

IMPACTO AMBIENTAL DO AUMENTO DOS TEORES DE SÓDIO E REDUÇÃO DA ESTABILIDADE DE AGREGADOS EM ÁREAS DE DISPOSIÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS

DOI: 10.19177/rgsa.v8e12019517-539

Rosele Clairete dos Santos¹
Egon José Meurer²
Jéssica Pedroso Rosado³

RESUMO

A aplicação sistemática de dejetos líquidos de suínos (DLS) em solos agrícolas pode aumentar os teores de sódio e reduzir a porcentagem de agregados. Este trabalho teve como objetivo avaliar o impacto em solos agrícolas resultante da aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) provenientes de duas fases de criação (terminação e creche). Os estudos foram conduzidos em propriedades suinícolas localizadas na região Central do Estado do Rio Grande do Sul. Foram coletadas amostras de solos nas profundidades de 0 até 40 cm em áreas agrícolas que recebem aplicações sistemáticas de DLS. Os teores de 'Na' apresentaram diferenças significativas na camada superficial (0 – 2,5 cm) em áreas onde foram aplicados DLS da fase terminação. As áreas com maiores teores de Na, apresentaram os menos valores de agregadores resistentes à água. O teor de fósforo disponível mostrou diferenças significativas entre as áreas, especialmente na camada de 0 – 2,5 cm. O uso continuado de DLS em áreas agrícolas, com redução da resistência dos agregados a ação da água pode ocasionar perda de solo por escoamento superficial com redução da camada arável e conseqüente assoreamento dos recursos hídricos adjacentes bem como a contaminação por compostos químicos, especialmente o fósforo.

Palavras chave: Fases de criação. Contaminação hídrica. Gestão de resíduos.

¹ Professora Adjunta de Ciências Biológicas. Unidade Universitária em Sananduva. Universidade Estadual do Rio Grande do Sul. E-mail: rosele.santos@ymail.com >><<
<http://orcid.org/0000-0002-5544-9898>

² Professor Associado II. Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. E-mail: ejmeurer@gmail.com

³ Mestra em Manejo e Conservação do Solo e da Água. E-mail: pedroso.jessica@yahoo.com.br

1 INTRODUÇÃO

Em 2015, o Brasil foi o quarto maior produtor e exportador mundial de carne suína, produzindo pouco mais de 3,5 milhões de toneladas, representando cerca de 3% do total mundial (Guimarães et al., 2017). Segundo os mesmos autores, a Região Sul concentrava em 2015 aproximadamente 67% deste total, sendo que Santa Catarina é responsável por 969 mil toneladas de carne suína, Paraná com 778 mil toneladas e o Rio Grande do Sul com 741 mil toneladas (MAPA, 2017).

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 deixaram de ser vistos somente como um benefício ou fontes de nutrientes e passaram a constituir efluentes potencialmente poluidores do ambiente e que necessitam desta forma, de um tratamento e um destino adequado. A aplicação dos DLS no solo em áreas de lavoura e/ou pastagem tem sido uma importante e às vezes, a única fonte de nutrientes às culturas comerciais nas pequenas propriedades rurais.



Para melhorar a palatabilidade e para aumentar a retenção de água em suínos antes do abate, o cloreto de sódio (NaCl) é adicionado às rações oferecidas aos animais em confinamento (Moral et al., 2008). Essa adição resulta em um aumento da salinidade do DLS e, conseqüentemente, de seu acúmulo no solo (Li-Xian et al., 2007).

Li-Xian et al. (2007) salientam que a preocupação com a salinidade de solos agrícolas em áreas de disposição final de DLS não é considerada nas avaliações ambientais, ao contrário da relevância atribuída ao nitrogênio, ao fósforo, aos organismos patogênicos e aos metais.

No solo, o excesso de sais pode aumentar os valores de pH, condutividade elétrica do extrato de saturação e comprometer as relações Na/Ca, Na/Mg e Na/Ca + Mg às plantas (Cavalcante et al., 2010). Em solos com altas concentrações de sais solúveis, quanto maior a razão de adsorção de sódio, maior é a dispersão da argila, o que potencialmente contribui para o prejuízo da porosidade do solo podendo ocasionar a sua impermeabilização (Meurer et al., 2012). O excesso de sais no solo provoca redução na absorção e no transporte dos micronutrientes essenciais ao

desenvolvimento das plantas cultivadas. A redução no crescimento é consequência de respostas fisiológicas, incluindo modificações no balanço iônico, potencial hídrico, nutrição mineral, fechamento estomático, eficiência fotossintética e alocação de carbono (Cavalcante et al., 2010).

Os impactos da aplicação dos DLS nas propriedades físicas e químicas do solo só se manifestam após longo período de aplicação e dependem das características do solo e do clima. A severidade destes impactos pode variar de acordo com o tempo de aplicação, composição e quantidade aplicada e capacidade de extração das plantas (Fonseca et al., 2007).

Diversos trabalhos científicos destacam os efeitos de diferentes sistemas de manejo sobre os atributos do solo, porém poucos são os estudos que avaliam atributos do solo de áreas submetidas à aplicação sucessiva de DLS (Arruda et al., 2010; Costa et al., 2011).

Este trabalho aborda tais questões, tendo como objetivo central avaliar os teores de Na e relacionar com a possibilidade de tais níveis reduzirem a porcentagem de agregados em áreas de disposição de DLS, fatores que podem estar diretamente ligados com a perda de solo por escoamento superficial e consequentemente com a contaminação de recursos hídricos por compostos químicos, especialmente o fósforo.

2 METODOLOGIA

O estudo de caso, na análise de eventos contemporâneos, permite avaliar o comportamento de variáveis não manipuláveis, operando com uma ampla gama de evidências, tais como documentos, artefatos, entrevistas e observações (diretas e indiretas), contribuindo para a compreensão dos fenômenos individuais, organizacionais, sociais e políticos. Permite elaborar descrição, teste ou elaboração de novas teorias, replicar casos anteriores para melhor refinamento teórico ou até ampliar a teoria emergente, sendo uma estratégia comum de pesquisa (Eisenhardt, 1989; Yin, 2010).

Os dados coletados, tanto nos documentos como nas pesquisas bibliográficas, foram analisados e interpretados mediante a técnica de análise de conteúdo e na identificação de tópicos comuns relacionados aos objetivos da pesquisa (Bardin,

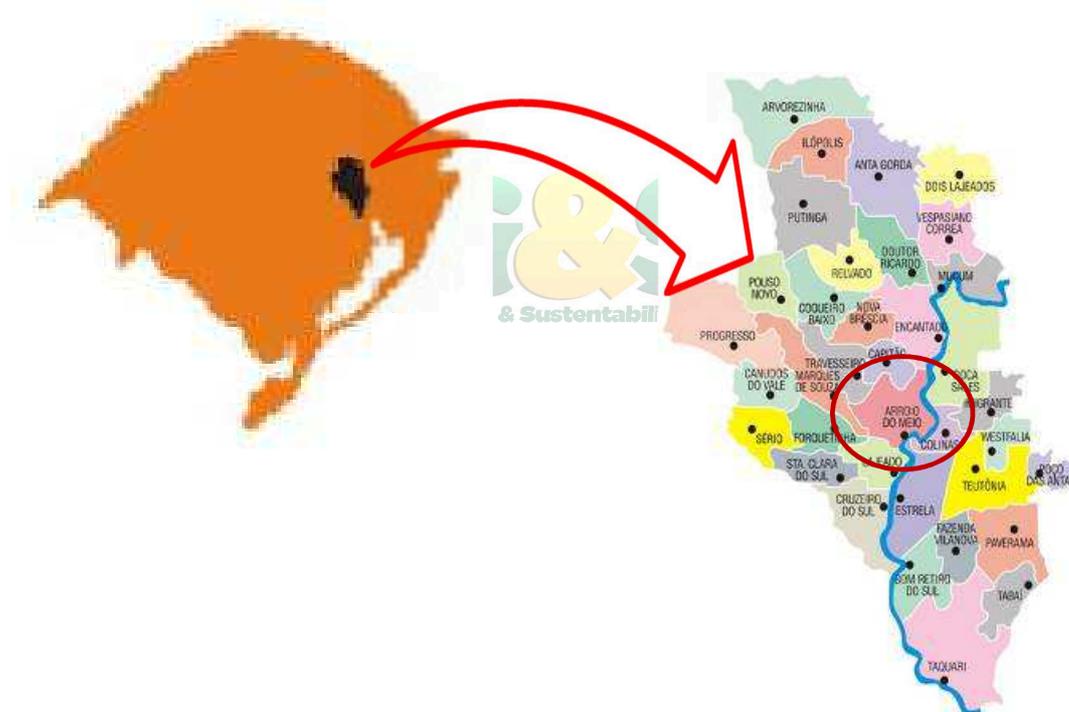
2006). Assim, foi possível alcançar os resultados, a partir da elaboração e análise do caso e contribuindo para a elaboração das considerações finais.

3 CONTEXTUALIZAÇÃO

3.1 Local do trabalho

A região do Vale do Taquari é constituída por 36 municípios¹, dentre estes está o município de Arroio do Meio. A região apresenta uma economia bastante diversificada, destacando-se a atividade agroindustrial, com ênfase na produção de proteína animal, correspondendo a uma das regiões com maior densidade média de suínos ha⁻¹ do Estado do Rio Grande do Sul (IBGE, 2012) (Figura 1.).

Figura 1. Localização geográfica do município de Arroio do Meio



3.2 Definição das propriedades

A primeira etapa do trabalho consistiu em reunir informações sobre as propriedades suinícolas em operação no município de Arroio do Meio. Então, com

¹Anta Gorda, Arroio do Meio, Arvorezinha, Bom Retiro do Sul, Canudos do Vale, Capitão, Colinas, Coqueiro Baixo, Cruzeiro do Sul, Dois Lajeados, Doutor Ricardo, Encantado, Estrela, Fazenda Vilanova, Forquetinha, Ilópolis, Imigrante, Lajeado, Marques de Souza, Muçum, Nova Brésia, Paverama, Poço das Antas, Pouso Novo, Progresso, Putinga, Relvado, Roca Sales, Santa Clara do Sul, Sérico, Tabai, Taquari, Teutônia, Travesseiro, Vespasiano Corrêa e Westfália.

base nas licenças ambientais emitidas pelo Departamento de Meio Ambiente da Prefeitura de Arroio do Meio (DMA) e pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM) foi criada uma listagem com as propriedades suinícolas ativas e licenciadas no município. Obteve-se um total de 72 empreendimentos, com um plantel de 84.950 animais, divididos em sistemas de criação “creche” (49.170 suínos) e “terminação” (35.780 suínos). Constatou-se que grande parcela dos suínos (29.150 suínos, aproximadamente 34% do plantel do município), estava localizada em áreas lindeiras aos principais rios do município, Rio Forqueta e Rio Taquari, nas localidades de Forqueta e Forqueta Baixa. Assim, foram selecionadas aleatoriamente, 10 propriedades produtoras de suínos com licença ambiental vigente nas localidades de Forqueta e Forqueta Baixa (cinco com criação de suínos na fase creche e cinco com criação de suínos na fase terminação), abrangendo aproximadamente 46% do plantel das localidades (13.420 suínos).

3.4 Coleta das amostras de solo

Com base nas informações prévias obtidas junto aos extensionistas da Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica e Extensão Rural (EMATER) e técnicos da Secretaria Municipal de Agricultura, foi realizado um levantamento de reconhecimento, com base em prospecções a intervalos regulares, com a utilização de Mapas georreferenciados (escala 1:50.000) para orientação. A densidade de amostragem foi de 10 observações por km² (levantamento de reconhecimento de alta intensidade), conforme metodologia proposta pela EMBRAPA (1995).

Para configurar um levantamento de reconhecimento de alta intensidade (EMBRAPA, 1995), foram coletadas cinco amostras estratificadas das camadas superficiais e subsuperficiais (0-2,5 cm, 2,5-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm) dos solos em cada uma das dez propriedades, além de quatro áreas de referência (matas), obtendo-se assim, 54 pontos amostrais na área de 4,51 km² (localidades de Forqueta e Forqueta Baixa).

Os pontos de amostragem foram georreferenciados com o uso do GPS GARMIM Etrex Vista HCx. A localização espacial das 10 propriedades e das 4 áreas de referência (matas) são apresentadas na Figura 2.

Para apresentação dos resultados, as propriedades foram divididas de acordo com o origem dos DLS: P1, P2, P3, P4 e P5 são áreas de disposição de DLS do sistema “terminação” e P6, P7, P8, P9 e P10 áreas de disposição de DLS dos sistema “creche”.

Figura 2. Distribuição espacial das propriedades e áreas de referência (mato).



Fonte: Google Earth, 2014.

Para a coleta das amostras de solo, foi utilizada uma pá de corte (0-2,5 cm, 2,5-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm) (Figura 3. (A) e (B)) e um trado holandês (20-40 cm) (Figura 3. (C)).

Figura 3. Detalhamento: (A) Coleta das amostras de solo da camada 0 – 20 cm, (B) estratificação da amostra e (C) coleta das amostras de solo da camada de 20 – 40 cm



Para a realização das coletas, foram observadas as instruções do Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise de qualidade ambiental: solo, água e sedimentos (EMBRAPA, 2006).

As amostras de solo foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificadas e armazenadas em casa-de-vegetação, onde foram secas ao ar e tamisadas em peneira de 2 milímetros, obtendo-se a fração terra fina seca ao ar (TFSA).

3.5 Determinação dos atributos químicos dos solos

Os teores de matéria orgânica do solo (MOS), pH em água e SMP foram obtidos conforme Tedesco et al. (1995). Pela mesma metodologia foram determinados os teores de cátions trocáveis (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ e K^+).

A determinação do pH baseou-se no princípio da medição do valor da suspensão solo:água destilada na relação 1:1, após equilíbrio. Os procedimentos realizados iniciaram com a medição de 10 mL de solo seco e moído em peneira de 2 mm; após foram adicionados 10 mL de água destilada e agitou-se com bastão de vidro. As amostras foram deixadas em repouso por 30 minutos; após agitou-se novamente e imediatamente foi medido o pH com potenciômetro previamente calibrado com as soluções tampão (pH 4,0 e 7,0).

Para verificar a granulometria do solo (%), as texturas analisadas foram: argila e areia (Método da Pipeta), conforme Tedesco et al., (1995).

Para a extração dos íons Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ e K^+ , foi utilizada a solução de acetato de amônio (NH_4^+OAc), cujo princípio é o deslocamento dos cátions, pelo íon amônio (NH_4^+) a pH tamponado em 7,0. Para a determinação desses íons foram pesadas 2,5 g de solo em frascos “snap cap” de 100 mL adicionando-se, após, 50 mL de NH_4^+OAc 1 mol L^{-1} . Os frascos foram colocados em agitador horizontal por 30 minutos e deixados em repouso por 16 horas. Depois desse período, foram transferidos 5 mL do

sobrenadante para leitura de Ca e Mg e 10 mL do mesmo para Na e K. Para a determinação de Ca e Mg, adicionou-se 5 mL cloreto de estrôncio (SrCl_2) à alíquota e em seguida analisou-se no espectrômetro de absorção atômica (Perkin-Elmer 2380). No fotômetro de emissão de chamas (NK 2000, Digimed) foram determinados K e Na.

Para o fósforo disponível, foi utilizado o extrator Mehlich 1 com determinação realizada em um espectrofotômetro UV-1600, com comprimento de onda (λ) de 882 nm (Tedesco et al., 1995).

3.6 Determinação da porcentagem de agregados estáveis em água

Para a determinação dos agregados estáveis em água (EMBRAPA 2006), foram pesadas amostras de 50 gramas de solo, em duplicata. As amostras foram pré-umedecidas por 15 minutos, transferidas, com auxílio de jatos de água, para um conjunto de peneiras de 4,76, 2,00, 1,00, 0,50 e 0,25 mm e agitadas em água com auxílio de um agitador de oscilação vertical, com 42 oscilações por minuto, durante 15 minutos (Figura 4. (A) e (B)).

Figura 4. Detalhe: (A) agitador de oscilação vertical, (B) transferência das amostras com auxílio de jatos de água



O material retido em cada peneira foi transferido para latas de alumínio previamente pesadas e seco em estufa a 100°C por 24 horas. Após a secagem, o material foi pesado e quantificado (Figura 5. (A) e (B)).

Figura 5. Detalhe: (A) secagem das amostras em estufa e (B) pesagem das amostras secas.



Para a determinação da porcentagem de agregados estáveis em água (AGR) e para a definição do diâmetro médio ponderado (DMP), foram utilizadas as fórmulas, conforme as expressões (1) e (2) respectivamente:

$$AGR = (m \text{ AGR}_i / \sum m \text{ AGR}_i) \times 100 \quad (1)$$

Onde:

AGR= agregados por classe de peneira (%)

mAGR_i = massa de agregados da classe x (menos material inerte)

$\sum m \text{ AGR}_i$ = massa total de agregados das n-classes (menos material inerte)

$$DMP = (\sum m \text{ AGR}_i \times x_i) / \sum m \text{ AGR}_i \quad (2)$$

Onde:

DMP= diâmetro médio ponderado (mm)

x_i = valor médio da classe de agregados obtido por (diâmetro da malha superior + diâmetro da malha inferior) / 2

3.7 Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e a comparação entre médias (Tukey 5%), utilizando-se o software ASSISTAT 7.7 beta (2014).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Teores de cátions trocáveis (cálcio, magnésio e potássio)

Para os teores de cálcio (Ca), magnésio (Mg) e potássio (K) nas áreas de aplicação de DLS não ocorreu interação significativa entre os teores desses elementos para: propriedades x profundidades. Entretanto, as médias para os teores destes cátions nas áreas de aplicação de DLS da fase terminação e creche apresentaram diferenças significativas entre as propriedades.

Aproximadamente 80 % das áreas de disposição de DLS da fase terminação apresentaram teores acima de 180 mg.dm⁻³ de K, estabelecido como teor muito alto pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC (2004) (Tabelas 01 e 02).

Tabela 01. Teores de Ca, Mg e K e valor de saturação por bases em áreas de aplicação de DLS da fase de terminação e para a área de referência

Propriedade	Ca	Mg	K	V ⁽¹⁾	CTC _{pH7}
	---- cmol _c .dm ⁻³ ----		-- mg.dm ⁻³ --	--- % ---	cmol _c .dm ⁻³
1	21,43 a	8,12 a	123,60 c	90 a	33,32 a
2	19,88 ab	7,84 a	259,60 bc	90 a	31,65 ab
3	17,73 bc	7,57 a	414,40 ab	87 a	30,24 ab
4	16,34 c	7,39 a	554,00 a	87 a	28,78 b
5	9,04 d	3,98 b	351,60 b	79 b	17,70 d
Mata	11,81 d	4,23 b	91,80 c	61 c	23,48 c

⁽¹⁾ Saturação por bases

DMS (Tukey 5%): Ca 2,84; Mg 1,03; K 176,69; V% 5,79; CTC_{pH7} 3,21

CV%: Ca 13,04; Mg 11,63; K 43,43; V% 5,18; CTC_{pH7} 8,79

Tabela 02. Teores de Ca, Mg e K e valor de saturação por bases em áreas de aplicação de DLS da fase de creche e para a área de referência

Propriedades	Ca	Mg	K	V ⁽¹⁾	CTC _{pH7}
	---- cmol _c dm ⁻³ ----		-- mg dm ⁻³ --	--- % ---	cmol _c dm ⁻³
6	11,93 b	3,73 bc	111,60 abc	80 a	20,02 bc
7	3,71 c	1,71 d	107,60 abc	40 c	14,92 d
8	10,60 b	3,51 c	63,20 c	79 a	18,07 cd
9	15,94 a	5,93 a	148,80 a	83 a	26,77 a
10	12,30 b	4,67 b	120,00 ab	80 a	21,50 bc
Mata	11,81 b	4,23 bc	91,80 bc	61 b	23,48 ab

⁽¹⁾ Saturação por bases

DMS (Tukey 1%): Ca 2,94; Mg 0,95; K 50,60; V% 11,47; CTC_{pH7} 4,02

CV%: Ca 19,57; Mg 17,72; K 34,72; V% 11,98; CTC_{pH7} 14,21

Estes resultados demonstram que com a adição de cátions trocáveis (Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺), proveniente de DLS, pode resultar em acúmulo dos nutrientes na camada

superficial do solo, aumentando o potencial de perda desses elementos por escoamento superficial (Basso, 2005). Com o uso de corretivos e fertilizantes, há um aumento nos teores de cátions trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+) assim como dos valores de soma e saturação por bases (SB e V %, respectivamente). O excesso de K^+ no solo pode ocasionar efeito negativo, caso provoque a dispersão das argilas e/ou desequilíbrio nutricional, ou mesmo ocasione a lixiviação dos íons pelas águas de chuva e irrigação, podendo contaminar tanto corpos de águas superficiais como subterrâneas (Prior, 2008).

4.2 Teor de Fósforo

A aplicação de DLS em doses excessivas e continuadas pode resultar em grande acúmulo de fósforo, principalmente na camada superficial do solo. O fósforo, apesar de ser um nutriente essencial para as plantas, também pode poluir o ambiente, mesmo com as altas taxas de adsorção dos solos tropicais, pelos sítios específicos nos óxidos de ferro e de alumínio. Scherer et al. (2007) constataram um incremento significativo nos teores de fósforo em um Latossolo Vermelho após três anos de aplicação de doses de DLS (60 – 140 mg P dm^{-3} de solo). Nesse caso, há risco de contaminação de mananciais superficiais de água na eventualidade de ocorrência de erosão nas lavouras, quando esses nutrientes são transportados juntamente com os colóides do solo (Mori et al., 2009).

Nas áreas com aplicação de DLS da fase terminação, o teor de P variou de 5,6 mg dm^{-3} na camada de 20 – 40 cm (Propriedade 3) e 471,4 mg dm^{-3} na camada de 0 – 2,5 cm (Propriedade 4). As propriedades 4 e 5 apresentaram os maiores teores de P na camada de 0 – 2,5 cm, com redução significativa dos teores nas camadas mais subsuperficiais (2,5 – 40 cm) (Tabela 03.).

Tabela 3. Teor de fósforo em áreas de aplicação de DLS da fase de terminação e área de referência (mata)

Propriedades	Profundidades (cm)				
	0 – 2,5	2,5 - 5	5 – 10	10 - 20	20 - 40
1	53,2 cA	57,7 aA	11,7 aA	14,0 aA	40,8 aA
2	67,4 cA	35,3 aA	20,1 aA	6,8 aA	15,3 aA
3	61,0 cA	46,9 aA	47,4 aA	174,1 aA	5,6 aA
4	471,4 aA	78,9 aB	31,7 aB	18,0 aB	9,3 aB
5	208,7 bA	38,0 aB	25,3 aB	17,1 aB	7,2 aB
Mata	18,3 cA	12,9 aA	14,1 aA	11,7 aA	14,6 aA

DMS (Tukey 5%): para colunas 76,14 (letras minúsculas); para linhas 72,78 (letras maiúsculas)

Média geral 49,17; CV% 50,93; ponto médio 270,7

Nas áreas com aplicação de DLS da fase creche, o teor de P variou de 4,9 mg dm⁻³ na camada de 20 – 40 cm (Propriedade 8) e 338,8 mg dm⁻³ na camada de 0 – 2,5 cm (Propriedade 7). A propriedade 7 apresentou o maior teor de P na camada de 0 – 2,5 cm, com redução significativa nas camadas mais subsuperficiais (2,5 – 40 cm) (Tabela 4.). A propriedade 7 apresentou teor de P maior aos das demais áreas de aplicação de DLS da fase creche. Possivelmente, essa diferença tenha sido causada pela aplicação de adubo mineral na área anteriormente a coleta das amostras de solo para este trabalho.

Tabela 04. Teor de fósforo em áreas de aplicação de DLS da fase de creche e área de referência (mata)

Propriedades	Profundidades (cm)				
	0 – 2,5	2,5 - 5	5 – 10	10 - 20	20 - 40
6	23,7 bA	10,5 bA	8,0 bA	6,8 aA	5,3 aA
7	338,8 aA	282,3 aA	142,0 aB	47,3 aBC	7,7 aC
8	31,4 bA	19,5 bA	6,8 bA	6,0 aA	4,9 aA
9	24,3 bA	21,4 bA	12,2 bA	10,9 aA	6,0 aA
10	28,7 bA	25,8 bA	7,2 bA	4,1 aA	5,7 aA
Mata	18,3 bA	12,9 bA	14,1 bA	11,7 aA	14,6 aA

DMS (Tukey 5%): para colunas 121,88 (letras minúsculas); para linhas 116,50 (letras maiúsculas)
Média geral 38,65; CV% 103,73; ponto médio 204,45

Um expressivo acúmulo de P na superfície dos solos que receberam aplicação de DLS também foi constatado em outros trabalhos (Ceretta et al., 2003; Gessel et al., 2004; Scherer et al., 2007), bem como, uma forma potencial de perda do nutriente por escoamento superficial (Berwanger, 2006) ou por lixiviação (Eghball et al., 1996; Djodjic et al., 2004). O risco de contaminação ambiental por incremento do teor de P em profundidade é pequeno se comparado àquele por escoamento superficial principalmente nos solos de encosta basáltica (Neossolos e Cambissolos), que ocorrem em áreas com grande declividade (Basso et al., 2005).

Ceretta et al. (2005) demonstraram que a aplicação de DLS resultou em perdas de 8,5 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P total por escoamento superficial em um Argissolo Vermelho distrófico arênico com declividade média de 4%, manejado sob sistema plantio direto. Os mesmos autores ressaltam que as concentrações na solução escoada na superfície do solo foram maiores quando as chuvas ocorreram mais próximas do dia da aplicação dos DLS, sendo que as perdas por escoamento superficial foram 49, 21 e 20 vezes maiores que as perdas por percolação, evidenciando que o principal caminho de perda de fósforo ocorre via escoamento superficial.

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 (dos Santos, 2010). 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.

4.3 Teor de matéria orgânica do solo (MOS) e teor de argila

A aplicação de DLS não resultou em aumentos significativos para a interação: propriedades x profundidades no teor de MOS nas áreas amostradas, uma vez que os valores observados na área de referência (mata) é maior ou igual aos valores observados nas áreas receptoras de DLS.

Os teores de MOS, nas áreas de disposição de DLS da fase terminação variaram entre 0,5% na camada de 20 - 40 cm (Propriedade 1) e 11,3% na camada de 0 - 2,5 cm (Propriedade 4). A propriedade 1 apresentou menores teores de MOS nas camadas de 0 - 5 cm e apenas a propriedade 4 apresentou teores de MOS maiores do que a área de referência (mata) na camada de 0 - 5 cm (Tabela 5.).

Tabela 5. Teor de MOS em áreas de aplicação de DLS da fase terminação e área de referência (mata)

Propriedades	Profundidades (cm)				
	0 - 2,5	2,5 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 40
1	3,2 cA	2,4 cA	1,3 aA	1,0 aA	0,5 aA
2	5,3 bcA	5,4 abA	2,8 aAB	2,3 aB	1,6 aB
3	5,1 bcA	3,9 abcA	3,8 aA	2,8 aA	2,6 aA
4	11,3 aA	6,7 aB	2,6 aC	3,0 aC	1,4 aC
5	6,8 bA	3,0 bcB	2,9 aB	1,9 aB	1,8 aB
Mata	7,7 bA	3,9 abcB	2,8 aB	1,8 aB	1,8 aB

DMS (Tukey 5%): para colunas 2,96 (letras minúsculas); para linhas 2,82 (letras maiúsculas)
Média geral 3,46; CV% 28,06; ponto médio 6,65

Nas áreas de disposição de DLS da fase creche, o teor de MOS variou entre 1,4% na camada de 20 - 40 cm (Propriedades 8 e 9) e 4,3 % na camada de 0 - 2,5

cm (Propriedade 9). A área de referência (mata) apresentou os maiores teores de MOS na camada de 0 – 2,5 cm (Tabela 6.).

Tabela 6. Teor de MOS em áreas de aplicação de DLS da fase creche e área de referência (mata)

Propriedades	Profundidades (cm)				
	0 – 2,5	2,5 - 5	5 – 10	10 - 20	20 - 40
6	3,6 bcA	2,7 abA	2,8 aA	2,2 aA	2,1 aA
7	3,8 bcA	2,6 abAB	2,5 aAB	1,7 aB	1,8 aB
8	2,5 cA	1,8 bA	1,8 aA	1,4 aA	1,4 aA
9	4,3 bA	3,7 aA	2,9 aAB	1,9 aBC	1,4 aC
10	4,0 bcA	3,6 aAB	2,9 aAB	2,2 aB	2,1 aB
Mata	4,7 aA	3,9 aB	2,8 aBC	1,8 aC	1,8 aC

DMS (Tukey 5%): para colunas 1,58 (letras minúsculas); para linhas 1,51 (letras maiúsculas)
Média geral 2,74; CV% 18,89; ponto médio 4,5

As áreas analisadas apresentaram uma significativa redução nos teores de MOS ao longo do perfil, com exceção das propriedades 1, 3, 6 e 8.

As áreas de aplicação de DLS da fase terminação apresentam teores de MOS maiores, se comparadas as áreas de aplicação de DLS da fase creche, considerando-se a média geral dos dados (3,46 para as áreas de aplicação de DLS da fase terminação e 2,74 para as áreas de aplicação de DLS da fase creche). Essas diferenças podem estar relacionadas aos teores de carbono orgânico (C_{org}) presente nos DLS. Os teores médios de C_{org} encontrados nos DLS de terminação são 69% maiores que os teores médios dos DLS da creche. Os teores de C_{org} dos DLS da terminação variaram entre 2,6 e 9,8 g $C_{org} L^{-1}$ de DLS e os teores de C_{org} dos DLS da creche variaram entre 1,8 e 5 g $C_{org} L^{-1}$ de DLS. Scherer et al. (2010), comparando várias lavouras adjacentes com e sem a aplicação de DLS por 15 ou mais anos, em três classes de solos característicos do Oeste catarinense (Latosolo, Cambissolo e Neossolo), não constataram diferenças no teor de MOS nas camadas amostradas. Outra possibilidade pode estar relacionada ao sistema de plantio adotado pelos suinocultores. Anteriormente à implantação do sistema de plantio direto (SPD), os solos da região foram por longo período manejados com lavração e incorporação dos resíduos, o que, normalmente, resulta numa diminuição dos teores de MOS.

Perin et al. (2003) constataram declínio no teor de MOS em um latossolo com textura argilosa, em resultado ao tempo de uso agrícola, principalmente no horizonte superficial. Considerando que as áreas de disposição dos DLS do sistema creche apresentarem maior teor de argila (%), a redução do teor de MOS pode estar

relacionada à textura mais argilosa dos solos dessas áreas e o intensivo uso agrícola (Tabelas 07 e 08). Os mesmos autores ressaltam, que com o uso agrícola tende-se à redução no teor de MOS pelo aumento na taxa de decomposição, especialmente quando o preparo do solo é feito com revolvimento, causando um balanço negativo entre adição e perda de carbono no solo.

Tabela 07. Teor de argila em áreas de aplicação de DLS da fase terminação e área de referência (mata).

Propriedades	Profundidades (cm)				
	0 – 2,5	2,5 - 5	5 – 10	10 - 20	20 - 40
1	19 aA	21 aA	24 aA	20 aA	15 bA
2	20 aA	25 aA	28 aA	25 aA	29 abA
3	18 aB	19 aB	28 aAB	28 aAB	42 aA
4	24 aB	22 aB	28 aAB	35 aAB	46 aA
5	15 aB	22 aB	27 aAB	26 aAB	46 aA
Mata	16 aA	20 aA	23,0 aA	30 aA	25 abA

DMS (Tukey 5%): para colunas 22,84 (letras minúsculas); para linhas 21,83 (letras maiúsculas)
 Média geral 25,75; CV% 29,17; ponto médio 39

Tabela 08. Teor de argila em áreas de aplicação de DLS da fase creche e área de referência (mata)

Propriedades	Profundidades (cm)				
	0 – 2,5	2,5 - 5	5 – 10	10 - 20	20 - 40
6	21 abA	21 bA	22 aA	29 abA	38 bA
7	31 abB	35 abB	40 aB	48 aB	74 aA
8	24 abA	25 abA	29 aA	31 abA	40 bA
9	32 abB	31 abB	33 aB	24 bB	86 aA
10	40 aB	45 aB	41 aB	51 aB	75 aA
Mata	16 bA	20 bA	23 aA	30 abA	25 bA

DMS (Tukey 5%): para colunas 22,74 (letras minúsculas); para linhas 21,73 (letras maiúsculas)
 Média geral 36,2; CV% 20,66; ponto médio 51

4.4 Teor de sódio e estabilidade de agregados em água

Nas áreas de aplicação de DLS e na área de referência não ocorreu interação significativa para propriedades x profundidades para os teores de Na e para a porcentagem de agregados estáveis em água. As médias para o teor de Na nas áreas de aplicação de DLS da fase terminação apresentaram diferenças significativas entre

as propriedades, variando entre 54 mg dm⁻³ (Propriedades 4 e 5) e 103 mg dm⁻³ (Propriedade 1) (Tabela 09).

Tabela 09. Teor de Na e porcentagem de agregados estáveis em água em amostras de solo⁽¹⁾ de áreas de aplicação de DLS da fase terminação e área de referência (mata)

Propriedade	Na	AGR ⁽²⁾
	--- mg dm ⁻³ ---	---- % ----
1	103 a	54 b
2	91 ab	55 ab
3	62 abc	58 ab
4	54 bc	65 a
5	54 bc	61ab
Área de mata	35 c	60 ab

(1) Camada de 0 – 5 cm; (2) Agregados estáveis em água

DMS (Tukey 5%): Na 42,22; AGR 10,40

CV%: Na 26,7; AGR 7,4

As médias para o teor de Na (profundidade de 0 – 0,05 m) nas áreas de aplicação de DLS da fase creche apresentaram diferenças significativas entre as propriedades, variando entre 20 mg dm⁻³ (Propriedades 7) e 86 mg dm⁻³ (Propriedade 6) (Quadro 1). As propriedades 1 e 2 apresentaram os maiores teores de Na e as menores porcentagens de agregados estáveis em água (Tabela 10).

Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental

Tabela 10. Teor de Na e porcentagem de agregados estáveis em água em amostras de solo⁽¹⁾ de áreas de aplicação de DLS da fase creche e área de referência (mata)

Propriedade	Na	AGR ⁽²⁾
	--- mg dm ⁻³ ---	---- % ----
6	86 a	85 ab
7	20 c	80 abc
8	45 bc	92 a
9	74 a	72 bcd
10	62 ab	68 cd
Área de mata	35 bc	60 d

(1) Camada de 0 – 5 cm; (2) Agregados estáveis em água.

DMS (Tukey 5%): Na 28,43 e Agregados 16,14

CV%: Na 22,27 e Agregados 8,89

Considerando os teores de MOS nas áreas de aplicação de DLS da fase terminação (Tabela 05), possivelmente, a baixa porcentagem de agregados esteja relacionada à adição de sódio.

A utilização de águas residuárias urbanas, agroindustriais e do criatório de animais, em áreas agrícolas, via fertirrigação, pode resultar na adição de grandes

quantidades de sais, resultando no aumento dos teores de cátions e com isso comprometer as propriedades físico-hídricas, além do crescimento das plantas (Matos et al., 2014). Estudos a respeito das relações do sódio com o complexo de troca do solo de diferentes mineralogias são importantes para o gerenciamento adequado de áreas de disposição final de águas residuárias (ARIENZO et al., 2012).

De acordo com Erthal et al. (2010), altas concentrações de Na^+ na solução do solo em comparação com o Ca^{+2} e o Mg^{+2} podem causar deterioração da estrutura do solo, pela dispersão dos colóides e subsequentes entupimentos dos macroporos, causando decréscimo na permeabilidade à água e aos gases.

Considerando-se os numerosos trabalhos publicados que assinalam melhorias na agregação do solo com a aplicação de DLS (Castro Filho; Costa e Caviglione, 2003; Dortzbach et al., 2008; Lemos, 2011; Mecabô Júnior, 2013; Silva et al., 2011), alguns pesquisadores também têm apontado efeito contrário, demonstrando a redução da estabilidade de agregados com a adição de DLS e de outros dejetos de animais. Arruda et al. (2010) descreveram que houve redução da estabilidade de agregados do solo com a aplicação de 50 e 100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos suíno em relação ao tratamento testemunha sem adubação. Bertol et al. (2007) ao avaliarem as perdas de solo, água e nutrientes em solo submetido às adubações mineral e orgânica (DLS) constataram que as perdas de solo e água nas duas primeiras chuvas foram maiores no solo adubado com DLS do que com adubo mineral.

Os sais solúveis em suspensões nos DLS são principalmente excretados na urina, e os riscos específicos estão associados com os íons de Na^+ e Cl^- . Altas concentrações de cloreto podem alterar as formas químicas de metais no solo, além de causar toxicidade para as plantas. O sódio presente nos DLS podem dispersar os colóides do solo, resultando em uma estruturação fraca e muitas vezes compacta do solo (MORAL et al., 2008)

No estado do Rio Grande do Sul, devido ao regime pluviométrico, os solos de uma maneira geral, estão pouco sujeitos à salinização, mesmo os que apresentam deficiências de drenagem subterrânea, uma vez que os sais solúveis acumulados são lixiviados do solo (Carmona, 2011). Considerando a aplicação anual de 50 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, as áreas receptoras de DLS da fase terminação recebem uma carga de aproximadamente 33 $\text{kg Na ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, já as áreas receptoras de DLS da fase creche recebem aproximadamente 16 $\text{kg Na ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Na prática, o principal interesse na

aplicação de DLS em solos é o seu valor nutricional, particularmente quanto aos teores de nitrogênio, fósforo e potássio e, os seus méritos na melhoria das propriedades físicas do solo. No entanto, o seu alto teor de sódio pode ser prejudicial para o crescimento das plantas e para a qualidade do solo após contínuas aplicações, pois, a salinidade de solos agrícolas em áreas de disposição final de DLS não é considerada nas avaliações ambientais, ao contrário da relevância atribuída ao nitrogênio, ao fósforo, aos organismos patogênicos e aos metais (LI-XIAN et al., 2007).

A perda de solo e de elementos associados podem causar danos ambientais, como o assoreamento e contaminação dos mananciais. No entanto, a própria perda do solo é um dos principais prejuízos, pois é irreversível em curto prazo, uma vez que a natureza gasta cerca de 120 a 400 anos para formar uma camada de solo de 1cm de espessura (TAVARES FILHO, 2013).

Segundo Oliveira et al. (2015) a aplicação de dejetos líquidos suíno como fertilizante no solo pode aumentar as perdas de água e solo e concentração de nutrientes no escoamento superficial ultrapassando os limites permitidos na legislação brasileira, podendo causar contaminação das águas superficiais. Desta forma, seu uso deve ser constantemente monitorado a fim de diminuir os riscos ambientais.



5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aplicação de DLS não influenciou nos teores de MOS nas áreas amostradas, pois, os valores observados na área de referência (mata) são maiores ou iguais aos valores observados nas áreas receptoras de DLS. O teor de fósforo disponível mostrou diferenças significativas entre as áreas, especialmente na camada de 0 – 2,5 cm das áreas de aplicação de DLS. Os teores de Ca e Mg não apresentaram diferenças entre as áreas de aplicação dos DLS. Quanto ao K, 80 % das áreas apresentaram teores maiores que a área de referência, sendo os maiores teores de K observados nas áreas de aplicação de DLS da fase terminação. As áreas de disposição de DLS da fase terminação apresentaram os maiores teores de sódio e a menor porcentagem de agregados estáveis em água. O uso continuado de DLS em áreas agrícolas resulta na baixa estabilidade dos agregados do solo, ocasionando perda de solo por escoamento superficial com redução da camada arável do solo e consequente assoreamento dos recursos hídricos adjacentes, bem como a

possibilidade de contaminação de recursos hídricos por compostos químicos, especialmente o fósforo

ENVIRONMENTAL IMPACT OF INCREASE IN SODIUM CONTENT AND REDUCTION OF AGGREGATE STABILITY IN SWINE LIQUID WASTE DISPOSAL AREAS

ABSTRACT

The systematic application of liquid swine manure (DLS) in agricultural soils can increase the sodium content and reduce the percentage of aggregates. The objective of this work was to evaluate the impact on agricultural soils resulting from the application of liquid swine manure (DLS) from two breeding phases (finishing and nursery). The studies were conducted at pig farms located in the central region of the State of Rio Grande do Sul. Soil samples were collected at depths of 0-40 cm in agricultural areas receiving systematic DLS applications. The Na content presented significant differences in the superficial layer (0 - 2,5 cm) in areas where DLS of the termination phase were applied. The areas with higher Na content presented the lowest values of water resistant aggregators. The available phosphorus content showed significant differences between the areas, especially in the 0 - 2,5 cm layer. The continued use of DLS in agricultural areas, with reduced aggregate resistance to water action can cause soil loss through runoff with reduction of the arable layer and consequent silting of adjacent water resources as well as contamination by chemical compounds, especially phosphorus. **Sustentabilidade Ambiental**

Key words: Creation stages. Water contamination. Waste management.

REFERÊNCIAS

ARIENZO, M. et al. The relative effects of sodium and potassium on soil hydraulic conductivity and implications for winery wastewater management. **Geoderma**, Amsterdam, v. 173-174, p. 303-310, 2012.

ARRUDA, C. A. O. et al. Aplicação de dejetos suíno e estrutura de um Latossolo Vermelho sob semeadura direta. **Ciência & Agrotecnologia**, v.34, p.804-809, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542010000400002>

ASSISTAT 7.7 beta. Desenvolvido pelo professor Dr. Francisco de Assis Santos e Silva, DEAG-CTRN-UFCG, Campina Grande/PB-Brasil. Registro INPI 0004051-2. 2014.

BARDIN L. **Análise de conteúdo**. Lisboa: Edições 70. 2006.

BASSO, C. J. et al. Dejeito líquido de suínos: II-Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1305–1312, 2005.

BERTOL, O. J. et al. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas a erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida as adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 31, 781-792. 2007.

BERWANGER, A. L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com aplicação de dejeito líquido de suínos**. 2006. 102 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Instrução Normativa 46*, 6 out. 2011. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Desenvolvimento_Sustentavel/Organico_s/Legislacao/Nacional/Instrucao_Normativa_n_0_046_de_06-10-2011_regulada_pela_IN_17.pdf>. Acesso em: 3 out. 2016.

CARMONA, F. DE C. **Salinidade da água e do solo e sua influência sobre o arroz irrigado**. 2011. 132 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS, 2011.

CASTRO FILHO, C. et al. **Potencial fertilizante e alterações físicas nos solos decorrentes da utilização de chorume suíno**. In: XXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2003, Ribeirão Preto-SP. Anais do XXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Ribeirão Preto-SP. 2003.

CAVALCANTE, L. F. et al. Água salina e esterco bovino líquido na formação de mudas de goiabeira cultivar Paluma. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 32, n. 1, 2010.

CERETTA, C. A. et al. Dejeito líquido de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.

CERETTA, C. A. et al. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 729-735, 2003.

COSTA, M. S. S. M. et al. Atributos físicos do solo e produtividade do milho sob sistemas de manejo e adubações. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, p.810-815, 2011. [http:// dx.doi.org/10.1590/S1415-43662011000800007](http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662011000800007)

DJODJIC, F. et al. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, n. 2, p. 678-684, 2004.

DOS SANTOS, R. C. Aplicação de dejetos líquidos de suínos em solos: aspectos biológicos e químicos do percolado. 2010. 94 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)- Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS, 2010.

DORTZBACH, D. et al. **Estabilidade de agregados do solo submetido a diferentes aplicações de dejetos suínos e ureia em um Argissolo**. Florianópolis, EPAGRI, 2008 Disponível em: <
http://intranetdoc.epagri.sc.gov.br/producao_tecnico_cientifica/DOC_3081.pdf>.
Acesso: 16 de abril de 2015.

EGHBALL, B.; BINFORD, G. D.; BALTENSPERGER, D. D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. **Journal of Environmental Quality**. Madison, v. 25, n. 6, p. 1339-1343, 1996.

EISENHARDT K. M. Building theories from case study research. **Academy of Management Review**. v.14, n.4,p.522-550. 1989.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. Embrapa: Rio de Janeiro, 1995.212p.

EMBRAPA – CNPS. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA. Rio de Janeiro, 2.ed. 2006. 306 p.

ERTHAL, V. J. T. et al. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v. 14, n. 5, p. 467-477, 2010.

FONSECA, G. C. et al. Atributos físicos, químicos e biológicos de latossolo vermelho distrófico de cerrado sob duas rotações de cultura. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 37, n. 1, p. 22-30, mar. 2007.

GESSEL, P. D. et al. Rate of fall-applied liquid swine manure: Effects on runoff transport of sediment and phosphorus. **Journal of Environmental Quality**. Madison, v. 33, n. 5, p. 1839-1844, 2004.

GUIMARÃES, D. et al. Suinocultura: estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES. **Agroindústria | BNDES Setorial** 45, p. 85-136. 2017.

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **Journal of Environmental Quality**. Madison, v. 29, n. 1, p. 158-166, 2000.

IBGE. **Censo Pecuário 2012**. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtr/perfil.php?lang=&codmun=430100&search=rio-grande-do-sul|arroio-do-meio>>. Acesso em: 04 abr. 2014.

LEMOS, A. M. DE. **Matéria orgânica e perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de preparo e de adubação orgânica e mineral em Argissolo vermelho amarelo**. 2011. 104 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS, 2011.

LI-XIAN, Y. et al. Salinity of animal manure and potential risk of secondary soil salinization through successive manure application. **Science of the Total Environment**. Amsterdam, v. 383, n. 1-3, p. 106-114, 2007.

MECABÔ JÚNIOR, J. Influência de uma aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre atributos do solo e erosão hídrica em um nitossolo bruno. Dissertação (Mestrado). Lages. Universidade do Estado de Santa Catarina. 2013.
MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; CARMONA, F. C. Solos ácidos e solos afetados por sais. In: MEURER, E. J. (Ed). **Fundamentos de Química do Solo**. 5. ed. Porto Alegre: Evangraf, 2012.

MORAL, R. et al. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. **Waste Management**, New York, v. 28, n. 2, p. 367-371, 2008.

MORI, H. F. et al. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquidos bovino em Latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 189-198, 2009.

OLIVEIRA, D. M. S. et al. Qualidade física do solo sob diferentes sistemas de manejo e aplicação de dejetos líquidos suíno. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.19, n.3, p.280-285, 2015.

PERIN, E. et al. Tempo de uso agrícola e propriedades químicas de dois Latossolos do Planalto Médio do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, p. 665-674, 2003

PRIOR, M. **Efeito da água residuária de suinocultura no solo e na cultura do milho**. 2008. Tese (Doutorado) - Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, Botucatu/SP, 2008.

SCHERER, E. E. et al. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 1375-1383, 2010.

SCHERER, E. E. et al. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 31, p. 123-131, 2007.

SILVA, J.B. et al. Atributos Físicos de um Latossolo Fertirrigado com Efluentes de Suínos. SIGERA. 2011, Foz do Iguaçu - PR. Anais do II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais. Foz do Iguaçu – PR. 2011.

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 Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: SBCS/Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2008. 50 p.

TAVARES FILHO, J.; TESSIER, D. Effects of different management systems on porosity of oxisols in Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.899-906, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000300031>

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174 p.

YIN R. K. **Estudo de caso: planejamento e métodos**. Porto Alegre – RS. Editora Saraiva. 2010.