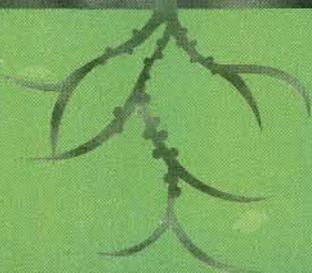


# III Reunião Paranaense de Ciência do Solo Londrina - PR 7 a 9 de maio de 2013



**“SISTEMAS CONSERVACIONISTAS  
DE PRODUÇÃO E SUA INTERAÇÃO  
COM A CIÊNCIA DO SOLO”.**

## *Resumos*



**Sociedade Brasileira de  
Ciência do Solo**

Núcleo Estadual Paraná



## USO DE RESÍDUOS NA AGRICULTURA: IMPACTOS AMBIENTAIS

**Rodrigo da Silveira NICOLOSO**

*Doutor em Engenharia Agrícola*

*Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC*

*rodrigo.nicoloso@embrapa.br*

O Brasil é atualmente um dos maiores produtores de commodities agrícolas do mundo. A safra brasileira de grãos no ano de 2011 atingiu a marca de 160,1 milhões de toneladas (IBGE, 2012). A crescente produção agrícola brasileira também elevou consideravelmente a demanda por fertilizantes para atender as diferentes cadeias produtivas. Dados da Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA) demonstram que o consumo aparente de nitrogênio (N) no Brasil saltou de 905,6 para 3.642,8 mil toneladas de N entre 1980 e 2011 (IPNI, 2012). Para fósforo e potássio, o consumo aparente destes nutrientes cresceu de 1.853,9 e 1.306,6 mil toneladas de  $P_2O_5$  e  $K_2O$  em 1980, respectivamente, para 4.296,6 e 4.932,6 mil toneladas. Os dados revelam ainda que apenas 22, 47 e 8 % de N,  $P_2O_5$  e  $K_2O$  consumidos são produzidos no Brasil, o que demonstra a dependência do país para importação de matéria-prima e a exposição do setor à volatilidade de preços do mercado internacional de fertilizantes. Neste sentido, a exploração de fontes alternativas de fertilizantes, como os dejetos gerados nas unidades de produção de animais em confinamento, é uma estratégia importante do ponto de vista econômico e também como opção para ciclagem de nutrientes entre os sistemas de produção, contribuindo também para a mitigação do potencial poluidor destes resíduos.

Os efluentes da suinocultura são aqueles que trazem os maiores desafios para o seu manejo e uso agrônômico, devido a sua natureza líquida e elevada diluição. Tomando por exemplo o rebanho suíno total alojado no país (38, 9 milhões de cabeças em 2010; IBGE, 2010), a produção média de dejetos por suíno ( $8,6 \text{ L animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ; OLIVEIRA, 1993) e uma concentração média de 2,8 kg N, 2,4 kg  $P_2O_5$  e 1,5 kg  $K_2O$  por  $\text{m}^3$  de dejetos (CQFS-RS/SC, 2004), estima-se que a suinocultura brasileira produza anualmente 122,1 milhões de  $\text{m}^3$  de dejetos, com um potencial fertilizante agregado de 341,9, 293,0 e 183,1 mil toneladas de N,  $P_2O_5$  e  $K_2O$ , respectivamente. A quantidade de nutrientes associados aos efluentes apenas desta atividade, representam 9,4, 6,8 e 3,7% da demanda por fertilizantes da agropecuária nacional.

No entanto, a natureza física e alta diluição impõem restrições ao seu uso agrícola devido ao elevado custo de transporte e distribuição destes efluentes. Desta maneira, seu uso é recorrente nas áreas agrícolas próximas às unidades de confinamento de animais. A aplicação destes resíduos ao solo em excesso, desconsiderando critérios técnicos de recomendação de fertilizantes ou às legislações pertinentes que regulam as taxas de aplicação destes resíduos em áreas agrícolas e os níveis máximos aceitáveis de nutrientes e contaminantes no

solo, pode impactar significativamente o ambiente, causando a contaminação do solo, atmosfera e recursos hídricos. A poluição pode se refletir na qualidade do ar, através de emissões gasosas de C e N e de compostos voláteis responsáveis pelo mau odor, da água, pela lixiviação e/ou transferência por escoamento superficial de nutrientes e microrganismos patogênicos e do solo, pelo acúmulo de nutrientes e metais. Considerando estes aspectos, este artigo tem o objetivo de discutir o uso agrônomico dos dejetos de suínos como fertilizantes, o potencial impacto ambiental decorrente desta atividade e algumas estratégias de mitigação da poluição do solo, água e ar.

## Lixiviação de Nitrato

O maior potencial de lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  com o uso dos dejetos, em relação à adubação mineral, é bem ilustrada pelos resultados de Daudén et al. (2004), os quais trabalharam em lisímetros comparando, na cultura do milho, a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  após a aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos de suínos aplicadas na semeadura ( $50$  a  $200 \text{ Mg ha}^{-1}$  =  $231$  a  $924 \text{ kg de N-NH}_4^+ \text{ ha}^{-1}$ ), à adubação mineral ( $100 \text{ kg NH}_4\text{NO}_3 \text{ ha}^{-1}$  na semeadura e adicionais  $175 \text{ kg ha}^{-1}$  em cobertura). Utilizando dois níveis de irrigação (alta e baixa eficiência) e avaliando também um tratamento combinando a aplicação de dejetos na semeadura ( $231 \text{ kg de N-NH}_4^+ \text{ ha}^{-1}$ ) com adubação mineral em cobertura ( $125 \text{ kg de NH}_4\text{NO}_3 \text{ ha}^{-1}$ ) estes autores verificaram que, ao final de cinco meses, a quantidade de  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviada aumentou de  $26,1 \text{ kg ha}^{-1}$  na adubação mineral para  $313,5 \text{ kg ha}^{-1}$  na maior dose de dejetos. Quando a quantidade de N aplicada ao solo foi superior a  $275 \text{ kg de N ha}^{-1}$ , a quantidade de  $\text{N-NO}_3^-$  que lixiviou aumentou em  $4,6 \text{ kg ha}^{-1}$  para cada  $10 \text{ kg de N ha}^{-1}$  aplicado. De maneira geral, as perdas de  $\text{NO}_3^-$  por lixiviação se relacionam diretamente com as quantidades de N aplicadas ao solo com os dejetos e com a quantidade de água drenada e inversamente com a eficiência no uso do N pelas culturas (DAUDÉN et al., 2004).

Esse problema de lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  após a aplicação dos dejetos de animais no solo é agravado pela rápida oxidação do N amoniacal dos dejetos até  $\text{NO}_3^-$ , pela ação de bactérias nitrificadoras, conforme demonstrado em inúmeros trabalhos. Ao aplicarem  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos líquidos de suínos em plantio direto de milho, Aita et al. (2007) verificaram que o N amoniacal adicionado ao solo com os dejetos, cuja quantidade variou de  $91$  a  $160 \text{ kg de N-NH}_4^+ \text{ ha}^{-1}$ , foi todo nitrificado nos primeiros  $15$  a  $20$  dias após a aplicação dos dejetos. Essa elevada taxa de nitrificação do N amoniacal dos dejetos, que no trabalho de Aita et al. (2007) foi de  $5,73 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ , resulta no acúmulo de quantidades elevadas de  $\text{NO}_3^-$  no solo durante a fase inicial de desenvolvimento das culturas, quando ainda praticamente não há demanda de N pelas mesmas. Como isto, aumenta o potencial de lixiviação deste ânion no solo, caso haja drenagem de água no perfil.

Algumas estratégias têm sido avaliadas pela pesquisa com o objetivo de reduzir as perdas de N por lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ , destacando-se a aplicação parcelada dos dejetos e, principalmente, o uso de produtos para inibir a

nitrificação do N amoniacal dos dejetos, entre eles a dicianodiamida (DCD). A adição de DCD aos dejetos de suínos, no momento da sua aplicação no campo, com o objetivo de reduzir a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ , foi avaliado em um número ainda limitado de situações (VALLEJO et al., 2005). Alguns resultados de trabalhos realizados recentemente em países europeus para avaliar tanto a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  após a aplicação de dejetos em lisímetros como o efeito da DCD em mitigar essas perdas são mostrados na Tabela 1. Quando os dejetos foram adicionados ao solo sem a dicianodiamida, a proporção do N aplicado e que foi lixiviado na forma de  $\text{NO}_3^-$  variou de 9,6 a 62,9 %, enquanto na presença do inibidor de nitrificação, a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  foi reduzida, variando de 1,7 a 46,4 % do N total aplicado ao solo com urina e com dejetos de suínos. Observa-se ainda na Tabela 2 que a quantidade de N- $\text{NO}_3^-$  que lixiviou aumentou nas maiores doses de dejetos enquanto o inibidor de nitrificação foi mais eficiente em reduzir a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  nas menores doses de dejetos.

**Tabela 1.** Perdas de nitrogênio por lixiviação de nitrato (N- $\text{NO}_3^-$ ) em lisímetros, após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLs) e bovinos (DLb) e de urina de vacas em lactação (Uvl) em pastagem, com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD).

Tratamentos	N- $\text{NO}_3^-$ lixiviado		Redução da lixiviação (%)	N aplicado (kg ha <sup>-1</sup> )	Fonte
	(kg ha <sup>-1</sup> )	(% N aplicado)			
Testemunha	1,1	-	-		
DLs injetado (DLsi)	20,3	9,6	-	200,0	1
DLsi + DCD (10 kg ha <sup>-1</sup> )	4,5	1,7	77,8		
Testemunha	7,6	-	-		
DLb	620,0	56,4	-	1.100,0	2
DLb + DCD (12 kg ha <sup>-1</sup> )	510,0	46,4	17,7		
Testemunha	4,9	-	-		
Uvl	66,5	10,3	-	600,0	3
Uvl + DCD (10 kg ha <sup>-1</sup> )	41,5	6,1	37,6		
Uvl	628,6	62,9	-		
Uvl + DCD (10 kg ha <sup>-1</sup> )	400,6	40,1	36,3	1.000,0	4

Fontes: (1) Vallejo et al. (2005); (2) Williamson et al. (1998); (3) Zaman & Blennerhassett (2010); (4) Di & Cameron (2012).

**Tabela 2.** Emissão de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) após aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo, em superfície e injetado, com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD\*), em Santa Maria, RS.

Cultura	Superfície	Superfície		Injetado		Redução da emissão de N <sub>2</sub> O - DCD		Fonte
		+	-	+	-	Superfície	Injetado	
		(kg ha <sup>-1</sup> )				(%)		
Milho		3,4	2,3	4,1	2,2	32,4	46,3	1
		3,3	2,9	-	-	12,1	-	2
		0,8	0,6	4,4	0,9	25,0	79,5	3
		2,4	0,9	3,7	1,1	62,5	70,3	4

Fontes: (1) Damasceno (2010); (2) Schirmann (2012); (3) Miola et al. (2012); (4) Gonzatto et al. (2012). \*DCD aplicada na dose de 5,7 kg ha<sup>-1</sup> por Damasceno (2010) e Schirmann (2012); 8,1 kg ha<sup>-1</sup> por Miola et al. (2012) e 10,0 kg ha<sup>-1</sup> por Gonzatto et al. (2012). \*\*Dados parciais (primeiros 30 dias), não publicados.

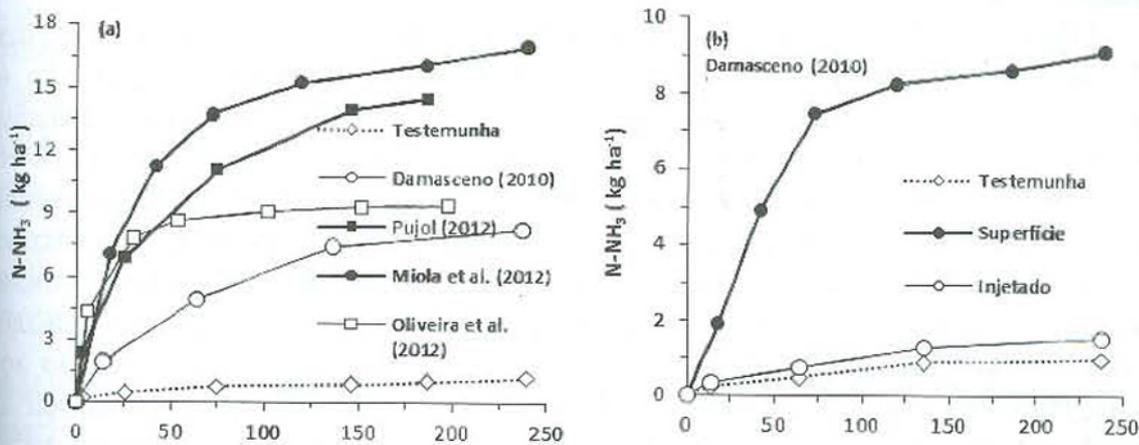
### Volatilização de Amônia

A volatilização de amônia (NH<sub>3</sub>) poderá ocorrer tanto durante como após a aplicação ao solo dos dejetos de animais e implica em redução do potencial fertilizante nitrogenado dos dejetos, além de poluição ambiental. Isso porque, após a sua emissão, a NH<sub>3</sub> poderá retornar ao solo via deposição atmosférica provocando desequilíbrios em ecossistemas naturais. Ao retornar ao solo, a NH<sub>3</sub> poderá também ser transferida aos mananciais e provocar eutroficação e/ou agir indiretamente sobre a emissão de NO e N<sub>2</sub>O durante e após a sua nitrificação (SINGH et al., 2008).

É importante destacar que a perda de N por volatilização de NH<sub>3</sub> é mais intensa nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos na superfície do solo, como mostram diversos trabalhos com dejetos de suínos (ROCHETTE et al., 2001; MEADE et al., 2011). Essa cinética de emissão de NH<sub>3</sub> após a aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto de milho é ilustrada pelos resultados de alguns trabalhos realizados nos últimos anos na Universidade Federal de Santa Maria, RS (Figura 1). Tais resultados indicam que 40 a 80% da quantidade total de N perdido por volatilização de NH<sub>3</sub> ocorreu nas primeiras 18 a 30 horas após a aplicação dos dejetos no campo (Figura 1a). Portanto, as condições existentes no momento da aplicação dos dejetos em plantio direto serão determinantes da magnitude das perdas de N por volatilização de NH<sub>3</sub>, cujos reflexos terão impacto econômico e ambiental.

A injeção dos dejetos no solo vem crescendo nos últimos anos em diversos países e com grande eficiência no controle da volatilização de NH<sub>3</sub> com máquinas especialmente desenvolvidas para esta finalidade. O objetivo desta prática consiste em fazer com que o solo proteja o N amoniacal dos dejetos contra fatores ambientais responsáveis pela transferência de NH<sub>3</sub> para a atmosfera, principalmente o sol incidente e o vento. Nas condições da Europa

e nos EUA, onde a injeção dos dejetos líquidos no solo tem sido realizada, principalmente em pastagens permanentes e com o uso de máquinas de grande porte, os resultados indicam que essa prática reduz significativamente a emissão de  $\text{NH}_3$  para a atmosfera, com eficiência normalmente superior a 50 %, podendo chegar, em algumas situações, a 100% de redução da volatilização de  $\text{NH}_3$  em relação à aplicação superficial dos dejetos (MATTILLA, 1998). Nos experimentos conduzidos até o momento no Brasil para avaliar a eficiência da injeção de dejetos líquidos com o DAOL-i na redução da volatilização de  $\text{NH}_3$ , constatou-se que a injeção reduziu a perda de N por essa via para valores próximos do tratamento sem adubação (Figura 1b). Com a injeção dos dejetos no solo, a redução na emissão de  $\text{NH}_3$ , em relação à aplicação superficial foi próxima a 90%.



**Figura 1.** Volatilização de amônia ( $\text{NH}_3$ ) após aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície do solo (a) e com aplicação dos dejetos injetados ou em superfície do solo (b) em plantio direto de milho em Santa Maria, RS.

### Emissão de Óxido Nitroso

As emissões gasosas de  $\text{NH}_3$  e de gases de efeito estufa (GEE) estão entre os principais problemas ambientais provocados pelos dejetos de animais. Tais emissões podem ocorrer tanto nos locais de produção e armazenamento dos dejetos, quanto após o uso destes como fertilizantes no campo, que será o aspecto focado nesta sessão. Os três principais gases de efeito estufa, cuja emissão pode ser afetada pelo uso agrícola dos dejetos de animais, são o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), o metano ( $\text{CH}_4$ ) e o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Destes três GEE, o  $\text{N}_2\text{O}$  é aquele que apresenta maior PAG, superando o  $\text{CO}_2$  em 296 vezes. Além do efeito estufa, o  $\text{N}_2\text{O}$  está implicado também na depleção da camada de ozônio na estratosfera. Ele é um gás produzido durante a nitrificação, em condições de baixa disponibilidade de  $\text{O}_2$ , e, principalmente, durante a desnitrificação, na ausência de  $\text{O}_2$ . Os dejetos de animais, principalmente aqueles de suínos e bovinos manejados na forma líquida, favorecem a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ , conforme

constatado em diferentes situações de solo e clima. Esse efeito dos dejetos no aumento das emissões de  $N_2O$  é atribuído a diversas causas, com destaque para as seguintes: a) os dejetos adicionam C ao solo, o qual é utilizado para a produção de biomassa e energia, tanto pelas bactérias desnitrificadoras como pelos demais microrganismos heterotróficos do solo, os quais reduzem a disponibilidade do  $O_2$  através da sua atividade respiratória; b) a fração líquida aplicada ao solo com os dejetos, constituída pela mistura de água + urina, também contribui para reduzir a disponibilidade de  $O_2$ , condição essencial para que ocorra emissão de  $N_2O$  tanto pela nitrificação quanto pela desnitrificação; c) o N amoniacal dos dejetos é rapidamente nitrificado no solo o que, combinado com a disponibilidade reduzida de  $O_2$ , pode resultar na emissão de  $N_2O$  durante a nitrificação e também durante a desnitrificação, quando o  $NO_3^-$  produzido pode ser usado, alternativamente ao  $O_2$ , na cadeia respiratória das bactérias desnitrificadoras.

Quanto à mitigação das emissões de  $N_2O$  após a aplicação dos dejetos de animais no campo, existem apenas alternativas indiretas, já que não é possível inibir diretamente a ação das bactérias desnitrificadoras, pois elas são heterotróficas, a exemplo da maioria dos microrganismos do solo (SYLVIA et al., 1998). Como medidas indiretas aquelas cuja eficiência vem sendo utilizada, principalmente nos últimos anos e em outros países, tanto com dejetos de suínos (VALLEJO et al., 2005) quanto de bovinos (DI; CAMERON, 2012) envolve o uso de inibidores de nitrificação, principalmente a dicianodiamida (DCD). Com a adição destes produtos aos dejetos, no momento da sua aplicação ao solo, busca-se reduzir a emissão de  $N_2O$  durante a nitrificação e, ao reduzir a produção de  $NO_3^-$  pela inibição da nitrificação, diminui-se a disponibilidade de  $NO_3^-$  à atividade respiratória das bactérias desnitrificadoras, quando na ausência de  $O_2$ . No Brasil, a pesquisa com o uso de inibidores de nitrificação para reduzir a emissão de  $N_2O$  após a adição de dejetos de animais ao solo ainda é incipiente. Os resultados disponíveis até o momento sobre esse tema são oriundos de experimentos conduzidos no Sul do Brasil e indicam que a aplicação de dicianodiamida (DCD) aos dejetos líquidos de suínos, tanto do princípio ativo puro (10 kg de DCD  $ha^{-1}$ ) quanto dele fazendo parte da formulação do produto "Agrotain Plus", na dose de 7,5 kg  $ha^{-1}$  (5,7 kg de DCD  $ha^{-1}$ ) foi eficiente na redução da emissão de  $N_2O$  na cultura do milho (Tabela 2).

## Considerações Finais

Um dos principais entraves atuais à expansão e à sustentabilidade da criação de animais em regime de confinamento refere-se à necessidade de manejar adequadamente o grande volume de dejetos produzidos nestas atividades. Quando corretamente manejados, o aproveitamento destes resíduos na agricultura é especialmente interessante por promover a ciclagem de nutrientes entre diferentes sistemas produtivos, minimizando a demanda por fertilizantes minerais. Neste sentido, o desenvolvimento de tecnologias que mitiguem o impacto ambiental do uso destes resíduos na agricultura,

deve ser prioridade para a pesquisa brasileira. Felizmente, toda a tecnologia que promove mitigação de impactos ambientais contribui diretamente para aumento da eficiência agrônômica do uso destes insumos, com reflexos positivos sobre a produtividade das culturas agrícolas. O emprego destas tecnologias trará, portanto, benefícios para o meio ambiente, ao agricultor que as utiliza, e também para a sociedade que se beneficia com alimentos produzidos com menor impacto ambiental.

## Referências

- AITA, C. et al. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. *Pesq. Agropec. Bras.*, 42: 95-102, 2007.
- CQFS-RS/SC – COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO-RS/SC. Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Comissão de Química e Fertilidade do Solo. 10ª edição. Porto Alegre, 400p., 2004.
- DAMASCENO, F. Injeção de dejetos líquidos de suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nitroso. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.
- DAUDÉN, A. et al. Pig slurry application and irrigation effects on nitrate leaching in Mediterranean soil lysimeters. *Waste Management*, 33: 2290-2295, 2004.
- DI, H. J.; CAMERON, K. C. How does the application of different nitrification inhibitors affect nitrous oxide emissions and nitrate leaching from cow urine in grazed pastures?. *Soil Use Manag.* 28:54-61. 2012.
- GONZATTO, R. et al. Emissão de óxido nitroso após a injeção de dejetos de suínos no solo associada a um inibidor de nitrificação em plantio direto de milho. *Anais...*, FERTBIO 2012, 17 a 21 de setembro, Maceió, AL, 2012.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Levantamento sistemático da produção agrícola. Rio de Janeiro, v.25, n.06, p.1-88, 2012.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Produção de pecuária municipal 2010. Rio de Janeiro, v.38, p.1-65, 2010.
- IPNI – INTERNATIONAL PLANT NUTRITION INSTITUTE BRASIL. Evolução do consumo de fertilizantes no Brasil. Disponível em: <[www.inpi.org.br](http://www.inpi.org.br)>. Acesso em: 18jul 2012.
- MATTILA, P. K. Ammonia volatilization from cattle slurry applied to grassland as affected by slurry treatment and application technique – first year results. *Nutr. Cycl. Agroecosys* 51: 47-50, 1998.

MEADE, G. et al. Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. *Agric. Ecosys. Environm.*, 140:208-217, 2011.

MIOLA, E. C. C. et al. Émissions de N<sub>2</sub>O et de NH<sub>3</sub> après apport de lisier de porc: influence du mode d'application et d'un inhibiteur de nitrification. In: Congrès Conjoint Association Québécoise de Spécialistes en Sciences du Sol et Société Canadienne de Science du Sol, 2012, Québec, Canada. p. 64.

OLIVEIRA, P. D. de et al. Injeção de dejetos líquidos de suínos no solo para reduzir a volatilização de amônia no milho. *Anais...*, FERTBIO 2012, 17 a 21 de setembro, Maceió, AL, 2012.

PUJOL, S. B. Emissão de amônia e dinâmica do nitrogênio no solo com parcelamento da dose e adição de inibidor de nitrificação em dejetos de suínos. 100p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

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

SCHIRMANN, J. Estratégias para melhorar o fornecimento de nitrogênio ao milho e ao trigo por dejetos de suínos e reduzir a emissão de óxido nitroso do solo. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

SINGH, J. et al. The role of inhibitors in the bioavailability and mitigation of nitrogen losses in grassland ecosystems. *Developments in Soil Science*, 32:329-362, 2008.

SYLVIA, D.M. et al. Principles and applications of soil microbiology. New Jersey: Prentice-Hall, Inc., 550 p., 1998.

VALLEJO, A. et al. Comparison of N losses (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N<sub>2</sub>O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry or an irrigated soil in a Mediterranean climate. *Plant Soil*, 272:313-325, 2005.

WILLIAMSON, J. C. et al. Reducing nitrogen leaching from dairy farm effluent irrigated pasture using dicyandiamide: a lysimeter study. *Agric. Ecosys. Environmt*, 69:81-88, 1998.

ZAMAN, M.; BLENNERHASSETT, J. D. Effect of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system. *Agric. Ecosys. Environm.*, 136:236-246, 2010.