

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**Alexandre Dessbesell**

**VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE  
SUÍNOS APLICADOS EM PLANTIO DIRETO: QUANTIFICAÇÃO E  
ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO**

**Santa Maria, RS  
2017**

**PPGCS/UFSM, RS**

**DESSBESELL, ALEXANDRE**

**Mestre 2017**

Alexandre Dessbesell

**VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS  
APLICADOS EM PLANTIO DIRETO: QUANTIFICAÇÃO E ESTRATÉGIAS DE  
MITIGAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de: **Mestre em Ciência do Solo**

Orientador: Prof<sup>o</sup>. Dr<sup>o</sup>. Celso Aita

Santa Maria, RS  
2017

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Dessbesell, Alexandre  
VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS  
APLICADOS EM PLANTIO DIRETO: QUANTIFICAÇÃO E ESTRATÉGIAS  
DE MITIGAÇÃO / Alexandre Dessbesell.- 2017.  
70 p.; 30 cm

Orientador: Celso Aita  
Coorientador: Sandro José Giacomini  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-  
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2017

1. Suinocultura 2. Adubação Nitrogenada 3. Contaminação  
Ambiental 4. Nitrogênio 5. Gramíneas I. Aita, Celso II.  
Giacomini, Sandro José III. Título.

---

© 2017

Todos os direitos autorais reservados a Alexandre Dessbesell. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: dessbeselale@gmail.com

**Alexandre Dessbesell**

**VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS  
APLICADOS EM PLANTIO DIRETO: QUANTIFICAÇÃO E ESTRATÉGIAS DE  
MITIGAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de: **Mestre em Ciência do Solo**

**Aprovado em 31 de Julho de 2017:**

---

**Celso Aita, Dr.**  
(Presidente/Orientador)

---

**Ezequiel Cesar Carvalho Miola, Dr. (FURG)**

---

**Stefen Barbosa Pujol, Dr. (UFSM)**

**Santa Maria, RS  
2017**

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer muito a Deus, pela força e proteção em cada momento deste percurso.

Aos meus pais, Jair e Odete, que nunca mediram esforços para ver os sonhos dos seus filhos se concretizando. Muito obrigado pelo apoio, educação, ensinamentos, amor e carinho, amo vocês. Às minhas irmãs, Cristiane e Luana, por serem meus exemplos de caminhos a serem seguidos e de não temer novos desafios, muito obrigado pelo amor e amizade.

A minha namorada Tainara, por sempre estar ao meu lado, me apoiando em tudo. Muito obrigado por ser esta namorada, amiga, parceira e conselheira em todos os momentos importantes da minha vida.

Ao professor Celso Aita pela orientação na iniciação científica e no mestrado. Muito obrigado pelo auxílio durante a execução deste trabalho.

Ao Stefen Pujol, pelo auxílio e contribuições para a execução e avaliação deste trabalho. Também muito obrigado pelos ensinamentos e apoio de sempre.

Ao Ezequiel Miola, pelas contribuições e auxílio na avaliação deste trabalho.

Aos meus amigos/colegas de pós-graduação, churrascos e futebol, Diego Giacomini, Rogério Gonzatto, Alexandre Doneda, Felipe Tonetto, Tiago Ferera, Bruno Chaves, Raquel Schmatz, Guilherme Dietrich, Patrick Pinheiro, Getúlio Pileco e outros das antigas e também recentes, obrigado pela parceria nas discussões, atividades, na hora do chimarrão e também na cerveja nos finais de semana.

Aos bolsistas do LABCEN AITA, meus grandes amigos e companheiros de atividades, Gêssica, Emerson, Juliano, Lidy, Ana Paula, Kathleen, Matheus, Cristian, Augusto, Ana Julia, Thais, Ana Clara, Fran, Alexia e demais bolsistas de outros tempos. Com vocês não há tempo ruim e atividade que não pode ser realizada, a qualidade dos nossos trabalhos são frutos do esforço de vocês. Obrigado! Também aos grandes amigos e colegas Fabiano e Elci pela amizade e ajuda nas atividades.

Ao professor Sandro pelo auxílio e ensinamentos na condução do trabalho. E a todo o Grupo Sandro pela colaboração nas atividades no campo e no laboratório e também pelos momentos de descontração.

Aos funcionários do Departamento de Solos, Paulinho, Pozzobon, Medianeira e Héverton pelo auxílio e amizade.

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pela oportunidade de realização do curso.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos.

“A rentabilidade é diretamente proporcional ao conhecimento aplicado por hectare”  
Dirceu Gassen

“Nós nascemos para trabalhar e não há outra solução a não ser arregaçar as mangas”  
Alberto Torres

## RESUMO

### VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS APLICADOS EM PLANTIO DIRETO: QUANTIFICAÇÃO E ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO

AUTOR: Alexandre Dessbesell  
ORIENTADOR: Prof. Dr. Celso Aita

A volatilização de amônia é a principal via de perda do nitrogênio de dejetos líquidos de suínos (DLS). A mensuração deste processo físico-químico e o estabelecimento de alternativas que mitiguem tais perdas são fundamentais para redução de impactos econômicos e ambientais. O objetivo deste trabalho foi investigar a utilização de um coletor aberto para a captura da amônia volatilizada da aplicação de DLS no solo e avaliar estratégias de manejo e aplicação dos dejetos no solo para redução das perdas de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  na sucessão milho-trigo em plantio direto. Dois estudos foram conduzidos a campo em um Argissolo Vermelho Distrófico arênico na Universidade Federal de Santa Maria/RS. O primeiro estudo constitui-se de dois experimentos após a aplicação de  $50 \text{ m}^3$  de DLS  $\text{ha}^{-1}$ , sendo o primeiro em delineamento inteiramente casualizado foi composto por quatro repetições dos cinco seguintes tratamentos: Testemunha do Método 1, metodologia adaptada de Nõmmik (1973) sem aplicação de DLS; Testemunha Método 2, metodologia PET adaptada de Araújo et al. (2009); Método 1; Método 2 e Método 2 Alternado. No experimento II foram feitas melhorias no método 2, sendo conduzido em delineamento de blocos ao acaso, com quatro repetições dos seguintes tratamentos: Testemunha Método 2; Método 2 e Método 2 Melhorado. O segundo estudo foi conduzido sob as culturas de milho e trigo em blocos ao acaso com quatro repetições dos tratamentos: Solo (Testemunha); Adubação Mineral (NPK + U); DLSsup – DLS em Superfície com 100% do N aplicado na sementeira; DLSinj – DLS Injetado com 100% do N aplicado na sementeira; DLSinj. + DLSsup – DLS Injetado com 50% do N aplicado na sementeira e com 50% em cobertura via DLS em superfície; DLSinj. + U – DLS Injetado com 50% do N aplicado na sementeira e com 50% em cobertura via Ureia. No primeiro estudo a volatilização de  $\text{NH}_3$  no experimento I foi de 10,1; 7,8 e 7,4 kg de N- $\text{NH}_3$   $\text{ha}^{-1}$ , o que correspondeu a apenas 10,6; 7,2 e 6,8% do que foi emitido via  $\text{NH}_3$  e captado pelo método 1, método 2 e método 2 alternado, respectivamente. Já no experimento II a volatilização de  $\text{NH}_3$  foi de 12,8 e 23,8 kg de N- $\text{NH}_3$   $\text{ha}^{-1}$  tendo-se uma porcentagem captada de 16,7 e 33,4%, pelo método 2 e método 2 melhorado, indicando melhorias no coletor aberto. No segundo estudo o tratamento DLSinj assemelhou-se a testemunha, com perda anual acumulada de 5,3 kg de N- $\text{NH}_3$   $\text{ha}^{-1}$ . As estratégias DLSinj + DLSsup e DLSinj + U, obtiveram perdas anuais de N- $\text{NH}_3$  5,6 e 3,5 vezes maiores que o tratamento DLSinj, respectivamente. Os tratamentos NPK + U e DLSsup também obtiveram elevadas perdas, com valores anuais de 32,0 e 21,6 kg de N- $\text{NH}_3$   $\text{ha}^{-1}$ , correspondendo a 10,6 e 7,2% do N amoniacal total aplicados nos dois cultivos. Neste sentido, o método 2 melhorado mostrou-se uma alternativa metodológica promissora para a avaliação da volatilização de  $\text{NH}_3$  provinda da aplicação de DLS e a injeção da totalidade destes no solo é a melhor estratégia para mitigação da volatilização de amônia em cultivos sob SPD.

**Palavras chave:** nitrogênio, metodologia, injeção no solo, milho, trigo.



## ABSTRACT

### AMMONIA VOLATILIZATION FROM PIG SLURRY APPLIED IN NO TILL: QUANTIFICATION AND MITIGATIONS STRATEGIES

AUTHOR: Alexandre Dessbesell

ADVISOR: Prof. Dr. Celso Aita

Ammonia volatilization is the primary cause of nitrogen loss from liquid pig slurry (PS). To measure this physical-chemical process and establish strategies for its mitigation is crucial to decrease environmental and economic impacts. The objective of this study was to investigate the utilization of an open collector to capture volatilized ammonia from PS applied in the soil. Also to test strategies of slurry application and management aiming to reduce N loss through  $\text{NH}_3$  volatilization in corn-wheat crop succession in direct seeding. Two field studies were conducted in an Hapludult at the Federal University of Santa Maria/RS. The first study consists of two experiments after the application of  $50 \text{ m}^3$  of PS  $\text{ha}^{-1}$ . The first experiment followed an entirely randomized design with four replications, as follows: control method 1 (methodology adapted from Nõmmik (1973)); control method 2 (PET methodology adapted from Araújo et al. (2009)); method 1; method 2; and, method 2 altered. For the second experiment, improvements were made for the method 2, applying a randomized blocks experimental design with four repetitions and three treatments: control method 2, method 2 and method 2 improved. This study was conducted in corn and wheat crops in randomized blocks with four repetitions of the treatments: soil (control); mineral fertilization (NPK + U); PSs - PS in the surface with 100% of N applied in the seeding; PSi - PS injected with 100% of N applied in the seeding; PSi + PSs - PS injected with 50% of N used in the seeding, and 50% of N applied top-dressing through PS on the surface; PSi + U - PS injected with 50% of N applied in seeding and 50% of N applied top-dressing via Urea. In the first study, the  $\text{NH}_3$  volatilization in the experiment I were 10.1; 7.8 and 7.4 kg of N- $\text{NH}_3$   $\text{ha}^{-1}$ , what corresponds to only 10.6; 7.2 and 6.8% of the total  $\text{NH}_3$  emissions capture by the method 1, method 2 and method 2 altered, respectively. On the other hand, the  $\text{NH}_3$  volatilization in experiment II were 12.8 and 23.8 kg of N- $\text{NH}_3$   $\text{ha}^{-1}$  resulting in 16.7 and 33.4% captured in the method 2 and method 2 improved showing advantages of using open collector. In the second study, the treatment PSi was similar to the control with an annual accumulated loss of 5.3 kg of N- $\text{NH}_3$   $\text{ha}^{-1}$ . The strategies PSi + PSs and PSi + U resulted in annual losses 5.6 and 3.5 higher than the treatment PSi, respectively. The treatments NPK + U and PSs also obtained significant losses, with annual values of 32.0 and 21.6 kg of N- $\text{NH}_3$   $\text{ha}^{-1}$ , which corresponds to 10.6 and 7.2% of the total ammoniacal applied in both crops. In this sense, the method 2 improved demonstrated to be a promising methodological alternative to evaluate  $\text{NH}_3$  from PS application, besides the injection of these in the soil is the best strategy to mitigate the volatilization of ammonia in crops under no till.

**Key words:** nitrogen, methodology, soil injection, corn, wheat.

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO I

- Figura 1. Fluxo (A) e emissão acumulada (B) de amônia ( $\text{NH}_3$ ) obtidos por metodologias adaptadas de Nõmmik (1973) (Método 1) e Jantalia et al. (2012) (Método 2, Método 2 Alternado), e temperatura do ar e velocidade do vento (C) após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em plantio direto (Experimento I). As barras verticais indicam diferença mínima significativa pelo teste LSD, a 5% (em A e B)..... 28
- Figura 2. Fluxo (A) e emissão acumulada (B) de amônia ( $\text{NH}_3$ ) obtidos por metodologia adaptada de Jantalia et al. (2012) (Método 2, Método 2 Melhorado), e temperatura do ar e velocidade do vento (C) após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em plantio direto (Experimento II). As barras verticais indicam diferença mínima significativa pelo teste LSD, a 5% (em A e B). ..... 31
- Figura 3. Percentagem do nitrogênio total e amoniacal aplicado captado na forma de amônia ( $\text{NH}_3$ ) após aplicação ao solo de dejetos líquidos de suínos durante 57,0 e 50,5 horas, nos experimentos I (A) e II (B), respectivamente. Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste LSD a 5%, letras maiúsculas para N total e minúsculas para N amoniacal. .... 32

### CAPÍTULO II

- Figura 1. Temperatura do ar ( $^{\circ}\text{C}$ ) e precipitação (mm) durante o período de avaliação da volatilização de amônia após a aplicação de dejetos líquidos de suínos em pré-semeadura (A) e adubação de cobertura do milho (B) e na pré-semeadura (C) e cobertura do trigo (D), Santa Maria - RS.....47
- Figura 2. Fluxo de amônia ( $\text{N-NH}_3$ ) após a aplicação dos tratamentos na pré-semeadura (A) e na adubação de cobertura (B) do milho. NPK: fertilizante mineral; U: ureia; DLS: dejetos líquidos de suínos; sup.: aplicação em superfície; inj.: aplicação injetada. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD a 5%.....50
- Figura 3. Fluxo de amônia ( $\text{N-NH}_3$ ) após a aplicação dos tratamentos na pré-semeadura (A) e na adubação de cobertura (B) do trigo. NPK: fertilizante mineral; U: ureia; DLS: dejetos líquidos de suínos; sup.: aplicação em superfície; inj.: aplicação injetada. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD a 5%.....53

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I

- Tabela 1 - Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS) e da palha de aveia preta e quantidades de carbono total (CT), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrogênio orgânico (NO) e matéria seca (MS) adicionados ao solo com os materiais orgânicos, em base úmida. Santa Maria - RS..... 22
- Tabela 2. Nitrogênio mineral ( $\text{NH}_4^+$  +  $\text{NO}_3^-$ ) no solo e na palha de aveia preta após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) para avaliação de metodologias de coleta da amônia volatilizada durante 57,0 e 50,5 horas, nos experimentos I e II, respectivamente. .... 34

### CAPÍTULO II

- Tabela 1 – Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS) com as quantidades de carbono total (CT), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrogênio orgânico (NO) e matéria seca (MS), em base úmida. Santa Maria - RS.....44
- Tabela 2 - Volatilização de amônia ( $\text{NH}_3$ ) para atmosfera e proporção de N perdida por volatilização de  $\text{NH}_3$  após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) e ureia (U) na semeadura e em cobertura na sucessão milho-trigo. Santa Maria, RS.....56

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	13
2	<b>HIPÓTESES</b> .....	16
3	<b>OBJETIVOS</b> .....	17
	3.1. OBJETIVO GERAL .....	17
	3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	17
4	<b>CAPÍTULO I - COLETOR ABERTO PARA CAPTURA DA AMÔNIA VOLATILIZADA APÓS A APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO</b> .....	18
	4.1. RESUMO .....	18
	4.2. INTRODUÇÃO.....	20
	4.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	22
	4.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	25
	4.5. CONCLUSÕES.....	35
	4.6. REFERÊNCIAS .....	35
5	<b>CAPÍTULO II - ESTRATÉGIAS PARA REDUÇÃO DA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO DE MILHO E TRIGO</b> .....	39
	5.1. RESUMO .....	39
	5.2. INTRODUÇÃO.....	41
	5.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	43
	5.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
	5.5. CONCLUSÕES .....	58
	5.6. REFERÊNCIAS .....	59
6	<b>DISCUSSÃO GERAL</b> .....	63
7	<b>CONCLUSÕES GERAIS</b> .....	66
8	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	66

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A crescente demanda mundial por alimentos e o aumento na tecnificação dos sistemas de produção tem incrementado a produtividade em todos os seguimentos da cadeia do agronegócio brasileiro. Na cadeia produtiva de carnes os sistemas de criação tornaram-se mais intensivos e concentrados facilitando a comercialização e a logística. Neste cenário a suinocultura nacional, impulsionada pelo melhoramento genético e avanços sanitários, elevou a produtividade média e inseriu-se no mercado mundial (CIAS, 2010), com grande destaque. O setor, em 2015, encontrava-se como o quarto maior produtor, segundo estimativa do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA, 2015), atrás apenas da China, União Europeia e Estados Unidos.

A região Sul do país neste contexto concentra aproximadamente 49,3% do rebanho nacional de suínos, somando mais de 20 milhões de cabeças (IBGE, 2015). Recentemente, os estados da região Centro-Oeste e Sudeste vêm aumentando sua representatividade no setor (ABIPECS, 2012), comportamento relacionado às áreas de produção das matérias primas para a alimentação dos animais. A criação destes animais nestas regiões, buscando altas produtividades por área, está alicerçada na elevada lotação de animais com dietas energéticas ricas em carboidratos e proteínas (por exemplo, milho e farelo de soja) (BERENCHTEIN et al., 2010; MONTEIRO et al., 2017) e exigências sanitárias e de bem-estar animal rígidas e fundamentadas em instalações constantemente higienizadas (AMARAL et al., 2006).

Ao caracterizarmos este sistema produtivo de criação de suínos, entretanto, além da geração otimizada de animais, também há em maior magnitude a produção de grande volume de dejetos. Este aspecto é extremamente importante, pois na sua maioria, os locais de armazenamento desses dejetos líquidos de suínos (DLS) rápido e constantemente apresentam-se em sua capacidade máxima ocupada. Onde, por serem ricos em nutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) (CASSOL et al., 2013), os dejetos são destinados para áreas agrícolas como forma de abatimento de custos com fertilizantes minerais. Estas aplicações são realizadas principalmente em áreas de pastagens (DA SILVA et al., 2015) e cultivos para grãos, com destaque para as culturas do milho e trigo (GONZATTO et al., 2016; OVEJERO et al., 2016), culturas estas fortemente responsivas e dependentes destes elementos, principalmente de N. No entanto, tais propriedades produtoras localizadas na região Sul do Brasil são caracterizadas por pequenas propriedades, de relevo acidentado e de solo raso

(KUNZ et al., 2005) acarretando em elevados problemas provenientes de aplicações dos dejetos sem orientações técnicas adequadas.

Do ponto de vista do N, o ciclo biogeoquímico deste elemento nutriente é fortemente alterado no solo após adubação proveniente de DLS. Já que, o N é um dos nutrientes em maior quantidade nos dejetos e estes por estarem armazenados principalmente em esterqueiras anaeróbicas que favorecem a presença e manutenção das formas de N amoniacal ( $\text{NH}_4^+$  +  $\text{NH}_{3(\text{g})}$ ). A proporção de N nesta forma pode chegar a valores superiores a 70% do N total (YAGÜE et al., 2012), pois o ambiente majoritariamente anaeróbico no interior da esterqueira limita o processo microbiano da nitrificação, conversão do N amoniacal às formas de nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Dentre os principais malefícios do manejo incorreto dos DLS, quando aplicados ao solo, estão a volatilização de amônia ( $\text{NH}_3$ ) (ROCHETTE et al., 2009; MEADE et al., 2011), a emissão de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (LOURO et al., 2015), a lixiviação e o escoamento superficial de  $\text{NO}_3^-$  (CARNEIRO et al., 2012), a eutrofização de águas superficiais e subsuperficiais (HAN et al., 2014). Além disso, existem outros efeitos negativos sob o ponto de vista da elevada carga de patógenos e orgânica (XIAO et al., 2006), da emissão de maus odores (PARKER et al., 2013) e de outros elementos com elevado potencial para contaminação ambiental, com destaque ao fósforo, cobre e zinco (SCHERER et al., 2010; DE CONTI et al., 2016). Todos estes efeitos prejudicam o meio ambiente e reduzem o potencial fertilizante dos dejetos de suínos.

A volatilização de  $\text{NH}_3$  é a principal via de perda de N dos DLS, correspondendo a emissão para atmosfera de até 77% do N amoniacal total aplicado na superfície do solo (HUIJSMANS et al., 2001; BOSH-SERRA et al., 2014). Além da diminuição do N para as plantas, a volatilização pode acarretar ainda em emissões indiretas de  $\text{N}_2\text{O}$  via nitrificação e desnitrificação (HAN et al., 2014), oriundo da  $\text{NH}_3$  que retorna ao solo por precipitação. A principal característica potencializadora destas perdas é que a aplicação dos dejetos na superfície do solo, sob restos culturais. Esta é a técnica mais utilizada no Brasil atualmente, pois aproximadamente 32 milhões de hectares são cultivados no sistema de plantio direto (SPD) (FREITAS & LANDERS, 2014), como também a grande maioria das áreas agrícolas no Sul do país é manejada nesse sistema (AMADO et al., 2006). A partir disto, há fatores que propiciam elevadas perdas de N por volatilização de  $\text{NH}_3$ , entre os quais a manutenção da palha sobre o solo torna-se uma barreira física para a infiltração dos DLS e aumenta a exposição destes às condições climáticas (temperatura, umidade relativa do ar, vento); a matéria seca dos próprios DLS pode promover a obstrução dos poros e reduzir a capacidade de infiltração desses dejetos no solo (HANI et al., 2016); além da exposição da elevada fração

de N amoniacal dos dejetos aos efeitos da radiação solar e da velocidade do vento (MKHABELA et al., 2009), sendo que em geral os dejetos apresentam pH de neutro à alcalino, favorecendo a conversão do  $N-NH_4^+$  para a forma de  $N-NH_3$ , volátil.

Além desses aspectos levantados anteriormente, algo relevante sobre a volatilização de  $NH_3$  proveniente da aplicação de DLS em SPD, ainda pouco explorado pela pesquisa, é sobre o ponto de vista metodológico. A quantificação de tais emissões pelos métodos convencionais é limitada (NÔMMIK, 1973; ROCHETTE et al., 2013), principalmente devido à dinâmica da perda de N por volatilização de  $NH_3$  ser extremamente rápida e concentrada nas primeiras horas após a aplicação dos DLS (HUIJSMANS et al., 2001), muito influenciada pelas características dos próprios dejetos (SCHERER et al., 1996) e pelas condições ambientais no momento e nos primeiros dias após sua aplicação. Neste contexto, apesar dos túneis ventilados serem largamente utilizados e citados na literatura internacional como os que melhor quantificam as reais emissões de  $NH_3$  (SMITH et al., 2007; ROCHETTE et al., 2013), os mesmos são de elevado custo, difícil operação e podem superestimar as emissões de  $NH_3$  (ROCHETTE et al., 2009). Não obstante, a metodologia de Nômmik (1973) também é muito utilizada em avaliações nesta temática, pela sua simplicidade, contudo pode subestimar fortemente as perdas reais de N por  $NH_3$  (SMITH et al., 2007).

Com isso, há necessidade de métodos para avaliação que sejam confiáveis, de baixo custo, fácil execução e que se adaptam às condições de plantio direto. A busca de novas metodologias que mensurem a magnitude desse processo físico-químico é essencial para que seja possível detectar com mais acurácia as perdas de  $N-NH_3$  e estabelecer estratégias que mitiguem as perdas gasosas de N por essa via (NI et al., 2015), auxiliando no estudo de seus impactos econômicos e ambientais. Recentemente, uma nova metodologia com a utilização de um coletor aberto formulado através de garrafas de politereftalato de etileno (PET) vem sendo utilizada para quantificação da volatilização de amônia após a aplicação de ureia, demonstrando resultados promissores e apresentando baixo custo e fácil operacionalização (JANTALIA et al., 2012). No entanto, tal dispositivo foi testado apenas com fertilizantes minerais (ureia) (SHIGAKI & DELL, 2015) que apresentam dinâmica de emissão de  $NH_3$  diferente dos DLS. Com isso, fazem-se necessários estudos que quantifiquem e validem esta nova metodologia, trazendo maior facilidade e representatividade nas avaliações no cenário de aplicações destes resíduos em plantio direto.

Um segundo ponto que merece destaque, vinculado às elevadas perdas de N das aplicações de DLS em SPD, está na combinação de práticas de manejo que reduzam o potencial de contaminação do ambiente e aumentem a disponibilidade e o aproveitamento do

N pelas plantas (DENG et al., 2013; BOSCH-SERRA et al., 2014; BELL et al., 2015). Em gramíneas, principal destino dos DLS, as perdas de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  ainda são elevadas e variáveis de 15 a 77% do N amoniacal total aplicado (HUIJSMANS et al., 2001; ROCHETTE et al., 2009; AITA et al., 2014), causando alto risco ambiental e a perda da efetividade do fertilizante na cultura de interesse.

A associação de práticas de manejo e aplicação dos dejetos de suínos no solo com resultados promissores na literatura sob a redução das perdas de N desses dejetos, sejam devido ao modo de aplicação dos dejetos no solo (DELL et al., 2011; AITA et al., 2014), ao parcelamento da aplicação (PUJOL et al., 2012; PAN et al., 2016; BOSCH-SERRA et al., 2015) e a combinação de adubação orgânica e mineral (ZHANG et al., 2014), são práticas ainda pouco exploradas com o enfoque na dinâmica da volatilização de  $\text{NH}_3$  em condições de plantio direto no Sul do Brasil. Assim, é de extrema relevância a busca por metodologias que mensurem fácil e adequadamente as perdas de N via  $\text{NH}_3$  oriundas de aplicações de DLS. Bem como, estratégias de manejo combinadas dos DLS e da ureia visando redução nos fatores potencializadores da volatilização de amônia e favorecendo a ação da cultura de interesse, com o intuito de mitigar o potencial poluidor dos DLS e aumentar a disponibilidade de N às plantas em condições de plantio direto.

## **2 HIPÓTESES**

O coletor aberto (PET) de captação de amônia, utilizado com ureia, é eficiente em mensurar a amônia volatizada do solo proveniente da aplicação de dejetos líquidos de suínos em SPD.

A injeção de 50% da dose recomendada de N na semeadura via DLS, e a aplicação dos outros 50% do N na superfície do solo, em cobertura, via DLS ou ureia, reduz as emissões de  $\text{NH}_3$  em relação ao modo tradicional de uso da ureia e dos DLS na sucessão milho-trigo em SPD.



### 3 OBJETIVOS

#### 3.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo deste trabalho foi investigar a utilização de um coletor aberto para a captura de amônia volatilizada proveniente da aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo, adaptando e comparando a eficiência deste com um sistema tradicional (câmara semiaberta) de coleta desse gás, e avaliar algumas estratégias de manejo e aplicação dos dejetos no solo que permitam reduzir as perdas de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  na sucessão milho-trigo em sistema plantio direto.

#### 3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1) Avaliar a capacidade e eficiência de um coletor aberto (PET) em captar a amônia volatilizada após a aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície do solo nas culturas de milho e trigo;
- 2) Realizar ajustes e adaptações necessárias para obter a máxima capacidade de captura da  $\text{NH}_3$  volatilizada do solo, após aplicação de dejetos de suínos, em sistema PET;
- 3) Detectar a quantidade de N perdido do solo por volatilização de amônia sob diferentes modalidades de aplicação de dejetos de suínos no solo, combinados ou não à adubação mineral com ureia;
- 4) Definir a melhor estratégia para mitigar as perdas de N- $\text{NH}_3$  na sucessão milho-trigo em um Argissolo, sob plantio direto.

## 4 CAPÍTULO I - COLETOR ABERTO PARA CAPTURA DA AMÔNIA VOLATILIZADA APÓS A APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO

### 4.1. RESUMO

Do ponto de vista metodológico, a quantificação das perdas de N por volatilização de amônia ( $\text{NH}_3$ ) de dejetos líquidos de suínos (DLS) sob sistema de plantio direto (SPD) ainda é pouco estudado no Brasil. Principalmente pela dificuldade de se avaliar tais emissões pelos métodos convencionais pouco precisos e de difícil execução. Em virtude disso, é fundamental a busca por metodologias que sejam confiáveis, de baixo custo e de fácil execução, afim de, encontrar estratégias de mitigação. O objetivo deste trabalho foi avaliar a utilização de um coletor aberto de politereftalato de etileno (PET) para a captação da amônia volatilizada do solo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto. Para isso, dois experimentos foram conduzidos, em condições de campo, aplicando-se  $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de DLS em superfície, sobre palha de aveia preta em SPD, na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria/RS. O experimento I foi disposto em delineamento inteiramente casualizado, com quatro repetições dos cinco seguintes tratamentos: testemunha do método 1, metodologia adaptada de Nõmmik (1973) (Testemunha Método 1); Testemunha Método 2, metodologia PET adaptada de Araújo et al. (2009); Método 1; Método 2 e Método 2 Alternado. Buscando-se consolidar os resultados obtidos no experimento I sob o ponto de vista da utilização e, especialmente, da melhoria do método 2 para a coleta de  $\text{NH}_3$ , o experimento II foi conduzido em delineamento de blocos ao acaso, com quatro repetições de três tratamentos, sendo eles: Testemunha Método 2; Método 2 e Método 2 Melhorado. A perda de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  no experimento I foi de 10,1; 7,8 e 7,4 kg de  $\text{N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ , o que corresponde, pelo balanço teórico de N mineral do solo, a apenas 10,6; 7,2 e 6,8% do que foi emitido via  $\text{NH}_3$  e captado pelo método 1, método 2 e método 2 alternado, respectivamente. Já no experimento II a volatilização de  $\text{NH}_3$  foi de 12,8 e 23,8 kg de  $\text{N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$  tendo-se uma porcentagem capturada de 16,7 e 33,4%, pelo método 2 e método 2 melhorado, indicando melhorias no coletor aberto. Neste sentido, concluímos que o método 2 melhorado é uma alternativa metodológica promissora para a avaliação da volatilização de  $\text{NH}_3$  provinda da aplicação de DLS em SPD.

**Palavras chave:** suinocultura, adubação orgânica, nitrogênio, metodologia.

## OPEN COLLECTOR FOR THE MEASUREMENT OF VOLATILIZED AMMONIA AFTER PIG SLURRY APPLICATION IN NO-TILL

### ABSTRACT

In a methodological point of view, studies concerning nitrogen (N) loss quantification through ammonia ( $\text{NH}_3$ ) volatilization of pig slurry (PS) in no-till (NT) are still lacking in Brazil. Mostly because of the challenges of evaluating emissions through traditional methods that lack in precision and are of difficult execution. For this reason, it is crucial to develop reliable methodologies at low cost and easy implementation aiming to promote mitigation strategies. This work seeks to evaluate the usage of an open ethylene terephthalate (PET) collector to collect ammonia volatilized from the soil after the application of liquid slurry in NT. For this purpose, two field experiments were executed through the application of  $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  of PS in the soil surface, above the oat straw in a NT, at the Soil Department's experimental area in the Federal University of Santa Maria. The experiment I design was completely randomized with four replications of the following treatments: control method 1 (methodology adapted from Nõmmik (1973)); control method 2 (PET methodology adapted from Araújo et al. (2009)); method 1; method 2; and, method 2 altered. The experiment II was developed aiming to consolidate the results obtained from experiment 1 regarding the usage, as well as to improve the  $\text{NH}_3$  measurement. The experiment II consists in a randomized block design with four repetitions and three treatments, which are: control method 2; method 2; and, method 2 improved. In the experiment, the results of N losses by volatilization of  $\text{NH}_3$  were 10.1; 7.8 and 7.4 kg of N- $\text{NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ . Which corresponds, according to the theoretical balance of the soil mineral N, to only 10.6; 7.2 and 6.8% of the amount emitted via  $\text{NH}_3$  and captured by method 1, method 2 and method 2 altered, respectively. On the other hand, in experiment II the volatilization of  $\text{NH}_3$  was 12.8 and 23.8 kg of N- $\text{NH}_3 \text{ ha}^{-1}$  capturing a percentage of 16.7 and 33.4%, via method 2 and method 2 improved. This indicates an improvement by using the open collector; concluding that the method 2 improved is a promising alternative for the evaluation of the  $\text{NH}_3$  volatilization originated from PS in NT.

**Key words:** organic fertilization, nitrogen, methodology.

## 4.2. INTRODUÇÃO

Perdas de nitrogênio (N) por volatilização de amônia ( $\text{NH}_3$ ) após a aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos (DLS) ao solo podem trazer impactos negativos tanto do ponto de vista agrônomo quanto ambiental. Além de reduzir o potencial de fornecimento de N às culturas (MALHI et al., 1996), a  $\text{NH}_3$  volatilizada também pode provocar, através da produção da chuva ácida, a acidificação dos ecossistemas (NDEGWA et al., 2008) e, após a sua deposição no solo, ser responsável indiretamente pela produção de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013).

Nos dejetos de animais manejados na forma líquida e armazenados em condições anaeróbicas o processo de nitrificação é inibido, ocorrendo o acúmulo de N na forma amoniacal ( $\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$ ). Nos DLS a proporção do N total que se encontra na forma amoniacal varia de 60 a 70% (YAGÜE et al., 2012), por isso estes representam uma fonte potencial e alternativa aos fertilizantes sintéticos para fornecimento de N às plantas. Entretanto, a aplicação desses dejetos na superfície do solo e sem incorporação, como é feito tradicionalmente em sistema de plantio direto (SPD), pode resultar em perdas de até 77% desse N amoniacal (HUIJSMANS et al., 2001), o que trás prejuízos econômicos e ambientais relevantes, já que no Brasil aproximadamente 32 milhões de hectares são cultivados neste sistema (FREITAS & LANDERS, 2014).

A quantificação das perdas de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  após a aplicação dos DLS em SPD ainda é pouco estudada no Brasil. Isso se deve, na maioria das vezes, a dificuldade de se avaliar tais emissões pelos métodos convencionais pouco precisos. Em virtude disso, a pesquisa tem buscado métodos de avaliação que sejam confiáveis, de baixo custo e de fácil execução. Entre os principais métodos disponíveis para avaliar as emissões de  $\text{NH}_3$  tem sido utilizadas câmaras fechadas e semiabertas (SHIGAKI & DELL, 2015). Embora sejam métodos simples e de fácil execução, apresentam como principal limitação, a falta de circulação de ar adequada no interior do dispositivo, o que reduz a transferência vertical dos gases dentro do sistema. Quando câmaras semiabertas foram utilizadas em estudos com aplicação de cama de frango (MIOLA et al., 2015) e DLS (SMITH et al., 2007), subestimaram as emissões de  $\text{NH}_3$  em 47% e 95% em relação ao método dos túneis de vento, respectivamente.

O método dos túneis de vento tem sido bastante utilizado nos últimos anos em outros países (MISSELBROOK et al., 2005; MKHABELA et al., 2009; ROCHETTE et al., 2013). É considerado como aquele que melhor reproduz as condições ambientais e, por isso, o que

mais precisamente corresponde às emissões reais de  $\text{NH}_3$  (SMITH et al., 2007). Todavia, o método exige equipamentos especiais, o que o torna oneroso e de difícil operacionalização (ROCHETTE et al., 2009).

Trabalhos recentes tem avaliado a eficiência de um coletor aberto composto por garrafas de politereftalato de etileno (PET) para estimativa da volatilização de  $\text{NH}_3$ , com resultados promissores sob a volatilização de N de fontes minerais (SHIGAKI & DELL, 2015; MARTINS et al., 2015). Como vantagens, tal dispositivo apresenta maior praticidade, baixo custo e a possibilidade de permitir maior circulação de ar em seu interior, quando comparado ao dispositivo semiaberto de Nõmmik (1973). Em trabalho de Araújo et al. (2009) o coletor aberto obteve eficiência de 57% na recuperação da  $\text{NH}_3$  volatilizada do solo com a utilização de 15N, tendo como fonte mineral a ureia. Comparando o dispositivo semiaberto e o coletor aberto após a aplicação de ureia, Jantalia et al. (2012) observaram valores semelhantes entre os dois dispositivos ( $p < 0,05$ ). A falta de resposta do coletor aberto no trabalho deste autor foi atribuída principalmente a precipitação ocorrida logo após a aplicação dos tratamentos, desfavorecendo a ocorrência do processo de volatilização de  $\text{NH}_3$ , o que acarretou em perdas de apenas 4% do nitrogênio amoniacal total aplicado.

Entretanto, diferente da ureia que apresenta emissões de  $\text{NH}_3$  concentradas entre o 2º e 4º dias após aplicação (OLIVEIRA et al., 2014), nos DLS às perdas são elevadas já nas primeiras horas após sua aplicação ao solo, podendo obter perdas nas primeiras 10 horas após a aplicação tanto de dejetos de suínos (HUIJSMANS et al., 2001) quanto de bovinos (SPIRIG et al., 2010) de até 80% da  $\text{NH}_3$  total perdida em todo o período de avaliação. A dinâmica da volatilização de  $\text{NH}_3$  de DLS com o coletor aberto é um aspecto ainda não explorado, e a análise comparativa com métodos tradicionalmente utilizados para este fim, como o de Nõmmik (1973), são essenciais para a validação para seu uso e para realização de ajustes neste dispositivo. Portanto, é preciso avaliar estas alternativas simples e eficazes e que quantifiquem com maior precisão as perdas de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  oriundas da aplicação de DLS ao solo, com o intuito de elucidar a magnitude do processo e buscar alternativas para mitigá-lo. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar a utilização de um coletor aberto para a captação da amônia volatilizada do solo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto.

#### 4.3. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo compreende dois experimentos de curta duração realizados em condições de campo, no Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria/RS (29° 43' 11"S, 53° 42' 18"W), em um Argissolo Vermelho Distrófico arênico (EMBRAPA, 2013) e Hapludult (SOIL SURVEY STAFF, 2014). O solo apresentava as seguintes características: pH<sub>H2O</sub> (1:1) = 5,8; matéria orgânica (MO) = 1,2%; argila = 19%; fósforo (P) = 21,8 mg dm<sup>-3</sup>; potássio (K) = 56 mg dm<sup>-3</sup>; alumínio (Al) = 0,0 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; cálcio (Ca) = 2,5 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; e, magnésio (Mg) = 1,2 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>.

Os DLS utilizados em ambos experimentos foram provenientes de animais em fase de terminação, coletados em esterqueira anaeróbica. A dose empregada de DLS foi de 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, calculada com base na recomendação do Manual de Adubação e Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (CQFS, 2004) para a cultura do milho, a qual posteriormente foi semeada na área dos experimentos. A aplicação dos DLS, nos dois experimentos, foi realizada em superfície diretamente sobre os resíduos culturais de aveia preta em SPD. As principais características dos DLS e dos resíduos de aveia preta constam na tabela 1.

Tabela 1 - Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS) e da palha de aveia preta e quantidades de carbono total (CT), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrogênio orgânico (NO) e matéria seca (MS) adicionados ao solo com os materiais orgânicos, em base úmida. Santa Maria - RS.

Características	Palha	DLS	
		Experimento I	Experimento II
MS, g kg <sup>-1</sup>	86,3 (1.860) <sup>(1)</sup>	32,8 (1.638)	36,8 (1.838)
CT, g kg <sup>-1</sup>	42,9	5,6 (280)	4,5 (225)
NT, g kg <sup>-1</sup>	1,36	4,5 (225)	4,4 (220)
NAT, g kg <sup>-1</sup>	-	3,3 (165)	3,2 (160)
NO, g kg <sup>-1</sup>	-	1,2 (60)	1,2 (60)
C/N	31,6	1,2	1,0
pH	-	6,6	6,8
Dose, m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	-	50	50

<sup>(1)</sup> Valores em parênteses representam a adição no solo, em kg ha<sup>-1</sup>.

No experimento I, avaliou-se a volatilização de  $\text{NH}_3$  de DLS sob duas metodologias de coleta. O período avaliado foi de 57,0 horas (07 a 09/11/15) e compreendeu um período sem precipitações pluviométricas. O método 1, foi baseado em um sistema de coleta de  $\text{NH}_3$  proposto por Nõmmik (1973) com algumas adaptações. O método 2, baseou-se no dispositivo proposto por Araújo et al. (2009) e modificado por Jantalia et al. (2012), sobre o qual também foram realizadas novas adaptações.

O experimento I constou de cinco tratamentos distribuídos em delineamento experimental inteiramente casualizado com quatro repetições. Os tratamentos foram os seguintes: testemunha do método 1, sem a aplicação de DLS (Testemunha Método 1); testemunha do método 2, sem aplicação de DLS (Testemunha Método 2); método 1 após a aplicação de DLS na superfície do solo (Método 1); método 2 após a aplicação de DLS na superfície do solo (Método 2) e método 2 com alternância entre dois locais para coleta, após a aplicação de DLS na superfície do solo (Método 2 Alternado). As repetições dos tratamentos sem aplicação de DLS foram dispostas em uma parcela de 2 m<sup>2</sup>, enquanto que os tratamentos que receberam dejetos na superfície do solo foram dispostos em parcelas de 4 m<sup>2</sup>. A aplicação dos DLS nestas parcelas foi fracionada em subáreas de 1 m<sup>2</sup> para a melhor distribuição dos resíduos sobre o solo.

O experimento II foi conduzido buscando-se consolidar os resultados obtidos no experimento I sob o ponto de vista da utilização e, especialmente, da melhoria do método 2 para a coleta de  $\text{NH}_3$  volatilizada a partir da aplicação de DLS na superfície do solo em SPD. O mesmo foi conduzido durante 50,5 horas (24 a 26/11/15) após a aplicação dos DLS, também compreendendo um período sem precipitações pluviométricas. Avaliou-se a campo quatro repetições de três tratamentos, sendo eles: testemunha do método 2, sem aplicação de DLS (Testemunha Método 2); método 2 após a aplicação de DLS na superfície do solo (Método 2) e método 2 com o aumento na largura da esponja, de 2,5 para 5 cm, para a captura da  $\text{NH}_3$  volatilizada, após a aplicação de DLS na superfície do solo (Método 2 Melhorado). As repetições de cada tratamento foram distribuídas em delineamento experimental de blocos ao acaso. A aplicação dos DLS foi realizada em unidades experimentais de 0,10 m<sup>2</sup> e cada dispositivo de coleta foi alocado no centro da unidade.

O sistema de coleta de  $\text{NH}_3$  utilizado no experimento I, com algumas adaptações em relação a aquele proposto por Nõmmik (1973) (Método 1), possuía uma câmara quadrada de cloro-polivinil (PVC), com 0,325 m de lado e 0,30 m de altura, disposta sobre uma base de aço galvanizado introduzida a 0,10 m de profundidade no solo. Esta base possui uma canaleta

na parte superior preenchida com água para completa vedação do sistema. No interior da câmara, duas espumas com densidade 28 e 20 mm de espessura e nas mesmas dimensões da câmara foram usadas para capturar a amônia volatilizada. Uma das esponjas, alocada a 0,15 m da superfície do solo, capturava a amônia volatilizada do solo no interior da câmara e a outra, disposta a 0,15 m acima da inferior, servia para evitar possíveis contaminações provenientes da volatilização de  $\text{NH}_3$  do solo da parte externa a câmara. As esponjas eram previamente embebidas em 100 mL de solução ácida ( $50 \text{ mL L}^{-1}$  de  $\text{H}_3\text{PO}_4$  +  $40 \text{ mL L}^{-1}$  de glicerina), sendo que após o período de avaliação as esponjas inferiores eram substituídas e levadas ao laboratório para extração com  $\text{KCl}$  1M, até completar o volume de 1000 mL em um balão volumétrico.

O dispositivo proposto por Araújo et al. (2009) e por Jantalia et al. (2012) (Método 2), usado como referência para os dois estudos do presente trabalho, também teve algumas adaptações. O coletor foi composto por uma garrafa de plástico transparente de politereftalato de etileno (PET), com capacidade para 3 L e com área de  $0,011 \text{ m}^2$ . A parte inferior do PET foi retirada e alocada na parte superior com o auxílio de um fio rígido galvanizado para evitar a entrada de água no interior da garrafa pela abertura onde a tampa estava alocada. A câmara apresentava 0,26 m de altura e era acondicionada na superfície do solo sobre os resíduos vegetais. No interior de cada câmara havia uma esponja de poliuretano de 0,003 m de espessura, 0,25 m de comprimento e 0,025 m de largura embebida em 50 mL de uma solução ácida ( $\text{H}_2\text{SO}_4$  1M + 4% de glicerina). A esponja era suspensa verticalmente no interior da câmara com o auxílio de um fio rígido fixado na saída de ar do PET e a aproximadamente 0,015 m da superfície do solo. A base do fio rígido também servia de suporte para um frasco de plástico acrílico, contendo a solução ácida usada para embeber a esponja. A cada avaliação os frascos, juntamente com as esponjas, eram substituídos e levados ao laboratório para a extração. A extração da esponja de cada unidade experimental foi realizada adicionando-se 250 mL da solução de  $\text{KCl}$  1M, subdividida em três a quatro volumes, agitando-os manualmente por 10 segundos a cada volume adicionado com auxílio de um funil em balão volumétrico de 250 mL. A quantificação dos teores de N coletados em ambos os métodos foi realizada em uma alíquota de 20 mL de cada amostra em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldahl (TEDESCO et al., 1995), após adição de 10 mL de  $\text{NaOH}$  1M para elevação do pH.

Em ambos os experimentos realizou-se o monitoramento dos teores de nitrogênio (N) mineral do solo ( $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ ), no início e no fim de cada experimento. Com esses dados foi possível fazer um balanço de perda de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  em relação ao total de N



aplicado inicialmente no solo. O curto período de avaliações com baixa influência sob o metabolismo microbiano do solo e a não ocorrência de precipitações permitem inferir que a principal diferença entre o nitrogênio aplicado com os dejetos ao solo no início e após os períodos de avaliação se deva principalmente à saída do N via volatilização de  $\text{NH}_3$ . Para isso, após a aplicação dos DLS e após o encerramento de cada experimento coletaram-se amostras de solo na camada 0 – 0,05 m com o uso de anéis volumétricos, com exceção da coleta inicial no experimento I, onde o solo foi coletado na camada 0 – 0,1 m. Além do acompanhamento dos teores de N mineral no solo, concomitantemente, foi mensurada a umidade gravimétrica (TEDESCO et al., 1995), e também foram quantificados os teores de N mineral retido na palha no início e no final dos experimentos.

Os resultados foram submetidos à análise de variância e quando houveram diferenças significativas às mesmas foram comparadas entre si pelo teste LSD (Least Square Difference) a 5% de probabilidade de erro, com o auxílio do software estatístico SISVAR (versão 5.4 (build 80)).

#### 4.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A volatilização de  $\text{NH}_3$  demonstrou ser uma importante via de perda de N dos DLS quando aplicados na superfície do solo, em ambos os experimentos. Esse comportamento é relatado na literatura (SOMMER & HUTCHINGS et al., 2001; ROCHETTE et al., 2009) e pode ser atribuído às características físico-químicas dos dejetos (MS, pH, N amoniacal), a sua forma de aplicação (superfície x incorporado), como também às condições ambientais (BOSH-SERRA et al., 2014; VRIES et al, 2015).

Analisando o fluxo de N- $\text{NH}_3$  no experimento I (Figura 1A) nota-se que, na primeira avaliação, realizada 9,3 horas após a aplicação dos DLS, o fluxo capturado com o método 1 ( $444,0 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) foi aproximadamente 170% maior do que os dois tratamentos com o uso do método 2 ( $174,9$  e  $152,2 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) ( $p < 0,05$ ). Tal diferença no comportamento inicial dos dois dispositivos pode estar relacionada a dois aspectos. Um sobre a forma de captura da  $\text{NH}_3$  volatilizada que aliada ao elevado fluxo inicial de emissão, característico dos DLS (MEISINGER & JOKELA, 2000), favoreceu o dispositivo do método 1. Outro ponto está relacionado ao método 2 possuir menor área de amostragem e o dispositivo ser aberto, fatores estes que podem ter desfavorecido o método 2 nas primeiras horas de avaliação.

A partir da segunda avaliação, realizada 21,8 horas após a aplicação dos DLS, os fluxos de N-NH<sub>3</sub> (Figura 1A) do método 2 igualam-se aos fluxos do método 1. Indicando que em menores fluxos o método 2 apresentou uma capacidade semelhante a do método 1, porém a semelhança indica que o coletor aberto (Método 2) apresenta também limitações para a captura da NH<sub>3</sub> volatilizada dos DLS (SMITH et al., 2007). Uma hipótese provável para o desempenho semelhante desta metodologia está na superfície de captação do dispositivo ser menor em relação à área emissora, como também pelo dispositivo ser aberto, o que pode ter permitido a perda de amônia rapidamente após a aplicação dos DLS. Já a menor captura do método 1 após a segunda avaliação pode estar relacionado a falta de circulação de ar no interior do dispositivo, reduzindo a transferência vertical dos gases dentro do dispositivo. Comportamento semelhante sob a eficiência do dispositivo "PET" (Método 2) foi evidenciada no trabalho de Jantalia et al. (2012) quando o mesmo foi utilizado na avaliação da volatilização de NH<sub>3</sub> após a aplicação de ureia. Nesse trabalho, as emissões se mantiveram baixas devido à ação da chuva, promovendo comportamento semelhante entre os dois dispositivos de coleta.

A emissão acumulada de N-NH<sub>3</sub> no experimento I (Figura 1B) não diferiu estatisticamente entre os tratamentos que receberam DLS ao término das 57,0 horas de avaliações. Excepcionalmente, no primeiro intervalo avaliado após a aplicação dos DLS ao solo, o método 1 capturou mais N-NH<sub>3</sub> do que os demais tratamentos, acumulando 4,0 kg ha<sup>-1</sup> N-NH<sub>3</sub>, comparado a 1,4 e 1,6 kg ha<sup>-1</sup> N-NH<sub>3</sub> com os métodos 2 fixo e alternado, respectivamente. A disposição das esponjas cobrindo toda a área emissora de NH<sub>3</sub> e a colocação de uma base inserida no solo com sistema de vedação podem ter favorecido o sistema coletor do método 1, já que os fluxos iniciais são elevados quando aplicados os DLS no solo em superfície (HUIJSMANS et al., 2001). Por outro lado, o método 2 pode ter sido desfavorecido inicialmente, pois apresentava um sistema aberto, alocado sobre a superfície emissora de menor tamanho e com o dispositivo de captação não cobrindo majoritariamente a área emissora de NH<sub>3</sub>. A perda total de N-NH<sub>3</sub> ao término do período de avaliação com o método 1 foi 10,1 kg ha<sup>-1</sup>, superando em média 25% a NH<sub>3</sub> volatilizada pelo método 2 fixo ou alternado (7,5 kg ha<sup>-1</sup> N-NH<sub>3</sub>), porém sem significância estatística.

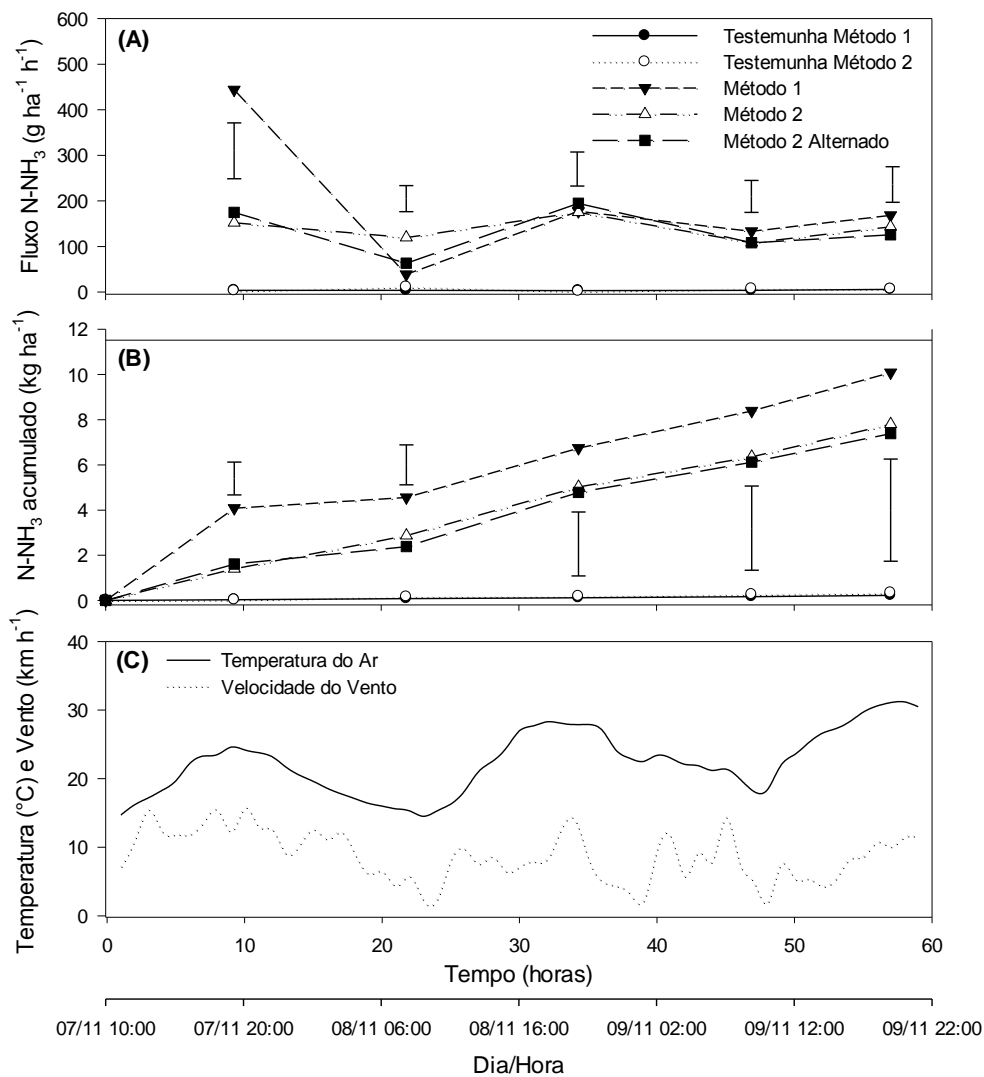
Resultados semelhantes aos observados no experimento I foram relatados por Gonzatto (2012) após 198 horas da aplicação de 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS em superfície sobre palha de trigo em solo manejado sob SPD. Nesse trabalho, o autor observou emissões acumuladas de 9,4 kg de N-NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> com a maioria dos fluxos concentrando-se nas primeiras 60 horas após a aplicação dos dejetos. Corroborando com este comportamento, Meade et al. (2011)

demonstraram que 95% das perdas de N via  $\text{NH}_3$  ocorrem nas primeiras 24 horas após a aplicação de DLS. Estes autores encontraram perdas acumuladas de 6,5 kg de N- $\text{NH}_3$   $\text{ha}^{-1}$  durante 168 horas de avaliações após a aplicação de 30  $\text{m}^3$   $\text{ha}^{-1}$  de DLS. As emissões elevadas de  $\text{NH}_3$  já nas primeiras horas após a aplicação de dejetos é governada por diversos fatores ligados ao solo (MKABELA et al., 2006), condições atmosféricas (BOSH-SERRA et al., 2014) e características dos dejetos (MEADE et al., 2011). A elevada proporção de N na forma amoniacal aplicada ao solo (165 kg  $\text{ha}^{-1}$ ), que correspondeu a 73% do N total (225 kg  $\text{ha}^{-1}$ ) (Tabela 1), pode ter promovido o tamponamento do pH na interface solo-palha-atmosfera o que favoreceu as emissões de  $\text{NH}_3$ . Além disso, o teor de MS dos dejetos no presente estudo (32,8 g  $\text{kg}^{-1}$ ) também pode ter potencializado a volatilização, visto que pode promover a obstrução dos poros para infiltração dos DLS no solo (HANI et al., 2016).

A figura 1C ilustra o comportamento da temperatura do ar e velocidade do vento durante a condução do experimento I. Observa-se um aumento nos fluxos de N- $\text{NH}_3$  do solo (Figura 1A) conforme o aumento nos valores de temperatura do ar e velocidade do vento. Sommer et al. (2003); Bosch-Serra et al. (2014) e Hani et al. (2016) salientam a relação direta destas duas variáveis como fatores reguladores da volatilização de  $\text{NH}_3$  do solo após a aplicação de dejetos, pois alteram o equilíbrio entre as formas químicas do amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e amônia ( $\text{NH}_3$ ) presentes na interface solo – atmosfera, respectivamente. Durante a condução do experimento I os valores de temperatura do ar variaram de 14,9 a 31,2°C e a velocidade do vento de 2,1 a 15,4  $\text{m s}^{-1}$  (Figura 1C). Outro fator que influencia fortemente a volatilização de  $\text{NH}_3$  que foi evitado nos dois experimentos, foi a não ocorrência de precipitações e/ou irrigações, reduzindo assim o efeito da água na redução nas emissões de  $\text{NH}_3$  (MKHABELA et al., 2009) e favorecendo a volatilização de  $\text{NH}_3$  para a análise dos dispositivos captadores nos estudos.

A constatação dos elevados fluxos de N- $\text{NH}_3$  logo após a aplicação dos DLS no experimento I, relatados também por diversos autores (MEISINGER & JOKELA, 2000; HUIJSMANS et al. 2001; SPIRIG et al. 2010), demonstra a limitação no método 2 em capturar esse efeito. Independente da alternância ou não do dispositivo de coleta (Método 2 e Método 2 alternado) o método não foi eficaz em capturar as emissões iniciais de  $\text{NH}_3$  após a aplicação dos DLS. Em trabalhos futuros, sugere-se que novos métodos de avaliação da volatilização de  $\text{NH}_3$  priorizem a quantificação das emissões iniciais, as quais representam mais de 80% das emissões totais após a aplicação dos DLS (HUIJSMANS et al., 2001).

Figura 1. Fluxo (A) e emissão acumulada (B) de amônia ( $\text{NH}_3$ ) obtidos por metodologias adaptadas de Nõmmik (1973) (Método 1) e Jantalia et al. (2012) (Método 2, Método 2 Alternado), e temperatura do ar e velocidade do vento (C) após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em plantio direto (Experimento I). As barras verticais indicam diferença mínima significativa pelo teste LSD, a 5% (em A e B).



A partir dos resultados obtidos no experimento I, realizou-se alguns ajustes no dispositivo de coleta de  $\text{NH}_3$  adaptado de Jantalia et al. (2012). Nessa tentativa (Experimento II), buscou-se melhorar a performance desse dispositivo através da redução da relação entre a área emissora e área de captação da  $\text{NH}_3$  volatilizada. No experimento I a relação entre estas áreas foi de 1,76, já neste segundo estudo diminuiu-se tal valor para 0,88.

Analisando o fluxo de  $\text{N-NH}_3$  no experimento II (Figura 2A) observa-se, já nas primeiras horas após a aplicação dos DLS, emissões de  $930,4 \text{ g de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$  (Método 2

Melhorado) e de 628,3 g de N-NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> (Método 2), após 3,8 horas de avaliação. A dinâmica das emissões assemelha-se com aquela do experimento I, porém com uma maior magnitude nas emissões. As altas emissões iniciais de N-NH<sub>3</sub> após a aplicação dos DLS são corroboradas por resultados de inúmeros autores, com perdas variando de 35 a 95% do N amoniacal total aplicado, ocorrendo nas primeiras horas após a aplicação de dejetos na superfície do solo (HUIJSMANS et al., 2001; SPIRIG et al., 2010; MEADE et al., 2011; DELL et al., 2012).

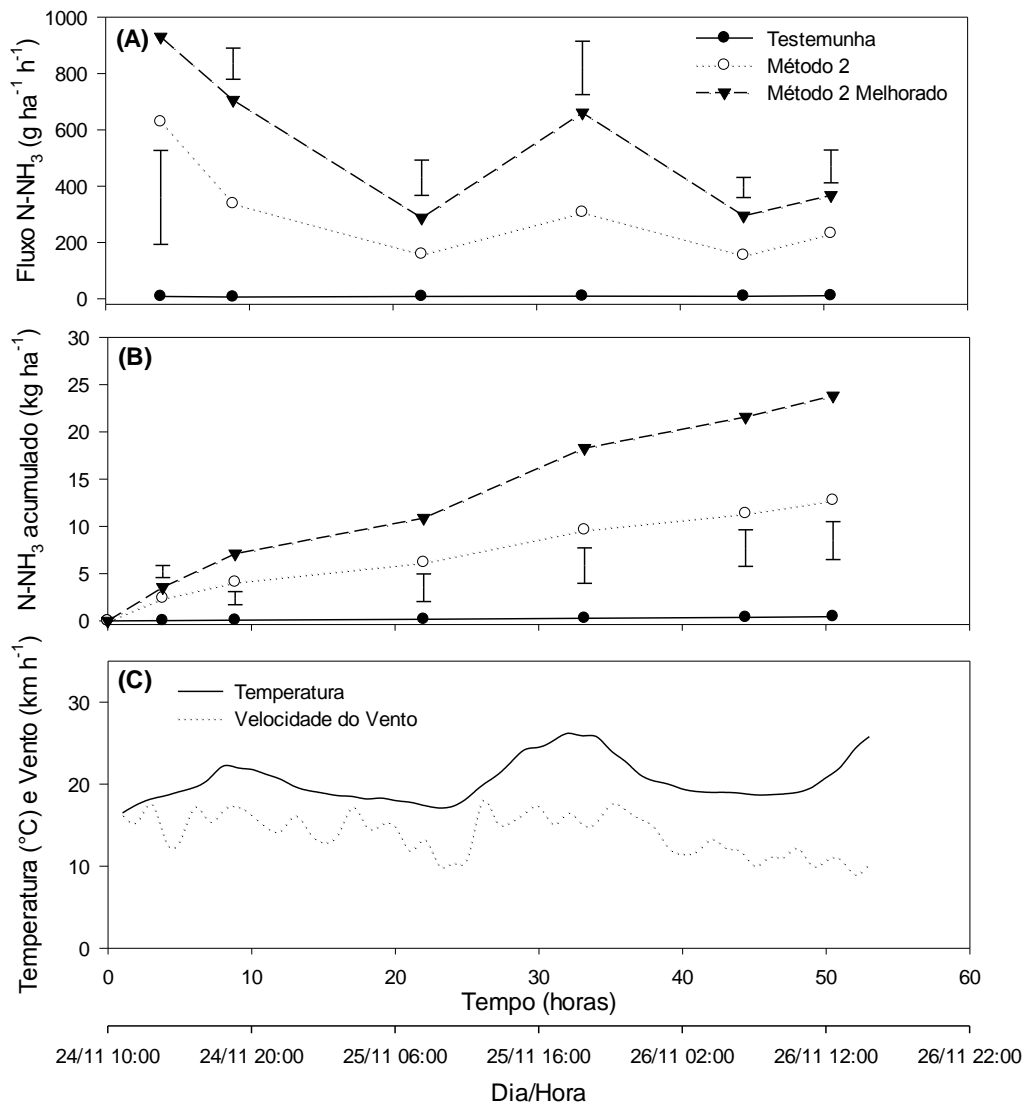
A maior magnitude nos valores obtidos de N-NH<sub>3</sub> volatilizada no experimento II pode ser explicada por dois aspectos, um sob a ampliação da área de captação do dispositivo de coleta (Método 2 Melhorado) e o segundo pelas condições climáticas mais favoráveis a volatilização (Figura 2A), principalmente a velocidade do vento (VRIES et al., 2015) no experimento II, que repercutiram em aumento significativo na quantidade de N-NH<sub>3</sub> capturada durante o período de avaliações. Já o decréscimo gradual nos fluxos de NH<sub>3</sub> ao final das 50,5 horas de avaliações seguem o mesmo comportamento observado por Dell et al. (2012). Estes autores avaliaram durante 72 horas a volatilização de NH<sub>3</sub> após a aplicação de 56 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos de bovinos em lactação e de suínos, aplicados em superfície, injetados e incorporados ao solo. Como resultados, os autores observaram que os maiores fluxos foram concentrados nas primeiras 30 horas após a aplicação dos tratamentos, com perdas superiores a 35 kg de N-NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> quando os dejetos foram aplicados na superfície.

Analisando conjuntamente os fluxos de N-NH<sub>3</sub> (Figura 2A) e temperatura do ar (Figura 2C), observa-se uma relação direta entre o aumento da temperatura do ar no período diurno com o aumento nos fluxos de NH<sub>3</sub>. As maiores emissões de N-NH<sub>3</sub> foram observadas nos períodos que compreenderam a 1<sup>a</sup>, 2<sup>a</sup> e 4<sup>a</sup> avaliações, todas compreendidas pelas emissões diurnas. O favorecimento da volatilização de NH<sub>3</sub> com o aumento na temperatura do ar também é relatado por Nyord et al. (2012), onde os autores constataram elevações nas perdas de N via NH<sub>3</sub> com o aumento da temperatura do ar, como também, a ocorrência de diferenças entre os anos de avaliação tendo a variação da temperatura do ar como um dos fatores influenciadores deste comportamento. Neste segundo experimento, a temperatura do ar oscilou de 16,5 a 26,2°C e a velocidade do vento entre 9,0 e 17,6 m s<sup>-1</sup> (Figura 2C). Estas condições favorecem a evaporação de água do solo, além de aumentarem a perturbação das formas químicas presentes na interface solo – atmosfera pela ação da temperatura do ar e velocidade do vento, afetando o equilíbrio entre a NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NH<sub>3</sub>, e assim potencializando a volatilização de NH<sub>3</sub>. Tal comportamento das emissões também corrobora com resultados encontrados por Huijsmans et al. (2003), Smith et al. (2007) e Vries et al. (2015).

Apesar da temperatura do ar em ambos os experimentos não ter apresentado grande diferença, a velocidade do vento teve magnitudes diferentes (Figuras 1C e 2C). No experimento I a velocidade do vento manteve-se em média  $8,7 \text{ m s}^{-1}$ , já no experimento II os valores médios foram de  $13,3 \text{ m s}^{-1}$ , ou seja, 53% maiores que no primeiro estudo. Este comportamento pode ter influenciado para as diferentes magnitudes constatadas nos dois estudos. Pois as características dos DLS aplicados em ambos experimentos (Tabela 1), que também são fatores influenciadores da volatilização, foram semelhantes nos experimentos, o que reforça a ação das condições climáticas sobre a volatilização de  $\text{NH}_3$  (VRIES et al., 2015).

As perdas acumuladas de  $\text{N-NH}_3$  no experimento II, após 50,5 horas de avaliações, corresponderam a  $12,8 \text{ kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$  para o método 2,  $23,8 \text{ kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$  para o método 2 melhorado e apenas  $0,4 \text{ kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$  no tratamento testemunha (Figura 2B). O aumento na área de captação em relação à área emissora proporcionou a melhoria do dispositivo de coleta de  $\text{NH}_3$  em 86%, comprovando a possibilidade de utilização deste dispositivo para avaliações das perdas de N via  $\text{NH}_3$  após a aplicação de dejetos líquidos de suínos em superfície em SPD. Resultados semelhantes são reportados por Chantigny et al. (2009), o qual encontrou perda acumulada de  $33,4 \text{ kg ha}^{-1}$  utilizando túneis de vento após 10 dias da aplicação de  $150 \text{ kg de N total ha}^{-1}$  de DLS na superfície do solo.

Figura 2. Fluxo (A) e emissão acumulada (B) de amônia ( $\text{NH}_3$ ) obtidos por metodologia adaptada de Jantalia et al. (2012) (Método 2, Método 2 Melhorado), e temperatura do ar e velocidade do vento (C) após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em plantio direto (Experimento II). As barras verticais indicam diferença mínima significativa pelo teste LSD, a 5% (em A e B).

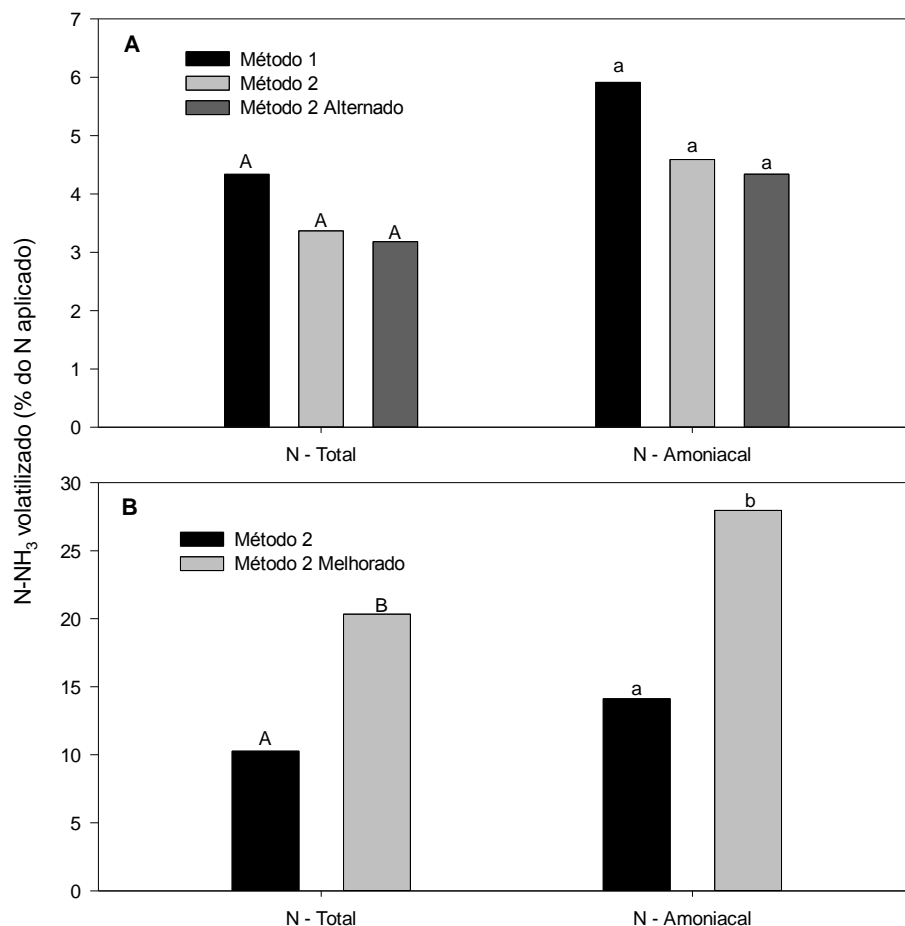


As relações entre as quantidades de N total e amoniacal aplicadas com as proporções de  $\text{N-NH}_3$  que foram capturadas pelos dispositivos de coleta demonstram a importância da mensuração deste processo físico-químico na dinâmica do N de DLS (Figura 3). Além disso, apresenta subsídios para a busca de alternativas mitigadoras de tal processo a fim de aumentar a eficiência dos sistemas agrícolas atuais.

No experimento I, foram aplicados 225 e 165  $\text{kg ha}^{-1}$  de N total e amoniacal e no experimento II, 220 e 160  $\text{kg ha}^{-1}$  de N total e amoniacal, respectivamente (Tabela 1). A proporção de  $\text{N-NH}_3$  capturada em cada dispositivo em relação ao N amoniacal aplicado no

experimento I foi de 5,9; 4,6 e 4,3% pelo método 1, método 2 e método 2 alternado, respectivamente. Já no segundo experimento as proporções foram superiores, sendo de 14,1 e 28,0% para o método 2 e método 2 melhorado, respectivamente (Figura 3). Resultados divergentes, desde 7% (GONZATTO, 2012) a 32% (WULF et al., 2002) também são encontrados na literatura e podem estar relacionadas às características dos dejetos, as condições ambientais e a metodologia utilizada. Neste trabalho a diferença constatada na proporção de N-NH<sub>3</sub> captada sob a aplicada pelo método 2 analisando-o nos dois experimentos reforça a elevada influência das condições climáticas sobre o processo de volatilização de NH<sub>3</sub>, já que as doses e características dos dejetos utilizados em ambos experimentos foram semelhantes. Além disso, fortalece a tendência de melhoria do dispositivo (Método 2 Melhorado) através do aumento na área de captação do mesmo, com foco principal na elevada emissão nas primeiras horas após aplicação dos DLS.

Figura 3. Percentagem do nitrogênio total e amoniacal aplicado captado na forma de amônia (NH<sub>3</sub>) após aplicação ao solo de dejetos líquidos de suínos durante 57,0 e 50,5 horas, nos experimentos I (A) e II (B), respectivamente. Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste LSD a 5%, letras maiúsculas para N total e minúsculas para N amoniacal.





Para elucidar a dinâmica de perda de N via volatilização de  $\text{NH}_3$  em ambos experimentos, foi realizado um balanço simplificado entre os teores de N mineral do solo (Tabela 2). A adição teórica de N amoniacal total (NAT) no experimento I e II foi de 165,0 e 160,0  $\text{kg ha}^{-1}$  (Tabela 1), respectivamente. Por outro lado, os valores reais observados no solo somados a aqueles retidos na palha logo após a aplicação dos DLS foram de 160,2  $\text{kg de NAT ha}^{-1}$  no experimento I e de 136,8  $\text{kg de NAT ha}^{-1}$  no II (Tabela 2).

Após a realização do balanço entre os teores de  $\text{N-NH}_4^+$  iniciais e finais no experimento I (Tabela 2) observa-se uma perda de N, a qual hipotetizamos que seja via volatilização de amônia descontando-se o N mineral da testemunha, de 96,5; 110,3 e 110,3  $\text{kg de N-NH}_3$ , nos tratamentos com o uso do método 1, método 2 e método 2 alternado, respectivamente. No entanto, os valores de  $\text{NH}_3$  capturados nestes tratamentos foram de 10,1; 7,8 e 7,4  $\text{kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ , o que corresponde a apenas 10,5; 7,1 e 6,7% do que foi emitido via  $\text{NH}_3$ . Diversos autores reportam a dificuldade em quantificar as emissões reais de  $\text{N-NH}_3$  provinda de fontes orgânicas (SMITH et al., 2007; DAMASCENO, 2010; MIOLA et al., 2015). Essa constatação pode ser atribuída à elevada proporção de N amoniacal dos DLS, na composição físico-química variável dos DLS e ao elevado efeito das condições climáticas sob as emissões (BOSCH SERRA et al., 2014). Utilizando câmaras estáticas, semelhantes às de Nômmik (1973), Smith et al. (2007) constatou uma subestimação na quantificação da volatilização de  $\text{NH}_3$  de até 95% em experimento com aplicação de 100  $\text{kg de NAT ha}^{-1}$  de DLS.

Tabela 2 - Nitrogênio mineral ( $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ ) no solo e na palha de aveia preta após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) para avaliação de metodologias de coleta da amônia volatilizada durante 57,0 e 50,5 horas, nos experimentos I e II, respectivamente.

Tratamentos	Nitrogênio Mineral <sup>(1)</sup>							
	Solo				Palha		Solo + Palha	
	Inicial		Final		Inicial	Final	Inicial	Final
	kg de N ha <sup>-1</sup>							
Experimento I	$\text{NH}_4^+$ <sup>(2)</sup>	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$
Solo	2,0 ± 1,8	0,2 ± 0,7	0,2 ± 0,9	0,6 ± 0,6	0,2 ± 0,1	-	2,4	0,8
Solo + DLS	156,6 ± 29,1	1,0 ± 1,0	46,7 ± 10,4	1,0 ± 0,6	5,8 ± 1,1	-	163,4	47,7
Método 1	-	-	62,1 ± 24,4	0,2 ± 0,6	-	3,0 ± 0,9	-	65,3
Método 2	-	-	48,1 ± 28,5	0,1 ± 0,7	-	3,3 ± 1,6	-	51,5
Método 2 Alternado	-	-	48,2 ± 29,0	0,1 ± 0,6	-	3,2 ± 0,9	-	51,5
Experimento II	$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$		$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$		$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$
Solo	2,4 ± 0,6		5,2 ± 1,2		0,1 ± 0,0	-	2,5	5,2
Solo + DLS	130,9 ± 12,9		73,0 ± 8,2		8,4 ± 1,0	-	139,3	73,0
Método 2	-		62,4 ± 10,9		-	2,8 ± 0,2	-	65,2
Método 2 Melhorado	-		67,8 ± 7,8		-	2,9 ± 0,4	-	70,7

<sup>(1)</sup> Avaliação do N mineral do solo realizada na camada 0 a 0,05 m, exceto para a avaliação inicial do experimento I onde coletou-se solo na camada 0 a 0,1 m.

<sup>(2)</sup> Valores seguidos da média representam o desvio padrão.

Não obstante, quando se avalia o experimento II (Tabela 2), parte-se de uma perda real de 76,8 e 71,3 kg de N-NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> para os métodos 2 e método 2 melhorado, mas com uma captura acumulada de 12,8 e 23,8 kg de N-NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Para os dois tratamentos, respectivamente, têm-se uma porcentagem capturada de 16,7 e 33,4%, demonstrando melhorias no dispositivo de coleta com a diminuição na relação entre a área emissora e a área de captação. No entanto, para este segundo experimento ainda têm-se uma subestimação no dispositivo de coleta de 83,3 e 66,6% para o método 2 tradicional e melhorado, respectivamente. Tais limitações podem estar vinculadas a rápida perda do N amoniacal dos dejetos logo após a sua aplicação ao solo (MEADE et al., 2011) e as limitações da área de captação do dispositivo de coleta. Neste contexto, apesar do método 2 melhorado ter apresentado melhoria na performance para captura da NH<sub>3</sub> volatilizada de DLS em condições de SPD, mostrando ser uma alternativa promissora para a avaliação de tais perdas. Novos estudos podem ser conduzidos com enfoque no detalhamento da dinâmica temporal da volatilização de NH<sub>3</sub> de DLS, bem como na melhoria contínua de tal dispositivo de coleta.

#### 4.5. CONCLUSÕES

O Método 2 Melhorado é uma alternativa metodológica promissora para a avaliação da volatilização de NH<sub>3</sub> provinda da aplicação de dejetos líquidos de suínos em SPD.

#### 4.6. REFERÊNCIAS

- AMADO, T.J.C.. Potential of carbon accumulation in zero tillage soils with intensive use and cover crops in Southern Brazil. **J. Environment Quality**. V.35, p. 1599-1607, 2006. doi:10.2134/jeq2005.0233
- ARAÚJO, E. S. et al.. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v.44, p.769-776, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2009000700018>
- BUTTERBACH-BAHL, K. et al.. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, 368: p. 01-13, 2013. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>
- BOSCH-SERRA, A. D., et al.. Ammonia emissions from different fertilizing strategies in Mediterranean rainfed winter cereals. **Atmospheric Environment**. v.84, p. 204-212, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.044>

CHANTIGNY, M. H. et al.. Ammonia volatilization following surface application of raw and treated liquid swine manure. **Nutr Cycl Agroecosyst**, v.85, p.275–286, 2009. DOI 10.1007/s10705-009-9266-7

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 – Núcleo Regional Sul/UFRGS, 400 p., 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**. Santa Maria: UFSM, 2010, 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

DELL, D J., et al.. Low-disturbance manure incorporation effects on ammonia and nitrate loss. **Journal Environment Quality**. v.41, p.928–937, 2012. doi:10.2134/jeq2011.0327

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3.ed. Brasília, 2013. 353p.

FREITAS, P. L. & LANDERS, J. L.. The transformation of agriculture in Brazil through development and adoption of Zero Tillage Conservation Agriculture. **International Soil and Water Conservation Research**, v., p. 35-46, 2014.

GONZATTO, R.. **Injeção de dejetos de suínos no solo em plantio direto associada a um inibidor de nitrificação: efeito nas emissões de óxido nitroso e amônia**. Santa Maria:UFSM, 2012, 84f.. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria, 2012.

HANI, C., et al.. Ammonia emission after slurry application to grassland in Switzerland. **Atmospheric Environment**, v.125, p.92–99, 2016. doi:10.1016/j.atmosenv.2015.10.069

HUIJSMANS, J. F. M.; HOLI, J. M. G.; HENDRIKS, M. M. W. B. Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to grassland. **Netherlands Journal of Agricultural Science**, v.49, p.323-342, 2001.

HUIJSMANS, J.F.M.; HOL, J.M.G. & VERMEULEN, G.D.. Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. **Atmospheric Environment**, v.37 p. 3669–3680, 2003. doi:10.1016/S1352-2310(03)00450-3

JANTALIA, C. P., et al.. Nitrogen source effects on ammonia volatilization as measured with semi-static chambers. **Agronomy Journal**, v.104, p.1595–1603, 2012. doi:10.2134/agronj2012.0210

MALHI, S. S., NYBORG, M, & SOLBERG, E. D.. Influence of source, method of placement and simulated rainfall on the recovery of 15N-labelled fertilizers under zero tillage. **Canadian Journal of Soil Science**, p.93-100, 1996.

- MARTINS, M. R., et al. Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil. **Soil & Tillage Research**, v.151, pg.75–81, 2015. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.03.004>
- MEADE, et al. Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.140, p.208–217, 2011. doi:10.1016/j.agee.2010.12.007
- MEISINGER, J. J. & JOKELA W. E.. Ammonia volatilization from dairy and poultry manure. **Managing Nutrients and Pathogens from Animal Agriculture**. v.130, p.1-21, 2000.
- MIOLA, E. C. C., et al. Static chamber measurements of ammonia volatilization from manured soils: impact of deployment duration and manure characteristics. **Soil Science Society of America Journal**, v.79, p.305–313, 2015. doi:10.2136/sssaj2014.07.0305
- MISSELBROOK T.H.; NICHOLSON, F.A. & CHAMBERS, F.A.. Predicting ammonia losses following the application of livestock manure to land. **Bioresource Technology**, v.96, p.159–168, 2005. doi:10.1016/j.biortech.2004.05.004
- MKHABELA, M. S. et al. Effect of lime, dicyandiamide and soil water content on ammonia and nitrous oxide emissions following application of liquid hog manure to a marshland soil. **Plant and Soil**, v.284, p.351-361, 2006. doi: 10.1007/s11104-006-0056-6
- MKHABELA, M. S, et al.. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.130, p.41-49, 2009. doi:10.1016/j.agee.2008.11.012
- NDEGWA, P. M. et al. A review of ammonia emissions mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. **Biosystems Engineering**, v.100, p.453-469, 2008. doi:10.1016/j.biosystemseng.2008.05.010
- NÔMMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest. **Plant and Soil**, v.39, p.309-318, 1973.
- NYORD, T., HANSEN, M.N., BIRKMOSE, T.S.. Ammonia volatilization and crop yield following land application of solid–liquid separated, anaerobically digested, and soil injected animal slurry to winter wheat. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.160, p.75– 81, 2012. doi:10.1016/j.agee.2012.01.002
- OLIVEIRA, J. A., et al.. Volatilização de amônia proveniente de ureia compactada com enxofre e bentonita, em ambiente controlado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.1558-1564, 2014. doi: 10.1590/S0100-06832014000500021
- ROCHETTE, P., et al.. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.84, p.71–80, 2009. Doi: 10.1007/s10705-008-9227-6

ROCHETTE, P., et al.. NH<sub>3</sub> volatilization, soil NH<sub>4</sub><sup>+</sup> concentration and soil pH following subsurface banding of urea at increasing rates. **Canadian Journal of Soil Science**, v.93, p.261-268, 2013 doi:10.4141/CJSS2012-095 261

SHIGAKI, F., & CURTIS J. DELL, C. J.. Comparison of low-cost methods for measuring ammonia volatilization. **Agronomy, Soils & Environmental Quality**, v.107, p.1392-1400, 2015. doi:10.2134/agronj14.0431

SMITH, E., et al.. Comparison of three simple field methods for ammonia volatilization from manure. **Canadian Journal of Soil Science**, v.87, p.469-477, 2007.

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to Soil Taxonomy**. United States Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service. Twelfth Edition, 372p., 2014.

SOMMER, S. G.; HUTCHINGS, N. J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. **European Journal of Agronomy**, v.15, p.1-15, 2001.

SOMMER, S. G., et al.. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field – Review. **European Journal Agronomy**, v.19, p.465-486, 2003. doi:10.1016/S1161-0301(03)00037-6

SPIRIG, C., et al.. The annual ammonia budget of fertilised cut grassland – Part 1: Micrometeorological flux measurements and emissions after slurry application. **Biogeosciences**, v.7, p.521-536, 2010. doi:10.5194/bg-7-521-2010, 2010

TEDESCO, M.J.. **Análise de solos, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 174p. 1995.

VRIES, J. W., et al.. Integrated manure management to reduce environmental impact: I. Structured design of strategies. **Agricultural Systems**, v.139, p.29-37, 2015. doi: 10.1016/j.agsy.2015.05.010

YAGÜE, M.R.; BOSCH-SERRA, A.D. & BOIXADERA, J.. Measurement and estimation of the fertiliser value of pig slurry by physicochemical models: Usefulness and constraints. **Biosystems Engineering**, v.11, p.206-216, 2012. doi:10.1016/j.biosystemseng.2011.11.013

WULF, S., MAETING, M, & CLEMENS., J.. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: I. Ammonia Volatilization. **Journal Environ. Qual.** v.31, p.1789-1794, 2002. DOI:10.2134/jeq2002.1789

## 5 CAPÍTULO II - ESTRATÉGIAS PARA REDUÇÃO DA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO DE MILHO E TRIGO

### 5.1. RESUMO

A principal forma de aplicação dos dejetos líquidos de suínos (DLS) é na superfície no solo sobre restos culturais e sem revolvimento, havendo a potencialização das condições para perda de N via volatilização de amônia ( $\text{NH}_3$ ). Algumas estratégias ainda pouco estudadas nas condições subtropicais do Sul do Brasil são o parcelamento da dose de dejetos associado ao modo de sua aplicação no solo, além da utilização alternada de adubação orgânica e mineral como fonte de N às plantas. O trabalho teve por objetivo avaliar estratégias de parcelamento e modo de aplicação dos dejetos líquidos de suínos com ou sem a combinação da adubação mineral, com enfoque na redução da volatilização de  $\text{NH}_3$  sob a sucessão milho-trigo em plantio direto. Para isso, um experimento de campo foi conduzido no Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria/RS. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições seguintes tratamentos: T1 – Solo (Testemunha); T2 – Adubação Mineral (NPK + U); T3 – DLS em Superfície com 100% do N aplicado na semeadura (DLSsup); T4 – DLS Injetado com 100% do N aplicado na semeadura (DLSinj); T5 – DLS Injetado com 50% do N aplicado na semeadura e com 50% do N aplicado em cobertura via DLS em superfície (DLSinj. + DLSsup.); T6 – DLS Injetado com 50% do N aplicado na semeadura e com 50% do N aplicado em cobertura via Ureia (DLSinj. + U). Os maiores fluxos foram no tratamento DLSSup, tanto na semeadura do milho quanto do trigo, com valores nas primeiras horas de 633,4 e 488,3 g de  $\text{N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , respectivamente. O tratamento DLSinj assemelhou-se ao da testemunha durante todas as avaliações, com perda anual acumulada de 5,3 kg de  $\text{N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ . As estratégias de parcelamento e modo de aplicação, DLSinj + DLSsup e DLSinj + U, considerando a emissão anual, obtiveram perdas de  $\text{N-NH}_3$  5,6 e 3,5 vezes maiores que o tratamento DLSinj, respectivamente. Com isso, as estratégias de manejo, DLSinj + DLSsup e DLSinj + U, não mostraram-se eficientes em mitigar a volatilização de  $\text{NH}_3$ . Já o tratamento DLSinj foi a melhor alternativa para redução da volatilização de  $\text{NH}_3$  em relação aos modos de aplicação e parcelamento da dose aplicada.

**Palavras chave:** nitrogênio, adubação, contaminação ambiental, palhada.

## STRATEGIES FOR THE REDUCTION OF AMMONIA VOLATILIZATION FROM PIG SLURRY IN CORN-WHEAT SUCCESSION

### ABSTRACT

The major application method for pig slurry (PS) is in the soil surface above crop's remaining straw and without plowing. Thus, favoring N loss conditions through ammonia volatilization ( $\text{NH}_3$ ). Some strategies, such as splitting the slurry application into doses associated with different application methodologies and complementary utilization of organic and mineral fertilizing as a source of N have not been well explored for Subtropical conditions, like in South of Brazil. This paper aims to evaluate strategies for PS dosages and application methods with and without mineral fertilization focusing on the reduction of  $\text{NH}_3$  volatilization in no till of corn-wheat succession. To perform the study, a field experiment was conducted at the Soil's Department of the Federal University of Santa Maria. The experimental design was randomized blocks with four repetitions of the following treatments: T1 – soil (control); T2 – mineral fertilization (NPK + U); T3 – surface broadcast of PS with 100% of N applied in the seeding (PSs); T4 – PS injected with 100% of N applied in the seeding (PSi); T5 – DLS injected with 50% of N applied in the seeding and 50% of N applied top-dressing through PS in the surface (PSi + PSs); T6 – PS injected with 50% of N applied in seeding and 50% of N applied top-dressing via Urea (PSi + U). The maximum flow was found in the PSs, for the seeding of corn as well as wheat. The values for the first hours were 633.4 and 488.3 g de N- $\text{NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , respectively. The PSi treatment was similar to the control for all evaluations, with an accumulated loss of 5.3 kg of N- $\text{NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ . Considering the annual emissions, the strategy of dosing and application method PSi + PSs and PSi + U resulted in a N- $\text{NH}_3$  loss 5.6 and 3.5 higher than the treatment PSi, respectively. Consequently, the management strategies (PSi + PSs and PSi + U) were not efficient on mitigating  $\text{NH}_3$  volatilization. However, the treatment PSi was the best alternative to reduce  $\text{NH}_3$  volatilization with regards to the dose and method applied.

**Key words:** nitrogen, fertilizing, environmental pollution, straw, no-till.



## 5.2. INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma atividade agropecuária associada à geração de grandes volumes de dejetos, os quais apresentam elevado potencial poluidor, tanto da atmosfera quanto da água (CONGREVES et al., 2016). Os dejetos são ricos em nitrogênio (N) amoniacal e por isso podem ser utilizados como uma fonte alternativa de N para as plantas e quando disponível na propriedade contribuir na redução da dependência de adubos minerais sintéticos. As gramíneas por possuírem menor capacidade de estabelecer associações com microrganismos do solo comparadas as leguminosas (HUNGRIA, 2011), serem altamente responsivas e dependentes de fontes externas de N, são plantas passíveis de receber adubações com dejetos ricos em N durante seu cultivo (GONZATTO et al., 2016).

Os dejetos líquidos de suínos (DLS) apresentam mais de 60% de sua concentração de N na forma amoniacal ( $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NH}_3$ ) (BOSCH-SERRA et al., 2014), forma esta passível de volatilização para atmosfera na forma de amônia ( $\text{NH}_3$ ). A volatilização de  $\text{NH}_3$  possui diversos efeitos negativos no ambiente com destaque para acidificação do solo e da água, eutrofização de mananciais e emissão indireta de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (CAMERON et al., 2013; HAN et al., 2014), além da redução no poder fertilizante dos dejetos. A volatilização é influenciada por fatores físicos e químicos da superfície que recebe os DLS, das características dos DLS e também das condições ambientais durante e nos primeiros dias após sua aplicação. Dentre estas, as principais características dos DLS que influenciam a volatilização são o pH, concentração de N amoniacal e matéria seca, do solo destacam-se as características físicas e químicas, como a porosidade, teor de umidade, pH (CAROZZI et al., 2013), além do tamanho da superfície de exposição dos dejetos, da quantidade e tipo de cobertura vegetal do solo, e das condições climáticas como a temperatura do ar e do solo, além da velocidade do vento após a aplicação dos DLS (WEBB et al., 2010) e da radiação solar.

Neste cenário, onde o sistema de plantio direto (SPD) está consolidado na região Sul do país (AMADO et al., 2006) e aproximadamente 50% da produção de suínos também está concentrada nos três estados da região Sul (IBGE, 2015) a aplicação dos DLS é realizada, majoritariamente, na superfície no solo sobre restos culturais e sem revolvimento o que potencializa as condições para perda de N via volatilização de  $\text{NH}_3$ . Nos trabalhos de Bosch-Serra et al. (2014) e Nyord et al. (2012) após a aplicação de dejetos de suínos em superfície, em clima temperado, as perdas de N via  $\text{NH}_3$  foram de 28,5 e 27,8  $\text{kg ha}^{-1}$ , correspondendo a aproximadamente 16 e 20% do nitrogênio amoniacal total aplicado, respectivamente.

Uma alternativa que vem de encontro com o SPD e com resultados promissores sobre redução das perdas de N via  $\text{NH}_3$  após a aplicação de DLS é a injeção dos DLS no solo. Tal estratégia pode reduzir em até 90% a volatilização de  $\text{NH}_3$  quando comparada ao manejo de aplicação tradicional dos dejetos em superfície (DELL et al., 2012; AMIN et al., 2016; SANZ-COBENA et al., 2017). No estudo de Aita et al. (2014) após a injeção de  $50 \text{ m}^3$  de DLS  $\text{ha}^{-1}$  ( $119 \text{ kg ha}^{-1}$  de N amoniacal) a redução na volatilização de  $\text{NH}_3$  variou de 60 a quase 100 % quando comparada a aplicação superficial dos DLS. A injeção no solo cria uma barreira física sobre os dejetos, reduzindo a interferência do vento e dos raios solares com redução na temperatura do solo, além de favorecer a interação química com os colóides do solo minimizando o potencial de perda via volatilização.

No entanto, apesar da injeção apresentar efeito positivo na mitigação da volatilização de  $\text{NH}_3$ , este manejo concentra N amoniacal, água e carbono solúvel dos DLS em um sulco de injeção potencializando a produção e emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  (AITA et al., 2014). O  $\text{N}_2\text{O}$  é um potente gás de efeito estufa que possui potencial de aquecimento global 264 vezes maior que o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (IPCC, 2014). Para sanar tal potencial poluente, o uso de inibidores de nitrificação tem obtido bons resultados na redução de tais emissões (RUSER & SCHULZ, 2015), no entanto, necessita da aquisição de produtos e doses específicas a serem adicionadas aos dejetos, tornando-se oneroso ao produtor. Neste contexto, alternativas de manejo dos DLS que combinem a redução das emissões de  $\text{NH}_3$  e  $\text{N}_2\text{O}$ , melhor aproveitamento do N às plantas, e que sejam de fácil operacionalização são fundamentais para o sucesso do manejo de DLS em culturas sob SPD.

Outras estratégias ainda pouco estudadas nas condições subtropicais do Sul do Brasil são o parcelamento da dose de dejetos associado ao modo de sua aplicação no solo, além da utilização alternada de adubação orgânica e mineral como fonte de N às plantas. A injeção de parte dos DLS na semeadura com a complementação da dose de N em cobertura pode aliar a redução na volatilização de  $\text{NH}_3$  pelos efeitos de localizar os dejetos no interior do solo com potencial redução da emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  pela redução na dose aplicada de DLS no interior do sulco (DENG et al., 2013; BELL et al., 2015). O parcelamento da dose com a aplicação em cobertura também contribui para o melhor ajuste da relação fonte-dreno potencializando a absorção de N pelas raízes, além de minimizar os efeitos do vento e da radiação solar sobre a perda de N via  $\text{NH}_3$  tanto na adubação orgânica quanto mineral (BOSCH-SERRA et al., 2014). Diante deste cenário o presente trabalho teve por objetivo avaliar estratégias de parcelamento e modo de aplicação dos dejetos líquidos de suínos com ou sem a combinação

da adubação mineral, com enfoque na redução da volatilização de  $\text{NH}_3$  sob a sucessão milho-trigo em plantio direto.

### 5.3. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em condições de campo em SPD na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS, localizada a  $29^\circ 43' 11''\text{S}$ ,  $53^\circ 42' 18''\text{W}$  e altitude de 88m. O solo foi classificado como um Argissolo Vermelho Distrófico arênico (EMBRAPA, 2013) e Hapludult (SOIL SURVEY STAFF, 2014) com as seguintes características na camada de solo do 0 a 0,1 m: pH- $\text{H}_2\text{O}$  (1:1) = 5,8; matéria orgânica (MO) = 1,2%; areia =  $667,5 \text{ g kg}^{-1}$ ; argila =  $101,9 \text{ g kg}^{-1}$ ; fósforo (P) =  $21,8 \text{ mg dm}^{-3}$ ; potássio (K) =  $56,0 \text{ mg dm}^{-3}$ ; alumínio (Al) =  $0,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ; cálcio (Ca) =  $2,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ; magnésio (Mg) =  $1,2 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ . A densidade aparente do solo antes da instalação do experimento foi de  $1,82 \text{ g cm}^{-3}$ . O clima segundo a classificação de Köppen é subtropical úmido, tipo Cfa.

A área destinada ao estudo vinha sendo cultivada com cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.) durante quatro anos (2010 a 2014). Em 2014, realizou-se a calagem do solo com a aplicação de  $1,0 \text{ Mg ha}^{-1}$  de calcário dolomítico com a incorporação via aração e gradagem. A cultura da soja (*Glycine max*) foi semeada em janeiro de 2015 com colheita realizada em maio de 2015. No mês de junho de 2015 implantou-se aveia-preta (*Avena strigosa*) com o objetivo de produzir cobertura vegetal para a implantação do experimento em dezembro do mesmo ano. O cultivo de aveia permitiu a produção de  $2,0 \text{ Mg ha}^{-1}$  de matéria seca (MS) sobre a qual foi instalado o experimento .

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições, sendo que cada repetição foi alocada em parcelas de  $30 \text{ m}^2$  ( $3,0 \text{ m} \times 10,0 \text{ m}$ ), composto dos seguintes tratamentos: T1 – Solo sem realizar adubação (Testemunha); T2 – Adubação mineral com 1/3 do N aplicado via formulação NPK, e 2/3 do N aplicados em cobertura via ureia (NPK + U); T3 – DLS em Superfície com 100% do N aplicado na semeadura (DLSsup); T4 – DLS Injetado com 100% do N aplicado na semeadura (DLSinj); T5 – DLS Injetado com 50% do N aplicado na semeadura e com 50% do N aplicado em cobertura via DLS em superfície (DLSinj. + DLSsup.); T6 – DLS Injetado com 50% do N aplicado na semeadura e com 50% do N aplicado em cobertura via Ureia (DLSinj. + U).

O início do experimento se deu com a implantação da cultura do milho (*Zea mays*), cultivar AS1551 PRO2 (60 mil plantas ha<sup>-1</sup>, espaçamento entre linhas de 0,7 m), semeada em 11 de Dezembro de 2015. Já em 01 de Julho de 2016, semeou-se a cultura do trigo (*Triticum aestivum*), cultivar BRS Marcante (280 mil plantas ha<sup>-1</sup>, espaçamento entre linhas de 0,17 m). Às sementeiras das culturas foram realizadas no mesmo dia da aplicação dos tratamentos.

Os DLS utilizados nos experimentos foram provenientes de animais em fase de terminação em sistema de confinamento total. Os dejetos foram analisados quanto aos teores de matéria seca (MS), N amoniacal total (NAT), N total (NT) e pH segundo metodologia proposta por TEDESCO et al., (1995) e esses parâmetros constam na tabela 1. As doses de fertilizantes, tanto mineral, quanto orgânica foram calculadas com base nas recomendações do Manual de Adubação e Calagem da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS) - RS/SC (2004). Para a cultura do milho a dose calculada foi de 150 kg de N ha<sup>-1</sup>, para uma expectativa de rendimento de 8 Mg ha<sup>-1</sup>, já para a cultura do trigo a dose recomendada foi de 110 kg de N ha<sup>-1</sup> para a expectativa de rendimento de 3 Mg ha<sup>-1</sup>. Para o cálculo da dose de N considerou-se que 80% do N aplicado com os dejetos estaria disponível para as culturas após sua aplicação no solo. No tratamento com adubação mineral exclusiva (T2) a dose recomendada foi de 135 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (superfosfato triplo) e 100 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O (cloreto de potássio) para a cultura do milho, e 75 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (superfosfato triplo) e 60 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O (cloreto de potássio) para a cultura do trigo.

Tabela 1 – Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS) com as quantidades de carbono total (CT), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrogênio orgânico (NO) e matéria seca (MS), em base úmida. Santa Maria - RS.

Características dos DLS	Milho 2015/16		Trigo 2016	
	Adubação na Sementeira	Adubação em Cobertura	Adubação na Sementeira	Adubação em Cobertura
MS, g kg <sup>-1</sup>	40,3 (1.853) <sup>(1)</sup>	38,1 (876)	10,5 (630)	13,2 (396)
CT, g kg <sup>-1</sup>	15,9 (732)	15,9 (366)	2,5 (150)	3,6 (108)
NT, g kg <sup>-1</sup>	4,1 (189)	4,0 (92)	2,2 (132)	1,9 (57)
NAT, g kg <sup>-1</sup>	2,7 (124)	2,6 (60)	1,9 (114)	1,6 (48)
% de NAT no NT	66	65	86	84
NO, g kg <sup>-1</sup>	1,4 (64)	1,4 (32)	0,3 (18)	0,3 (9)
C/N	3,9	4,0	1,1	1,9

pH	6,6	6,8	7,5	7,4
Dose, m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	46	23	60	30

<sup>(1)</sup> Valores entre parênteses representam a adição ao solo, em kg ha<sup>-1</sup>.

No interior de cada parcela uma área de 0,25 m<sup>2</sup> foi selecionada para a aplicação manual da dose de N destinada em cada tratamento, visando uniformidade na distribuição e dosagem nos tratamentos. Para os tratamentos com a injeção dos DLS no solo (T4; T5 e T6) a abertura dos sulcos foi realizada com máquina injetora comercial (Modelo DAOL-i 4000 Tandem, MEPEL) sem aplicação dos DLS, com posterior reabertura dos sulcos para aplicação dos DLS e fechados manualmente com auxílio de enxadas. Na área total das parcelas a injeção do DLS no tratamento T4 foi realizada pela máquina injetora, já os tratamentos T5 e T6 a máquina foi utilizada apenas para sulcar o solo para posteriormente, os sulcos serem abertos manualmente com enxada, receberem a dose recomendada de DLS e serem fechados manualmente, simulando a ação da máquina injetora. Este manejo de abertura manual dos sulcos foi realizado visando a maior uniformidade na dosagem dos DLS, já que a máquina injetora apresenta limitações na distribuição uniforme dos DLS quando em doses baixas, abaixo de 30 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. As linhas de injeção do equipamento eram espaçadas em 0,35 m e o sulco, após a aplicação dos DLS, apresentavam de 0,06 a 0,08m de largura e de 0,08 a 0,11 m de profundidade. O tratamento com aplicação dos dejetos na superfície do solo (T3) foi realizada manualmente com auxílio de regadores onde se simulou a aplicação tradicional com equipamentos comerciais. Já o tratamento T2 aplicou-se na superfície do solo 1/3 da dose de N conjuntamente com toda a dose de fósforo (P) e potássio (K) na semeadura de cada cultura. O restante da dose de N (2/3 da dose) foi aplicada em cobertura no milho quando as plantas apresentavam seis folhas, 32 dias após a emergência (DAE), e no trigo no perfilhamento pleno, 45 DAE, conforme recomendação da CQFS - RS/SC (2004).

A volatilização de NH<sub>3</sub> foi quantificada utilizando a metodologia apresentada por Araújo et al. (2009) e Jantalia et al. (2012), com algumas adaptações já abordadas no capítulo I desta dissertação. O dispositivo para coleta em questão foi constituído de câmaras abertas confeccionadas com garrafas de politereftalato de etileno (PET) de 3 L de volume. A base da garrafa PET foi retirada e alocada na parte superior, com auxílio de arame galvanizado, para evitar a entrada de água no interior da câmara e a tampa do PET também foi retirada para que houvesse a circulação de ar dentro do dispositivo. A câmara para coleta de NH<sub>3</sub> possuía 0,26 m de altura e em seu interior havia uma esponja de poliuretano com 0,03 m de espessura, 0,25 m de comprimento e 0,05 m de largura embebida em 50 mL da solução ácida de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1M +

4% de glicerina. A esponja encontrava-se suspensa verticalmente com o auxílio de um fio rígido que também servia de suporte para um frasco de plástico que continha o excesso de solução ácida alocado a 0,015 - 0,020 m da superfície do solo. O excesso de solução ácida no interior do frasco favorecia a permanência da esponja umedecida durante o período de coleta da  $\text{NH}_3$  volatilizada, além de que desse modo o frasco de plástico evitava o contato da solução ácida com o solo e/ou palha.

Cada dispositivo de coleta foi acondicionada na superfície do solo imediatamente após a aplicação de cada tratamento. Visando facilitar, e principalmente uniformizar a aplicação dos DLS e da ureia e o local de aplicação destes no solo, um quadrado de 0,25 m<sup>2</sup> de área foi selecionado no interior de cada parcela experimental onde se aplicou a dose de N específica para cada tratamento com a alocação imediata do dispositivo em seu interior. A cada troca de esponjas, as mesmas eram novamente acondicionadas nos frascos e fechadas para o transporte, sendo substituídas por um novo conjunto (frasco + solução + esponja). No laboratório a extração da esponja de cada unidade experimental foi realizada adicionando-se 250 mL da solução de KCl 1M, subdividida em três a quatro volumes, agitando-os manualmente por 10 segundos a cada volume adicionado com auxílio de um funil em balão volumétrico de 250 mL. Deste volume uma alíquota de 20 mL era retirada para a quantificação do teor de N- $\text{NH}_3$  em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldahl (TEDESCO et al., 1995), após adição de 10 mL de NaOH 1M, com intuito de elevar o pH da amostra.

O acompanhamento da volatilização de  $\text{NH}_3$  do solo seguiu a dinâmica das aplicações das fontes nitrogenadas nos tratamentos, ou seja, logo após a aplicação dos tratamentos na instalação dos experimentos e nas aplicações de N em cobertura sobre o milho e o trigo durante os períodos de maiores perdas de  $\text{NH}_3$ . No milho as avaliações foram realizadas na semeadura em 11/12 até 17/12/15, totalizando seis trocas dos conjuntos de coleta durante 149 horas. Na adubação em cobertura as avaliações foram efetuadas de 13/01 a 22/01/16, com oito trocas realizadas durante 229 horas. Durante o cultivo do trigo avaliou-se da semeadura em 01/07 até 08/07/16, também com seis trocas, totalizando 166 horas e na aplicação da adubação em cobertura as avaliações foram efetuadas de 16/08 a 26/08/16, com oito trocas dos conjuntos de coleta por um período de 239 horas.

O fluxo de  $\text{NH}_3$  durante os períodos de avaliação foi calculado usando a seguinte equação:

$$F_{\text{NH}_3} = \frac{QC \times 10.000}{A \times t}$$

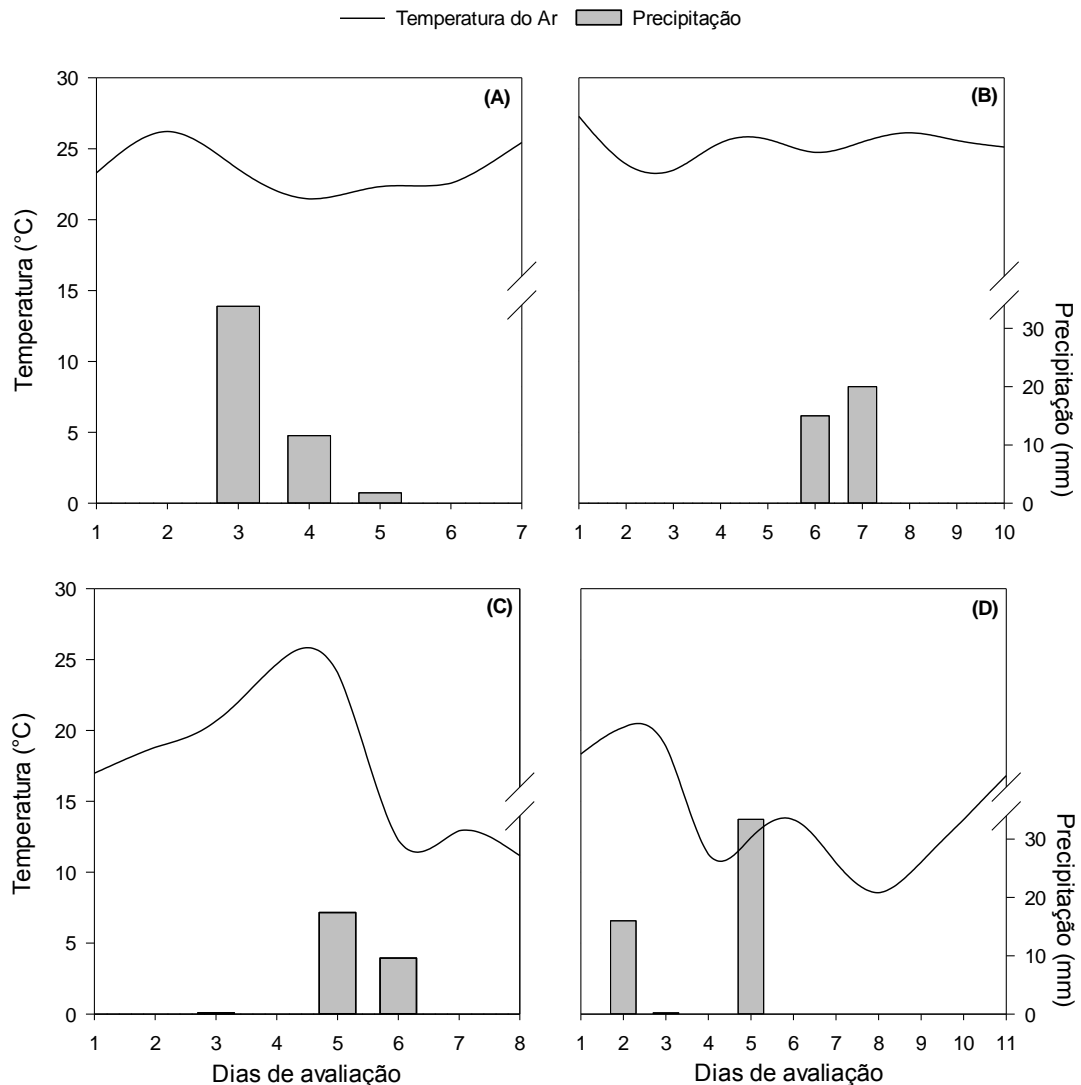
Onde,  $F_{NH_3}$  representa o fluxo de  $NH_3$  ( $g\ N\ ha^{-1}\ h^{-1}$ ) em um dado intervalo de tempo  $t$ ;  $QC$  é a quantidade de  $NH_3$  ( $g\ N$ ) captada pela esponja no interior da câmara;  $A$  é a área da câmara ( $m^2$ ) e  $t$  o tempo ( $h$ ), decorrido entre a colocação da esponja no campo até a sua retirada. Por meio da quantificação dos fluxos de  $NH_3$ , a perda acumulada de  $N-NH_3$  pode ser calculada pela seguinte equação:

$$VA_{NH_3} = \frac{\Sigma QC \times 10}{A}$$

Onde,  $VA_{NH_3}$  representa volatilização acumulada de  $N-NH_3$  para a atmosfera ( $kg\ N\ ha^{-1}$ );  $\Sigma QC$  significa à soma das quantidades de  $N-NH_3$  captadas pela esponja no interior da câmara em cada coleta ( $g\ N$ );  $A$  é a área da câmara ( $m^2$ ).

A temperatura do ar e a velocidade do vento durante os períodos de avaliação foram monitorados através de estação meteorológica localizada na instituição, próximo ao campo experimental. Além disso, os dados pluviométricos foram quantificados através de quatro pluviômetros distribuídos de forma a contemplar toda a área experimental e a sensibilidade desses mensuradores foram checadas com os valores obtidos pela estação meteorológica (Figura 1).

Figura 1 – Temperatura do ar (°C) e precipitação (mm) durante o período de avaliação da volatilização de amônia após a aplicação de dejetos líquidos de suínos em pré-semeadura (A) e adubação de cobertura do milho (B) e na pré-semeadura (C) e cobertura do trigo (D), Santa Maria - RS.



A análise estatística dos resultados constou da análise de variância (ANOVA) e da comparação das médias dos tratamentos feita pelo teste LSD (Least Square Difference) a 5% de probabilidade de erro, pelo programa estatístico SISVAR (versão 5.4 (build 80)).

#### 5.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os maiores fluxos na cultura do milho concentraram-se nas primeiras 48 horas após a aplicação dos DLS na semeadura, tendo o maior fluxo de  $\text{NH}_3$  na primeira avaliação após 7,6 horas no tratamento com a aplicação dos DLS na superfície do solo (DLSup) com fluxo de  $633,4 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$  de  $\text{N-NH}_3$ , sendo aproximadamente 92% maior que a média dos demais



tratamentos que receberam N ( $p < 0,05$ ). Fluxos elevados de N-NH<sub>3</sub> nas primeiras horas após a aplicação (Figura 2A) foram reportados em outros trabalhos que avaliaram as emissões de NH<sub>3</sub> após a aplicação de DLS na superfície do solo (ROCHETTE et al., 2009; MEADE et al., 2011; CAROZZI et al., 2013). No entanto, nas segunda e terceira avaliações 29,8 e 53,6 horas após a aplicação dos tratamentos, o fluxo neste tratamento reduziu para 207,7 e 120,2 g ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> de N-NH<sub>3</sub>, respectivamente, ou seja, uma redução de mais de 67% em um intervalo de 21 horas entre a primeira e a segunda coleta.

A elevada emissão nas primeiras horas da aplicação dos dejetos na superfície do solo deve-se, principalmente, à elevada concentração de N amoniacal dos DLS, pH e MS dos mesmos, que aliados a palha presente na superfície do solo e a temperatura do ar favorecem as emissões (VRIES et al., 2015). No presente estudo 66% do N aplicado no milho estava na forma amoniacal com pH próximo da neutralidade (6,6) (Tabela 1) e com temperatura do ar média acima dos 25°C nos primeiros dois dias de avaliações (Figura 1A). Popovic & Jensen (2012) reforçam que valores de pH altos ou próximos da neutralidade favorecem a forma volátil NH<sub>3</sub> em detrimento do NH<sub>4</sub><sup>+</sup> não volátil, efeito potencializado pela temperatura, pois a mesma aumenta a difusão dos gases, favorecendo a NH<sub>3</sub>. Neste mesmo trabalho, os autores relatam aumento significativo na perda de N-NH<sub>3</sub> de dejetos de suínos sob temperatura de 25°C em comparação a temperatura de 5°C. Somando-se a isso o teor de matéria seca dos dejetos e a palhada na superfície do solo dificultarem a infiltração dos DLS (HANI et al., 2016), potencializando as emissões de NH<sub>3</sub>.

Em trabalho sobre resíduos de canola Rochette et al. (2001) encontrou os maiores fluxos de NH<sub>3</sub> nas primeiras 48 horas após a aplicação de dejetos na superfície do solo na dose de 74 m<sup>3</sup> de dejetos de suínos (150 kg de N amoniacal ha<sup>-1</sup>), tendo as maiores perdas ocorridas nas primeiras 10 horas após a aplicação dos dejetos. No presente trabalho, na aplicação dos DLS do modo tradicional, ou seja, na superfície do solo, os fluxos nas primeiras 24 horas corresponderam a mais de 71% do total de N perdido via NH<sub>3</sub> na aplicação na semeadura na cultura do milho (Figura 2A).

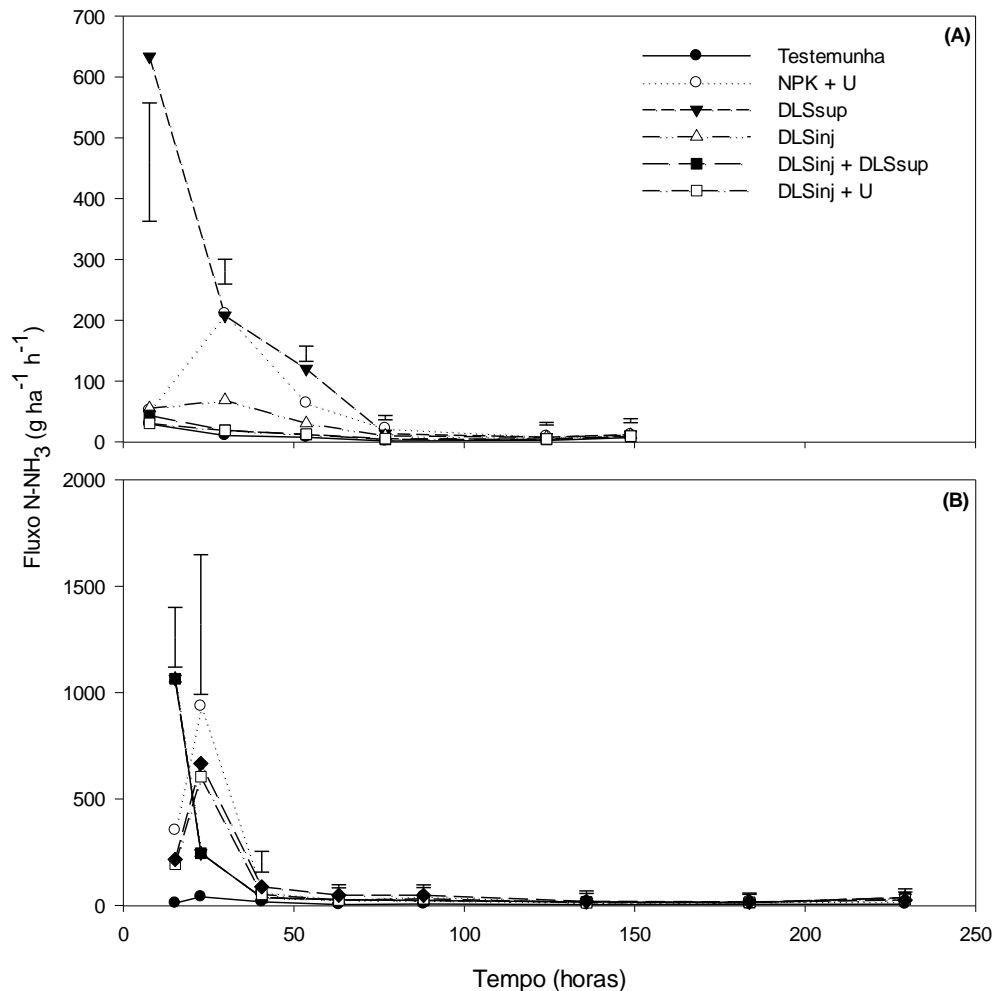
Por outro lado a injeção dos DLS no solo mostrou-se eficiente em reduzir os fluxos de N-NH<sub>3</sub> (Figura 2A), concordando com outros trabalhos (VRIES et al., 2015; AMIN et al., 2016; SANZ-COBENA et al., 2017). Os fluxos estiveram próximos a 50,0 g ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> de N-NH<sub>3</sub> apenas na primeira avaliação, após mantiveram-se abaixo de 19,2 g ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> de N-NH<sub>3</sub> nos tratamentos com injeção de 50% do N na semeadura (DLSinj + DLSsup e DLSinj + U) (Figura 2A). Apenas o tratamento com a injeção de 100% da dose de N na semeadura (DLSinj) obteve um fluxo mais elevado nas primeiras avaliações após a aplicação dos

tratamentos, principalmente na segunda avaliação passadas 29,8 horas da aplicação dos tratamentos quando comparados aos demais tratamentos que também foram injetados ( $p < 0,05$ ). Este comportamento pode ser explicado pela elevada dose/volume de DLS ter limitado o total recobrimento dos dejetos pelo solo, promovendo o extravasamento dos destes para fora do sulco, expondo-os às condições climáticas (radiação solar, temperatura do ar e velocidade do vento) e assim favorecendo a volatilização de  $\text{NH}_3$ . O recobrimento eficiente do sulco de injeção é fundamental para obtenção de baixa perda de N via  $\text{NH}_3$  (AITA et al., 2014).

O tratamento que recebeu a adubação mineral na semeadura (NPK + U), com a fonte de N sendo a ureia, obteve na segunda avaliação (29,8 horas) uma elevação nos fluxos de N- $\text{NH}_3$  para atmosfera assemelhando-se ao tratamento com a aplicação dos DLS na superfície do solo (DLSsup), chegando a valores de  $210,5 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$  de N- $\text{NH}_3$  (Figura 2A), apesar de possuir menor dose de N aplicada na semeadura. A rápida atividade da enzima urease presente no solo e nos restos culturais aliados a dissolução do grânulo de ureia que ocorrem nos primeiros dias após a aplicação (SAGGAR et al., 2013), influenciaram diretamente o aumento das emissões de N- $\text{NH}_3$  já na segunda avaliação. Altas emissões nos primeiros dias após a aplicação de ureia também foram constatadas por Rochette et al., (2009) e Liu et al. (2017), estes autores também destacam as condições ambientais como principal fator influenciador da hidrólise da ureia potencializando a volatilização de  $\text{NH}_3$  e posterior conversão microbiana a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) via nitrificação.

A ocorrência de precipitações de 33,8 e 11,6 mm após 48 e 60 horas da instalação do estudo (Figura 1A) refletiu na diminuição rápida das emissões de  $\text{NH}_3$  em todos os tratamentos, os quais se aproximaram da emissão média do tratamento testemunha ( $9,8 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$  de N- $\text{NH}_3$ ) durante as 149 horas de avaliações na semeadura do milho. A água neste cenário faz com que o N aplicado na superfície do solo seja carregado em profundidade no perfil do solo, facilitando as ligações químicas com as cargas dos colóides do solo, além de tornar maior a barreira física para a saída da  $\text{NH}_3$  para atmosfera. Rochette et al. (2001) também constatou redução na volatilização de  $\text{NH}_3$  após a ocorrência de 12 mm de chuva. A ocorrência de precipitações ou irrigações e seu efeito positivo na redução das perdas de N via volatilização são abordadas em trabalhos de Smith et al. (2008), Mkhabela et al. (2009) e Han et al. (2014), onde salientam os efeitos da água sob o carregamento da  $\text{NH}_4^+ - \text{NH}_3$  para o interior do perfil do solo diluindo-o e reduzindo a possibilidade de emissão.

Figura 2 - Fluxo de amônia (N-NH<sub>3</sub>) após a aplicação dos tratamentos na pré-semeadura (A) e na adubação de cobertura (B) do milho. NPK: fertilizante mineral; U: ureia; DLS: dejetos líquidos de suínos; sup.: aplicação em superfície; inj.: aplicação injetada. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD a 5%.



A volatilização de NH<sub>3</sub> na adubação em cobertura na cultura do milho (Figura 2B) foi elevada já na primeira avaliação 15,2 horas após a aplicação dos tratamentos, com exceção do tratamento testemunha que manteve as emissões baixas (11,5 g ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> de N-NH<sub>3</sub>) durante as 229 horas de avaliações. Os maiores fluxos foram observados no tratamento que recebeu 50% da dose de N em cobertura com os DLS aplicados na superfície do solo (DLSinj + DLSsup), com fluxo na primeira avaliação de 1064,9 g ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> de N-NH<sub>3</sub> sendo 4 vezes maior que os demais tratamentos que receberam a mesma dose de N em cobertura ( $p < 0,05$ ). Apesar da menor dose de N neste tratamento quando comparada a aplicada na semeadura no tratamento DLSsup os fluxos foram maiores, este comportamento pode estar relacionado principalmente à temperatura do ar mais elevada durante a adubação em cobertura (Figura 1B). Martinez-Lagos et al. (2013) relatam aumento nas perdas de N por NH<sub>3</sub> diretamente relacionadas ao

aumento da temperatura do ar. Além disso, Hani et al. (2016) reafirma tal comportamento e também relaciona as maiores emissões de  $\text{NH}_3$  com teores elevados de MS dos dejetos. Esta última característica esteve presente nos DLS deste estudo, tanto na adubação na semeadura ( $40,3 \text{ g kg}^{-1}$ ) quanto na de cobertura ( $38,1 \text{ g kg}^{-1}$ ), potencializando as emissões, pois a MS pode obstruir os poros do solo limitando a infiltração dos dejetos.

Houve um rápido decréscimo nas emissões do tratamento DLSinj + DLSsup a partir da segunda avaliação, 22,7 horas após a aplicação dos tratamentos em cobertura (Figura 2B). Esta maior redução apesar de não ocorrerem precipitações e/ou irrigações neste período inicial das avaliações (Figura 1B) pode ser explicada por um conjunto de fatores, entre eles, a redução na temperatura média do ar, plantas com o sistema radicular absorvendo ativamente e parte aérea estabelecida, que proporcionaram maior sombreamento, menor efeito do vento (MISSELBROOK et al., 2002) e maior aeração no solo, os quais favoreceram a infiltração dos DLS e a metabolização do N pela comunidade microbiana. Reforçando este comportamento, Pujol et al. (2012) também constatou rápido decréscimo nas emissões após a aplicação de DLS em dose única e parcelada sob as mesmas culturas deste estudo. Este autor, também relacionou esses resultados à rápida fração amoniacal dos dejetos ter infiltrado no solo e pela metabolização pela comunidade microbiana, principalmente, através da nitrificação.

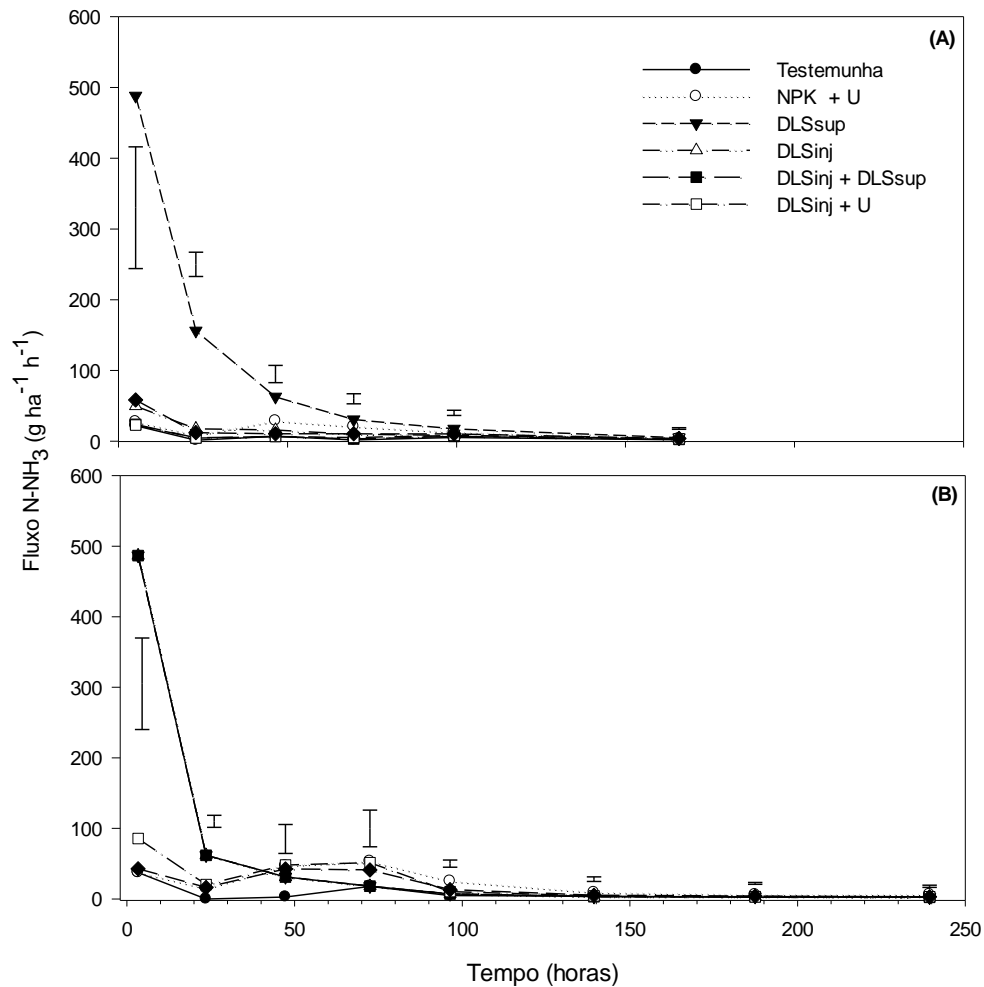
A adubação em cobertura nos tratamentos com ureia obteve o mesmo comportamento das emissões na semeadura. Os valores mais elevados estiveram diretamente relacionados ao fator temperatura do ar, bem como, o maior fluxo no tratamento NPK + U ser ocasionado pela maior dose de N aplicada neste em cobertura (2/3 da dose de N recomendada) comparada com tratamento onde apenas 50% da dose de N foi aplicada em cobertura (DLSinj + U) (Figura 2B). Além disso, o rápido decréscimo nas emissões também pode estar relacionado à presença de plantas em estágio de plena absorção de nutrientes e assim favorecendo a absorção do N assim que disponibilizado no solo. Já a partir da terceira avaliação (40,6 horas) os fluxos permaneceram próximos ao do tratamento testemunha ( $0,8 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$  de  $\text{N-NH}_3$ ) até o término do período de avaliações (Figura 2B) e sendo também favorecido pela ocorrência de precipitação com acumulado de 35 mm (Figura 1B), 150 horas após a aplicação dos tratamentos.

Ao analisarmos a Figura 3 constatamos que as magnitudes de perda de  $\text{NH}_3$  foram menores no cultivo do trigo quando comparamos às perdas no milho. Este comportamento está relacionado às condições climáticas no inverno subtropical serem de temperaturas do ar e do solo mais amenas, reduzindo o potencial de volatilização de  $\text{NH}_3$  do solo (BOSCH-

SERRA et al., 2014). Os fluxos na adubação realizada na semeadura do trigo obtiveram dinâmica semelhante à observada no mesmo momento na cultura do milho. O tratamento com maiores emissões logo após a aplicação dos dejetos, com fluxos de  $488,3 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$  de  $\text{N-NH}_3$  (Figura 3A), foi o que recebeu 100% da dose de N em superfície na semeadura (DLSsup), obtendo valores um pouco inferiores aos constatados no milho devido, além das condições climáticas, a dose de N amoniacal aplicada ter sido  $10 \text{ kg ha}^{-1}$  menor no trigo comparado ao milho. Os valores neste tratamento mantiveram-se acima dos demais ( $p < 0,05$ ) durante as primeiras 46,4 horas de avaliações, já que a partir deste período os microrganismos presentes no solo já iniciam a fase de intensa metabolização de N, destacando-se o processo de nitrificação (MONACO et al., 2012), como também está de acordo com a dinâmica de emissão observada por outros autores (HUIJSMANS et al., 2001; DELL et al., 2012).

Os demais tratamentos mantiveram as emissões baixas durante todo o período de avaliações durante o período inicial da cultura do trigo, tendo comportamento semelhante ao da testemunha ( $p < 0,05$ ), a qual não recebeu N (Figura 3A). A baixa emissão nestes tratamentos que receberam dejetos reforça a influência da MS dos dejetos sob a volatilização (HANI et al., 2016), já que no milho os DLS apresentavam teor de MS quase quatro vezes maior do que dos DLS aplicados no trigo (Tabela 1). Além disso, a temperatura esteve mais baixa no período após a aplicação dos tratamentos na semeadura (Figura 1C), reduzindo o potencial de perda de N via  $\text{NH}_3$  (BOSH-SERRA et al., 2014). Não obstante, o tratamento que recebeu fonte mineral na semeadura (NPK + U) também não obteve elevados fluxos durante o período de avaliações na semeadura (Figura 3A), provavelmente ocasionados pela menor dose de N destinada à cultura do trigo, como também pelas condições climáticas terem retardado a atividade da comunidade microbiana presente no solo e na palha.

Figura 3 - Fluxo de amônia (N-NH<sub>3</sub>) após a aplicação dos tratamentos na pré-semeadura (A) e na adubação de cobertura (B) do trigo. NPK: fertilizante mineral; U: ureia; DLS: dejetos líquido de suínos; sup.: aplicação em superfície; inj.: aplicação injetada. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD a 5%.



A volatilização no tratamento que recebeu os dejetos na superfície do solo (DLSinj + DLSsup) no trigo também apresentou os maiores fluxos (Figura 3B), com pico de 486,6 g ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> de N-NH<sub>3</sub> nas primeiras 3,3 horas após a aplicação dos tratamentos. Por outro lado, a partir da segunda avaliação realizada 20,2 horas após as aplicações os fluxos neste tratamento já haviam reduzidos fortemente, o que pode ter sido influenciado pela rápida infiltração dos dejetos no solo já que os mesmos possuíam baixo teor de MS, 10,5 e 13,2 g kg<sup>-1</sup> na semeadura e em cobertura, respectivamente, (Tabela 1) corroborando com outros autores (MISSELBROOK et al., 2002; PUJOL, 2012). Além disso, a ocorrência de uma precipitação de 16 mm durante a segunda avaliação favoreceu a infiltração do N dos DLS no perfil do solo (Figura 1D). Este mesmo efeito pode ter explicado o fluxo nos tratamentos que recebem N via ureia, equiparando-se com o da testemunha ( $p < 0,05$ ), pois a precipitação coincidiu com o

início das emissões mais elevadas de  $\text{NH}_3$  características da aplicação de ureia (SOARES et al., 2012) e provavelmente manteve as emissões baixas durante o restante do período de avaliações. No entanto nesta mesma linha de raciocínio, Cai et al. (2017) destaca que além da importância da irrigação e/ou precipitação para a redução das emissões de  $\text{NH}_3$ , as mesmas podem aumentar a lixiviação e escoamento superficial de N, os quais também causam danos ao meio ambiente.

A partir da análise das emissões acumuladas de  $\text{NH}_3$  na Tabela 2, podem-se constatar diferenças na magnitude das emissões entre o cultivo do milho (verão) e o do trigo (inverno), apesar da diferença na quantidade de NAT aplicado ter sido de apenas  $22 \text{ kg ha}^{-1}$ . Estas diferenças na volatilização de  $\text{NH}_3$  em condições de primavera/verão comparadas às aplicações durante o inverno também são reportadas por diversos autores. Bell et al. (2016) encontrou maiores emissões de  $\text{NH}_3$  na primavera comparadas às avaliações realizadas no outono, apontando a temperatura do ar e do solo como principais responsáveis por este comportamento. Este mesmo efeito também é reportado por Martinez-Lagos et al. (2013) e colaboradores, que observaram maiores perdas de N via  $\text{NH}_3$  no período de primavera comparado ao inverno, após a aplicação de  $100 \text{ kg de N total ha}^{-1}$  via dejetos de bovinos.

As partir da análise das emissões acumuladas trazidas na Tabela 2, constata-se os valores totais perdidos de N- $\text{NH}_3$  dentro de cada cultivo. Na cultura do milho ao somarmos as perdas ocorridas durante os manejos realizados na semeadura e na adubação em cobertura, temos o tratamento com uso exclusivo de ureia como fonte de N obtendo perdas de  $25,4 \text{ kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$  assemelhando-se ao tratamento que combinou a aplicação de metade da dose de N através da injeção dos DLS no solo com o restante da dose em cobertura também via DLS aplicados superficialmente (DLSinj + DLSsup) com perda de  $24,4 \text{ kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ , estes tratamentos corresponderam a aproximadamente 17% e 13% do N amoniacal total aplicado na cultura. Tais proporções encontradas na literatura variam bastante, podendo chegar a 77% do N amoniacal aplicado (HUIJSMANS et al., 2001), e são influenciadas por inúmeros fatores relacionados a manejo de aplicação e do solo, condições atmosféricas (BOSH-SERRA et al., 2014) e características dos dejetos (MEADE et al., 2011).

Os tratamentos com aplicação da totalidade da dose de N via dejetos na superfície do solo (DLSsup) e o tratamento que recebeu parte da dose injetada de DLS na semeadura com a complementação com ureia em cobertura, tiveram perdas acumuladas intermediárias na cultura do milho. Já o tratamento que melhor reduziu a volatilização de  $\text{NH}_3$  foi o que recebeu 100% da dose injetada na semeadura (DLSinj), se equiparando a emissão no tratamento testemunha ( $p < 0,05$ ). Quando avaliamos a injeção comparada com a aplicação superficial

dos dejetos constatamos uma redução de mais de 85% na volatilização de  $\text{NH}_3$  por este manejo, corroborando com os resultados de Maguire et al. (2011) e Aita et al. (2014) e reforçando a efetividade de tal manejo na mitigação das perdas de N por  $\text{NH}_3$ .

Os valores acumulados de  $\text{NH}_3$  emitidos na cultura do trigo obtiveram valores inferiores aos observados para a cultura do milho conforme discutidos supra acima e estão intimamente relacionados às condições de clima (BOSH-SERRA et al., 2014) e às características dos dejetos (HANI et al., 2016) terem sido diferentes para as duas culturas. Com isso, além do tratamento DLSinj, o tratamento que aliou a estratégia de combinação da fonte orgânica e mineral (DLSinj + U) também teve emissão acumulada semelhante ao do tratamento testemunha ( $p < 0,05$ ) (Tabela 2). Os demais tratamentos obtiveram emissões acumuladas significativamente mais elevadas, com perda média de 6,8 kg de N- $\text{NH}_3$  ha<sup>-1</sup>. Estes valores baixos de perda podem estar relacionados às condições de temperaturas mais amenas e maior índice pluviométrico.



Tabela 2 - Volatilização de amônia (NH<sub>3</sub>) para atmosfera e proporção de N perdida por volatilização de NH<sub>3</sub> após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) e ureia (U) na semeadura e em cobertura na sucessão milho-trigo. Santa Maria, RS.

Tratamentos	Milho			Trigo			Milho + Trigo
	Adubação na Semeadura	Adubação em Cobertura	Total	Adubação na Semeadura	Adubação em Cobertura	Total	
----- kg de N ha <sup>-1</sup> -----							
Testemunha	1,0 c <sup>(1)</sup>	1,7 b	2,7 c	0,6 b	1,2 b	1,8 b	4,5 c -
NPK + U	7,8 b	17,6 a	25,4 a	2,1 b	4,5 a	6,6 a	32,0 a (10,6) <sup>(2)</sup>
DLSsup	13,3 a	-	13,3 b	8,3 a	-	8,3 a	21,6 ab (7,2)
DLSinj	3,6 c	-	3,6 c	1,7 b	-	1,7 b	5,3 c (0,3)
DLSinj + DLSsup	1,6 c	22,9 a	24,5 a	0,8 b	4,7 a	5,5 a	29,9 ab (11,2)
DLSinj + U	1,5 c	12,2 ab	13,7 b	0,9 b	3,9 ab	4,8 ab	18,5 b (5,6)

<sup>(1)</sup> Médias seguidas de mesma letra na coluna não apresentam diferença significativa pelo teste LSD ( $p < 0,05$ ).

<sup>(2)</sup> Percentual de N-NH<sub>3</sub> perdido em relação ao N amoniacal total aplicado com dejetos e também ureia na sucessão milho-trigo.

Os valores acumulados anuais de perda de N via  $\text{NH}_3$ , apresentados na Tabela 2, reforçam a injeção da totalidade dos dejetos no solo (DLSinj) como a principal alternativa para redução da exposição do N amoniacal dos dejetos e consequente redução da volatilização de  $\text{NH}_3$ , para substituição do modo tradicional de aplicação dos dejetos (DLSsup) e também a principal fonte mineral, a ureia (NPK + U). A redução na perda de N- $\text{NH}_3$  anual promovida pelo tratamento DLSinj (5,3 kg de N- $\text{NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ ) foi maior que 75% comparada ao modo tradicional de aplicação dos dejetos, DLSsup (21,6 kg de N- $\text{NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ ). Ainda neste cenário, a estratégia de combinação da aplicação injetada dos DLS com metade da dose de N na semeadura e a complementação em cobertura via dejetos em superfície (DLSinj + DLSsup) ou a complementação via ureia (DLSinj + U) não demonstraram efetividade na mitigação da volatilização de  $\text{NH}_3$  (Tabela 2), emitindo cerca de 5,6 e 3,5 vezes mais  $\text{NH}_3$  que o tratamento DLSinj, respectivamente.

Sobretudo, a dinâmica da volatilização de  $\text{NH}_3$  dos dejetos ainda é influenciada por fatores intrínsecos dos dejetos e do ambiente. Pujol (2012) reportou que o parcelamento não afetou a volatilização comparada a aplicação em dose única, já Pan et al. (2016) através de uma meta análise indica que o parcelamento da adubação, principalmente quando aplicados sob restos culturais, incrementa a volatilização de  $\text{NH}_3$ . Contrariamente, alguns autores indicam reduções nas perdas de N via  $\text{NH}_3$  através de aplicações parceladas (BOSH-SERRA et al., 2015). Diante disso, estudos que envolvam diferentes e complementares estratégias de manejo dos dejetos de suínos são necessários, afim de melhor caracterizar os fatores e características influenciadoras dos processos para a busca das melhores estratégias de manejo deste produto.

## 5.5. CONCLUSÕES

A aplicação injetada no solo de metade da dose de N via DLS na semeadura com a complementação da dose em cobertura através da aplicação dos DLS ou ureia não mostrou-se eficiente em mitigar a volatilização de  $\text{NH}_3$ . Por outro lado, a injeção da dose total dos dejetos foi a melhor alternativa para redução da volatilização de  $\text{NH}_3$  em relação aos modos de aplicação e parcelamento da dose aplicada.

## 5.6. REFERÊNCIAS

- AITA, C. et al. Injection of DCD-treated pig slurry reduced NH<sub>3</sub> volatilization without enhancing soil N<sub>2</sub>O emissions from no-till corn in southern Brazil. **Journal Environmet Quality**. v.43, p.789-800, 2014. doi:10.2134/jeq2013.07.0301
- AMADO, T. J. C.. et al.. Potential of carbon accumulation in zero tillage soils with intensive use and cover crops in Southern Brazil. **J. Environment Quality**. V.35, p. 1599-1607, 2006. doi:10.2134/jeq2005.0233
- AMIN, M. G. M. et al.. Influence of soil structure on contaminant leaching from injected slurry. **Journal of Environmental Management**, p.1-8, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.002>
- ARAÚJO, E. S. et al.. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v.44, p.769-776, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2009000700018>
- BELL, M. J. et al.. Nitrous oxide emissions from fertilised UK arable soils: Fluxes, emission factors and mitigation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.212 p.134–147, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.003>
- BELL, M. J. et al.. How do emission rates and emission factors for nitrous oxide and ammonia vary with manure type and time of application in a Scottish farmland? **Geoderma**, v.264, p.81–93, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.10.007>
- BOSCH-SERRA, A. D., et al.. Ammonia emissions from different fertilizing strategies in Mediterranean rainfed winter cereals. **Atmospheric Environment**. v.84, p. 204-212, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.044>
- BOSH-SERRA, A. D. et al.. Strategies to optimize nitrogen efficiency when fertilizing with pig slurries in dryland agricultural systems. **European Journal of Agronomy**, v.67, p.27–36, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2015.03.003>
- CAI, Y.; CHANG, S. X. & CHENGET, Y.. Greenhouse gas emissions from excreta patches of grazing animals and their mitigation strategies. **Earth-Science Reviews**, 2017. doi: 10.1016/j.earscirev.2017.05.013
- CAMERON , K. C.; DI, H. J. & MOIR, J. L.. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. **Annals of Applied Biology**. v.162, p.145–173, 2013. doi:10.1111/aab.12014
- CAROZZI, M. et al.. Evaluation of mitigation strategies to reduce ammonia losses from slurry fertilisation on arable lands. **Science of the Total Environment**, v.449, p.126–133, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.082>
- 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: SBSC – Núcleo Regional Sul/UFRGS, 400 p., 2004.

CONGREVES, K. A. et al.. Predicting ammonia volatilization after field application of swine slurry: DNDC model development. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.219, p.179–189, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.028>

DELL, D J., et al.. Low-disturbance manure incorporation effects on ammonia and nitrate loss. **Journal Environment Quality**. v.41, p.928–937, 2012. doi:10.2134/jeq2011.0327

DENG, J. et al.. Modeling impacts of fertilization alternatives on nitrous oxide and nitric oxide emissions from conventional vegetable fields in southeastern China. **Atmospheric Environment**, v.81, p.642-650, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.09.046>

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3.ed. Brasília, 2013. 353p.

GONZATTO, R. et al.. Injection and nitrification inhibitor improve the recovery of pig slurry ammonium nitrogen in grain crops in Brazil. **Agronomy Journal**, v.108, p.1-11, 2016. doi:10.2134/agronj2015.0462

HAN K.; ZHOU C. & WANG L. Reducing ammonia volatilization from maize fields with separation of nitrogen fertilizer and water in an alternating furrow irrigation system. **Journal of Integrative Agriculture**, v.13(5), p.1099-1112, 2014. doi: 10.1016/S2095-3119(13)60493-1

HANI, C. et al.. Ammonia emission after slurry application to grassland in Switzerland. **Atmospheric Environment**, v.125, p.92–99, 2016.

HUIJSMANS, J. F. M.; HOLI, J. M. G.; HENDRIKS, M. M. W. B. Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to grassland. **Netherlands Journal of Agricultural Science**, v.49, p.323-342, 2001.

HUNGRIA, M.. **Inoculação com *Azospirillum brasiliense*: inovação em rendimento a baixo custo**. Embrapa Soja - Londrina, 36p., ISSN 1516-781X, 2011.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da Pecuária Municipal - 2015**. v. 43, p.1-49, 2015.

IPCC, 2014: **Climate Change 2014**: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 p., 2014.

JANTALIA, C. P., et al. Nitrogen source effects on ammonia volatilization as measured with semi-static chambers. **Agronomy Journal**, v.104, p.1595–1603, 2012. doi:10.2134/agronj2012.0210

LIU, S. et al.. Ammonia and greenhouse gas emissions from a subtropical wheat field under different nitrogen fertilization strategies. **Journal of Environmental Sciences**, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2017.02.014>

MAGUIRE, R. O. et al.. Manure application technology in reduced tillage and forage systems: A review. **Journal of Environmental Quality**, v.40, p.292–301, 2011. doi:10.2134/jeq2009.0228

MARTINEZ-LAGOS, J. et al.. Ammonia volatilization following dairy slurry application to a permanent grassland on a volcanic soil. **Atmospheric Environment**, v.80, p.226–231, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.08.005>

MEADE, et al.. Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.140, p.208–217, 2011. doi:10.1016/j.agee.2010.12.007

MISSELBROOK, T. H. et al.. Slurry application techniques to reduce ammonia emissions: Results of some UK field-scale experiments. **Biosystems Engineering**, v.81, p.313–321, 2002. doi:10.1006/bioe.2001.0017

MKHABELA, M. S, et al.. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.130, p.41–49, 2009. doi:10.1016/j.agee.2008.11.012

MONACO, S., et al.. Laboratory assessment of ammonia emission after soil application of treated and untreated manures. **Journal of Agricultural Science**, v.150, p.65–73, 2012. doi:10.1017/S0021859611000487

NYORD, T., HANSEN, M. N. & BIRKMOSE, T. S.. Ammonia volatilization and crop yield following land application of solid–liquid separated, anaerobically digested, and soil injected animal slurry to winter wheat. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.160, p.75– 81, 2012. doi:10.1016/j.agee.2012.01.002

PAN, B. et al.. Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: A global synthesis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.232, p.283–289, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.019>

POPOVIC, O. & JENSEN, L. S.. Storage temperature affects distribution of carbon, VFA, ammonia, phosphorus, copper and zinc in raw pig slurry and its separated liquid fraction. **Water Research**, v.46, p.3849–3858, 2012. doi:10.1016/j.watres.2012.04.020

PUJOL, S. B.. **Emissão de amônia e dinâmica do nitrogênio no solo com o parcelamento da dose e adição de inibidor de nitrificação em dejetos de suínos**. Santa Maria:UFSM, 2012, 101f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria, 2012.

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.82, p.515–523, 2001.

ROCHETTE, P., et al.. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.84, p.71–80, 2009. Doi: 10.1007/s10705-008-9227-6

RUSER, R. & SCHULZ, R.. The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) release from agricultural soils — a review. **J. Plant Nutr. Soil Sci.** v.178, p.171–188, 2015. doi: 10.1002/jpln.201400251

SAGGAR, S. et al.. Quantification of reductions in ammonia emissions from fertiliser urea and animal urine in grazed pastures with urease inhibitors for agriculture inventory: New Zealand as a case study. **Science of the Total Environment**, v.465, p.136–146, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.088>

SANZ-COBENA, A. et al.. Mitigation and quantification of greenhouse gas emissions in Mediterranean cropping systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v.238, p.1–4, 2017. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.032>

SMITH, E., GORDON, R., BOURQUE, C., CAMPBELL, A.. Management strategies to simultaneously reduce ammonia, nitrous oxide and odour emissions from surface-applied swine manure. **Canadian Journal of Soil Science**. v.87, p.469–477, 2008.

SOARES, J. R.; CANTERELLA, H & MENEGALE, M. L. C.. Ammonia volatilization losses from surface applied urea with urease and nitrification inhibitors. **Soil Biology & Biochemistry**, v.52, p.82-89, 2012. doi:10.1016/j.soilbio.2012.04.019

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to Soil Taxonomy**. United States Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service. Twelfth Edition, 372p., 2014.

TEDESCO, M.J.. **Análise de solos, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 174p. 1995.

WEBB, J. et al.. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response — a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.137, p.39–46, 2010. doi:10.1016/j.agee.2010.01.001

## 6 DISCUSSÃO GERAL

Os resultados do artigo I e II reforçam a importância da quantificação da perda de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  em condições de plantio direto. O artigo I foi composto por dois experimentos, em ambos foram observados elevados fluxos de N- $\text{NH}_3$  concentrados nas primeiras horas após a aplicação dos DLS ao solo. No primeiro estudo, o tratamento onde foram observados os maiores fluxos,  $444,0 \text{ g N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , foi o que utilizou o sistema semiaberto de Nommik (1973), seguidos pela metodologia do coletor aberto PET, foco do estudo, proposta por Araújo et al., (2009) com fluxos de  $174,9$  e  $152,2 \text{ g N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , com a avaliação do coletor fixo e alternado, respectivamente. Este comportamento está diretamente relacionado às características dos DLS, já que possuíam elevada concentração de N na forma amoniacal (>70%) e pH próximo à neutralidade (6,6), estes dois fatores aliados ao elevado volume aplicado proporcionaram elevada perda de N por volatilização de  $\text{NH}_3$ , principalmente nas primeiras horas após a aplicação. O solo possui alto poder de tamponamento, e o pH do solo neste estudo era de 5,8, favorecendo a forma não volátil  $\text{NH}_4^+$ , porém o processo químico para tais reações também é governado pelo tempo, o que inicialmente não limitou a perda de  $\text{NH}_3$  (POPOVIC & JENSEN, 2012).

Todavia, ao término do período de avaliação do experimento I do primeiro artigo, todos os tratamentos que receberam os DLS obtiveram comportamento semelhante, com valores acumulados de  $10,1$ ;  $7,8$  e  $7,4 \text{ kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ , para o método 1, método 2 e método 2 alternado, respectivamente. A semelhança na quantificação da volatilização de  $\text{NH}_3$  pelo método 2 comparado ao método 1, do qual inúmeros autores reportam subestimar as reais emissões (MIOLA et al., 2015; SMITH et al., 2007), pode estar vinculada a menor área de captura da  $\text{NH}_3$  volatilizada em relação a área emissora e pelo sistema ser aberto, comprometendo o desempenho do dispositivo principalmente nas primeiras horas de avaliações, onde se concentram as maiores emissões. A relação percentual entre os valores capturados pelas metodologias e o N amoniacal total aplicado com os DLS, foi de apenas  $5,9$ ;  $4,6$  e  $4,3\%$  para o método 1, método 2 e método 2 alternado. As principais diferenças estiveram nas emissões iniciais capturadas nos dispositivos e indicam a necessidade de melhorias no sistema coletor aberto PET para a melhor quantificação da volatilização de  $\text{NH}_3$  de DLS.

O experimento II, parte do artigo I, avaliou adequações do coletor aberto PET, afim de, melhorar a performance do dispositivo perante a metodologia inicialmente testada.

Durante as 50,5 horas de avaliações, os maiores fluxos também estiveram concentrados nas primeiras horas após a aplicação dos DLS, seguindo comportamento mencionado na literatura (ROCHETTE et al., 2001). O tratamento que obteve os maiores fluxos na grande maioria do período de avaliações foi o método 2 melhorado, tendo em média fluxos 78% maiores quando comparado aos fluxos do método 2 sem as adequações. Os valores finais acumulados nestes dois tratamentos foram de 23,8 e 12,8 kg de N-NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup>, reforçando a volatilização de amônia como importante via de perda de N de DLS. Ao analisarmos o mesmo tratamento utilizado em ambos os experimentos do artigo I, constatamos magnitudes diferentes na volatilização de NH<sub>3</sub> pelo método 2, (7,8 e 12,8 kg de N-NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup>) demonstrando a elevada influência da temperatura do ar e velocidade do vento sobre as emissões (BOSCH-SERRA et al., 2014), pois os DLS e as doses aplicadas foram muito semelhantes. Apesar da melhoria no dispositivo de coleta, pelo balanço teórico da concentração de N mineral (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + NH<sub>3</sub>) no solo no início e no final dos períodos de avaliação, constatamos que o ajuste no coletor aberto PET refletiu em melhorias significativas, pois da perda teórica por NH<sub>3</sub> do experimento, o dispositivo captou 33,4% comparados a apenas 16,7% do coletor aberto PET sem adequações. Estes resultados reforçam a necessidade de mensuração assertiva da volatilização de NH<sub>3</sub>, principalmente nas primeiras horas após sua aplicação no solo.

A partir da validação e das melhorias realizadas no coletor aberto PET para a quantificação desta importante via de redução do potencial fertilizante dos DLS e também de contaminação ambiental. O artigo II buscou avaliar estratégias de manejo sob o ponto de vista do parcelamento e modo de aplicação dos DLS e da sua combinação com fontes minerais (ureia), visando reduzir o potencial de perda de N por volatilização de NH<sub>3</sub> sob culturas anuais, como o milho e trigo. Tanto no cultivo do milho tanto no trigo, o tratamento que se destacou negativamente na adubação realizada na semeadura foi o que recebeu 100% da dose de N via DLS na superfície do solo, manejo majoritariamente utilizado nas propriedades que depositam tais resíduos em áreas agrícolas. Os fluxos deste tratamento no milho e no trigo foram, nas primeiras horas de avaliação, de 633,4 e 488,3 g de N-NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, comparativamente ao tratamento que recebeu também 100% da dose, porém injetada no solo, com fluxos de 55,4 e 49,6 g de N-NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, respectivamente. Demonstrando a eficiência da injeção em promover uma barreira física à saída da NH<sub>3</sub> do sulco de injeção, bem como aumentando a área de contato dos DLS com o solo, facilitando interações químicas e a proteção física dos constituintes do solo.

As diferenças nos valores dos fluxos entre o milho e trigo podem ser explicadas pela menor dose de N aplicada para a cultura do trigo, como também às condições climáticas



durante o período de inverno ter efeito sob a redução na perda de N por volatilização de amônia, principalmente pela menor temperatura durante o período (BELL et al., 2016). As demais estratégias de parcelamento da aplicação dos dejetos com a injeção de 50% da dose de N na semeadura e os outros 50% em cobertura via DLS aplicados em superfície ou via ureia, demonstram efetividade em conter a perda de N-NH<sub>3</sub> nas avaliações durante a semeadura nos dois cultivos, pela menor dose de N aplicada.

Entretanto, na adubação de cobertura, o tratamento que recebeu os 50% da dose restante em cobertura via DLS em superfície, obteve fluxos para a cultura do milho de 1065,0 g de N-NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> na primeira avaliação realizada 15,2 horas após a aplicação dos tratamentos e com gradativa redução acarretada pela infiltração dos DLS no solo e ação da comunidade microbiana. Na cultura do trigo, este mesmo tratamento obteve comportamento semelhante, diferindo-se dos demais com fluxos de 486,7 g de N-NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, demonstrando que apesar da menor dose de N aplicada, o manejo de aplicação na superfície do solo independente do momento acarreta em elevada perdas por volatilização. O tratamento NPK + U obteve comportamento característicos da dinâmica de volatilização da NH<sub>3</sub> da ureia. Os principais picos de emissão ocorreram da segunda a quarta avaliações, após a aplicação da ureia ao solo, ocorridos principalmente no milho às 29,8 horas com fluxo de 210,5 g de N-NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> e também na adubação em cobertura desta mesma cultura com fluxo de 935,7 g de N-NH<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> obtidos na segunda avaliação, 22,7 horas após a aplicação dos tratamentos em cobertura. A maior magnitude de perda de N via ureia na adubação em cobertura está relacionada à dose de N aplicada ser o dobro da aplicada na semeadura. Nas demais avaliações principalmente no trigo, podemos observar o efeito direto da precipitação sob a redução das emissões de N-NH<sub>3</sub>, já que ocorreram chuvas nos períodos de maiores perdas potenciais de NH<sub>3</sub> provinda da hidrólise da ureia.

Para melhor análise da efetividade das estratégias adotadas para mitigação da perda de N por NH<sub>3</sub>, as comparações dos valores finais perdidos expressam de maneira igualitária o comportamento das emissões nestes tratamentos. Neste sentido, os tratamentos que obtiveram os maiores percentuais emitidos via NH<sub>3</sub> em relação ao N amoniacal total (NAT), aplicado ao término dos dois cultivos, foram o tratamento que combinou o parcelamento e modalidade de aplicação dos dejetos (DLSinj + DLSsup) com 11,2% de N-NH<sub>3</sub> perdida em relação ao NAT, seguido da fonte mineral exclusiva (NPK + U) com 10,6%. Já o tratamento DLSsup e a estratégia de associação da adubação orgânica e mineral (DLSsup + U) obtiveram valores de 7,2 e 5,6%, respectivamente. Na análise anual das aplicações de N via DLS e ureia, a injeção da totalidade do N na semeadura foi a melhor alternativa para a mitigação da perda de N por

volatilização de  $\text{NH}_3$ , com valores percentuais perdidos de apenas 0,3%. Este comportamento benéfico está relacionado a fatores ambientais (proteção à velocidade do vento, temperatura do ar e do solo, radiação solar), físicos (barreira formada pelas partículas de solo e cobertura vegetal) e também químicos (maior interação com cargas do solo) que reduzem o potencial de emissão de  $\text{NH}_3$ .

## 7 CONCLUSÕES GERAIS

O coletor aberto PET melhorado demonstrou ser uma alternativa de fácil confecção e manuseio para a avaliação da volatilização de amônia proveniente da aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto. Entretanto, subestima a volatilização real de amônia, sendo válida para análises comparativas entre tratamentos. Novas adequações visando a melhoria do dispositivo afim de, quantificar as perdas reais de amônia dos dejetos aplicados no solo podem ser objetivo de estudos futuros;

A injeção da totalidade da dose dos dejetos na semeadura do milho e do trigo foi a melhor estratégia de redução da volatilização de amônia. As outras duas alternativas, com a injeção de metade da dose de nitrogênio na semeadura e complementação pela aplicação em superfície dos dejetos ou da ureia, não foram eficientes em reduzir a emissão de amônia durante os dois cultivos. A avaliação destas alternativas com a mensuração conjunta de outros gases poluentes do ciclo do nitrogênio, por exemplo, o óxido nitroso, em mais anos agrícolas pode auxiliar na definição clara da melhor estratégia de manejo dos dejetos líquidos de suínos após aplicação em culturas anuais.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS (Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína). **Relatório ABIPECS 2012**. Acessado em 11 de janeiro de 2017. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/setores/suinocultura/publicacoes/relatorios-anuais>

AITA, C. et al. Injection of DCD-treated pig slurry reduced  $\text{NH}_3$  volatilization without enhancing soil  $\text{N}_2\text{O}$  emissions from no-till corn in southern Brazil. **Journal Environmet Quality**. v.43, p.789-800, 2014. doi:10.2134/jeq2013.07.0301

AMADO, T.J.C.. Potential of carbon accumulation in zero tillage soils with intensive use and cover crops in Southern Brazil. **Journal Environment Quality**. V.35, p. 1599-1607, 2006. doi:10.2134/jeq2005.0233

AMARAL, A. L., et al.. **Boas práticas de produção de suínos**. EMBRAPA. Concórdia, SC. Circular Técnica, n. 50, 60p., 2006.

AMIN, M. G. M. et al.. Influence of soil structure on contaminant leaching from injected slurry. **Journal of Environmental Management**, p.1-8, 2016. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.002

ARAÚJO, E. S. et al.. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v.44, p.769-776, 2009. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2009000700018

BELL, M. J. et al.. Nitrous oxide emissions from fertilised UK arable soils: Fluxes, emission factors and mitigation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.212 p.134–147, 2015. Doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.003

BERENCHTEIN, B., et al.. Utilização de glicerol na dieta de suínos em crescimento e terminação. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.39, n.7, p.1491-1496, 2010.

BOSCH-SERRA, A. D., et al.. Ammonia emissions from different fertilizing strategies in Mediterranean rainfed winter cereals. **Atmospheric Environment**. v.84, p. 204-212, 2014. Doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.044

BOSH-SERRA, A. D. et al.. Strategies to optimize nitrogen efficiency when fertilizing with pig slurries in dryland agricultural systems. **European Journal of Agronomy**, v.67, p.27–36, 2015. Doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2015.03.003

CARNEIRO, P. J.; COUTINHO, J. & TRINDADE, H.. Nitrate leaching from a maize x oats double-cropping forage system fertilized with organic residues under Mediterranean conditions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v.160, p.29– 39, 2012. doi:10.1016/j.agee.2011.09.001

CASSOL, P. C., et al.. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p.1911-1923, 2013.

CIAS (Centro de Inteligência de Aves e Suínos). **Suínos. A suinocultura no Brasil**. Acessado em 12 de dezembro de 2016. Disponível em: <http://www.cnpa.embrapa.br/cias>.

DA SILVA, Indicadores Microbiológicos de Solo em Pastagem com Aplicação Sucessiva de Dejetos de Suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, p.1585-1594, 2015. doi: 10.1590/01000683rbc20150138

DE CONTI, L., et al.. Soil solution concentrations and chemical species of copper and zinc in a soil with a history of pig slurry application and plant cultivation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.216, p.374–386, 2016. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.040

DELL, C.J.; MEISINGER, J.J. & BEEGLE, D.B.. Subsurface application of manures slurries for conservation tillage and pasture soils and their impact on the nitrogen balance. **Journal Environment Quality**, v.40, pg. 352–361, 2011. doi:10.2134/jeq2010.0069

DENG, J. et al.. Modeling impacts of fertilization alternatives on nitrous oxide and nitric oxide emissions from conventional vegetable fields in southeastern China. **Atmospheric Environment**, v.81, p.642-650, 2013. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.09.046>

FREITAS, P. L. & LANDERS, J. L.. The transformation of agriculture in Brazil through development and adoption of Zero Tillage Conservation Agriculture. **International Soil and Water Conservation Research**, p. 35-46, 2014.

GONZATTO, R. et al.. Injection and nitrification inhibitor improve the recovery of pig slurry ammonium nitrogen in grain crops in Brazil. **Agronomy Journal**, v.108, p.1-11, 2016. doi:10.2134/agronj2015.0462

GONZATTO, R., et al.. Response of No-Till Grain Crops to Pig Slurry Application Methods and a Nitrification Inhibitor. **Agronomy Journal**, v.109, p.1–10, 2017. doi:10.2134/agronj2016.09.0547

HAN K.; ZHOU C. & WANG L. Reducing ammonia volatilization from maize fields with separation of nitrogen fertilizer and water in an alternating furrow irrigation system. **Journal of Integrative Agriculture**, v.13(5), p.1099-1112, 2014. doi: 10.1016/S2095-3119(13)60493-1

HANI, C., et al.. Ammonia emission after slurry application to grassland in Switzerland. **Atmospheric Environment**, v.125, p.92–99, 2016. doi:10.1016/j.atmosenv.2015.10.069

HUIJSMANS, J. F. M.; HOLI, J. M. G.; HENDRIKS, M. M. W. B. Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to grassland. **Netherlands Journal of Agricultural Science**, v.49, p.323-342, 2001.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da Pecuária Municipal 2015**. v. 43, p.1-49, 2015.

JANTALIA, C. P., et al. Nitrogen source effects on ammonia volatilization as measured with semi-static chambers. **Agronomy Journal**, v.104, p.1595–1603, 2012. doi:10.2134/agronj2012.0210

KUNZ, M.; HIGARASHI, M. & OLIVEIRA, P. A.. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 22, n. 3, p.651-665, 2005.

LOURO, A., et al.. Nitrous oxide emissions from forage maize production on a Humic Cambisol fertilized with mineral fertilizer or slurries in Galicia, Spain. **Geoderma Regional**, v.5, p.54–63, 2015. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.03.004>

MEADE, et al.. Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.140, p.208–217, 2011. doi:10.1016/j.agee.2010.12.007

MIOLA, E. C. C., et al. Static chamber measurements of ammonia volatilization from manured soils: impact of deployment duration and manure characteristics. **Soil Science Society of America Journal**, v.79, p.305–313, 2015. doi:10.2136/sssaj2014.07.0305

MKHABELA, M. S., et al.. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.130, p.41-49, 2009. doi:10.1016/j.agee.2008.11.012

MONTEIRO, A. N. T. R.; DOURMAD, J. Y. & POZZA, P. C.. Life cycle assessment as a tool to evaluate the impact of reducing crude protein in pig diets. **Ciência Rural**, v.47: n.6, p. 1-8, 2017. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20161029>

NI, K., et al.. Field measurement of ammonia emissions after nitrogen fertilization - A comparison between micrometeorological and chamber methods. **European Journal of Agronomy**, v.71, p.115–122, 2015. doi: 10.1016/j.eja.2015.09.004

NÔMMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest. **Plant and Soil**, v.39, p.309-318, 1973.

NYORD, T., HANSEN, M.N., BIRKMOSE, T.S.. Ammonia volatilization and crop yield following land application of solid–liquid separated, anaerobically digested, and soil injected animal slurry to winter wheat. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.160, p.75– 81, 2012. doi:10.1016/j.agee.2012.01.002

OVEREJO, J. et al.. Pig slurry fertilization in a double-annual cropping forage system under sub-humid Mediterranean conditions. **European Journal Agronomy**, v.81, p.138–149, 2016. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2016.09.005>

PAN, B. et al.. Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: A global synthesis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.232, p.283–289, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.019>

PARKER, D. B. et al.. Odorous VOC emission following land application of swine manure slurry. **Atmospheric Environment**, v.66, p.91-100, 2013. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.01.001

POPOVIC, O. & JENSEN, L. S.. Storage temperature affects distribution of carbon, VFA, ammonia, phosphorus, copper and zinc in raw pig slurry and its separated liquid fraction. **Water Research**, v.46, p.3849-3858, 2012. doi:10.1016/j.watres.2012.04.020

PUJOL, S. B.. **Emissão de amônia e dinâmica do nitrogênio no solo com o parcelamento da dose e adição de inibidor de nitrificação em dejetos de suínos**. Santa Maria:UFSM, 2012, 101f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria, 2012.

ROCHETTE, P., et al.. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.84, p.71–80, 2009. Doi: 10.1007/s10705-008-9227-6

ROCHETTE, P., et al.. NH<sub>3</sub> volatilization, soil NH<sub>4</sub><sup>+</sup> concentration and soil pH following subsurface banding of urea at increasing rates. **Canadian Journal of Soil Science**, v.93, p.261-268, 2013 doi:10.4141/CJSS2012-095 261

SCHERER, E.E.; AITA, C. & BALDISSERA, I.T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suíno da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis, EPAGRI, Boletim Técnico, n.79, 46p., 1996.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N. & MASSOTTI, Z.. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.1375-1383, 2010.

SHIGAKI, F., & CURTIS J. DELL, C. J.. Comparison of low-cost methods for measuring ammonia volatilization. **Agronomy, Soils & Environmental Quality**, v.107, p.1392–1400, 2015. doi:10.2134/agronj14.0431

SMITH, E., et al.. Comparison of three simple field methods for ammonia volatilization from manure. **Canadian Journal of Soil Science**, v.87, p.469-477, 2007.

USDA - United States Department of Agriculture - Foreign Agricultural Service. LIVESTOCK. In: ESTADOS UNIDOS. Department of Agriculture. **PSD: production, supply and distribution online**. Reports. Washington, 2015. Acessado em 12 outubro de 2016. Online. Disponível em: <<http://www.fas.usda.gov/psdonline>>.

XIAO, L., et al.. Prevalence and Identity of *Cryptosporidium* spp. in Pig Slurry. **Applied and Environmental Microbiology**, p.4461–4463, 2006. doi:10.1128/AEM.00370-06

YAGÜE, M.R.; BOSCH-SERRA, A.D. & BOIXADERA, J.. Measurement and estimation of the fertiliser value of pig slurry by physicochemical models: Usefulness and constraints. **Biosystems Engineering**, v.11, p.206-216, 2012. doi:10.1016/j.biosystemseng.2011.11.013

ZHANG, X.. et al.. Soil CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O Emissions in Maize Growing Season Under Different Fertilizer Regimes in an Upland Red Soil Region of South China. **Journal of Integrative Agriculture**, v.13(3), p.604-614, 2014. doi: 10.1016/S2095-3119(13)60718-2