

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

Heitor Luís Santin Bazzo

**ESTRATÉGIAS DE USO DOS DEJETOS SUÍNOS EM PLANTIO
DIRETO PARA MITIGAR AS PERDAS DE NITROGÊNIO POR
VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA**

Santa Maria, RS
2019

Heitor Luís Santin Bazzo

**ESTRATÉGIAS DE USO DOS DEJETOS SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO PARA
MITIGAR AS PERDAS DE NITROGÊNIO POR VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA**

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. Dr. Celso Aita

**Santa Maria, RS
2019**

BAZZO, HEITOR LUÍS SANTIN

Estratégias de uso dos dejetos suínos em plantio
direto para mitigar as perdas de nitrogênio por
volatilização de amônia / HEITOR LUÍS SANTIN BAZZO.- 2019.
67 p.; 30 cm

Orientador: Celso Aita

Coorientador: Stefen Pujol

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2019

1. NH3 2. método PET 3. parcelamento 4. aplicação dos
dejetos 5. injeção I. Aita, Celso II. Pujol, Stefen III.
Título.

Heitor Luís Santin Bazzo

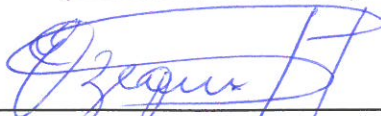
**ESTRATÉGIAS DE USO DOS DEJETOS DE SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO PARA
MITIGAR AS PERDAS DE NITROGÊNIO POR VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA**

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 08 de março de 2019:



Celso Aita, Dr.
(Presidente/Orientador)



Ezequiel Cesar Carvalho Miola, Dr. (FURG)



Janquieli Schirmann, Dr. (UFSM)

**Santa Maria, RS
2019**

AGRADECIMENTOS

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

Aos meus pais, José e Marlene, que nunca mediram esforços para me proporcionar o melhor sempre. Muito obrigado pelo apoio, educação, ensinamentos, amor e carinho, amo vocês.

Ao meu irmão José (*in memoriam*) por ser um exemplo para mim e de não temer novos desafios, muito obrigado pelo amor e amizade, para sempre será lembrado.

A minha namorada Bruna, por me apoiar sempre em tudo. Muito obrigado por ser esta companheira nestes momentos importantes da minha vida.

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

Ao Stefen Pujol e Janquieli Schirmann, 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 e colegas de pós-graduação, Bruno Chaves, Raquel Schmatz, Guilherme Dietrich, Patrick Pinheiro, Ana Paula Mezzalira, Getúlio Pilecco, Pamela Oruoski, Rosemar de Queiroz, Adriane Schu e Douglas Adams Weiler, obrigado pela parceria nas discussões, atividades e também nos encontros aos finais de semana.

Aos bolsistas do LABCEN AITA, Kathleen, Matheus, Cristian, Poliana e demais bolsistas. Sem vocês não poderia ter sido realizada tamanha atividade, o meu Muito Obrigado!

Ao professor Sandro pelo auxílio e ensinamentos na iniciação científica.

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.

RESUMO

ESTRATÉGIAS DE USO DOS DEJETOS DE SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO PARA MITIGAR AS PERDAS DE NITROGÊNIO POR VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA

AUTOR: Heitor Bazzo

ORIENTADOR: Prof. Dr. Celso Aita

A volatilização de amônia (NH_3) é o principal processo de perda do nitrogênio (N) dos dejetos líquidos de suínos (DLS) após aplicação destes no solo. A quantificação e o desenvolvimento de alternativas de manejo que reduzam as perdas de NH_3 são essenciais para redução do passivo ambiental gerado pelo uso dos DLS. O primeiro objetivo deste trabalho foi avaliar estratégias de aplicação e parcelamento de DLS com complementação orgânica ou mineral, visando a redução das perdas de N por volatilização de NH_3 na sucessão milho/trigo em plantio direto. O segundo objetivo foi calibrar o coletor semiaberto PET para a quantificação da amônia volatilizada após a aplicação de DLS no solo. Para atingir esses objetivos, dois estudos foram conduzidos em condições de campo na Universidade Federal de Santa Maria/RS. O primeiro estudo foi conduzido na sucessão das culturas de milho e trigo em delineamento experimental de blocos ao acaso com quatro repetições, composto por seis tratamentos: Controle (Testemunha); Adubação Mineral (NPK + U); DLSsup – DLS em Superfície com 100 % do N aplicado na semeadura; DLSinj – DLS Injetado com 100 % do N aplicado na semeadura; DLSinj + DLSsup – DLS Injetado com 50 % do N aplicado na semeadura e com 50 % em cobertura via DLS em superfície; DLSinj. + U – DLS Injetado com 50 % do N aplicado na semeadura e com 50 % em cobertura via Ureia. O segundo estudo é composto por dois experimentos realizados no inverno (I) e no verão (II). O delineamento utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições, composto pelos tratamentos: Experimento I: Controle (Testemunha); DLS (70 kg de NAT ha^{-1}); Experimento II: Controle (Testemunha); DLS (140 kg NAT ha^{-1}). No primeiro estudo o tratamento DLSinj foi o mais eficiente em reduzir as perdas de NH_3 , com perda anual acumulada de 20,6 kg N ha^{-1} , 13,6 % do NAT aplicado durante a sucessão de cultivos. A estratégia DLSinj + DLSsup não diferiu da aplicação tradicional (DLSsup), com perdas anuais acumuladas de 90 kg N- NH_3 ha^{-1} , 60,5 % do NAT dos DLS. Os tratamentos NPK + U e DLSinj + U apresentaram perdas intermediárias de 42 e 34,5 kg N- NH_3 ha^{-1} , representando 22,1 e 20,1 % do NAT aplicado respectivamente. No segundo estudo, a volatilização de NH_3 captada pelo método PET no experimento I foi de 2,35 kg de N- NH_3 ha^{-1} , o que corresponde a 22,6 % do que foi emitido via NH_3 detectado pelo balanço realizado no solo. No experimento II a volatilização de NH_3 captada foi de 9,29 kg de N- NH_3 ha^{-1} resultando em uma eficiência de 19,1 %. A partir desses dois experimentos, obteve-se o fator de correção da emissão de NH_3 do solo, baseado na eficiência média do coletor nos dois períodos avaliados, resultando em um fator de 4,8. Assim, o método PET adaptado mostrou ser uma alternativa de quantificação propícia para a avaliação da volatilização de NH_3 decorrente da aplicação de DLS. A injeção da dose integral dos DLS no solo no momento da semeadura é a melhor estratégia para redução da volatilização de amônia em cultivos sob plantio direto.

Palavras chave: NH_3 , método PET, parcelamento, aplicação dos dejetos, injeção.

ABSTRACT

STRATEGIES OF PIG SLURRY USE UNDER NO TILLAGE TO MITIGATE NITROGEN LOSSES BY AMMONIA VOLATILIZATION

AUTHOR: Heitor Bazzo

ADVISOR: Prof. Dr. Celso Aita

Ammonia volatilization (NH_3) is the main process of nitrogen loss (N) from liquid swine manure (PS) after application to the soil. Its quantification and the development of management alternatives to reduce losses are essential, decreasing the environmental liabilities generated by the use of PS. The first objective of this work was to evaluate the application and splitting strategies of PS with organic or mineral complementation, aiming at the reduction of N losses by volatilization of NH_3 in corn/wheat succession in no – tillage. The second objective was the calibration of the semi-open collector PET for quantification of volatilized ammonia after application of PS to the soil. In order to reach these objectives, two studies were conducted under field conditions at Soil's Department of the Federal University of Santa Maria. The first study was conducted in the succession of maize and wheat crops in a randomized complete block design with four replications, consisting of six treatments: Control; Mineral Fertilization (NPK + U); PSs - surface broadcast of PS with 100 % of N applied at sowing; PSi – PS injected with 100 % of N applied at sowing; Psi + PSs - PS injected with 50 % of N applied at sowing and 50 % of N applied in top-dressing through surface broadcast of PS; Psi + U – PS injected with 50 % of the N applied at sowing and 50 % of the N applied in top-dressing through surface broadcast of Urea. The second study consisted of two experiments performed in winter (I) and summer (II). The experiments were arranged in a randomized block design with four replicates, composed of the following treatments: Experiment I: Control; PSs (70 kg of total ammoniacal nitrogen (NAT) ha^{-1}); Experiment II: Control; PSs (140 kg TAN ha^{-1}). In the first study PSi treatment was the most efficient in reducing losses of NH_3 , with cumulative annual loss of 13.6 % of the TAN applied during the succession of crops. The Psi + PSs strategy did not differ from the traditional application (PSs), with cumulative annual losses of 90 kg N- NH_3 ha^{-1} . The treatments NPK + U and PSi + U presented intermediate losses of 42 and 34.5 kg N- NH_3 ha^{-1} , representing 22.1 and 20.1 % of the applied TAN respectively. In the second study, the volatilization of NH_3 captured by the PET method in experiment I was 2.35 kg of N- NH_3 ha^{-1} , corresponding to 22.6 % of that emitted through NH_3 detected by the soil balance. In the experiment II the volatilization of NH_3 captured was 9.29 kg of N- NH_3 ha^{-1} resulting in an efficiency of 19.1 %. From these two experiments the NH_3 emission correction factor of the soil was obtained, based on the average efficiency of the collector in the two evaluated periods, resulting in a factor of 4.8. Thus, the adapted PET method proved to be an adequate alternative to quantify for the evaluation of NH_3 volatilization after PS application. Injection of the full dose of PS in the soil at sowing is the best strategy to reduce ammonia volatilization in no-tillage crops.

Keywords: NH_3 , PET method, split application, slurry application, injection.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO I

Figura 1- Fluxo de amônia (N-NH ₃) após a aplicação dos tratamentos na pré-semeadura (a) e na adubação de cobertura (b) do milho.	38
Figura 2- Fluxo de amônia (N-NH ₃) após a aplicação dos tratamentos na pré-semeadura (a) e na adubação de cobertura (b) do trigo.	39
Figura 3- Porcentagem do nitrogênio amoniacal total (NAT) aplicado com dejetos líquidos de suínos e do nitrogênio total (NT) aplicado com ureia, que foi perdido na forma de amônia (NH ₃), durante os cultivos de milho (a) e trigo (b).	40

ARTIGO II

Figura 1 - Fluxo (a) e emissão acumulada (b) de NH ₃ obtidos pelo método PET adaptado por Dessbesell (2017) e temperatura do ar e velocidade do vento (c) após aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto durante o inverno (Experimento I).	56
Figura 2 - Fluxo (a) e emissão acumulada (b) de NH ₃ obtidos pelo método PET adaptado por Dessbesell (2017) e temperatura do ar e velocidade do vento (c) após aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto durante o verão (Experimento II).	57

LISTA DE TABELAS

ARTIGO I

Tabela 1- Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS) utilizados nos experimentos. Santa Maria - RS.....	36
Tabela 2- Volatilização de amônia (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.....	37

ARTIGO II

Tabela 1 - Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS), utilizados nos experimentos. Santa Maria - RS.....	54
Tabela 2 - Nitrogênio mineral (NH ₄ ⁺ + NO ₃ ⁻) no solo e na palha de trigo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) para calibração da metodologia de coleta da amônia volatilizada durante 48 horas, nos experimentos I e II.	55

DISCUSSÃO GERAL

Tabela 1 - Valores brutos e corrigidos de volatilização líquida de amônia (NH ₃) após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) e ureia (U) na sucessão milho-trigo. Santa Maria, RS. ..	61
--	----

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	9
1.1. HIPÓTESES	11
1.2. OBJETIVO.....	12
2. ARTIGO I: - ESTRATÉGIAS PARA MITIGAÇÃO DA EMISSÃO DE AMÔNIA APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NA SUCESSÃO DE GRAMÍNEAS EM PLANTIO DIRETO	13
2.1. RESUMO.....	
2.2. INTRODUÇÃO	15
2.3. MATERIAL E MÉTODOS	16
2.4. RESULTADOS	21
2.4.1. Volatilização de amônia	21
2.5. DISCUSSÃO	24
2.5.1. Modalidade de aplicação: Superficial x Injeção	24
2.5.2. Aplicação parcelada x Dose Única	26
2.5.3. Aplicação parcelada: Orgânica x Orgânica-mineral	27
2.5.4. Fonte Nitrogenada: Dejetos x Ureia	28
2.5.5. Perdas acumuladas de N por volatilização de amônia	29
2.6. CONCLUSÃO	31
2.7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32
3. ARTIGO II: - CALIBRAÇÃO DE COLETOR SEMIABERTO PARA QUANTIFICAÇÃO DE AMÔNIA VOLATILIZADA APÓS APLICAÇÃO SUPERFICIAL DE DEJETOS LÍQUIDOS SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO	41
3.1. RESUMO.....	41
3.2. INTRODUÇÃO	43
3.3. MATERIAL E MÉTODOS	44
3.4. RESULTADOS	47
3.5. DISCUSSÃO	48
3.6. CONCLUSÃO	50
3.7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
4. DISCUSSÃO GERAL	58
5. CONCLUSÃO GERAL	59
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	62

1. INTRODUÇÃO GERAL

No Brasil, a suinocultura é uma importante atividade agropecuária. No atual cenário mundial, o Brasil encontra-se como quarto maior produtor de carne suína, com produção de 3,75 milhões de toneladas em 2017 (ABPA, 2018). Grande parte da produção está concentrada na região Sul do país, que possui 51 % do rebanho nacional (21 milhões de cabeças), sendo responsável por cerca de 69 % dos abates e 84 % das exportações a nível nacional (IBGE, 2017).

O sistema de confinamento intensivo dos animais é o mais utilizado na produção suínica, principalmente em fase de terminação, gerando um grande volume de dejetos. Este grande volume é composto de restos de ração, urina, fezes e principalmente de água utilizada nas higienizações das instalações. Considerando a produção média de dejetos produzidos por animal dentro do sistema intensivo de criação em 8,6 litros dia^{-1} (DE OLIVEIRA, 1993), o rebanho da região Sul do Brasil produz cerca de 180 mil m^{-3} de dejetos dia^{-1} . Dado o alto volume, é necessário local adequado para o armazenamento e posterior destino apropriado, devido ao elevado potencial poluidor do ambiente. Atualmente, o destino destes dejetos é a aplicação sobre o solo em áreas de produção próximas às de geração, devido ao elevado conteúdo de água que torna oneroso o transporte para longas distâncias. Tal prática associada as condições de relevo acidentado e pequenas propriedades, que é característica da região Sul, gera grande impacto ambiental se não realizada de maneira correta e consciente (KUNZ et al., 2005).

Os dejetos suínos são ricos em macronutrientes, como nitrogênio (N), fósforo e potássio (CASSOL et al., 2012), podendo ser utilizados na adubação de áreas agrícolas, reduzindo assim custos na implantação das culturas. Na maioria das vezes as aplicações são realizadas em áreas com cultivo de gramíneas (milho e trigo), devido à grande demanda de N dessas plantas (SCHIRMANN et al., 2013; GONZATTO et al., 2016). No entanto, o manejo inadequado dos DLS aplicados no solo, além de gerar altas emissões de NH_3 para a atmosfera, causa a eutrofização de mananciais de água (HAN et al., 2014), emissão de óxido nitroso (N_2O) (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013), lixiviação de nitrato (NO_3^-) (CARNEIRO et al., 2012) e escoamento superficial. Além disso, ocorre a redução do potencial fertilizante dos DLS, acarretando em custos e maior dependência de fontes minerais para complementação da adubação.

Devido ao armazenamento dos DLS, geralmente em esterqueiras anaeróbicas, há ausência de oxigênio e inibição do processo de nitrificação, mantendo grande parte do N na

forma amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) – cerca de 60 % do N total presente nos DLS (BOSCH-SERRA et al., 2014) –, o que resulta em elevadas perdas por volatilização de NH_3 imediatamente após aplicação dos dejetos sobre o solo (ROCHETTE et al., 2009; AITA et al., 2014).

O processo de volatilização é responsável pela maior parte das perdas de N após a aplicação de DLS no solo. Tal contribuição pode alcançar valores superiores a 70 % do N amoniacal total (NAT) aplicado em superfície (HUIJSMANS et al., 2001). Este alto potencial de perdas por emissão de NH_3 é agravado devido ao atual sistema de plantio direto (PD), onde a aplicação dos DLS é realizada na superfície do solo sobre os restos culturais, potencializando o processo de volatilização. A palha na superfície do solo age como barreira física para a infiltração dos DLS no solo, aumentando o tempo de exposição dos dejetos as variáveis ambientais, favorecendo as emissões de NH_3 (DE VRIES et al., 2015). Além das condições do ambiente, características do próprio DLS como matéria seca (MS), pH, e altas concentrações de N amoniacal contribuem para maiores emissões (WEBB et al., 2010). Outro problema decorrente das emissões de NH_3 é a emissão indireta de N_2O (HAN et al., 2014), o que afeta também a camada de ozônio e intensifica o efeito estufa.

Para redução do passivo ambiental proveniente da aplicação dos DLS no solo, busca-se a implementação de novas estratégias associando práticas de manejo para reduzir as emissões de NH_3 e melhorar o aproveitamento do N. A injeção dos DLS no solo (DELL et al., 2011; AITA et al., 2014), o parcelamento da aplicação (PUJOL, 2012; BOSCH-SERRA et al., 2015; PAN et al., 2016) e adubação orgânica com complementação mineral (ZHANG et al., 2017) são práticas que tem apresentado bons resultados em relação a redução das perdas de N por volatilização de NH_3 . Entretanto, estas práticas são ainda pouco estudadas quanto às emissões de NH_3 nas atuais condições de SPD no Sul do Brasil.

Além da implementação de novas estratégias de manejo que mitiguem as emissões de NH_3 , a consistência na quantificação da volatilização é outro ponto chave neste trabalho. A quantificação pelos métodos atualmente utilizados é limitada (NÔMMIK, 1973; ROCHETTE et al., 2013), devido à perda via volatilização de NH_3 ser elevada imediatamente após a aplicação dos DLS sobre o solo (POWELL et al., 2011). Apesar de existirem metodologias eficientes e amplamente utilizadas internacionalmente como os túneis de vento (MEISINGER et al., 2001; ROCHETTE et al., 2001), estes são de elevado custo, difícil operacionalização e podem superestimar as emissões de NH_3 (ROCHETTE et al., 2009). O método proposto por Nômmik (1973) por outro lado, é mais simples quando comparado aos túneis de vento, entretanto subestima demasiadamente as emissões e modifica o ambiente interno à câmara,

devido à baixa troca de gases e microclima proporcionado pela câmara coletora (SMITH et al., 2007).

Desse modo, tem-se a necessidade de desenvolver métodos baratos, precisos, de fácil confecção e operacionalidade para as condições de plantio direto, onde os estudos estão sendo realizados recentemente no Sul do Brasil. Dentre os métodos atualmente utilizados, destaca-se o coletor semiaberto proposto por Araújo et al. (2009) confeccionado através de garrafas de politereftalato de etileno (PET) para quantificação da volatilização de amônia. Este método tem demonstrado resultados promissores na captação de NH_3 oriunda de fontes minerais e apresenta baixo custo e fácil operacionalização (JANTALIA et al., 2012; SHIGAKI & DELL, 2015). Entretanto, o coletor foi calibrado e utilizado apenas com fertilizantes minerais, os quais apresentam dinâmica diferente nas emissões de NH_3 em relação aos DLS, constituídos de N amoniacal passível de volatilizar imediatamente após aplicação no solo. Assim, buscando a quantificação da volatilização de NH_3 após aplicação de DLS em plantio direto, Dessbesell (2017) verificou baixa eficiência desse método PET. Posteriormente, realizando adaptações no coletor, este mesmo autor encontrou melhorias significativas na captação das altas perdas imediatamente após aplicação de DLS no solo. Contudo, é imprescindível reforçar esses dados e, ainda, calibrar esse novo método para detecção das emissões de NH_3 oriundas da aplicação de DLS no solo.

Portanto, estratégias de manejo utilizando os DLS associados a fontes minerais que reduzam a volatilização de NH_3 e aumentem o aproveitamento do N pela cultura de interesse são indispensáveis. Além disso, estudos para calibração do método PET que resultem em maior precisão e exatidão nas avaliações após a aplicação dos DLS sobre o solo, em plantio direto, são necessários.

1.1. HIPÓTESES

As combinações de DLS com fonte mineral, modo de aplicação e parcelamento reduzem a emissão de NH_3 na sucessão milho/trigo em plantio direto em relação a aplicação tradicional, em superfície.

O método semiaberto PET adaptado é eficiente em quantificar as perdas de N por volatilização de amônia após aplicação de DLS na sucessão milho/trigo em plantio direto.

1.2. OBJETIVO

O objetivo deste trabalho foi calibrar um coletor semiaberto adaptado para a quantificação de amônia volatilizada após a aplicação de DLS no solo e avaliar algumas estratégias de manejo que combinam método de aplicação dos DLS, parcelamento e complementação mineral, para mitigar as perdas de N por volatilização de NH_3 na sucessão milho/trigo em plantio direto.

2. ARTIGO I: - ESTRATÉGIAS PARA MITIGAÇÃO DA EMISSÃO DE AMÔNIA APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NA SUCESSÃO DE GRAMÍNEAS EM PLANTIO DIRETO

2.1 RESUMO

No sistema atual de plantio direto a prática de aplicação dos dejetos líquidos de suínos (DLS) na superfície do solo sobre restos culturais é a mais difundida, ocasionando grandes perdas de N via volatilização de amônia (NH_3). A busca por estratégias mitigatórias é ainda pouco estudada nas condições subtropicais no Sul do Brasil. O trabalho teve por objetivo avaliar estratégias de associação do parcelamento e do modo de aplicação dos dejetos líquidos de suínos com ou sem a combinação da adubação mineral, visando a redução da volatilização de NH_3 na sucessão milho/trigo em plantio direto. O trabalho foi realizado na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria/RS. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições, compreendido dos seguintes tratamentos: Testemunha – Sem aplicação de DLS; NPK + U – Adubação de fonte mineral; DLSsup – DLS em Superfície com 100 % do N aplicado na semeadura; DLSinj – DLS Injetado com 100 % do N aplicado na semeadura; DLSinj + DLSsup – DLS Injetado com 50 % do N aplicado na semeadura e com 50 % do N aplicado em cobertura via DLS em superfície; DLSinj + U – DLS Injetado com 50 % do N aplicado na semeadura e com 50 % do N aplicado em cobertura via Ureia. Os maiores fluxos foram observados na semeadura e na complementação em cobertura nos tratamentos que receberam o DLS aplicado em superfície (DLSsup e DLSinj + DLSsup). A aplicação tradicional em superfície resultou em perdas acumuladas de 19,08 kg de $\text{N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$. O tratamento DLSinj apresentou a menor perda acumulada entre os tratamentos, com valor anual de 4,3 kg de $\text{N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$, resultando em uma redução de 77 % nas emissões de NH_3 quando comparado ao DLSsup. A complementação da adubação em superfície contribuiu significativamente para as emissões durante os períodos de avaliação. As estratégias de associação do parcelamento, modo de aplicação dos DLS e a complementação orgânica ou mineral (DLSinj + DLSsup e DLSinj + U) não diferiram do DLSsup, obtendo perdas anuais de 19,14 e 18,12 kg de $\text{N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ respectivamente. As maiores perdas acumuladas durante os cultivos ocorreram no tratamento de fonte mineral, totalizando 28,62 kg de $\text{N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$. Portanto, as estratégias de manejo, DLSinj + DLSsup e DLSinj + U, foram ineficientes em mitigar as perdas gasosas de N via volatilização de NH_3 . O tratamento DLSinj apresentou-se como melhor opção para mitigar a volatilização de NH_3 em relação aos demais modos de aplicação dos dejetos e estratégias testadas.

Palavras chaves: adubação orgânica, ureia, injeção, parcelamento, nitrogênio.

MITIGATION STRATEGIES OF AMMONIA VOLATILIZATION FROM PIG SLURRY APPLIED IN A GRASS SUCCESSION IN NO TILL¹

ABSTRACT

In the current no-tillage system, the application of pig slurry (PS) on the soil surface on crops remaining straw is the most widespread practice, causing large N losses through ammonia volatilization (NH_3). The search for mitigation strategies is still little studied in subtropical conditions in southern Brazil. The objective of this work was to evaluate strategies associating PS with or without the combination of mineral fertilization, in order to reduce the volatilization of NH_3 in a corn/wheat succession in no - tillage. The work was conducted at Soil's Department of the Federal University of Santa Maria. The experimental design was a randomized block design with four replications, comprising the following treatments: Control – Without application of PS; NPK + U – Mineral fertilization; PSs - Surface broadcast of PS with 100 % of N applied at sowing; P_{Si} - PS injected with 100 % of N applied at sowing; P_{Si} + PSs - PS injected with 50 % of N applied at sowing and 50 % of N applied in top-dressing through surface broadcast of PS; P_{Si} + U - PS injected with 50 % of the N applied at sowing and 50 % of the N applied in top-dressing through surface broadcast of urea. The highest fluxes were observed at sowing and in the top-dressing complementation in the treatments that received the surface applied PS (PSs and P_{Si} + PSs). The traditional surface broadcast application resulted in cumulated losses of 19.08 kg of N- NH_3 ha⁻¹. P_{Si} treatment had the lowest cumulative loss among treatments, with an annual value of 4.3 kg of N- NH_3 ha⁻¹, reducing 77 % of the ammonia volatilized when compared to PSs. The surface complementation contributed significantly to emissions during the evaluation periods. The strategies of association of splitting, mode of application of PS and/or organic/mineral fertilization (P_{Si} + PSs and P_{Si} + U), did not differ from PSs, obtaining annual losses of 19.14 and 18.12 kg of N- NH_3 ha⁻¹, respectively. The highest losses accumulated during cultivation occurred in the mineral source treatment, totaling 28.62 kg of N- NH_3 ha⁻¹. Therefore, management strategies, P_{Si} + PSs and P_{Si} + U, were inefficient in mitigating the gaseous losses of N through volatilization of NH_3 . The P_{Si} treatment was the best option to mitigate NH_3 volatilization compared to the other methods of application and strategies tested.

Keywords: organic fertilization, urea, injection, split application, nitrogen.

¹ Artigo elaborado de acordo com as normas da revista Scientia Agricola.

2.2 INTRODUÇÃO

As perdas gasosas de nitrogênio (N), principalmente por volatilização de amônia (NH_3) após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em plantio direto, têm efeitos econômicos e ambientais importantes, demandando a busca por estratégias que visem a sua redução. O nitrogênio é um elemento essencial ao crescimento das plantas, além de ser altamente dinâmico no ambiente, representando um fator chave para a sustentabilidade e viabilidade dos sistemas agrícolas. Os dejetos líquidos suínos por serem ricos em N, podem ser utilizados como uma fonte alternativa de N às plantas, principalmente as gramíneas, que são altamente dependentes de fontes externas de N para que haja incremento na produtividade (SCHIRMANN et al., 2013).

Devido a forma que os DLS são armazenados, estes apresentam mais de 60 % de sua concentração de N na forma amoniacal (NH_4^+ e NH_3) (BOSCH-SERRA et al., 2014), podendo ser perdido por meio de volatilização para atmosfera na forma de amônia. A volatilização de amônia causa diversos efeitos negativos ao ambiente, como a acidificação do solo, eutrofização das águas e emissão indireta de óxido nitroso (N_2O) (CAMERON et al., 2013), além de reduzir a disponibilidade de nitrogênio às plantas (SMITH et al., 2009). No atual sistema de plantio direto, a prática comumente realizada é a aplicação dos DLS em superfície, sobre restos culturais, potencializando as condições para perda de N. Nessa modalidade de aplicação, a volatilização de NH_3 é a principal via de perda de N do DLS, com emissões de até 68 % do N amoniacal total aplicado na superfície do solo (HUIJSMANS et al., 2003).

O processo de volatilização de NH_3 é influenciado por diversos fatores, entre eles as características da superfície (solo ou resíduos culturais) onde o dejetos é aplicado, por características do próprio DLS e também pelas condições ambientais durante os primeiros dias após sua aplicação. Como principais características dos DLS que influenciam a volatilização de NH_3 temos: o pH elevado, alta concentração de N amoniacal e teor de matéria seca (WEBB et al., 2010). No solo destacam-se as características de porosidade, umidade e pH (CAROZZI et al., 2013). Condições climáticas como altas temperaturas do ar e do solo, precipitação, maiores velocidades do vento e radiação solar também afetam o processo de volatilização de amônia após a aplicação dos DLS (SMITH et al., 2000).

Como alternativa para o cenário de SPD e para mitigação das perdas de N por volatilização de NH_3 após a aplicação dos dejetos, tem-se a prática de injeção subsuperficial no solo. A incorporação do DLS no solo pode reduzir as emissões de NH_3

em até 90 % (AITA et al., 2014), pois diminui a exposição dos dejetos as variáveis climáticas (DELL et al., 2012). Além disso, a injeção dos dejetos no solo aumenta o rendimento de grãos e a eficiência de uso de N pelas culturas, quando comparada a aplicação em superfície (GONZATTO et al., 2017).

Apesar dos efeitos positivos da injeção na redução da volatilização de NH_3 , esta prática concentra nitrogênio amoniacal, água e carbono solúvel do DLS no sulco de injeção, potencializando a emissão de N_2O (AITA et al., 2014). O N_2O é um potente gás de efeito estufa que possui potencial de aquecimento global 298 vezes maior que o dióxido de carbono (IPCC, 2014). Em contrapartida, o uso de inibidores de nitrificação tem sido utilizado na redução de tais emissões (AITA et al., 2014).

Estratégias ainda pouco avaliadas nas condições subtropicais do Sul do Brasil são o parcelamento da dose de DLS associado ao modo de sua aplicação no solo (superficial ou subsuperficial), juntamente com a adubação mineral em cobertura, como fonte de N às culturas. A injeção de parte dos DLS na semeadura com complementação da dose de N em cobertura pode aliar a redução na volatilização de NH_3 por localizar os dejetos no interior do solo e reduzir a influência das variáveis climáticas, além de diminuir a emissão de N_2O pela redução da dose aplicada de DLS (DENG et al., 2013; BELL et al., 2015). Além disso, a complementação via parcelamento pode reduzir o potencial de emissão de NH_3 devido a menor quantidade de N aplicada que estará passível de ser volatilizada. O parcelamento da dose com a aplicação em cobertura também contribui para o melhor sincronismo da disponibilidade de N com o requerimento da cultura em quantidade, forma e tempo, maximizando a eficiência agrônômica de uso de N pela planta. (BOSCH-SERRA et al., 2015).

Neste contexto, alternativas de manejo dos DLS que promovam a redução das emissões de NH_3 e o melhor aproveitamento do N às plantas são de grande importância para um melhor desempenho das culturas em SPD. O objetivo do presente trabalho foi avaliar se, a combinação do modo de aplicação e do parcelamento dos DLS com ou sem complementação mineral reduzem as emissões de NH_3 na sucessão milho-trigo, em plantio direto.

2.3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em condições de campo em plantio direto na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria

(UFSM), Santa Maria, RS, localizada a 29° 43' 11"S, 53° 42' 18"W e altitude de 88 m, em 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-H₂O (1:1) = 5,8; matéria orgânica (MO) = 1,2 %; areia = 667,5 g kg⁻¹; argila = 101,9 g kg⁻¹; fósforo (P) = 21,8 mg dm⁻³; potássio (K) = 56,0 mg dm⁻³; alumínio (Al) = 0,0 cmol_c dm⁻³; cálcio (Ca) = 2,5 cmol_c dm⁻³; magnésio (Mg) = 1,2 cmol_c dm⁻³. A densidade aparente do solo antes da instalação do experimento foi de 1,67 g cm⁻³. O clima segundo a classificação de Köppen é subtropical úmido, tipo Cfa.

A área possui histórico de uma sucessão de gramíneas (milho e trigo), realizada na safra 2015/16. No ano seguinte a área permaneceu em pousio. No inverno de 2017, foi realizada a semeadura de aveia-preta (*Avena strigosa*) com o objetivo de produzir cobertura vegetal para a implantação do cultivo de verão em novembro do mesmo ano. A produção de matéria seca (MS) da aveia foi de 3,0 Mg ha⁻¹, sobre a qual foi instalado o experimento.

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições, sendo cada unidade experimental representada por 30 m² (3,0 m x 10,0 m), composto dos seguintes tratamentos: Testemunha – Sem aplicação de dejetos; NPK + U – Adubação mineral com 1/3 do N aplicado via formulação NPK na semeadura, e 2/3 do N aplicados em cobertura via ureia; DLSsup – DLS em Superfície com 100 % do N aplicado na semeadura; DLSinj – DLS Injetado com 100 % do N aplicado na semeadura; DLSinj + DLSsup – DLS Injetado com 50 % do N aplicado na semeadura e 50 % do N aplicado em cobertura via DLS em superfície; DLSinj + U – DLS Injetado com 50 % do N aplicado na semeadura e 50 % do N aplicado em cobertura via Ureia.

Na implantação do experimento foi semeada a cultura do milho (*Zea mays*), cultivar AG8780 PRO3 (60 mil plantas ha⁻¹, espaçamento entre linhas de 0,7 m), em novembro de 2017. Em junho de 2018 foi semeada a cultura do trigo (*Triticum aestivum*), cultivar BRS Marcante (330 mil plantas ha⁻¹, espaçamento entre linhas de 0,17 m). A semeadura das culturas foi realizada no mesmo dia, logo após a aplicação dos tratamentos. Os DLS utilizados em ambas culturas durante os experimentos foram coletados em esterqueiras anaeróbicas localizadas em uma propriedade de produção de suínos em fase de terminação em sistema de confinamento total no município de Nova Palma/RS. Posteriormente, estes dejetos foram analisados quanto aos teores de N total (NT), N amoniacal total (NAT), matéria seca (MS) e pH conforme metodologia proposta por Tedesco et al. (1995), apresentados na Tabela 1.

As quantidades de DLS utilizadas nos tratamentos variaram de 60 a 15 m³ ha⁻¹ entre as diferentes culturas e estratégias de aplicação, de acordo com a composição dos DLS e demanda de N das culturas. As características dos DLS diferiram entre as datas de aplicação. Para a cultura do milho, tanto na semeadura como na cobertura, os DLS apresentaram maior pH, menores valores de MS e NT, enquanto que o oposto pode ser observado para ambas datas de aplicação na cultura do trigo. Em relação ao NAT nos dejetos utilizados nos dois cultivos, mais de metade do N contido estava na forma amoniacal, com valores superiores a 63 %.

Para suprir as demandas das culturas empregadas, as doses de fertilizantes utilizadas (mineral e orgânica), foram calculadas conforme recomendações do Manual de Adubação e Calagem da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS). Para a cultura do milho a dose calculada foi de 110 kg de N ha⁻¹, para uma expectativa de rendimento de 8 Mg ha⁻¹, e para a cultura do trigo a dose recomendada foi de 80 kg de N ha⁻¹ para a expectativa de rendimento de 3 Mg ha⁻¹. Para o cálculo da dose de N considerou-se a eficiência de uso em 80 % do N aplicado no solo com os dejetos. No tratamento com adubação mineral (NPK + U) a dose recomendada foi de 160 kg ha⁻¹ de fósforo e 110 kg ha⁻¹ de potássio para a cultura do milho, e 85 kg ha⁻¹ de fósforo e 60 kg ha⁻¹ de potássio para a cultura do trigo. Como fonte para tais, utilizou-se superfosfato triplo, cloreto de potássio e ureia como fonte de N. Neste tratamento as doses integrais de fósforo e potássio foram aplicadas em superfície no momento da semeadura das culturas, juntamente com 1/3 da dose de N recomendada. Os 2/3 restantes foram aplicados em cobertura no milho quando as plantas apresentavam seis folhas (V6), e no trigo quando as plantas estavam em perfilhamento pleno.

Em cada unidade experimental, as aplicações foram realizadas manualmente, sendo uma área de 0,25 m² demarcada e isolada para a aplicação exata da dose de N destinada a avaliação da volatilização de NH₃ em cada tratamento, visando maior uniformidade e exatidão na distribuição e dosagem nas unidades experimentais. Para os tratamentos com a injeção dos DLS no solo (DLSinj, DLSinj + DLSsup e DLSinj + U) a abertura dos sulcos foi realizada com máquina injetora comercial (Modelo DAOL-i 4000 Tandem, MEPEL) sem aplicação dos DLS, com posterior abertura dos sulcos para aplicação dos DLS e fechados manualmente com auxílio de enxadas. Na área total das parcelas a injeção dos DLS no tratamento DLSinj foi realizada pela máquina injetora, já os tratamentos DLSinj + DLSsup e DLSinj + U a máquina foi utilizada apenas para sulcar o solo para posteriormente receberem a dose recomendada de DLS, 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 em dosagens abaixo de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. 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 foi realizado manualmente com auxílio de regadores onde simulou-se a aplicação tradicional do equipamento comercial com defletor. Tal operação é realizada devido ao tamanho reduzido das parcelas.

A volatilização de NH_3 foi quantificada utilizando a metodologia apresentada por Araújo et al., (2009) e Jantalia et al., (2012), com adaptações. As adaptações realizadas em relação ao método proposto foram: o aumento na área dos coletores (2 L para 3 L) e da esponja de captação (0,025 m para 0,05 m de largura). Tal modificações visaram a captação das altas emissões iniciais de NH_3 após a aplicação dos DLS sobre o solo. O dispositivo para coleta foi constituído de câmaras abertas confeccionadas com garrafas de politereftalato de etileno (PET) de 3 L de volume. A base da garrafa PET foi recortada e fixada 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_3 possuía 0,26 m de altura e em seu interior havia uma esponja de poliuretano com 0,003 m de espessura, 0,25 m de comprimento e 0,05 m de largura embebida em 50 mL de uma solução ácida de H_2SO_4 1 M + 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 NH_3 volatilizada, além do frasco evitar o contato da solução ácida com a superfície do solo.

Os coletores foram alocados na superfície do solo imediatamente após a aplicação dos tratamentos. Na área de $0,25 \text{ m}^2$ selecionada no interior de cada parcela, aplicou-se a dose de N específica para cada tratamento. 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 1 M, 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-NH₃ em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldahl (TEDESCO et al., 1995), após adição de 10 mL de NaOH 1 M.

As avaliações da volatilização de NH₃ 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 no mínimo uma semana e no máximo dez dias. No milho as avaliações foram realizadas na semeadura em 19/11 até 25/11/17, totalizando oito trocas dos conjuntos de coleta durante 150 horas. Na adubação em cobertura as avaliações foram efetuadas de 15/12 a 21/12/17, com oito trocas realizadas durante 148 horas. Durante o cultivo do trigo avaliou-se da semeadura em 19/06 até 26/06/18, com nove trocas, totalizando 196 horas e na aplicação da adubação em cobertura as avaliações foram efetuadas de 07/08 a 17/08/18, com dez trocas dos conjuntos de coleta por um período de 247 horas.

O fluxo de NH₃ durante os períodos de avaliação foi calculado usando a seguinte equação:

$$F_{NH_3} = \frac{QC \times 10.000}{A \times t} \quad (1)$$

Onde, F_{NH_3} representa o fluxo de NH₃ (g N ha⁻¹ h⁻¹) em um dado intervalo de tempo t; QC é a quantidade de NH₃ (g N) captada pela esponja no interior da câmara; A é a área da câmara (m²) e t o tempo (h), decorrido entre a colocação da esponja no campo até a sua retirada. Por meio da quantificação dos fluxos de NH₃, a perda acumulada de N-NH₃ pode ser calculada pela seguinte equação:

$$VA_{NH_3} = \frac{\sum QC \times 10}{A} \quad (2)$$

Onde, VA_{NH_3} representa volatilização acumulada de N-NH₃ para a atmosfera (kg N ha⁻¹); $\sum QC$ significa à soma das quantidades de N-NH₃ captadas pela esponja no interior da câmara em cada coleta (g N); A é a área da câmara (m²).

Nos tratamentos onde a aplicação subsuperficial foi utilizada, foi realizado um cálculo para diluir as perdas captadas devido à localização do coletor sobre a linha de

injeção. A abrangência da linha de injeção representou 33 % da área total a ser aplicada, enquanto que os 67 % restantes não receberam DLS. Considerando-se valores emitidos iguais aos da testemunha para a entre linha, utilizou-se uma média ponderada para o cálculo das reais emissões nestes tratamentos.

Os dados de temperatura do ar e velocidade do vento durante os períodos de avaliação foram monitorados através de estação meteorológica localizada na instituição, cerca de 1,7 quilômetros do campo experimental. Os dados pluviométricos foram quantificados através de pluviômetros distribuídos em cada bloco, abrangendo toda a área experimental e os eventos de chuva mensuradores foram comparados com os valores obtidos pela estação meteorológica.

Os dados obtidos foram submetidos aos testes de normalidade e posteriormente realizou-se a análise de variância (ANOVA) e a comparação das médias dos tratamentos pelo teste LSD (Least Significant Difference) a 5 % de probabilidade de erro, pelo programa estatístico SISVAR.

2.4 RESULTADOS

2.4.1 Volatilização de amônia

Na semeadura do milho os maiores fluxos de NH_3 concentraram-se logo nas primeiras horas após a aplicação dos DLS no solo (Figura 1a). Já na primeira avaliação as 7,6 horas, observou-se os maiores fluxos no tratamento com aplicação da totalidade da dose em superfície (DLSsup) com valor de $527,19 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 , diferindo dos demais tratamentos. Na segunda avaliação, observou-se uma forte redução no fluxo, resultando em $79,15 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 favorecido pelo período noturno. Após 32 horas da aplicação houve leve incremento durante o período diurno, com fluxo de $116,8 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 . No restante das avaliações os fluxos mantiveram-se baixos, com valores inferiores a $28 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 . No atual trabalho, o fluxo de NH_3 nas primeiras 32 horas correspondeu a mais de 74 % do N total perdido por volatilização de NH_3 na aplicação tradicional dos dejetos sobre a superfície da palha (DLSsup) na semeadura do milho.

Os tratamentos onde realizou-se a injeção dos DLS apresentaram os menores fluxos quando comparados com a aplicação em superfície (Figura 1a). Os fluxos dos tratamentos que receberam 50 % da dose (DLSinj + DLSsup e DLSinj + U), encontraram-

se próximos de $20 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 na primeira avaliação, e após decresceram a valores semelhantes ao tratamento controle (Testemunha). O tratamento que recebeu 100 % da dose de dejetos injetada (DLSinj) obteve um fluxo mais elevado na primeira avaliação após aplicação dos tratamentos, estando próximo a $56 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 , porém não diferindo dos demais tratamentos injetados. O tratamento de fonte mineral (NPK + U), utilizando como fonte de N ureia, apresentou o maior fluxo somente na terceira avaliação, 32 horas após a aplicação dos tratamentos, com fluxo próximo a $120 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 , valor semelhante ao tratamento DLSsup na mesma data. Posteriormente, 55 horas após aplicação do N ureia, os fluxos encontrados foram próximos as $34 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 , decrescendo nas demais avaliações.

Na adubação de cobertura do milho, os fluxos foram elevados na primeira avaliação, 8 horas após a aplicação dos DLS no tratamento (DLSinj + DLSsup), com fluxo de $563 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 (Figura 1b). Esse fluxo foi 15 vezes maior que a média dos demais tratamentos que receberam N na forma de ureia. Já na segunda avaliação, 20 horas após aplicação em cobertura, as emissões reduziram para $115 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 , decrescendo até a quinta coleta e mantendo-se até o final das avaliações em valores próximos a $10 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 .

Os tratamentos que receberam complementação via fonte mineral, apresentaram o mesmo comportamento das emissões da sementeira, porém com magnitude diferente devido a maior dose de N aplicada. Na segunda avaliação, 20 horas após aplicação da adubação de cobertura, os tratamentos DLSinj + U e NPK + U apresentaram os maiores fluxos, $385,36$ e $336,24 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 , respectivamente. Posteriormente, obtiveram o mesmo comportamento do tratamento com complementação via DLS em superfície (DLSinj + DLSsup), com decréscimo até a quinta avaliação, realizada 79 horas após aplicação da adubação de cobertura, e mantiveram-se baixas até o término das avaliações em 148 horas.

Os fluxos na sementeira da cultura do trigo apresentaram comportamento semelhante a sementeira da cultura do milho, porém em menores magnitudes (Figura 2a). Para o tratamento que recebeu a dose integral de DLS em aplicação superficial (DLSsup), a maior emissão foi observada na primeira avaliação, 22 horas após a aplicação dos tratamentos, com fluxo de $302 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 . Nas avaliações posteriores, os fluxos diferem dos demais tratamentos até as 76 horas de avaliação, onde ocorre uma redução a valores próximos aos da testemunha. O tratamento de fonte mineral não apresentou fluxos elevados durante as 196 horas de avaliação. No restante dos tratamentos, as emissões

observadas foram baixas durante todo o período de avaliações, com comportamento semelhante a testemunha.

Na complementação da adubação em cobertura, observou-se emissões elevadas logo na primeira avaliação no tratamento com complementação via DLS em superfície (DLSinj + DLSsup), com fluxo de $622 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 , (Figura 2b). Posteriormente, na segunda avaliação, 23 horas após aplicação da adubação em cobertura, houve drástica redução do fluxo neste tratamento, mantendo-se baixo até o final das 247 horas de avaliação. Já o tratamento com fonte mineral (NPK + U) apresentou emissões ligeiramente superiores aos demais tratamentos a partir da terceira avaliação, 31 horas após aplicação do N, mantendo-se constante até as 127 horas de avaliação. Nas avaliações decorrentes as emissões mantiveram-se baixas em todos os tratamentos até o final do período de avaliações.

De maneira geral, as emissões acumuladas de NH_3 nos cultivos de milho e trigo foram semelhantes, apesar das diferentes doses de N utilizadas em cada cultivo (Tabela 2). Entretanto, o tratamento com injeção parcial da dose na semeadura e complementação com ureia em cobertura (DLSinj + U), apresentou emissão acumulada de NH_3 cerca de 2,3 vezes maior no cultivo do milho em relação ao trigo. Quanto aos demais tratamentos, o comportamento foi semelhante nos dois cultivos da sucessão.

Ao final dos períodos de avaliações, as perdas acumuladas em ambos cultivos no tratamento de fonte mineral (NPK + U) foram as mais elevadas, atingindo valores de 14,98 e 13,64 kg ha^{-1} de N-NH_3 , representando 12,2 e 14,8 % do N amoniacal aplicado para os cultivos de milho e trigo, respectivamente. Para o tratamento de fonte exclusivamente orgânica, onde parte da dose foi injetada na semeadura e complementação em cobertura via aplicação superficial (DLSinj + DLSsup) as perdas foram significativas, porém menores em relação ao tratamento (NPK + U). As emissões acumuladas no período foram de 9,67 kg ha^{-1} de N-NH_3 para o cultivo do milho e 9,47 kg ha^{-1} de N-NH_3 para o trigo, contabilizando 10,6 e 14,0 % do NAT aplicado via DLS.

O tratamento com dose integral aplicada na semeadura dos dois cultivos em superfície (DLSsup), apresentou perdas acumuladas de NH_3 significativamente maiores em relação ao tratamento com dose integral injetada (DLSinj), porém menores quando comparado com de fonte mineral (NPK + U). A injeção da totalidade dos DLS na semeadura (DLSinj) foi o tratamento com melhor desempenho na redução das emissões de NH_3 , igualando-se aos valores encontrados no tratamento controle (Testemunha). Quando comparada a modalidade de aplicação superficial integral dos dejetos (DLSsup)

na semeadura dos cultivos, a injeção subsuperficial obteve-se uma redução de 74 e 80 % nas perdas de N por volatilização para os cultivos de verão e inverno, respectivamente.

Ao final da sucessão dos cultivos, os valores das emissões acumuladas anuais resultaram em 28,62 kg ha⁻¹ de N-NH₃ para o tratamento NPK + U, representando uma perda de 13,3 % do N amoniacal total aplicado via ureia. O tratamento DLSinj reduziu em 77 % as emissões acumuladas de NH₃, quando comparado a aplicação tradicional em superfície dos dejetos (DLSsup), igualando-se a testemunha. Os demais tratamentos (DLSinj + DLSsup e DLSinj + U), apresentaram emissões acumuladas de 19,14 e 18,12 kg ha⁻¹ de N-NH₃, estas sendo 4,4 e 4,2 vezes maiores quando comparadas as do tratamento DLSinj, respectivamente.

2.5 DISCUSSÃO

2.5.1 Modalidade de aplicação: Superficial x Injeção

No cultivo de verão as emissões de N-NH₃ aumentaram imediatamente após a aplicação dos dejetos na superfície da palha (Figura 1a). Este comportamento observado na primeira avaliação está em concordância com outros trabalhos já realizados (ROCHETTE et al., 2009; POWELL et al., 2011; CAROZZI et al., 2013). A elevada emissão nas primeiras horas após aplicação dos dejetos em superfície deve-se, principalmente, a alta concentração de N amoniacal (62 – 71 %) e alto pH (7,7 – 8,18) dos DLS, que juntamente com a palha na superfície do solo e a alta temperatura do ar favoreceram a volatilização de NH₃ (DE VRIES et al., 2015). Os altos teores de N amoniacal aumentam significativamente as emissões, devido a maior fonte de NH₃ passível de volatilização. Somado a isso, os altos valores de pH propiciam maior proporção de NH₃ sobre o NH₄⁺, favorecendo o processo de volatilização. Quanto à superfície aplicada, a presença de palha reduz a infiltração dos DLS no solo devido a barreira física formada, proporcionando um aumento nas emissões de NH₃ (HUIJSMANS et al., 2001). Além disso, as altas temperaturas aumentam a difusão dos gases, potencializando as emissões de NH₃ (POPOVIC & JENSEN, 2012).

Posteriormente, as emissões de NH₃ reduziram devido a diminuição da concentração de NAT na superfície do solo, consequência das altas emissões iniciais, infiltração e imobilização microbiana (SHERLOCK et al., 2002). No presente trabalho, o baixo teor de MS dos dejetos utilizados no cultivo de verão (27,3 g kg⁻¹), juntamente com

a baixa umidade do solo, podem ter favorecido a infiltração dos dejetos no solo, contribuindo para o decréscimo das emissões nas avaliações posteriores.

Emissões de menor magnitude durante a semeadura do cultivo de inverno (Figura 2) estão relacionadas as temperaturas médias diárias do ar próximas a 10 °C nas primeiras 50 horas de avaliação, que reduziram o potencial de volatilização de NH_3 após a aplicação dos dejetos na superfície do solo (BOSCH-SERRA et al., 2014). Sommer & Hutchings (2001) relatam que, baixas temperaturas associadas a dejetos com baixo teor de MS resultam em menores emissões de NH_3 . Segundo estes autores, a relação de reduzidas emissões em baixas temperaturas é decorrente do menor efeito radiação solar sobre a temperatura do ar, na superfície do dejetos e da evaporação de água, que favorecem o processo de volatilização de NH_3 . Além disso, a dose de NAT dos dejetos foi menor em relação ao cultivo de verão, o que também contribuiu para as menores emissões.

Comparado com a aplicação superficial, a prática da injeção subsuperficial dos dejetos reduziu em 74 e 80 % as emissões de NH_3 para os cultivos do milho e trigo, respectivamente, estando de acordo com estudos anteriores já publicados (HUIJSMANS et al., 2003; DELL et al., 2012; NYORD et al., 2012; AITA et al., 2014). Tais resultados evidenciam a importância desta prática para redução das perdas de N via volatilização de NH_3 . A redução das emissões de NH_3 deve-se a diminuição da exposição dos dejetos ao ar, por localizar os dejetos no interior do solo, reduzindo assim a influência das variáveis climáticas e pelo favorecimento da adsorção do NH_4^+ , pelo maior contato dos DLS com o solo (DELL et al., 2011).

Apesar da injeção subsuperficial ser eficiente em reduzir as perdas por volatilização, quando ocorre transbordamento de dejetos para fora do sulco de injeção, este fica exposto ao ar, favorecendo as emissões de NH_3 (ROCHETTE et al., 2009; DELL et al., 2012). No presente estudo, a concentração de NT dos dejetos era de 2,25 g kg^{-1} no cultivo de verão, o que implicou em uma dose aplicada de 60 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, favorecendo o extravasamento. Entretanto, como já comentado anteriormente, o teor de MS dos dejetos utilizados e a umidade do solo eram baixos no momento da aplicação, favorecendo a sua infiltração no sulco de injeção, não comprometendo o desempenho da aplicação via injeção subsuperficial. Nesse sentido, é importante que a injeção dos dejetos no solo seja realizada em umidades adequadas, evitando assim possíveis perdas de N por volatilização.

2.5.2 Aplicação parcelada x Dose Única

A estratégia do parcelamento da adubação nitrogenada com injeção parcial de metade da dose de N na semeadura e o restante em cobertura via DLS (DLSinj + DLSsup), não diferiu estatisticamente quanto a emissão acumulada de NH₃ em relação ao tratamento com aplicação única dos DLS em superfície (DLSsup) ao final da sucessão das culturas (Tabela 2). Apesar da injeção de metade da dose de N na semeadura apresentar emissões de NH₃ próximas a da testemunha, a complementação da adubação nitrogenada em cobertura (DLS ou ureia) aumentou a volatilização de NH₃. A contribuição da complementação via ureia foi de 91,6 e 74,5 % do total de NH₃ volatilizada nos cultivos do milho e trigo, respectivamente. Na complementação via DLS os valores foram de 87 e 85,3 % do total de NH₃ volatilizada. A maior volatilização de amônia observada após a aplicação do N em cobertura em relação a semeadura está relacionada principalmente a forma de aplicação do N. Além disso, a interceptação do dejetos pelo dossel das culturas teve um papel importante nas altas emissões após as aplicações em cobertura. Em estudo realizado por Rochette et al. (2008) testando diferentes formas de aplicação superficial, 14 % do NAT aplicado via DLS foi interceptado pela cultura, impedindo a sua infiltração no solo, aumentando assim as emissões de NH₃.

As altas temperaturas durante a aplicação dos DLS em cobertura contribuíram para as altas emissões em ambos cultivos. As maiores temperaturas do ar favoreceram a evaporação de água, concentrando o N amoniacal dos dejetos e incrementando a volatilização de NH₃ (SOMMER & HUTCHINGS, 2001). Por meio de uma meta análise Pan et al., (2016) verificaram que o parcelamento da aplicação não afeta a volatilização de NH₃, podendo haver um aumento da volatilização na presença de resíduos culturais sobre o solo, por estes agirem como barreira física. Em trabalho realizado por Pujol (2012), não foi observada diferença na volatilização de NH₃ entre o parcelamento e a aplicação em dose única dos DLS. Por outro lado, alguns autores reportam a redução da volatilização através do parcelamento, desde que a aplicação em cobertura seja realizada com dejetos que contenham baixa MS (BOSCH-SERRA et al., 2014).

A injeção em dose única dos dejetos (DLSinj) reduziu as perdas acumuladas por volatilização de amônia em 73,2 % no milho e 77,3 % no trigo quando comparada ao parcelamento da fonte orgânica (DLSinj + DLSsup). Dentre as práticas que visam a diminuição das emissões de amônia, a injeção de dejetos no solo é a mais eficiente, com

valores superiores a 85 % de redução nas perdas de N por volatilização de NH_3 (MAGUIRE et al., 2011; AITA et al., 2014). Estes resultados reforçam a adoção desta prática, visando a redução das emissões de NH_3 e consequente melhor aproveitamento do N aplicado.

2.5.3 Aplicação parcelada: Orgânica x Orgânica-mineral

Ao final da sucessão anual de gramíneas, não houve diferença significativa entre as estratégias de adubação que associam o parcelamento da dose de N com aplicação de DLS em cobertura (DLSinj + DLSsup) e ureia (DLSinj + U). Apesar disso, a contribuição da adubação em cobertura nas emissões de NH_3 diferiu entre os cultivos. No cultivo do milho a complementação via DLS ou ureia em superfície não diferiu quanto a quantidade de NH_3 volatilizada. Porém no cultivo de inverno, as estratégias em questão diferiram quanto as emissões acumuladas de NH_3 , sendo que a complementação do N via dejetos em cobertura emitiu o dobro de NH_3 da emitida pela ureia na complementação em cobertura. Estes resultados corroboram com trabalhos realizados apontando perdas elevadas por volatilização de NH_3 após aplicações superficiais de dejetos (SMITH et al., 2000; AITA et al., 2014).

A complementação via DLS em superfície (DLSinj + DLSsup) na aplicação parcelada do N foi influenciada pelas condições climáticas em ambos cultivos. Apesar do baixo teor de MS dos DLS utilizados no cultivo de verão, temperaturas médias diárias acima dos 30 °C potencializaram a evaporação e consequentemente o processo de volatilização nos primeiros momentos após a aplicação dos DLS (Figura 1b). Já no inverno, além das temperaturas médias diárias próximas de 20 °C terem contribuído para as maiores emissões iniciais (Figura 2b), o elevado teor de MS encontrado no DLS utilizado neste cultivo (36,4 g kg⁻¹), também favoreceu a volatilização. Isso explica o fluxo inicial superior no cultivo do trigo comparado ao do cultivo do milho, apesar da menor dose de NAT aplicado. Altos teores de MS dificultam a infiltração dos dejetos aplicados sobre o solo, aumentando o tempo de exposição ao vento e altas temperaturas, favorecendo a evaporação e consequentemente maiores emissões (SOMMER & HUTCHINGS, 2001; SOMMER et al., 2006; HÄNI et al., 2016). Outro ponto a ser destacado e que pode ter contribuído na volatilização é a maior umidade do solo no período de inverno, reduzindo assim a taxa de infiltração dos DLS no solo. Valores de

umidade abaixo da capacidade de campo resultam em menores perdas por volatilização de NH_3 , por facilitarem a infiltração dos dejetos no solo (BOSCH-SERRA et al., 2014).

A baixa emissão de NH_3 no tratamento com complementação do N via ureia no inverno pode estar relacionada ao fato de que os coletores utilizados nas avaliações estarem dispostos sobre a linha de injeção realizada na semeadura. A quantidade de resíduos culturais de milho é menor na linha de injeção quando comparado a parcela em que os dejetos não foram injetados no solo. A exclusão do efeito dos resíduos culturais favoreceu a retenção do NH_4^+ no solo após a hidrólise dos grânulos de ureia. Em trabalho realizado por Pinheiro et al. (2018), avaliando a emissão de NH_3 após a adubação nitrogenada com ureia sob diferentes quantidades de palha, observou-se maiores perdas por volatilização de NH_3 , variando de 9,2 a 60,8 %, com acréscimo da quantidade de palha na superfície do solo. Neste mesmo trabalho, as menores perdas foram observadas no tratamento sem palha, com perdas variando de 9,2 a 30,7 % durante dois anos de cultivo.

Outro ponto a ser destacado em relação a complementação via ureia no cultivo de inverno, é a ausência de um pico nas emissões como ocorrido no verão, devido as baixas temperaturas deste período, o que pode ter reduzido a atividade da urease. Altas temperaturas associadas a umidade do solo e taxas de aplicação elevadas aumentam a atividade da urease, intensificando a hidrólise da ureia (MOYO et al., 1989; LEI et al., 2018). Em contraste, temperaturas médias diárias abaixo dos 15 °C no cultivo de inverno (Figura 2) contribuíram para as baixas emissões de NH_3 durante os períodos de avaliação.

Ao compararmos o potencial das estratégias em mitigar as perdas por volatilização de NH_3 , não foi observado redução nas emissões durante o cultivo do milho. Porém, no cultivo de inverno a estratégia com complementação via ureia em cobertura reduziu as emissões quando comparada a adição dos DLS em superfície. Apesar dos resultados acima destacados, ao final do período anual de avaliações as estratégias não foram eficientes em reduzir as emissões quando comparadas a aplicação dos dejetos em dose única sobre a superfície da palha na semeadura, sofrendo influência das variáveis ambientais e das características dos DLS utilizados.

2.5.4 Fonte Nitrogenada: Dejetos x Ureia

As emissões de NH_3 foram altas nos tratamentos com aplicação de DLS e ureia em superfície, mas os picos ocorreram em diferentes momentos durante os períodos de

avaliação (Figura 1; Figura 2). Altas perdas por volatilização de NH_3 logo após aplicação de dejetos animais em superfície são reportadas em diversos estudos (ROCHETTE et al., 2009; MEADE et al., 2011; POWELL et al., 2011; DELL et al., 2012). Apesar das altas emissões nas primeiras horas nas aplicações de DLS em superfície, os fluxos reduziram rapidamente. Esta rápida redução nas emissões de NH_3 após a aplicação dos DLS em superfície no solo ocorre principalmente devido ao processo de volatilização, somado a infiltração da fração líquida e imobilização microbiana que contribuem para reduzir a concentração de NH_4^+ na superfície do solo (SHERLOCK et al., 2002).

A aplicação de 1/3 da ureia na semeadura das culturas não resultou em perdas elevadas de NH_3 . Ma et al. (2010) não encontraram perdas significativas via volatilização após aplicação de 30 kg N ha^{-1} na forma de ureia, devido à baixa dose aplicada. Em compensação, a aplicação dos 2/3 restantes do N na cobertura resultou em pico de emissão, 20 horas após aplicação da ureia no cultivo do verão (Figura 1b). A aplicação da maior dose de N via ureia em cobertura aumentou as emissões de NH_3 , resultado decorrente do aumento da concentração de NH_4^+ na superfície do solo, (ROCHETTE et al., 2009). No entanto, na adubação de cobertura do trigo não foram observados picos nas emissões (Figura 2b). Como discutido no item anterior, a temperatura e as condições ambientais distintas nos dois períodos de avaliação em cobertura explicam os resultados encontrados para o tratamento de fonte mineral (NPK + U). Tais resultados estão de acordo com trabalhos prévios publicados (MOYO et al., 1989; LEI et al., 2018; PINHEIRO et al., 2018).

Apesar das altas emissões em ambos manejos, o tratamento de fonte exclusivamente mineral (NPK + U) apresentou emissões acumuladas superiores nos dois cultivos e conseqüentemente na sucessão, quando comparado ao orgânico (DLSsup), evidenciando o emprego dos DLS como fonte alternativa de N para as culturas, em substituição a adubação mineral com ureia.

2.5.5 Perdas acumuladas de N por volatilização de amônia

As maiores perdas acumuladas ao final de cada cultivo e da sucessão anual foram observadas no tratamento NPK + U, com emissões representado 12,21 e 14,8 % do NT aplicado para os cultivos do milho e trigo, respectivamente. Como pode-se observar, a maior parte destas emissões foi proveniente da adubação de complementação em cobertura (2/3 do N requerido), nos dois cultivos (Figura 3). As altas doses de N aplicadas

em superfície sobre os resíduos culturais e condições climáticas favoráveis ao processo de volatilização resultaram em elevadas perdas (SOMMER et al., 2004). Apesar da aplicação superficial de dejetos (DLS_{sup}) favorecer as perdas de N por volatilização de NH₃ (11,5 % do NAT aplicado), esta forma de aplicação não diferiu quanto a quantidade de NAT aplicado perdido como NH₃ do tratamento NPK + U. As estratégias testadas no presente trabalho apresentaram valores médios de NAT aplicado perdido como NH₃ de 10 % (DLS_{inj} + DLS_{sup}) e 8,2 % (DLS_{inj} + U) na sucessão de culturas, não diferindo dos tratamentos que receberam DLS em superfície e do tratamento NPK + U. A influência das condições ambientais no momento da aplicação em cobertura, características dos dejetos utilizados e interceptação pelo dossel cultural e/ou restos culturais contribuíram majoritariamente nas perdas de N por volatilização.

As perdas de NAT via volatilização de NH₃ observados no presente estudos estão de acordo com outros estudos com aplicação dos DLS na superfície do solo realizados no Sul do Brasil que encontraram valores variando de 5,9 a 22,3 % (PUJOL, 2012; GONZATTO et al., 2013; AITA et al., 2014). No entanto, trabalhos realizados fora do Brasil observaram perdas de NAT via NH₃ entre 32 e 64 % (CHANTIGNY et al., 2004; ROCHETTE et al., 2008; BOSCH-SERRA et al., 2014). É importante destacar que o método PET subestima a quantidade de NH₃ volatilizada e que provavelmente os valores reais sejam bem maiores que os observados. O artigo 2 desta dissertação irá abordar os aspectos referentes as subestimações do método utilizado, buscando um fator de correção para quantificar reais perdas de N via volatilização de NH₃.

A injeção subsuperficial da dose integral dos dejetos (DLS_{inj}) na semeadura não diferiu do tratamento controle (Testemunha), apresentando valor médio de perda de NH₃ de 1,7 % do NAT aplicado via dejetos. Diversos trabalhos mostram a injeção dos dejetos no solo como prática eficiente na redução das emissões de NH₃ (SMITH et al., 2000; MISSELBROOK et al., 2002; MAGUIRE et al., 2011; AITA et al., 2014). Assim, a injeção dos DLS no solo é uma importante prática a ser adotada para redução da volatilização de NH₃, em substituição ao modo tradicional de aplicação dos dejetos (DLS_{sup}) e a adubação mineral (NPK + U).

2.6 CONCLUSÃO

As estratégias de adubação nitrogenada testadas, utilizando a associação da injeção na semeadura com complementação superficial via DLS ou ureia em cobertura, não foram eficientes em reduzir as perdas de N via volatilização de NH_3 .

A injeção dos dejetos no solo em dose única na semeadura foi eficiente em mitigar as perdas de N via volatilização de NH_3 , em relação as estratégias testadas e práticas tradicionais de aplicação dos dejetos.

2.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C.; GONZATTO, R.; MIOLA, E.C.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A.; GIACOMINI, S.J. Injection of dicyandiamide-treated pig slurry reduced ammonia volatilization without enhancing soil nitrous oxide emissions from no-till corn in Southern Brazil. **Journal of environmental quality**, v.43, n.3, p.789-800, 2014.

ARAÚJO, E.D.S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; SOARES, L.H.D.B.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.44769-776, 2009.

AROGO, J.; WESTERMAN, P.; HEBER, A. A review of ammonia emissions from confined swine feeding operations. **Transactions of the ASAE**, v.46, n.3, p.805, 2003.

BELL, M.; HINTON, N.; CLOY, J.; TOPP, C.; REES, R.; CARDENAS, L.; SCOTT, T.; WEBSTER, C.; ASHTON, R.; WHITMORE, A. Nitrous oxide emissions from fertilised UK arable soils: fluxes, emission factors and mitigation. **Agriculture, ecosystems & environment**, v.212134-147, 2015.

BOSCH-SERRA, A.D.; ORTIZ, C.; YAGÜE, M.R.; BOIXADERA, J. Strategies to optimize nitrogen efficiency when fertilizing with pig slurries in dryland agricultural systems. **European Journal of Agronomy**, v.6727-36, 2015.

BOSCH-SERRA, À.D.; YAGÜE, M.R.; TEIRA-ESMATGES, M.R. Ammonia emissions from different fertilizing strategies in Mediterranean rainfed winter cereals. **Atmospheric Environment**, v.84204-212, 2014.

CAMERON, K.; DI, H.J.; MOIR, J. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. **Annals of Applied Biology**, v.162, n.2, p.145-173, 2013.

CAROZZI, M.; FERRARA, R.; RANA, G.; ACUTIS, M. Evaluation of mitigation strategies to reduce ammonia losses from slurry fertilisation on arable lands. **Science of the Total Environment**, v.449126-133, 2013.

CHANTIGNY, M.H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; MASSÉ, D.; CÔTÉ, D. Ammonia Volatilization and Selected Soil Characteristics Following Application of Anaerobically Digested Pig Slurry. **Soil Science Society of America Journal**, v.68306-312, 2004.

DE VRIES, J.W.; HOOGMOED, W.B.; GROENESTEIN, C.M.; SCHRÖDER, J.J.; SUKKEL, W.; DE BOER, I.J.M.; GROOT KOERKAMP, P.W.G. Integrated manure management to reduce environmental impact: I. Structured design of strategies. **Agricultural Systems**, v.13929-37, 2015.

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 of environmental quality**, v.40, n.2, p.352-361, 2011.

DELL, C.J.; KLEINMAN, P.J.A.; SCHMIDT, J.P.; BEEGLE, D.B. Low-Disturbance Manure Incorporation Effects on Ammonia and Nitrate Loss. **Journal of Environmental Quality**, v.41:928-937, 2012.

DENG, J.; ZHOU, Z.; ZHENG, X.; LI, C. Modeling impacts of fertilization alternatives on nitrous oxide and nitric oxide emissions from conventional vegetable fields in southeastern China. **Atmospheric environment**, v.47:1642-650, 2013.

EMBRAPA., E.-E.B.D.P.A.-. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: 3 ed. ed. 2013. 353p. p.

GONZATTO, R.; CARVALHO MIOLA, E.C.; DONEDA, A.; BARBOSA PUJOL, S.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. **Ciência Rural**, v.43, n.9, p., 2013.

GONZATTO, R.; AITA, C.; BÉLANGER, G.; CHANTIGNY, M.H.; MIOLA, E.C.; PUJOL, S.B.; DESSBESEL, A.; GIACOMINI, S.J. Response of No-Till Grain Crops to Pig Slurry Application Methods and a Nitrification Inhibitor. **Agronomy Journal**, v.109, n.4, p.1687-1696, 2017.

HÄNI, C.; SINTERMANN, J.; KUPPER, T.; JOCHER, M.; NEFTEL, A. Ammonia emission after slurry application to grassland in Switzerland. **Atmospheric Environment**, v.125:92-99, 2016.

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, n.26, p.3669-3680, 2003.

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.; HALVORSON, A.D.; FOLLETT, R.F.; RODRIGUES ALVES, B.J.; POLIDORO, J.C.; URQUIAGA, S. Nitrogen Source Effects on Ammonia Volatilization as Measured with Semi-Static Chambers. **Agronomy Journal**, v.104, n.6, p.1595-1603, 2012.

LEI, T.; GU, Q.; GUO, X.; MA, J.; ZHANG, Y.; SUN, X. Urease activity and urea hydrolysis rate under coupling effects of moisture content, temperature, and nitrogen application rate. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v.11, n.2, p.132-138, 2018.

MA, B.; WU, T.; TREMBLAY, N.; DEEN, W.; MCLAUGHLIN, N.; MORRISON, M.; STEWART, G. On-farm assessment of the amount and timing of nitrogen fertilizer on ammonia volatilization. **Agronomy Journal**, v.102, n.1, p.134-144, 2010.

MAGUIRE, R.O.; KLEINMAN, P.J.A.; DELL, C.J.; BEEGLE, D.B.; BRANDT, R.C.; MCGRATH, J.M.; KETTERINGS, Q.M. Manure Application Technology in Reduced Tillage and Forage Systems: A Review. **Journal of Environmental Quality**, v.40:292-301, 2011.

MEADE, G.; PIERCE, K.; O'DOHERTY, J.; MUELLER, C.; LANIGAN, G.; MC CABE, T. Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. **Agriculture, ecosystems & environment**, v.140, n.1-2, p.208-217, 2011.

MISSELBROOK, T.; SMITH, K.; JOHNSON, R.; PAIN, B. SE—Structures and environment: slurry application techniques to reduce ammonia emissions: results of some UK field-scale experiments. **Biosystems engineering**, v.81, n.3, p.313-321, 2002.

MOYO, C.; KISSEL, D.; CABRERA, M. Temperature effects on soil urease activity. **Soil Biology and Biochemistry**, v.21, n.7, p.935-938, 1989.

NYORD, T.; HANSEN, M.; BIRKMOSE, T. Ammonia volatilisation and crop yield following land application of solid-liquid separated, anaerobically digested, and soil injected animal slurry to winter wheat. **Agriculture, ecosystems & environment**, v.160:75-81, 2012.

PAN, B.; LAM, S.K.; MOSIER, A.; LUO, Y.; CHEN, D. Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: A global synthesis. **Agriculture, ecosystems & environment**, v.232:283-289, 2016.

PINHEIRO, P.L.; RECOUS, S.; DIETRICH, G.; WEILER, D.A.; GIOVELLI, R.L.; MEZZALIRA, A.P.; GIACOMINI, S.J. Straw removal reduces the mulch physical barrier and ammonia volatilization after urea application in sugarcane. **Atmospheric Environment**, v.194:179-187, 2018.

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, n.12, p.3849-3858, 2012.

POWELL, J.; JOKELA, W.; MISSELBROOK, T. Dairy slurry application method impacts ammonia emission and nitrate leaching in no-till corn silage. **Journal of environmental quality**, v.40, n.2, p.383-392, 2011.

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

ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; MACDONALD, J.D.; GASSER, M.-O.; BERTRAND, N. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.84, n.1, p.71-80, 2009.

ROCHETTE, P.; GUILMETTE, D.; CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A.; MACDONALD, J.D.; BERTRAND, N.; PARENT, L.-É.; CÔTÉ, D.; GASSER, M.O. Ammonia volatilization following application of pig slurry increases with slurry interception by grass foliage. **Canadian Journal of Soil Science**, v.88, n.4, p.585-593, 2008.

SCHIRMANN, J.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; BARBOSA PUJOL, S.; ANTÔNIO GIACOMINI, D.; GONZATTO, R.; OLIVO, J. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas do milho e trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, n.1, p., 2013.

SHERLOCK, R.R.; SOMMER, S.G.; KHAN, R.Z.; WOOD, C.; GUERTAL, E.A.; FRENEY, J.R.; DAWSON, C.O.; CAMERON, K.C. Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, v.31, n.5, p.1491-1501, 2002.

SMITH, E.; GORDON, R.; BOURQUE, C.; CAMPBELL, A.; GÉNERMONT, S.; ROCHETTE, P.; MKHABELA, M. Simulated management effects on ammonia emissions from field applied manure. **Journal of environmental management**, v.90, n.8, p.2531-2536, 2009.

SMITH, K.; JACKSON, D.; MISSELBROOK, T.; PAIN, B.; JOHNSON, R. PA—Precision agriculture: Reduction of ammonia emission by slurry application techniques. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v.77, n.3, p.277-287, 2000.

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. Ammonia emission from field applied manure and its reduction. **European journal of agronomy**, v.15, n.1, p.1-15, 2001.

SOMMER, S.G.; SCHJOERRING, J.K.; DENMEAD, O. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. **Advances in agronomy**, v.82, n.5577622, p.82008-4, 2004.

SOMMER, S.G.; JENSEN, L.S.; CLAUSEN, S.B.; SØGAARD, H.T. Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth. **The Journal of Agricultural Science**, v.144, n.3, p.229-235, 2006.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS: 2 ed. 1995. 174 p. (Boletim Técnico, 5).

WEBB, J.; PAIN, B.; BITTMAN, S.; MORGAN, J. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—a review. **Agriculture, ecosystems & environment**, v.137, n.1-2, p.39-46, 2010.

Tabela 1- Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS) utilizados nos experimentos. Santa Maria - RS.

Características dos DLS	Milho 2017/18		Trigo 2018	
	Adubação na Semeadura	Adubação em Cobertura	Adubação na Semeadura	Adubação em Cobertura
MS, g kg ⁻¹ ⁽¹⁾	27,3 (1.638) ⁽²⁾	20,1 (764)	38,5 (1.116)	36,4 (546)
CT, g kg ⁻¹	10,2 (612)	6,3 (239)	14,4 (418)	11,5 (173)
NT, g kg ⁻¹	2,2 (132)	1,8 (68,4)	3,4 (99)	3,4 (51)
NAT, g kg ⁻¹	1,4 (84)	1,3 (49)	2,2 (64)	2,3 (35)
% de NAT no NT	63,6	71,5	65,0	69,0
NO, g kg ⁻¹	0,8 (48)	0,5 (19)	1,2 (34,8)	1,1 (16,5)
C/N	4,6	3,5	4,2	3,4
pH	8,1	8,2	7,7	7,9
Dose, m ³ ha ⁻¹	60,0	38,0	29,0	15,0

⁽¹⁾ Carbono total (CT), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrogênio orgânico (NO) e matéria seca (MS), em base úmida.

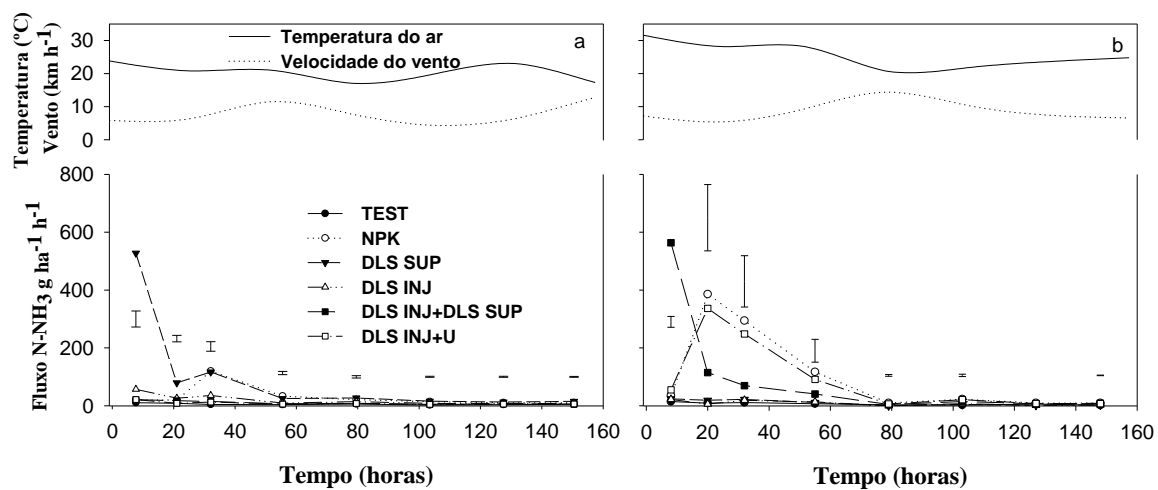
⁽²⁾ Valores entre parênteses representam a adição ao solo, em kg ha⁻¹.

Tabela 2- Volatilização de amônia (NH₃) após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) e ureia (U) na semeadura e em cobertura na sucessão milho-trigo. Santa Maria, RS.

Tratamento	Milho			Trigo			Milho + Trigo
	Adubação na Semeadura	Adubação em Cobertura	Total	Adubação na Semeadura	Adubação em Cobertura	Total	
Kg N ha ⁻¹						
Testemunha	0,73 d ⁽¹⁾	0,81 b	1,54 c	0,96 c	0,77 d	1,73 d	3,27 c
NPK + U	3,87 b	11,11 a	14,98 a	2,12 b	11,52 a	13,64 a	28,62 a
DLSsup	8,62 a	-	8,62 b	10,46 a	-	10,46 b	19,08 b
DLSinj	2,25 c	-	2,25 c	2,09 bc	-	2,09 d	4,34 c
DLSinj + DLSsup	1,26 cd	8,41 a	9,67 b	1,39 bc	8,08 b	9,47 b	19,14 b
DLSinj + U	1,07 cd	11,67 a	12,74 ab	1,37 bc	4,01 c	5,38 c	18,12 b

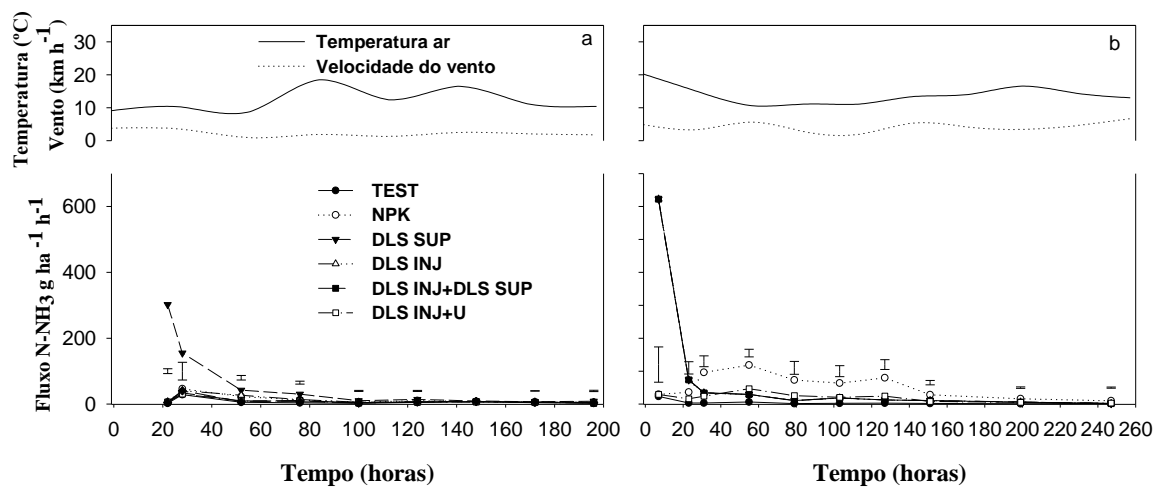
⁽¹⁾ Médias seguidas de mesma letra na coluna não apresentam diferença significativa pelo teste LSD a 5 %.

Figura 1- Fluxo de amônia ($N-NH_3$), temperatura e velocidade do vento após a aplicação dos tratamentos na pré-semeadura (a) e na adubação de cobertura (b) do milho.



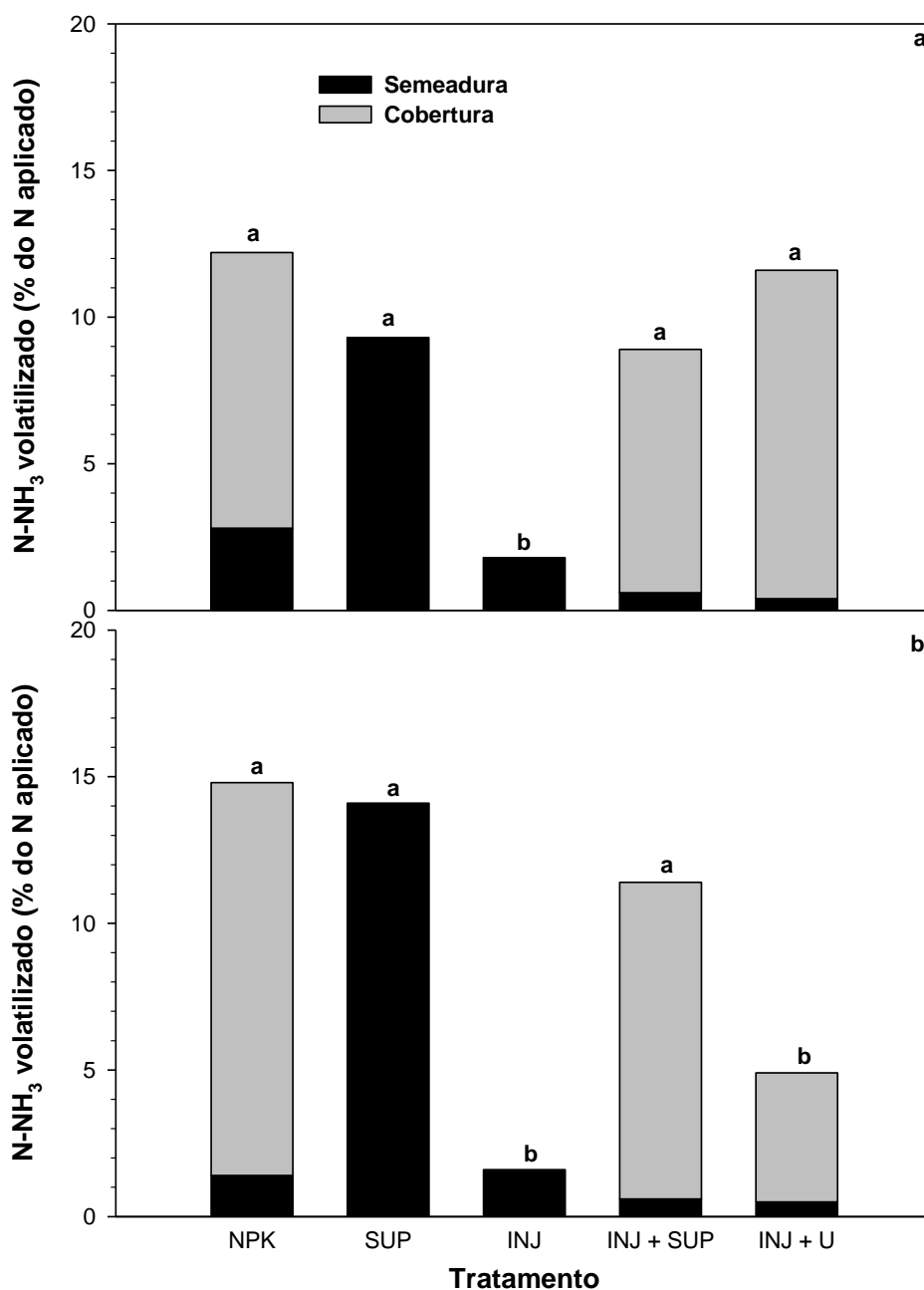
NPK: fertilizante mineral; U: ureia; DLS: dejetos líquidos de suínos; sup.: aplicação em superfície; inj.: aplicação injetada. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD a 5 %.

Figura 2- Fluxo de amônia ($N-NH_3$), temperatura e velocidade do vento 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 %.

Figura 3- Porcentagem do nitrogênio amoniacal total (NAT) aplicado com dejetos líquidos de suínos e do nitrogênio total (NT) aplicado com ureia, que foi perdido na forma de amônia (NH_3), durante os cultivos de milho (a) e trigo (b).



Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste LSD a 5 %.

3 ARTIGO II: - CALIBRAÇÃO DE COLETOR SEMIABERTO PARA QUANTIFICAÇÃO DE AMÔNIA VOLATILIZADA APÓS APLICAÇÃO SUPERFICIAL DE DEJETOS LÍQUIDOS SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO

3.1 RESUMO

A volatilização de amônia (NH_3) oriunda da aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) é principal via de perda de nitrogênio (N) no atual sistema de cultivo sob plantio direto (SPD) no Brasil. Os métodos de quantificação atualmente utilizados apresentam grande inconsistência na representação das reais emissões decorrentes da aplicação superficial dos DLS. Assim, o desenvolvimento e melhoramento de novas metodologias que sejam de fácil operacionalização, baixo custo e que expressem as reais emissões em condições de campo são necessárias para que se possa desenvolver novas estratégias de manejo que reduzam perdas por volatilização. O objetivo do presente trabalho foi calibrar um coletor aberto de politereftalato de etileno (PET) adaptado para a captação da amônia volatilizada do solo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto. Para tal, dois experimentos foram realizados em condições de campo na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria nos períodos de inverno e verão. As doses aplicadas em superfície foram de 70 e 140 kg ha^{-1} de nitrogênio amoniacal total (NAT), para inverno e verão respectivamente, simulando adições próximas às utilizadas nos respectivos cultivos em cada estação. Além das doses de DLS utilizadas em cada experimento, um tratamento controle foi conduzido, impedindo assim a superestimação nas emissões. Em superfície utilizou-se 2,5 Mg ha^{-1} de palha de trigo em SPD. Ambos experimentos o delineamento utilizado foi o de blocos ao acaso, com quatro repetições. A perda de N por volatilização de NH_3 no experimento I foi de 2,35 kg de N- NH_3 ha^{-1} , o que corresponde, pelo balanço teórico de N mineral do solo e palha, a apenas 22,6 % da quantidade perdida via NH_3 e captada pelo método. Durante o experimento II a volatilização de NH_3 captada foi de 9,29 kg de N- NH_3 ha^{-1} , representando 19,1 % da quantidade perdida encontrada através do balanço de N mineral do solo e palha. Assim, podemos concluir que o método PET adaptado (coletor semiaberto) utilizado, além de subestimar as emissões de NH_3 oriundas da aplicação superficial de DLS, é ineficiente em quantificar as emissões de NH_3 após aplicação de DLS no solo. Em condições de campo, este método pode ser empregado na quantificação da volatilização de amônia proveniente de DLS desde que o fator de correção de 4,8 seja utilizado.

Palavras chave: metodologia, suinocultura, nitrogênio, NH_3 , quantificação.

CALIBRATION OF A SEMI-OPENED COLLECTOR FOR THE QUANTIFICATION OF AMMONIA VOLATILIZATION FOLLOWING PIG SLURRY APPLICATION IN NO TILL²

ABSTRACT

Ammonia (NH₃) volatilization from pig slurry (PS) application is the main route of nitrogen (N) loss in the current no tillage system (NT) in Brazil. The quantification methods currently used present great inconsistency in the representation of the actual emissions resulting from the application of PS. Thus, the development and improvement of new methodologies that are easy to operate, low cost and that express the real emissions under field conditions are necessary to develop new management strategies that reduce volatilization losses. The objective of the present work was to calibrate an open collector of polyethylene terephthalate (PET) adapted for capturing volatilized ammonia of the soil after pig slurry application in no-tillage. For that, two experiments were carried out under field conditions at Soil's Department of the Federal University of Santa Maria during winter and summer periods. The surface applied doses of PS were 70 and 140 kg ha⁻¹ of total ammoniacal nitrogen (TAN), for winter and summer respectively, simulating additions close to those used in the respective crops in each season. In addition to the PS doses used in each experiment, a control treatment was conducted, preventing an overestimation of emissions. On the surface was used 2.5 Mg ha⁻¹ of wheat straw in NT. Both experiments were randomized blocks with four replications. The loss of N by volatilization of NH₃ in experiment I was 2.35 kg of N-NH₃ ha⁻¹, corresponding to the theoretical balance of soil mineral N and straw, only 22.6 % of the amount lost via NH₃ and captured by the method. During the experiment II the volatilization of NH₃ captured was 9.29 kg of N-NH₃ ha⁻¹, representing 19.1 % of the lost amount found through the mineral N balance of soil and straw. Thus, we can conclude that the adapted PET method (semi-open collector) used, in addition to underestimating the NH₃ emissions from the surface application of PS, is inefficient in quantifying NH₃ emissions after application of PS in the soil. In field conditions, this method can be used to quantify the volatilization of ammonia from PS as long as the correction factor of 4.8 is used.

Keywords: methodology, swine breeding, nitrogen, NH₃, quantification.

² Artigo elaborado de acordo com as normas da revista Scientia Agricola.

3.2 INTRODUÇÃO

Dentre os processos responsáveis por perdas de N nos sistemas agrícolas, a volatilização de NH_3 é o mais expressivo (BOUWMAN et al., 2002), principalmente quando no manejo da adubação faz-se a aplicação de DLS em superfície. Essa perda por volatilização, além de reduzir a proporção de N disponível para as culturas, gera diversos impactos negativos ao ambiente. Dentre eles a chuva ácida responsável pela acidificação de ecossistemas (NDEGWA et al., 2008) e a emissão indireta de óxido nitroso (N_2O) (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013).

Os DLS na grande maioria dos casos são armazenados na forma líquida que é resultante da mistura de restos de ração, urina, fezes e água oriundas das instalações de confinamento total. Devido a esta forma de armazenamento, sem a presença de oxigênio, ocorre a inibição do processo de nitrificação, acarretando no acúmulo de N na forma amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$). Geralmente cerca de 60 % do N presente no DLS encontra-se nessa forma (BOSCH-SERRA et al., 2014). Por apresentar em seu conteúdo grande quantidade de N, os DLS são uma opção a substituição da adubação mineral nitrogenada às culturas. Porém, no atual cenário brasileiro onde predominantemente emprega-se o plantio direto, a aplicação destes dejetos é realizada pulverizando-os na superfície do solo, sobre os restos culturais, o que acaba favorecendo a volatilização de NH_3 . A realização desta prática pode resultar em perdas superiores a 70 % do N amoniacal aplicado (HUIJSMANS et al., 2001).

Os métodos de quantificação das perdas de N após aplicação de DLS utilizados atualmente são pouco precisos, gerando demasiada inconsistência nos dados coletados. Assim, tem-se a necessidade de desenvolver métodos que sejam baratos, de fácil operacionalidade e mais eficientes em representar as reais perdas ocorridas em condições de campo. Dentre os métodos atualmente utilizados temos o coletor semiaberto (PET) proposto por ARAÚJO et al. (2009) que possui vantagens como baixo custo, praticidade e a melhor circulação de ar, reduzindo a interferência do método no processo de volatilização de NH_3 , quando comparado com o proposto por Nõmmik (1973). O coletor PET foi utilizado em trabalhos recentes para captação de NH_3 oriunda de fontes minerais (MARTINS et al., 2015; SHIGAKI & DELL, 2015), apresentando resultados promissores. Comparando o coletor PET com o método proposto por Nõmmik, JANTALIA et al. (2012) encontrou desempenho semelhante entre os coletores,

destacando o baixo custo e precisão por parte do método PET. Apesar disso, este ainda subestima as emissões, existindo a necessidade de melhorias.

Buscando aumento na capacidade de captura deste coletor para quantificar as emissões de NH_3 provindas da aplicação de DLS em superfície, Dessbesell (2017) reduzindo a relação entre a área emissora e a de captura, gerou em aumento de 86 % na quantidade NH_3 captada em relação ao método tradicional proposto. O aumento da área de captação foi efetuado buscando a maior eficiência na captação dos fluxos iniciais após aplicação dos DLS. Diferentemente da ureia, onde as emissões ocorrem a partir do segundo dia, nos DLS as emissões são elevadas imediatamente após aplicação, devido ao alto conteúdo de N amoniacal aplicado e das diversas variáveis ambientais que aceleram o processo de volatilização (BOSCH-SERRA et al., 2014; DE VRIES et al., 2015).

A partir dos estudos realizados por DESSBESELL (2017) no período de verão e dos dados obtidos na sucessão de gramíneas apresentadas no capítulo anterior, tem-se a necessidade da avaliação do coletor PET adaptado em suas respectivas estações de cultivo (inverno e verão), utilizando as diferentes doses requeridas pelas culturas. Deste modo, faz-se necessário a calibração desta alternativa simples e barata para quantificar com maior precisão as perdas de N por volatilização de NH_3 seguidas da aplicação de DLS no solo, com a finalidade de representar as reais perdas derivadas deste processo e buscar manejos com melhor aproveitamento do N. Assim sendo, o objetivo deste trabalho foi calibrar o coletor semiaberto PET para a captação da amônia volatilizada do solo após a aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos em plantio direto.

3.3 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi composto de dois experimentos de curta duração realizados em área de plantio direto no 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 88 m, em 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: $\text{pH-H}_2\text{O}$ (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 $1,67 \text{ g cm}^{-3}$. O clima segundo a classificação de Köppen é subtropical úmido, tipo Cfa.

A área utilizada para instalação dos experimentos permanecia em pousio, com vegetação espontânea. Foi efetuada uma dessecação prévia para controle das plantas daninhas, e posteriormente alocadas as bases metálicas que representavam as unidades experimentais. Cada dispositivo de coleta foi alocado no centro da unidade, sendo esta inserida no solo a uma profundidade de 0,1 m, e no seu interior aportado palha de trigo na quantidade equivalente a $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$, afim de simular os resíduos presentes após cultivo em plantio direto.

Foram realizados experimentos durante o período de inverno e verão, afim de avaliar a eficiência do coletor aberto nos dois períodos distintos de clima, que compreendem as aplicações normalmente realizadas. Os DLS utilizados em ambos experimentos foram coletados em esterqueira anaeróbica provenientes de animais em fase de terminação em sistema de confinamento total. A dose de N amoniacal empregada foi de 70 kg ha^{-1} para o experimento realizado no inverno e 140 kg ha^{-1} para o realizado no verão. As doses utilizadas foram próximas as necessidades das culturas empregadas (trigo no inverno e milho no verão). A aplicação dos dejetos nos dois experimentos, foi realizada em superfície diretamente sobre os resíduos culturais de trigo em SPD. As características dos dejetos utilizados estão apresentadas na tabela 1.

O delineamento experimental utilizado em ambos experimentos foi o de blocos ao acaso com quatro repetições, sendo cada unidade experimental representada por $0,16 \text{ m}^2$ ($0,4 \text{ m} \times 0,4 \text{ m}$), composto dos seguintes tratamentos: Testemunha – Sem aplicação de dejetos; DLS – dejetos aplicados em superfície (70 kg NAT no inverno e 140 kg no verão). A volatilização de NH_3 foi quantificada utilizando o dispositivo proposto por (ARAÚJO et al., 2009) e (JANTALIA et al., 2012), com adaptações realizadas por DESSBESELL (2017). O sistema de coleta foi constituído de câmaras abertas confeccionadas com garrafas de politereftalato de etileno (PET) de 3 L de volume e área de $0,011 \text{ m}^2$. A base da garrafa PET foi recortada e fixada 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_3 possuía 0,26 m de altura e em seu interior havia uma esponja de poliuretano com 0,003 m de espessura, 0,25 m de comprimento e 0,05 m de largura embebida em 50 mL de uma solução ácida de H_2SO_4 1 M + 4 % de glicerina. A esponja encontrava-se suspensa verticalmente com o auxílio de um fio rígido que também servia de suporte para um frasco 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 embebida durante o período de coleta da NH_3 volatilizada, além de que desse modo o frasco de plástico evitava o contato da solução ácida com a superfície do solo.

Os coletores foram alocados na superfície do solo imediatamente após a aplicação dos tratamentos. A aplicação dos dejetos foi realizada com o auxílio de uma proveta graduada, para maior exatidão na dosagem e aplicação dos DLS em cada unidade experimental. 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 1 M, 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-NH_3 em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldahl (TEDESCO et al., 1995).

As avaliações ocorreram durante o período de 48 horas. No inverno as avaliações foram realizadas de 28/08 até 30/08/18, totalizando oito trocas dos conjuntos de coleta. Durante o verão as avaliações foram realizadas de 06/12 até 08/12/18, também com oito trocas. Em ambos experimentos foi realizado o monitoramento dos teores de nitrogênio mineral do solo ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) no fim de cada experimento. Para os valores iniciais de N mineral do solo foram considerados as adições teóricas, 70 e 140 kg NAT ha^{-1} para os experimentos de inverno e verão respectivamente. Com esses dados foi possível fazer um balanço de perda de N por volatilização de NH_3 em relação ao total de N aplicado inicialmente no solo e o encontrado ao final do experimento. A diferença entre valores iniciais e finais encontrada foi considerada como perda via volatilização de NH_3 . Assim, após o término de cada experimento coletaram-se amostras de solo na camada 0 – 0,05 e 0,05 – 0,1 m utilizando-se um trado. Além do acompanhamento dos teores de N mineral no solo, também foi medida a umidade gravimétrica (TEDESCO et al., 1995), e foram quantificados os teores de N mineral retidos na palha no final dos experimentos.

Os dados obtidos foram submetidos aos testes de normalidade e homocedasticidade, e posteriormente realizou-se a análise de variância (ANOVA) e a comparação das médias dos tratamentos pelo teste LSD (Least Significant Difference) a 5 % de probabilidade de erro, pelo programa estatístico SISVAR.

3.4 RESULTADOS

A dinâmica na volatilização de amônia apresentou comportamento semelhante em ambos experimentos, diferindo apenas na magnitude das emissões. No experimento I realizado no inverno, os maiores fluxos foram observados na primeira avaliação, 1,5 horas após aplicação dos dejetos em superfície, com valores de $562,2 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 (Figura 1a). Posteriormente, observou-se a redução acentuada das emissões até a quarta coleta, realizada 9 horas após aplicação, apresentando valores próximos a $36 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 , que se mantiveram baixos e decrescentes até o término das 48 horas de avaliação. Seguindo o mesmo comportamento nas emissões, os fluxos no experimento II realizado no verão foram mais expressivos. Na primeira avaliação realizada 1,5 horas após aplicação dos dejetos, o fluxo máximo observado foi de $2638 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 , com forte decréscimo até a quinta coleta, realizada as 24 horas após aplicação (Figura 2a). Nas 24 horas restantes, os fluxos foram reduzindo chegando a valores próximos de $17 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de N-NH_3 ao final das avaliações.

As perdas acumuladas captadas ao final do período de avaliações nos experimentos I e II foram de 2,3 e 9,3 kg ha^{-1} de N-NH_3 (Figura 1b e 2b), representando 3,2 e 6,6 % do NAT aplicado. No experimento de inverno, 70 % das emissões captadas ocorreram nas primeiras 9 horas após aplicação dos dejetos sobre o solo, enquanto que durante o verão atingiu valores próximos a 82 %. Durante o experimento de inverno as temperaturas máxima e mínima observadas foram de 27 e 6 °C, respectivamente (Figura 1c), com média de 18 °C no decorrer do período experimental. No verão as temperaturas máxima e mínima observadas foram de 26 e 11 °C, respectivamente (Figura 2c), com temperatura média durante o período de 19 °C. A velocidade média do vento durante os períodos de avaliação de inverno e verão foi de 8.1 e 7,6 km h^{-1} , respectivamente. Não ocorreram precipitações durante os dois períodos de avaliação dos experimentos.

Em ambos experimentos realizou-se o balanço dos teores de N mineral do solo e palha (Tabela 2). Após a realização do balanço dos teores de N-NH_4^+ do solo iniciais e finais, observou-se a perda de N, a qual provavelmente foi acarretada devido a volatilização de NH_3 . Subtraindo-se os valores encontrados na testemunha, cerca de 63,72 e 102,05 $\text{kg de N-NH}_4^+ \text{ ha}^{-1}$ permaneceram no solo após o período de avaliações, resultando em uma perda líquida de 9,29 e 47,33 $\text{kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$. Estes valores correspondem à 13 e 34 % do NAT aplicado para os períodos de inverno e verão, respectivamente. Contudo, os valores capturados pelos coletores foram de 2,35 e 9,29 kg

de $\text{N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$, representando uma eficiência aparente do coletor de 22,6 e 19,1 %, respectivamente.

3.5 DISCUSSÃO

Em ambos experimentos os maiores fluxos ocorreram nas primeiras 6 e 9 horas após aplicação dos dejetos, no inverno e verão, respectivamente (Figura 1a e 2a). Altas emissões de NH_3 imediatamente após aplicação de dejetos em superfície são reportadas na literatura (ROCHETTE et al., 2001; SOMMER & HUTCHINGS, 2001; ROCHETTE et al., 2009). Isso ocorre devido as características do dejetos utilizado, como MS, pH e quantidade de N amoniacal. Altos teores de MS dos dejetos reduzem a velocidade de infiltração, aumentando o tempo de permanência destes sobre o solo e em contato com a atmosfera, favorecendo o processo de volatilização (SOMMER et al., 2006; HÄNI et al., 2016). Os dejetos utilizados nos experimentos I e II, possuíam valores de MS superiores a 30 g kg^{-1} , influenciando consequentemente as maiores emissões iniciais. Valores de pH acima da neutralidade favorecem maior proporção da forma volátil (NH_3), comparado a forma não volátil ionizada (NH_4^+) (AROGO et al., 2003). Valores de pH dos DLS acima da neutralidade (7,7 e 7,9), contribuíram para os elevados fluxos logo após aplicação. Além disso, somado aos fatores comentados anteriormente, o alto teor de N amoniacal contido nos dejetos aplicados potencializou as perdas via volatilização de NH_3 .

As condições ambientais também favoreceram as emissões. A temperatura teve papel importante nos momentos iniciais após aplicação. As altas temperaturas no experimento II (verão) propiciaram condições favoráveis para as maiores emissões, diferentemente do ocorrido no experimento I (inverno), onde as baixas temperaturas nas primeiras 3 horas limitaram os fluxos iniciais. Enquanto altas temperaturas aumentam a difusão dos gases, potencializando as emissões de NH_3 (POPOVIC & JENSEN, 2012), baixas temperaturas estão associadas as menores perdas por volatilização de NH_3 (BOSCH-SERRA et al., 2014). A presença dos resíduos de trigo condicionados na superfície ($2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$), favoreceu as emissões por reter parte do N amoniacal aplicado via dejetos (tabela 2). A redução da infiltração dos dejetos no solo devido a barreira física formada pela palha em contato com o solo proporciona um aumento nas emissões de NH_3 (HUIJSMANS et al., 2001). Outro fator que pode ter influenciado as emissões observadas foi velocidade do vento. Durante as avaliações no experimento II, principalmente no período diurno, observou-se maiores velocidades de vento com o aumento das

temperaturas (Figura 1c). Maiores temperaturas associadas ao aumento na velocidade dos ventos incrementam os fluxos de NH_3 (SOMMER et al., 2003).

As doses aplicadas em cada um dos experimentos realizados foram diferentes, afim de representar valores próximos a demanda das culturas. Essa diferença repercutiu na magnitude dos fluxos e conseqüentemente na porcentagem do NAT aplicado perdido via volatilização. De acordo com HUIJSMANS et al. (2003) testando diferentes métodos de aplicação, o aumento do conteúdo de N amoniacal e taxa de aplicação aumentam substancialmente as emissões devido a maior fonte de NH_3 disponível para volatilização. No presente trabalho, as emissões obtidas por diferença no experimento de verão (140 kg NAT) representaram 33 % do N amoniacal aplicado (47,33 kg de N- $\text{NH}_3 \text{ ha}^{-1}$), enquanto que no inverno (70 kg NAT) os valores foram próximos a 13 % (9,29 kg de N- $\text{NH}_3 \text{ ha}^{-1}$).

Considerou-se a volatilização como única saída de N durante o período de avaliações nos experimentos, devido a curta duração impossibilitar o processo de nitrificação. Em estudo realizado por ROCHETTE et al. (2001) após aplicação de dejetos suínos sobre resíduos culturais, o processo de nitrificação evidenciou-se cerca de 50 horas após aplicação, quando os fluxos de NH_3 já eram reduzidos. No presente trabalho não foi observado nitrificação no solo durante o período, confirmada pela ausência do incremento dos níveis de NO_3^- no solo nas duas camadas avaliadas (Tabela 2). Assim, é improvável que este processo tenha interferido no processo de volatilização em ambos experimentos, visto que grande parte das emissões ocorreram nos primeiros momentos após aplicação dos DLS no solo.

Os valores captados foram inferiores aos encontrados no balanço realizado em relação a dose inicial aplicada e a final encontrada no solo e palha. A eficiência aparente do coletor semiaberto foi semelhante nos dois períodos de avaliação, com leve tendência a redução com o aumento das emissões. No experimento I o coletor captou 2,35 kg de N- $\text{NH}_3 \text{ ha}^{-1}$, representando 22,6 % de eficiência no método. Durante o verão, com fluxos iniciais 4,7 vezes maiores, a eficiência teve leve redução para 19,1 %. A partir das quantidades de NH_3 captadas nos dois experimentos e do balanço de N mineral do solo e palha, tem-se uma eficiência média de 20,85 %. Para correção das quantidades de NH_3 captadas após aplicação de DLS em condições de campo semelhantes às do presente estudo, deve-se utilizar um fator de correção de 4,8. Apesar das adaptações realizadas por Dessbesell (2017) para reduzir a relação entre a área emissora e a de captação, os atuais resultados indicam a prevalência da subestimação nos valores reais perdidos por volatilização, indicando limitações no método na captação das emissões de NH_3 . A

subestimação se deve ao elevado fluxo inicial de NH_3 após aplicação dos dejetos sobre o solo (HUIJSMANS et al., 2001; MEADE et al., 2011; DELL et al., 2012) favorecido pelo elevado teor de N amoniacal normalmente presente nos DLS.

Estudo realizado por Araújo et al., (2009) não demonstrou diferenças na eficiência do método PET após aplicação de diferentes quantidades de N em casa de vegetação ou condições similares as de campo, salientando a necessidade de calibração em condições diferentes das do estudo. Comparando métodos de avaliação de baixo custo, SHIGAKI and DELL (2015) encontraram valores semelhantes ao do presente estudo quando realizaram os testes em casa de vegetação, enquanto que em condições de campo a eficiência foi reduzida para 7 % após aplicação de ureia. Tal diferença na eficiência em relação ao presente trabalho realizado em condições de campo, pode ser explicada pelo aumento da área de captura, que contribuiu na ampliação da eficiência do método.

O método PET subestima as emissões de NH_3 , confirmando a dificuldade em representar a real quantidade perdida via volatilização, e em especial a provinda dos DLS, utilizada no presente estudo, onde ocorre grande perda imediatamente após sua aplicação. Além do elevado fluxo inicial, diversos fatores ligados aos dejetos, ambiente e condições climáticas influenciam o processo de volatilização. Futuras melhorias para captação dos altos fluxos iniciais de NH_3 após aplicação dos DLS sobre o solo são necessárias. O aumento da área do coletor, bem como da área de captura podem auxiliar na redução da variação amostral e possível melhoria na eficiência do método.

3.6 CONCLUSÃO

O fator de correção calibrado para o método PET é 4,8 e este deve ser empregado na quantificação da volatilização de amônia proveniente de dejetos de suínos aplicados no solo. O método PET utilizado, apesar de apresentar baixa eficiência, subestimando as emissões, foi útil para comparação de diferentes tratamentos na captação da amônia volatilizada após aplicação superficial de DLS no solo.

3.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARAÚJO, E.D.S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; SOARES, L.H.D.B.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.44769-776, 2009.
- AROGO, J.; WESTERMAN, P.; HEBER, A. A review of ammonia emissions from confined swine feeding operations. **Transactions of the ASAE**, v.46, n.3, p.805, 2003.
- BOSCH-SERRA, À.D.; YAGÜE, M.R.; TEIRA-ESMATGES, M.R. Ammonia emissions from different fertilizing strategies in Mediterranean rainfed winter cereals. **Atmospheric Environment**, v.84204-212, 2014.
- BOUWMAN, A.; BOUMANS, L.; BATJES, N. Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. **Global Biogeochemical Cycles**, v.16, n.2, p.8-1-8-14, 2002.
- BUTTERBACH-BAHL, K.; BAGGS, E.M.; DANNENMANN, M.; KIESE, R.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v.368, n.1621, p.20130122, 2013.
- DE VRIES, J.W.; HOOGMOED, W.B.; GROENESTEIN, C.M.; SCHRÖDER, J.J.; SUKKEL, W.; DE BOER, I.J.M.; GROOT KOERKAMP, P.W.G. Integrated manure management to reduce environmental impact: I. Structured design of strategies. **Agricultural Systems**, v.13929-37, 2015.
- DELL, C.J.; KLEINMAN, P.J.A.; SCHMIDT, J.P.; BEEGLE, D.B. Low-Disturbance Manure Incorporation Effects on Ammonia and Nitrate Loss. **Journal of Environmental Quality**, v.41928-937, 2012.
- DESSBESELL, A. **Volatilização de amônia dos dejetos líquidos de suínos aplicados em plantio direto: quantificação e estratégias de mitigação**. 2017. 70p (Dissertação Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria - UFSM. 2017.
- EMBRAPA., E.-E.B.D.P.A.-. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: 3 ed. ed. 2013. 353p. p.
- HÄNI, C.; SINTERMANN, J.; KUPPER, T.; JOCHER, M.; NEFTEL, A. Ammonia emission after slurry application to grassland in Switzerland. **Atmospheric Environment**, v.12592-99, 2016.
- HUIJSMANS, J.; HOL, J.; HENDRIKS, M. Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to grassland. **NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences**, v.49, n.4, 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, n.26, p.3669-3680, 2003.

JANTALIA, C.P.; HALVORSON, A.D.; FOLLETT, R.F.; RODRIGUES ALVES, B.J.; POLIDORO, J.C.; URQUIAGA, S. Nitrogen Source Effects on Ammonia Volatilization as Measured with Semi-Static Chambers. **Agronomy Journal**, v.104, n.6, p.1595-1603, 2012.

MARTINS, M.R.; JANTALIA, C.P.; POLIDORO, J.C.; BATISTA, J.N.; ALVES, B.J.; BODDEY, R.M.; URQUIAGA, S. Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil. **Soil and Tillage Research**, v.15175-81, 2015.

MEADE, G.; PIERCE, K.; O'DOHERTY, J.; MUELLER, C.; LANIGAN, G.; MC CABE, T. Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. **Agriculture, ecosystems & environment**, v.140, n.1-2, p.208-217, 2011.

NDEGWA, P.M.; HRISTOV, A.N.; AROGO, J.; SHEFFIELD, R. A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. **Biosystems engineering**, v.100, n.4, p.453-469, 2008.

NÔMMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. **Plant and Soil**, v.39, n.2, p.309-318, 1973.

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, n.12, p.3849-3858, 2012.

ROCHETTE, P.; CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A.; BERTRAND, N.; CÔTÉ, D. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Canadian Journal of Soil Science**, v.81, n.4, p.515-523, 2001.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; MACDONALD, J.D.; GASSER, M.-O.; BERTRAND, N. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.84, n.1, p.71-80, 2009.

SHIGAKI, F.; DELL, C.J. Comparison of low-cost methods for measuring ammonia volatilization. **Agronomy Journal**, v.107, n.4, p.1392-1400, 2015.

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. Ammonia emission from field applied manure and its reduction. **European journal of agronomy**, v.15, n.1, p.1-15, 2001.

SOMMER, S.G.; JENSEN, L.S.; CLAUSEN, S.B.; SØGAARD, H.T. Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth. **The Journal of Agricultural Science**, v.144, n.3, p.229-235, 2006.

SOMMER, S.G.; GÉNERMONT, S.; CELLIER, P.; HUTCHINGS, N.J.; OLESEN, J.E.; MORVAN, T. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. **European Journal of Agronomy**, v.19, n.4, p.465-486, 2003.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS: 2 ed. 1995. 174 p. (Boletim Técnico, 5).

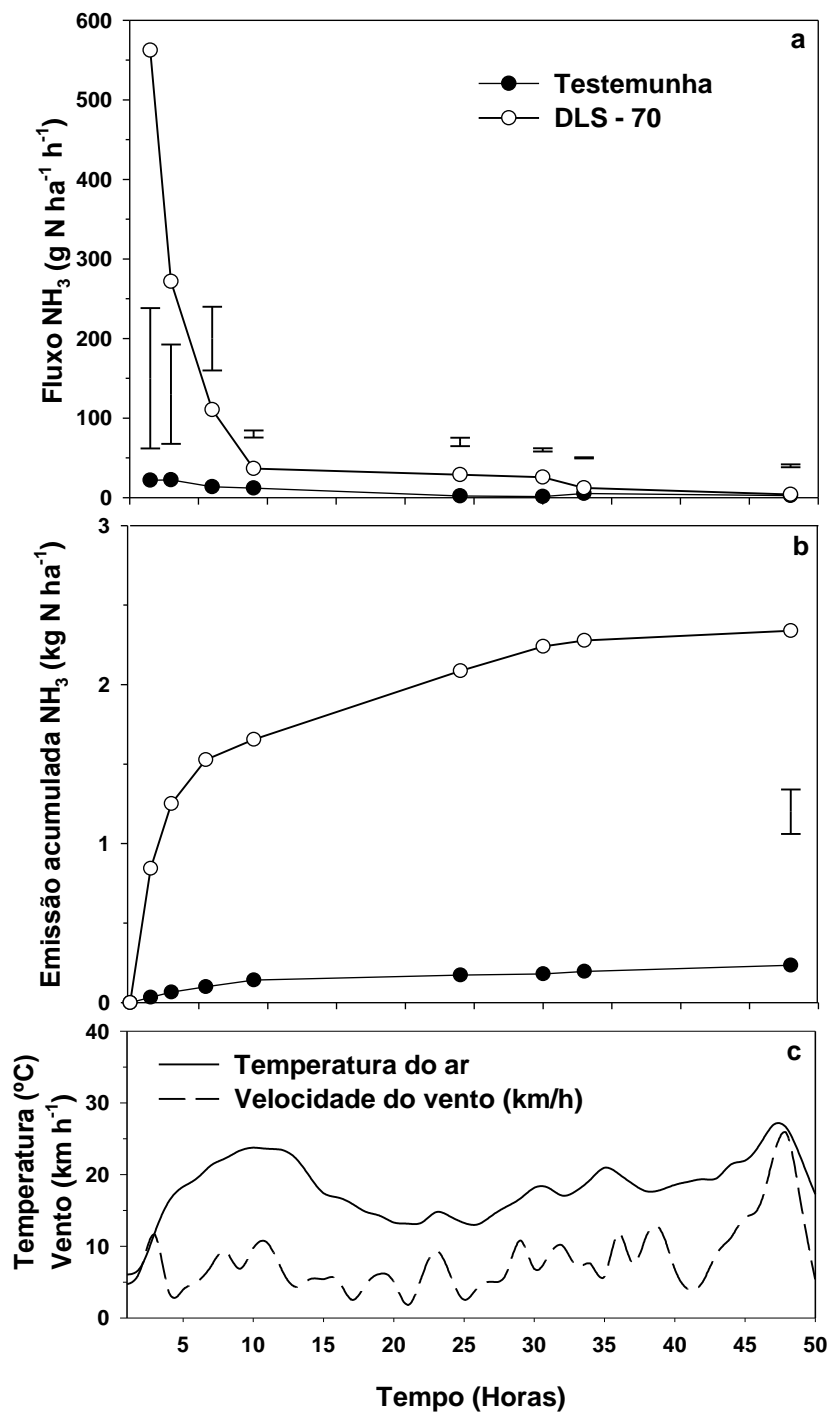
Tabela 1- Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS), utilizados nos experimentos. Santa Maria - RS.

Características dos DLS	Inverno	Verão
MS, g kg ⁻¹ ⁽¹⁾	30,1 (1.053) ⁽²⁾	33,5 (2.043)
CT, g kg ⁻¹	7,7 (270)	8,7 (531)
NT, g kg ⁻¹	3,5 (123)	3,5 (214)
NAT, g kg ⁻¹	2,0 (70)	2,3 (140)
% de NAT no NT	57,4	65,0
NO, g kg ⁻¹	1,5 (52,5)	1,2 (73)
C/N	2,2	2,5
pH	7,7	7,9
Dose, m ³ ha ⁻¹	35,0	61,0

⁽¹⁾ Carbono total (CT), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrogênio orgânico (NO) e matéria seca (MS), em base úmida.

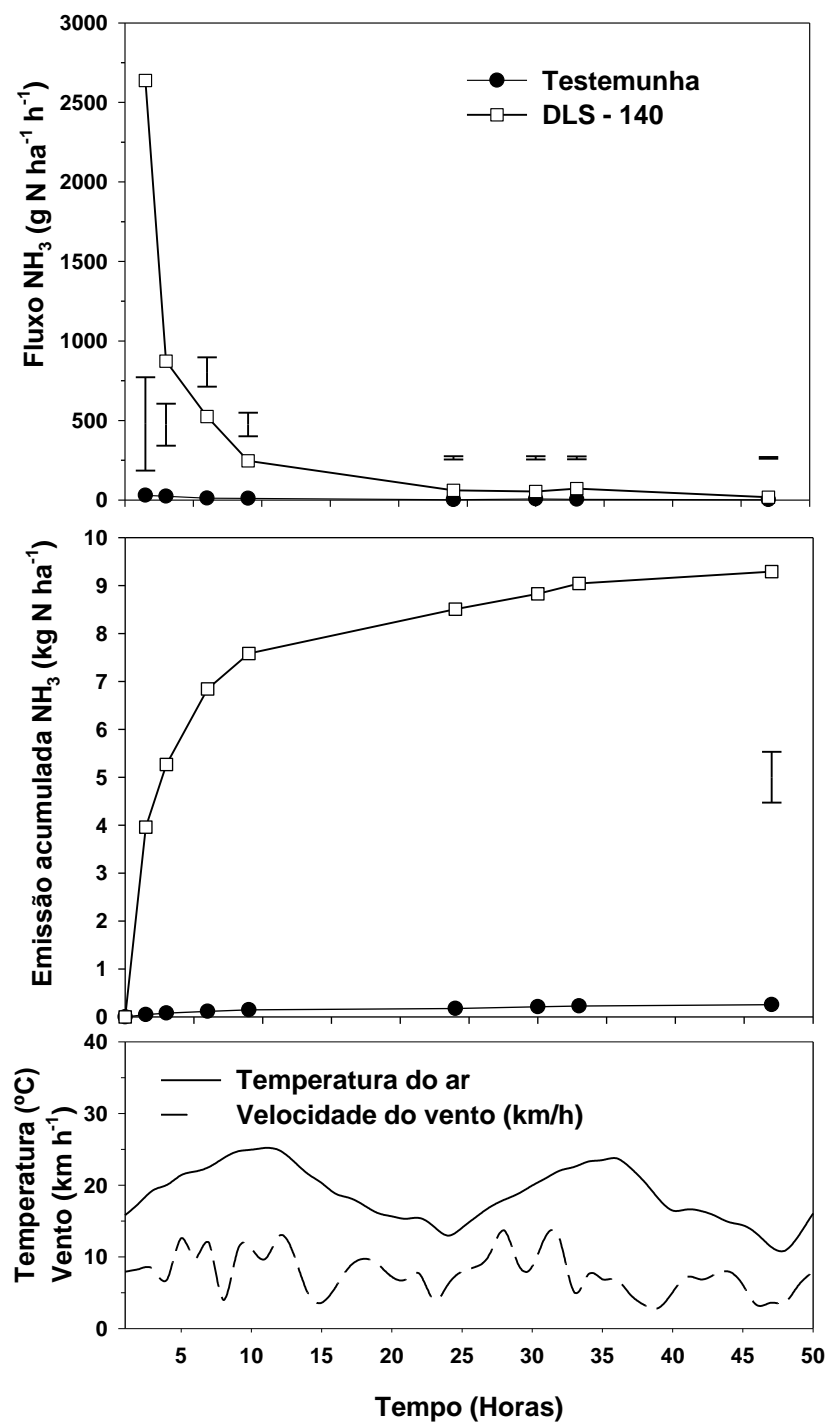
⁽²⁾ Valores entre parênteses representam a adição ao solo, em kg ha⁻¹.

Figura 1- Fluxo (a) e emissão acumulada (b) de amônia (NH_3) obtidos pelo método PET adaptado por Dessbesell (2017) e temperatura do ar e velocidade do vento (c) após aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto durante o inverno (Experimento D).



As barras verticais indicam diferença mínima significativa pelo teste LSD a 5 %.

Figura 2- Fluxo (a) e emissão acumulada (b) de amônia (NH_3) obtidos pelo método PET adaptado por Dessbesell (2017) e temperatura do ar e velocidade do vento (c) após aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto durante o verão (Experimento II).



As barras verticais indicam diferença mínima significativa pelo teste LSD a 5 %.

4 DISCUSSÃO GERAL

A partir dos dados obtidos nos capítulos I e II, podemos observar que a volatilização de NH_3 é uma importante via de perda de N no atual sistema de plantio direto. Dada a importância deste processo, principalmente após a aplicação de DLS sobre o solo, há a necessidade de implementar métodos confiáveis para sua real quantificação. Além disso, práticas de manejo que reduzam a perda de N no sistema PD devem ser adotadas buscando maior eficiência do uso de N e redução nos custos da adubação.

A partir dos dados obtidos na sucessão anual de gramíneas (Capítulo I) realizado com o método PET proposto por Araújo (2009) e adaptado por Dessbesell (2017), realizou-se a calibração do coletor para as condições de plantio direto após aplicação de DLS. Os estudos que compreendem o capítulo II, buscaram gerar um fator de correção para aplicação nos dados gerados nos dois cultivos. Enquanto que no experimento I realizado no inverno utilizou-se 70 kg de NAT, no experimento II utilizou-se 140 kg. Tal diferença foi utilizada para avaliar a eficiência do coletor PET adaptado nas diferentes doses utilizadas devido a demanda pelas culturas sob a influência dos diferentes climas (verão e inverno). A quantidade de N perdida foi calculada através do balanço de N mineral do solo, realizado pela diferença entre o valor encontrado passadas 48 horas da aplicação e a quantidade de NAT inicial aplicada.

Considerando a volatilização como única via de perda de N, confirmada pela ausência do incremento dos níveis de NO_3^- no solo, calculou-se a eficiência aparente dos coletores. Diferente do que se esperava, a eficiência do coletor não teve grande variação com o aumento da dose de N amoniacal aplicada, salientando que no verão os fluxos iniciais foram 4,7 vezes superiores comparados aos do inverno. As quantidades emitidas encontradas pelo balanço resultaram em 9,29 e 47,33 kg de $\text{N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ para os períodos de inverno e verão, respectivamente. As quantidades captadas foram de 2,35 e 9,29 kg de $\text{N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$, representando eficiência de 22,6 e 19,1 % para o inverno e verão, resultando em uma eficiência média do coletor PET de 20,85 %. Dada subestimação, há a necessidade de utilização do fator de 4,8, para transformação dos valores captadas para os reais emitidos.

Com base no fator encontrado no capítulo II, e os valores acumulados apresentados no capítulo I, têm-se os reais valores volatilizados após aplicação dos DLS. Considerando o fator de 4,8 para a aplicação de DLS e o fator de 1,47 proposto por Jantalia et al., (2012) para aplicação da ureia, podemos encontrar as reais perdas durante

os períodos de avaliação (Tabela 1). Após a correção dos dados captados pelo coletor PET, observou-se que cerca de 83,5 e 76,2 kg de N-NH₃ ha⁻¹ foi perdido nos tratamentos DLSsup e DLSinj + DLSsup, representando cerca de 55,8 e 48,1 % do NAT aplicado durante a sucessão anual das culturas, respectivamente. Os resultados do presente estudo e diversos trabalhos na literatura reportam altas perdas por volatilização de NH₃ após aplicação de DLS em superfície (SMITH et al., 2000; HUIJSMANS et al., 2003).

Os tratamentos NPK + U e DLSinj + U, apresentaram perdas de 37,2 e 24,4 kg de N-NH₃ ha⁻¹, representando 19,6 e 14,3 % do NT/NAT aplicado, respectivamente. A associação da injeção dos DLS na semeadura e complementação via ureia reduziu as emissões de NH₃ quando comparada aos tratamentos com aplicação em superfície integral ou complementar. Entretanto, comparada a forma tradicional de fonte mineral, está não reduziu as perdas por volatilização de NH₃. Por outro lado, o tratamento com injeção integral da dose na semeadura (DLSinj) apresentou perdas de 12,7 kg de N-NH₃ ha⁻¹, representando apenas 8,5 % do NAT aplicado durante a sucessão. Isso reforça o uso da prática de injeção para redução da volatilização de NH₃ em plantio direto, resultando em maior disponibilidade de N para a cultura e redução do impacto ambiental negativo causado pelo uso dos DLS.

5 CONCLUSÃO GERAL

A prática da injeção subsuperficial em dose integral dos DLS na semeadura do milho e do trigo foi a que obteve maior mitigação nas emissões de NH₃. A estratégia com a injeção de metade da dose dos dejetos na semeadura e complementação em cobertura, pela aplicação em superfície dos DLS, não foi eficiente em reduzir as emissões de NH₃ durante os dois cultivos, igualando-se a aplicação tradicional em superfície (DLSsup). A estratégia com complementação em cobertura via ureia, apesar de reduzir as emissões quando comparada a aplicação de dejetos, não reduziu as emissões em relação ao tratamento de fonte mineral (NPK + U).

O coletor semiaberto PET adaptado é um coletor de baixo custo, fácil confecção e operação para a avaliação da volatilização de NH₃ proveniente da aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto. Apesar de simples, o método subestima as emissões de NH₃, sendo pouco eficiente para a captação de NH₃ dentro de parcelas experimentais. Adequações adicionais no sistema de captação visando a captação dos altos fluxos iniciais após a aplicação dos DLS faz-se necessária. Em condições de campo, quando o método

PET adaptado for empregado na quantificação da volatilização de amônia proveniente de DLS, o fator de correção de 4,8 deve ser utilizado para calcular as reais perdas via volatilização de NH_3 .

Tabela 1 – Valores brutos e corrigidos de volatilização líquida de amônia (NH₃) após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) e ureia (U) na sucessão milho-trigo. Santa Maria, RS.

Tratamentos	N aplicado em kg ha ⁻¹	Valores brutos		Valores corrigidos	
		kg N-NH ₃ ha ⁻¹ Captado	% N perdido	kg N-NH ₃ ha ⁻¹ Captado	% N perdido
NPK + U	190,0	25,3 a	13,3 ⁽²⁾	37,2 b	19,6
DLSsup ⁽¹⁾	149,7	17,4 b	11,6	83,5 a	55,8
DLSinj	149,7	2,6 c	1,7	12,7 c	8,5
DLSinj + DLSsup	158,4	15,9 b	10,0	76,2 a	48,1
DLSinj + U	170,0	14,8 b	8,7	24,4 b	14,3

⁽¹⁾ DLSsup = dejetos aplicados na superfície do solo; DLSinj = dejetos injetados no solo.

⁽²⁾ Percentual de N-NH₃ perdido em relação ao N total aplicado via ureia e N amoniacal aplicado com dejetos, na sucessão milho-trigo.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABPA, A.-A.B.D.P.A.-. 2018. **Relatório Anual**. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anuais/2018>. Acesso em: 14 janeiro de 2019.

AITA, C., et al. Injection of dicyandiamide-treated pig slurry reduced ammonia volatilization without enhancing soil nitrous oxide emissions from no-till corn in Southern Brazil. **Journal of environmental quality**, v.43, n.3, p.789-800, 2014.

ARAÚJO, E.D.S., et al. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.44, p.769-776, 2009.

AROGO, J., et al. A review of ammonia emissions from confined swine feeding operations. **Transactions of the ASAE**, v.46, n.3, p.805, 2003.

BELL, M., et al. Nitrous oxide emissions from fertilised UK arable soils: fluxes, emission factors and mitigation. **Agriculture, ecosystems & environment**, v.212, p.134-147, 2015.

BOSCH-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.

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.

BOUWMAN, A., et al. Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. **Global Biogeochemical Cycles**, v.16, n.2, p.8-18, 2002.

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: Biological Sciences**, v.368, n.1621, p.20130122, 2013.

CAMERON, K., et al. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. **Annals of Applied Biology**, v.162, n.2, p.145-173, 2013.

CARNEIRO, J., et al. Nitrate leaching from a maize× oats double-cropping forage system fertilized with organic residues under Mediterranean conditions. **Agriculture, ecosystems & environment**, v.160, p.29-39, 2012.

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.

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, n.6, p., 2012.

CHANTIGNY, M.H., et al. Ammonia Volatilization and Selected Soil Characteristics Following Application of Anaerobically Digested Pig Slurry. **Soil Science Society of America Journal**, v.68306-312, 2004.

DE OLIVEIRA, P. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. **Embrapa Suínos e Aves-Documentos (INFOTECA-E)**, 1993.

DE VRIES, J.W., et al. Integrated manure management to reduce environmental impact: I. Structured design of strategies. **Agricultural Systems**, v.13929-37, 2015.

DELL, C.J., et al. Subsurface application of manures slurries for conservation tillage and pasture soils and their impact on the nitrogen balance. **Journal of environmental quality**, v.40, n.2, p.352-361, 2011.

DELL, C.J., et al. Low-Disturbance Manure Incorporation Effects on Ammonia and Nitrate Loss. **Journal of Environmental Quality**, v.41928-937, 2012.

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.81642-650, 2013.

DESSBESELL, A. **Volatilização de amônia dos dejetos líquidos de suínos aplicados em plantio direto: quantificação e estratégias de mitigação**. 2017. 70p (Dissertação Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria - UFSM. 2017.

EMBRAPA., E.-E.B.D.P.A.-. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: 3 ed. ed. 2013. 353p.

GONZATTO, R., et al. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. **Ciência Rural**, v.43, n.9, p., 2013.

GONZATTO, R., et al. Response of No-Till Grain Crops to Pig Slurry Application Methods and a Nitrification Inhibitor. **Agronomy Journal**, v.109, n.4, p.1687-1696, 2017.

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, n.3, p.978-988, 2016.

HAN, K., et al. 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, n.5, p.1099-1112, 2014.

HÄNI, C., et al. Ammonia emission after slurry application to grassland in Switzerland. **Atmospheric Environment**, v.12592-99, 2016.

HUIJSMANS, J., et al. Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to grassland. **NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences**, v.49, n.4, p.323-342, 2001.

HUIJSMANS, J.F.M., et al. Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. **Atmospheric Environment**, v.37, n.26, p.3669-3680, 2003.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2017. **Produção da Pecuária Municipal 2017**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?=&t=destaques>. Acesso em: 4 fevereiro de 2019.

IPCC. **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**. Geneva, Switzerland: IPCC 2014. 2014. 151 p.

JANTALIA, C.P., et al. Nitrogen Source Effects on Ammonia Volatilization as Measured with Semi-Static Chambers. **Agronomy Journal**, v.104, n.6, p.1595-1603, 2012.

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

LEI, T., et al. Urease activity and urea hydrolysis rate under coupling effects of moisture content, temperature, and nitrogen application rate. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v.11, n.2, p.132-138, 2018.

MA, B., et al. On-farm assessment of the amount and timing of nitrogen fertilizer on ammonia volatilization. **Agronomy Journal**, v.102, n.1, p.134-144, 2010.

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.

MARTINS, M.R., et al. Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil. **Soil and Tillage Research**, v.151, p.75-81, 2015.

MEADE, G., et al. Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. **Agriculture, ecosystems & environment**, v.140, n.1-2, p.208-217, 2011.

MEISINGER, J., et al. Construction and validation of small mobile wind tunnels for studying ammonia volatilization. **Applied Engineering in Agriculture**, v.17, n.3, p.375, 2001.

MISSELBROOK, T., et al. SE—Structures and environment: slurry application techniques to reduce ammonia emissions: results of some UK field-scale experiments. **Biosystems engineering**, v.81, n.3, p.313-321, 2002.

MOYO, C., et al. Temperature effects on soil urease activity. **Soil Biology and Biochemistry**, v.21, n.7, p.935-938, 1989.

NDEGWA, P.M., et al. A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. **Biosystems engineering**, v.100, n.4, p.453-469, 2008.

NÔMMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. **Plant and Soil**, v.39, n.2, p.309-318, 1973.

NYORD, T., et al. Ammonia volatilisation and crop yield following land application of solid-liquid separated, anaerobically digested, and soil injected animal slurry to winter wheat. **Agriculture, ecosystems & environment**, v.16075-81, 2012.

PAN, B., et al. Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: A global synthesis. **Agriculture, ecosystems & environment**, v.232283-289, 2016.

PINHEIRO, P.L., et al. Straw removal reduces the mulch physical barrier and ammonia volatilization after urea application in sugarcane. **Atmospheric Environment**, v.194179-187, 2018.

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, n.12, p.3849-3858, 2012.

POWELL, J., et al. Dairy slurry application method impacts ammonia emission and nitrate leaching in no-till corn silage. **Journal of environmental quality**, v.40, n.2, p.383-392, 2011.

PUJOL, S.B. **Emissão de amônia e dinâmica do nitrogênio no solo com parcelamento da dose e adição de inibidor de nitrificação em dejetos de suínos**. 2012. 101f (Doutorado em Ciência do Solo), UFSM, 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.81, n.4, 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, n.1, p.71-80, 2009.

ROCHETTE, P., et al. NH₃ volatilization, soil concentration and soil pH following subsurface banding of urea at increasing rates. **Canadian Journal of Soil Science**, v.93, n.2, p.261-268, 2013.

ROCHETTE, P., et al. Ammonia volatilization following application of pig slurry increases with slurry interception by grass foliage. **Canadian Journal of Soil Science**, v.88, n.4, p.585-593, 2008.

SCHIRMANN, J., et al. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas do milho e trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, n.1, p., 2013.

SHERLOCK, R.R., et al. Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, v.31, n.5, p.1491-1501, 2002.

SHIGAKI, F.; DELL, C.J. Comparison of low-cost methods for measuring ammonia volatilization. **Agronomy Journal**, v.107, n.4, p.1392-1400, 2015.

SMITH, E., et al. Comparison of three simple field methods for ammonia volatilization from manure. **Canadian Journal of Soil Science**, v.87, n.4, p.469-477, 2007.

SMITH, E., et al. Simulated management effects on ammonia emissions from field applied manure. **Journal of environmental management**, v.90, n.8, p.2531-2536, 2009.

SMITH, K., et al. PA—Precision agriculture: Reduction of ammonia emission by slurry application techniques. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v.77, n.3, p.277-287, 2000.

SOMMER, S.G.; HUTCHINGS, N. Ammonia emission from field applied manure and its reduction. **European journal of agronomy**, v.15, n.1, p.1-15, 2001.

SOMMER, S.G., et al. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. **Advances in agronomy**, v.82, n.5577622, p.82008-4, 2004.

SOMMER, S.G., et al. Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth. **The Journal of Agricultural Science**, v.144, n.3, p.229-235, 2006.

SOMMER, S.G., et al. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. **European Journal of Agronomy**, v.19, n.4, p.465-486, 2003.

TEDESCO, M.J., et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS: 2 ed. 1995. 174 p. (Boletim Técnico, 5)

WEBB, J., et al. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—a review. **Agriculture, ecosystems & environment**, v.137, n.1-2, p.39-46, 2010.

ZHANG, J., et al. Replacement of mineral fertilizers with anaerobically digested pig slurry in paddy fields: assessment of plant growth and grain quality. **Environmental Science and Pollution Research**, v.24, n.10, p.8916-8923, 2017.