</sup> dia	4 <sup>o</sup> dia	10 <sup>o</sup> dia	19 <sup>o</sup> dia	27 <sup>o</sup> dia	33 <sup>o</sup> dia
Terminação	4,08 aBC	4,87 aB	8,82 aA	3,87 aBC	3,16 aC	1,70 aD
Creche	1,65 bBC	2,26 bBC	6,26 bA	2,47 bB	2,33 bBC	1,39 aC

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições.

DMS (Tukey 5%): colunas = 0,73 (letra minúscula); linhas = 1,06 (letra maiúscula)

Estima-se que aos 10 dias após a aplicação da maior dose de DLS da unidade “Terminação” (T04 Terminação) em ambos os solos, quando os valores foram comparados aos da Testemunha (PVd e NVd), houve um incremento de 109,90% e 307,68% respectivamente. A testemunha do Argissolo produziu 8,29 mg 100 g<sup>-1</sup> e o T04 Terminação 39,02 mg 100 g<sup>-1</sup> e no Nitossolo a testemunha produziu um valor estimado de 20,09 mg 100 g<sup>-1</sup> e o T04 Terminação 42,17 mg 100 g<sup>-1</sup>.

### **3.2.4 Conclusões**

1. A atividade microbiana dos solos foi estimulada significativamente, pela adição dos DLS, variando positivamente conforme as doses aplicadas, quanto maior a dose, maior foi a quantidade de C-CO<sub>2</sub> produzida. Evidenciando a mineralização dos resíduos.

2. A aplicação dos DLS de creche e terminação ocasionou diferença significativa na produção de C-CO<sub>2</sub> entre o Argissolo e Nitossolo.

3. Houve diferença significativa para a quantidade de C-CO<sub>2</sub> produzida para os dois DLS aplicados, sendo que os solos tratados com DLS provenientes da unidade “terminação” apresentaram os maiores incrementos de C-CO<sub>2</sub>, chegando a 307,68% (PVd) e 109,90% (NVd).

## 4. ASPECTOS QUÍMICOS DO PERCOLADO

### 4.1. Estudo 1: Nitrogênio mineral ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) e fósforo disponível em percolado de Nitossolo e Argissolo após aplicações de dejetos líquidos de suínos de sistemas de criação “Creche” e “Terminação”

#### 4.1.1. Introdução

A preocupação com a preservação ambiental, especialmente com a qualidade da água, tem sido o foco de encontros mundiais, sendo a agricultura apontada como uma importante fonte do problema e a produção animal o principal fator dessa contaminação. A produção animal pode contribuir para a contaminação da água de três maneiras: pelo escoamento superficial após aplicação dos resíduos no campo, lixiviação de compostos em função de excessivas aplicações, ou nos próprios tanques de armazenamento sem revestimento adequado (Basso, 2003).

A falta de simultaneidade entre a demanda da cultura e a disponibilidade de nitrogênio total ( $N_{\text{TOTAL}}$ ) proveniente do dejetos, é preocupante, porque aproximadamente 50% do  $N_{\text{TOTAL}}$  presente no dejetos está na forma mineral. Junto a isso, a aplicação do dejetos geralmente ocorre antes da semeadura das culturas, especialmente na fase inicial de desenvolvimento das culturas, quando a demanda de  $N_{\text{TOTAL}}$  é relativamente pequena (Basso et al, 2005).

A rapidez com que o nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) dos dejetos é nitrificado, por microrganismos específicos após a sua aplicação no solo, irá condicionar a quantidade de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) no solo. Se a taxa de nitrificação for

alta, os teores de  $\text{NO}_3^-$  disponíveis aumentarão rapidamente, muitas vezes esse aumento pode ocorrer em época de baixa demanda pelas culturas. Caso ocorram precipitações intensas neste período, poderá ocorrer lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  pois este é solúvel em água e possui baixa energia de ligação com os colóides do solo (Whitewhead, 1995), o que pode contribuir para a contaminação das águas superficiais e subsuperficiais.

A mobilidade do fósforo ( $\text{P}_{\text{disponível}}$ ) no solo é muito pequena se comparada ao  $\text{NO}_3^-$ , e sua perda por lixiviação é considerada insignificante, sendo então direcionada pouca atenção para este elemento. No entanto, considerando-se que a atividade suinícola na propriedade seja contínua e que há consecutivas reaplicações de DLS no solo, se a quantidade de  $\text{P}_{\text{disponível}}$  exceder a demanda da cultura, poderá ocorrer migração do mesmo no perfil do solo, devido à saturação dos sítios de quimiossorção (Basso, 2003).

Considerando a importância das informações supracitadas, este experimento pressupõe que a aplicação de DLS no solo aumenta as concentrações de nitrogênio mineral e de fósforo disponível, o que resulta na contaminação de águas superficiais e subsuperficiais, com impactos ambientais e sanitários. Assim, o objetivo deste estudo foi o de quantificar o  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  e o  $\text{P}_{\text{disponível}}$  nos percolados de um Nitossolo e de um Argissolo, 36 horas, 19 e 33 dias após a aplicação de DLS provenientes de dois sistemas de criação (creche e terminação).

#### 4.1.2. Material e métodos

A coleta das amostras de solo, instalação do experimento, coleta e caracterização das amostras de DLS e os tratamentos são os mesmos descritos nos itens 3.1.2.1. até 3.1.2.5.

##### 4.1.2.1. Coleta do percolado para a análise do N Mineral e do $\text{P}_{\text{disponível}}$

A coleta do percolado para a análise de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  foi realizada 36 horas, 19 e 33 dias após a terceira aplicação das doses de DLS, conforme detalhado no item 3.1.2.4.

Uma alíquota de 20 mL coletada com seringas estéreis, destinada para a análise do N mineral, foi armazenada diretamente em frascos de



digestão e imediatamente congelada. Outra alíquota de 70 mL do percolado foi coletada em frascos “snapcap”, acidificada com 1,0 mL de ácido clorídrico a 50% e reservada sob refrigeração (4°C) para posteriores análises químicas.

#### 4.1.2.2. Determinação do $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ e do $\text{P}_{\text{disponível}}$ no percolado

As concentrações de nitrogênio mineral foram obtidas da amostra de 20 mL, onde foi adicionado 0,2 g de óxido de magnésio (MgO) para determinação dos teores de amônio ( $\text{N-NH}_4$ ) em destilador de arraste de vapor semi micro Kjeldahl. Posteriormente, na mesma alíquota, foi adicionado 0,2 g de liga de Devarda para determinação de nitrato+nitrito ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ). O destilado da amostra foi recolhido em indicador ácido bórico e posteriormente titulado com solução de ácido sulfúrico a  $0,0025 \text{ mol L}^{-1}$  (Tedesco et al., 1995).

Para a determinação do  $\text{P}_{\text{disponível}}$ , foi retirada do “snapcap” uma alíquota de 20 mL de cada amostra, que foi transferida para copos de polietileno (50 mL), onde foram adicionados 3 mL de reagente misto, composto de 50 mL de ácido sulfúrico  $2,5 \text{ mol L}^{-1}$ , 15 mL de molibdato de amônio, 30 mL de solução de ácido ascórbico e 5 mL de antimonil tartarato de potássio. A determinação do  $\text{P}_{\text{disponível}}$  nos extratos foi realizada em um espectrofotômetro UV-1600, com comprimento de onda ( $\lambda$ ) de 882 nm (Tedesco et al., 1995).

#### 4.1.2.3. Determinação do pH

Foram analisadas todas as amostras do percolado imediatamente após a coleta. A determinação do pH foi obtida com um potenciômetro (Digimed, DM -2) com eletrodo combinado de vidro (Ag/AgCl).

#### 4.1.2.4. Análise estatística

A análise estatística dos resultados foi realizada conforme descrição do item 3.2.2.6.

### 4.1.3. Resultados e discussão

#### 4.1.3.1. Concentração de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ no percolado

A análise da variância das médias nos mostra que houve diferença significativa, ( $p < 0,05$ ), para as interações entre solos x tratamentos (Tabela 4.1.1.), origem dos DLS x tratamentos (Tabela 4.1.1.), solos x tempo após a aplicação dos DLS (Tabela 4.1.2.) e tratamentos x tempo (Tabela 4.1.3.) para as concentrações de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  encontradas no percolado.

Os dejetos líquidos de suínos são ricos em nitrogênio (Scherer et al., 1996), o qual resulta da quebra de proteínas ingeridas na dieta dos animais (Daniel, 2005). Acredita-se que a maior concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  observada logo após a aplicação dos DLS pode estar relacionada à fase latente (lag), conforme também observado no Estudo II, na Figura 3.2.1. em que os resultados da respirometria também refletem o observado na tabela 4.3.4., onde os maiores valores são observados após transcorridos quatro dias da aplicação das doses de DLS. Acredita-se que a maior concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  pode estar relacionada às cargas negativas na superfície dos colóides do solo que acabam repelindo esses ânions.

A nitrificação (oxidação do íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ )) do N amoniacal presente nos DLS, anteriormente a sua aplicação no solo e a baixa adsorção do ânion pelos colóides do solo, principalmente em solos com predomínio de cargas negativas, são potenciais causas de perdas de N por lixiviação, especialmente na fase inicial do desenvolvimento das culturas, onde o sistema radicular das mesmas ainda não está suficientemente desenvolvido para absorver os nutrientes presentes na solução do solo (Marques, 2005).

**TABELA 4.1.1.** Médias para a concentração  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  para interação: solos x tratamentos

Solo	Dose de DLS aplicada ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )			
	Testemunha	25	50	100
Nitossolo	44,90 aA	49,83 aA	43,31 aA	47,73 aA
Argissolo	48,45 aA	44,58 aAB	36,17 aB	35, 41 bB

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições – valores cumulativos de todas as coletas

DMS (Tukey 5%): colunas = 7,51 (letra minúscula); linhas = 9,94 (letra maiúscula)

**TABELA 4.1.2.** Médias para a concentração de  $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$  para interação: origem dos DLS x tratamentos

DLS	Dose de DLS aplicada ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )			
	Testemunha	25	50	100
Terminação	46,67 aA	42,76 bA	40,36 aA	44,75 aA
Creche	46,67 aAB	51,65 aA	39,12 aB	38,39 aB

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições – valores cumulativos de todas as coletas

DMS (Tukey 5%): colunas = 7,51 (letra minúscula); linhas = 9,94 (letra maiúscula)

**TABELA 4.1.3.** Médias para a concentração de  $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$  para interação: solos x tempo após a aplicação dos DLS

Solo	Tempo após a aplicação dos DLS		
	36 horas	19 dias	33 dias
Nitossolo	45,64 aB	67,13 aA	26,56 aC
Argissolo	45,39 aA	52,13 bA	25,93 aB

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições – valores cumulativos de todas as coletas

DMS (Tukey 5%): colunas = 6,51 (letra minúscula); linhas = 7,82 (letra maiúscula)

**TABELA 4.1.4.** Médias para a concentração de  $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$  para interação: tratamentos x tempo após a aplicação dos DLS

Tratamentos	Tempo após a aplicação dos DLS		
	36 horas	19 dias	33 dias
Testemunha	34,26 bB	62,96 aA	42,79 aB
25 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	45,33 abB	62,94 abA	33,35 aC
50 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	49,69 aA	54,17 bA	15,37 bB
100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	52,78 aA	58,45 abA	13,47 bB

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições – valores cumulativos de todas as coletas

DMS (Tukey 5%): colunas = 12,18 (letra minúscula); linhas = 11,06 (letra maiúscula)

O percolado coletado 36 horas após a aplicação das doses de DLS, das unidades experimentais com Nitossolo Vermelho Distrófico (NVd), caracterizou-se pela constatação que o tratamento Testemunha (T01) apresentou a menor concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ . Já a unidade experimental que recebeu a dose equivalente a 100  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  de DLS unidade de Terminação (T04 Terminação), apresentou a maior concentração acumulada de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  (Tabela 4.1.5.).

Em seu experimento, Basso (2003) observou que as maiores concentrações de  $\text{N-NO}_3$  na solução do solo ocorreram nos estágios iniciais de desenvolvimento da aveia, onde a demanda de nitrogênio pela cultura ainda era pequena, visto que nas avaliações feitas aos 102, 121 e 127 dias após a aplicação não foi mais determinado  $\text{N-NO}_3$  na solução. O mesmo autor chama a atenção para a possível ocorrência de precipitações pluviométricas no período subsequente à aplicação dos DLS, pois o  $\text{NO}_3^-$ , que é altamente solúvel em água, pode acompanhar o movimento descendente da água no perfil do solo e ocasionar danos irreversíveis aos recursos hídricos subsuperficiais.

Nas coletas seguintes, 19 e 33 dias após a aplicação das doses de DLS, o tratamento T04 terminação, se comparadas as concentrações obtidas na primeira coleta (36 horas), apresentou concentrações acumuladas de  $\text{NO}_3+\text{NO}_2$  de 62, 84  $\text{mg L}^{-1}$  e 19,70  $\text{mg L}^{-1}$ , uma redução na concentração de nitrato de 4,91% aos 19 dias e 234,67% aos 33 dias após a aplicação dos DLS. Esses resultados provavelmente estejam relacionados a imobilização e/ou mineralização do elemento pela microbiota, uma vez que a fase log (exponencial) tenha ocorrido no período entre a primeira e a segunda coleta do percolado (19 primeiros dias após a aplicação das doses de DLS). Se compararmos os resultados obtidos no Estudo 3.2., onde se constatou que o pico máximo de liberação de  $\text{C-CO}_2$  ocorreu entre o 4º e o 14º dia após a incubação dos tratamentos, período entre a 1ª (36 horas) e a 2ª (19 dias) coleta do percolado (Figura 4.1.1.). Assim, acredita-se que, a intensificação da atividade microbológica ocasionou o aumento na produção de  $\text{NO}_3^-$  (Tabela 4.1.5)

Os DLS possuem 40 a 70% do  $\text{N}_{\text{TOTAL}}$  na forma amoniacal (Scherer et al., 1996), a qual pode seguir vários caminhos quando aplicados no solo. Desta forma, é de fundamental importância, tanto do ponto de vista do seu potencial fertilizante como também de seu potencial poluente, o estudo das transformações microbianas da forma amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) no solo, especialmente a sua taxa de oxidação até  $\text{NO}_3^-$ .

A nitrificação é influenciada pela aeração, temperatura, umidade (Rochette et al., 2004; Moreira e Siqueira, 2006), pH, presença de fatores tóxicos no solo, matéria orgânica e relação C/N (Moreira e Siqueira, 2006). O

percolado do Nitossolo apresentou ao longo das coletas um valor de pH favorável (Figura 4.1.1.), fator que possivelmente favoreceu o processo e contribuiu para a alta concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  no percolado.

**TABELA 4.1.5.** Concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no percolado do Nitossolo Vermelho Distrófico (NVd) 36 horas, 19 e 33 dias após as aplicações dos DLS

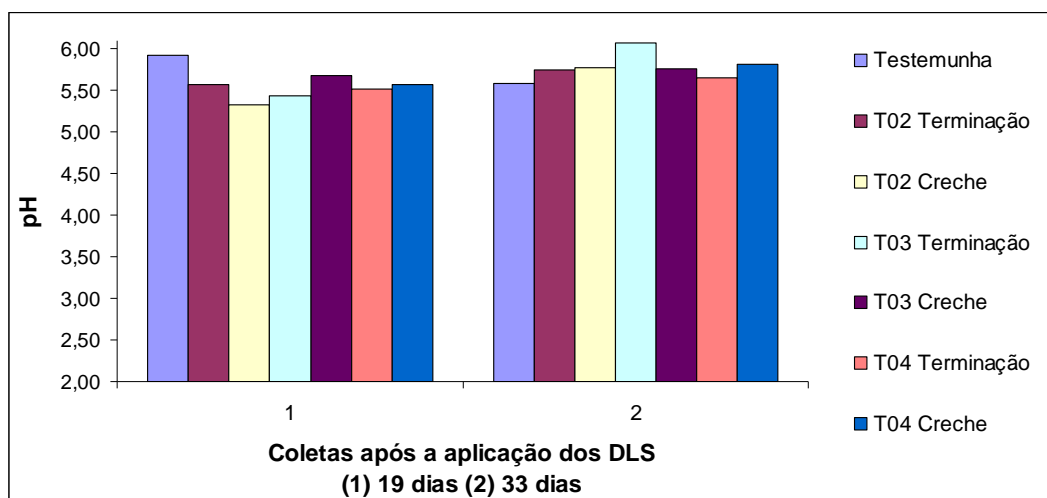
Tratamento	Tempo após a aplicação dos DLS		
	36 horas	19 dias	33 dias
Testemunha	28,66	66,19	45,75
T02 Terminação	40,80	64,41	19,33
T03 Terminação	53,53	74,29	13,42
T04 Terminação	65,93	62,84	19,70
Testemunha	28,66	66,19	45,75
T02 Creche	49,09	66,11	35,47
T03 Creche	44,99	58,78	19,76
T04 Creche	53,46	78,23	8,26

\* Média de três repetições

Materiais com alta relação C/N podem causar a imobilização do N mineral do solo, limitando a disponibilidade de substrato ( $\text{NH}_4^+$ ) ao processo de nitrificação. A taxa de nitrificação está diretamente relacionada com a quantidade de  $\text{NH}_4$  presente no solo (Malhi e McGill, 1982).

As unidades experimentais que receberam DLS unidade de creche apresentaram valores crescentes nas concentrações de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  no percolado (Tabela 4.1.5.). A concentração acumulada de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  na coleta realizada 19 dias após a aplicação dos DLS foi 52,85% superior a concentração obtida na coleta realizada às 36 horas após a aplicação das doses de DLS. Esse aumento na concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ , possivelmente esteja relacionado com a ocorrência dos processos de nitrificação, novamente retomando os resultados do Estudo 3.2. (Tabelas 3.2.8. e 3.2.9.) a emissão de C- $\text{CO}_2$  para o tratamento semelhante foi significativamente maior no 10º e no 19º dia após a incubação, o que possivelmente mostra que a atividade aeróbica foi maior neste período. De acordo com Le Pham et al. (1984), a aplicação de altas quantidades de  $\text{NH}_4$  pode provocar uma fase de latência no processo de nitrificação (primeiras 48 horas).

O percolado coletado das unidades experimentais com Argissolo apresentou concentrações acumuladas de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  inesperadas para o estudo. O tratamento Testemunha apresentou concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  superior aos demais tratamentos sendo seguido pelo tratamento que recebeu a dose equivalente a  $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (Tabela 4.1.6.).



**FIGURA 4.1.1.** Valores de pH do percolado coletado do Nitossolo aos 19 dias e aos 33 dias após a aplicação das doses de DLS.

Já as unidades experimentais tratadas com doses equivalentes a  $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (T03 DLS unidades Terminação e Creche) e  $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (T04 DLS unidades Terminação e Creche) apresentaram as menores concentrações de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  no percolado (Tabela 4.1.6.).

Quando há aplicação de DLS no solo, além de adicionar N e água há também incremento da quantidade de carbono facilmente decomponível, o qual é rapidamente assimilado pelos microrganismos, aumentando a demanda de  $\text{O}_2$  (C Orgânico nos DLS,  $16 \text{ g L}^{-1}$ , Terminação e  $1,4 \text{ g L}^{-1}$ , Creche – conforme Tabela 3.1.2.).

Sabe-se que em solos agrícolas, a desnitrificação (redução bioquímica de formas oxidadas a formas gasosas de N (Andréa et al., 2004; Moreira e Siqueira, 2006) e a nitrificação podem ocorrer simultaneamente.

**TABELA 4.1.6.** Concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no percolado do Argissolo Vermelho Distrófico (PVd) 36 horas, 19 e 33 dias após as aplicações dos DLS

Tratamentos	Tempo após a aplicação dos DLS		
	36 horas	19 dias	33 dias
Testemunha	39,87	70,48	45,75
T02 Terminação	47,60	65,52	19,33
T03 Terminação	60,32	28,46	13,42
T04 Terminação	47,71	60,40	19,70
Testemunha	39,87	70,48	45,75
T02 Creche	43,83	55,71	35,47
T03 Creche	39,91	55,17	19,76
T04 Creche	44,02	32,35	8,26

\* Média de três repetições

Possivelmente, a aplicação das altas doses de DLS tenha propiciado o aparecimento de sítios de anaerobiose no solo, favorecendo a desnitrificação (Dendooven et al., 1998; Rochette et al., 2000; Giacomini, 2005). As perdas de N por desnitrificação nos solos após a aplicação de DLS variam de menos de 1% a mais de 30% do N aplicado, dependendo da umidade do solo (Chantigny et al., 2004).

Os DLS aplicados apresentavam valores de umidade média de 98,6% (Terminação) e 99,65% (Creche), conforme dados apresentados na tabela 3.1.2. Esse excesso de água acrescentada ao solo já úmido, associada à adição de uma fonte de carbono prontamente disponível, pode ter promovido o crescimento da população microbiana heterotrófica e conseqüentemente o consumo de oxigênio. Aita, (1997), cita que esse fato pode originar microsítios com predomínio de bactérias anaeróbias facultativas que utilizam os óxidos iônicos de nitrogênio como receptores finais de elétrons em substituição ao oxigênio. Outros autores, (Rolston et al., 1984; Paul e Beauchamp, 1989; Paul e Zebarth, 1997), por sua vez, mostraram que as perdas de nitrogênio por desnitrificação são maiores em solos onde são aplicados DLS. Para os autores Beauchamp et al. (1996), as maiores perdas de nitrogênio por desnitrificação com aplicação do esterco ocorrem pela presença nos DLS de compostos de carbono de fácil decomposição, o que incrementa a respiração microbiana e

diminui o oxigênio molecular disponível. Além disso, essa adição pode aumentar a umidade do solo, podendo bloquear fisicamente os poros, reduzindo as trocas gasosas.

A desnitrificação é um processo que ocorre em condições anaeróbicas (Rochette et al., 2004; Giacomini, 2005; Moreira e Siqueira, 2006), na presença de nitrato e de compostos reduzidos (carbono orgânico para os organotróficos ou enxofre ou  $\text{NH}_4^+$  para microrganismos litotróficos). Anaerobiose e presença de  $\text{NO}_3^-$  e C são condições essenciais à atividade das bactérias responsáveis pela desnitrificação (Sylvia et al., 1998). A desnitrificação é realizada, principalmente, por bactérias heterotróficas anaeróbicas facultativas; a população destas bactérias representa 0,1 a 5% da população total de bactérias do solo (Moreira e Siqueira, 2006).

Qualquer prática de manejo do solo que afetar seus fatores físicos e/ou químicos estará influenciando indiretamente a desnitrificação. Em geral, a taxa de desnitrificação é mais influenciada pela quantidade de C disponível para o metabolismo do que pelo nível de nitrato no solo (Moreira e Siqueira, 2006). Como fatores ambientais a temperatura e a umidade são os principais fatores que controlam diretamente os processos de nitrificação e desnitrificação no solo e estão entre os fatores abióticos mais influenciados pelo sistema de manejo do solo (Rochette et al., 2004).

A mineralização e a imobilização do N no solo ocorrem simultaneamente, sendo que a dinâmica e a intensidade relativa destes dois processos depende da quantidade de N mineral no solo e, também, a quantidade livre no percolado. O produto da relação entre a mineralização e a imobilização (M/I) é controlado pela qualidade do resíduo em termos de quantidade de C oxidável e a relação deste com o N e demais nutrientes como o fósforo e o enxofre (Moreira e Siqueira, 2006). Além disso, o produto da relação M/I também pode ser afetado por fatores ambientais do solo, como temperatura e umidade; fatores físicos como textura; fatores químicos como o pH; parâmetros da qualidade do resíduo que está sendo decomposto, como a relação C/N e o teor de frações facilmente decomponíveis e recalcitrantes; o tipo de decompositores associados; a atividade e tamanho da biomassa microbiana e a disponibilidade de N inorgânico (Mary et al., 1996; Andersen, 1999). A relação C/N dos decompositores é geralmente menor do que a fonte



por eles explorada (Marques et al., 2000). No entanto, pode haver um aumento na relação C/N média da biomassa microbiana em função do aumento na proporção de fungos, os quais podem ser influenciados pela localização dos resíduos no solo.

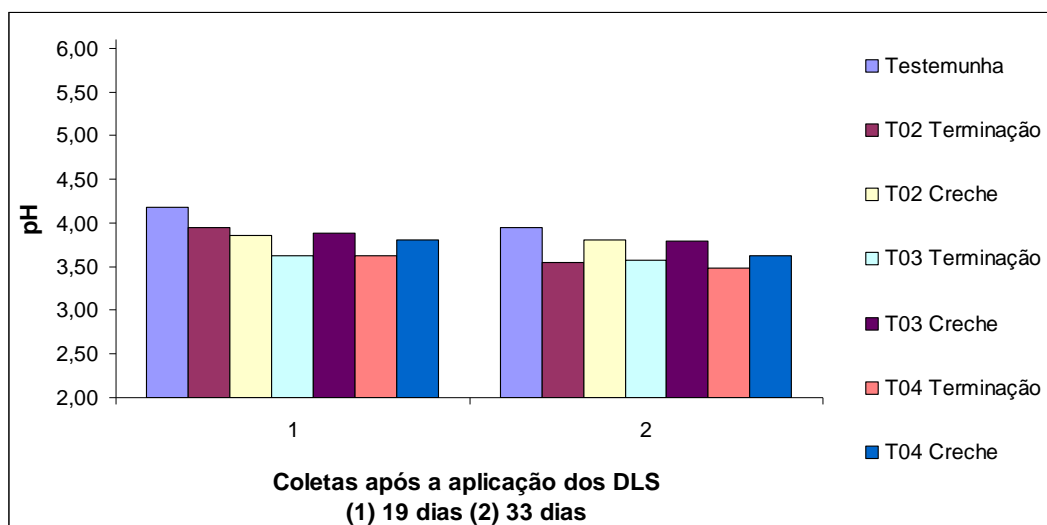
Os valores de pH dos percolados coletados das unidades experimentais com Argissolo apresentaram valores extremamente baixos (Figura 4.1.2). Esse fator químico possivelmente selecionou os microrganismos dominantes no solo, uma vez que os microrganismos não toleram valores extremos de pH, pois nessas condições, alguns componentes celulares podem ser hidrolisados ou haver desnaturação de enzimas. O pH afeta seletivamente a microbiota do solo (Selbach e Camargo, 1999).

Há microrganismos classificados como indiferentes, pois desenvolvem-se em uma ampla faixa de pH, como é o caso de bactérias que sobrevivem em faixas de pH 6,0 a 9,0 e fungos, em faixas de 2,0 a 8,0 (Selbach e Camargo, 1999). Os fungos caracterizam-se por apresentar uma relação C/N mais alta (8 a 12) do que aquela apresentada pelas bactérias (4 a 6), as quais se desenvolvem, principalmente, a base da decomposição de compostos solúveis (Moreira e Siqueira, 2006).

A adição de resíduos orgânicos ao solo estimula a população microbiana em função da quantidade de C oxidável e aumenta a demanda de nutrientes pela microbiota decompositora. Se o resíduo adicionado possui relação C/N alta ( $> 30$ ) poderá ocorrer um esgotamento do N, em função da grande demanda de N pela microbiota. Havendo, desta forma, um predomínio do processo de imobilização. No entanto, se a relação C/N do material adicionado for baixa ( $< 20$ ) pode ocorrer o predomínio da mineralização do N. Quando a relação C/N do resíduo se situa entre 20 e 30, têm-se uma equivalência entre imobilização e mineralização (Moreira e Siqueira, 2006).

Os microrganismos presentes no solo apresentam faixas de tolerância ao potencial hídrico e, conforme citado por Selbach e Camargo (1999), essa faixa é menor para os gêneros bacterianos como o das nitrificadoras (*Nitrosomonas*) em relação às amonificadoras (heterotróficos em geral). Assim, possivelmente o excesso de umidade ocasionado pela aplicação das maiores doses de DLS tenham ocasionado um acúmulo de amônia no solo

uma vez que a microbiota nitrificadora não pode operar onde as amonificadoras estão atuando (Selbach e Camargo, 1999).



**FIGURA 4.1.2.** Valores de pH do percolado coletado do Argissolo aos 19 dias e aos 33 dias após a aplicação das doses de DLS.

Acredita-se que o  $\text{NH}_4$  acumulado tenha sido adsorvido pelos colóides do solo. Sposito (1994) descreve que pelo fundamento das trocas catiônicas há atrações eletrostáticas entre cargas positivas e negativas, os cátions são retidos com diferentes forças pelas argilas silicatadas. Quanto mais fortemente retido o cátion, mais facilmente o mesmo deslocará os outros cátions adsorvidos da superfície da argila silicatada e que para íons monovalente, a afinidade pela argila silicatada seria:  $\text{Cs}^+ > \text{Rb}^+ > \text{K}^+ = \text{NH}^+ > \text{Na}^+ > \text{Li}^+$ . O mesmo autor esclarece ainda, que não existe uma série preferencial universal, que isso depende de condições experimentais, dos cátions envolvidos, tipo de material de permuta e que qualitativamente a permutabilidade é governada, entre outros fatores, pela concentração do cátion na solução. Neste estudo, acredita-se que a preferência de adsorção dos colóides do solo, sofreu uma alteração pela alta concentração de  $\text{NH}_4^+$  livre na solução, favorecendo assim, a adsorção do cátion.

A aplicação de DLS como fertilizante pode favorecer a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  por estimular tanto a nitrificação como a desnitrificação (Basso, 2003). Esses processos são os principais responsáveis pela produção de  $\text{N}_2\text{O}$ , embora esse gás não seja o principal produto dos mesmos (Giacomini, 2005).

O  $N_2O$  é potencialmente poluidor (Giacomini, 2005; Moreira e Siqueira, 2006), já que pode reagir com  $O_3$  na estratosfera afetando negativamente a camada de ozônio (Dendooven et al., 1998; Chantigny et al.; 2004), além de resultar na formação de  $HNO_3$ , um componente da chuva ácida (Chantigny et al.; 2004).

O nitrogênio na forma amoniacal torna-se suscetível a perdas por volatilização de amônia, tanto nos locais de armazenamento dos DLS como após a aplicação dos mesmos no campo (Port, 2002). Portanto, a disponibilidade de N no solo, após a aplicação dos DLS, será condicionada, principalmente, pelo destino da fração amoniacal. Além de estar sujeita a perdas por volatilização, ela também estará suscetível aos processos microbianos de nitrificação e imobilização (Giacomini, 2005).

A maior concentração de  $NO_3^-+NO_2^-$  acumulada foi no percolado coletado aos 19 dias após a aplicação dos DLS, aonde a concentração de  $NO_3^-+NO_2^-$  do Nitossolo foi de  $537,05 \text{ mg L}^{-1}$  e do Argissolo  $427,82 \text{ mg L}^{-1}$ , uma diferença a maior de 25,53% para as concentrações observadas no percolado do Nitossolo. Retratando as quantidades acumuladas de C- $CO_2$  liberadas pelo Nitossolo (Estudo 3.2., Tabela 3.3.6.) entre o 1º e o 19º dia após a incubação dos tratamentos foi de  $153,99 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$  e no Argissolo (Estudo 3.2., Tabela 3.3.7.) para o mesmo período, foi de  $116,02 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ , diferença novamente a maior de 32,73% para o Nitossolo.

Com base nessa comparação, pode-se considerar que houve uma maior atividade aeróbica no Nitossolo (nitrificação), processo que pode ter sido prejudicado no Argissolo pelo excesso de umidade, resultando em uma menor concentração de  $NO_3^-+NO_2^-$  livre em solução.

#### 4.1.3.2. Concentração de $P_{\text{disponível}}$ no percolado

Para todas as doses aplicadas não se detectou  $P_{\text{disponível}}$  no percolado, sendo esse um resultado inesperado para os estudos, especialmente quando consideradas as unidades experimentais que receberam as maiores doses de DLS das unidades de Terminação. Quando consideradas todas as aplicações realizadas (três) e a quantidade média de fósforo presente nos DLS (Tabela 3.1.2.), cada unidade experimental recebeu o equivalente a  $660 \text{ kg de P ha}^{-1}$  por meio dos DLS.

Os solos avaliados no estudo possivelmente quimiossorveram fósforo ou a concentração de  $P_{\text{disponível}}$  no percolado foi inferior ao mínimo detectável pela metodologia utilizada. Conforme descrito em Tedesco et al., (1995) a sensibilidade do método utilizado para a determinação do  $P_{\text{disponível}}$  é de  $0,002 \text{ mg L}^{-1}$  e em todos os tratamentos analisados não foram detectadas concentrações superiores ao mínimo detectável.

Basso (2003) constatou perdas de fósforo por lixiviação, 49, 21 e 20 vezes menores do que as observadas no escoamento superficial, para as doses de 20, 40 e  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , respectivamente, mostrando que em áreas com aplicação superficial de DLS o principal caminho de perda de fósforo é o escoamento superficial.

No caso do fósforo, o escoamento superficial é o principal caminho de perdas (Heathwaite et al., 2000), embora possam haver perdas por lixiviação. O acúmulo de fósforo ocasionado por sucessivas aplicações de DLS pode exceder a capacidade adsortiva do solo, podendo incrementar sua descida no perfil do solo, como ficou demonstrado no trabalho de Hountin et al. (2000), que utilizaram DLS por um período de 14 anos e observaram incrementos de todas as formas de fósforo até um metro de profundidade.

A transferência de fósforo no perfil muitas vezes é pequena, segundo Sims et al. (1998); Eghball et al. (1990); Hooda et al. (1999); Basso et al. (2005), não alcança a média de 7% do fósforo aplicado. Porém, em alguns casos, a perda de fósforo em  $\text{kg ha}^{-1}$  é relativamente baixa, mas a concentração de fósforo encontrada em profundidade ultrapassa os limites estabelecidos na legislação. Nesse sentido, Hooda et al. (1999) encontraram concentrações de 2,5 e  $1,8 \text{ mg L}^{-1}$  de fósforo (molibdato reativo) em área de pastagem natural cultivada com trevo, após três aplicações de DLS (dose equivalente a  $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ).

Ao contrário do nitrogênio, o poder residual do fósforo proveniente dos DLS é marcante. Sucessivas aplicações de DLS podem incrementar as concentrações de fósforo no solo (Pratt, 1979; Scherer et al., 1986). O acúmulo ocorre devido ao desbalanço no teor de nitrogênio e fósforo dos DLS que pode ser de 2:1 a 6:1, enquanto que o consumo das culturas é de 7:1 a 11:1, e esse desbalanço é mais afetado quando ocorrem perdas de nitrogênio por

volatilização, mineralização e imobilização (Sharpley e Halvorson, 1994; Sharpley et al. 1996).

Regiões da América do Norte e da Europa, onde a criação de animais é intensiva, os DLS tornaram-se grandes responsáveis pelos processos de eutrofização de águas superficiais e subsuperficiais (Novais e Smyth, 1999; Sharpley e Halvorson, 1994). A demanda de nitrogênio pelas plantas se repete após cada cultivo, ao contrário do fósforo, e devido a uma aplicação seqüencial e contínua de DLS nas mesmas áreas produtivas podem ocasionar um aumento nos teores de fósforo no solo (King et al., 1990; Sharpley e Halvorson, 1994; Ceretta et al. 2003).

As constantes aplicações de DLS podem saturar a capacidade de sorção do solo (Hountin et al., 2000), agravando as transferências de fósforo pelo fluxo lateral e vertical de água no solo.

O excesso de fósforo nos solos de países do primeiro mundo tem proporcionado preocupação crescente quanto a problemas ambientais ocasionados pelo processo de eutrofização de águas superficiais, pelo transporte de fósforo do sistema solo para os sistemas aquáticos.

O processo de eutrofização traz como conseqüência o desenvolvimento de uma população microbiana específica que não degrada o material orgânico completamente, sendo acumulados subprodutos metabólicos intermediários como metano, etileno, ácido butírico e outras substâncias de baixo peso molecular, que podem se tornar tóxicos para outros organismos. Ocorre também, o aumento da turbidez da água, produção de espumas, morte de peixes, aumento de pH, liberação de gases, entre outros, que acarretam na diminuição ou fim da potabilidade da água comprometendo sua qualidade para outros usos (Sharpley e Menzel, 1987; Daniel et al., 1998).

No Brasil a legislação do CONAMA, Nº 357/2005 estabelece que o nível crítico de fósforo total na água é de 0,020 – 0,025; 0,030 – 0,050 e 0,050 – 0,075 mg L<sup>-1</sup> nas Classes 1, 2 e 3 respectivamente. Para USEPA, (1971); o nível crítico de fósforo total não pode exceder 0,025 mg L<sup>-1</sup>. Em outros países e no meio científico utiliza-se o valor crítico de 0,020 mg L<sup>-1</sup> (Correll, 1998; Heckrath et al. 1995; Haygarth e Sharpley, 2000).

Em uma escala maior, como uma microbacia, por exemplo, o manejo dos DLS, visando reduzir o impacto do nitrogênio e fósforo sobre a

qualidade da água, requer uma abordagem holística (Heathwaite et al., 2000). Nas últimas décadas, muitos dos impactos ocasionados pelo fósforo, citados na literatura internacional, se deve a ênfase dada ao nitrogênio no passado, que se justificava pela alta solubilidade e mobilidade do nitrato, enquanto outros elementos, como o próprio fósforo, não eram considerados potencialmente poluidores.

Quanto ao uso dos DLS como fertilizante, o grande desafio técnico e científico consiste na busca de critérios que avaliem a susceptibilidade dos recursos naturais ao problema da contaminação, e a partir daí definir estratégias de manejo e disposição, visando reduzir os impactos ambientais e sanitários.

O nitrato convertido em nitrito no corpo humano causa duas reações químicas adversas à saúde: indução da metahemoglobinemia (Síndrome do bebê azul), especialmente em crianças com menos de um ano e potencial formação de nitrosamidas e nitrosaminas carcinogênicas (USEPA, 1989). Altos teores de  $\text{NO}_3^-$  no solo também podem resultar em acúmulo desta forma de N no tecido vegetal, o que pode comprometer a qualidade das plantas para o consumo humano e animal (L'Hirondel e L'Hirondel, 2002). Há forte evidência da associação entre a exposição de nitrato e nitrito em humanos e o risco de câncer (Who, 2004).

#### **4.1.4. Conclusões**

1. Nos percolados do Nitossolo e do Argissolo foi detectado  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  resultante da aplicação de dejetos de suínos na superfície dos mesmos.
2. O dejetos proveniente do sistema de criação “creche” resultou em menores concentrações de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  no percolado do Nitossolo e do Argissolo.
3. A maior concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  encontrada no percolado de ambos os solos ocorreu aos 19 dias após a aplicação dos DLS.
4. Não foi detectada a presença de fósforo no percolado de ambos os solos.

## 4. ASPECTOS QUÍMICOS DO PERCOLADO

### 4.1. Estudo 1: Nitrogênio mineral ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) e fósforo disponível em percolado de Nitossolo e Argissolo após aplicações de dejetos líquidos de suínos de sistemas de criação “Creche” e “Terminação”

#### 4.1.1. Introdução

A preocupação com a preservação ambiental, especialmente com a qualidade da água, tem sido o foco de encontros mundiais, sendo a agricultura apontada como uma importante fonte do problema e a produção animal o principal fator dessa contaminação. A produção animal pode contribuir para a contaminação da água de três maneiras: pelo escoamento superficial após aplicação dos resíduos no campo, lixiviação de compostos em função de excessivas aplicações, ou nos próprios tanques de armazenamento sem revestimento adequado (Basso, 2003).

A falta de simultaneidade entre a demanda da cultura e a disponibilidade de nitrogênio total ( $\text{N}_{\text{TOTAL}}$ ) proveniente do dejetos, é preocupante, porque aproximadamente 50% do  $\text{N}_{\text{TOTAL}}$  presente no dejetos está na forma mineral. Junto a isso, a aplicação do dejetos geralmente ocorre antes da semeadura das culturas, especialmente na fase inicial de desenvolvimento das culturas, quando a demanda de  $\text{N}_{\text{TOTAL}}$  é relativamente pequena (Basso et al, 2005).

A rapidez com que o nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) dos dejetos é nitrificado, por microrganismos específicos após a sua aplicação no solo, irá condicionar a quantidade de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) no solo. Se a taxa de nitrificação for

alta, os teores de  $\text{NO}_3^-$  disponíveis aumentarão rapidamente, muitas vezes esse aumento pode ocorrer em época de baixa demanda pelas culturas. Caso ocorram precipitações intensas neste período, poderá ocorrer lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  pois este é solúvel em água e possui baixa energia de ligação com os colóides do solo (Whitewhead, 1995), o que pode contribuir para a contaminação das águas superficiais e subsuperficiais.

A mobilidade do fósforo ( $\text{P}_{\text{disponível}}$ ) no solo é muito pequena se comparada ao  $\text{NO}_3^-$ , e sua perda por lixiviação é considerada insignificante, sendo então direcionada pouca atenção para este elemento. No entanto, considerando-se que a atividade suinícola na propriedade seja contínua e que há consecutivas reaplicações de DLS no solo, se a quantidade de  $\text{P}_{\text{disponível}}$  exceder a demanda da cultura, poderá ocorrer migração do mesmo no perfil do solo, devido à saturação dos sítios de quimiossorção (Basso, 2003).

Considerando a importância das informações supracitadas, este experimento pressupõe que a aplicação de DLS no solo aumenta as concentrações de nitrogênio mineral e de fósforo disponível, o que resulta na contaminação de águas superficiais e subsuperficiais, com impactos ambientais e sanitários. Assim, o objetivo deste estudo foi o de quantificar o  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  e o  $\text{P}_{\text{disponível}}$  nos percolados de um Nitossolo e de um Argissolo, 36 horas, 19 e 33 dias após a aplicação de DLS provenientes de dois sistemas de criação (creche e terminação).

#### 4.1.2. Material e métodos

A coleta das amostras de solo, instalação do experimento, coleta e caracterização das amostras de DLS e os tratamentos são os mesmos descritos nos itens 3.1.2.1. até 3.1.2.5.

##### 4.1.2.1. Coleta do percolado para a análise do N Mineral e do $\text{P}_{\text{disponível}}$

A coleta do percolado para a análise de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  foi realizada 36 horas, 19 e 33 dias após a terceira aplicação das doses de DLS, conforme detalhado no item 3.1.2.4.

Uma alíquota de 20 mL coletada com seringas estéreis, destinada para a análise do N mineral, foi armazenada diretamente em frascos de



digestão e imediatamente congelada. Outra alíquota de 70 mL do percolado foi coletada em frascos “snapcap”, acidificada com 1,0 mL de ácido clorídrico a 50% e reservada sob refrigeração (4°C) para posteriores análises químicas.

#### 4.1.2.2. Determinação do $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ e do $\text{P}_{\text{disponível}}$ no percolado

As concentrações de nitrogênio mineral foram obtidas da amostra de 20 mL, onde foi adicionado 0,2 g de óxido de magnésio (MgO) para determinação dos teores de amônio ( $\text{N-NH}_4$ ) em destilador de arraste de vapor semi micro Kjeldahl. Posteriormente, na mesma alíquota, foi adicionado 0,2 g de liga de Devarda para determinação de nitrato+nitrito ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ). O destilado da amostra foi recolhido em indicador ácido bórico e posteriormente titulado com solução de ácido sulfúrico a  $0,0025 \text{ mol L}^{-1}$  (Tedesco et al., 1995).

Para a determinação do  $\text{P}_{\text{disponível}}$ , foi retirada do “snapcap” uma alíquota de 20 mL de cada amostra, que foi transferida para copos de polietileno (50 mL), onde foram adicionados 3 mL de reagente misto, composto de 50 mL de ácido sulfúrico  $2,5 \text{ mol L}^{-1}$ , 15 mL de molibdato de amônio, 30 mL de solução de ácido ascórbico e 5 mL de antimonil tartarato de potássio. A determinação do  $\text{P}_{\text{disponível}}$  nos extratos foi realizada em um espectrofotômetro UV-1600, com comprimento de onda ( $\lambda$ ) de 882 nm (Tedesco et al., 1995).

#### 4.1.2.3. Determinação do pH

Foram analisadas todas as amostras do percolado imediatamente após a coleta. A determinação do pH foi obtida com um potenciômetro (Digimed, DM -2) com eletrodo combinado de vidro (Ag/AgCl).

#### 4.1.2.4. Análise estatística

A análise estatística dos resultados foi realizada conforme descrição do item 3.2.2.6.

### 4.1.3. Resultados e discussão

#### 4.1.3.1. Concentração de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ no percolado

A análise da variância das médias nos mostra que houve diferença significativa, ( $p < 0,05$ ), para as interações entre solos x tratamentos (Tabela 4.1.1.), origem dos DLS x tratamentos (Tabela 4.1.1.), solos x tempo após a aplicação dos DLS (Tabela 4.1.2.) e tratamentos x tempo (Tabela 4.1.3.) para as concentrações de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  encontradas no percolado.

Os dejetos líquidos de suínos são ricos em nitrogênio (Scherer et al., 1996), o qual resulta da quebra de proteínas ingeridas na dieta dos animais (Daniel, 2005). Acredita-se que a maior concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  observada logo após a aplicação dos DLS pode estar relacionada à fase latente (lag), conforme também observado no Estudo II, na Figura 3.2.1. em que os resultados da respirometria também refletem o observado na tabela 4.3.4., onde os maiores valores são observados após transcorridos quatro dias da aplicação das doses de DLS. Acredita-se que a maior concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  pode estar relacionada às cargas negativas na superfície dos colóides do solo que acabam repelindo esses ânions.

A nitrificação (oxidação do íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ )) do N amoniacal presente nos DLS, anteriormente a sua aplicação no solo e a baixa adsorção do ânion pelos colóides do solo, principalmente em solos com predomínio de cargas negativas, são potenciais causas de perdas de N por lixiviação, especialmente na fase inicial do desenvolvimento das culturas, onde o sistema radicular das mesmas ainda não está suficientemente desenvolvido para absorver os nutrientes presentes na solução do solo (Marques, 2005).

**TABELA 4.1.1.** Médias para a concentração  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  para interação: solos x tratamentos

Solo	Dose de DLS aplicada ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )			
	Testemunha	25	50	100
Nitossolo	44,90 aA	49,83 aA	43,31 aA	47,73 aA
Argissolo	48,45 aA	44,58 aAB	36,17 aB	35, 41 bB

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições – valores cumulativos de todas as coletas

DMS (Tukey 5%): colunas = 7,51 (letra minúscula); linhas = 9,94 (letra maiúscula)

**TABELA 4.1.2.** Médias para a concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  para interação: origem dos DLS x tratamentos

DLS	Dose de DLS aplicada ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )			
	Testemunha	25	50	100
Terminação	46,67 aA	42,76 bA	40,36 aA	44,75 aA
Creche	46,67 aAB	51,65 aA	39,12 aB	38,39 aB

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições – valores cumulativos de todas as coletas

DMS (Tukey 5%): colunas = 7,51 (letra minúscula); linhas = 9,94 (letra maiúscula)

**TABELA 4.1.3.** Médias para a concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  para interação: solos x tempo após a aplicação dos DLS

Solo	Tempo após a aplicação dos DLS		
	36 horas	19 dias	33 dias
Nitossolo	45,64 aB	67,13 aA	26,56 aC
Argissolo	45,39 aA	52,13 bA	25,93 aB

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições – valores cumulativos de todas as coletas

DMS (Tukey 5%): colunas = 6,51 (letra minúscula); linhas = 7,82 (letra maiúscula)

**TABELA 4.1.4.** Médias para a concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  para interação: tratamentos x tempo após a aplicação dos DLS

Tratamentos	Tempo após a aplicação dos DLS		
	36 horas	19 dias	33 dias
Testemunha	34,26 bB	62,96 aA	42,79 aB
25 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	45,33 abB	62,94 abA	33,35 aC
50 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	49,69 aA	54,17 bA	15,37 bB
100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	52,78 aA	58,45 abA	13,47 bB

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições – valores cumulativos de todas as coletas

DMS (Tukey 5%): colunas = 12,18 (letra minúscula); linhas = 11,06 (letra maiúscula)

O percolado coletado 36 horas após a aplicação das doses de DLS, das unidades experimentais com Nitossolo Vermelho Distrófico (NVd), caracterizou-se pela constatação que o tratamento Testemunha (T01) apresentou a menor concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ . Já a unidade experimental que recebeu a dose equivalente a 100  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  de DLS unidade de Terminação (T04 Terminação), apresentou a maior concentração acumulada de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  (Tabela 4.1.5.).

Em seu experimento, Basso (2003) observou que as maiores concentrações de N-NO<sub>3</sub> na solução do solo ocorreram nos estágios iniciais de desenvolvimento da aveia, onde a demanda de nitrogênio pela cultura ainda era pequena, visto que nas avaliações feitas aos 102, 121 e 127 dias após a aplicação não foi mais determinado N-NO<sub>3</sub> na solução. O mesmo autor chama a atenção para a possível ocorrência de precipitações pluviométricas no período subsequente à aplicação dos DLS, pois o NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, que é altamente solúvel em água, pode acompanhar o movimento descendente da água no perfil do solo e ocasionar danos irreversíveis aos recursos hídricos subsuperficiais.

Nas coletas seguintes, 19 e 33 dias após a aplicação das doses de DLS, o tratamento T04 terminação, se comparadas as concentrações obtidas na primeira coleta (36 horas), apresentou concentrações acumuladas de NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub> de 62, 84 mg L<sup>-1</sup> e 19,70 mg L<sup>-1</sup>, uma redução na concentração de nitrato de 4,91% aos 19 dias e 234,67% aos 33 dias após a aplicação dos DLS. Esses resultados provavelmente estejam relacionados a imobilização e/ou mineralização do elemento pela microbiota, uma vez que a fase log (exponencial) tenha ocorrido no período entre a primeira e a segunda coleta do percolado (19 primeiros dias após a aplicação das doses de DLS). Se compararmos os resultados obtidos no Estudo 3.2., onde se constatou que o pico máximo de liberação de C-CO<sub>2</sub> ocorreu entre o 4<sup>o</sup> e o 14<sup>o</sup> dia após a incubação dos tratamentos, período entre a 1<sup>a</sup> (36 horas) e a 2<sup>a</sup> (19 dias) coleta do percolado (Figura 4.1.1.). Assim, acredita-se que, a intensificação da atividade microbológica ocasionou o aumento na produção de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Tabela 4.1.5)

Os DLS possuem 40 a 70% do N<sub>TOTAL</sub> na forma amoniacal (Scherer et al., 1996), a qual pode seguir vários caminhos quando aplicados no solo. Desta forma, é de fundamental importância, tanto do ponto de vista do seu potencial fertilizante como também de seu potencial poluente, o estudo das transformações microbianas da forma amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) no solo, especialmente a sua taxa de oxidação até NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

A nitrificação é influenciada pela aeração, temperatura, umidade (Rochette et al., 2004; Moreira e Siqueira, 2006), pH, presença de fatores tóxicos no solo, matéria orgânica e relação C/N (Moreira e Siqueira, 2006). O

percolado do Nitossolo apresentou ao longo das coletas um valor de pH favorável (Figura 4.1.1.), fator que possivelmente favoreceu o processo e contribuiu para a alta concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  no percolado.

**TABELA 4.1.5.** Concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no percolado do Nitossolo Vermelho Distrófico (NVd) 36 horas, 19 e 33 dias após as aplicações dos DLS

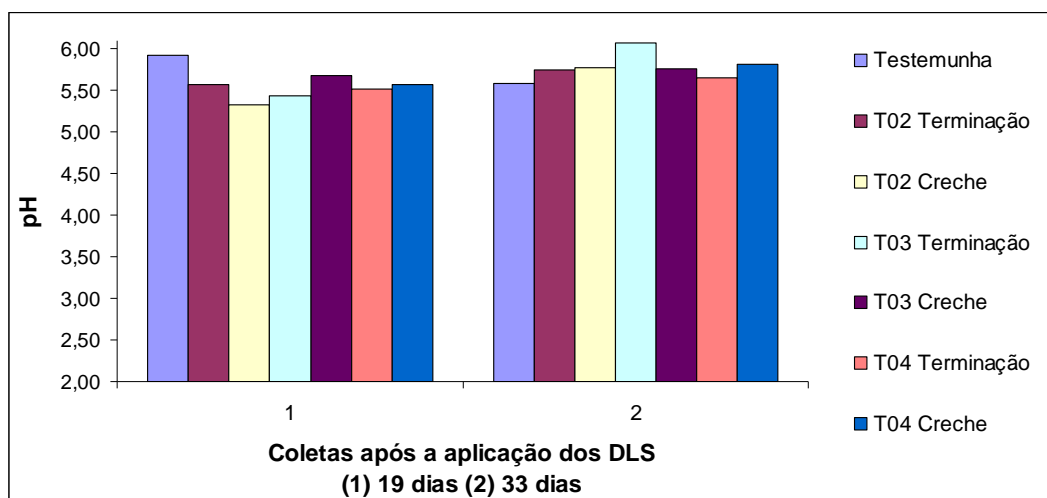
Tratamento	Tempo após a aplicação dos DLS		
	36 horas	19 dias	33 dias
Testemunha	28,66	66,19	45,75
T02 Terminação	40,80	64,41	19,33
T03 Terminação	53,53	74,29	13,42
T04 Terminação	65,93	62,84	19,70
Testemunha	28,66	66,19	45,75
T02 Creche	49,09	66,11	35,47
T03 Creche	44,99	58,78	19,76
T04 Creche	53,46	78,23	8,26

\* Média de três repetições

Materiais com alta relação C/N podem causar a imobilização do N mineral do solo, limitando a disponibilidade de substrato ( $\text{NH}_4^+$ ) ao processo de nitrificação. A taxa de nitrificação está diretamente relacionada com a quantidade de  $\text{NH}_4$  presente no solo (Malhi e McGill, 1982).

As unidades experimentais que receberam DLS unidade de creche apresentaram valores crescentes nas concentrações de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  no percolado (Tabela 4.1.5.). A concentração acumulada de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  na coleta realizada 19 dias após a aplicação dos DLS foi 52,85% superior a concentração obtida na coleta realizada às 36 horas após a aplicação das doses de DLS. Esse aumento na concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ , possivelmente esteja relacionado com a ocorrência dos processos de nitrificação, novamente retomando os resultados do Estudo 3.2. (Tabelas 3.2.8. e 3.2.9.) a emissão de  $\text{C-CO}_2$  para o tratamento semelhante foi significativamente maior no 10º e no 19º dia após a incubação, o que possivelmente mostra que a atividade aeróbica foi maior neste período. De acordo com Le Pham et al. (1984), a aplicação de altas quantidades de  $\text{NH}_4$  pode provocar uma fase de latência no processo de nitrificação (primeiras 48 horas).

O percolado coletado das unidades experimentais com Argissolo apresentou concentrações acumuladas de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  inesperadas para o estudo. O tratamento Testemunha apresentou concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  superior aos demais tratamentos sendo seguido pelo tratamento que recebeu a dose equivalente a  $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (Tabela 4.1.6.).



**FIGURA 4.1.1.** Valores de pH do percolado coletado do Nitossolo aos 19 dias e aos 33 dias após a aplicação das doses de DLS.

Já as unidades experimentais tratadas com doses equivalentes a  $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (T03 DLS unidades Terminação e Creche) e  $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (T04 DLS unidades Terminação e Creche) apresentaram as menores concentrações de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  no percolado (Tabela 4.1.6.).

Quando há aplicação de DLS no solo, além de adicionar N e água há também incremento da quantidade de carbono facilmente decomponível, o qual é rapidamente assimilado pelos microrganismos, aumentando a demanda de  $\text{O}_2$  (C Orgânico nos DLS,  $16 \text{ g L}^{-1}$ , Terminação e  $1,4 \text{ g L}^{-1}$ , Creche – conforme Tabela 3.1.2.).

Sabe-se que em solos agrícolas, a desnitrificação (redução bioquímica de formas oxidadas a formas gasosas de N (Andréa et al., 2004; Moreira e Siqueira, 2006) e a nitrificação podem ocorrer simultaneamente.

**TABELA 4.1.6.** Concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no percolado do Argissolo Vermelho Distrófico (PVd) 36 horas, 19 e 33 dias após as aplicações dos DLS

Tratamentos	Tempo após a aplicação dos DLS		
	36 horas	19 dias	33 dias
Testemunha	39,87	70,48	45,75
T02 Terminação	47,60	65,52	19,33
T03 Terminação	60,32	28,46	13,42
T04 Terminação	47,71	60,40	19,70
Testemunha	39,87	70,48	45,75
T02 Creche	43,83	55,71	35,47
T03 Creche	39,91	55,17	19,76
T04 Creche	44,02	32,35	8,26

\* Média de três repetições

Possivelmente, a aplicação das altas doses de DLS tenha propiciado o aparecimento de sítios de anaerobiose no solo, favorecendo a desnitrificação (Dendooven et al., 1998; Rochette et al., 2000; Giacomini, 2005). As perdas de N por desnitrificação nos solos após a aplicação de DLS variam de menos de 1% a mais de 30% do N aplicado, dependendo da umidade do solo (Chantigny et al., 2004).

Os DLS aplicados apresentavam valores de umidade média de 98,6% (Terminação) e 99,65% (Creche), conforme dados apresentados na tabela 3.1.2. Esse excesso de água acrescentada ao solo já úmido, associada à adição de uma fonte de carbono prontamente disponível, pode ter promovido o crescimento da população microbiana heterotrófica e conseqüentemente o consumo de oxigênio. Aita, (1997), cita que esse fato pode originar microsítios com predomínio de bactérias anaeróbias facultativas que utilizam os óxidos iônicos de nitrogênio como receptores finais de elétrons em substituição ao oxigênio. Outros autores, (Rolston et al., 1984; Paul e Beauchamp, 1989; Paul e Zebarth, 1997), por sua vez, mostraram que as perdas de nitrogênio por desnitrificação são maiores em solos onde são aplicados DLS. Para os autores Beauchamp et al. (1996), as maiores perdas de nitrogênio por desnitrificação com aplicação do esterco ocorrem pela presença nos DLS de compostos de carbono de fácil decomposição, o que incrementa a respiração microbiana e

diminui o oxigênio molecular disponível. Além disso, essa adição pode aumentar a umidade do solo, podendo bloquear fisicamente os poros, reduzindo as trocas gasosas.

A desnitrificação é um processo que ocorre em condições anaeróbicas (Rochette et al., 2004; Giacomini, 2005; Moreira e Siqueira, 2006), na presença de nitrato e de compostos reduzidos (carbono orgânico para os organotróficos ou enxofre ou  $\text{NH}_4^+$  para microrganismos litotróficos). Anaerobiose e presença de  $\text{NO}_3^-$  e C são condições essenciais à atividade das bactérias responsáveis pela desnitrificação (Sylvia et al., 1998). A desnitrificação é realizada, principalmente, por bactérias heterotróficas anaeróbicas facultativas; a população destas bactérias representa 0,1 a 5% da população total de bactérias do solo (Moreira e Siqueira, 2006).

Qualquer prática de manejo do solo que afetar seus fatores físicos e/ou químicos estará influenciando indiretamente a desnitrificação. Em geral, a taxa de desnitrificação é mais influenciada pela quantidade de C disponível para o metabolismo do que pelo nível de nitrato no solo (Moreira e Siqueira, 2006). Como fatores ambientais a temperatura e a umidade são os principais fatores que controlam diretamente os processos de nitrificação e desnitrificação no solo e estão entre os fatores abióticos mais influenciados pelo sistema de manejo do solo (Rochette et al., 2004).

A mineralização e a imobilização do N no solo ocorrem simultaneamente, sendo que a dinâmica e a intensidade relativa destes dois processos depende da quantidade de N mineral no solo e, também, a quantidade livre no percolado. O produto da relação entre a mineralização e a imobilização (M/I) é controlado pela qualidade do resíduo em termos de quantidade de C oxidável e a relação deste com o N e demais nutrientes como o fósforo e o enxofre (Moreira e Siqueira, 2006). Além disso, o produto da relação M/I também pode ser afetado por fatores ambientais do solo, como temperatura e umidade; fatores físicos como textura; fatores químicos como o pH; parâmetros da qualidade do resíduo que está sendo decomposto, como a relação C/N e o teor de frações facilmente decomponíveis e recalcitrantes; o tipo de decompositores associados; a atividade e tamanho da biomassa microbiana e a disponibilidade de N inorgânico (Mary et al., 1996; Andersen, 1999). A relação C/N dos decompositores é geralmente menor do que a fonte



por eles explorada (Marques et al., 2000). No entanto, pode haver um aumento na relação C/N média da biomassa microbiana em função do aumento na proporção de fungos, os quais podem ser influenciados pela localização dos resíduos no solo.

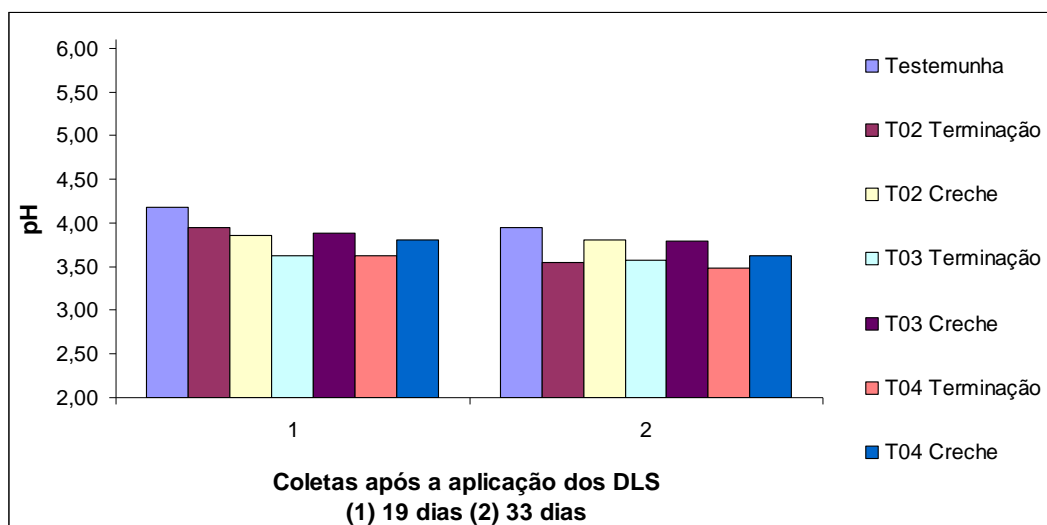
Os valores de pH dos percolados coletados das unidades experimentais com Argissolo apresentaram valores extremamente baixos (Figura 4.1.2). Esse fator químico possivelmente selecionou os microrganismos dominantes no solo, uma vez que os microrganismos não toleram valores extremos de pH, pois nessas condições, alguns componentes celulares podem ser hidrolisados ou haver desnaturação de enzimas. O pH afeta seletivamente a microbiota do solo (Selbach e Camargo, 1999).

Há microrganismos classificados como indiferentes, pois desenvolvem-se em uma ampla faixa de pH, como é o caso de bactérias que sobrevivem em faixas de pH 6,0 a 9,0 e fungos, em faixas de 2,0 a 8,0 (Selbach e Camargo, 1999). Os fungos caracterizam-se por apresentar uma relação C/N mais alta (8 a 12) do que aquela apresentada pelas bactérias (4 a 6), as quais se desenvolvem, principalmente, a base da decomposição de compostos solúveis (Moreira e Siqueira, 2006).

A adição de resíduos orgânicos ao solo estimula a população microbiana em função da quantidade de C oxidável e aumenta a demanda de nutrientes pela microbiota decompositora. Se o resíduo adicionado possui relação C/N alta (> 30) poderá ocorrer um esgotamento do N, em função da grande demanda de N pela microbiota. Havendo, desta forma, um predomínio do processo de imobilização. No entanto, se a relação C/N do material adicionado for baixa (< 20) pode ocorrer o predomínio da mineralização do N. Quando a relação C/N do resíduo se situa entre 20 e 30, têm-se uma equivalência entre imobilização e mineralização (Moreira e Siqueira, 2006).

Os microrganismos presentes no solo apresentam faixas de tolerância ao potencial hídrico e, conforme citado por Selbach e Camargo (1999), essa faixa é menor para os gêneros bacterianos como o das nitrificadoras (*Nitrosomonas*) em relação às amonificadoras (heterotróficos em geral). Assim, possivelmente o excesso de umidade ocasionado pela aplicação das maiores doses de DLS tenham ocasionado um acúmulo de amônia no solo

uma vez que a microbiota nitrificadora não pode operar onde as amonificadoras estão atuando (Selbach e Camargo, 1999).



**FIGURA 4.1.2.** Valores de pH do percolado coletado do Argissolo aos 19 dias e aos 33 dias após a aplicação das doses de DLS.

Acredita-se que o  $\text{NH}_4$  acumulado tenha sido adsorvido pelos colóides do solo. Sposito (1994) descreve que pelo fundamento das trocas catiônicas há atrações eletrostáticas entre cargas positivas e negativas, os cátions são retidos com diferentes forças pelas argilas silicatadas. Quanto mais fortemente retido o cátion, mais facilmente o mesmo deslocará os outros cátions adsorvidos da superfície da argila silicatada e que para íons monovalente, a afinidade pela argila silicatada seria:  $\text{Cs}^+ > \text{Rb}^+ > \text{K}^+ = \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+ > \text{Li}^+$ . O mesmo autor esclarece ainda, que não existe uma série preferencial universal, que isso depende de condições experimentais, dos cátions envolvidos, tipo de material de permuta e que qualitativamente a permutabilidade é governada, entre outros fatores, pela concentração do cátion na solução. Neste estudo, acredita-se que a preferência de adsorção dos colóides do solo, sofreu uma alteração pela alta concentração de  $\text{NH}_4^+$  livre na solução, favorecendo assim, a adsorção do cátion.

A aplicação de DLS como fertilizante pode favorecer a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  por estimular tanto a nitrificação como a desnitrificação (Basso, 2003). Esses processos são os principais responsáveis pela produção de  $\text{N}_2\text{O}$ , embora esse gás não seja o principal produto dos mesmos (Giacomini, 2005).

O  $N_2O$  é potencialmente poluidor (Giacomini, 2005; Moreira e Siqueira, 2006), já que pode reagir com  $O_3$  na estratosfera afetando negativamente a camada de ozônio (Dendooven et al., 1998; Chantigny et al.; 2004), além de resultar na formação de  $HNO_3$ , um componente da chuva ácida (Chantigny et al.; 2004).

O nitrogênio na forma amoniacal torna-se suscetível a perdas por volatilização de amônia, tanto nos locais de armazenamento dos DLS como após a aplicação dos mesmos no campo (Port, 2002). Portanto, a disponibilidade de N no solo, após a aplicação dos DLS, será condicionada, principalmente, pelo destino da fração amoniacal. Além de estar sujeita a perdas por volatilização, ela também estará suscetível aos processos microbianos de nitrificação e imobilização (Giacomini, 2005).

A maior concentração de  $NO_3^-+NO_2^-$  acumulada foi no percolado coletado aos 19 dias após a aplicação dos DLS, aonde a concentração de  $NO_3^-+NO_2^-$  do Nitossolo foi de  $537,05 \text{ mg L}^{-1}$  e do Argissolo  $427,82 \text{ mg L}^{-1}$ , uma diferença a maior de 25,53% para as concentrações observadas no percolado do Nitossolo. Retratando as quantidades acumuladas de C- $CO_2$  liberadas pelo Nitossolo (Estudo 3.2., Tabela 3.3.6.) entre o 1º e o 19º dia após a incubação dos tratamentos foi de  $153,99 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$  e no Argissolo (Estudo 3.2., Tabela 3.3.7.) para o mesmo período, foi de  $116,02 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ , diferença novamente a maior de 32,73% para o Nitossolo.

Com base nessa comparação, pode-se considerar que houve uma maior atividade aeróbica no Nitossolo (nitrificação), processo que pode ter sido prejudicado no Argissolo pelo excesso de umidade, resultando em uma menor concentração de  $NO_3^-+NO_2^-$  livre em solução.

#### 4.1.3.2. Concentração de $P_{\text{disponível}}$ no percolado

Para todas as doses aplicadas não se detectou  $P_{\text{disponível}}$  no percolado, sendo esse um resultado inesperado para os estudos, especialmente quando consideradas as unidades experimentais que receberam as maiores doses de DLS das unidades de Terminação. Quando consideradas todas as aplicações realizadas (três) e a quantidade média de fósforo presente nos DLS (Tabela 3.1.2.), cada unidade experimental recebeu o equivalente a  $660 \text{ kg de P ha}^{-1}$  por meio dos DLS.

Os solos avaliados no estudo possivelmente quimiossorveram fósforo ou a concentração de  $P_{\text{disponível}}$  no percolado foi inferior ao mínimo detectável pela metodologia utilizada. Conforme descrito em Tedesco et al., (1995) a sensibilidade do método utilizado para a determinação do  $P_{\text{disponível}}$  é de  $0,002 \text{ mg L}^{-1}$  e em todos os tratamentos analisados não foram detectadas concentrações superiores ao mínimo detectável.

Basso (2003) constatou perdas de fósforo por lixiviação, 49, 21 e 20 vezes menores do que as observadas no escoamento superficial, para as doses de 20, 40 e  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , respectivamente, mostrando que em áreas com aplicação superficial de DLS o principal caminho de perda de fósforo é o escoamento superficial.

No caso do fósforo, o escoamento superficial é o principal caminho de perdas (Heathwaite et al., 2000), embora possam haver perdas por lixiviação. O acúmulo de fósforo ocasionado por sucessivas aplicações de DLS pode exceder a capacidade adsortiva do solo, podendo incrementar sua descida no perfil do solo, como ficou demonstrado no trabalho de Hountin et al. (2000), que utilizaram DLS por um período de 14 anos e observaram incrementos de todas as formas de fósforo até um metro de profundidade.

A transferência de fósforo no perfil muitas vezes é pequena, segundo Sims et al. (1998); Eghball et al. (1990); Hooda et al. (1999); Basso et al. (2005), não alcança a média de 7% do fósforo aplicado. Porém, em alguns casos, a perda de fósforo em  $\text{kg ha}^{-1}$  é relativamente baixa, mas a concentração de fósforo encontrada em profundidade ultrapassa os limites estabelecidos na legislação. Nesse sentido, Hooda et al. (1999) encontraram concentrações de 2,5 e  $1,8 \text{ mg L}^{-1}$  de fósforo (molibdato reativo) em área de pastagem natural cultivada com trevo, após três aplicações de DLS (dose equivalente a  $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ).

Ao contrário do nitrogênio, o poder residual do fósforo proveniente dos DLS é marcante. Sucessivas aplicações de DLS podem incrementar as concentrações de fósforo no solo (Pratt, 1979; Scherer et al., 1986). O acúmulo ocorre devido ao desbalanço no teor de nitrogênio e fósforo dos DLS que pode ser de 2:1 a 6:1, enquanto que o consumo das culturas é de 7:1 a 11:1, e esse desbalanço é mais afetado quando ocorrem perdas de nitrogênio por

volatilização, mineralização e imobilização (Sharpley e Halvorson, 1994; Sharpley et al. 1996).

Regiões da América do Norte e da Europa, onde a criação de animais é intensiva, os DLS tornaram-se grandes responsáveis pelos processos de eutrofização de águas superficiais e subsuperficiais (Novais e Smyth, 1999; Sharpley e Halvorson, 1994). A demanda de nitrogênio pelas plantas se repete após cada cultivo, ao contrário do fósforo, e devido a uma aplicação seqüencial e continua de DLS nas mesmas áreas produtivas podem ocasionar um aumento nos teores de fósforo no solo (King et al., 1990; Sharpley e Halvorson, 1994; Ceretta et al. 2003).

As constantes aplicações de DLS podem saturar a capacidade de sorção do solo (Hountin et al., 2000), agravando as transferências de fósforo pelo fluxo lateral e vertical de água no solo.

O excesso de fósforo nos solos de países do primeiro mundo tem proporcionado preocupação crescente quanto a problemas ambientais ocasionados pelo processo de eutrofização de águas superficiais, pelo transporte de fósforo do sistema solo para os sistemas aquáticos.

O processo de eutrofização traz como conseqüência o desenvolvimento de uma população microbiana específica que não degrada o material orgânico completamente, sendo acumulados subprodutos metabólicos intermediários como metano, etileno, ácido butírico e outras substâncias de baixo peso molecular, que podem se tornar tóxicos para outros organismos. Ocorre também, o aumento da turbidez da água, produção de espumas, morte de peixes, aumento de pH, liberação de gases, entre outros, que acarretam na diminuição ou fim da potabilidade da água comprometendo sua qualidade para outros usos (Sharpley e Menzel, 1987; Daniel et al., 1998).

No Brasil a legislação do CONAMA, N° 357/2005 estabelece que o nível crítico de fósforo total na água é de 0,020 – 0,025; 0,030 – 0,050 e 0,050 – 0,075 mg L<sup>-1</sup> nas Classes 1, 2 e 3 respectivamente. Para USEPA, (1971); o nível crítico de fósforo total não pode exceder 0,025 mg L<sup>-1</sup>. Em outros países e no meio científico utiliza-se o valor crítico de 0,020 mg L<sup>-1</sup> (Correll, 1998; Heckrath et al. 1995; Haygarth e Sharpley, 2000).

Em uma escala maior, como uma microbacia, por exemplo, o manejo dos DLS, visando reduzir o impacto do nitrogênio e fósforo sobre a

qualidade da água, requer uma abordagem holística (Heathwaite et al., 2000). Nas últimas décadas, muitos dos impactos ocasionados pelo fósforo, citados na literatura internacional, se deve a ênfase dada ao nitrogênio no passado, que se justificava pela alta solubilidade e mobilidade do nitrato, enquanto outros elementos, como o próprio fósforo, não eram considerados potencialmente poluidores.

Quanto ao uso dos DLS como fertilizante, o grande desafio técnico e científico consiste na busca de critérios que avaliem a susceptibilidade dos recursos naturais ao problema da contaminação, e a partir daí definir estratégias de manejo e disposição, visando reduzir os impactos ambientais e sanitários.

O nitrato convertido em nitrito no corpo humano causa duas reações químicas adversas à saúde: indução da metahemoglobinemia (Síndrome do bebê azul), especialmente em crianças com menos de um ano e potencial formação de nitrosamidas e nitrosaminas carcinogênicas (USEPA, 1989). Altos teores de  $\text{NO}_3^-$  no solo também podem resultar em acúmulo desta forma de N no tecido vegetal, o que pode comprometer a qualidade das plantas para o consumo humano e animal (L'Hirondel e L'Hirondel, 2002). Há forte evidência da associação entre a exposição de nitrato e nitrito em humanos e o risco de câncer (Who, 2004).

#### **4.1.4. Conclusões**

1. Nos percolados do Nitossolo e do Argissolo foi detectado  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  resultante da aplicação de dejetos de suínos na superfície dos mesmos.
2. O dejetos proveniente do sistema de criação “creche” resultou em menores concentrações de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  no percolado do Nitossolo e do Argissolo.
3. A maior concentração de  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  encontrada no percolado de ambos os solos ocorreu aos 19 dias após a aplicação dos DLS.
4. Não foi detectada a presença de fósforo no percolado de ambos os solos.

## **4.2. Estudo 2: Elementos traço (cobre, zinco e manganês) no percolado do Nitossolo e do Argissolo após aplicações de dejetos líquidos de suínos de sistemas de criação “Creche” e “Terminação”**

### **4.2.1. Introdução**

No Brasil e, principalmente, nos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, a utilização dos dejetos de suínos é feita quase que exclusivamente pela sua estocagem em esterqueira anaeróbica e posterior descarte no solo, sem maiores tratamentos, utilizando-o como fertilizante em áreas de lavoura e/ou pastagens. Entretanto, por mais privilegiado que seja seu potencial de uso como fertilizante, devem ser considerados como resíduo efluente ou esgoto poluente e que, ao serem dispostos na natureza, sem os cuidados necessários, causam impactos ambientais negativos no solo e às águas superficiais e subsuperficiais (Konzen, 2005).

Os microrganismos e invertebrados são responsáveis pela imobilização temporária ou mineralização de elementos-traço no solo. Durante a decomposição de materiais orgânicos, a concentração de determinado elemento nos resíduos pode ser maior que a sua necessidade pelos processos metabólicos envolvidos, havendo assim liberação dos elementos para a solução. Por outro lado, se a necessidade dos microrganismos for maior que a disponibilizada pelos resíduos, esses irão consumir os elementos traço e em função da acumulação biológica, reduzirão a disponibilidade deste elemento no solo. Os microrganismos podem também dissolver minerais por ação direta, em que óxidos metálicos atuam como aceptores finais de elétrons, ou ainda por ação indireta, onde a atividade microbiana está ligada à produção de ácidos orgânicos e inorgânicos e agentes oxidantes que podem influenciar nas condições do solo, incluindo mudanças no pH e Eh (Carrilo-González et al., 2006).

Dentre os elementos-traço associados à atividade suinícola, o zinco, o cobre e o manganês têm sido motivo de maior preocupação, por serem importantes componentes do suplemento dietético de rações e de formulações de antibióticos, aumentando os riscos de contaminação ambiental (Scherer e

Baldissera, 1994). Assim, este estudo pressupõe que a aplicação de DLS no solo aumenta as concentrações de zinco, cobre e manganês disponível.

Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi quantificar as concentrações de zinco, cobre e manganês nos percolados de um Nitossolo e de um Argissolo, 36 horas, 19 e 33 dias após a aplicação de DLS, provenientes de dois sistemas de criação (creche e terminação).

#### **4.2.2. Material e métodos**

O experimento foi instalado na antecâmara da casa-de-vegetação no Departamento dos Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Para a coleta das amostras de solo, instalação do experimento, coleta das amostras de DLS, caracterização dos DLS e os tratamentos, foram repetidos os procedimentos descritos nos itens 3.1.3.1. até 3.1.3.5.

4.2.2.1. Coleta do percolado para a análise dos elementos traço (cobre, zinco e manganês)

A coleta do percolado para a análise da concentração dos elementos traço no percolado foi realizada 36 horas, 19 e 33 dias após a terceira aplicação das doses de DLS. Para que a água percolasse, os vasos foram mantidos em umidade de campo, e na data da coleta foram aplicadas alíquotas de 30 mL de água destilada estéril em cada vaso, até que se obtivesse aproximadamente 200 mL de percolado. Para a coleta do líquido foram utilizados pratos plásticos descartáveis e seringas estéreis.

Uma alíquota de aproximadamente 70 mL do percolado foi coletada em frascos “snapcap”, acidificada com 1 mL de ácido clorídrico (HCl) 50% e reservada sob refrigeração para a realização das análises químicas.

4.2.2.2. Determinação da concentração dos elementos traço (cobre, zinco e manganês) no percolado

Para a determinação da concentração dos elementos traço no percolado, foi retirada do “snapcap” uma alíquota de 20 mL, de cada amostra, e transferida para copos de polietileno (50 mL), e as determinações foram



realizadas por absorção atômica, perkin-helmer, no Laboratório de Química do Solo do Departamento de Solos, da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Foram observadas as recomendações descritas em Tedesco et al. (1995).

### **4.2.3. Resultados e discussão**

#### **4.2.3.1. Concentração de cobre no percolado**

Para todas as doses aplicadas, não se detectou cobre disponível no percolado, sendo esse um resultado inesperado para os estudos, especialmente quando considerados os tratamentos que receberam as maiores doses de DLS.

Acredita-se em duas possibilidades, os solos avaliados no estudo quimiossorveram o cobre ou a concentração do elemento no percolado foi inferior ao mínimo detectável pela metodologia utilizada. Uma vez adicionado ao solo, há tendência deste elemento se acumular devido a sua alta reatividade com os grupos funcionais da MO e óxidos. O solo apresenta propriedades químicas que o torna capaz de reter elementos-traço, evitando a contaminação de águas subsuperficiais. Porém, se essa capacidade for ultrapassada, estes elementos-traço podem expressar seu potencial poluente diretamente sobre os organismos do solo e plantas e vir a contaminar de maneira irreversível as águas superficiais e subsuperficiais (Logan e Chaney, 1983).

A adsorção é um importante processo químico que regula a partição dos elementos-traço entre a fase sólida e a solução do solo. Os minerais mais importantes da fase sólida do solo, em termos de reação de adsorção de elementos traço são os óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio, manganês, e os grupos funcionais nas periferias dos argilominerais silicatados (McBride, 1994). Nestes minerais, os grupos funcionais de superfície são originados pela dissociação de 28 grupamentos hidroxila (Sodré et al., 2001). Nestes sítios, a adsorção do cobre e do zinco pode ocorrer por meio da formação de ligações eletrostáticas ou covalentes (Hsu, 1989). Nos argilominerais expansivos (argilas 2:1), os grupos funcionais podem ocorrer nos espaços entre as camadas octaédricas presentes em suas estruturas cristalinas (Sodré et al., 2001). Neste caso, acredita-se que o cobre seja fortemente adsorvido,

formando complexos de esfera interna (Sposito, 1994).

#### 4.2.3.2. Concentração de zinco no percolado

O zinco é um elementos-traço que no sistema de manejo dos DLS tem origem nas rações que são fornecidas aos suínos, que, geralmente são suplementadas com esse elemento, em muitos casos excedendo o requerimento fisiológico dos animais (Jondreville et al., 2003). São atribuídas muitas funções a esse elemento no metabolismo dos suínos e as quantidades assimiladas são muito pequenas. Do total adicionado via ração, estima-se que a quantidade eliminada via dejetos possa chegar a 92-96% do ingerido (Bonazzi et al., 1994, citado por Mallman, 2009).

A análise da variância indicou que houve diferença significativa, ( $p < 0,05$ ) para as interações entre solo x origem dos DLS (Tabela 4.2.1.) e solos x doses (Tabela 4.2.2.) para as concentrações de zinco encontradas no percolado de ambos os solos.

A concentração de zinco no percolado do Nitossolo foi significativamente menor do que no Argissolo, para ambos os tipos de dejetos. O fator determinante para a acentuada diferença na concentração do elemento no percolado dos dois solos possivelmente foram suas características, especialmente os teores de óxidos e o teor de MO (Tabela 3.1.1.)

**TABELA 4.2.1.** Médias para a concentração de zinco para interação: solos x origem dos DLS

Solo	Terminação	
	mg L <sup>-1</sup>	
	Creche	
Nitossolo	0,27 bA	0,24 bA
Argissolo	53,61 aA	51,18 aB

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições.

DMS (Tukey 5%): colunas = 1,24 (letra minúscula); linhas = 1,24 (letra maiúscula)

O Nitossolo contém maiores teores de óxidos e de matéria orgânica que quimiossolvem o zinco, formando complexos de esfera-interna (Sposito, 1984), o que retém o elemento no solo, diminuindo acentuadamente seu deslocamento no perfil. A movimentação vertical de elementos-traço no perfil do solo é controlada pelos atributos do solo e a maior ou menor mobilidade

desses elementos é determinada pelos teores e tipos de argila, pH, CTC, teor de MO entre outros, que influenciaram as reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução (Santos et al., 1999).

A aplicação das doses de DLS às unidades experimentais aumentou acentuadamente a concentração do zinco no percolado do Argissolo, diferentemente do Nitossolo, no qual a concentração do elemento no percolado não diferiu do teor encontrado no tratamento testemunha (Tabela 4.2.2).

Como mencionado anteriormente, no Nitossolo o zinco possivelmente formou complexos de esfera-interna com os óxidos e a MO; sendo retido fortemente no solo. Barros et al., (2003), trabalhando com águas residuárias provenientes do tratamento integrado de dejetos líquido, em colunas de lixiviação, verificaram que percolados dos solos de texturas médias, por apresentarem maiores concentrações de cobre e zinco, apresentaram maior potencialidade de poluição do lençol freático, enquanto que o inverso foi observado para os percolados dos solos argilosos .

**TABELA 4.2.2.** Médias para a concentração de zinco para interação: solos x doses

Solo	Testemunha	25	50	100
	Dose de DLS (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )			
Nitossolo	0,18 bA	0,19 bA	0,28 bA	0,38 bA
Argissolo	28,04 aD	39,06 aC	57,57 aB	84,90 aA

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições.

DMS (Tukey 5%): colunas = 1,76 (letra minúscula); linhas = 2,37 (letra maiúscula)

Os resultados apresentados nas tabelas 4.2.3 e 4.2.4 mostram que a concentração de zinco no percolado do tratamento Testemunha diminuiu ao longo do tempo. Já a concentração de zinco no percolado dos tratamentos que receberam DLS manteve-se maior ao da Testemunha em todas as coletas, com um decréscimo significativo na concentração de zinco entre a primeira (36 horas) e a segunda coleta (19 dias), mantendo as concentrações do elemento sem diferenças significativas entre a segunda (19 dias) e a terceira coleta (33 dias) (Tabela 4.2.3.)

**TABELA 4.2.3.** Concentração de zinco ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no percolado das unidades amostrais com Nitossolo Vermelho Distrófico (NVd).

Tratamentos	Tempo após a aplicação dos DLS		
	36 horas	19 dias	33 dias
Testemunha	0,42	0,22	0,07
T2 Terminação	1,04	0,72	0,25
T3 Terminação	2,39	0,16	0,69
T4 Terminação	0,21	0,09	0,17
Testemunha	0,42	0,22	0,07
T2 Creche	0,43	0,16	0,15
T3 Creche	0,10	0,40	0,25
T4 Creche	2,49	0,38	0,22

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições.

**TABELA 4.2.4.** Concentração de zinco ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no percolado das unidades amostrais com Argissolo vermelho distrófico (PVd).

Tratamentos	Tempo após a aplicação dos DLS		
	36 horas	19 dias	33 dias
Testemunha	0,95	0,77	0,39
T2 Terminação	1,33	0,80	0,71
T3 Terminação	0,71	0,99	0,61
T4 Terminação	0,60	0,59	0,46
Testemunha	0,95	0,77	0,39
T2 Creche	0,84	1,08	0,96
T3 Creche	0,85	0,79	0,87
T4 Creche	1,15	1,18	2,09

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições.

Li e Shuman (1996), na Geórgia (USA), pesquisando a mobilidade de cádmio, chumbo e zinco em um solo de textura arenosa, concluíram que apenas o zinco se deslocou para as camadas subsuperficiais, atingindo o lençol subterrâneo. Em áreas de descarte de rejeitos de industrialização, concentrações excessivas de zinco foram observadas por Ribeiro Filho et al. (1999). Esses autores constataram que o zinco ocorria predominantemente na forma de carbonato e sua disponibilidade na solução do solo era dependente do pH. O efeito do pH na adsorção dos cátions metálicos resulta,

principalmente, das mudanças na carga protônica líquida das partículas do solo. Com o aumento do pH, a atração eletrostática do adsorvente pelo íon metálico é aumentada (Sposito, 1984). Conforme dados apresentados nas Figuras 4.2.1. e 4.2.2. possivelmente esse seja um outro fator que favoreceu a adsorção dos cátions metálicos pelo Nitossolo e por outro lado possibilitou a maior concentração de zinco no percolado do Argissolo.

#### 4.2.3.3. Concentração de manganês no percolado

Sposito, (1994) descreve que, a afinidade relativa entre alguns cátions metálicos divalentes e os colóides do solo tende a seguir a ordem de Irving-Willians:  $\text{Cu}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Co}^{2+} > \text{Fe}^{2+} > \text{Mn}^{2+}$ . Assim, observa-se que entre os cátions citados, o manganês se encontra em último lugar.

A análise da variância indicou que houve diferença significativa, ( $p < 0,05$ ), para as interações entre solo x origem dos DLS (Tabela 4.2.1.), solos x tratamentos (Tabela 4.2.2.) e tratamentos x tempo após a aplicação dos DLS (Tabela 4.2.3.) para as concentrações de manganês encontradas no percolado.

**TABELA 4.2.5.** Médias para a concentração de manganês ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no para interação: solos x origem dos DLS

Solo	Origem dos DLS	
	Terminação	Creche
Nitossolo	0,27 bA	0,24 bA
Argissolo	53,61 aA	51,18 aB

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições.

DMS (Tukey 5%): colunas = 1,24 (letra minúscula); linhas = 1,24 (letra maiúscula)

**TABELA 4.2.6.** Médias para a concentração de manganês ( $\text{mg L}^{-1}$ ) para interação: solos x tratamentos

Solos	Doses de DLS aplicadas ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )			
	Testemunha	25	50	100
Nitossolo	0,18 bA	0,19 bA	0,28 bA	0,38 bA
Argissolo	28,04 aD	39,06 aC	57,57 aB	84,90 aA

Médias para os dois solos utilizados (PVd e NVd) e três repetições.

DMS (Tukey 5%): colunas = 1,76 (letra minúscula); linhas = 2,37 (letra maiúscula)

O pH é um dos parâmetros que tem maior influência na atividade dos elementos traço em solos, pois está positivamente correlacionado com a adsorção e dessorção desses elementos, onde valores baixos de pH induzem a uma maior disponibilidade, podendo atingir níveis de toxicidade. Essa dinâmica se justifica pelo fato que em valores baixos de pH a capacidade de retenção desses elementos é menor (MacBride e Blasiak, 1979, Harter, 1983; Ross, 1994).

A disponibilidade de Mn no solo depende principalmente do pH, do potencial de oxi-redução, da MO e do equilíbrio com outros cátions. Quando o pH do solo diminui o  $H^+$  e  $Al^{3+}$  competem com o Mn pelos sítios de troca, aumentando a solubilidade do Mn em solução.

Lamy, (1983) sugere que embora a quantidade de elementos traço lixiviados seja menor que 1% do total adicionado, pode ocorrer um aumento considerável quando considerados os solos arenosos (Tabela 4.2.6.) com baixos teores de MOS e sujeitos a chuva intensas.

**TABELA 4.2.7.** Concentração de manganês ( $mg L^{-1}$ ) do Nitossolo Vermelho Distrófico (NVd) após as aplicações dos DLS

Tratamentos	Tempo após a aplicação dos DLS		
	36 horas	19 dias	33 dias
Testemunha	0,07	0,07	0,05
T2 Terminação	0,08	0,07	0,05
T3 Terminação	0,08	0,07	0,15
T4 Terminação	0,07	0,10	0,27
Testemunha	0,07	0,07	0,05
T2 Creche	0,07	0,07	0,05
T3 Creche	0,07	0,07	0,13
T4 Creche	0,07	0,07	0,19

\* média de três repetições

O Brasil não possui legislação que determine o valor máximo de Mn a ser aplicado em solos. Para solos do estado do Paraná, Sfredo et al. (2006) classificaram como muito altos teores de Mn acima de  $30 mg dm^{-3}$  extraídos pelo método Mehlich-1. Dessa forma, são necessários estudos para determinar as quantidades de Mn que podem ser adicionadas aos solos para se evitar

problemas ambientais e sanitários. O uso criterioso de adubos deve ser implementado, pois o uso excessivo pode ocasionar problemas, onde na maioria das vezes a recuperação é um processo lento e pode ser irreversível.

**TABELA 4.2.8.** Concentração de manganês ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do Argissolo Vermelho Distrófico (PVd) após as aplicações dos DLS.

Tratamentos	Tempo após a aplicação dos DLS		
	36 horas	19 dias	33 dias
Testemunha	8,40	13,47	6,17
T2 Terminação	4,23	9,83	17,00
T3 Terminação	5,48	30,51	30,67
T4 Terminação	9,40	37,44	41,83
Testemunha	8,40	13,47	6,17
T2 Creche	10,13	18,83	18,08
T3 Creche	11,15	19,65	17,67
T4 Creche	18,40	32,75	30,00

\* média de três repetições

#### 4.2.5. Conclusões

1. Não foi detectada a presença de cobre no percolado das unidades experimentais avaliadas no estudo pela metodologia utilizada.
2. As concentrações de zinco e manganês no percolado do Argissolo foram maiores do que às concentrações encontradas no percolado do Nitossolo.
3. As concentrações de zinco e manganês no percolado do Argissolo aumentaram significativamente com o incremento das doses de DLS aplicadas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS – Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína. Relatórios Técnicos, 2006. Disponível em: <[www.abipecs.com.br](http://www.abipecs.com.br)>. Acesso em: 25 jan. 2010.

AITA, C. Dinâmica do nitrogênio no solo durante a decomposição de plantas de cobertura: efeito sobre a disponibilidade de nitrogênio para a cultura em sucessão. In: FRIES, M.R e DALMOLIN, R.S. **Atualização em recomendação de adubação e calagem, ênfase em plantio direto**, Santa Maria, RS, 1997, p.106-111.

ALLEONI, L. R. F. et al. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e de cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum**, v. 27, n. 1, p. 729-737, 2005.

ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. 2nd. Glasgow: Blackie Academic e Professional, Chapman and Hall, London, 1995. 368 p.

AMARAL SOBRINHO, N.M., VELLOSO, A.C.X.; OLIVEIRA, C. de. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, p. 17 - 21, 1997.

ANDERSEN, M. K. **Short term N mineralization-immobilization turnover in soil after incorporation of green manures as a function of plant litter quality and soil temperature – A comparison of analytical models with the numerical model FLUAZ**. 1999. 73f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – University of Aarhus, Copenhagen, 1999.

ANDERSON, N. H. **Methods of information integration theory**. 1982. New York: Academic Press.

ANDRÉA et al. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p.179–186, 2004.

ANDRIGUETTO, J.M. et al. **Nutrição animal. As bases e os fundamentos da nutrição animal**. 4<sup>o</sup> Ed. São Paulo, Nobel. v1. 1981. 394 p.

APHA – AWWA – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 18th ed. Washington, D. C.: AMERICAN PUBLIC HEALTH, 1992.



ARMSTRONG, T.A. et al. Effect of dietary copper source (cupric citrate and cupric sulfate) and concentration on growth performance and fecal copper excretion in weanling pigs. **Journal Animal Science**. 2004. 82:1234–1240

ASSISTAT 7,5 beta. 2008. Desenvolvido pelo professor Dr. Francisco de Assis Santos e Silva, DEAG-CTRN-UFCG, Campina Grande/PB-Brasil

BARCELLOS, D. E. S. N. de.; SOBESTIANSKY, J.; PIFFER, I. A. Utilização de vacinas. In: SOBESTIANSKY, J. et al. **Suinocultura intensiva Produção, Manejo e Saúde do rebanho**. 1ª Ed. Brasília: EMBRAPA, 1998. 388p.

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

BARROW, N. J. The four laws of soil chemistry: the Leeper lecture 1998. **Australian Journal of Soil Research, Melbourne**, v. 37, n. 5, p. 787-829, Sept./oct. 1999.

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

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTO, N.; GIROTTO, E. Dejeito líquido de suíno: II - perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Revista Ciência Rural**, n. 35; p. 1305-1312, 2005.

BEAUCHAMP, E.G.; BERGSTROM, D.W. & BURTON, D.L. Denitrification and nitrous oxide production in soil followed or under alfalfa or grass. **Soil Science Plant Analyses**, Amsterdam, v.27, n.1, p.87-90, 1996.

BELLI FILHO, P. Gestão Ambiental dos sistemas de produção de suínos para o sul do Brasil. In: FRANKENBERG, C.L.C; RAYA-RODRIGUES, M.T; CANTELLI, M. (Org.) **Gerenciamento de Resíduos e Certificação Ambiental**. Porto Alegre: EDIPUCPR. 2000. 399 p.

BERWANGER, A.L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejeito líquido de suínos**. 2006. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

BETTEGA, J.M.P.R.; MACHADO, M.R.; PRESIBELLA, M.; BANISKI, G.; BARBOSA, C.A. Métodos analíticos no controle microbiológico da água para consumo humano. **Ciências agrotécnicas**, Lavras, v. 30, n. 5, p. 950-954, set./out., 2006

BRASIL. Portaria Nº 518/GM de 25 de março de 2004. Controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Ministério da Saúde. Disponível em: <<http://www.aguaseaguas.ufjf.br/PORTARIA%20518%2025032004.pdf>>. Acessado em: 02 de fev. 2009.

BRASIL. Resolução CONAMA n. 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diário Oficial da União nº 66, de 7 de abril de 2008, Seção 1, páginas 64-68

CARRILLO-GONZALEZ, R. et al. Mechanisms and pathways of trace element mobility in soils. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 91, p. 111-178, 2006.

CEBALLOS, B.S.O. de; LIMA, E.O. de; KÖNIG, A.; MARTINS, M.T. Spatial and temporal distribution of fecal coliforms, coliphages, moulds and yeasts in freshwater at the semi-arid tropic northeast region in Brazil (Paraíba State). **Revista de Microbiologia**, São Paulo, v.2, n. 26, p. 90-00, 1995.

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

CHANTIGNY, M.H. et al. Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with <sup>15</sup>N. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 637-643, 2004.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente - **Resolução Nº 357**, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 17 de mar. de 2005

CORRELL, D.L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. **Journal Environmental Quality**.v. 27, p. 261-266, 1998.

CROMWELL, G.L. 1997. Copper as a nutrient for animals. In: H. W. richardson (Ed.) **handbook of copper compounds and applications**. pp 177-202. Marcel Dekker, Inc., New York. On line version: 02/10/2009.

DANIEL, G. **Controle da poluição proveniente dos dejetos da suinocultura, reaproveitamento e valoração dos subprodutos. 2005. 86f. Monografia (Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Ambiental). Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba/PR.**

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

DENDOOVEN, L. et al. Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, p. 5-8, 1998.

DUFFUS, J. H. "Heavy Metals"— A meaningless term? International Union of pure and applied Chemistry and Human Health Division Clinical Chemistry

Section, Commission On Toxicology. (IUPAC Technical Report). **Pure Appl. Chem.**, Vol. 74, No. 5, pp. 793–807, 2002.

EGHBALL, B.; SANDER, D.H. & SKOPP, J. Diffusion, adsorption and predicted longevity of banded phosphorus fertilizer in three soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v.54, n.4, p.1161-1165, 1990.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Brasília: EMBRAPA, 2006. 306 p.

EMBRAPA Suínos e Aves – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/SP/suinos/manejoprodu.html#creche> Acesso em: 26 de março de 2010.

ENSMINGER, M.E.; PARKER, R.O. **Swine Science**, 6th ed. Danville: Interstate Publishers, 1997, p. 55-56.  
**Environmental Quality**. v.29, p.158-166, 2000.

EPAGRI. Centro Integrado de Informações de Recursos Ambientais - CIRAM. **Inventário das terras da sub-bacia hidrográfica do rio Coruja / Bonito**. Florianópolis/SC : EPAGRI – CIRAM, 2000. 112 p.

ERNANI, P.R. et al. Aumento do rendimento de grãos e de massa verde de milho para silagem pela aplicação de nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, v.2, p. 201-205, 1997

ESCOSTEGUY, P. Contaminação dos solos por metais. In: AZEVEDO, A.C., DALMOLIN, A.V., PEDRON, F.A. **Solos e ambiente**. Santa Maria: UFSM, 2004. p.59-79.

FRANCHI, E.A.G. **Dinâmica do nitrogênio no solo e produtividade de milho, aveia e ervilhaca com o uso de dejetos de suínos em sistema de plantio direto**. 2001. 70f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria/RS.

GATIBONI, L.C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. 2003. 247f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2003.

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** , 25: 237-243, 2004.

GEUS, J.A.M.; LIMA, I.A. Análise de coliformes totais e fecais: Um Comparativo entre técnicas oficiais VRBA e Petrifilm EC aplicados em uma indústria de carnes. II Encontro de Engenharia e Tecnologia dos Campos Gerais. 2008.

GIACOMINI, S. J. **A avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solo com o uso de dejetos de suínos**. 2005. 247f. Tese

(Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria/RS.

GIROTTO, E. **Cobre e zinco no solo sob uso intensivo de dejetos líquido de suínos**. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.2007.

GRÄBER, I. et al. Accumulation of copper and zinc in danish agricultural soils in intensive pig production areas. **Danish Journal of Geography**, v. 105, n. 2, p. 15-22, 2005.

GUILHERME, L. R. G. et al. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 4, p. 321-344, 2005.

GUIVANT, J.S.; MIRANDA, C.R. (Orgs). **Desafios para o desenvolvimento sustentável da suinocultura: uma abordagem multidisciplinar**. Chapecó: Argos. 2004, 332 p.

HARTER, R.D. Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc and nickel. **Soil Science Society of American Journal**, Madison v. 54, p.47-51, 1983.

HAYGARTH, P.M.; SHARPLEY, A.N. Terminology for phosphorus transfer. **Journal Environmental Quality**. v.29, p.10-15, 2000.

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **Journal**

HECKRATH, G.; BROOKES, P.C.; POULTON, P.R; GOUDING, K.W.T. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in Broadbalk experiment . **Journal Environmental Quality**. v.24, p.904-910, 1995.

HOODA, P.S.; MOYNAGH, M.; SVOBODA, F.I.; EDWARDS, C.A.; ANDERSON. A.H. & SYM, G. Phosphorus loss in drainflow from intensively managed grassland soils. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.28, n.4, p.1235-1242, 1999.

HOUNTIN, J.A.; KARAM, A.; COUILLARD, D. & CESCAS, M.P. Use of a fractionation procedure to assess the potential for P movement in a soil profile after 14 year of liquid pig manure fertilization. **Agriculture and Ecosystems Environment**, v.78, n.1, p.77-84, 2000.

HOWARTH, R.W.; JENSEN, H.; MARINO, R.; POSTMA, H. Transport to and processing of P in near-shore and oceanic waters. In: TIESSEN, H. (Ed) **Phosphorus in the global environment**. John Wiley & Sons, 1995, p.171-200.

HSU, J.H.; LO, S.L. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. **Environmental Pollution**, v. 114, n. 1, p. 119–127, 2000.

IBGE - Pesquisa Trimestral do Abate de Animais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pecua/default.asp?t=2&z=t&o=22&u1=1&u2=1&u3=1&u4=1&u5=1&u6=1&u7=1>> Acesso em 23 de janeiro de 2010.

JONDREVILLE, C.; REVY, P. S.; DOURMAD, J. Y. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. **Livestock Production Science**, v. 84, n. 2, p. 147-156, 2003.

JUNIOR, A.M.P.; MEINEZ, G.E.L.; MAGRO, N. **Efeito da nutrição na quantidade e na qualidade dos dejetos de suínos**. XXXVI Reunião Anual Sociedade Brasileira de Zootecnia. Resumos. p.281-294, Porto Alegre, RS. 1999

KABALA, C.; SINGH, B.R. Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in vicinity of a copper smelter. **Journal Environmental Quality**, v. 30, n. 2, p. 485-492, 2001

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

KONZEN, E.A. **Valorização Agronômica dos Dejetos Suínos: utilização dos dejetos suínos como fertilizantes**. In: I Ciclo de Palestras Sobre Dejetos suínos no Sudoeste Goiano. 1997. Anais... Rio Verde, GO: 1997

KONZEN, E. A. Dejetos de suínos fermentados em biodigestores e seu impacto ambiental como insumo agrícola. In: Seminários técnicos de suinocultura. 7 simpósio goiano de avicultura e simpósio de suinocultura, 2, 2005, Goiânia; Anais..., Goiânia, GO, 2005.

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

KRAY, C. H. Respostas das plantas e modificações das propriedades do solo pela aplicação de resíduos urbanos. 161f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

L'HERROUX, L. et al. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). **Environmental Pollution, Barking**, v. 97, n. 1, p. 119-130, Jan./apr. 1997.

LAMY, I. Soil cadmium mobility as a consequence of sewage disposal. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.22, p. 731-737, 1993.

LARSEN, H.E.; MUNCH, B.; SCHLUNDT, J. Use of indicators for monitoring the reduction of pathogens in animal waste treated in biogas plants. **Zentralblatt Hygiene Umweltmed, Stuttgart**, v. 195, n. 5–6, p. 544–555, 1994.

LE PHAM, M.; LAMBERT, R.; LAUDELOUT, H. Estimation de la valeur fertilisante azotée du lisier par simulation numérique. **Agronomie**, v. 4, p. 63-74, 1984.

L'HIRONDEL, J.; L'HIRONDEL, J.L. **Nitrate and man: toxic, harmless or beneficial?**, New York: CABI Publishing, 2002. 168p.

LI, Z.; SHUMAN, L.M. Heavy metal movement in metal-contaminated soil profiles. **Soil Science**, Baltimore, v.161, n10, p.656-666, 1996.

LOGAN, T. J.; CHANEY, R. L. Metals. In: WORKSHOP ON UTILIZATION OF MUNICIPAL WASTEWATER AND SLUDGE ON LAND, 1983, Riverside. Proceedings. **Riverside, University of California**, 1983. p. 235-323.

MAHAN, D. C.; SHIELDS Jr., R. G. Macro and micromineral composition of pigs from birth to 145 kg of body weight. **Journal Animal Science**, v. 76, n. 2, p. 506-512, 1998.

MAIER, M. M.; PEPPER, I. L.; GERBA, C. P. **Environmental microbiology**. Califórnia: Academic Press, 2000. 585 p.

MALHI, S. S.; MCGILL, W. B. Nitrification in three Alberta soils: effect of temperature, moisture and substrate concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 14, p. 393-399, 1982.

MALLMANN, F.J.K.; **Simulação do transporte vertical de zinco, chumbo e cobre em solos contaminados**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2009. Santa Maria/RS, 147p.

MARQUES et al. Evolvimento de dióxido de carbono e mineralização do nitrogênio em latossolo vermelho-escuro com diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 581-589, 2000.

MARQUES, M. G. **Transformações do carbono e do Nitrogênio no solo e produção de aveia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto**. 2005. 85f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria/RS.

MARQUES, M. O.; MELO, W. J.; MARQUES, T. A. Metais pesados e o uso de biossólido na agricultura. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; SOBRINHO, P. A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. **Biossólidos na agricultura**. 2.ed. São Paulo, ABES/SP, 2002. p. 365-403.

MARY, B.; RECOUS, S.; DARWIS, D. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. **Plant and Soil**, v. 181, p. 71-82, 1996.

MATTIAS, J.L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006.

165 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils**. New York, Oxford University Press, 1994, 406 p.

McBRIDE, M.B.; BLASIAK, J.J. Zinc and copper solubility as a function of pH in na acid soil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison v. 43, p.866-870, 1979.

McDOWELL, L.L.; McGREGOR, C.K. Plant nutrient losses in runoff from conservation tillage corn. **Soil Till. Res.**, Amsterdam, v.4, n.1, p.79-91, 1984.

McGILL, W.B.; COLE, C.V. Comparative aspects of cycling of organic carbon, nitrogen, sulfúfur and phosphorus through soil organic matter. **Geoderma**. V.26, p.267-286, 1981.

MITCHELL, R.L. Trace elements in soils. In: BEAR, F.E. (Ed.). **Chemistry of the soil**. New York: Reinhold, 1964. p.320-368.

MOREIRA, F. M. S. e SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2ª Ed. Lavras/MG: Editora UFLA, 2006. 729p.

MORES, N.; SOBESTIANSKY, J.; WENTZ, I. MORENO, A.M. Manejo de leitões desde o nascimento até o abate. In: SOBESTIANSKY, J. et al. **Suinocultura intensiva Produção, Manejo e Saúde do rebanho**. 1ª Ed. Brasília: EMBRAPA, 1998. 388p.

NAHAS, E.; CENTURION, J.F.; ASSIS, L.C. Efeito das características químicas dos solos sob os microrganismos solubilizadores de fosfatos e produtores de fosfatases. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.18, n.1, p.43-48, jan./abr. 1994.

NICOLAIWSKY. S.; PRATES, E.R. **Alimentos e alimentação de suínos**. Porto Alegre. Ed. da Universidade. UFRGS. 1995. Porto Alegre. 59 p.

NOVAIS, R.F. de.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG: UFV, DPS, 399p,1999.

NRC - NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Nutrients requirement of swine**. 10.ed. Washington, D.C.: National Acedemy of Science, 1998, 189 p.

NUVOLARI, A. **Aplicação de lodo de esgotos municipais no solo: ensaios de respirometria para avaliar a estabilidade do solo**. 1996. 158 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil Universidade Estadual de Campinas, Campinas/SP.

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 Agricola**, v. 58, n. 4, p. 807-812, 2001.

PAUL, J. W. & BEAUCHAMP, E.G. Effect of carbon constituents in manure on denitrification in soil. **Can. J. Soil Science**, Ottawa, v.69, n.1, p.49-61, 1989.

PAUL, J.W & ZEBARTH, B.J. Denitrification and nitrate leaching during the fall and winter following dairy cattle slurry application. **Can. J. Soil Science**, Ottawa, v.77, n.2, p.231-240, 1997.

PIRES, A.M.M. **Ácidos orgânicos da rizosfera: aspectos qualitativos e quantitativos e fitodisponibilidade de metais pesados originários de biossólidos**. Piracicaba: ESALQ/USP, 2003. 94f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. São Paulo/SP.

PORT, O. **Uso de dejetos de suínos em sistema plantio direto: volatilização de amônia, N mineral no solo e fornecimento de nutrientes e produtividade de plantas de cobertura e de milho**. 2002. 113f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria/RS.

PRATT, P. F. Management restrictions in soil application of manure. **Journal of Animal Science**, Washington, v. 48, p. 134-143, 1979.

Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 435p.

RHEINHEIMER, D.S. **Dinâmica do fósforo em sistema de manejo de solos**. 2000. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

RHEINHEIMER, D.S. et al. Heavy metal transport modelling in soil: sorption/desorption phenomena, water fluxes and contaminant fate. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 5, p. 135-180, 2007.

RIBEIRO FILHO et al. Metais pesados em solos de área de rejeiros de indústria de processamento de zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p.453-464, 1999.

ROCHETTE, P. et al. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 81, p. 515-523, 2001.

ROCHETTE, P. et al. Carbon dioxide and nitrous emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 1410-1420, 2004.

ROCHETTE, P. et al. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for 19th consecutive year: nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p. 1396-1403, 2000.

RODRIGUES, R. S. Redução de carga poluidora em lodo de suinocultura através de filtração. 2003. 60f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS.



ROLSTON, D.E.; RAO, P.S.C.; DAVIDSON, J.M. & JESSUP, R.E. Simulation of denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped, and manure-amended field plots. **Soil Science**, Baltimore, v.137, n.1, p.279-279, 1984.

ROSS, S.M. Retention, transformation and mobility of toxic metal in soil-plant systems. In: ROSS, S.M. (Ed.) **Toxic metals in soil-plant system**. Chichester: John Wiley, 1994. p. 63-152.

SANTOS, I. C., CASALI, V. W. D., LOURES, E.G. Teores de metais pesados, K e Na, no substrato, em função de doses de composto orgânico de lixo urbano e de cultivares de alface. **Ciência Rural**, n. 29, p. 66-71, 1999.

SBCS – Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: SBCS: NRS: UFRGS, 2004. 400 p.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T. Aproveitamento dos dejetos de suínos como fertilizante. In: Dia de campo sobre manejo e utilização de dejetos suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1994, p. 33-36. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 32).

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

SCHERER, E.E.; CASTILHOS, E.G. de. & AITA, C. **Utilização de esterco líquido de suíno como fonte de N para as culturas de milho e feijão**. Florianópolis, EMPASC, 4p. (Pesquisa em andamento, 56), 1986.

SCHMIDT, J.P. **Understanding phytotoxicity thresholds for trace elements in land-applied sewage sludge**. J. Environ. Qual. 26:4-10, 1997.

SEGANFREDO, M.A. **Viabilidade econômico-ambiental do uso de dejetos animais e lodos de esgoto como fertilizante**. Palestra apresentada na Fertbio 2006. Bonito, MS, 2006.(CDROM)

SEGANFREDO, M.A.; GIROTTO, A.F. **O impacto econômico do tratamento dos dejetos em unidades terminadoras de suínos**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - EMBRAPA, Dez. 2004. – Comunicado Técnico 375. Concórdia/SC.

SELBACH, P.A. e CAMARGO, F.A.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Apostila das disciplinas SOL 00201 e SOL 00301. PPG Ciência do Solo, UFRGS. 1999.

SFREDO, G. J.; BORKERT, C. M.; OLIVEIRA JÚNIOR, A. de; OLIVEIRA F. A de; CASTRO, C. de. Disponibilidade de nitrato em solos brasileiros sob efeito

da calagem e de fontes e doses de nitrogênio. In: CONGRESSO SOJA DEL MERCUSUL 3., 2006. **Anais**. Rosário, 2006. CD-ROM.

SHARPLEY, A. N.; MENZEL, R. G. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. **Advance Agronomic**, v. 41, p. 297-324, 1987.

SHARPLEY, A.; DANIEL, T.C.; SIMS, J.T. & POTE, D.H. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal Soil Water Conservation**, Ankeny, v.51, n.1, p.160-166, 1996.

SHARPLEY, A.N. & HALVORSON, D.A. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. Ed. LAL, R. & STEWART, B.A. In: **Soil Processes and Water Quality**. Madison, 1994, p.7-89.

SHARPLEY, A.N. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. **Journal Environmental Quality**. v.24, p.920-926, 1995.

SHARPLEY, A.N., et al.1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. **Journal Environmental Quality**. 23: 437-451.

SIMS, J.T., SIMARD, R.R & JOERN, C.B. Phosphorus losses in agricultural drainage: historical perspective and current research. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.27, n.2, p.277-293, 1998.

SINOTTI, A.P. DOS S. **Avaliação do volume de dejetos e da carga de poluentes produzidos por suíno nas diferentes fases do ciclo criatório**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Agroecossistemas da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC. 2005. 100p.

SMITH, S.R.; LANG, N.L.; CHEUNG, K.H.M.; SPANOUDAKI, K. Factors controlling pathogen destruction during anaerobic digestion of biowastes. **Waste Management, Oxford**. v. 25, p. 417- 425, 2005.

SODRÉ, F. F.; LENZI, E.; COSTA, A. C. S. Utilização de modelos físico-químicos de adsorção no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos. **Química Nova**, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 324-330, maio/jun. 2001.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. 2nd ed. New York: Oxford University Press, 1994. 344 p.

SPOSITO, G. **The surface chemistry of soil**. New York, Oxford University Press, 1984. 210p.

SYLVIA, D.M.; FUHRMANN, J.J.; HARTEL, P.G. & ZUBERER, D.A. **Principles and applications of soil microbiology**. New Jersey, Prentice Hall, 1998. 550p.

TAMURA, H.; FURUICHI, R. Adsorption affinity of divalent heavy metal ions for metal oxides evaluated by modeling with the frumkin isotherm. **Journal of Colloid and Interface Science**, New York, v. 195, n. 1, p. 241-249, Nov. 1997.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais, Porto Alegre, Departamento de Solos, UFRGS, 174p. 1995.**

TILLER, K.G. Heavy metals in soils and their environmental significance. In: B. A. Steward (ed.). **Advances in Soil Science**. Vol. 9. Springer-Verlag, New York. p. 113-142, 1989.

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

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*. **Methods of chemical analysis for water and wates**. Cincinnati: USEPA, 1971.

USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). Drinking water; National primary drinking water regulations; Filtration, disinfection; Turbidity, Giardia lamblia, viruses, Legionella, and heterotrophic bacteria. **Federal Register**, **54**, 1989.

VALPASVUO-JAATINEN, P.; REKOLAINEN S.; LATOSTENMAA, H. Finnish agriculture and its sustainability. **Environmental impacts Ambio.**, Oxford, v.26, n.3, p.448-455, 1997.

WHITEHEAD, D.C. **Grassland Nitrogen**. Ed. Cab Internacional. Wallingford, EUA, 1995. 397p.

WHITEWHEAD, D. C. **Grassland Nitrogen**. Wallingford: CAB International, 1995. 352p.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). **Guidelines for drinking-water quality**. Vol. 1: 3<sup>rd</sup> Ed. Geneva: 2004 (on-line). Disponível em < [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/gdwq3/en/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3/en/index.html) > Acesso em: 19 ago. 2009.

YLI-HALLA, M.; HARTIKAINEN, H. Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses. **Agric. Ecosyst. Environ.**, Amsterdam, v.56, n.1, p.53- 62, 1995.

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)