

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

**INJEÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO
SOLO E INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO COMO
ESTRATÉGIAS PARA REDUZIR AS EMISSÕES DE
AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Fabiano Damasceno

Santa Maria, RS, Brasil

2010

INJEÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO SOLO E INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO COMO ESTRATÉGIAS PARA REDUZIR AS EMISSÕES DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO

por

Fabiano Damasceno

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

Orientador: Prof. Dr. Celso Aita

Santa Maria, RS, Brasil

2010

Damasceno, Fabiano, 1973-

D155i

Injeção de dejetos líquidos de suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nitroso / Fabiano Damasceno. – Santa Maria, 2010.

121 f. ; il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, 2010.

“Orientador: Prof. Dr. Celso Aita”

1. Ciência do solo 2. Suínos 3. Dejetos líquidos 4. Amônia 5. Óxido nitroso I. Aita, Celso II. Título

CDU: 636.4

Ficha catalográfica elaborada por
Patrícia da Rosa Corrêa – CRB 10/1652
Biblioteca Setorial do Centro de Ciências Rurais/UFSM

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A comissão examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**INJEÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO SOLO E
INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO COMO ESTRATÉGIAS PARA REDUZIR
AS EMISSÕES DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO**

elaborada por
Fabiano Damasceno

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

Comissão Examinadora:

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

Sandro José Giacomini, Dr.
(Co-orientador)

Cimélio Bayer, Dr. (UFRGS)

Santa Maria, 30 de junho de 2010.

**À minha esposa Fatiane
e aos filhos Luís Henrique
e João Lucas,
DEDICO.**

AGRADECIMENTOS

À Deus, que silenciosamente nos acompanha e ampara em todos os momentos;

À minha querida esposa Fatiane, lutadora e companheira, que de forma muito valente manteve-se ativa no labor de seu honroso trabalho de professora e ao mesmo tempo cuidando de nosso lar e de nossos filhos;

Ao Luís Henrique e ao João Lucas, amados filhos, bênçãos que recebemos e que demonstraram tanta maturidade na sua pureza de crianças, aos quais peço perdão pela ausência física;

A minha mãe Iolanda, por me dar a vida, e do seu jeito, sempre ao meu lado dando seu apoio e ao Adão pelo incentivo;

Ao professor Dr. Celso Aita, caríssimo orientador, que sempre muito ativo, mostrou o melhor caminho, incentivou, criticou e passou sua experiência como pessoa e como pesquisador, arriscando-se com um desconhecido;

Ao co-orientador, Prof. Dr. Sandro Giacomini, que muito nos ajudou nas decisões, de forma muito objetiva e sábia;

Ao co-orientador, Prof. Dr. Carlos Alberto Ceretta por sua tranquilidade, amizade e auxílio;

Ao Prof. Dr. Cimélio Bayer, pelas suas contribuições como pesquisador e por se dispor a participar da banca examinadora;

Ao Doutorando Stefen Pujol, pessoa ímpar, especial, companheiro de muitas horas, “Tedesco ambulante”, ao qual dedico um agradecimento especial por tudo que representa como jovem pesquisador, para todo o grupo da microbiologia e pelo que és;

Aos bolsistas do Laboratório de Microbiologia participativos, solidários, amigos, imprescindíveis: Rogério Gonzatto, Diego Giacomini, Andressa Ballem (agora Mestranda e professora), Janquieli Schirmann (Mestranda), Juliano Olivo, Jackson Cerini (Mestrando), ao Pedro Maschio “Piter”, Thiago Castro, Brian Trindade, Douglas Adams e a Patrícia Vargas.

Aos Doutorandos Ezequiel Miola e Alexandre Doneda, amigos, que dispenderam de seu tempo colaborando para este trabalho;

Aos colegas Fernanda Stüker, aos doutorandos Marciel Redin, Genuir Denega, Eduardo Lorensi, ao Mestres Gabriel de Francheschi dos Santos, aos Mestres Darinês Britzke, Vera Dacas, Gerônimo, Henrique e a Mestranda Deisy Morales, à Perla e ao Garibaldi, obrigado;

Aos companheiros de moradia Marcos Hernandez e Jairo Diefenbach, pelo acolhimento, amizade e compreensão;

A UFSM, ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pelo ensino público, gratuito e de qualidade;

Aos professores Celso Gonçalves e Luis Aquiles, do IFET Farroupilha Campus São Vicente do Sul, pela confiança, assim como o Eng. Agrônomo Luis Antônio Barcellos da EMATER;

Ao IFET Farroupilha, minha Instituição de origem, em especial aos Professores Luís Fernando e João Flávio, e ao Júlio Simi, por terem permitido o afastamento e pelo ao apoio concedido, estendendo aos demais colegas de instituição;

Aos servidores técnico-administrativos da UFSM, em especial ao Seu Zé, Ênio Pozzobom, Vargas, Finamor, Flávio, Alex, por toda colaboração quando solicitados, e a Rose sempre alegre e disposta;

Aos demais professores do PPGCS meu reconhecimento pelo belo trabalho que desenvolvem;

A todos que em algum momento contribuíram para que esse trabalho fosse realizado, sintam-se agradecidos e parte dessa construção;

Saibam todos que: A maior de todas as jornadas é viver, e isso só é possível porque pessoas como vocês fazem parte dela.

Minha gratidão a todos!

*“Mas, por onde eu devia começar?
O mundo é tão vasto, começarei
com meu país, que é o que conheço
melhor. Meu país, porém, é tão
grande. Seria melhor começar com
minha cidade. Mas minha cidade
também é grande. Seria melhor eu
começar com minha rua. Não: minha
casa. Não: minha família. Não
importa, começarei comigo mesmo.”*

Confúcio

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

INJEÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO SOLO E INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO COMO ESTRATÉGIAS PARA REDUZIR AS EMISSÕES DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO

AUTOR: Fabiano Damasceno

ORIENTADOR: Celso Aita

Local e data da Defesa: Santa Maria, 30 de junho de 2010.

A injeção de dejetos líquidos de suínos (DLS) no solo e a adição de inibidores de nitrificação vêm sendo utilizadas em alguns países como estratégias para preservar o nitrogênio (N) dos dejetos e mitigar o potencial poluidor dos mesmos. O efeito dessas práticas tem sido avaliado principalmente sobre as perdas de N por volatilização de amônia (NH_3) e a emissão de gases de efeito estufa (GEE). No Brasil, a pesquisa nessa área é ainda incipiente. Este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar o efeito da injeção dos dejetos líquidos de suínos no solo e do uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), contido no produto Agrotain Plus (81% de DCD), sobre as perdas de N por volatilização de NH_3 e sobre a emissão de óxido nitroso (N_2O). Para isso, foram conduzidos dois experimentos a campo, de maio de 2008 a março de 2010, ambos em Argissolo Vermelho Distrófico arênico e em plantio direto, sobre palha de aveia preta. No experimento 1, foram comparados durante 61 dias três tratamentos: aplicação superficial de DLS ($60\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), injeção de DLS no solo e testemunha sem DLS. A perda acumulada de N-NH_3 , em 196 horas, com aplicação superficial de DLS foi de $4,8 \text{ kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$, a qual foi reduzida para apenas $0,03 \text{ kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ com a injeção dos DLS no solo. No experimento 2 foram comparados cinco tratamentos, sendo dois com aplicação de DLS ($60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), em superfície e com injeção no solo, dois com aplicação de Agrotain Plus (7 kg ha^{-1}) aos DLS, antes de adicioná-los em superfície ou injetá-los no solo, além de um tratamento testemunha, sem DLS e sem Agrotain Plus. A volatilização acumulada de NH_3 , em 501 horas, foi reduzida de $8,1 \text{ kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$, no tratamento com aplicação superficial dos DLS, para apenas $0,12 \text{ kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$, com a injeção dos mesmos no solo. Com a adição de Agrotain Plus nos DLS aplicados em superfície, a volatilização acumulada de NH_3 aumentou em $6,2 \text{ kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ (77%). Por outro lado, o inibidor de nitrificação reduziu a emissão de N_2O em 74%, na média das duas formas de aplicação dos dejetos. Os resultados desse trabalho evidenciaram que a injeção dos dejetos no solo, aliada à adição de DCD como inibidor de nitrificação, reduz as perdas de N por volatilização de NH_3 e a emissão de N_2O , contribuindo para mitigar o potencial poluidor da suinocultura.

Palavras-chave: dejetos de suínos, gases de efeito estufa, dicianodiamida.

ABSTRACT

Master Dissertation
Graduate Program in Soil Science
Federal University of Santa Maria

INJECTION OF PIG SLURRY IN SOIL AND NITRIFICATION INHIBITOR AS STRATEGIES TO REDUCE AMMONIA AND NITROUS OXIDE EMISSIONS

AUTHOR: Fabiano Damasceno

ADVISER: Celso Aita

Place and date of defense: Santa Maria, June 30, 2010.

Injection of pig slurry (PS) into the soil and the addition of nitrification inhibitors have been used in some countries as a strategy for manure nitrogen (N) preservation and mitigation of its pollution potential. The effect of these practices has been assessed mainly on N losses by ammonia (NH_3) volatilization and the emission of greenhouse gases (GHGs). Research in this area is still incipient in Brazil. This study was carried out to evaluate the effect of the injection of pig slurry into the soil and the use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) in the commercial product Agrotain plus (DCD 81%) on N losses by NH_3 volatilization and the emission of nitrous oxide (N_2O). Two field experiments were carried out over a Paleudalf under no tillage and oat straw mulching from May 2008 to May 2010. On the experiment 1, three treatments were compared over 61 days: PS ($60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) on soil surface, PS injected into the soil, and a control without PS. The accumulated N- NH_3 loss, over 196 hours, with PS on soil surface was $4,8 \text{ kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$, which was decreased to only $0,03 \text{ kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ with PS injected into the soil. On the experiment 2, five treatments were compared: two with PS ($60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) on soil surface or injected into the soil, two with the addition of Agrotain plus (7 kg ha^{-1}) to the PS prior its application on soil surface or injection into the soil, and also a control without PS or Agrotain plus. The accumulated N- NH_3 volatilization over 501 hours was reduced from $8,1 \text{ kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ on the PS on soil surface treatment to only $0,12 \text{ kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ when PS was injected into the soil. The addition of Agrotain plus in surface-applied PS increased the accumulated NH_3 volatilization on $6,2 \text{ kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ (77%). On the other hand, the nitrification inhibitor decreased the N- N_2O emissions by 74% at the average of both PS application methods. Our results showed that the injection of pig slurry into the soil with the DCD addition as a nitrification inhibitor preserved the ammonia nitrogen in the slurry and reduced the N_2O emissions contributing to the mitigation of the pig farming pollution potential.

Keywords: pig slurry, greenhouse gases, dicyandiamide.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS) e da palha de aveia preta e quantidades de matéria seca (MS), nitrogênio (N) e carbono (C) adicionadas ao solo com os dejetos ($60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e com a palha ($2,4 \text{ Mg de MS ha}^{-1}$), no experimento 1	34
TABELA 2 - Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS) e da palha de aveia preta e quantidades de matéria seca (MS), nitrogênio (N) e carbono (C) adicionadas ao solo com os dejetos ($60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e com a palha ($2,8 \text{ Mg de MS ha}^{-1}$), no experimento 2	71
TABELA 3 - Especificações dos gases padrões utilizados no Cromatógrafo.....	76

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Temperatura atmosférica e precipitação pluviométrica durante o período de avaliação do experimento 1	28
FIGURA 2 - Temperatura atmosférica, do solo e precipitação pluviométrica durante o período de avaliação do experimento 2	29
FIGURA 3 - Equipamento de injeção utilizado no experimento 1 (a) e equipamento utilizado no experimento 2 (b)	32
FIGURA 4 - Coletor estático semi-aberto utilizado para captura de NH_3 volatilizada no experimento 1 (a); vista interna (b); coletor semi-aberto utilizado no experimento 2 (c); vista interna (d)	36
FIGURA 5 - Fluxos de N-NH_3 no experimento 1, sem a aplicação de dejetos (testemunha) e após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS), com a injeção dos mesmos no solo (DLSInj) e com a aplicação em superfície (DLSSup)	38
FIGURA 6 - Fluxos de N-NH_3 no tratamento testemunha e nos tratamentos em que os dejetos líquidos de suínos (DLS) foram injetados no solo (DLSInj) e aplicados em superfície (DLSSup), com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus, no experimento 2. Barras verticais indicam diferença mínima significativa (DMS) (Tukey 5%).....	39
FIGURA 7 - Volatilização líquida acumulada de N-NH_3 , após aplicação dos dejetos líquidos de suínos (DLS), com injeção no solo (DLSInj) e aplicação em superfície (DLSSup), no experimento 1	55
FIGURA 8 - Volatilização líquida acumulada de N-NH_3 após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) na superfície do solo, sem (DLSSup) e com Agrotain Plus (DLS+Agrotain Plus), e com injeção dos dejetos no solo, sem (DLSInj) e com Agrotain Plus (DLSInj+Agrotain Plus), no experimento 2	56
FIGURA 9 - Porcentagem do N-NH_4^+ e do N total aplicado com os dejetos líquidos de suínos (DLS) e que foi emitida como N-NH_3 no experimento 1 (a), com os dejetos aplicados na superfície (DLSSup) e injetados no solo (DLSInj) e no experimento 2 (b) com os dejetos na superfície e injetados, com (DLSSup+Agrot. e DLSInj+Agrot.) e sem (DLSSup e DLSInj) Agrotain Plus.....	59

FIGURA 10 - Câmaras estáticas de PVC utilizadas para captura de CO₂ no experimento 1 (a), com recipiente contendo solução alcalina de NaOH (b) e câmara com fundo vedado denominada prova em branco (c) 69

FIGURA 11 - Sistema de coleta de GEE utilizado no experimento 2: detalhe da base (a); bases inseridas no solo (b,c); seringa para coleta (d); 3 câmaras (repetições) em procedimento de coleta, com detalhe da posição do termômetro (e); seringa com gás coletado, e detalhe do fio de entrada de energia da bateria para o ventilador (f); vista interna da câmara – ventilador (g); bateria de 12V (h); caixa térmica para transporte das seringas após coleta (i); cromatógrafo utilizado para análises dos GEE (j)..... 74

FIGURA 12 - Fluxos de N-N₂O do solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos em superfície (DLSSup) e injetados no solo (DLSInj com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus. Semeadura do milho (S). Barras verticais indicam DMS (Tukey 5%)..... 79

FIGURA 13 - Porcentagem do espaço poroso do solo ocupado por água (%EPSA) nas camadas de 0 a 5 cm (a) e de 5 a 10 cm (b), nos tratamentos testemunha, com aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS), em superfície (DLSSup) e injeção (DLSInj), com e sem adição de Agrotain Plus e precipitação pluviométrica) 85

FIGURA 14 - Teores de nitrato (NO₃⁻) no solo, durante o período experimental, na camada de 0-10 cm de profundidade, nos tratamentos testemunha, com aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS), em superfície (DLSSup), com adição de Agrotain Plus e precipitação pluviométrica..... 88

FIGURA 15 - Emissão acumulada líquida de N-N₂O, após aplicação de dejetos líquidos de suínos em superfície (DLSSup) e injetados no solo (DLSInj) com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus. Barra vertical indica DMS (Tukey 5%)..... 94

FIGURA 16 - Porcentagem de N-N₂O perdido em relação ao N adicionado, após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em superfície (DLSSup) e injetados no solo (DLSInj), com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus..... 98

FIGURA 17 - Fluxos de C-CO₂ após aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos ao solo (DLSSup), com injeção (DLSInj), sem aplicação de dejetos (Testemunha) e precipitação pluviométrica, no experimento 1. Barras verticais indicam a DMS (Tukey 5%)..... 101

FIGURA 18 - Fluxos de C-CO₂ do solo no tratamento testemunha sem dejetos e após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em superfície (DLSSup) e injeção (DLSInj), com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus e precipitação pluviométrica, no experimento 2. Barras verticais indicam a DMS (Tukey 5%)..... 102

FIGURA 19 - Emissão acumulada líquida de C-CO₂ após aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos (DLSSup) e com injeção (DLSInj) ao solo, no experimento 1 105

FIGURA 20 - Emissão acumulada líquida de C-CO₂, após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em superfície (DLSSup) e injetados no solo (DLSInj), com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus, no experimento 2. A barra vertical indica a DMS (Tukey 5%) 108

FIGURA 21 - Fluxos de C-CH₄ no tratamento testemunha e nos tratamentos em que os dejetos líquidos de suínos (DLS) foram aplicados em superfície (DLSSup) ou injetados no solo (DLSInj), com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus..... 110

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - Características do cromatógrafo usado nas análises de GEE.....75

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	17
2 OBJETIVOS E HIPÓTESES	20
2.1 Objetivo geral	20
2.2 Objetivos específicos	20
2.3 Hipóteses	20
3 INJEÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO SOLO E INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO: I. PERDAS DE NITROGÊNIO POR VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA	21
3.1 Resumo	21
3.2 Introdução	22
3.3 Material e métodos	27
3.3.1 Localização, período e características das áreas experimentais	27
3.3.2 Caracterização e manejo da cobertura do solo	29
3.3.3 Tratamentos avaliados e data de instalação	30
3.3.4 Características dos equipamentos de injeção	31
3.3.5 Origem e caracterização dos dejetos líquidos de suínos	33
3.3.6 Avaliação da volatilização de NH₃	34
3.3.7 Análise Estatística	37
3.4 Resultados e discussão	37
3.4.1 Fluxos de amônia (N-NH₃) para a atmosfera	37
3.4.1.1 Efeito dos dejetos e da forma de aplicação	38
3.4.1.2 Efeito do inibidor de nitrificação	48
3.4.2 Perdas acumuladas de N-NH₃	53
3.4.3 Fator de emissão de N-NH₃	57
3.5 Conclusões	61

4 INJEÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO SOLO E INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO: II. EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA	62
4.1 Resumo	62
4.2 Introdução	63
4.3 Material e métodos	67
4.3.1 Experimento 1	67
4.3.2 Experimento 2	70
4.3.2.1 Avaliação da emissão de GEE (N ₂ O, CH ₄ e CO ₂)	72
4.3.2.2 Avaliações complementares	77
4.3.2.3 Análise estatística	78
4.4 Resultados e discussão	78
4.4.1 Fluxo de N-N ₂ O para a atmosfera	78
4.4.1.1 Efeito dos dejetos e da forma de aplicação	78
4.4.1.2 Efeito da adição do Inibidor de Nitrificação	89
4.4.2 Emissão acumulada de N-N ₂ O	93
4.4.3 N-N ₂ O emitido em relação ao N adicionado	97
4.4.4 Fluxos de C-CO ₂ para a atmosfera	100
4.4.5 Emissão acumulada de C-CO ₂	105
4.4.6 Fluxos de C-CH ₄ para a atmosfera	109
4.4.7 Emissões em CO ₂ equivalente	111
4.5 Conclusões	111
4.6 Sugestões de estudos futuros	112
REFERÊNCIAS	113

1 INTRODUÇÃO GERAL

A necessidade de aumentar a produção de alimentos em nível mundial tem conduzido ao uso crescente de modelos intensivos, tanto no tocante ao uso do solo como à criação de animais. Nos estados do Sul do Brasil observa-se na bovinocultura voltada à produção de leite e, principalmente, na suinocultura uma concentração dessas atividades em algumas regiões, bem como um aumento no número de unidades animais por área, em regime de confinamento. Outra característica dessas duas atividades, com destaque para a suinocultura, é que a mesma é desenvolvida em regiões com relevo acidentado, o que implica no uso agrícola dos dejetos dos animais naquelas áreas onde a sua distribuição pode ser feita mecanicamente. Pelo uso continuado dos dejetos nessas mesmas áreas, elas encontram-se fortemente impactadas, o que limita a expansão sustentável da suinocultura na maioria das propriedades dedicadas a essa atividade.

Os principais problemas ambientais observados durante o armazenamento dos dejetos na forma líquida, em lagoas e em esterqueiras anaeróbias, referem-se à emissão para a atmosfera de metano (CH_4) e amônia (NH_3), além de maus odores, resultantes da fermentação de compostos nitrogenados por bactérias. Quando os dejetos são utilizados no campo como fertilizantes somam-se a esses problemas a possibilidade de contaminação das águas de superfície por nutrientes transportados por escoamento superficial, com destaque para o fósforo (P) e o nitrogênio (N), além de microrganismos potencialmente patogênicos. Embora existam relativamente poucos resultados de pesquisa sobre o tema, pode-se formular a hipótese de que esses problemas decorrentes do uso agrícola dos dejetos sejam potencializados sob condições de plantio direto, onde os dejetos são distribuídos sobre resíduos culturais, sem incorporação ao solo.

Outra fonte potencial de contaminação ambiental decorre da rápida taxa de oxidação do N amoniacal dos dejetos até nitrato (NO_3^-), após a sua aplicação no solo. Pelo fato desse ânion apresentar elevada mobilidade no solo, ele poderá ser transportado aos mananciais de superfície e também poderá ser transportado às águas subterrâneas, quando a taxa de infiltração da água no solo superar a taxa de evaporação e, ou, evapotranspiração. Dependendo de seu teor no solo e das condições edafoclimáticas, a concentração de NO_3^- na água poderá atingir níveis

prejudiciais à saúde humana e animal (SINGH et al., 2008). Além disso, sob condições de baixa disponibilidade de oxigênio (O_2) no solo, algumas bactérias podem utilizar o NO_3^- como receptor final de elétrons durante a respiração reduzindo-o a formas gasosas de N, entre as quais está o óxido nitroso (N_2O), um potente gás de efeito estufa (GEE), como potencial de aquecimento global 296 vezes superior ao CO_2 . A magnitude da contaminação ambiental provocada pelo NO_3^- , através dessas diferentes vias, está diretamente relacionada à disponibilidade de NO_3^- no solo. Por isso, a importância em adequar as quantidades de N adicionadas ao solo, seja através de fertilizantes orgânicos ou minerais, à demanda em N pelas culturas.

O rebanho de suínos do Rio Grande do Sul (RS) é estimado em 5,3 milhões de cabeças (IBGE, 2008). Considerando uma produção média diária de dejetos líquidos de 7 litros por animal (OLIVEIRA, 2004), são gerados anualmente no estado 13,5 milhões de m^3 de dejetos o que representa, de um lado, a possibilidade de economizar fertilizantes sintéticos na agricultura, via reciclagem dos nutrientes contidos nos dejetos e, de outro, um elevado passivo ambiental. É preciso intensificar os trabalhos de pesquisa no sentido de melhorar o aproveitamento dos nutrientes contidos nos dejetos pelas culturas e de reduzir o impacto ambiental dos mesmos. Para isso, é necessário avaliar tanto processos de tratamento dos dejetos como estratégias de uso dos mesmos na agricultura.

Uma característica marcante da suinocultura é a sua vinculação à cultura do milho na maioria das propriedades onde, atualmente, há um predomínio de lavouras manejadas em sistema de plantio direto (SPD). Nesse sistema, os dejetos são aplicados mecanicamente sobre os resíduos culturais, sem incorporação ao solo, o que potencializa os problemas de contaminação, especialmente do ar por emissões gasosas e da água por nutrientes e microrganismos fecais. Com o objetivo de mitigar alguns desses problemas, uma equipe de professores/pesquisadores da Universidade de Passo Fundo (UPF) desenvolveram, em parceria com a empresa MEPEL Máquinas e Equipamentos Ltda., fabricante de implementos agrícolas, um equipamento para a injeção subsuperficial dos dejetos líquidos em SPD. O projeto executado visou, principalmente, reduzir as perdas de N por volatilização de NH_3 e de nutrientes por escoamento superficial, bem como para aumentar a produtividade das culturas. Todavia, o equipamento ainda não foi suficientemente avaliado quanto a sua eficiência em reduzir o potencial poluidor dos dejetos líquidos.

O nitrogênio é o nutriente presente em maior concentração nos dejetos de suínos onde, após o seu armazenamento sob condições anaeróbias, a maior proporção do N pode ser encontrada na forma amoniacal. Ao mesmo tempo constitui-se no elemento que mais limita o desenvolvimento das culturas, principalmente gramíneas. Outra característica do N refere-se a sua dinâmica complexa no solo, controlada principalmente por microrganismos, com destaque para as bactérias. Durante a oxidação do N amoniacal até NO_3^- por bactérias nitrificadoras e durante a redução do NO_3^- por bactérias desnitrificadoras ocorre a produção de N_2O o qual pode ser emitido à atmosfera, potencializando o efeito estufa, além de reagir com ozônio. Portanto, a velocidade com que o NH_4^+ é transformado em NO_3^- e a presença dessa forma de N no solo, sobretudo quando não há uma cultura para absorvê-lo pode resultar em perda de N do sistema, com reflexos negativos tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental. Uma estratégia utilizada em países da Europa, na Nova Zelândia e nos EUA consiste em misturar inibidores de nitrificação aos dejetos, para aumentar o tempo de permanência no solo do N na forma amoniacal. No Brasil, ainda não há relatos de trabalhos de pesquisa envolvendo a adição desses produtos em dejetos de animais.

Nesse trabalho foi avaliado o efeito da injeção dos dejetos líquidos de suínos no solo e do uso de um produto inibidor de nitrificação sobre as perdas de N por volatilização de amônia e a emissão de gases de efeito estufa. Para isso foram conduzidos dois experimentos de campo, em sistema de plantio direto.

2 OBJETIVOS E HIPÓTESES

2.1 Objetivo geral

Avaliar o efeito da injeção de dejetos líquidos de suínos no solo e da adição de um inibidor de nitrificação sobre as emissões de gases de efeito estufa e perdas de nitrogênio na cultura do milho em sistema plantio direto.

2.2 Objetivos específicos

Avaliar a eficácia do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) e o efeito da injeção de dejetos líquidos de suínos no solo sobre os seguintes aspectos:

1. Perdas de N por volatilização de amônia;
2. Emissões atmosféricas de óxido nitroso, dióxido de carbono e metano;

2.3 Hipóteses

a) A injeção dos dejetos líquidos de suínos no solo reduz significativamente a volatilização de amônia, em relação à aplicação dos dejetos em superfície e aumenta a emissão de gases de efeito estufa;

b) A adição de um inibidor de nitrificação aos dejetos líquidos de suínos, por manter o N mais tempo na forma amoniacal, reduz a emissão de N_2O e favorece a perda de N por volatilização de NH_3 ;

c) A combinação da injeção dos dejetos no solo com o uso de um inibidor de nitrificação constitui a melhor opção, do ponto de vista ambiental e de preservação do potencial fertilizante dos dejetos como fonte de N ao milho em plantio direto.

3 INJEÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO SOLO E INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO: I. PERDAS DE NITROGÊNIO POR VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA

3.1 Resumo

A volatilização de amônia (NH_3) constitui a principal via de perda de nitrogênio (N) após aplicação superficial de dejetos líquidos no solo. A injeção dos dejetos líquidos de suínos no solo, em subsuperfície, e a adição de inibidores de nitrificação podem afetar esse processo de perda de N. É preciso intensificar a pesquisa nessa área no Brasil. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a eficiência da injeção subsuperficial e da adição de um inibidor de nitrificação - Agrotain Plus (81 % de dicianodiamida - DCD) aos dejetos líquidos de suínos (DLS), sobre as perdas de N por volatilização de NH_3 . Dois experimentos foram conduzidos, em condições de campo, aplicando-se $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS, com injeção no solo e em superfície, sobre palha de aveia preta em sistema de plantio direto. Em delineamento experimental de blocos casualizados e com três repetições foram avaliados os seguintes tratamentos no experimento 1: DLS injetado (DLSInj), DLS em superfície (DLSSup) e testemunha sem dejetos. No experimento 2 foram avaliados esses mesmos tratamentos, acrescidos de um com adição de Agrotain Plus aos dejetos em superfície (DLSSup+Agrotain Plus) e outro com os dejetos injetados no solo (DLSInj+Agrotain Plus). Em ambos os experimentos, os maiores fluxos de NH_3 ocorreram nos tratamentos com aplicação superficial dos dejetos, sendo que no experimento 2 esse processo foi favorecido pela adição de Agrotain Plus. As perdas acumuladas de NH_3 pela aplicação superficial dos dejetos foram de 4,9 kg de N- NH_3 no experimento 1 (5,5% do N amoniacal adicionado) e de 8,0 kg N- NH_3 no experimento 2 (9,9% do N amoniacal adicionado). O Agrotain Plus, aplicado aos dejetos em superfície, aumentou a emissão de NH_3 para 14,3 kg N- NH_3 (17,6% do N amoniacal adicionado). Com a injeção dos dejetos no solo as perdas de N- NH_3 foram próximas a zero, independentemente da adição do inibidor de nitrificação. A injeção de dejetos líquidos de suínos no solo constitui uma estratégia eficaz para reduzir as perdas de N por volatilização de NH_3 , enquanto a adição do inibidor de nitrificação DCD, presente no produto Agrotain Plus, aumenta essas perdas de N quando os dejetos líquidos de suínos são aplicados na superfície do solo.

3.2 Introdução

A volatilização de amônia (NH_3) é considerada a principal via de perda de nitrogênio (N) após aplicação de dejetos líquidos no solo (MKHABELA et al., 2006; SMITH et al., 2009), o que reduz o potencial fertilizante nitrogenado dos mesmos e contribui para a contaminação ambiental (FAO, 2001; MATTILA, 1998; MKHABELA, 2006 b; ROCHETTE et al., 2009; THOMPSON; MEISINGER, 2002). Perdas de amônia são geralmente elevadas, podendo chegar a 75% do N amoniacal (DENDOOVEN et al., 1998; THOMPSON; MEISINGER, 2002) quando dejetos líquidos, principalmente aqueles gerados na suinocultura, são aplicados sem incorporação ao solo. Essa é a situação mais comumente observada nos estados da região Sul do Brasil já que, na sua maioria, as lavouras são conduzidas atualmente em sistema de plantio direto e os dejetos são aplicados sobre resíduos culturais. O aumento da densidade do solo, a redução da taxa de infiltração e a maior exposição atmosférica dos dejetos aplicados podem favorecer as perdas de N por volatilização de NH_3 nesse sistema (ROCHETTE et al., 2009).

A criação de suínos em regime de confinamento gera a concentração de dejetos líquidos (mistura de fezes, urina, água e sobras de alimentos) em áreas restritas das propriedades. Tomando como exemplo o Estado do Rio Grande do Sul, cujo rebanho de suínos em 2008 era de 5,3 milhões (IBGE, 2008), e considerando uma produção média de 7 litros de dejetos dia^{-1} suíno^{-1} (OLIVEIRA, 2004), é possível estimar a produção anual de dejetos em aproximadamente 13,5 milhões de m^3 . Com um teor médio de N amoniacal ($\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4^+$) de $1,75 \text{ kg m}^{-3}$ de dejetos (GIACOMINI; AITA, 2006), essa produção anual de dejetos representa 23,6 mil toneladas de N amoniacal. Caso toda essa quantidade de dejetos fosse aplicada ao solo, em sistema de plantio direto, e assumindo-se a perda de 14% do N amoniacal aplicado com dejetos líquidos de suínos nesse sistema, encontrada por Port et al. (2003), isso resultaria numa emissão anual de NH_3 para a atmosfera de 3,3 mil toneladas. Essa estimativa da emissão de NH_3 pode estar superestimada, já que nem todos os dejetos gerados são armazenados e aplicados ao solo. Por outro lado, é importante considerar que essa proporção de 14% do N amoniacal que é volatilizado (PORT et al., 2003) situa-se no limite inferior desse processo de perda de N com o uso de dejetos líquidos de suínos. De qualquer maneira, independente

da magnitude da perda de N por volatilização de NH_3 , a sua ocorrência tem conseqüências negativas tanto do ponto de vista econômico como ambiental.

Em função da grande variabilidade nos teores de nutrientes dos dejetos de suínos, especialmente de N, das dificuldades operacionais e dos custos elevados para o transporte dos dejetos a longas distâncias, há uma tendência dos agricultores em aplicarem doses maiores do que a recomendação. Além disso, dejetos de animais têm sido historicamente considerados como resíduos orgânicos que devem ser aplicados ao solo da maneira mais fácil possível (MKHABELA et al., 2009). Conforme enfatizado por esses autores, outro aspecto observado na maioria das propriedades dedicadas à suinocultura refere-se ao momento em que os dejetos são aplicados no campo, o qual é ditado pela capacidade de estocagem dos dejetos e pela disponibilidade de tempo, relativamente às demais atividades da propriedade. Em função disso, os dejetos são aplicados muitas vezes sob condições adversas de clima e solo como, por exemplo, em solos excessivamente úmidos, o que pode potencializar os impactos negativos sobre o ambiente, com destaque para a emissão de NH_3 para a atmosfera. Embora a amônia em si não seja um gás de efeito estufa (GEE), a sua emissão para a atmosfera e posterior deposição no solo pode resultar na produção de óxido nitroso (N_2O), como subproduto do processo microbiano de nitrificação e também como produto da desnitrificação microbiana (ZAMAN et al., 2010). Por isso, a amônia contribui, indiretamente, ao aquecimento global e à depleção da camada de ozônio (O_3), já que o N_2O está fortemente implicado nesses dois processos. Na atmosfera, a amônia emitida pode ainda reagir com ácido nítrico (HNO_3) e ácido sulfúrico (H_2SO_4) e retornar na forma de chuva ácida causando problemas ambientais como eutroficação da água e acidificação do solo (ZAMAN et al., 2009). Segundo estimativas do IPCC (1996), para cada quilograma de N- NH_3 volatilizado 0,01 kg de N- N_2O será formado.

A redução significativa das perdas de N por volatilização de amônia pode ser obtida através da incorporação dos dejetos de suínos ao solo, via lavração e/ou gradagem, conforme comprovam os resultados de Giacomini (2005) e Smith et al. (2009). Todavia, essa prática é incompatível com o sistema plantio direto (ROCHETTE et al., 2009), além de implicar na necessidade de executá-la o mais rápido possível após a aplicação dos dejetos. No trabalho de Smith et al. (2009), a incorporação de dejetos de suínos ao solo uma hora após a sua aplicação reduziu em 59% as perdas de NH_3 , relativamente à aplicação superficial. Quando a

incorporação foi atrasada em 24 e 48 horas a eficiência dessa prática na redução da volatilização de NH_3 caiu para 42 e 31%, respectivamente. Mesmo pequenos atrasos (4 a 6 horas) na incorporação reduzirão significativamente a sua eficácia (WEBB et al., 2010).

Devido a impossibilidade de incorporar os dejetos líquidos de suínos em plantio direto, a sua injeção no solo nesse sistema constitui uma estratégia promissora para preservar o N amoniacal, reduzir a emissão de maus odores (PAHL et al., 2001) e a perda de nutrientes por escoamento superficial (HUIJSMANS et al., 2003; MISSELBROOK et al., 2002). Para Saeys et al. (2008), a injeção dos dejetos constitui a alternativa mais eficiente para reduzir a volatilização de amônia, embora a eficácia dessa prática esteja diretamente relacionada à profundidade de injeção. Hansen et al. (2003) avaliaram volatilização de amônia pela injeção de dejetos líquidos de bovinos e salientam que para volumes acima de 30 m^3 a profundidade deve ser superior a 5 cm, pois a volatilização de amônia depende do volume de solo em contato com os dejetos.

O teor de N amoniacal, o conteúdo de matéria seca (MS) e o pH constituem os principais fatores intrínsecos aos dejetos, com reflexos diretos sobre a volatilização de NH_3 (SOMMER et al., 2003; SMITH et al., 2000; MKHABELA et al., 2009). Todavia, a magnitude do efeito desses fatores sobre as perdas de N via volatilização de NH_3 varia entre a aplicação superficial dos dejetos e a sua injeção no solo (HUIJSMANS et al., 2003), o que evidencia a necessidade de intensificar os trabalhos de pesquisa nessa área. No Brasil, não foram encontradas publicações onde tenha sido avaliado o efeito da injeção de dejetos líquidos de suínos sobre as perdas de N por volatilização de amônia. As publicações nessa área resultaram de trabalhos realizados sob condições de clima temperado, com a aplicação dos dejetos em pastagens (MISSELBROOK et al., 2002; VALLEJO et al., 2005, DI; CAMERON, 2008) e cereais de inverno (SMITH et al., 2000).

Além da injeção no solo, outra estratégia que vem sendo empregada em alguns países da Europa, nos EUA e Nova Zelândia para minimizar o impacto ambiental decorrente do uso agrícola dos dejetos de animais e para melhorar a sua eficiência fertilizante consiste no uso de produtos inibidores de nitrificação (VALLEJO et al., 2005; MKHABELA et al., 2006; MEIJIDE et al., 2007; TAO et al., 2008; ZAMAN et al., 2009). Tais produtos retardam a oxidação microbiana do NH_4^+ a nitrito (NO_2^-), sem afetar a oxidação subsequente do NO_2^- a NO_3^- (ASING et al.,

2008) e nem a ação da população microbiana heterotrófica do solo. Com isso, busca-se reduzir a emissão de N_2O e a lixiviação de NO_3^- , dois dos principais problemas ambientais decorrentes do uso agrícola dos dejetos de animais (DI; CAMERON, 2008; MEIJIDE et al 2007; MKHABELA et al, 2008). Inibindo temporariamente a oxidação de NH_4^+ para NO_3^- , há uma diminuição, direta e indireta, da emissão de N_2O . Diretamente, é reduzida a emissão de N_2O associada à nitrificação e, indiretamente, a emissão de N_2O associada ao uso do NO_3^- como receptor final de elétrons por bactérias desnitrificadoras (SINGH et al., 2008). Mantendo por mais tempo o N mineral na forma de $N-NH_4^+$ aumenta também a oportunidade de imobilização microbiana dessa forma de N (COOKSON; CORNFORTH, 2002), favorecendo a manutenção do N na forma orgânica.

Apesar do grande número de produtos químicos relatados como tendo efeito inibidor da nitrificação, apenas oito tem sido amplamente testados (SINGH et al., 2008). Destes, apenas a dicianodiamida (DCD) [$H_2NC(NH)_2CN$], também denominada de cianoguanidina, e a nitrapirina ou N-serve [2-cloro-6-(tri-clorometil) piridina], tem sido difundidos e aceitos para uso prático, em escala de campo (SINGH et al., 2008). Mesmo sendo utilizada há vários anos, somente em 2000 a DCD foi oficialmente designada como um inibidor de nitrificação pela Association of American Plant Food Control Officials (AAPFCO, publicação Oficial, Nº 54/2001) (FRYE, 2005). Na Nova Zelândia, o composto químico DCD, por ser mais barato, menos volátil e relativamente solúvel em água, é o principal inibidor de nitrificação usado (ZAMAN et al., 2009). Ele atua ao nível do citocromo oxidase das bactérias envolvidas na oxidação da hidroxilamina para NO_2^- durante a primeira etapa da nitrificação, afetando especialmente *Nitrosomonas europaea* (ZACHREL; AMBERGER, 1990).

Na maioria das situações, o uso de DCD reduziu a emissão de N_2O após a aplicação de uréia (DELGADO; MOSIER, 1996; KUMAR et al., 2000) e de resíduos orgânicos como urina de vacas em lactação (DI et al., 2007; DI; CAMERON, 2008; ZAMAN et al., 2009; ZAMAN; BLENNERHASSETT, 2010), dejetos líquidos de bovinos (MACADAM et al., 2003; MERINO et al., 2002) dejetos líquidos de suínos (MEIJIDE et al., 2007; VALLEJO et al., 2005; VALLEJO et al., 2006) e biosólidos (QUEMADA et al., 1998). Todavia, pelo fato de inibir a nitrificação e preservar maior quantidade de N amoniacal no solo, a adição de DCD aumentou a emissão de NH_3 na maioria das situações como, por exemplo, nos trabalhos de Zaman et al. (2008)

com uréia e de Zaman; Blennerhassett (2010) com urina de vacas. Em alguns casos, como no trabalho de Dendooven et al. (1998) a adição de DCD reduziu em 17% a emissão de NH_3 após aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo. Já Mkhabela et al. (2006) não encontraram efeito algum de DCD sobre a emissão de dejetos de suínos em uma incubação de laboratório. Tais resultados contraditórios mostram a necessidade conhecer melhor a ação dos inibidores de nitrificação em um contexto mais amplo, avaliando-se simultaneamente a emissão de ambos os gases (N_2O e NH_3) no sistema sob estudo (MKHABELA et al., 2006).

Em materiais ricos em N na forma de uréia, como a urina de bovinos e suínos, podem ocorrer elevadas emissões de NH_3 em função da rápida conversão da uréia em amônia, através da hidrólise promovida pela enzima urease (SINGH et al, 2008). Em áreas de pastagem, com elevada densidade de animais, o uso periódico de inibidores da urease tem reduzido as emissões de NH_3 , com destaque para o N-(n-butyl) tiofosfórico triamida (NBPT), comercializado com o nome de “Agrotain” (ZAMAN et al., 2009). No Brasil esse produto tem sido avaliado em mistura com uréia, com reduções significativas nas perdas de N por volatilização de amônia (CANTARELLA et al., 2008). Todavia, quando da aplicação no campo de dejetos que permanecem armazenados durante várias semanas, o uso de inibidores de urease não se justifica, já que durante o armazenamento a uréia já foi completamente hidrolisada (SOMMER et al., 2003). Conforme demonstrado por Varel (1997), a uréia contida inicialmente em dejetos de bovinos e suínos é completamente hidrolisada no período de um dia.

Um produto constituído pela mistura de NBPT e DCD e denominado de Agrotain Plus está sendo introduzido no Brasil e não foram encontrados relatos sobre a eficiência do mesmo, quando adicionado aos dejetos no momento da sua aplicação no campo. Em trabalho de campo conduzido por Zaman et al. (2009), a mistura de NBPT (3 L ha^{-1}) e DCD (7 kg ha^{-1}) foi adicionada à urina de vacas em lactação ($600 \text{ kg de N ha}^{-1}$) no outono, primavera e verão. O inibidor duplo reduziu a emissão de NH_3 em 14% no outono, 78% na primavera e 9% no verão e, com base na variação dos teores de N mineral e do pH do solo, o autores sugeriram que o Agrotain retardou a hidrólise do N da urina e o DCD reduziu a nitrificação. A combinação desses dois produtos deve aumentar a eficiência da uréia como fertilizante nitrogenado (MARCELINO, 2009) e também reduzir a volatilização de NH_3 da urina, em áreas densamente povoadas por animais em confinamento.

Todavia, o NBPT deve ser inócuo quando adicionado aos dejetos no momento da sua aplicação no campo já que, durante o armazenamento dos dejetos em esterqueiras, a uréia já foi convertida em NH_3 . Nesse, caso o Agrotain Plus deverá atuar apenas na inibição da nitrificação. Apesar desse assunto ainda não ter sido objeto de publicações no Brasil, pode-se formular a hipótese de que o uso combinado do Agrotain Plus aos dejetos de suínos, como inibidor de nitrificação, e da injeção desses ao solo constitua uma alternativa promissora para mitigar a emissão de NH_3 para a atmosfera.

Conforme salientado recentemente por Tao et al. (2008) há deficiência de conhecimento sobre os efeitos combinados de técnicas de aplicação e adição de DCD sobre as emissões gasosas de N em solos com aplicação de dejetos líquidos de animais. Esses mesmos autores enfatizam a necessidade de avaliar de maneira integrada o uso ambientalmente favorável (“friendly”) dos dejetos de animais, uma vez que a redução da volatilização de NH_3 conserva mais essa forma de N no solo, podendo aumentar os riscos de emissão de N_2O e lixiviação de NO_3^- .

O presente trabalho buscou avaliar a eficiência do produto Agrotain Plus (NBPT + DCD) misturado aos dejetos líquidos de suínos como inibidor de nitrificação, e da injeção dos dejetos no solo sobre a perda de N por volatilização de amônia, em plantio direto de milho.

3.3 Material e métodos

3.3.1 Localização, período e características das áreas experimentais

O trabalho constou de dois experimentos de campo, sendo que o primeiro (experimento 1) foi conduzido durante o período de 19/05/08 a 20/05/09 em área do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), RS, e o segundo (experimento 2) de 14/07/2009 a 23/03/10 em área do Departamento de Zootecnia, no setor de bovinocultura de corte, da UFSM. As áreas experimentais localizam-se a 29° 45' Latitude Sul, 53° 42' Longitude Oeste e a uma altitude de 95 m.

A temperatura e a pluviometria durante a realização dos experimentos 1 e 2 são mostradas, respectivamente nas figuras 1 e 2.

O solo das duas áreas pertence à Unidade de Mapeamento São Pedro (BRASIL, 1973), sendo classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico (Hapludalf) (EMBRAPA, 2006). Amostras de solo da camada 0 a 10 cm foram retiradas em ambos os experimentos e analisadas no Laboratório de Análises de Solos da UFSM. O solo da área do experimento 1 apresentou pH (H₂O) = 5,3; matéria orgânica (MO) = 1,5 (g dm⁻³); argila = 140 (g kg⁻¹), P (Melich) = 36 (mg dm⁻³) e K = 70 (mg dm⁻³). O solo do experimento 2 possuía pH (H₂O) = 5,4; MO = 2,7 (g dm⁻³); argila = 230 (g kg⁻¹); P (Melich) = 23 (mg dm⁻³) e K = 80 (mg dm⁻³).

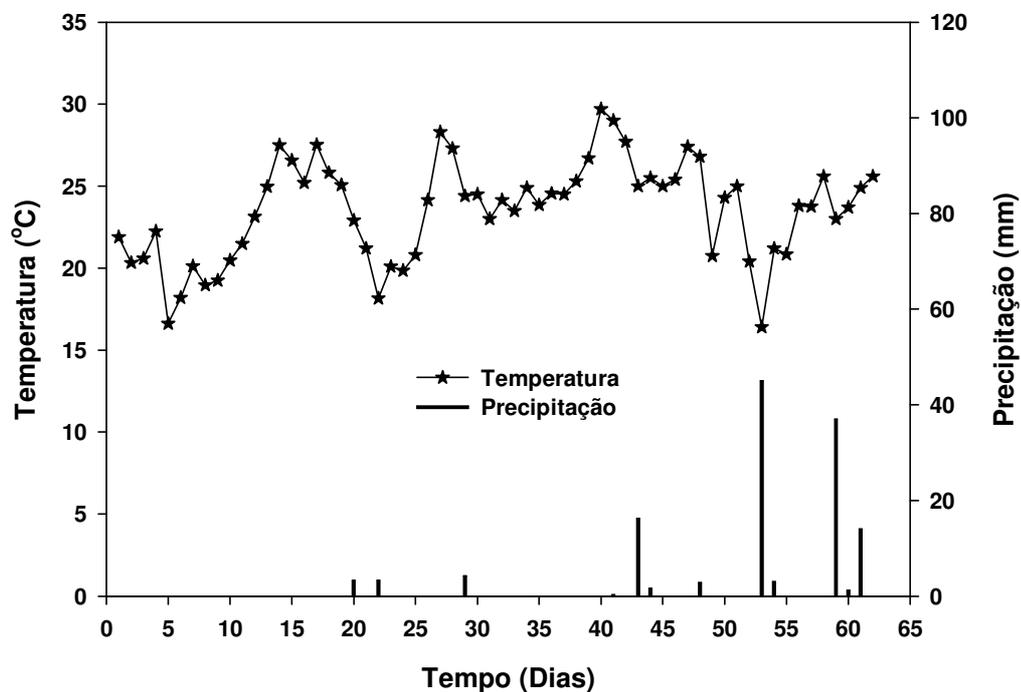


Figura 1 - Temperatura atmosférica e precipitação pluviométrica durante o período de avaliação do experimento 1.

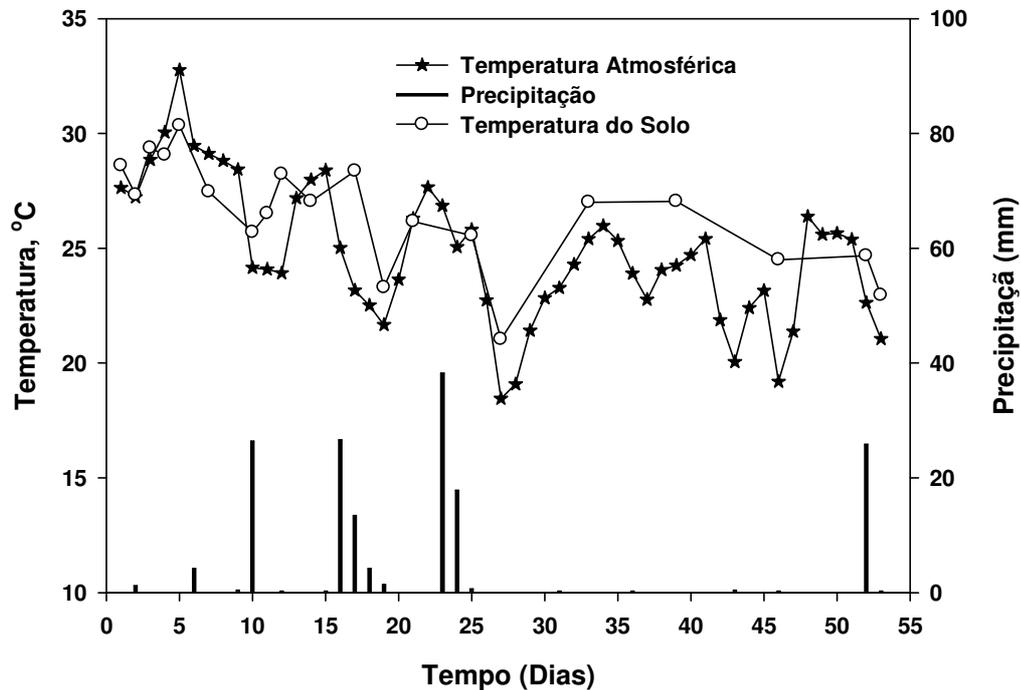


Figura 2 - Temperatura atmosférica, do solo e precipitação pluviométrica durante o período de avaliação do experimento 2.

3.3.2 Caracterização e manejo da cobertura do solo

Experimento 1

A área onde foi conduzido o experimento vinha sendo manejada no sistema de plantio direto, há 3 anos. A cobertura do solo foi composta por aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) semeada em linhas, com semeadora de plantio direto, em 19/05/2008, na densidade de 80 kg ha⁻¹. A aveia recebeu adubação de cobertura com uréia, 75 dias após a semeadura, na dose de 30 kg de nitrogênio (N) ha⁻¹. Em 31/10/2008, no final do ciclo reprodutivo a aveia foi colhida mecanicamente, com colheitadeira automotriz, sendo a palha distribuída uniformemente na superfície de cada parcela.

A quantidade de matéria seca (MS) produzida pela parte aérea da aveia foi determinada logo após a colheita. Para isso, a palha presente na superfície do solo foi coletada, aleatoriamente, em 2 pontos de 0,49 m² por parcela. O material foi submetido à secagem em estufa à 65 °C até massa constante para posterior moagem em triturador de forragens e em moinho Willey com peneira de 40 mesh.

No material seco e moído foram determinados os teores de N total, por digestão úmida, conforme Tedesco et al. (1995) e de carbono (C) orgânico por combustão seca em Analisador Elementar CHSN modelo FlashEA 1112. A quantidade média de palha mantida na superfície do solo foi de 2400 kg de MS ha⁻¹. Os resultados das avaliações na palha são apresentados na tabela 1.

Experimento 2

A área onde foi implantado o experimento 2 vinha sendo cultivada nos últimos anos, no inverno com pastagem de azevém e aveia e no verão era mantida em pousio. Ela servia para o pastoreio dos eqüinos utilizados para o manejo do gado no setor de bovinocultura de corte e encontrava-se com sinais de compactação. Antes de iniciar o experimento procedeu-se a análise química do solo, a qual serviu de base à recomendação de calcário dolomítico (3,0 Mg ha⁻¹), o qual foi incorporado ao solo por aração e gradagem em 21/07/2009. A planta de cobertura do solo utilizada foi aveia preta, a qual foi semeada a lanço em 29/07/2009, utilizando-se 80 kg de sementes ha⁻¹, e em seguida coberta com grade de discos. Pelo fato da aveia ter apresentado sintomas visuais de deficiência de N, a mesma foi adubada com uréia em cobertura, na dose de 30 kg de N ha⁻¹.

A quantidade média de matéria seca produzida pela parte aérea da aveia foi determinada em 23/10/2009, coletando-se aleatoriamente 6 amostras de 0,49 m² por bloco. A secagem e determinação de N total e C orgânico foi realizada pelo mesmo método descrito no item anterior. Em 28/10/2009 a aveia foi manejada com a passagem de rolo faca. A produção média de MS da aveia foi de 2800 kg ha⁻¹ e a sua composição aparece na tabela 2.

3.3.3 Tratamentos avaliados e data de instalação

Experimento 1

Os tratamentos avaliados nesse experimento, em delineamento experimental de blocos ao acaso com três repetições foram: injeção em subsuperfície dos dejetos líquidos de suínos (DLSInj); aplicação manual dos dejetos em superfície (DLSSup) e testemunha (Testemunha), somente com palha de aveia sobre o solo. A instalação dos tratamentos, em SPD foi realizada no dia 12/11/2008.

Experimento 2

No experimento 2 foram cinco tratamentos avaliados, distribuídos no delineamento de blocos ao acaso, com 3 repetições, sendo eles: aplicação em superfície dos DLS (DLSSup); aplicação em superfície com adição de Agrotain Plus (DLSSup+Agrotain); injeção dos DLS no solo (DLSInj); injeção dos DLS no solo com adição de Agrotain Plus (DLSInj+Agrotain) e sem adição de dejetos e Agrotain Plus (Testemunha). A instalação dos tratamentos, em SPD com cobertura do solo composta por palha de aveia preta, foi realizada no dia 29/01/2010.

O Agrotain Plus é um composto químico na forma de pó concentrado, de cor azul, cujos princípios ativos são o N-(n-butil) tiofosfórico triamida (NBPT), com teor de 6,5% e a dicianodiamida (DCD) que representa 81%, sendo os outros 12,5% compostos por substâncias inertes e corante. As funções dos componentes NBPT e DCD são, respectivamente, inibir a enzima urease e a nitrificação. O NBPT presente nesse composto deve apresentar pouca ou nenhuma eficácia quando misturado a dejetos que tenham sido armazenados em esterqueiras, pois a uréia é rapidamente (1 a 2 dias) convertida em amônia pela enzima urease. Por outro lado a DCD deve retardar o aparecimento de NO_3^- no solo após a aplicação dos dejetos, uma vez que esse composto inibe a oxidação do NH_4^+ a NO_2^- durante a nitrificação, o que diminui o potencial de perda de N por lixiviação ou desnitrificação. Em função da expectativa de que o NBPT seja inócuo sobre a inibição da urease, o Agrotain Plus será considerado no presente trabalho apenas em relação à molécula de DCD como inibidor de nitrificação do N amoniacal dos dejetos.

O Agrotain Plus foi adicionado manualmente e misturado aos dejetos nas caixas de fibra de vidro, na dose de $7,0 \text{ kg ha}^{-1}$, momentos antes da aplicação dos tratamentos. Essa dose do produto foi estabelecida com base em resultados de um experimento conduzido em laboratório para avaliar o efeito de doses sobre a nitrificação (dados não publicados), bem como por recomendação do fabricante.

3.3.4 Características dos equipamentos de injeção

O equipamento de injeção de dejetos líquidos utilizado no experimento 1 (Figura 3a) foi desenvolvido em uma parceria entre professores da Universidade de Passo Fundo – RS (UPF/RS) e a empresa MEPEL Ltda., e foi obtido por empréstimo. O referido equipamento, foi tracionado por trator agrícola MF 275,

sendo composto de um tanque metálico com capacidade de 4.000 L, com bomba lobular acoplada, acionada pela tomada de potência do trator. A bomba possui as funções de succionar os dejetos líquidos dos locais de armazenamento para o interior do tanque (carregamento), e por pressão descarregá-los, através das linhas de injeção. Para realizar a injeção existe, na parte traseira do tanque, um conjunto com sete discos sulcadores (linhas de injeção), com regulagem do espaçamento, os quais para o presente trabalho estavam distanciados 30 cm entre si. Todo esse conjunto é movimentado verticalmente, para cima em situação de transporte e para baixo quando da aplicação/injeção, por meio de pistão hidráulico, conectado por mangas de alta pressão ao sistema hidráulico do trator. Na tubulação de saída do tanque para as linhas de injeção, há um registro de esfera, que permite regulagem da vazão. Este está posicionado antes da câmara de equalização da vazão, a qual tem a função de distribuir o fluxo dos dejetos uniformemente nas mangueiras que conduzem às linhas de injeção. Os discos sulcadores apresentam diâmetro de 45 cm.

No experimento 2 utilizou-se outro equipamento (Figura 3b), com características semelhantes ao primeiro, porém com sistema de discos de injeção sem sulcador. O chamado kit de injeção foi implantado pela empresa Mepel Ltda., em tanque de 4.000 l, cedido anteriormente pela empresa ao setor de bovinocultura de corte do Departamento de Zootecnia da UFSM. Nesse experimento o equipamento foi tracionado por um trator MF 290 (4x4).

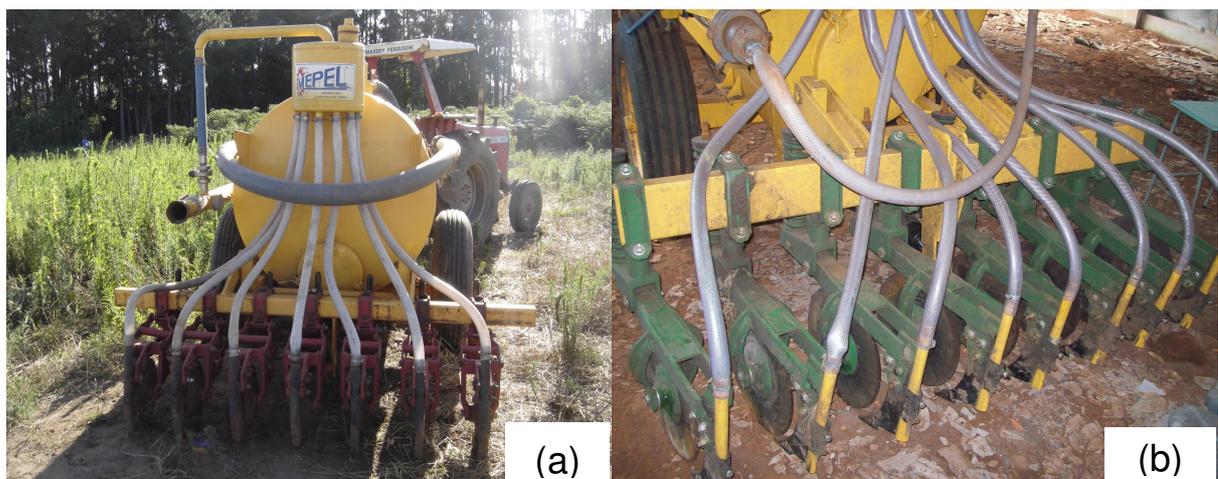


Figura 3 - Equipamento de injeção utilizado no experimento 1 (a); equipamento utilizado no experimento 2 (b).

Antes da aplicação dos dejetos líquidos nos experimentos a vazão do equipamento foi regulada, adequando-se o volume aplicado à dose pré-estabelecida. A regulagem do volume constou na definição da marcha e velocidade do trator, para o trabalho nas condições experimentais, bem como no posicionamento adequado do registro, componente que permite aumentar ou reduzir o fluxo nas linhas de injeção. Todavia, no segundo experimento, não foi possível realizar uma regulagem adequada do equipamento, pois a diferença de vazão entre as 8 linhas de injeção apresentou-se demasiadamente elevada. Por isso, no experimento 2 o equipamento foi utilizado apenas para abertura dos sulcos de injeção e os dejetos foram aplicados manualmente com regadores na dose desejada. Nas condições de solo dos dois experimentos, a profundidade média de injeção dos dejetos foi de 0,08 m, sendo que a faixa de solo mobilizado na superfície do sulco foi de aproximadamente 0,12 m. Considerando esta largura do sulco de injeção, a porcentagem de área revolvida na superfície do solo foi de aproximadamente 40%, visto que o espaçamento entre as linhas de injeção foi de 0,3 m.

3.3.5 Origem e caracterização dos dejetos líquidos de suínos

Os dejetos de suínos utilizados foram obtidos no município de Santa Maria (RS), no distrito de Arroio Grande, em criatório dos animais em fase de terminação, sob regime de confinamento total. Os dejetos, constituídos principalmente por fezes, urina, sobras de alimentação e de água, pêlos e poeira, eram armazenados em esterqueira anaeróbia, construída em alvenaria e coberta.

O N total foi determinado por digestão úmida, em amostra de 0,5 g sem secagem prévia (TEDESCO et. al., 1995), porém sem o uso de água oxigenada (H_2O_2), visto que a mesma provoca projeção de material para fora dos tubos durante a digestão (ALMEIDA, 2000). Após a digestão, o N total foi determinado por destilação em destilador de arraste de vapores semi-micro Kjeldahl após a adição, em cada amostra, de 10 mL de NaOH 10M e posterior titulação da solução receptora do N (indicadores + ácido bórico) com ácido sulfúrico (H_2SO_4) $0,05 \text{ mol L}^{-1}$. O teor de N amoniacal ($N-NH_3 + N-NH_4^+$) foi determinado em amostras de 2 g de dejetos sem secagem prévia, as quais foram colocadas em tubos de destilação de 50 mL. Após

adição de 20 mL de água destilada e agitação em Vórtex adicionou-se 0,2 g de óxido de magnésio (MgO) e procedeu-se a destilação e titulação conforme descrito para o N total.

O pH dos dejetos foi medido diretamente em potenciômetro, numa alíquota de 80 mL de dejetos. A matéria seca (MS) foi avaliada em amostras de aproximadamente 80 g de dejetos, as quais foram submetidas à secagem em estufa a 65 °C até massa constante. No material seco e moído determinou-se o teor de carbono total por combustão seca, em auto analisador elementar CHSN modelo Flash EA 1112.

As principais características dos dejetos utilizados no experimento 1 são mostradas na tabela 1.

Tabela 1 - Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS) e da palha de aveia preta e quantidades de matéria seca (MS), nitrogênio (N) e carbono (C) adicionadas ao solo com os dejetos (60 m³ ha⁻¹) e com a palha (2,4 Mg de MS ha⁻¹), no experimento 1.

Material	MS	C	N total	N amoniacal	N orgânico	C/N	pH
Orgânico							
-----g kg ⁻¹ -----							
DLS ¹	25,2	8,23	2,56	1,52	1,04	3,2	7,6
Palha ²	-	37	1,34	-	-	27,6	-
-----kg ha ⁻¹ -----							
DLS ¹	1512	492	153	91	62		
Palha ²	2400	89	32	-	-	-	-

¹ Em base úmida. ² Em base seca.

3.3.6 Avaliação da volatilização de NH₃

As avaliações das perdas de N por volatilização de NH₃ em cada tratamento foram realizadas seguindo metodologia descrita por Nömmik (1973), utilizando coletores estáticos semi-abertos, com algumas adaptações.

No experimento 1 foram utilizadas câmaras coletoras de amônia do tipo semi-aberta, construídas a partir de tubos cilíndricos de cloro polivinil (PVC), medindo 0,29 m de diâmetro e 0,4 m de altura (Figura 4). Cada câmara foi encaixada externamente em uma base do mesmo material com diâmetro inferior (0,28 m) e

alturas de 0,07 m ou 0,14 m. Nos tratamentos onde os dejetos foram injetados no solo (DLSInj) foram instaladas as bases de 0,14 m, introduzindo-as no solo até 0,07 m de profundidade, para evitar perdas laterais de amônia pelo revolvimento do solo no sulco de injeção. No tratamento com aplicação dos dejetos em superfície (DLSSup) e na testemunha sem aplicação de dejetos (Testemunha) foram utilizadas as bases de 0,07m, introduzidas no solo até a profundidade de 0,04m, visto que nestes não houve revolvimento do solo.

No experimento 2 foram utilizadas câmaras também de PVC, porém quadradas (0,3 m de lado) e com 0,3 m de altura (Figura 4). Estas eram encaixadas sobre bases, que possuíam uma calha de 0,04 m de altura em todo perímetro para colocação de água, de forma a impedir trocas externas. Todas as bases foram inseridas no solo até 0,1 m de profundidade.

Internamente, as câmaras eram dotadas de dois suportes em ferro e em forma de "X", sobre os quais eram colocadas duas espumas com densidade 28 e espessura de 0,02 m e com o mesmo formato das câmaras. A espuma inferior, colocada a uma altura de 0,15 m, captava a NH_3 volatilizada do solo enquanto a superior, colocada 0,15 m acima servia para impedir a entrada de NH_3 externa à câmara. Antes de sua colocação, as espumas do experimento 1 eram embebidas em 100 mL de solução contendo a mistura de 50 mL L^{-1} de ácido fosfórico (H_3PO_4) e 40 mL L^{-1} de glicerina enquanto as do experimento 2 eram embebidas em 140 mL da mesma solução. Após essa etapa, as espumas eram pressionadas manualmente para que retivessem aproximadamente 70% do volume da solução receptora de NH_3 , evitando assim gotejamento de solução no solo do interior das câmaras. Nessa condição, as espumas eram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas ao campo, evitando-se assim a captura de NH_3 do ar atmosférico durante o transporte. Somente as espumas inferiores das câmaras eram trocadas em cada avaliação realizada. Sempre que necessário, era colocada solução receptora nas espumas superiores para evitar o ressecamento das mesmas.

Sobre cada câmara havia uma tampa protetora, também de PVC, para impedir a entrada de raios solares e de chuvas o que afetaria internamente o sistema. O espaço livre para o fluxo de ar, entre a tampa e a borda superior da câmara no experimento 1 foi de 1,7 cm e no experimento 2 de 5,4 cm. No tratamento com injeção, as câmaras foram dispostas de forma que a linha de injeção ficasse no centro das câmaras. No interior das bases do tratamento onde os dejetos foram

aplicados em superfície a dose dos mesmos foi aplicada manualmente, com auxílio de uma proveta graduada.

As perdas de N por volatilização de NH_3 foram avaliadas em seis datas no experimento 1 (17, 29, 53, 99, 147 e 196 horas após a aplicação dos dejetos) e no experimento 2 (14, 64, 136, 237, 309 e 501 horas após a aplicação dos dejetos).

Após a retirada da espuma inferior em cada coleta a mesma era lavada em laboratório 6 vezes com solução de KCl 1 mol L^{-1} , completando-se o volume para 1000 mL, em balão volumétrico. Dessa solução era retirada uma alíquota de 20 ml para determinação do teor de N amoniacal em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldahl, após adição de 0,2 g de MgO por amostra. A titulação foi realizada com H_2SO_4 0,05 N conforme Tedesco et al. (1995).

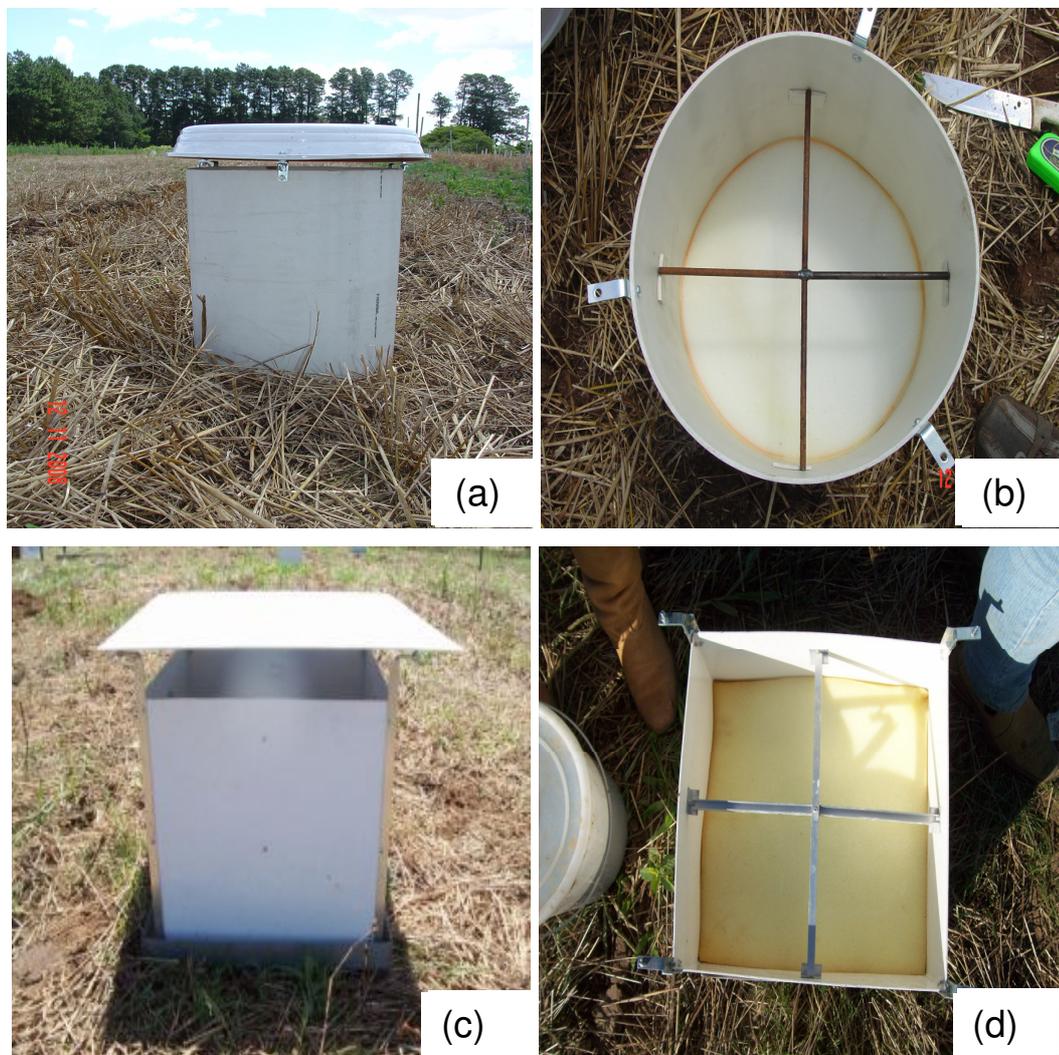


Figura 4 - a) Coletor estático semi-aberto utilizado para captura de NH_3 volatilizada no experimento 1 e b) vista interna; c) coletor semi-aberto utilizado no experimento 2 e d) vista interna.

O fluxo de N-NH₃ (F_{N-NH_3}) para a atmosfera em cada intervalo de coleta foi calculado a partir da seguinte equação:

$$F_{N-NH_3} = \frac{(QC \times 10)}{(A \times t)}$$

onde, F_{N-NH_3} é o fluxo de N-NH₃ em gramas ha⁻¹ h⁻¹ no intervalo de tempo t ; QC é a quantidade de N-NH₃ (mg) captada pela espuma inferior no intervalo de tempo t ; A é a área da câmara (m²); e t é o tempo em horas.

Para obter a quantidade de N-NH₃ emitida entre duas coletas, multiplicou-se o F_{N-NH_3} pelo tempo em horas decorrido entre essas coletas. Os valores cumulativos de N-NH₃ em cada tratamento representam a soma das quantidades de N-NH₃ de cada coleta, descontando-se a quantidade de N-NH₃ volatilizada no tratamento testemunha. A proporção do N amoniacal aplicado com os dejetos e que foi perdida por volatilização de NH₃ foi calculada pela fórmula:

$$N - NH_3 \text{ volat. (\% do N amoniacal)} = \frac{(N-NH_3 \text{ trat.com dejetos}) - (N-NH_3 \text{ test.})}{N \text{ amoniacal aplicado}} \times 100$$

A taxa de volatilização de N-NH₃ entre duas avaliações consecutivas foi calculada dividindo-se a quantidade de N amoniacal volatilizado pelo intervalo de tempo decorrido entre ambas.

3.3.7 Análise Estatística

Os resultados foram submetidos a análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5%, utilizando o sistema de análise estatística Winstat (MACHADO et al., 2002).

3.4 Resultados e discussão

3.4.1 Fluxos de amônia (N-NH₃) para a atmosfera

3.4.1.1 Efeito dos dejetos e da forma de aplicação

A aplicação de dejetos líquidos de suínos aumentou significativamente os fluxos de N-NH_3 em relação à testemunha, sendo que esse aumento só ocorreu quando os dejetos foram aplicados na superfície do solo, sobre os resíduos culturais de aveia. Nessa condição, e sem o uso de inibidor de nitrificação, a cinética de liberação de N-NH_3 para a atmosfera diferiu entre os dois experimentos. No experimento 1 o fluxo de N-NH_3 aumentou de 80 para $150 \text{ g N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ da primeira para a segunda avaliação, as quais foram realizadas 17 e 29 horas após a aplicação dos dejetos, respectivamente (Figura 5).

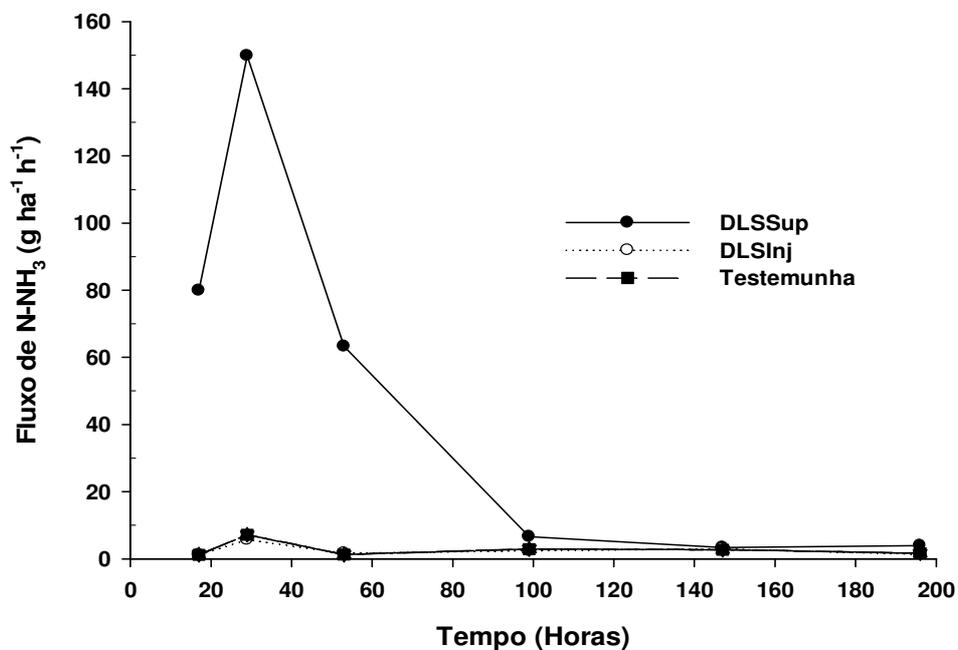


Figura 5 - Fluxos de N-NH_3 no experimento 1, sem a aplicação de dejetos (testemunha) e após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS), com a injeção dos mesmos no solo (DLSInj) e com a aplicação em superfície (DLSSup).

No experimento 2, a primeira e a segunda avaliação foram feitas 14 e 64 horas após a aplicação dos dejetos (Figura 6) e, contrariamente ao experimento 1, ocorreu uma redução nos fluxos respectivos de N-NH_3 de 136 para $60 \text{ g N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

Outra diferença observada entre os dois experimentos se refere à intensidade dos fluxos de N-NH_3 durante o período de tempo em que a emissão dessa forma gasosa de N foi avaliada. Observa-se que 99 horas após a aplicação, no experimento 1 (Figura 5) o fluxo de N-NH_3 no tratamento com uso exclusivo de

dejetos em superfície (DLSSup) superou o tratamento sem dejetos (Testemunha) em apenas 3,6 g N-NH₃ ha⁻¹ h⁻¹. Já no experimento 2, o fluxo de N-NH₃ do tratamento DLSSup 136 horas após a aplicação, ainda era significativamente maior do que no tratamento testemunha superando-o em 29,9 g N-NH₃ ha⁻¹ h⁻¹. Essas diferenças, tanto na intensidade como na cinética das emissões de N-NH₃, devem estar relacionadas às condições predominantes em cada situação já que a volatilização da amônia proveniente dos dejetos é um processo complexo, envolvendo diversas interações entre solo, dejetos e condições atmosféricas (SMITH et al., 2009).

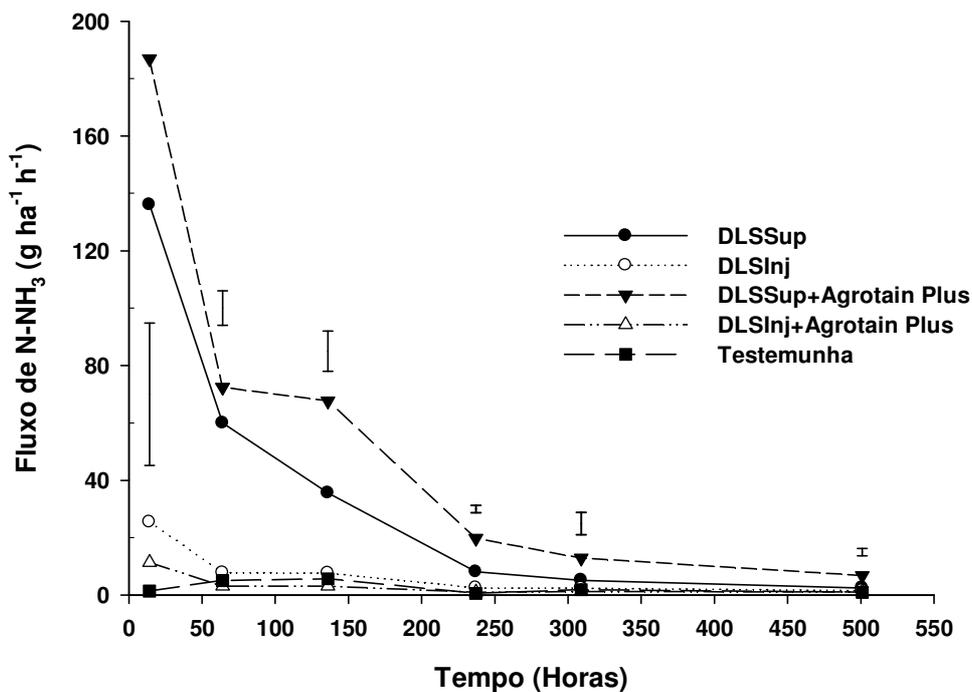


Figura 6 - Fluxos de N-NH₃ no tratamento testemunha e nos tratamentos em que os dejetos líquidos de suínos (DLS) foram injetados no solo (DLSInj) e aplicados em superfície (DLSSup), com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus, no experimento 2. Barras verticais indicam diferença mínima significativa (Tukey 5%).

Através de um trabalho de revisão da literatura sobre a aplicação de dejetos líquidos de animais no campo, Sommer et al. (2003) estabeleceram a importância relativa dos principais processos controladores da emissão de amônia a partir dessa fonte de N. Os autores salientaram que tais processos não foram ainda suficientemente enfatizados em trabalhos anteriores e propuseram um modelo

conceitual sobre a volatilização de amônia quando os dejetos são aplicados na superfície do solo, conforme foi feito no presente trabalho.

Nessa modalidade de uso dos dejetos, o modelo proposto por Sommer et al. (2003) separa a variação temporal do processo de volatilização de NH_3 em duas etapas. A primeira vai da aplicação dos dejetos até a completa infiltração da fração líquida dos mesmos no solo, o que pode demorar menos de uma hora até várias horas, dependendo das condições evaporativas e das condições do solo. A segunda etapa inicia ao final da primeira e dura até o momento em que a emissão líquida de NH_3 atinge valores desprezíveis, ou seja, próximos do solo sem aplicação de dejetos. A emissão de NH_3 durante a primeira etapa depende exclusivamente das características dos dejetos e dos processos de transporte, os quais controlam a transferência de NH_3 para a atmosfera, por difusão e convecção. Nessa etapa ocorre ainda a separação das diferentes frações dos dejetos, com a fração líquida infiltrando e a fração sólida permanecendo na superfície do solo. Por outro lado, na segunda etapa, a emissão de amônia depende muito mais da interação dejetos/solo do que dos dejetos em si e a fração dos dejetos que infiltrou pode se deslocar verticalmente no solo. Esse deslocamento pode ocorrer para baixo, pela ação da água da chuva ou irrigação, ou para cima, por capilaridade, cuja intensidade depende da evaporação na superfície do solo. À medida que passa o tempo na segunda etapa, cresce a importância relativa dos processos microbianos sobre a emissão de NH_3 . A partir desse modelo proposto por Sommer et al. (2003) e, com base em outros aspectos abordados pelos autores na sua revisão, é possível inferir sobre as causas mais prováveis das diferenças observadas entre os dois experimentos do presente trabalho quanto ao padrão de volatilização e às quantidades de NH_3 emitidas.

O pH dos dejetos ou da mistura dejetos/solo exerce um efeito marcante sobre a emissão de NH_3 , sendo que, após a aplicação no solo, a variação do pH é tamponada por diversos ácidos e bases presentes nos dejetos, com destaque para o N amoniacal total ($\text{NAT} = \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), os ácidos graxos voláteis (AGV) e o carbono inorgânico total ($\text{CIT} = \text{CO}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$) (SOMMER et al., 2003). Conforme esses autores, durante a decomposição microbiana de compostos orgânicos dos dejetos de animais em condições anaeróbicas, o CO_2 corresponde a cerca de 50% dos gases produzidos, o que contribui ao aumento significativo do CIT. Nessas mesmas condições, ocorre a produção de AGV, com predomínio do ácido acético. A

solubilidade do CO_2 em água é 200 vezes menor do que aquela da amônia e o efeito da volatilização desses dois gases sobre o pH é distinto: enquanto a volatilização de NH_3 do NAT reduz o pH, o mesmo é aumentado pela volatilização de CO_2 do CIT. Portanto, a volatilização mais rápida do CO_2 , em relação à NH_3 , imediatamente após a aplicação dos dejetos, induzirá a um rápido aumento do pH. Após a aplicação dos dejetos no solo, os AGV são oxidados a CO_2 por microrganismos em poucas horas ou vários dias, dependendo da temperatura, o que também contribuí ao aumento no pH, em função da perda de CO_2 dos dejetos na superfície do solo e da mistura dejetos/solo para a atmosfera. Assim, em função dessa rápida emissão de CO_2 logo após a aplicação dos dejetos, tem sido freqüentemente relatado um aumento de pH da ordem de uma unidade, o que explicaria as elevadas taxas iniciais de volatilização de NH_3 , observadas no presente trabalho (Figuras 5 e 6) e em diversos outros trabalhos com aplicação de dejetos líquidos de suínos (CHANTIGNY et al, 2004; SMITH et al, 2009) e de bovinos (THOMPSON; MEISINGER, 2002; RODHE et al, 2006).

Após um período de 24 a 48 h o pH da superfície do solo diminui em função da capacidade de tamponamento do solo e dos próprios dejetos líquidos, os quais ainda controlam o pH da superfície do solo antes da completa infiltração da fração líquida. Uma vez completada a infiltração dessa fração, a capacidade de tamponamento do solo irá controlar o pH superficial da mistura dejetos/solo, preponderando sobre os dejetos (SOMMER et al., 2003). Tais considerações, extraídas do trabalho desses autores, evidenciam que os valores de pH dos dejetos (7,6 e 7,7 nos experimentos 1 e 2, respectivamente) e do solo (5,4 e 5,3 nos experimento 1 e 2, respectivamente) no presente trabalho, apesar de próximos, podem ter contribuído para as diferenças observadas na emissão de NH_3 . Isso em função dos fatores ligados aos dejetos e ao solo e que afetam a capacidade de tamponamento do pH. Daí a importância de acompanhar, em trabalhos futuros, as variações do pH da mistura dejetos/solo, principalmente nos períodos iniciais à aplicação dos mesmos. Para uma melhor compreensão da dinâmica de emissão de NH_3 também parece de fundamental importância a caracterização dos dejetos não apenas quanto ao seu pH e à concentração de NAT mas também quanto às concentrações de AGV e CIT. É provável que esses dois atributos tenham variado entre os dejetos utilizados em cada experimento, apesar dos mesmos terem sido coletados na mesma esterqueira anaeróbia. Isso porque as coletas foram realizadas

em momentos diferentes, o que pressupõe estágios diferentes de decomposição do material orgânico.

Além dos aspectos meteorológicos, responsáveis pela transferência de NH_3 do solo para a atmosfera, e de atributos químicos do solo e dos dejetos, especialmente do poder de tamponamento do pH exercido por ambos, Sommer et al. (2003) destacam ainda, como importantes agentes controladores da emissão de NH_3 , a temperatura, o movimento no solo do NAT contido nos dejetos líquidos e os processos microbianos. A temperatura e a taxa de infiltração dos dejetos no solo produzem efeitos antagônicos sobre a volatilização de NH_3 . Quanto maior a infiltração, menor a quantidade de NAT na superfície do solo. Com isso, será reduzida a concentração de NH_3 na fração líquida ($\text{NH}_{3,l}$) e, portanto, a sua subsequente volatilização na forma de gás ($\text{NH}_{3,g}$). Por outro lado, um aumento na temperatura aumentará significativamente a emissão de $\text{NH}_{3,g}$, já que a temperatura facilita a evaporação da fração líquida dos dejetos (urina + água), aumentando a concentração de NAT e, por conseguinte, de $\text{NH}_{3,l}$. Apesar dos dejetos terem sido aplicados praticamente no mesmo horário (entre 18 e 19 h) nos dois experimentos do presente trabalho, a temperatura média do ar nas 24 horas seguintes à aplicação dos dejetos foi maior no experimento 2 (27,2 °C) do que no experimento 1 (20,8 °C).

Essa diferença na temperatura pode ter condicionado os maiores fluxos iniciais de NH_3 no experimento 2. Além disso, diferenças nos atributos físicos e químicos do solo podem ter influenciado nos resultados. Enquanto a porosidade do solo afeta a taxa infiltração dos dejetos, a capacidade de troca de cátions (CTC) afeta a adsorção de NH_4^+ nas cargas negativas do solo. Assim, durante períodos em que a evaporação controla o transporte convectivo do líquido contido na mistura dejetos/solo até a superfície, a adsorção de NH_4^+ na CTC do solo reduz a concentração de $\text{NH}_{3,g}$ na superfície do solo, reduzindo a taxa de emissão de NH_3 para a atmosfera (SOMMER et al., 2003). No presente trabalho, não é possível atribuir as diferenças observadas na volatilização de NH_3 entre os dois experimentos a variações na porosidade ou na CTC já que ambas não foram determinadas. Todavia, antes da implantação do experimento 1, a área vinha sendo manejada em plantio direto durante 3 anos, enquanto no experimento 2 a área foi submetida à aração profunda e gradagem antes de semear a aveia que antecedeu o experimento. O adensamento natural e o efeito do trânsito de máquinas em plantio direto podem ter conduzido a diferenças nas taxas de infiltração dos dejetos no solo

entre os dois experimentos que, combinadas às diferenças na temperatura do ar nas duas situações, condicionaram as variações temporais e na intensidade dos fluxos de N-NH₃.

Com o aumento da radiação solar, a temperatura na superfície onde foram aplicados os dejetos, irá aumentar mais do que a temperatura do ar, o que resulta em condições atmosféricas altamente instáveis, além de aumentar a concentração de NH_{3,g} na fração líquida dos dejetos presentes na superfície do solo. Por isso, tanto a instabilidade atmosférica quanto esse efeito direto da temperatura favorece a emissão de NH₃ (MKHABELA et al., 2009; SOMMER et al., 2003). A radiação afeta também a velocidade do vento que, juntamente com a temperatura, pode contribuir à rápida secagem da superfície e formar uma crosta superficial na interface solo/dejetos. Essa crosta superficial será proporcional à concentração de matéria seca (MS) dos dejetos e atuará como uma barreira à difusão e à capilaridade entre o solo e a atmosfera, reduzindo o transporte de NH₃. Por isso, pode-se inferir que a aplicação dos dejetos em condições de solo que favoreçam a infiltração da fração líquida no solo e ao final da tarde, quando a radiação global e a temperatura são reduzidas, constituem estratégias que possibilitam a redução na emissão de NH₃. No presente trabalho, esse conjunto de fatores, com exceção da temperatura, deve ter exercido pouco efeito sobre as diferenças entre os dois experimentos. No sistema de câmaras estáticas utilizadas para medir a emissão de NH₃, o efeito da radiação solar e do vento são minimizados, o que expõe os dejetos a condições de menor turbulência do ar no interior das câmaras. No sistema de câmaras dinâmicas, ao contrário, a turbulência do ar interno é maior do que no exterior, favorecendo a volatilização de NH₃, conforme observaram Sommer et al. (2006).

O teor de matéria seca dos dejetos é outro fator que influencia nas perdas de NH₃, conforme demonstrado por Smith et al. (2000), os quais trabalharam com dejetos líquidos cujo teor de MS variou de 2 a 5% e constataram que a volatilização de NH₃ aumentou cerca de 6% para cada 1% de aumento na matéria seca dos dejetos. Considerando a MS dos dejetos isoladamente e assumindo essa relação positiva entre MS e perda de NH₃ encontrada pelos autores, a volatilização de NH₃ no experimento 2, cuja MS dos dejetos foi de 3,06%, deveria superar aquela do experimento 1 (MS = 2,52%) em aproximadamente 3,2%.

Além das variáveis meteorológicas e das características dos dejetos e do solo, já destacadas anteriormente, o teor de N amoniacal total (NAT) dos dejetos

também está positivamente relacionado à emissão de NH_3 após a aplicação dos mesmos no solo (MKHABELA et al., 2009). No caso do presente trabalho, é provável que esse atributo tenha influenciado pouco nos resultados, já que o TAN aplicado com 60 m^3 de dejetos ha^{-1} foi de 91 e 83 kg ha^{-1} nos experimentos 1 e 2, respectivamente.

A umidade do solo no momento da aplicação dos dejetos e nos primeiros dias após a sua aplicação também pode explicar, em parte, as diferenças iniciais nos fluxos de NH_3 bem como o período de tempo decorrido nos dois experimentos para que tais fluxos atingissem, nos tratamentos com aplicação de dejetos, valores próximos ao tratamento testemunha, sem dejetos (99 horas no experimento 1 e 237 horas no experimento 2). A umidade gravimétrica inicial do solo aumentou de 13,4% no experimento 1 para 19,2% no experimento 2. Com isso, no experimento 2, a quantidade de dejetos que permaneceu na superfície do solo após a aplicação deve ter superado aquela do experimento 1 o que, combinado aos maiores valores de temperatura do ar, deve ter contribuído à maior emissão inicial de NH_3 , bem como à redução mais gradual dos fluxos de NH_3 no experimento 2 (Figura 6). Ao avaliarem a volatilização de NH_3 após a aplicação de dejetos líquidos de suínos e bovinos em dois tipos de solo, Sommer et al. (2006) constataram que a infiltração da fração líquida dos dejetos foi favorecida pelo potencial de água (sucção) do solo. Com o solo mais seco no experimento 1, pode-se supor que a sucção da fração líquida dos dejetos tenha sido maior do que no experimento 2, preservando mais o NAT da volatilização inicial de NH_3 .

Além dos processos físico-químicos, os processos microbianos também podem contribuir à redução da quantidade de NAT presente no solo, através da sua transformação para formas orgânicas de N no solo (imobilização) e para nitrato (nitrificação) (SOMMER et al., 2003). Segundo esses autores, a contribuição microbiana, através da mineralização microbiana do N orgânico dos dejetos, no aumento do NAT e, portanto, no aumento do potencial de emissão de NH_3 pode ser ignorado. Isso porque, na maioria das situações, incluindo o presente trabalho, os fluxos iniciais elevados de NH_3 diminuem após 2 ou três dias, período onde ocorre a maior parte das perdas acumuladas de NH_3 . Contrastando com a mineralização, a imobilização do NAT é um processo rápido, o qual ocorre imediatamente após a aplicação dos dejetos e pode corresponder, nos primeiros dias, de 15-25% do NAT (MORVAN et al., 1997). Quanto à nitrificação, a cinética desse processo de oxidação

do N é descrita, normalmente, pela sucessão de três etapas: latência, aumento exponencial e inflexão, seguida de uma rápida redução motivada pela falta de substrato (N amoniacal) (SOMMER et al., 2003). A fase de adaptação (latência) das bactérias nitrificadoras se deve ao aumento repentino na quantidade de NAT com a adição dos dejetos, que pode ser da ordem de 10 a 15 vezes (MALHI; MCGILL, 1982). Isso sugere, conforme proposto por Sommer et al. (2003), que a nitrificação não irá exaurir o substrato (NAT) da mistura dejetos/solo nos primeiros dias após a adição e, por isso, a emissão de NH_3 não será influenciada.

Considerando o conjunto de processos microbianos que podem alterar a quantidade de NAT do solo e, portanto, afetar o potencial de emissão de NH_3 , pode-se considerar que, no presente trabalho, a imobilização do NAT tenha sido o processo preponderante, contribuindo para as diferenças observadas entre os dois experimentos avaliados. Isso porque as quantidades e a composição bioquímica da palha, além das condições ambientais, variaram nos dois experimentos. Em um estudo de campo, Chantigny et al. (2001) verificaram que a adição de dejetos de suínos sobre palha de cevada, com incorporação de ambos, resultou em rápida e transitória imobilização de N, atingindo, ao final dos primeiros 3 dias, 36% do N-NH_4^+ adicionado com os dejetos. É provável que no presente trabalho a imobilização do N amoniacal dos dejetos tenha sido menor já que os dejetos e a palha permaneceram na superfície do solo e, nessa situação, a imobilização de N é reduzida em função, principalmente, do contato limitado entre as fonte de carbono (palha), de nitrogênio (dejetos) e a população microbiana heterotrófica do solo (AITA et al., 2007).

Apesar das diferenças mencionadas quanto à emissão de NH_3 dois aspectos comuns aos dois experimentos podem ser destacados. O primeiro se refere à maior intensidade dos fluxos de NH_3 nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos na superfície do solo, o que confirma resultados de outros trabalhos com essa mesma modalidade de uso de dejetos líquidos, tanto de suínos (BASSO et al., 2004; CHANTIGNY et al., 2004 e 2009; GIACOMINI, 2005; PAHL et al., 2001; PORT et al., 2003; ROCHETTE et al., 2009) como de bovinos (YANG et al., 2003; ZAMAN; BLENNERHASSETT, 2010). Num experimento de campo envolvendo o uso de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto após dois anos e em dose equivalente a $155 \text{ kg de N total ha}^{-1}$ ($86,8 \text{ kg de N-NH}_4^+ \text{ ha}^{-1}$), Rochette et al. (2009) verificaram que os fluxos de NH_3 atingiram o valor máximo de $100 \text{ mg de N-NH}_3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ três horas após a aplicação dos dejetos na superfície do solo e permaneceram

elevados durante as primeiras 48 horas. Aos cinco dias os fluxos de N-NH_3 foram inferiores a $10 \text{ mg de N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e, após os 10 dias, atingiram valores próximos a zero. Ao aplicarem dejetos líquidos de suínos na superfície de um solo sob plantio direto da rotação soja/milho, na dose de $62,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (112 kg ha^{-1} de N amoniacal), Lovanh et al. (2010) verificaram que, 72 horas após a aplicação dos dejetos, houve uma redução de 75% nos fluxos de iniciais de NH_3 .

Essa cinética observada na emissão de NH_3 , após aplicação superficial de dejetos líquidos, evidencia a importância em observar o horário, bem como as condições atmosféricas e do solo, no momento da aplicação dos dejetos. No trabalho de Yang et al. (2003) a volatilização de NH_3 de dejetos líquidos de bovinos foi positivamente relacionada à temperatura do ar, com maiores valores durante o dia do que durante a noite. Quanto ao horário da aplicação, Moal et al. (1995) verificaram que 83% da perda total de NH_3 ocorreram nas primeira 6 horas quando os dejetos líquidos de suínos foram aplicados ao meio dia, contra 42% quando a aplicação foi feita ao final da tarde. Ao avaliarem o impacto de práticas de manejo e de condições meteorológicas sobre a volatilização de NH_3 de dejetos líquidos de suínos, Mkhabela et al. (2009) encontraram uma redução de 45% na perda de NH_3 quando foi feita uma chuva simulada equivalente a 6 mm, menos de 10 minutos após aplicação dos dejetos. A partir dos resultados obtidos nesse mesmo trabalho, os autores recomendam ainda aplicar os dejetos em horários menos quentes do dia, onde a demanda evaporativa é menor, a fim de reduzir as perdas de NH_3 .

O segundo aspecto semelhante entre os dois experimentos refere-se ao efeito da forma de aplicação dos dejetos sobre os fluxos de volatilização de NH_3 . Observa-se na figura 5 que, na amostragem em que os fluxos de NH_3 foram máximos (29 horas), a emissão dessa forma gasosa de N do tratamento com aplicação dos dejetos na superfície do solo (DLSSup) superou o tratamento com injeção (DLSInj) em aproximadamente 27 vezes, ($150 \text{ g N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ com aplicação superficial versus $5,6 \text{ g N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ com injeção). Na primeira amostragem do experimento 2 (14 horas) a redução do fluxo de emissão de NH_3 pela injeção dos dejetos foi de 5,3 vezes ($136 \text{ g N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ com aplicação superficial versus $25,5 \text{ g N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ com injeção). Comparando o tratamento com injeção dos dejetos no solo (DLSInj) ao tratamento sem aplicação de dejetos (testemunha) observa-se que, em todas as amostragens realizadas, não houve diferença nos fluxos de NH_3 entre esses dois tratamentos.

Relativamente poucos trabalhos foram conduzidos até o momento com dejetos de suínos visando avaliar o efeito da injeção dos mesmos no solo sobre as perdas de N por volatilização de amônia. Quando essa estratégia de uso dos dejetos foi utilizada houve redução significativa na emissão de NH_3 na maioria das situações. Sem especificar o tipo de dejetos líquido utilizado, Smith et al. (2000) compararam a emissão de NH_3 , variando a técnica de aplicação dos mesmos no solo, na dose de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. A injeção dos dejetos no solo, em sulcos com 2 a 3 cm de largura, 5 cm de profundidade, distanciados de 20 cm e mantidos abertos (sem cobertura com solo) reduziu a emissão de NH_3 em 57%, relativamente à aplicação dos dejetos em toda a área e sem incorporação, conforme foi feito no presente trabalho (DLSSup).

No trabalho de Misselbrook et al. (2002), a injeção de dejetos líquidos em solo de pastagem nativa foi comparada à aplicação superficial quanto à eficiência em reduzir a emissão de NH_3 , em 27 experimentos de campo. Aplicando doses de dejetos que variaram de 20 a $54 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, os autores constataram que a redução média nas emissões de NH_3 pela injeção dos dejetos foi de 73% e enfatizaram que as diferenças encontradas na literatura sobre a eficiência da injeção dos dejetos podem estar relacionadas por inúmeros fatores, incluindo a configuração dos equipamentos, as características dos dejetos, as condições do solo, do clima e das culturas, além das condições operacionais como a dose de dejetos e a habilidade do operador. A aplicação dos dejetos líquidos sobre resíduos culturais, por exemplo, conforme foi feito no presente trabalho, dificulta a infiltração da fração líquida o que resulta, normalmente, em maiores emissões de NH_3 do que em solos sem resíduos. Ao compararem a emissão de NH_3 após a injeção no solo (50 a 70 mm) e a aplicação superficial em faixas de dejetos líquidos de suínos na dose de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ($77,4 \text{ kg de N amoniacal ha}^{-1}$) na cultura do trigo em crescimento, Pahl et al. (2001) verificaram que a perda de NH_3 na primeira hora após a aplicação dos dejetos foi reduzida em 84% com a injeção no solo.

Outro aspecto que deve influenciar a intensidade dos fluxos bem como magnitude das perdas de N por volatilização de NH_3 após a aplicação de dejetos no solo, refere-se às metodologias utilizadas nos diferentes trabalhos. Ao utilizarem câmaras estáticas para quantificar as perdas de NH_3 após aplicação de dejetos líquidos de suínos (PORT et al., 2003) e de uréia (LARA CABEZAS; TRIVELIN, 1990) constataram que esse sistema subestimou as perdas reais de NH_3 em

aproximadamente 30%. Para Smith et al. (2007) as câmaras dinâmicas (túneis) com circulação de ar são mais adequadas à medição de volatilização de NH_3 em condições de campo do que as câmaras estáticas, já que estas restringem a circulação do ar no seu interior. Por outro lado, os resultados de Rochette et al. (2009) sugerem que as câmaras dinâmicas superestimam a emissão de NH_3 proveniente de dejetos líquidos de suínos no campo. Essa falta de consenso resulta das dificuldades metodológicas em reproduzir as condições ambientais que interferem na volatilização de NH_3 , evidenciando que cada metodologia específica é mais adequada para comparar a volatilização de NH_3 de tratamentos entre si do que para quantificar as perdas reais de NH_3 em cada tratamento.

Apesar das diferenças observadas quanto às metodologias empregadas para avaliar a emissão de NH_3 , à origem dos dejetos e ao tipo de solo, há uma concordância nos resultados de pesquisa, no sentido de apontar a injeção dos dejetos líquidos no solo como uma alternativa tecnológica capaz de reduzir significativamente os fluxos de NH_3 . Essa redução ocorre tanto em comparação à aplicação dos dejetos em faixas, na superfície do solo (SMITH et al., 2000; ROCHETTE et al., 2009) como à aplicação dos mesmos na superfície, em área total (MISSELBROOK et al., 2002; YANG et al., 2003; HUIJSMANS et al., 2003), conforme é feita a aplicação dos dejetos no Sul do Brasil, nas propriedades que utilizam o sistema de plantio direto. Embora haja variação entre os equipamentos utilizados, a injeção propicia o contato direto do N amoniacal dos dejetos ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) com o solo, minimizando a ação da temperatura e do vento, que são considerados os principais fatores climáticos responsáveis pela volatilização de NH_3 (MKHABELA et al., 2009). Além disso, ocorre uma maior reação da amônia com os íons H^+ presentes no solo, transferindo o equilíbrio químico para a forma catiônica de NH_4^+ , que fica temporariamente retida nas fases líquida e sólida do solo (GIACOMINI, 2005).

3.4.1. 2 Efeito do inibidor de nitrificação

O efeito do inibidor de nitrificação (DCD), um dos dois componentes presentes na composição do Agrotain Plus, sobre os fluxos de NH_3 pode ser

observado na figura 6, já que a aplicação do produto misturado com os dejetos foi feita apenas no experimento 2, com e sem injeção ao solo.

Comparando os dois tratamentos em que os dejetos foram aplicados na superfície do solo, observa-se que a DCD favoreceu a emissão de NH_3 . Na média das três primeiras avaliações realizadas nesses dois tratamentos, cujas emissões de N-NH_3 foram superiores a $31 \text{ g de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, a aplicação da DCD aumentou os fluxos desse gás de $77,3 \text{ (DLSSup)}$ para $109 \text{ g de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ (DLSSup + Agrotain Plus)}$, o que corresponde a um aumento de 41%. Quando as emissões de N-NH_3 foram inferiores a $20 \text{ g de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ em todos os tratamentos, a partir da quarta avaliação, o tratamento com aplicação dos dejetos na superfície do solo apresentou um fluxo médio de $5,2 \text{ g de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, próximo ao verificado no tratamento testemunha. Quando se adicionou DCD aos dejetos, aplicados na superfície, o fluxo médio de NH_3 passou para $19,9 \text{ g de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, o que equivale a um aumento de 280%. Esse aumento dos fluxos de NH_3 com o uso de DCD deve estar relacionado ao efeito inibitório do produto sobre a nitrificação, o que contribui à maior retenção de N na forma amoniacal.

Conforme discutido anteriormente, a injeção dos dejetos no solo reduziu a emissão de NH_3 , em relação à aplicação em superfície, e proporcionou fluxos de NH_3 que não diferiram significativamente da testemunha sem dejetos, com valores próximos a zero já nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos (Figuras 5 e 6). A proteção do N amoniacal dos dejetos da volatilização de NH_3 , pela sua injeção no solo, e o retardamento da nitrificação desse N amoniacal pela DCD poderia embasar a hipótese de que a associação dessas duas práticas resultaria no aumento dos fluxos de NH_3 . Todavia, observa-se na figura 6 que isso não ocorreu já que a presença de DCD não alterou significativamente os fluxos de NH_3 quando os dejetos foram injetados ao solo. Esse resultado evidencia a importância da injeção completa dos dejetos no sentido de proteger o N amoniacal dos dejetos dos fatores ambientais que favorecem a volatilização.

No presente trabalho, os dejetos foram aplicados em sulcos e cobertos manualmente, o que garantiu a ausência completa de exposição dos mesmos à ação do vento e da radiação solar. Quando a cobertura dos dejetos nos sulcos não é completa, como ocorreu no trabalho de Rochette et al. (2009), há redução na eficiência da injeção no controle das perdas de NH_3 , em relação à aplicação superficial. Por isso, a importância de avaliar as perdas de NH_3 com o uso de DCD e

injeção dos dejetos quando a cobertura dos mesmos no solo não é completa, em função do tipo de equipamento utilizado para a injeção e da dose de dejetos utilizadas. A dificuldade de cobrir os dejetos deve estar diretamente relacionada ao aumento da dose utilizada e ao teor de líquidos presentes.

A maior parte dos resultados disponíveis com a aplicação de DCD, juntamente com dejetos de animais, provém de trabalhos realizados com dejetos líquidos produzidos por vacas em lactação. A eficiência desse inibidor de nitrificação tem sido avaliada aplicando-o com a mistura de fezes e urina (WILLIAMSON et al., 1996 e 1998; TAO et al., 2008; MERINO et al., 2002) ou somente com urina, onde o produto é utilizado isoladamente (COOKSON; CORNFORTH, 2002; DI et al., 2007; ZAMAN et al., 2009; ZAMAN; BLENNERHASSETT, 2010) ou misturado ao NBPT, um inibidor de urease (ZAMAN et al., 2009; ZAMAN; BLENNERHASSETT, 2010; MENNEER et al., 2008). Uma característica comum desses trabalhos e da maioria daqueles realizados com o uso de inibidores de transformações do N de dejetos, é que o enfoque principal está mais voltado ao efeito dos produtos sobre a redução das perdas de NO_3^- por lixiviação (COOKSON; CORNFORTH, 2002; WILLIAMSON et al., 1996 e 1998) e, principalmente, à emissão de N_2O (DI et al., 2007; WEISKE et al., 2001; MEIJIDE et al., 2007) do que sobre a emissão de NH_3 (ZAMAN et al., 2009; ZAMAN; BLENNERHASSETT, 2010). Portanto, é preciso determinar o efeito de inibidores de nitrificação não apenas na lixiviação de NO_3^- e emissão de N_2O , mas também sobre a volatilização de NH_3 (ZAMAN et al., 2008). Esse tema ganha em importância naquelas situações em que os dejetos são aplicados na superfície do solo, como ocorre em plantio direto, e onde perdas de NH_3 podem atingir valores elevados.

O uso de DCD juntamente com dejetos de suínos e o efeito dessa prática sobre a emissão de NH_3 tem sido avaliado em um número bastante limitado de situações, restritas a incubações de laboratório sob condições controladas de temperatura e umidade (DENDOOVEN et al., 1998; MKHABELA et al., 2006a e 2006b). Essa carência de informações de pesquisa, relativas ao uso de DCD em dejetos líquidos de suínos, sobretudo sob condições de campo, dificulta a comparação com os resultados obtidos no presente trabalho.

No trabalho de Dendooven et al. (1998), foi aplicada a dose de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, com e sem DCD, em amostras intactas de solo da camada 0-5 cm, as quais foram incubadas aerobicamente a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 28 dias. A

adição de DCD não alterou significativamente os fluxos de NH_3 , apesar dos mesmos terem sido reduzidos em 17%, em relação ao tratamento com aplicação de dejetos sem DCD. A dose de $116 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos (325 kg de N total e 220 kg de $\text{N-NH}_4^+ \text{ ha}^{-1}$) foi adicionada por Mkhabela et al. (2006a) na superfície de dois tipos de solo, os quais foram incubados durante 21 dias a $21 \text{ }^\circ\text{C}$, na presença de DCD (66 kg ha^{-1}) e na sua ausência. Apesar das quantidades elevadas de dejetos e de DCD utilizadas (o dobro da recomendação de ambos, segundo os autores) a volatilização de NH_3 foi muito baixa em todos os tratamentos (0,36 a 1% do N aplicado), não diferindo entre adicionar ou não DCD. Essa baixa volatilização de NH_3 encontrada foi justificada pelos autores pelo baixo pH dos dejetos (6,0) e dos solos (4,7 e 5,7), pela rápida infiltração dos dejetos no solo e pelo dispositivo experimental utilizado. Esse mesmo grupo de pesquisa, conduziu outra incubação em condições similares, variando a condição de umidade (50, 70 e 90% do espaço poroso ocupado por água) e o pH do solo pela adição de Ca(OH)_2 . Mesmo criando dois níveis de pH (6,3 e 7,6) no solo, cujo pH original era de 4,7, os autores novamente não encontraram efeito da DCD sobre a volatilização de NH_3 que, na média de todos os tratamentos foi de apenas 0,5% do N-NH_4^+ aplicado com os dejetos. Nesses dois experimentos (MKHABELA et al., 2006a e 2006b), os tratamentos foram incubados em vasos de Mason, os quais não possibilitam a circulação do ar que, pelo fato de remover NH_3 , reduz a pressão parcial de NH_3 na superfície do solo e favorece a sua emissão (HUIJSMANS et al., 2003). Portanto, a utilização de sistemas estáticos não parece adequada para avaliar o efeito potencial de inibidores de nitrificação sobre as emissões gasosas de N.

Os resultados do presente trabalho (Figura 6), em que foi utilizado um sistema semi-aberto para coleta de NH_3 , indicam que a adição de DCD a dejetos líquidos de suínos na superfície do solo favorece a emissão dessa forma de N para a atmosfera. Isso também ocorreu no trabalho de Zaman et al. (2009), conduzido em lisímetros, na nova Zelândia, porém com a aplicação de DCD (7 kg ha^{-1}) à urina de vacas em lactação (600 kg de N ha^{-1}). A adição de DCD aumentou a emissão de NH_3 em 56%, 9% e 17% com aplicação da urina no outono, primavera e verão, respectivamente. Também em lisímetros e com a adição dessa mesma quantidade de N-urina, Zaman; Blennerhassett (2010) avaliaram o efeito de dose de DCD (0, 5, 7 e 10 kg ha^{-1}) sobre a volatilização de NH_3 e constataram que o inibidor de nitrificação aumentou a perda de N por volatilização de NH_3 em 41% no outono e 18% na

primavera. É importante destacar que, apesar desse efeito da DCD e da quantidade elevada de N aplicada ao solo com a urina (600 kg ha^{-1}), apenas 5% do N aplicado foi volatilizado como NH_3 no outono e 7% na primavera. Outro aspecto importante a destacar, e que dificulta a comparação desses resultados com os do presente trabalho, é que na urina predomina N na forma de uréia (DI; CAMERON, 2008) enquanto nos dejetos líquidos de suínos predomina N amoniacal. As transformações dessas diferentes formas de N, principalmente nos primeiros dias após a aplicação da urina e dos dejetos de suínos no solo, têm implicações na variação do pH do solo, o qual tem relação direta com a volatilização de NH_3 . Enquanto na urina, a hidrólise da uréia aumenta o pH do solo (ZAMAN; BLENNERHASSETT, 2010), a oxidação do N amoniacal dos dejetos reduz o pH (SINGH et al., 2008).

Somente no trabalho de Tao et al. (2008), foi encontrada uma situação em que a emissão de NH_3 foi avaliada combinando o uso de DCD e formas de aplicação de dejetos no solo. Todavia, o experimento, de pequena escala, foi conduzido durante 14 dias sob condições de laboratório, em cilindros com 5 cm de diâmetro e 5,1 cm de altura e com dejetos líquidos de bovinos digeridos anaerobicamente. Além disso, os dejetos foram uniformemente incorporados ao solo e não injetados, distintamente do presente trabalho. A aplicação de DCD no trabalho de Tao et al. (2008) reduziu a produção de nitrato, evidenciando o efeito inibitório da nitrificação, embora tenha sido observada uma tendência do produto em aumentar a emissão de NH_3 , principalmente com a aplicação dos dejetos na superfície do solo. A incorporação dos dejetos foi mais eficiente do que a aplicação superficial com respeito à volatilização de NH_3 e a suplementação com DCD reduziu a emissão de N_2O e beneficiou a retenção de NH_4^+ no solo. Por isso, os autores concluíram que a melhor combinação para a aplicação dos dejetos líquidos de bovinos foi a incorporação dos dejetos na presença de DCD. Todavia, como o experimento foi conduzido sob condições que não propiciaram flutuações significativas na temperatura, os autores sugerem futuros estudos sob condições de campo para avaliar a aplicabilidade dessa combinação entre a incorporação dos dejetos e o uso de DCD. É provável que, o maior incremento provocado na emissão de NH_3 pelo DCD, observado com a aplicação dos dejetos na superfície do solo no presente trabalho, em relação ao trabalho de Tao et al. (2008) se deva à utilização de câmaras semi-estáticas (Figura 6) e ao tipo de dejetos.

Considerando que os dejetos líquidos de suínos são ricos em N amoniacal e que representam um passivo ambiental expressivo, é difícil compreender as razões para a existência de um número tão limitado de trabalhos avaliando uso de DCD com os dejetos em condições de campo e as implicações dessa prática sobre as perdas de N por volatilização de NH_3 . No Sul do Brasil, onde os dejetos de suínos constituem uma importante fonte de N, especialmente à cultura do milho, há necessidade de iniciar os estudos para avaliar o potencial de DCD para mitigar o potencial poluidor dos dejetos líquidos de suínos, relativo à emissão de NH_3 .

3.4.2 Perdas acumuladas de N- NH_3

As perdas acumuladas de NH_3 refletem a soma dos fluxos observados na volatilização dessa forma de N em cada tratamento, com maiores valores nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos, o que está de acordo com os resultados de Chantigny et al. (2004), Chantigny et al. (2009), Misselbrook et al. (2002), Nyord et al. (2008), Smith et al. (2000), Yang et al. (2003), Thompson; Meisinger (2002);. Nos tratamentos com aplicação exclusiva de dejetos na superfície do solo (DLSSup), 93% e 84% da emissão total de N- NH_3 ocorreu nas primeiras 53 horas do experimento 1 e nas primeiras 136 horas do experimento 2 (Figuras 7 e 8). Ao avaliarem, durante 10 dias, a volatilização de NH_3 após a aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos, em dose equivalente a 150 kg de N total ha^{-1} , Chantigny et al. (2009) verificaram que 60 a 70 % das perdas de NH_3 ocorreram no dia da aplicação dos dejetos. Trabalhando com dejetos líquidos de bovinos, aplicados na superfície do solo e na dose de 30 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, Smith et al. (2000) verificaram que praticamente 100% das perdas de NH_3 constatada ocorreram nas primeiras 24 horas. Esses resultados, obtidos com a emissão de NH_3 avaliada em sistemas dinâmicos (túneis com fluxo de ar), e aqueles do presente trabalho (Figuras 7 e 8), com medição de NH_3 em sistema semi-estático, evidenciam a importância em observar as condições atmosféricas e do solo para estabelecer o melhor momento de aplicação dos dejetos. Esse aspecto assume uma importância ainda maior com a aplicação dos dejetos na superfície do solo, como é feito em plantio direto, já que, nessa condição a temperatura e a velocidade do vento afetam significativamente a taxa de volatilização de NH_3 (HUIJSMANS et al., 2003).

Comparando a perda líquida acumulada de NH_3 (descontada a emissão do tratamento testemunha), entre os dois métodos de aplicação dos dejetos, observa-se que a injeção no solo reduziu a emissão de NH_3 para valores próximos a zero nos dois experimentos (Figuras 7 e 8). Sem o uso de Agrotain Plus e com a aplicação dos dejetos na superfície do solo (DLSSup), a quantidade de N-NH_3 emitida foi $4,8 \text{ kg ha}^{-1}$ após 196 horas no experimento 1 e de $8,1 \text{ kg ha}^{-1}$ após 500 horas no experimento 2 (Figura 8). Considerando os períodos de perdas mais intensas de N-NH_3 no experimento 1 (primeiras 53 horas) e no experimento 2 (primeiras 136 horas) as perdas líquidas acumuladas de N foram de $4,5$ e $6,8 \text{ kg ha}^{-1}$. Num dos raros trabalhos encontrados com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto, onde as perdas de NH_3 foram comparadas entre a aplicação superficial e a injeção dos dejetos no solo, Lovanh et al. (2010) constataram que a injeção reduziu significativamente a emissão de NH_3 . Logo após a aplicação de $62,6 \text{ m}^3$ de dejetos ha^{-1} (200 kg ha^{-1} de N total e 112 kg ha^{-1} de N-NH_4^+) em área com rotação soja/milho, sob plantio direto durante 10 anos, a emissão de NH_3 com a injeção dos dejetos a 15 cm de profundidade foi 31% daquela verificada com a aplicação em superfície. Quando a injeção e a aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos ($77 \text{ kg de N amoniacal ha}^{-1}$) foram feitas no início do desenvolvimento da cultura do trigo e comparadas quanto à emissão de NH_3 Pahl et al. (2001) verificaram que na primeira hora após a aplicação dos dejetos a injeção reduziu a emissão em 84%. Esse conjunto de informações mostra que, apesar das variações, decorrentes das condições experimentais predominantes em cada situação, a injeção dos dejetos líquidos no solo constitui uma estratégia eficiente na redução da emissão de NH_3 para a atmosfera. Isso preserva o valor fertilizante nitrogenado dos dejetos líquidos de suínos e reduz o impacto ambiental dos mesmos, relativamente à amônia que é volatilizada para a atmosfera e retorna, principalmente às áreas próximas de onde foi emitida e, em menor proporção, a áreas mais distantes, transportada na forma de aerossol pelo vento (YANG et al., 2003). Esse retorno da NH_3 pode causar a acidificação do solo e a eutroficação da água (SINGH et al., 2008).

Considerando que a injeção dos dejetos no solo praticamente eliminou as perdas de N por volatilização de NH_3 e tomando por base a perda líquida média acumulada de $6,45 \text{ kg de N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}$, do tratamento com uso exclusivo de dejetos na superfície do solo (DLSSup) nos dois experimentos do presente trabalho (Figuras 7

e 8), é possível estimar a vantagem econômica da injeção dos dejetos no solo, pelo fato dessa prática preservar maior quantidade de N no solo. Para isso, foi assumido que o N amoniacal dos dejetos e o N da uréia teriam um comportamento similar no solo. Assim, considerando o custo atual (junho 2010) da uréia (45% de N) de aproximadamente R\$720,00 por tonelada, a economia decorrente da injeção dos dejetos, em relação a sua aplicação superficial, seria de R\$ 11,20 ha⁻¹ (7,0 kg N-NH₃ ha⁻¹ x R\$ 1,60 kg⁻¹ de N-uréia). Do ponto de vista econômico, é preciso comparar essa economia direta gerada pela injeção dos dejetos com o custo da injeção em si (dispositivo necessário à injeção, consumo adicional de combustível em função do aumento da força de tração, etc.) bem como se tal prática se refletiu em maiores rendimentos de grãos, principalmente da cultura do milho.

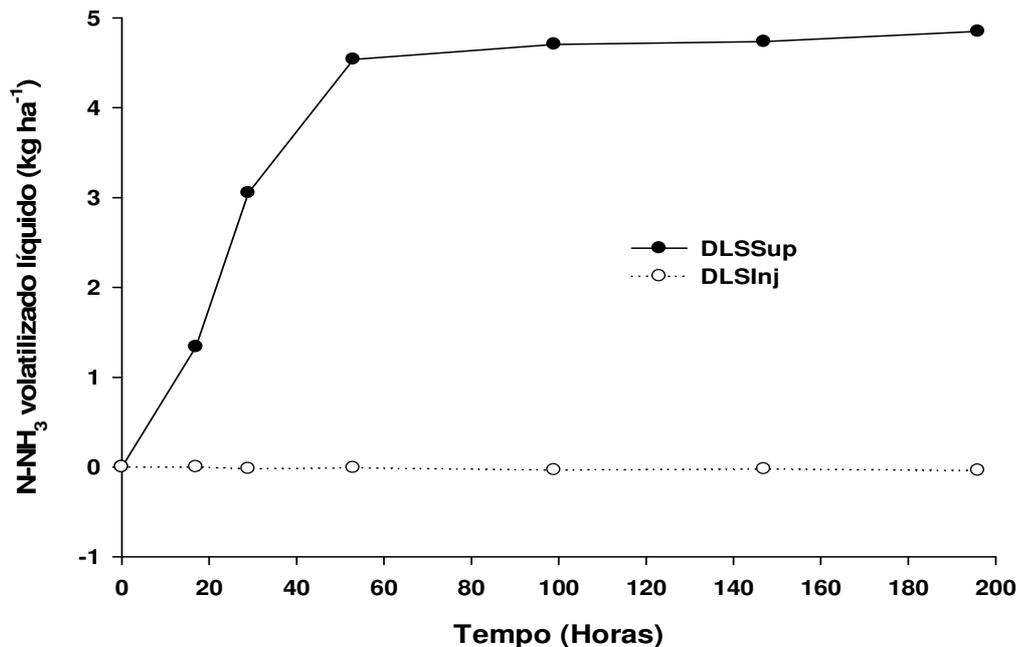


Figura 7 - Volatilização líquida acumulada de N-NH₃, após aplicação dos dejetos líquidos de suínos (DLS), com injeção no solo (DLSInj) e aplicação em superfície (DLSSup), no experimento 1.

A aplicação de dejetos juntamente com Agrotain Plus, aumentou significativamente a emissão de N-NH₃, apenas quando os dejetos foram aplicados na superfície do solo (Figura 8). Nessa condição, a quantidade de N-NH₃ volatilizada em 501 horas (21 dias) aumentou de 8,1 kg de N ha⁻¹ no tratamento DLSSup para 14,3 kg de N ha⁻¹ no tratamento DLSSup+Agrotain Plus. Esse aumento de 76% na emissão de N-NH₃ pelo uso de Agrotain Plus deve estar relacionado ao favorecimento da manutenção do N na forma amoniacal pela ação da DCD como

inibidor da nitrificação e à permanência do N amoniacal nas camadas superficiais do solo e, portanto, mais sujeita à ação dos fatores ambientais que favorecem a emissão de NH_3 (temperatura e capacidade evaporativa). Embora a DCD também deva ter inibido a nitrificação quando os dejetos foram injetados no solo, o N amoniacal dos dejetos ficou protegido da volatilização no interior dos sulcos de injeção, já que os mesmos foram abertos mecanicamente com o aplicador e cobertos manualmente com auxílio de enxada.

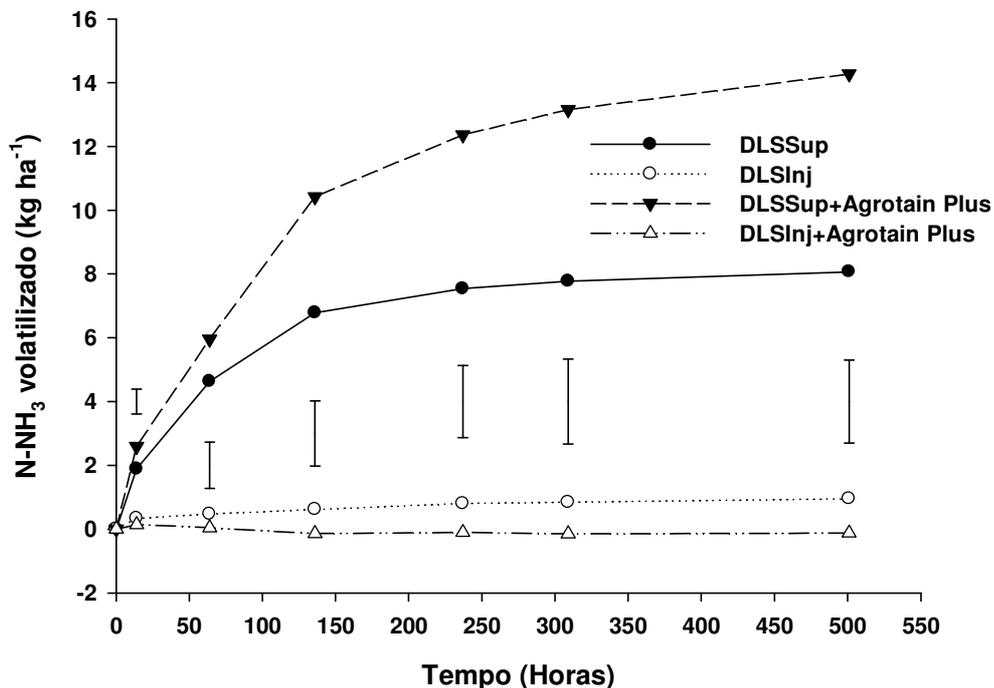


Figura 8 - Volatilização líquida acumulada de N-NH_3 após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) na superfície do solo, sem (DLSSup) e com Agrotain Plus (DLS + Agrotain Plus), e com injeção dos dejetos no solo, sem (DLSinj) e com Agrotain Plus (DLSinj+Agrotain Plus), no experimento 2.

O fato da aplicação do inibidor de nitrificação (DCD) com o Agrotain Plus ter, provavelmente, preservado mais N na forma amoniacal no solo pode explicar não apenas o aumento nas quantidades de NH_3 volatilizada, mas também as diferenças temporais observadas nessas perdas quando os dejetos foram aplicados na superfície do solo. Observa-se na figura 8 que as perdas acumuladas de N-NH_3 com a aplicação dos dejetos sem o uso de Agrotain Plus (DLSSup) praticamente não aumentaram após a avaliação realizada 136 horas após a aplicação, enquanto no tratamento com Agrotain Plus (DLSSup+Agrotain Plus) as perdas continuaram aumentando até o final do experimento.

A única situação encontrada na literatura, em que foi avaliado o efeito da adição de DCD sobre a emissão de N-NH₃ após a aplicação de dejetos líquidos de bovinos, com e sem incorporação ao solo, é aquela relatada por Tao et al. (2008). O trabalho foi conduzido em laboratório, em cilindros de aço inoxidável com 5 cm de diâmetro, nos quais a dose de 72 kg de DCD ha⁻¹ foi adicionada aos dejetos, na dose de 120 m³ ha⁻¹ (360 e 192 kg ha⁻¹ de N total e N-NH₄⁺, respectivamente). Mesmo nessas condições experimentais, completamente distintas em relação ao presente trabalho, os resultados obtidos apresentaram alguma similaridade. Com a adição de DCD aos dejetos aplicados na superfície do solo, a quantidade acumulada de NH₃ que volatilizou em 5 dias no trabalho de Tao et al. (2008) aumentou de 21,9 para 23,0 mg de N-NH₃ por cilindro. Esse efeito da DCD, com aumento na emissão de NH₃ de apenas 1,1 mg por cilindro (5%), mesmo com a aplicação de uma dose elevada de dejetos e, sobretudo, de DCD, é menor do que aquele verificado no presente trabalho, o que pode ser atribuído às diferenças nas condições experimentais presentes em cada situação. Com a incorporação dos dejetos ao solo, foram medidos apenas traços de NH₃ volatilizada, com valores de 0,3 mg de NH₃ por cilindro no tratamento sem DCD e 0,6 mg de NH₃ por cilindro no tratamento com DCD, fato que reforça a eficiência na redução da perda de N por volatilização de NH₃ quando os dejetos são incorporados ou injetados e dessa forma não expostos ao ar.

3.4.3 Fator de emissão de N-NH₃

No trabalho de Tao et al. (2008) foi calculado um fator de emissão ou volatilização, o qual foi definido como sendo a razão entre a quantidade acumulada de N-NH₃ volatilizado em cada tratamento ao final do experimento e a quantidade aplicada de N-NH₄⁺ com os dejetos. O fator de volatilização encontrado foi de 0,570 para os dejetos aplicados na superfície do solo e de 0,599 para essa mesma modalidade de uso dos dejetos, porém com a adição de DCD. Quando os dejetos foram incorporados ao solo, os fatores de emissão diminuíram para apenas 0,007 e 0,014 para os tratamentos sem e com DCD, respectivamente. A multiplicação desses fatores de emissão por 100 possibilita o cálculo da porcentagem do N aplicado que foi volatilizado, conforme é feito na maioria dos trabalhos (MISSELBROOK et al., 2002; ROCHETTE et al., 2009) e também nos experimentos

1 (Figura 9a) e 2 (Figura 9b) do presente trabalho. Assim, a emissão de 57% do N-NH_4^+ aplicado, relatado por Tao et al. (2008) para os dejetos aplicados na superfície do solo e sem DCD, é 10,7 e 6,0 vezes superior ao valor encontrado para essa mesma condição de uso dos dejetos no experimento 1 (5,3 % do N-NH_4^+ aplicado, Figura 9a) e no experimento 2 (9,4 % do N-NH_4^+ aplicado, Figura 9b), respectivamente. Quando a DCD foi adicionada com os dejetos na superfície do solo, 59,9% do N-NH_4^+ aplicado foi volatilizado no trabalho de TAO et al. (2008) contra apenas 16,8% no presente trabalho (Figura 9b). Tais diferenças devem estar relacionadas principalmente, ao tipo de dejetos avaliados em cada situação (bovinos x suínos), às quantidades de N-NH_4^+ adicionadas ao solo ($192 \times 83 \text{ kg ha}^{-1}$), às condições experimentais (laboratório x campo) e às metodologias empregadas na avaliação da NH_3 emitida (com x sem circulação de ar).

O fator de emissão de NH_3 , calculado por Tao et al. (2008) e tendo como base a adição de N-NH_4^+ com os dejetos, também pode ser calculado em relação ao N total adicionado. No presente trabalho, o fator de emissão de NH_3 , calculado relativamente às quantidades de N-NH_4^+ e de N total aplicadas com os dejetos, e convertido em porcentagem do N aplicado que foi volatilizado, é mostrado nas figuras 9a e 9b. Observa-se que, sem a adição de DCD e com aplicação dos dejetos na superfície do solo, a porcentagem do N total aplicado que foi volatilizada como N-NH_3 foi de 3,2 e 5,5% (4,85 kg N-NH_3 e 8,1 kg) nos experimentos 1 e 2, respectivamente. Considerando-se o N-NH_4^+ aplicado com os dejetos, a perda dessa fração de N foi de 5,5 e 9,9%, respectivamente.

Essas proporções do N aplicado com os dejetos e que foram emitidas como N-NH_3 estão situadas no nível inferior de perdas observado na maioria dos trabalhos em que essa avaliação foi realizada, tanto sob condições de campo como de laboratório. Ao utilizarem dispositivo semelhante ao do presente trabalho para quantificar a volatilização de NH_3 após aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e sob condições similares de solo e clima, Port et al. (2003) e Basso et al. (2004) constataram que a porcentagem do N-NH_4^+ emitida como N-NH_3 em 156 horas e 144 horas foi de 9,6 e 18,8 %, respectivamente. Em condições de laboratório, a uma temperatura média de $14,5 \text{ }^\circ\text{C}$, dejetos líquidos de suínos, em dose equivalente a 30 Mg ha^{-1} , foram adicionados por Sommer et al. (2006) na superfície de um solo arenoso (4,1 % de argila) e de um solo franco arenoso (19% de argila). Os dejetos foram adicionados nos dois tipos de solo, em caixas (26,5 cm

de largura, 34,8 cm de comprimento e 14,5 cm de altura) e a amônia volatilizada foi coletada em uma solução diluída de H_2SO_4 , semelhante ao que foi feito no presente trabalho, porém em um sistema de câmaras dinâmicas, com circulação de ar. A porcentagem do $N-NH_4^+$ aplicado e que foi volatilizado como NH_3 em 96 horas foi de aproximadamente 13% no solo franco arenoso de 7% no solo arenoso.

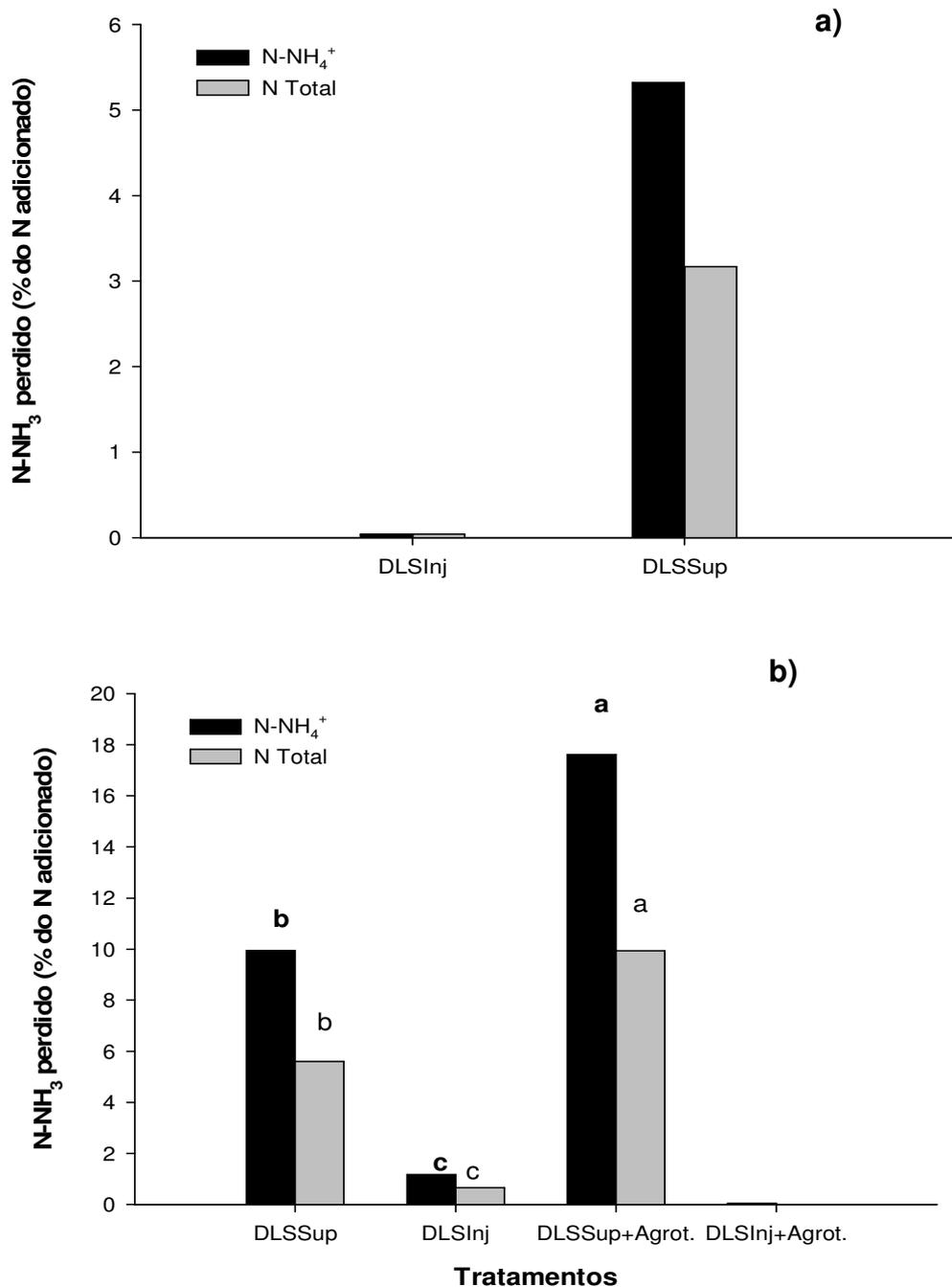


Figura 9 - Porcentagem do $N-NH_4^+$ e do N total aplicado com os dejetos líquidos de suínos (DLS) e que foi emitida como $N-NH_3$ no experimento 1 (a), com os dejetos aplicados na superfície (DLSSup) e injetados no solo (DLSInj) e no experimento 2 (b) com os dejetos na superfície e injetados, com (DLSSup + Agrot. e DLSInj + Agrot.) e sem (DLSSup e DLSInj) Agrotain Plus.

Perdas maiores de N por volatilização com a aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos são relatadas em diversas situações. No trabalho de Chantigny et al. (2009), realizado no Canadá, a perda média acumulada de N-NH₃ em 10 dias correspondeu a 22,3% do N total e 34% do N-NH₄⁺, aplicados ao solo com dejetos líquidos de suínos, em dose equivalente a 150 kg de N total ha⁻¹. Em trabalho anterior, Chantigny et al. (2004) aplicaram, na superfície do solo, dejetos líquidos de suínos (90 m³ ha⁻¹) com elevada concentração de N, o que resultou numa adição de 873 kg de N total ha⁻¹ e 603 kg de N-NH₄⁺ ha⁻¹. Dessa quantidade de N amoniacal aplicada, 35% foi perdida por volatilização de NH₃ nos primeiros 2 dias e 40% após 9 dias. Nesses dois trabalhos, a volatilização de NH₃ foi avaliada em túneis com circulação de ar. Quando dejetos líquidos de suínos (140 kg de N total ha⁻¹) foram adicionados na superfície do solo, Rochette et al. (2009) verificaram que aproximadamente 25% do N total e 50% do N amoniacal contidos inicialmente nos dejetos foram emitidos como NH₃ em 29 dias, sendo que as maiores perdas ocorreram nos primeiros 5 dias.

As diferenças observadas na proporção do N aplicado com os dejetos na superfície do solo e que é perdida por volatilização de NH₃ pode ser explicada pelas condições predominantes em cada estudo, com destaque para as metodologias empregadas na avaliação da NH₃, (métodos estáticos ou dinâmicos), às características intrínsecas aos dejetos (pH, matéria seca e concentração em N) e as doses aplicadas, aos atributos químicos e físicos do solo (pH, textura, umidade e estado de adensamento), ao estado da superfície do solo (presença e quantidades de resíduos culturais) e às condições atmosféricas (temperatura do ar e velocidade do vento). A influência desse conjunto de fatores, que atuam de forma interativa sobre a emissão de NH₃, implica na necessidade de avaliar a emissão de NH₃ sob condições específicas e impossibilita a extrapolação de resultados para condições distintas de solo, clima e tipo de dejetos.

Quando os dejetos foram aplicados na superfície do solo, o uso de DCD aumentou a porcentagem do N amoniacal perdido com os dejetos de 9,9% para 17,6% (Figura 9b). Por outro lado, a injeção dos dejetos no solo tanto na presença de DCD (Figura 9b) como na sua ausência (Figura 9a) reduziu as perdas de N por volatilização de NH₃ para valores inferiores a 1% do N amoniacal aplicado. Nota-se uma grande carência de resultados de pesquisa sob condições de campo

envolvendo, principalmente, o uso de DCD com dejetos líquidos de suínos. Há necessidade de intensificar os trabalhos de pesquisa envolvendo tanto a injeção de dejetos líquidos de suínos em plantio direto como o uso de inibidores de nitrificação do N dos dejetos, uma vez que quando são aplicados, acima de 50% do N encontra-se na forma amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) (SCHERER et al., 1996).

Apesar da injeção dos dejetos líquidos de suínos no solo ter reduzido significativamente a emissão de NH_3 , enquanto a adição de DCD aumentou a perda por volatilização dessa forma de N, é necessário avaliar o impacto direto dessas estratégias técnicas sobre outros aspectos como, por exemplo, a emissão de gases de efeito estufa, com destaque para o CO_2 e o N_2O . A maior mobilização do solo pelo equipamento injetor dos dejetos e a manutenção por mais tempo do N na forma amoniacal pela ação DCD podem intensificar as emissões destes GEE. O foco dos trabalhos nessa área deve incluir, portanto, questões agronômicas, energéticas e ambientais. Do ponto de vista econômico é preciso avaliar todos os custos decorrentes da injeção e compará-los com os eventuais ganhos de produtividade das culturas, em função da manutenção de maior quantidade de N disponível no solo. Também é preciso quantificar e comparar a demanda adicional de energia e a consequente emissão de GEE entre a aplicação tradicional de dejetos na superfície do solo e a sua injeção em diferentes tipos e condições de solo.

3.5 Conclusões

- A injeção subsuperficial de dejetos líquidos de suínos no solo em plantio direto demonstrou ser uma estratégia eficaz na redução das perdas de N por volatilização de amônia;
- A adição do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) contido no produto Agrotain Plus, aumentou as perdas de N por volatilização de amônia, apenas quando os dejetos líquidos de suínos foram aplicados na superfície do solo.

4 INJEÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO SOLO E INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO: II. EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA

4.1 Resumo

A eficiência de estratégias de uso e manejo dos dejetos de animais no solo, em especial os de suínos (DLS) visando reduzir o impacto dos mesmos sobre a emissão de gases de efeito estufa (GEE) é ainda pouco estudada no Brasil. Esse aspecto foi avaliado no presente trabalho, comparando-se a aplicação superficial dos dejetos com a sua injeção no solo, associadas ou não à adição de um inibidor de nitrificação – Agrotain Plus (81% de dicianodiamida, DCD). Para isso, foram desenvolvidos dois experimentos de campo, sendo um em 2008 (Experimento 1) e outro em 2010 (Experimento 2). Em ambos, a dose de 60 m³ ha⁻¹ de DLS foi aplicada sobre palha de aveia, em delineamento de blocos casualizados com três repetições dos seguintes tratamentos: Experimento 1 – DLS aplicados em superfície (DLSSup) e com injeção no solo (DLSInj) e testemunha sem dejetos. No experimento 2 foram avaliados os mesmos tratamentos do experimento 1, além de dois tratamentos com o uso de DCD misturado aos dejetos, sendo um com aplicação superficial e outro com injeção dos dejetos no solo. No experimento 1 o único GEE avaliado foi o CO₂, com captura em solução alcalina no interior de câmaras estáticas. No experimento 2 foram medidas as emissões de CO₂, N₂O e CH₄, coletados em câmaras estáticas e avaliados por cromatografia gasosa. No experimento 1 a injeção dos dejetos aumentou os fluxos de C-CO₂ em relação à aplicação superficial enquanto no experimento 2 não houve efeito dos tratamentos sobre a emissão desse gás. A adição do inibidor de nitrificação DCD reduziu a emissão de N₂O tanto na aplicação superficial como na injeção dos dejetos no solo. A perda acumulada de N-N₂O, em relação ao N total adicionado com os dejetos, foi de 1,64%, 1,11%, 0,39% e 0,29% nos tratamentos DLSInj, DLSSup, DLSSup+Agrotain Plus e DLSInj+Agrotain Plus, respectivamente. A emissão de CH₄ ocorreu apenas nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos sem diferenças entre os tratamentos. A adição de DCD como inibidor de nitrificação através da mistura do produto Agrotain Plus mostrou ser uma prática eficaz no controle das emissões de N₂O, independente da forma de aplicação dos dejetos no solo.

4.2 Introdução

Os gases de efeito estufa (GEE) absorvem parte da radiação infravermelha emitida pela superfície terrestre, dificultando assim, a sua saída da atmosfera. Isso impede que ocorra uma perda demasiada de calor, mantendo o planeta aquecido. Esse fenômeno é natural, entretanto, o incremento destes gases, pela intensificação das atividades humanas, pode ocasionar o chamado de efeito estufa antropogênico (IPCC, 2007).

Constata-se a partir da década de 70, um aumento de 70% na emissão global dos três principais gases de efeito estufa (GEE) (dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4)). Este aumento vem ocorrendo desde o advento da Revolução Industrial (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas, IPCC, 2007), e é causado principalmente pela intensificação das atividades econômicas. Existe ainda, a tendências do aumento ao longo das próximas décadas da emissão global dos GEE. A previsão, considerando-se vários cenários, é que a temperatura suba, no final do século 21, em relação ao final do século 20, entre 1,8 °C e 4,0 °C, trazendo severas conseqüências para a vida no planeta (IPCC, 2007).

Dentre as atividades econômicas, a agricultura contribui com aproximadamente 20% das emissões de GEE em nível mundial. Estima-se que as emissões do setor agrícola brasileiro, sejam da ordem de 75, 94 e 91%, respectivamente de CO_2 , N_2O e CH_4 (CERRI; CERRI, 2007; COSTA et al., 2008). No entanto, grande parte destes valores ainda pode estar associada ao desmatamento e a queima de florestas. A região Sul do Brasil é responsável por 8% das emissões nacionais de GEE. No Rio Grande do Sul (RS), o CH_4 é o gás de maior contribuição, principalmente, pelo cultivo de arroz irrigado e pela criação animal de bovinos. Quanto ao N_2O , o estado responde por aproximadamente 12% da emissão nacional, sendo que, em torno de 20% desta emissão advêm da aplicação de fertilizantes nitrogenados em solos agrícolas (COSTA et al., 2008).

O principal gás responsável pelo aumento do efeito estufa é o CO_2 , cujo potencial de aquecimento global (PAG) equivalente a 1. Entre 1970 e 2004 as emissões anuais desse gás cresceram de 21 para 38 Gt (80%), sendo que, em 2004 representou 77% das emissões totais de GEE (IPCC, 2007).

Apesar do N_2O ser emitido em menor quantidade que os demais GEE, possui um PAG 296 vezes maior que o CO_2 , e sua emissão esta relacionada às diversas entradas de nitrogênio no solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

O dióxido de carbono e o metano (PAG=23), emitidos a partir de solos cultivados, são oriundos do metabolismo ou degradação do C orgânico tanto aquele presente na matéria orgânica do solo (MOS) como o adicionado através de resíduos vegetais ou animais. O metabolismo oxidativo aeróbio do substrato orgânico pelos microrganismos do solo é o responsável pela geração de CO_2 como produto final, enquanto o CH_4 constitui-se no produto final do metabolismo anaeróbio (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). A emissão dessas duas formas gasosas de C é contrabalanceada naturalmente pela fotossíntese, a qual constitui um dreno do CO_2 atmosférico às plantas e posteriormente ao solo. Em termos estimados pode-se considerar que há equivalência entre respiração e fotossíntese e que o desequilíbrio entre esse dois processos, com predomínio da respiração, se deve à ação antrópica, principalmente devido à queima de combustíveis fósseis, ao desmatamento e a mudança de uso do solo.

A produção de N_2O antrópico resulta, principalmente, de atividades agrícolas e industriais. Na agricultura, o N_2O é proveniente de processos microbiológicos que ocorrem nos solos agrícolas, enquanto na indústria a produção do náilon e a queima de combustíveis fósseis são as principais fontes (ZANATTA, 2009). Em explorações agropecuárias, o N_2O provém, principalmente, do uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos, da decomposição de resíduos culturais de espécies que realizam fixação biológica de nitrogênio, da mineralização do N da matéria orgânica do solo e dos dejetos de animais e da queima de resíduos agrícolas (LIMA, 2002). Segundo Zanatta (2009), o uso de fertilizantes de origem mineral e/ou orgânica promove maior disponibilidade de N nas formas de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) que, em condições propícias de temperatura e umidade do solo, acentuam os processos microbiológicos responsáveis pela produção de N_2O .

Nos últimos anos algumas estratégias vêm sendo avaliadas com o objetivo de reduzir o impacto das atividades humanas na agricultura, principalmente no que se refere ao destino mais adequado dos dejetos de animais. Dentre estes, os dejetos líquidos de suínos têm recebido atenção especial devido ao grande volume produzido, como resultado das criações intensivas. Em sua maioria, os resultados

de pesquisa nessa área demonstram que, as perdas de elementos poluidores para o ambiente são menores quando os dejetos são completamente incorporados ao solo (MKHABELA et al., 2008; TAO et al., 2008). Todavia, como essa estratégia é incompatível com o sistema de plantio direto (SISTANI et al., 2010; ROCHETTE et al., 2009), os trabalhos de pesquisa envolvendo a injeção dos dejetos líquidos em subsuperfície tem aumentado nos últimos anos, principalmente em outros países. A essa forma de aplicação tem sido atribuída eficácia quanto à redução das perdas de N por volatilização de amônia (NH_3), em relação à aplicação superficial (DENDOOVEN et al., 1998; RODHE et al., 2006; WEBB et al., 2010).

Apesar de haver concordância dos resultados quanto à redução das emissões de NH_3 pela injeção dos dejetos no solo, o mesmo não ocorre quanto ao impacto dessa prática sobre a emissão de N_2O . Para Velthof et al. (2003), em algumas regiões do oeste da Europa, a mudança da aplicação dos dejetos líquidos de animais em superfície para a injeção dos mesmos no solo pode ter contribuído para o aumento das emissões de N_2O . Flessa; Beese (2000), simulando a injeção de dejetos líquidos de bovinos em laboratório observaram uma emissão de N_2O correspondente a 3,3% do N aplicado ao solo com os dejetos, contra apenas 0,2% de perdas de N_2O quando os dejetos foram aplicados na superfície do solo. Sistani et al. (2010), trabalhando com dejetos líquidos de suínos, encontraram perdas acumuladas de N- N_2O equivalentes a 1,5% do N aplicado em 2007 e de 2,6% em 2008, quando os dejetos foram injetados no solo, enquanto que, aplicando superficialmente as perdas de N- N_2O foram de 2,3% e 0,9%, respectivamente. Esses resultados, somados aos de Schils et al. (2008) e aos de Lovanh et al. (2010), indicam que o tema ainda é controverso e necessita ser melhor avaliado pela pesquisa.

No Brasil, os trabalhos de pesquisa envolvendo a injeção de dejetos líquidos de animais vêm sendo intensificados principalmente na região sul. Porém até o presente momento, existem poucas informações de pesquisa relativas ao potencial fertilizante e poluente dos dejetos. Geralmente os dejetos líquidos de suínos contêm altas concentrações de N- NH_4^+ (SCHERER et al., 1996) que, sob condições favoráveis, são rapidamente nitrificados após serem aplicados ao solo (AITA et al., 2007). Este tipo de dejetos fornece também C orgânico facilmente decomponível, o que estimula a demanda biológica de O_2 pela intensa atividade microbiana, podendo

induzir a criação de ambientes localizados de anaerobiose, condição essencial à ocorrência de desnitrificação (ROCHETTE et al., 2004).

Durante o processo de nitrificação pode ocorrer à produção de N_2O pela desmutação química do nitroxil (NOH) e através da ação da redutase do nitrito. Já durante a desnitrificação o NO_3^- é reduzido pela nitrato redutase a NO_2^- , que é convertido pela nitrito redutase a NO, o qual sofre a ação de outras redutases para N_2O . (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Ambos os processos variam com a temperatura, pH, presença de NH_4^+ e NO_3^- , matéria orgânica, porosidade e umidade do solo (VALLEJO et al., 2005). Em solos aerados que apresentam um espaço poroso saturado por água (EPSA) de 35 a 60% observa-se a formação de N_2O como um subproduto da nitrificação. Já em valores de EPSA superiores a 70%, ocorrem condições favoráveis à emissão de N_2O por desnitrificação (JANTALIA et al., 2006; MKHABELA et al., 2006; PAUL; CLARK, 1996).

O uso de inibidores de nitrificação é outra estratégia que vem sendo avaliada pela pesquisa quanto a sua eficiência na mitigação da emissão de GEE (MEIJIDE et al., 2007; ZAMAN et al., 2009). Tais produtos inibem a ação das bactérias responsáveis pela primeira etapa da nitrificação, que consiste na oxidação de NH_4^+ para nitrito (NO_2^-). Com isso, o N amoniacal aplicado com os dejetos é preservado, diminuindo a emissão de N_2O para a atmosfera, tanto pela redução de NO_2^- na nitrificação quanto pela redução de NO_3^- para a desnitrificação. Portanto, a mistura de inibidores de nitrificação aos dejetos pode ser uma alternativa para atenuar o impacto dos mesmos na produção de N_2O . Embora as perdas quantitativas de N na forma de N_2O durante a desnitrificação a partir do NO_3^- sejam pequenas, é importante salientar que o produto final desse processo realizado por algumas bactérias é o N_2 , cujas quantidades emitidas são, normalmente, superiores às aquelas de N_2O . Assim, a redução de NO_2^- e NO_3^- para formas gasosas de N representa um problema ambiental e também econômico, pelo fato de diminuir a disponibilidade de N às plantas (JARECKY, 2008).

Além da emissão de N_2O , Aita et al. (2007) constataram que a rápida taxa de nitrificação do N amoniacal dos dejetos de suínos no solo, resulta no aparecimento precoce de NO_3^- , quando o sistema radicular da cultura implantada ainda é incipiente. Com isso, o NO_3^- pode ser lixiviado (COOKSON; CORNFORTH, 2002) contaminando assim o lençol freático.

Resultados obtidos por Di; Cameron (2008), Zaman et al. (2009), Tao et al. (2008) demonstraram que o potencial de contaminação do ambiente pelo fertilizante nitrogenado dos dejetos de animais pode ser mitigado pela ação dos inibidores de nitrificação. Apesar disso, estes têm sido avaliados principalmente em fertilizantes minerais (MARCELINO, 2009; GIOACCHINI et al., 2002).

A utilização cada vez mais freqüente dos dejetos líquidos de suínos no sistema de plantio direto e a carência de informações de pesquisa relativas à injeção e a utilização de inibidores de nitrificação no Brasil, motivaram a realização do presente trabalho, que teve como objetivo, avaliar o efeito da injeção de dejetos líquidos de suínos no solo e da adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus, nas emissões atmosféricas de CO₂, N₂O e CH₄.

4.3 Material e métodos

Para avaliar a emissão de gases de efeito estufa (GEE), com a injeção de dejetos líquidos de suínos no solo associado ao uso de um inibidor de nitrificação foram conduzidos, em sistema plantio direto, dois experimentos. O experimento 1 foi implantado na Área Experimental do Departamento de Solos, da Universidade Federal de Santa Maria, no ano de 2008, avaliando-se somente CO₂. O experimento 2 foi conduzido na Área Experimental do Departamento de Zootecnia, no ano de 2009, avaliando-se a emissão de CO₂, N₂O e CH₄, e o uso de inibidor de nitrificação associado aos dejetos. A caracterização do local das duas áreas experimentais encontra-se no capítulo 1 do presente trabalho.

4.3.1 Experimento 1

Nesse experimento, avaliou-se apenas a emissão de CO₂ sem a adição do inibidor de nitrificação aos dejetos. Os tratamentos foram implantados em 12/11/2008, sobre resíduos culturais de aveia preta, em delineamento blocos ao acaso com três repetições, sendo: T1- injeção em subsuperfície dos dejetos líquidos de suínos (DLSInj); T2 - aplicação em superfície dos dejetos (DLSSup); e T3 - testemunha (Test.) sem a aplicação dos dejetos. As parcelas experimentais possuíam dimensões de 5 x 10 m (50 m²). A caracterização e manejo dos DLS e dos

resíduos culturais da aveia, bem como a injeção e a aplicação superficial dos DLS, foram realizadas conforme metodologia descrita no capítulo 1.

A dose aplicada de DLS foi de $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, estabelecida com base na concentração em N total dos dejetos (Tabela 1), na expectativa de produtividade do milho (6 Mg ha^{-1}) e no índice de aproveitamento do N total dos dejetos (80%), conforme recomendação da Comissão... (2004).

Logo após a aplicação dos DLS, implantou-se a cultura do milho, híbrido Pioneer 30K75Y, com espaçamento de 80 cm entre linhas e iniciou-se a avaliação da emissão de CO_2 . As coletas foram realizadas, *in situ*, durante 61 dias, utilizando câmaras estáticas de PVC, cilíndricas, com diâmetro interno de 0,29 m e altura variável, de 0,25 m e 0,3 m (CHIAPINOTTO, 2003) (Figura 10). A variação de altura das câmaras foi definida em função da necessidade de introduzir as mesmas no solo, em diferentes profundidades, de acordo com a forma de aplicação dos dejetos (superficial ou injetado). Nos tratamentos sem a injeção de dejetos, a profundidade foi de 0,05 m, enquanto no tratamento com injeção, as câmaras foram introduzidas até a profundidade de 0,1 m. A borda superior das câmaras foi revestida com uma borracha, para completa vedação, impedindo trocas gasosas com a atmosfera externa. A tampa, acoplada na parte superior das câmaras, foi construída com chapa de zinco galvanizado, constituída, na parte exterior, de uma camada de poliestireno (isopor) com 1,5 cm de espessura, para reduzir as variações de temperatura entre a atmosfera externa e interna da câmara. Para fixação da tampa sobre a câmara, garantindo a vedação, utilizou-se 4 parafusos externos distribuídos simetricamente na sua circunferência. Na parte interna, a câmara possuía um suporte, em forma de "X", sobre o qual era colocado um recipiente de PVC com diâmetro interno de 15 cm e 4 cm de altura. Em cada avaliação, eram colocados no interior do recipiente 100 mL de uma solução com hidróxido de sódio (NaOH) 1 mol L^{-1} , para capturar o CO_2 emitido.

Em cada unidade experimental foram instaladas duas câmaras, nas entrelinhas do milho, em áreas que, visualmente, representavam a quantidade média de resíduos culturais de aveia que se encontrava sobre o solo. A aplicação dos DLS, no T2 (DLSSup), foi realizada, manualmente, no interior das câmaras, utilizando um recipiente perfurado. Já no T1 (DLSInj), cada câmara foi instalada sobre uma linha de injeção, de forma que esta ficasse ao centro da câmara.

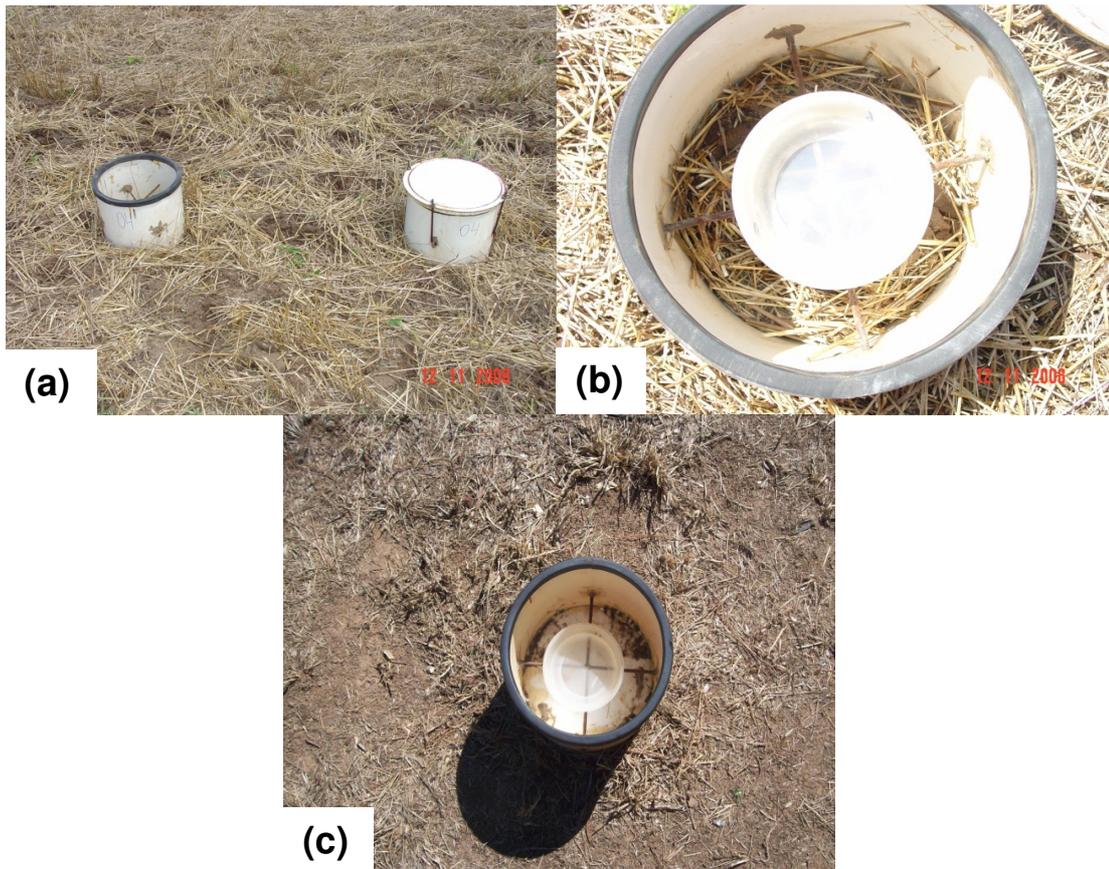


Figura 10 - Câmaras estáticas de PVC utilizadas para captura de CO_2 no experimento 1 (a), com recipiente contendo solução alcalina de NaOH (b) e câmara com fundo vedado denominada prova em branco (c).

Durante o intervalo de tempo entre as avaliações, uma das duas câmaras instaladas em cada unidade experimental permanecia aberta, de forma alternada. Com isso, procurou-se atenuar a criação de condições diferenciadas de umidade e temperatura no interior das câmaras, caso as mesmas permanecessem fechadas durante todo o período de condução do trabalho. Adicionalmente, foi instalada na área experimental uma câmara com fundo vedado denominada prova em branco (Figura 10c), a qual servia para capturar o CO_2 presente naturalmente na atmosfera no momento das trocas de solução de NaOH. Essa quantidade de CO_2 foi descontada daquela dos tratamentos em todas as avaliações realizadas.

Durante os primeiros 6 dias após a aplicação dos DLS, a avaliação do CO_2 foi feita diariamente. Em cada análise, o recipiente com solução de NaOH era substituído por outro e levado ao laboratório. Posteriormente, uma alíquota de 10 mL da solução receptora do CO_2 era titulada com HCl 1 mol L^{-1} , após a adição de 2 mL de cloreto de bário (BaCl_2), conforme descrito por Stotzki (1956). A frequência de

coletas durante o restante do experimento variou de acordo com a intensidade da atividade microbiana, aumentada, principalmente, após a ocorrência de precipitação. Em períodos secos e com baixa atividade, aumentava-se o intervalo de tempo entre coletas.

Após a ocorrência de precipitação, a solução de NaOH era trocada o mais rápido possível. Além disso, nas câmaras que se encontravam fechadas durante a chuva, adicionava-se água destilada, em um volume correspondente a 1/3 da precipitação ocorrida, a fim de homogeneizar a umidade do solo do interior da câmara com a do exterior. O volume de água a ser adicionado foi definido tendo em vista que durante as chuvas ocorre o movimento lateral da água, o que proporciona umedecimento parcial do solo do interior das câmaras. A precipitação era medida em pluviômetro instalado junto ao experimento.

O fluxo de C-CO₂ (F_{C-CO_2}) para a atmosfera em cada intervalo de coleta foi calculado conforme a seguinte equação:

$$F_{C-CO_2} = \frac{(QC \times 0,01)}{(A \times t)}$$

onde F_{C-CO_2} = fluxo de C-CO₂ (kg ha⁻¹ h⁻¹) no intervalo de tempo t ; QC = a quantidade de C-CO₂ (mg) captada pela solução de NaOH nos tratamentos no intervalo de tempo t ; A é a área da câmara (m²) e t é o tempo em horas.

A quantidade de C-CO₂ emitida entre duas avaliações foi obtida multiplicando o F_{C-CO_2} pelo tempo em horas transcorrido entre as coletas. A liberação acumulada de C-CO₂ em cada tratamento, representa a soma das quantidades de C-CO₂ emitidas em cada coleta.

4.3.2 Experimento 2

Nesse experimento, foram avaliadas as emissões de CO₂, N₂O e CH₄. Os tratamentos foram implantados em 29/01/2010, sobre resíduos culturais de aveia preta, em delineamento blocos ao acaso com três repetições, sendo: T1 - aplicação em superfície de DLS (DLSSup); T2 - injeção em subsuperfície dos DLS (DLSInj); T3

- aplicação em superfície de DLS com adição de Agrotain Plus (DLSSup + Agrotain Plus); T4 - injeção em subsuperfície dos DLS com adição de Agrotain Plus (DLSInj + Agrotain Plus); e T5 - testemunha (Test.) sem aplicação de dejetos e Agrotain Plus. As parcelas experimentais possuíam dimensões de 5 x 7,5 m (37,5 m²).

A caracterização e manejo dos DLS e dos resíduos culturais da aveia, bem como a injeção e a aplicação superficial dos DLS, foram realizadas conforme metodologia descrita no capítulo 1. Na Tabela 2, são apresentadas as características físico-químicas dos dejetos e dos resíduos culturais da aveia.

Os DLS utilizados no experimento foram obtidos de uma propriedade suinícola da região, onde os suínos encontravam-se em fase de terminação. Anteriormente a instalação do experimento, os dejetos foram transportados até a área experimental e colocados em caixas de fibra de vidro com capacidade para 1000 L. De cada caixa, foi retirada uma amostra de aproximadamente 1 L para caracterização dos dejetos (pH, MS e teores de N total, N amoniacal e C total). Os métodos analíticos utilizados encontram-se descritos no capítulo 1. Tanto nos tratamentos com injeção, como naqueles com aplicação dos dejetos em superfície, a dose de dejetos aplicada foi de 60 m³ ha⁻¹, equivalendo a 143,6 kg de N total ha⁻¹.

Tabela 2 - Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS) e da palha de aveia preta e quantidades de matéria seca (MS), nitrogênio (N) e carbono (C) adicionadas ao solo com os dejetos (60 m³ ha⁻¹) e com a palha (2,8 Mg de MS ha⁻¹), no experimento 2.

Material	MS	C	N	N	N orgânico	C/N	pH
Orgânico			total	amoniacal			
-----g kg ⁻¹ -----							
DLS ¹	30,6	10,9	2,39	1,38	1,01	4,6	7,6
Palha ²	-	38,8	1,32	-	-	29,4	-
-----kg ha ⁻¹ -----							
DLS ¹	1836	654	143	83	60	-	7,7
Palha ²	2800	109	37	-	-	-	-

¹Em base úmida. ²Em base seca.

As características do produto Agrotain Plus foram feitas no capítulo 1 item 3.3.3. O Agrotain Plus foi adicionado manualmente e misturado aos dejetos em caixas de fibra de vidro, na dose de 7,0 kg ha⁻¹, momentos antes da aplicação dos

tratamentos. Essa dose do produto foi estabelecida com base em resultados de um experimento conduzido em laboratório para avaliar o efeito de doses sobre a nitrificação (dados não publicados), bem como por recomendação do fabricante.

A instalação do experimento ocorreu no dia 29/01/2010, com a aplicação dos dejetos. Esse atraso se deu em função das chuvas intensas ocorridas desde o mês de outubro de 2009 até janeiro de 2010, o que inviabilizou as atividades de campo. Nos tratamentos com aplicação dos dejetos na superfície do solo, a mesma foi feita manualmente, com auxílio de regadores. Em função da impossibilidade de regular adequadamente a vazão de dejetos no sistema de injeção do equipamento, conforme já descrito no experimento 2 do capítulo 1, o mesmo foi utilizado apenas para abertura dos sulcos nas parcelas. A aplicação dos dejetos, na dose de $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, foi feita manualmente nos sulcos com regadores. Imediatamente após a aplicação dos dejetos, os sulcos abertos pelo Kit de injeção foram cobertos com auxílio de enxada, de forma a simular o trabalho do equipamento.

O milho híbrido (AG 5011) foi semeado com semeadora manual (saraquá) no dia 10/02/2010, 12 dias após a aplicação dos tratamentos.

4.3.2.1 Avaliação da emissão de GEE (N_2O , CH_4 e CO_2)

As emissões de N_2O , CO_2 e CH_4 foram avaliadas durante 53 dias, com início no dia 29 de janeiro de 2010, 14 horas após a aplicação dos dejetos, e conclusão em 23 de março. Até o quinto dia após a aplicação dos dejetos, as coletas de gases ocorreram, diariamente, entre 9:00 e 11:00 horas da manhã. Do quinto ao vigésimo primeiro dia, as avaliações foram feitas em intervalos máximos de 3 dias. Nas coletas posteriores, em intervalos irregulares e superiores a três dias. Quando ocorriam chuvas, a coleta de GEE era realizada no máximo 4 horas após cessarem as mesmas. Por isso, duas coletas foram realizadas na parte da tarde. Na tentativa de melhor avaliar o efeito das chuvas sobre a emissão de GEE, uma nova coleta de gases era feita no dia seguinte, entre 9:00 e 11:00 horas da manhã.

Cada sistema de coleta de GEE era composto por uma base e uma câmara, ambas construídas com ferro galvanizado. As bases, cujas dimensões eram de 0,3 m de largura, 0,4 m de comprimento e 0,14m de altura (Figuras 11 a,b,c), foram inseridas no solo até a profundidade de 0,1 m, permanecendo no mesmo local

durante todo o período de avaliação. Na parte superior de cada base havia, em todo o seu perímetro, uma canaleta com 0,04m de altura e 0,03 m de largura. Em cada avaliação, as câmaras de coleta eram colocadas nas canaletas após o preenchimento das mesmas com água, para evitar trocas gasosas com a atmosfera externa. As câmaras possuíam 0,3 m de largura, 0,2 m altura, e 0,4 de comprimento, totalizando um volume interno de 0,024 m³. Na parte superior das câmaras haviam 3 orifícios, sendo um no centro e os outros eqüidistantes do centro a 0,15 m e das bordas a 0,1 m, nos quais foram colocadas tampas de borracha. Na tampa de borracha do orifício central passava o fio que conduzia energia de uma bateria de 12 volts para um ventilador com 8 cm de diâmetro, fixado na parte superior interna da câmara, cuja função era homogeneizar a atmosfera interna da mesma durante cada período de coleta. Na tampa de borracha de um dos orifícios laterais havia uma válvula de três vias, onde, a cada coleta dos gases, era encaixada, por meio de rosca helicoidal, uma seringa de polipropileno com capacidade para 20 cm³. Cada seringa também era equipada com uma válvula com rosca, para encaixe na válvula da câmara (Figura 11). Na borracha do outro orifício lateral era inserido um termômetro digital para determinar a temperatura interna das câmaras. A avaliação dos GEE em cada tratamento foi feita com três repetições. Para isso, cada tratamento foi aplicado em três dispositivos (base + câmara) de medição dos GEE.

As coletas de gases foram iniciadas imediatamente após a colocação das câmaras sobre as bases. Primeiramente, era coletada a atmosfera externa, com seringa de polipropileno de 20 cm³, para obter a concentração de GEE no tempo zero (T0). Decorridos 15, 30 e 45 minutos da colocação das câmaras sobre as bases, procedia-se a coleta das amostras da atmosfera interna das câmaras. Para essas coletas, nesses três tempos, a seringa era conectada em uma das vias da válvula de cada câmara. Trinta segundos antes de efetuar a coleta de gases, em cada tempo, era acionado o ventilador. Antes de cada coleta, em cada tempo, as seringas eram ambientadas três vezes, a fim de impregná-las com os gases. As seringas, com os gases coletados nos quatro tempos de amostragem, eram mantidas a baixa temperatura, no interior de caixas térmicas de poliestireno contendo bolsas de gelo em forma de gel. A temperatura do solo era registrada através de termômetros do tipo digital com haste de aço inox, inseridos no solo, externamente às câmaras, até 0,05 m de profundidade. Após cada avaliação, as câmaras eram retiradas e guardadas até a avaliação seguinte.

Uma hora após cada coleta, a concentração de N_2O , CH_4 e CO_2 nas mostras de gás era analisada, no Laboratório de Microbiologia do Solo e Ambiente da UFSM, por cromatografia gasosa.

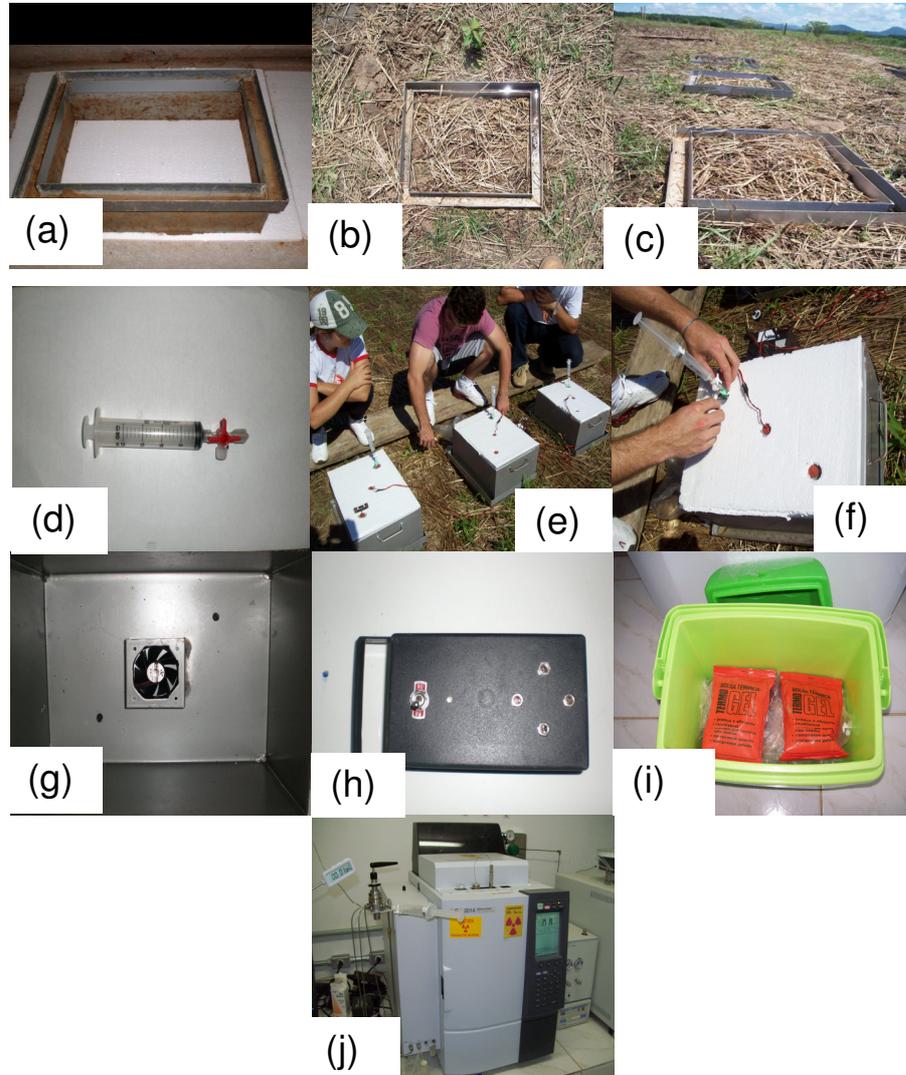


Figura 11 - Sistema de coleta de GEE utilizado no experimento 2: (a) detalhe da base; (b, c) bases inseridas no solo; (d) seringa para coleta; (e) 3 câmaras (repetições) em procedimento de coleta, com detalhe da posição do termômetro; (f) seringa com gás coletado, e detalhe do fio de entrada de energia da bateria para o ventilador; (g) vista interna da câmara – ventilador; (h) bateria de 12V; (i) caixa térmica para transporte das seringas após coleta; (j) cromatógrafo utilizado para análises dos GEE.

Os GEE foram quantificados a partir da injeção direta das amostras contidas nas seringas em um cromatógrafo a gás marca Shimadzu, modelo GC-2014, equipado com detector de ionização em chamas “*Flame Ionization Detector*” (FID). O equipamento dispõe de um metanador, o qual transforma o CO_2 em CH_4 , para a

determinação de dióxido de carbono também no detector FID, e de outro detector de captura de elétrons “*Electron Capture Detector*” (ECD) para a quantificação de N₂O.

Os dados característicos do cromatógrafo utilizado nas amostras de GEE, bem como os tempos de retenção para cada um dos compostos analisados, são apresentados no Quadro 1.

O cromatógrafo gasoso era calibrado antes do início de cada análise de GEE, através da injeção de quatro padrões primários cujas especificações são apresentadas na Tabela 3.

Cromatógrafo Shimadzu GC-2014	
Coluna	Empacotada
Gás de arraste	Nitrogênio (N ₂)
Temperatura de injeção	120 °C
Temperatura da coluna	80 °C
Temperatura do metanador	380 °C
Tipos de detectores	FID e ECD
Temperatura do detector FID	250 °C
Temperatura do detector ECD	325 °C
Tempo de retenção do CH ₄	3,14 min.
Tempo de retenção do CO ₂	5,53 min.
Tempo de retenção do N ₂ O	6,21 min.
Software	GCSolution v.2.3

Quadro 1 - Características do cromatógrafo usado nas análises de GEE.

Os fluxos de GEE (F_{GEE}) em sua forma elementar (N-N₂O, C-CH₄ e C-CO₂) foram calculados a partir da variação da concentração nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos, através da seguinte equação (SMITH et al., 1997):

$$F_{GEE} = \left[\frac{((\Delta C \div \Delta t) \times M_a \times P \times V)}{(R \times T)} \right]$$

onde F_{GEE} = fluxos de N-N₂O e C-CH₄ em $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e de C-CO₂ em $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$; $\Delta C \div \Delta t$ = variação na concentração de cada gás no interior da câmara no intervalo de

tempo (t); M a massa atômica do elemento na molécula de gás ($N=28$ para o N_2O e $C=12$ para CO_2 e CH_4); P a pressão no interior da câmara, assumida como sendo de 1 atmosfera (atm); V o volume (L) da câmara; T a temperatura interna da câmara em graus Kelvin; R a constante universal dos gases ($0,0821 \text{ L atm K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$). A variação da concentração de GEE em cada coleta foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada aos valores obtidos nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos. As emissões de cada GEE foram obtidas pelo valor médio das três câmaras instaladas em cada tratamento.

Tabela 3 - Especificações dos gases padrões utilizados no Cromatógrafo.

Padrão Primário	Concentração de	Concentração de	Concentração de
	CH_4 ($\mu\text{mol/mol}$)	CO_2 ($\mu\text{mol/mol}$)	N_2O (nmol/mol)
1	$1,048 \pm 1,60\%$	$210,3 \pm 0,94\%$	$328 \pm 12,8\%$
2	$2,308 \pm 1,40\%$	$522,06 \pm 0,68\%$	$528 \pm 1,30\%$
3	$3,107 \pm 1,03\%$	$1240 \pm 2,59\%$	$1343 \pm 0,81\%$
4	$4,797 \pm 0,90\%$	$1920 \pm 0,82\%$	$2110 \pm 0,75\%$

A emissão acumulada de $N-N_2O$ e de $C-CO_2$ durante o experimento foi calculada somando-se as quantidades emitidas desses dois gases em cada intervalo de coleta. Para isso, foi feita a média dos fluxos de $N-N_2O$ ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e de $C-CO_2$ ($\text{kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) entre duas coletas consecutivas, multiplicando-se o valor resultante pelo intervalo de tempo (horas) decorrido entre as referidas coletas. Todavia, esse procedimento foi alterado nas coletas realizadas aos 10, 17, 25 e 52 dias, as quais foram realizadas após períodos relativamente secos e onde ocorreram picos nas emissões dos dois gases, devido à ocorrência de chuva. Para exemplificar o cálculo realizado nessas situações, será considerado o tratamento com o uso de dejetos de suínos em superfície (DLSSup) e a primeira amostragem em que se observou um pico na emissão de $N-N_2O$ (10 dias). Essa amostragem foi realizada 8,4 horas após a ocorrência da chuva e a emissão de $N-N_2O$ foi de $1427,1 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Na amostragem anterior, realizada aos 7 dias (72,7 horas antes da chuva), o fluxo de $N-N_2O$ foi de apenas $113,7 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Adotando o procedimento acima descrito, a quantidade acumulada de $N-N_2O$ no intervalo entre 7 e 10 dias seria de

aproximadamente $62.479 \mu\text{g m}^{-2}$ ($(((1427,1 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1} + 113,7 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1})/2) \times 81,1 \text{ horas}))$). Porém esse cálculo deveria superestimar a emissão de N-N₂O entre as duas coletas já que durante a maior parte do tempo (72,7 horas) o fluxo de N-N₂O deve ter sido próximo a $113,7 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, tendo aumentado durante apenas 8,4 horas, após a ocorrência da chuva. Por isso, a emissão de N-N₂O, medida aos 7 dias ($113,7 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) foi multiplicada por 72,7 horas ($113,7 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1} \times 72\text{h} = 8.186,4 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2}$). Considerou-se então que a emissão de N-N₂O só aumentou após a chuva. Assim, foi feita a média das emissões de N-N₂O aos 10 ($1427,1 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e aos 7 dias ($113,7 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e o valor resultante multiplicou-se por 8,4 horas ($(((1427,1 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1} + 113,7 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1})/2) \times 8,4 \text{ h} = 6.471,4 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2}$). Portanto, adotando-se esse procedimento, a quantidade total de N-N₂O emitida entre 7 e 10 dias foi de $14.657,8 \mu\text{g m}^{-2}$ ($8.186,4 + 6.471,4 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2}$), sendo aproximadamente 4,3 vezes inferior ao valor de $62.479 \mu\text{g m}^{-2}$, obtido pela multiplicação da média das emissões aos 7 e 10 dias pelo intervalo de tempo entre elas.

A emissão líquida acumulada de C-CO₂ e de N-N₂O nos tratamentos com dejetos refere-se à soma das quantidades emitidas desses gases, descontando-se as emissões do tratamento testemunha sem dejetos. Dividindo-se as quantidades líquidas de N-N₂O pelas quantidades adicionadas de N total com os dejetos foi possível calcular a proporção do N total que foi emitida como N₂O.

4.3.2.2 Avaliações complementares

Na tentativa de melhor compreender as variações nos fluxos de GEE durante o período de avaliação, foram determinados os teores de N mineral (NH₄⁺ e NO₂⁻ + NO₃⁻), a umidade e a densidade do solo, nas camadas de 0 a 0,05 m e 0,05 a 0,1 m. O solo de cada camada, coletado com trado calador, era acondicionado em caixa térmica e levado ao laboratório para análise. O N mineral foi analisado conforme metodologia proposta por Tedesco et al. (1995) e a umidade gravimétrica do solo foi obtida pela secagem de uma sub-amostra, em estufa a 105°C por 24 horas. A densidade aparente do solo das duas camadas foi determinada apenas uma vez no experimento, pelo método do anel volumétrico (KIEHL, 1979). A partir dos resultados de umidade gravimétrica e da densidade aparente e assumindo-se uma densidade

de partícula de $2,65 \text{ g cm}^{-3}$, foi calculada a porcentagem do espaço poroso do solo ocupado por água (% EPSA) em cada avaliação conforme a equação descrita abaixo (PAUL; CLARK, 1996):

$$EPSA (\%) = \frac{(Ug \times Ds)}{1 - (Ds/Dp)} \times 100$$

Onde,

Ug = Umidade gravimétrica (g g^{-1})

Ds = Densidade aparente do solo (g cm^{-3})

Dp = Densidade de partícula ($2,65 \text{ g cm}^{-3}$)

Os dados de temperatura do ar e precipitação pluviométrica durante o período avaliado foram obtidos nos registros da estação meteorológica do Departamento de Fitotecnia da UFSM, distante aproximadamente 500 m da área experimental.

4.3.2.3 Análise estatística

Os resultados foram submetidos a análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5%, utilizando o sistema de análise estatística Winstat (MACHADO et al., 2002).

4.4 Resultados e discussão

4.4.1 Fluxo de N-N₂O para a atmosfera

4.4.1.1 Efeito dos dejetos e da forma de aplicação

O fluxo de N-N₂O (F_{N_2O}) para a atmosfera aumentou após a aplicação dos dejetos, tanto pela injeção como pela aplicação superficial no solo. Além disso, a maior intensidade de emissão ocorreu durante o período de maior pluviosidade (Figura 12). Estes resultados corroboram com os obtidos por Sommer et al. (1996), Dendooven et al. (1998) e Chadwick et al. (2000). Entretanto, Sistani et al. (2010),

avaliando durante dois anos a aplicação superficial e a injeção de dejetos de suínos em campo, também obtiveram resultados que indicam diferenças entre as formas de aplicação, porém contrários de um ano para outro. No primeiro ano, as emissões de N_2O no tratamento com aplicação superficial ($0,73 \text{ g } N_2O \text{ m}^{-2}$) foram superiores a injeção ($0,47 \text{ g } N_2O \text{ m}^{-2}$). Já no segundo ano ocorreram maiores emissões no tratamento com a injeção dos dejetos. Em trabalho semelhante, porém sob condições controladas, Flessa; Beese (2000) também observaram maiores emissões com a injeção diferindo significativamente da aplicação superficial de dejetos de bovinos. A partir do exposto, identifica-se que as variações na emissão de N_2O após a aplicação superficial ou injeção dos dejetos podem estar condicionadas à fatores relacionadas aos dejetos, ao solo, às condições climáticas e a forma de aplicação.

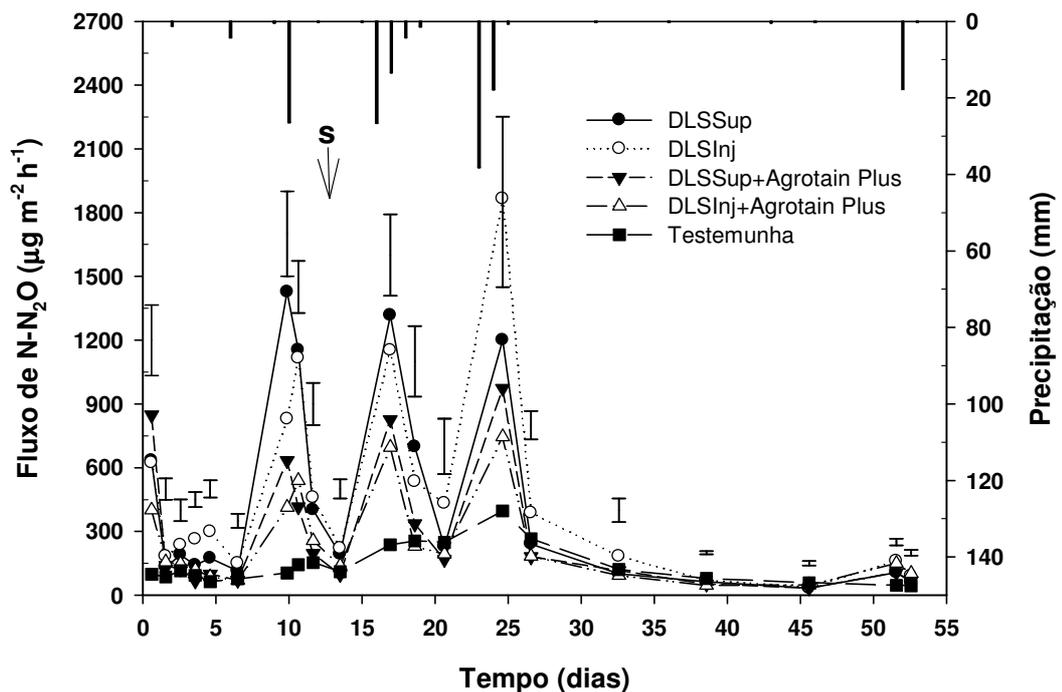


Figura 12 - Fluxos de $N-N_2O$ do solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos em superfície (DLSSup) e injetados no solo (DLSInj) com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus. Semeadura do milho (S). Barras verticais indicam diferença mínima significativa (DMS) (Tukey 5%).

Relacionando a composição, o manejo e a aplicação dos dejetos com o fluxo de N_2O , Giacomini et al. (2006) identificaram três fatores principais: 1) a elevada concentração de $N-NH_4^+$, nos dejetos líquidos de suínos, favorece o processo de

nitrificação podendo resultar em maior produção de N_2O ; 2) ao serem aplicados no solo, os dejetos de suínos estimulam à atividade microbiana aumentando, a demanda por O_2 , o que poderá resultar na ocorrência de regiões anaeróbicas favoráveis à desnitrificação do NO_3^- , e conseqüente produção de N_2O ; 3) o manejo e a aplicação dos dejetos, predominantemente na forma líquida e em grandes volumes, poderá, também, favorecer a ocorrência de sítios de anaerobiose, tendo como resultado a desnitrificação do NO_3^- do solo.

O teor de NO_3^- e de C do solo podem influenciar de forma significativa a desnitrificação. Os organismos heterotróficos, responsáveis pela desnitrificação, necessitam de NO_3^- como aceptor de elétrons e C como fonte de energia. O conteúdo de água, a temperatura e o pH do solo são outros fatores condicionantes da emissão de N_2O . O suprimento de O_2 , essencial ao metabolismo aeróbio pode ser afetado caso a umidade do solo esteja elevada (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

As condições climáticas mais favoráveis à emissão de N_2O , principalmente por desnitrificação, estão relacionadas a temperatura atmosférica elevada e a ocorrência de precipitações. Isso condiciona, respectivamente, a temperatura e o teor de umidade do solo a qual influencia na disponibilidade de O_2 . Dessa forma, temperaturas atmosféricas baixas, podem reduzir a temperatura do solo e, conseqüentemente, a atividade microbiana. Além disso, a maior intensidade das precipitações favorece a ocupação dos poros do solo por água, em vez de O_2 , podendo aumentar a produção de N_2O .

O aumento do fluxo de N- N_2O observado na primeira coleta após a aplicação dos tratamentos com dejetos (Figura 12), pode ter sido causado pela redução microbiana do NO_3^- disponível na superfície do solo. O espaço poroso saturado por água (EPSA) aumentou com a aplicação dos dejetos líquidos o que, aliado a adição de C facilmente decomponível, pode favorecer, mesmo que por pouco tempo, a desnitrificação. Trabalhando com dejetos de bovinos e suínos, Chadwick et al. (2000), também encontraram maior emissão de N_2O logo após a aplicação, seguida de uma redução. Os autores também atribuíram estes resultados a desnitrificação do nitrato do solo, visto que nas condições avaliadas os dejetos não apresentaram NO_3^- .

Nas avaliações realizadas entre o segundo e o sexto dia após a aplicação dos dejetos, não foram observadas diferenças significativas entre os fluxos (Figura 12). Todavia, observa-se um aumento gradativo das emissões entre a segunda e a

quinta avaliação quando os dejetos foram injetados no solo. Isto pode ter sido favorecido pela maior umidade dentro do sulco de injeção, proporcionado pelo alto volume de líquidos aplicados via dejetos, o que deve ter condicionado a escassez de O_2 nesse tratamento em relação aquele em superfície.

Períodos com fluxos menores, após pico inicial, assim como no presente trabalho, foram observados por Chadwick et al. (2000), pois nesse período deve ter ocorrido nitrificação do NH_4^+ aplicado com os dejetos, sendo que obtiveram novos aumentos nas emissões somente uma semana após a aplicação. Cinética semelhante, porém sem a emissão logo após a aplicação, foi relatada por Vallejo et al. (2005), que avaliaram o efeito da injeção e aplicação superficial de DLS, e obtiveram o primeiro fluxo significativo de N_2O 10 dias após a aplicação de dejetos líquidos de suínos, sem diferenças entre estas formas de aplicação.

A aplicação dos dejetos na superfície do solo tende a favorecer a formação de uma crosta superficial, pelo ressecamento da matéria seca presente nos dejetos, que deve contribuir para a obstrução dos poros do solo. Isso pode favorecer a restrição da difusão do O_2 no solo, e condicionar favoravelmente a produção de N_2O por desnitrificação. Essa mesma camada de impedimento à difusão do O_2 restringe a emissão do N_2O durante esse período. No entanto, após a ocorrência de precipitações a camada de impedimento deve ser rompida e os poros desobstruídos, de forma que o N_2O produzido seja emitido à atmosfera. Esse fator pode explicar o aumento significativo do fluxo de $N-N_2O$ no tratamento com aplicação superficial dos dejetos que passou de $113 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ antes da precipitação para $1427 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$, após. No tratamento com injeção, mesmo com aumento na mesma coleta, este incremento entre as duas coletas foi significativamente menor, de $150 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ para $829 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$.

Na avaliação realizada um dia após a primeira precipitação o fluxo de $N-N_2O$ aumentou no tratamento com injeção, em relação à avaliação anterior, enquanto na aplicação superficial observa-se redução. Tal efeito pode estar relacionado a condição de que os dejetos injetados ficam concentrados no sulco de injeção, e nesta região pela formação do sulco deve ser favorecido também o acúmulo de água após a ocorrência de chuvas, o que mantendo o solo saturado por mais tempo, contribuiu para o aumento no fluxo de N_2O , possivelmente por desnitrificação. Além disso, o maior contato dos dejetos com o solo, pela injeção, deve facilitar a decomposição pela microbiota do C adicionado, fator que juntamente com o

aumento da umidade condiciona aumentos nos fluxos de N_2O . Essa condição de maior contato dos dejetos com o solo logo após a incorporação é ressaltada por Wulf et al. (2002) e Giacomini et al. (2006), como fator de aumento da emissão de N_2O devido ao incremento na mineralização do C lábil abundante nos dejetos.

A adição de C facilmente metabolizável com os dejetos é outro fator de aumento das emissões quando da injeção de dejetos animais. A decomposição do C lábil adicionado com os dejetos, pelos microrganismos autotróficos, condiciona os teores de O_2 no solo, criando condições favoráveis à ocorrência de desnitrificação. No entanto tal processo depende não somente do predomínio da condição de anaerobiose, mas também de teores de NO_3^- capazes de sustentar a comunidade microbiana heterotrófica. Da mesma forma para que ocorra a nitrificação, e o NO_3^- seja produzido, é necessário que haja disponibilidade de O_2 bem como de NH_4^+ . Sendo encontrada evolução significativa de CO_2 no período inicial após a aplicação dos dejetos, a desnitrificação deverá ser restrita nesse período pela escassez de NO_3^- , tanto pelo processo de nitrificação do NH_4^+ adicionado, quanto pela imobilização microbiana durante esse período de maior atividade microbiana. Assim os menores fluxos nos dias iniciais após a aplicação, devem ter sido restringidos tanto pela escassez de NO_3^- , como pela imobilização do N, devido a intensa decomposição do C solúvel. Esse mesmo C lábil adicionado com os dejetos e consumido nos primeiros dias após a aplicação, poderá restringir mais tarde a desnitrificação pela sua escassez. No caso da aplicação superficial o efeito da imobilização deve ser mais efetivo, como ressaltado por Singh et al. (2008), pois tendo os dejetos uma baixa C:N, sendo aplicados sobre palha de aveia, com alta C:N, pode ter sido favorecida a imobilização microbiana do N dos dejetos, reduzindo assim a quantidade de N disponível para a nitrificação retardando a desnitrificação.

Aos 13 dias de avaliação foi possível observar uma tendência de maiores fluxos de N- N_2O pelo tratamento com injeção, muito embora na avaliação dos 17 e 18 dias os maiores fluxos ainda sejam no tratamento com aplicação superficial, porém sem diferença significativa. Isso pode ter relação com a preservação do N, visto que com a injeção houve redução na volatilização de NH_3 sendo perdido nesse tratamento somente 0,6% do N aplicado, enquanto pela aplicação superficial a perda atingiu 5,6% do N total (Figura 9b Capítulo 1). Essa diferença de 9,3 vezes mais N preservado pela injeção pode ter contribuído para as maiores emissões de N_2O nesse tratamento. No entanto a menor volatilização de amônia quando da injeção

dos dejetos, não se constitui por si só em fonte de aumento da emissão de N_2O , pois conforme trabalho conduzido por Dendooven et al. (1998) em laboratório, mesmo tendo encontrado redução de 90% na volatilização de NH_3 pela injeção em relação a aplicação superficial de dejetos suínos, não houve diferença na emissão de N_2O entre estes tratamentos. Isso levou os autores a concluir que tais resultados se devem ao experimento ter sido realizado em solo seco, com restrições à atividade microbiana desnitrificante. Porém o teor de água de 165 g kg^{-1} mantido no trabalho de Dendooven et al. (1998), além de não variar durante a incubação, é menor do que os teores de umidade avaliados no presente trabalho (dados não publicados), sendo que nas avaliações realizadas após as precipitações apresentou teores bastante superiores a capacidade de campo, o que favoreceu com que o N mantido no solo tenha apresentado efeitos na emissão de N_2O .

Muito embora tenha havido alternância durante a elevação dos fluxos, entre o tratamento com injeção e aplicação superficial, das 20 avaliações realizadas, em 7 delas não houve diferença significativa, sendo que nas outras 13 avaliações houveram diferenças, demonstrando fluxos de N- N_2O , pela injeção, maiores que pela aplicação superficial. No balanço final após 53 dias de avaliações, conclui-se que a injeção apresentou maiores fluxos que a aplicação superficial dos dejetos de suínos. Estes resultados concordam com os obtidos por Peräla et al. (2006) que encontraram aumentos na emissão de N_2O pela injeção de dejetos em relação a aplicação superficial, tendo os autores atribuído que quando da injeção, o nível crítico de umidade do solo seria ultrapassado no sulco, mesmo que no restante do solo isso não ocorra, provocando o aumento nos fluxos de N_2O . Além disso, a aplicação localizada dos dejetos no sulco de injeção dificulta a dispersão dos compostos sólidos presentes nos dejetos, o que ajuda a conservar a umidade e o C de forma mais concentrada. Nesse sentido Wulf et al. (2002), avaliando efeitos da injeção comparada a outras formas de aplicação de dejetos, salienta que após a injeção há formação de condições anaeróbias, pois ocorre um processo semelhante a filtração, o que favorece que o material sólido fique concentrado obstruindo parte dos poros do sulco de injeção. Dessa forma, com a intensa mineralização de compostos orgânicos adicionados há formação de sítios aneróbios com alta atividade desnitrificante.

Os maiores fluxos de N_2O estiveram condicionados a ocorrência de precipitações, embora os valores de EPSA não atingiram aqueles considerados por

Paul; Clark (1996) como favoráveis ao processo de desnitrificação, que deveria ser superior a 65%. No presente trabalho, na camada de 0-5 cm, nas avaliações realizadas após as precipitações esses valores oscilaram entre 42 e 55% (Figura 13a), enquanto na camada de 5-10 cm após as precipitações apresentaram-se acima de 55% (Figura 13b). Todavia mesmo que não tenha atingido o patamar de 65%, o aumento da umidade e do EPSA observados no presente trabalho, pode ter sido suficiente para restringir a oferta de O_2 , após as precipitações, o que associado a intensa mineralização do C adicionado com os dejetos e da fração solúvel da palha de aveia, permitiu a formação de condições anaeróbias, potencializando os fluxos de N_2O . Sommer et al. (1996) em estudo de laboratório no qual aplicaram dejetos em superfície, incorporaram e injetaram em vasos, em solo úmido ($240 \text{ g H}_2\text{O kg}^{-1}$) e seco (100 g kg^{-1}), encontraram aumentos nas emissões de $N-N_2O$ em todos os tratamentos com dejetos, e mais elevadas em solo úmido logo após a aplicação dos dejetos. Após 50 horas declinaram as emissões valores insignificantes em ambos os solos, porém ao adicionar o equivalente a 5 mm de água, houve incremento nas emissões de 5 para $60 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ nos tratamentos em superfície e incorporado e $180 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ no injetado, somente no solo seco. Porém os autores relatam que as maiores emissões iniciais nas primeiras 7 horas após a aplicação, assim como as emissões cumulativas após 16 dias de avaliação foram significativamente maiores no solo úmido. Os resultados evidenciam que as emissões de N_2O são dependentes do aumento da umidade do solo, o que condiciona a formação de microssítios favoráveis à produção de N_2O por desnitrificação.

Embora o aumento do EPSA tenha efeito direto nos incrementos dos fluxos de N_2O , não há consenso sobre qual a porcentagem desse fator que condiciona o aumento significativo da emissão de N_2O por desnitrificação. O efeito da umidade e consequentemente do aumento do EPSA também é relatado por Dendooven et al. (1998), que em incubação de laboratório, mantiveram o solo com conteúdo de água de 165 g kg^{-1} , e não encontraram diferenças entre aplicação superficial e injeção, tendo atribuído a menor atividade microbiana e menor quantidade de microssítios anaeróbicos, o que levou a taxas reduzidas de desnitrificação. Esses resultados demonstram a importância de se considerar os teores de umidade do solo, quando da aplicação de dejetos animais, independente da forma de aplicação desses materiais.

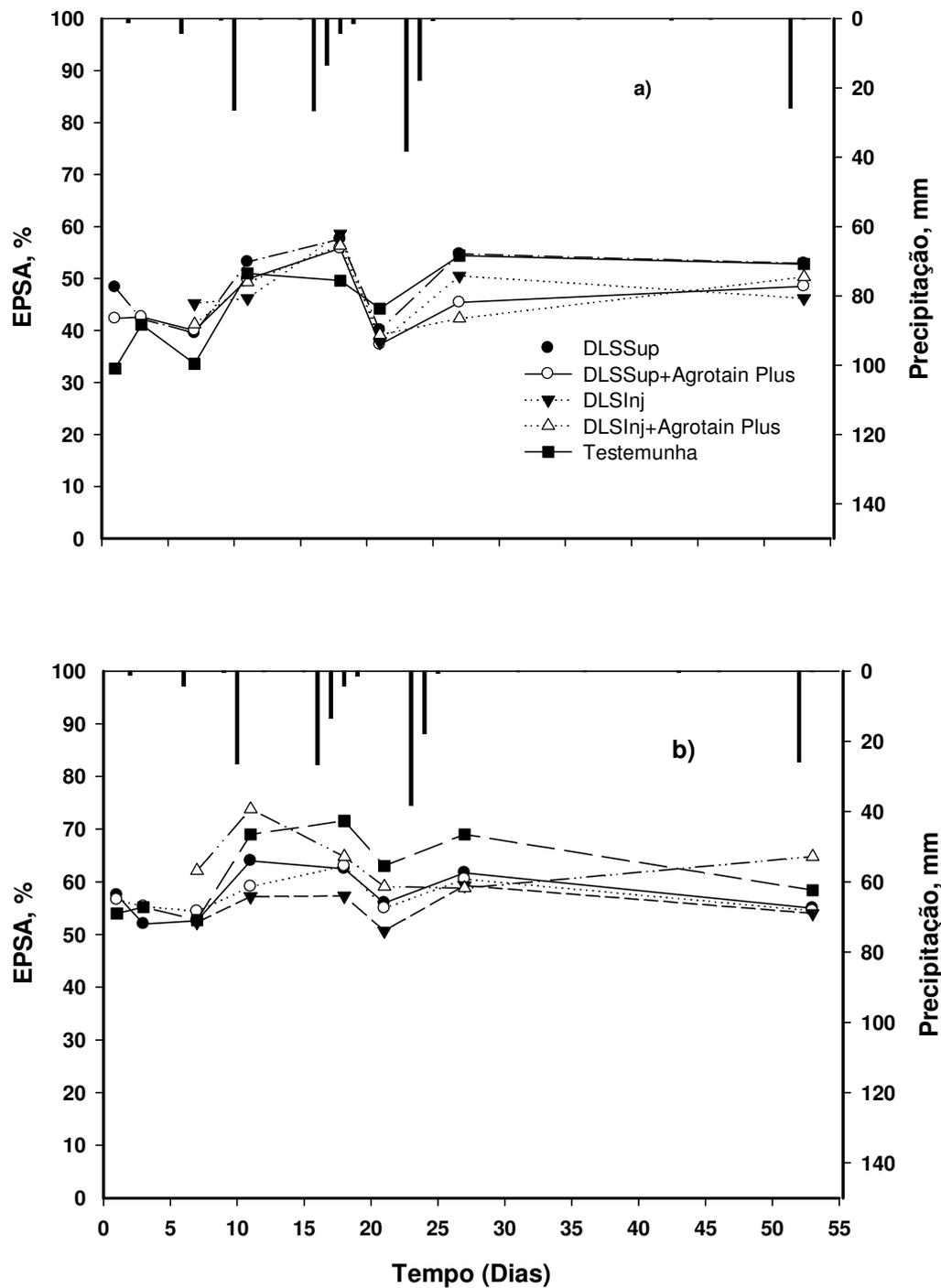


Figura 13 - Porcentagem do espaço poroso do solo ocupado por água (%EPSA) nas camadas de 0 a 5 cm (a) e de 5 a 10 cm (b), nos tratamentos testemunha, com aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS), em superfície (DLSSup) e injeção (DLSInj), com e sem adição de Agrotain Plus e precipitação pluviométrica.

Além do aumento do EPSA a temperatura elevada do solo, que esteve acima de 20 °C durante todo o período de avaliação (Figura 2) deve ter contribuído para a ocorrência de fluxos de N₂O por desnitrificação. No trabalho de Vallejo et al. (2005) com aplicação superficial e injeção de dejetos líquidos de suínos, realizado em solo irrigado, as principais causas do aumento dos fluxos de N₂O foram relacionadas ao aumento da temperatura e do espaço poroso saturado por água (EPSA), que segundo os autores passou de 17 para 28 °C e de 50 para 72%, respectivamente. No presente trabalho a temperatura esteve dentro dos mesmos patamares, embora o EPSA, mesmo com aumento significativo após as precipitações, tenha ficado abaixo do observado por Vallejo et al. (2005). No entanto esse incremento no EPSA foi suficiente para aumentar os fluxos de N₂O significativamente nos tratamentos com adição de dejetos. Aumentos dos fluxos de N₂O com baixos teores de EPSA foram encontrados por Thompsen et al. (2009) que avaliaram a campo por 44 dias em solo arenoso o efeito da injeção e aplicação superficial de DLS, com EPSA não superando 42% durante todo o período experimental. Além disso, os fluxos obtidos no trabalho de Thompsen et al. (2009), no ano de 2008, apresentaram dinâmica semelhante aos do presente estudo, com maiores incrementos dos 10 aos 25 dias após a aplicação e no tratamento onde os dejetos foram injetados. Outro aspecto a ressaltar, que também foi observado no presente estudo, assim como no de Thompsen et al. (2009), diz respeito ao aumento da umidade do solo nas avaliações após as precipitações, que embora não tenham elevado o espaço poroso aos níveis de 65% referenciados por Paul; Clark (1996), foi suficiente para elevar o teor de umidade em média 23,5; 31 e 47% acima da capacidade de campo, respectivamente aos 10, 17 e 25 dias, coincidindo com os fluxos mais elevados de N₂O.

Mesmo não sendo objetivo do presente trabalho avaliar a profundidade de injeção, esse aspecto pode afetar a emissão de N₂O, principalmente devido ao volume de solo que permanece sobre os dejetos. Se a aplicação for profunda, superior a 10 cm, por exemplo, a difusão do N₂O produzido será dificultada, podendo na trajetória dos sítios de produção até a atmosfera o N₂O produzido ser convertido a N₂. Isso é confirmado por Velthof et al. (2003), em estudo conduzido sob condições controladas, que observaram maiores emissões de N₂O quando a injeção foi realizada a uma profundidade de 5 cm, sendo significativamente reduzida, quando a 10 cm. Uma das razões que os autores concluíram tem relação com a

maior profundidade, pois pelo aumento da distância até superfície o resultado da desnitrificação pode ser N_2 e não N_2O . Dessa forma aplicações mais profundas podem reduzir a emissão de N_2O , porém deve-se considerar que haverá necessidade de maior quantidade de energia fóssil para a sua realização, aspecto que precisa ser melhor avaliado em estudos futuros.

O acompanhamento do N mineral do solo ($NH_4^+ + NO_3^-$) foi objeto de parte das avaliações do presente trabalho, porém ocorreram dificuldades em se realizar uma coleta representativa no tratamento com injeção, o que comprometeu a apresentação destes dados. No entanto, mesmo com as variações observadas, os teores de NO_3^- , expressos na figura 14, em relação aos tratamentos com aplicação superficial, indicaram que o aumento do NO_3^- foi gradativo, caracterizando escassez inicial dessa forma de N pela ocorrência do processo de nitrificação. Geralmente após a aplicação de NH_4^+ no solo este é rapidamente oxidado a NO_3^- , o que não somente limita a eficácia de boa parte do N aplicado como potencializa as perdas por emissões das formas gasosas de N, na forma de óxido nítrico (NO), óxido nítrico e gás nitrogênio (N_2). Segundo Subbarao et al. (2006) quase 90% de todo fertilizante nitrogenado que é aplicado na forma NH_4^+ , é nitrificado principalmente dentro de quatro semanas após a aplicação, e para a maioria dos solos cultivados, o processo de nitrificação é tão rápido que as aplicações de N- NH_4^+ pode ser considerado como sendo equivalente à aplicação de N- NO_3^- . A quantificação dos teores de N mineral no solo, e a avaliação da velocidade de nitrificação, necessitam de monitoramento freqüente logo após a aplicação dos dejetos, devido ao fato de que nesse período ocorre a fase de intensa oxidação do NH_4^+ a NO_3^- (AITA et al., 2007). No presente trabalho as intensas atividades comprometeram que as coletas de solo fossem realizadas diariamente nos primeiros dias após a aplicação para determinação da intensidade e velocidade de nitrificação. No entanto, os resultados obtidos em relação ao N- NH_4^+ (dados não publicados) indicaram elevados teores de no solo após a aplicação com redução gradativa até os 17 dias após a aplicação. Da mesma forma, o período com maiores teores de N- NO_3^- coincidiram com o maiores fluxos de N- N_2O , porém devido as variações entre os tratamentos não foi possível relacionar quantitativamente esse teores com os diferentes tratamentos avaliados. Aita et al. (2007), em estudo conduzido num Argissolo próximo ao do presente trabalho, e avaliando efeito de três doses de dejetos (0, 40 e 80 $m^3 ha^{-1}$) na velocidade de nitrificação, durante três anos consecutivos, concluíram que entre 15

e 20 dias após a aplicação dos dejetos, o N-NH_4^+ foi praticamente todo oxidado a N-NO_3^- . Esses resultados, aliado á grande variabilidade nas taxas de nitrificação de outros estudos, demonstram que a disponibilidade de NO_3^- deve variar de acordo com a condição do solo, quantidade de dejetos aplicados e tipo de dejetos aplicado.

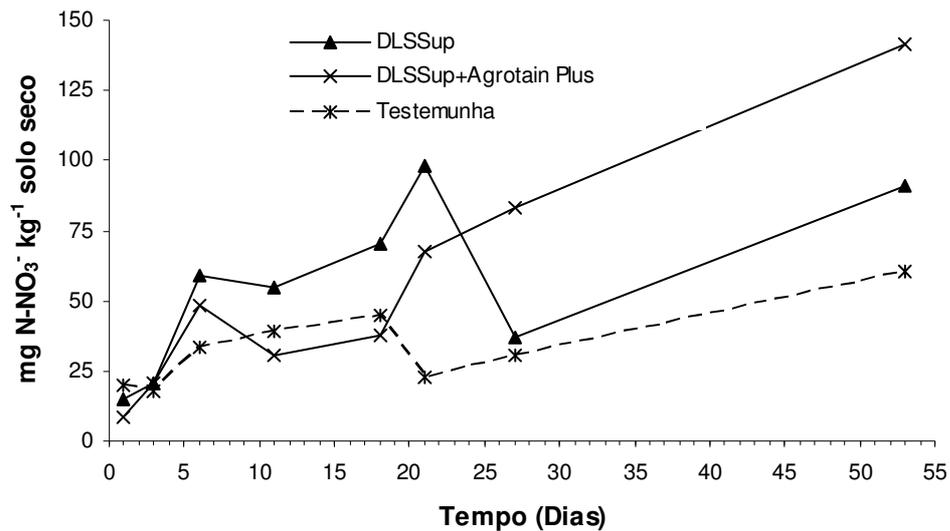


Figura 14 - Teores de nitrato (NO_3^-) no solo, durante o período experimental, na camada de 0-10 cm de profundidade, nos tratamentos testemunha, com aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em superfície (DLSSup), com adição de Agrotain Plus.

O aumento dos fluxos de N_2O pela injeção de dejetos está de acordo com alguns dos trabalhos encontrados sobre o assunto, que avaliaram o efeito de diferentes formas de aplicação de dejetos animais (PÉRALA et al., 2006; VELTHOF et al., 2003; WULF et al., 2002; THOMPSEN et al., 2009). Porém a variações dos resultados, podem ser ilustrados pelo estudo de Sistani et al. (2010) com dejetos líquidos de suínos que encontraram maiores emissões pela injeção no estudo realizado no ano de 2007 e menor em 2008, em relação a aplicação superficial. A complexidade dos fatores que interferem na emissão de N_2O , é confirmada por outros trabalhos envolvendo essas formas de aplicação, conduzidos em laboratório, onde não foram encontradas diferenças entre injetar ou aplicar em superfície os dejetos líquidos, como o realizado por Sommer et al. (1996) e Dendooven et al., (1998), e a campo como os de Thomsen et al. (2010) e de Vallejo et al. (2005). Há também outros estudos em que após a injeção de dejetos de suínos houve redução na emissão de N_2O como relatado por Lovanh et al. (2010) no qual os autores compararam três métodos de aplicação nos Estados Unidos, entre eles a injeção.

Os resultados obtidos evidenciam as complexas interações entre os fatores que condicionam os fluxos de N_2O . O que se pode observar, no entanto, é que tanto a aplicação superficial dos dejetos líquidos de suínos em plantio direto quanto a injeção, sob condições favoráveis de temperatura, aumento da umidade e do espaço poroso ocupado por água potencializam as emissões de N_2O . No entanto, pelas características de distribuição concentrada dos dejetos líquidos, em um volume restrito do solo, o aumento na emissão pela injeção dos dejetos tende a ser mais significativo. Essa forma de aplicação pode ainda incrementar as perdas de $N-NO_3^-$ por lixiviação, principalmente em solos com textura arenosa, aspecto que precisa ser melhor avaliado.

4.4.1.2 Efeito da adição do Inibidor de Nitrificação

Os fluxos de $N-N_2O$ para a atmosfera apresentaram significativa redução com a aplicação de dejetos misturados ao inibidor de nitrificação Agrotain Plus, em relação aos tratamentos sem a mistura (Figura 12). As menores emissões foram significativas tanto para aplicação superficial com Agrotain Plus (DLSSup+Agrotain Plus) comparada a mesma forma de aplicação sem a mistura, quanto para a injeção com Agrotain Plus (DLSInj+Agrotain Plus) em relação a injeção sem a mistura. No entanto, tal diferença não se verifica quando se compara a injeção com a aplicação superficial dos dejetos, ambos com a mistura do inibidor de nitrificação. Ou seja, a adição do Agrotain Plus favoreceu a redução da emissão de N_2O , independente da forma de aplicação dos dejetos. Todos os tratamentos apresentaram, nos picos de emissão, fluxos significativamente maiores que a testemunha sem dejetos evidenciando o efeito dos dejetos nos incrementos da emissão de N_2O .

Por exemplo, aos 10 dias na coleta realizada após a primeira precipitação, verifica-se um fluxo significativamente mais elevado no tratamento DLSSup ($1427,1 \mu\text{g } N-N_2O \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em relação ao tratamento DLSSup+Agrotain ($634,1 \mu\text{g } N-N_2O \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), assim como ocorreu aos 17 dias. Entretanto, na avaliação realizada aos 24 dias, essa diferença não persiste para a aplicação superficial, ocorrendo somente entre o tratamento DLSInj ($1864,5 \mu\text{g } N-N_2O \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e o DLSInj+Agrotain ($744,7 \mu\text{g } N-N_2O \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Mesmo assim, tais resultados demonstram que a adição do inibidor de nitrificação, foi eficiente em reduzir os fluxos de $N-N_2O$, especialmente quando esses

apresentaram-se elevados por ocasião das precipitações, independente se os dejetos foram injetados ou aplicados em superfície.

Resultados com fluxos mais baixos nos primeiros dias após a aplicação de dejetos animais, como os observados no presente trabalho, foram relatados por Zaman et al. (2009) ao avaliar a adição da dicianodiamida (DCD) (7 kg ha^{-1}) em urina de bovinos (600 kg N ha^{-1}), e aplicando sobre pastagem, na Nova Zelândia. Os autores encontraram no verão emissões baixas nos primeiros 14 dias após aplicação, sendo aumentados em seguida, embora inferiores às emissões observadas na primavera e outono. Além disso, os autores encontraram reduções na emissão de N_2O que chegaram a 52, 39 e 16% em relação ao tratamento somente com urina, respectivamente no outono, primavera e verão. Deve-se ressaltar que no presente trabalho o inibidor Agrotain Plus contém 81% de DCD, e 6,5% de NBPT, sendo que o efeito do NBPT foi desconsiderado, por tratar-se de inibidor da urease, com pouca ou nenhuma ação em dejetos de suínos, ricos em N amoniacal, devido a enzima urease atuar ainda na esterqueira durante o armazenamento. Assim a quantidade efetivamente utilizada de DCD foi de $5,67 \text{ kg}$ ($7,0 \text{ kg ha}^{-1} \times 81\%$), inferior a utilizada por Zaman et al. (2009).

A função do inibidor de nitrificação adicionado aos dejetos de suínos, ricos em N-NH_4^+ , é retardar a oxidação do NH_4^+ a NO_2^- , de forma que o N seja preservado na forma amoniacal, tanto para um melhor aproveitamento pela cultura, quanto para retardamento da oxidação do NH_4^+ a NO_3^- , evitando que esse forma móvel de N, no período que a cultura não está absorvendo, seja perdida por desnitrificação ou lixiviação. Porém deve-se considerar que a aplicação de DCD não impede a nitrificação do NH_4^+ presente no solo, principalmente em solos com teor de matéria orgânica mais elevado, que sob condições favoráveis produzirá NO_3^- para o processo de desnitrificação. Em relação aos teores de NO_3^- naqueles tratamentos onde houve adição de Agrotain Plus, era de se esperar que no período inicial eles fossem significativamente menores, comparados aos tratamentos sem adição do inibidor. No entanto, tais evidências não ficaram tão claras, embora até os 25 dias os teores de NO_3^- no tratamento onde os dejetos foram aplicados em superfície com Agrotain Plus, tenham sido menores do que o tratamento em superfície sem adição do inibidor. Porém, dadas as circunstâncias de campo, com diversos fatores edafoclimáticos interferindo no processo de nitrificação, responsável pelo incremento dos teores de NO_3^- , pode-se inferir que houve efeito significativo da DCD, presente

no Agrotain Plus, pela redução nos fluxos nos tratamentos DLSInj+Agrotain Plus e DLSSup+Agrotain Plus (Figura 12), mesmo não sendo possível relacioná-los com a concentração de nitrato. No entanto observa-se ainda que somente a mistura do inibidor apresentou efeito, independente da forma de aplicação dos dejetos. Estes resultados, concordam com os obtidos por Vallejo et al. (2005) que injetaram dejetos de suínos misturados a DCD, e encontraram fluxos de N_2O semelhantes a testemunha sem dejetos, somente com efeito da mistura com o inibidor de nitrificação, sem diferenças entre a injeção e aplicação superficial. Além disso, Vallejo et al. (2005) também encontraram aumentos nos fluxos de N_2O , somente a partir de 10 dias após a aplicação dos dejetos. Essa tendência de menores emissões quando da mistura de DCD, também foi encontrada por Tao et al. (2008), que incubaram em laboratório dejetos líquidos de bovinos proveniente de digestão anaeróbia. Os autores relataram que a adição de DCD aos dejetos, independentemente se foram incorporados ou aplicados em superfície, reduziu significativamente tanto os fluxos quanto a emissão acumulada de N_2O , durante os 14 dias de incubação em temperatura variando de 26,9 a 28,6 °C e espaço poroso ocupado por água mantido constante em 60%.

Os aumentos dos fluxos no presente estudo nos tratamentos com adição de Agrotain Plus, apesar de menores do que aqueles sem adição do inibidor, também estiveram condicionados a ocorrência de precipitações, tendo após as chuvas ocorridas, havido incrementos significativos em relação aos períodos mais secos. Na coleta realizada aos 7 dias por exemplo, tanto no tratamento DLSSup+Agrotain Plus quanto no DLSInj+Agrotain Plus apresentavam fluxos de $N-N_2O$ em torno de $70 \mu g m^{-2} h^{-1}$, os quais após a primeira precipitação, na coleta realizada aos 10 dias aumentaram para 634 e $413 \mu g m^{-2} h^{-1}$, respectivamente. Esses resultados indicam que, a elevação dos fluxos esteve condicionada ao aumento do espaço poroso saturado por água (EPSA) (Figura 13). Sendo o EPSA um dos principais fatores que influenciam na emissão de N_2O , devido a ocupação dos poros do solo pela água e restrição do suprimento de O_2 , pode nesses momentos ter havido a predominância da atividade microbiana desnitrificante, a qual utiliza-se do NO_3^- como fonte de elétrons, produzindo como intermediário o N_2O . No trabalho de Mkhabela et al. (2006) o aumento do EPSA de 50 para 90%, causou aumento no fluxo de N_2O no primeiro dia após a aplicação de dejetos suínos de 100 para $1900 \mu g kg^{-1} solo dia^{-1}$. No entanto o aumento do EPSA para 70% no estudo de Mkhabela et al. (2006) não

fez o fluxo de N_2O variar significativamente. Tais resultados indicam que não se pode afirmar que para todos os solos, a partir de 60% de EPSA as emissões sejam oriundas da desnitrificação, e nem mesmo que abaixo desse valor não o sejam.

Muito embora em alguns trabalhos tenha sido concluído que a condição ideal para aumento dos fluxos de N_2O seja EPSA acima de 60% (SAGGAR et al., 2004; VALLEJO et al., 2005), outros como o de Thomsen et al. (2010) indicaram que mesmo durante as maiores emissões de N_2O o EPSA não superou 42% na profundidade até 20 cm. No presente estudo os resultados demonstram que o limiar de 60%, não foi ultrapassado na camada de 0-5 cm (Figura 13a). Nessa profundidade até a ocorrência da primeira precipitação, em todos os tratamentos o EPSA esteve abaixo de 50%, sendo que a partir desta chuva os teores de EPSA aumentam, porém mantendo-se pouco acima de 55%, somente atingindo valores próximos a 60% após a segunda precipitação. Mesmo assim, com EPSA inferior a 60% houve aumentos significativos nos fluxos de $N-N_2O$ já a partir da primeira precipitação.

Os fluxos mais baixos apresentados no tratamento onde os dejetos misturados ao Agrotain Plus foram aplicados em superfície (DLSSup+Agrotain Plus) em relação a aplicação superficial sem o inibidor de nitrificação também podem estar relacionados ao fato de que no tratamento DLSSup+Agrotain Plus ocorreram significativas perdas de N por volatilização de amônia, as quais atingiram 9,9% do N total, enquanto somente 5,5% foi perdido quando os dejetos foram aplicados em superfície sem adição de Agrotain Plus (Capítulo 1 Figura 9). Thomsen et al. (2010) ressaltam esse relação entre a mitigação das perdas de N por volatilização de amônia pela injeção dos dejetos, como importante fator capaz de aumentar as emissões de N_2O . De forma contrária, quando da injeção houve perda insignificante de N por volatilização de NH_3 (Capítulo 1 Figura 9), sendo o N aplicado mantido no solo, o que pode ter contribuído para a maior emissão de $N-N_2O$ na injeção sem Agrotain Plus ante os demais tratamentos, demonstrando efeito da disponibilidade de N para ser emitido na forma de N_2O .

Deve-se considerar que na injeção o solo foi revolvido na linha a uma profundidade aproximada de 8 cm e, pelo sulco criado, forma-se uma região favorável ao acúmulo de água quando das precipitações. Isso pode ser um fator potencializador da emissão de N_2O pela injeção, pois, além disso, na profundidade de 5-10 foram encontrados valores de densidade superiores à camada 0-5 cm

(dados não publicados) nesse tratamento, o que deve ter restringido a infiltração tanto da fração líquida, quanto da água das precipitações. Como os dejetos foram injetados em subsuperfície, o maior contato com o solo e sua restrita distribuição lateral e vertical, devem favorecer a concentração tanto do C quanto do N, estimulando a atividade microbiana heterotrófica com conseqüente aumento do consumo de O_2 , de forma a criar zonas do perfil do solo com baixo potencial redox, condição essencial à desnitrificação (DENDOOVEN et al., 1998).

Diante dos resultados obtidos, evidencia-se o efeito da dicianodiamida presente no produto Agrotain Plus, como eficaz na redução dos fluxos de N_2O mesmo em condições de aumento do conteúdo de água no solo pelo efeito das precipitações, ou pela técnica da injeção dos dejetos líquidos de suínos, concentrados no sulco. Entretanto, mais estudos são necessários, na tentativa de relacionar a dinâmica do N mineral, devendo ser avaliados os teores principalmente de NO_3^- em camadas mais profundas, para observar o comportamento desse ânion em Argissolo, sob o efeito do inibidor de nitrificação DCD.

4.4.2 Emissão acumulada de N- N_2O

A emissão acumulada de N- N_2O foi significativamente aumentada pela adição de dejetos líquidos de suínos (Figura 15), sendo esse incremento maior quando dos dejetos foram injetados em relação a aplicação superficial, e reduzido pela adição de Agrotain Plus, independente da forma de aplicação.

Um aspecto a destacar quanto as perdas cumulativas de N- N_2O é que geralmente seus valores são obtidos somando-se os fluxos médios verificados durante o período de avaliação, os quais são obtidos pela média da soma dos fluxos de duas avaliações consecutivas (GIACOMINI et al., 2006) ou pelo somatório dos fluxos com interpolação linear nos intervalos de coletas, assumindo-se que eles tenham sido constantes (ROCHETTE et al., 2004; MEIJIDE et al., 2007). No entanto, no presente trabalho esse cálculo foi realizado de forma a considerar que o fluxo médio entre uma avaliação com fluxo baixo, como por exemplo, aos 7 dias, antes da primeira precipitação não poderia simplesmente compor uma média, com o fluxo elevado após a precipitação, aos 10 dias. Esse fluxo maior elevou-se somente após a precipitação, que nesse caso iniciou-se pouco mais de 8 horas antes da coleta.

Dessa forma, calculou-se os fluxos médios, nas avaliações dos 10, 17, 25 e 52 dias, a fim de se obter uma emissão acumulada mais próxima do verificado, minimizando a possibilidade de superestimativa de emissão de N-N₂O.

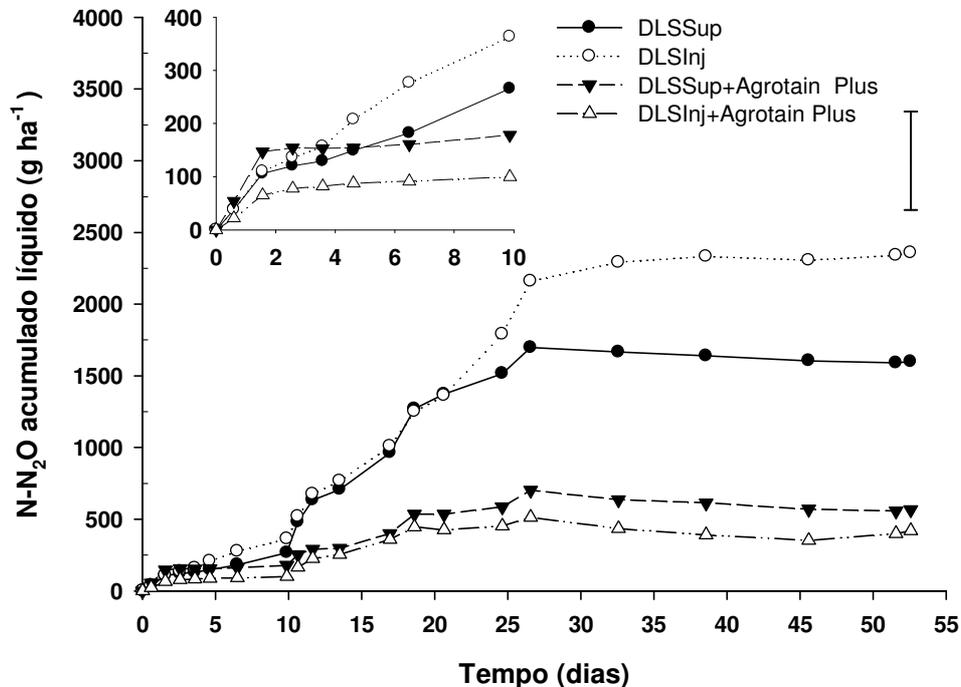


Figura 15 - Emissão acumulada líquida de N-N₂O, após aplicação de dejetos líquidos de suínos em superfície (DLSSup) e injetados no solo (DLSInj) com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus. Barra vertical indica DMS (Tukey 5%).

Ao final do período de 53 dias de avaliação, a emissão de N-N₂O no tratamento DLSInj foi de 2360 g ha⁻¹, 47,5% superior ao emitido no tratamento DLSSup. Esses resultados são confirmados por trabalhos que compararam a aplicação de dejetos animais através da injeção e aplicação superficial como Flessa; Beese (2000), Përala et al. (2006), Wulf et al. (2002). Tais resultados são indicativos que o método de aplicação dos dejetos apresentou influência na emissão de N₂O. Porém esses resultados são confirmados e contrariados por Sistani et al. (2010) que avaliaram a emissão de N₂O em 2007 (141 dias) e 2008 (158 dias), e após aplicarem em superfície e injetarem dejetos líquidos de suínos, em dose equivalente a 200 kg N ha⁻¹, obtiveram perdas de 4645 e 2990 g de N-N₂O ha⁻¹, no ano de 2007, e 1845 e 5218 g de N-N₂O ha⁻¹ no ano de 2008, respectivamente para aplicação superficial e injeção. Essas diferenças levaram os autores a concluir que o método de aplicação dos dejetos e as condições ambientais, as quais apresentaram um padrão diferente nos dois anos de estudo, principalmente em relação às

precipitações, devem ser considerados quando das avaliações das emissões de N_2O . Isso evidencia que os inúmeros fatores relacionados ao clima, solo, dejetos e mesmo a forma de aplicação, apresentam variações que dificultam apontar qual o fator é mais relevante e capaz de influenciar a emissão de N_2O a partir de um solo adubado com dejetos animais.

Pode-se observar dois grupos de tratamentos na figura 15, em relação a emissão acumulada. O grupo dos tratamentos com adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus e aqueles sem adição, sendo que ambos os grupos são separados por diferenças estatística significativa, em relação ao inibidor de nitrificação, porém somente ocorre diferença entre a injeção e aplicação superficial, sem adição de Agrotain Plus.

A emissão acumulada de $N-N_2O$ apresentou três fases distintas, principalmente nos tratamentos com dejetos e sem adição do inibidor de nitrificação, conforme se observa na (Figura 15). Uma fase inicial até os 10 dias após a aplicação, na qual há diferenças pouco significativas entre os tratamentos, tendo nesse período sido emitidos 16,5% e 15,3% do total de N perdido na forma de N_2O durante os 53 dias de avaliação, nos tratamentos DLSSup e DLSInj, respectivamente. Outra fase intermediária, dos 10 aos 27 dias, com significativos aumentos nas emissões nos tratamentos DLSSup e DLSInj em relação as mesmas formas de aplicação, que receberam adição do inibidor de nitrificação. Somente nessa fase em ambos os tratamentos sem adição de Agrotain Plus foi emitido mais de 75% do total, período que coincidiu com os fluxos mais pronunciados e com as precipitações. E uma fase final, de estabilização dos fluxos, a partir de 27 dias até o término do período de avaliação, onde não se observa mais aumentos significativos das emissões. Esses resultados são semelhantes aos observados por Rochette et al. (2008), que ao adicionarem dejetos de bovinos e N sintético, na dose de $150 \text{ kg de N ha}^{-1}$, encontraram de 60 a 90% das emissões de N_2O , até 40 dias após a aplicação. Segundo esses autores o período de maiores emissões coincidiu com os maiores teores de NO_3^- e EPSA superior a 50%. Além disso, os autores ressaltam que características variáveis dos dejetos, a interação com o solo e as práticas agrícolas são responsáveis pela grande variação nas emissões, bem como ressaltam a necessidade de uma melhor caracterização da disponibilidade de C e N dos dejetos para avaliar o impacto da aplicação de dejetos nas emissões de N_2O do solo sob condições de campo.

A fase inicial com emissão de pouco mais de 15% do total emitido, deve ter sido condicionada tanto pela escassez de NO_3^- pelo período de nitrificação do N-NH_4^+ adicionado com os dejetos, bem como pela menor umidade do solo, a qual se manteve próximo à capacidade de campo (dados não publicados). Embora o N_2O possa ser emitido durante a nitrificação (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006) esse deve ter sido o período em que o N amoniacal foi nitrificado, e conforme se observa na figura 15, nesse período as emissões estiveram reduzidas. A segunda fase por sua vez, coincide com o período em que o N nítrico provavelmente não mais estivesse limitando o processo de desnitrificação, bem como o C adicionado com os dejetos ainda se encontrava disponível para a atividade microbiana. Além disso, nesse período concentraram-se as precipitações, e embora o EPSA não tenha superado os 60% na camada de 0-5 cm (Figura 13a), a elevação da umidade, pode ter sido favorável a produção de N_2O por desnitrificação. A estabilização final não pode ser justificada pelo esgotamento do NO_3^- , pois observou-se uma elevação de seus teores (Figura 14), e o possível consumo pela cultura do milho, ou mesmo a sua lixiviação parecem não ter ocorrido. Porém essa estabilização com fluxos reduzidos pode ser reflexo do esgotamento do C solúvel, restando a fração de difícil decomposição, o que associado a condição e menor umidade do solo, devido a um período de 25 dias sem precipitação, condicionaram a emissão semelhante ao tratamento sem adição dos dejetos.

A criação de condições anaeróbias promovidas após a injeção, o menor contato com o ar é a alta concentração dos dejetos no sulco de injeção com possível obstrução dos poros circundantes devem ter promovido condições favoráveis a desnitrificação e a maior emissão de N_2O nesse tratamento. A redução da disponibilidade de O_2 devido a intensa mineralização dos compostos orgânicos adicionados com os dejetos devem ter criado microambientes com atividade desnitrificante (DENDOOVEN et al., 1998).

A adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus aos dejetos reduziu significativamente a emissão acumulada de $\text{N-N}_2\text{O}$, sem diferenças entre a injeção e a aplicação superficial destes materiais (Figura 15). Com relação ao efeito do Agrotain Plus, os resultados obtidos são confirmados por outros trabalhos com adição de DCD em dejetos líquidos de suínos a campo como o de Meijide et al. (2007), Vallejo et al. (2005) e de bovinos em laboratório como o de Tao et al. (2008).

A redução na emissão pela adição de Agrotain Plus quando os dejetos foram injetados foi de 82% e quando aplicados em superfície de 64%, em relação aos mesmos tratamentos sem adição do inibidor de nitrificação, demonstrando um efeito ambiental significativo na mitigação das perdas de N-N₂O. Tao et al. (2008), sob condições controladas encontraram significativas reduções pela adição de DCD, tanto após aplicação superficial quanto após incorporação de dejetos bovinos oriundo de digestão anaeróbia. As perdas foram reduzidas de 0,523 mg de N-N₂O no tratamento com aplicação superficial sem DCD para 0,109 mg de N-N₂O no mesmo tratamento com DCD. Essa mesma dinâmica ocorreu após a incorporação com emissão de 0,093 mg e 0,025 mg de N-N₂O, respectivamente sem DCD e com DCD. Deve-se destacar que o tratamento com incorporação relatado no trabalho de Tao et al. (2008) distingue-se da injeção, pois naquele os dejetos foram misturados uniformemente ao solo, o que dificulta a formação de sítios com alta concentração de C e N lábeis, além do que o experimento foi realizado sob condições controladas de temperatura e umidade do solo. Os autores ressaltam, no entanto a importância de avaliar a adição de DCD a campo, submetendo esse composto misturado a dejetos em condições ambientais.

As evidências observadas indicam um efeito significativo no aumento da emissão de N₂O pela injeção dos dejetos de suínos no solo em comparação com a aplicação superficial, embora essa diferença não tenha sido tão pronunciada. Da mesma forma foi possível verificar o importante efeito do inibidor DCD presente no Agrotain Plus, misturado os dejetos, na mitigação das emissões de N₂O, independente da forma de aplicação, demonstrando que a injeção associada ao inibidor de nitrificação pode ser uma estratégia promissora.

4.4.3 N-N₂O emitido em relação ao N adicionado

As maiores perdas de N-N₂O em relação ao N adicionado ocorreram no tratamento onde os dejetos foram injetados no solo, seguido da aplicação superficial (Figura 16). No presente estudo as perdas após 53 dias de avaliação atingiram 1,64% do N aplicado no tratamento com injeção e 1,1% quando da aplicação superficial, na forma de N-N₂O. Maiores emissões de N-N₂O quando da injeção, são confirmados por Flessa; Beese (2000), que encontraram perdas de 3,3% para

injeção e 0,2% para aplicação superficial de dejetos líquidos de bovinos, em laboratório, e por Vallejo et al. (2005) após injeção de dejetos líquidos de suínos a campo, com perdas de 2,95%, enquanto pela aplicação superficial houve redução para 1,6%. Embora com porcentagens diferentes de N-N₂O emitido em relação ao N aplicado, os estudos demonstram que a injeção dos dejetos, tende a aumentar ainda que de forma variável a emissão de N-N₂O, confirmando o que foi observado no presente trabalho.

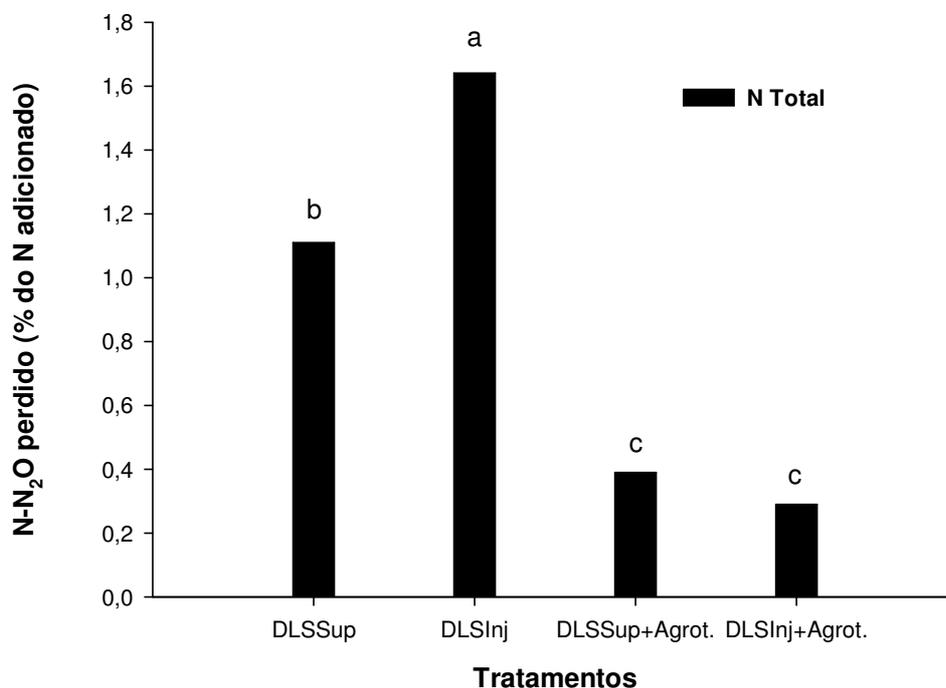


Figura 16 - Porcentagem de N-N₂O perdido em relação ao N adicionado, após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em superfície (DLSSup) e injetados no solo (DLSInj), com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus.

Alguns dos aspectos envolvidos nas emissões já foram discutidos anteriormente, porém cabe ressaltar que condições ambientais favoráveis como elevadas temperaturas do ar e do solo, precipitações e a concentração de elevada quantidade de dejetos ricos em N amoniacal e C lábil, em um volume restrito de solo, devem ser os principais responsáveis pela maior emissão quando os dejetos são injetados no solo. Essas condições devem favorecer a formação de regiões de anaerobiose, tanto pela intensa atividade microbiana quanto pela restrição de O₂ motivada pela água das precipitações ocupando os poros do solo. As mesmas condições ambientais atuaram quando os dejetos foram aplicados em superfície,

entretanto sua distribuição mais uniforme no solo, aliado às maiores perdas de N por volatilização de amônia, bem como a disponibilidade de C lábil somente na superfície do solo com parte deste retido na palha (AITA et al., 2006), devem ter limitado a atividade microbiana.

O IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, 1996) utiliza como fator de emissão 1,25% do N adicionado ao solo que é emitido na forma de N_2O , anualmente, independente do tipo de adubo utilizado (dejetos ou fertilizante mineral), quantidade ou forma de aplicação. Conforme o IPCC (1996) esse fator médio de emissão, situa-se entre o mínimo de 0,25% e o máximo de 2,25%. Os resultados obtidos no presente trabalho de 1,64% para a injeção e 1,1% para a aplicação superficial, em um período de 53 dias pode ser considerado elevado em relação ao fator do IPCC, considerando o período curto de avaliação. No entanto deve-se ressaltar que essa porcentagem perdida é de N- N_2O . Se for considerada a perda na forma do gás N_2O os valores passam para 2,57% para injeção e 1,74% para aplicação superficial, teores elevados em relação ao padrão do IPCC, inclusive para a aplicação superficial.

As menores perdas de N- N_2O em porcentagem do N total aplicado ocorreram nos tratamentos com adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus. No tratamento DLSSup+Agrotain Plus foi perdido o equivalente a 0,29% do N aplicado e no tratamento DLSInj+Agrotain Plus a perda foi de 0,39%, sem diferença significativa entre si. A redução de perdas observada no presente trabalho para aplicação superficial, 3,8 vezes menor quando da adição de Agrotain Plus, é semelhante ao obtido por Meijide et al. (2007). Naquele estudo os autores encontraram perdas 3,2 vezes menor no tratamento com dejetos líquidos de suínos misturados a DCD em relação a aplicação superficial sem o inibidor de nitrificação. Em relação a injeção dos dejetos com a mistura de Agrotain Plus, a diferença pelo efeito da forma de aplicação se acentua, atingindo 5,7 vezes menos perdas que as observadas na injeção sem o inibidor de nitrificação, o que demonstra maior efeito na redução da emissão de N_2O quando os dejetos que receberam adição de DCD foram injetados ao solo. A diferença verificada neste tratamento é semelhante à obtida por Vallejo et al. (2005), que avaliaram a injeção de dejetos líquidos de suínos com e sem DCD, tendo encontrado redução na emissão de N_2O em relação ao N aplicado de 5,9 vezes pelo efeito da DCD.

Os resultados obtidos demonstram que a mistura do inibidor de nitrificação Agrotain Plus aos dejetos líquidos de suínos constitui-se em estratégia capaz de mitigar a emissão de N_2O , tanto para dejetos aplicados em superfície quanto para aqueles injetados ao solo.

4.4.4 Fluxos de C-CO₂ para a atmosfera

Os fluxos de C-CO₂ aumentaram pela adição dos dejetos, mas não apresentaram diferenças significativas entre a injeção e a aplicação superficial. No experimento 1, durante a maior parte do período de avaliação, os fluxos de C-CO₂ mantiveram-se superiores no tratamento com injeção, porém sem diferença significativa (Tukey 5%) para a aplicação superficial (Figura 17), assim como ocorreu no experimento 2 (Figura 18). Outro aspecto comum entre os dois experimentos é demonstrado pela ocorrência dos maiores fluxos nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos, sendo que a diferença entre os tratamentos com dejetos e a testemunha sem dejetos persistiu por 48 horas no experimento 1 e por 61 horas no experimento 2, demonstrando uma dinâmica semelhante de emissão inicial, após aplicação.

O pico de emissão inicial, nas primeiras 24 horas após a aplicação no experimento 1 chegou a 2,7 kg de C-CO₂ ha⁻¹ dia⁻¹ (Figura 17) enquanto no experimento 2, 14 horas após a aplicação atingiu em média 6,2 kg de C-CO₂ ha⁻¹ dia⁻¹ (Figura 18). Estes fluxos não tem como origem a decomposição microbiana dos compostos presentes nos dejetos, mas sim a liberação do CO₂ neles dissolvido e àquele formado a partir do ácido carbônico (HCO₃⁻) e carbonatos (CO₃²⁻) gerados durante o armazenamento (FLESSA; BEESE, 2000; GIACOMINI, 2005). Fluxos mais elevados nos primeiros dias após a aplicação de dejetos são relatados em outros trabalhos com aplicação de dejetos líquidos de suínos, como Aita et al. (2006), Rochette et al. (2004) e Sistani et al. (2010).

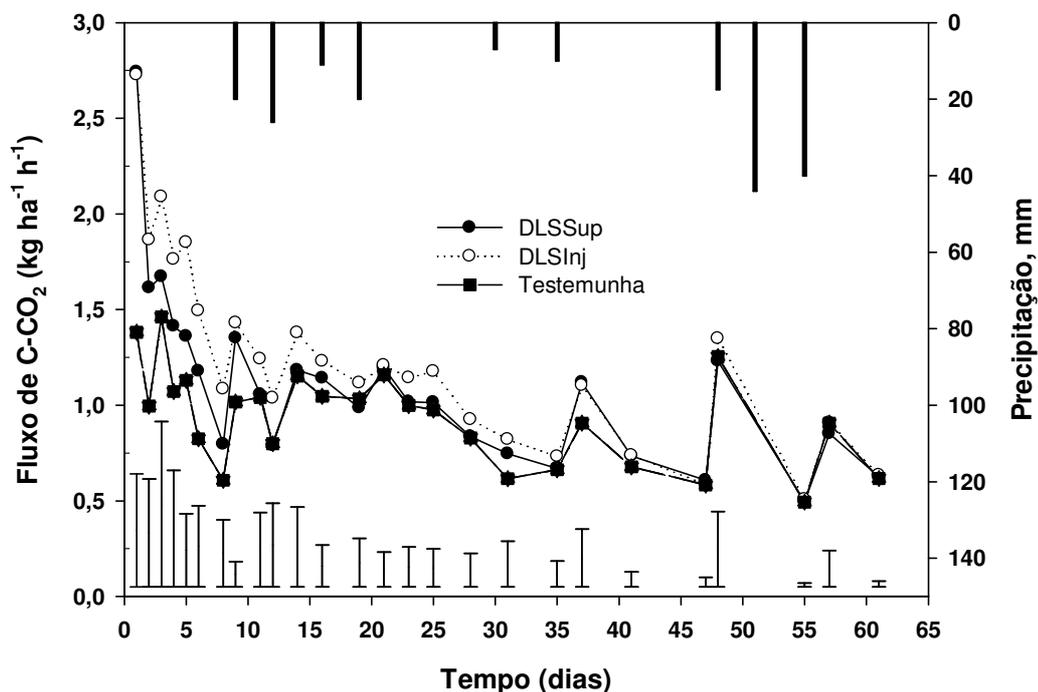


Figura 17 - Fluxo de C-CO₂ após aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos ao solo (DLSSup), com injeção (DLSInj), sem aplicação de dejetos (Testemunha) e precipitação pluviométrica, no experimento 1. As barras verticais representam a DMS (Tukey 5%).

Além das diferenças temporais, de local, cobertura do solo, entre os dois experimentos, além da forma de coleta dos gases, um dos aspectos que deve ter contribuído para a maior emissão inicial de C-CO₂ no experimento 2 em relação ao experimento 1 pode ser pela quantidade de C adicionado com os dejetos, que naquele experimento foi de 654 kg ha⁻¹, 33% superior ao adicionado no experimento 1. A decomposição da uréia e dos ácidos orgânicos voláteis ocorre de forma distinta de acordo com o tempo, forma e teores de sólidos presente nos dejetos durante seu armazenamento, sendo que quando da aplicação as condições de pH alcalino dos dejetos, no presente trabalho de 7,6 e 7,7, e a acidez do solo 5,4 e 5,3, respectivamente nos experimentos 1 e 2, condicionam a rápida liberação dos carbonatos (SOMMER; SHERLOCK, 1996).

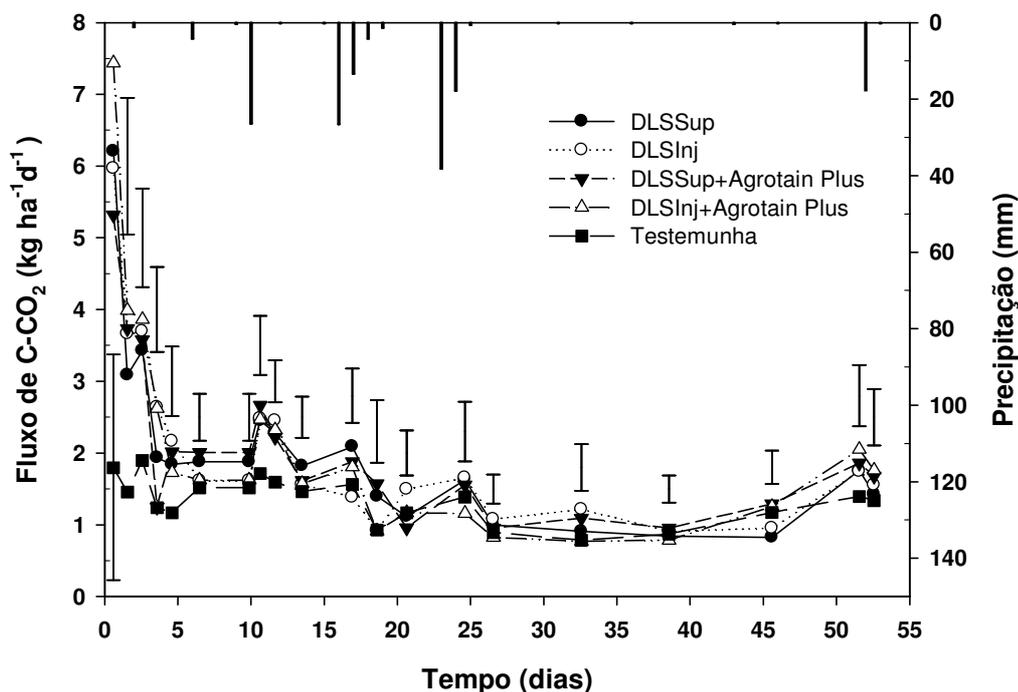


Figura 18 - Fluxos de C-CO₂ do solo no tratamento testemunha sem dejetos e após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em superfície (DLSSup) e injeção (DLSInj), com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus e precipitação pluviométrica, no experimento 2. As barras verticais representam a DMS (Tukey 5%).

Após essa liberação nas horas seguintes a aplicação, o C-CO₂ emitido passa a ser formado pela mineralização do C presente nos dejetos e na matéria orgânica do solo, além daquele presente na palha de aveia, sendo que o efeito da palha deve ocorrer principalmente no tratamento com aplicação superficial. A diferença em relação ao contato com a palha, entre a injeção e a aplicação superficial precisa ser evidenciada, pois na injeção os dejetos são colocados em subsuperfície, sendo restrito seu contato com a palha mantida na superfície do solo. Dessa forma a população microbiana concentraria sua atividade somente na fração solúvel dos dejetos, obtendo destes C e energia, não havendo assim interferência, ao menos nos dias iniciais, dos dejetos na decomposição da palha de aveia. Isso deve ter contribuído para os aumentos dos fluxos no tratamento com injeção, conforme observa-se no experimento 1 (Figura 17). Na aplicação superficial parte da fração sólida dos dejetos deve ficar retida na palha mantida na superfície do solo, reduzindo assim o contato dos dejetos com o solo, inibindo a atividade microbiana na superfície. Esse efeito foi ressaltado por Aita et al. (2006) quando compararam aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos (DLS) sobre palha e em solo

descoberto, tendo obtido maiores fluxos quando os dejetos foram aplicados sobre o solo descoberto, segundo os autores devido a barreira física criada pela palha de aveia no tratamento em solo coberto. Giacomini et al. (2008) avaliando incorporação e aplicação superficial de DLS, também encontraram maior emissão de CO₂ após incorporação tanto dos dejetos quanto da palha de aveia, em relação a aplicação superficial. Esses resultados demonstram que, mesmo com as diferenças entre a injeção e a incorporação, a mistura dos resíduos ou sua aplicação em subsuperfície potencializam a atividade microbiana, principalmente nos dias iniciais após a aplicação, quando o C facilmente decomponível é mais abundante.

Os maiores fluxos apresentados no tratamento com injeção, observados no experimento 1, após a liberação inicial do CO₂ presente nos dejetos, e antes das primeiras precipitações, em ambos os experimentos, mesmo que sem diferença significativa em relação a aplicação superficial, também podem ter contribuição da liberação do CO₂ aprisionado no próprio solo, o qual pode difundir-se após a ruptura do solo no sulco de injeção. Reicosky; Archer (2007) atribuíram a rápida liberação de CO₂, após mobilização do solo em preparo convencional, a liberação do CO₂ retido no interior do solo. Após isso, o distúrbio provocado pelo revolvimento cria condições favoráveis para oxidação de mineralização do C orgânico do solo (JABRO et al., 2008), que no caso da injeção constitui-se na porção de solo equivalente ao sulco de injeção. Outro aspecto que deve-se considerar é em relação o elevado volume de líquidos adicionados no sulco, o qual deve ter mantido um teor de umidade mais elevado por mais tempo, devido a proteção dos dejetos pelo solo, nessa região de concentração do material orgânico adicionado.

Pelos fluxos medidos durante os 61 dias de avaliação no experimento 1, é possível observar três períodos relativamente distintos, na cinética de emissão, entre os tratamentos onde os dejetos foram injetados e aplicados em superfície (Figura 17). O primeiro, nos 8 dias iniciais quando a taxa média de emissão de C-CO₂ no tratamento com injeção dos dejetos superou a do tratamento com aplicação superficial em 0,3 kg ha⁻¹ h⁻¹ (1,84 kg ha⁻¹ h⁻¹ - 1,54 kg ha⁻¹ h⁻¹). O segundo período entre 8 e 35 dias, quando os fluxos estão decrescendo possivelmente pelo esgotamento da fonte carbonada dos dejetos, onde o tratamento com injeção emitiu 0,13 kg ha⁻¹ h⁻¹ de C-CO₂ a mais que aquele com aplicação superficial (1,12 kg ha⁻¹ h⁻¹ - 0,99 kg ha⁻¹ h⁻¹). Nessa fase, que segundo Rochette et al. (2000) pode ser chamada de fase de ajustamento, as diferenças entre os tratamentos com dejetos e

a testemunha decrescem gradualmente, pois o substrato decomponível para a comunidade microbiana heterotrófica está se esgotando. O último período, dos 35 até os 61 dias em que a taxa média de emissão de C-CO₂ não apresenta diferenças entre os tratamentos, inclusive em relação à testemunha sem dejetos. Pode-se observar que independente da forma de aplicação dos dejetos, as maiores emissões ocorreram na fase inicial, nos 8 dias após a aplicação. Esses resultados são justificados pela intensa decomposição microbiana da fração orgânica solúvel em água presente nos dejetos (GIACOMINI et al., 2008).

O efeito das precipitações no aumento dos fluxos, em todos os tratamentos, pode ser observado tanto no experimento 1 quanto no experimento 2 (Figuras 17 e 18). Em ambos não se observa diferenças entre a forma de aplicação, sendo que no experimento 2, também não apresentou efeito nos fluxos de C-CO₂ pela adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus. Como a população microbiana depende tanto da fonte de energia quanto de umidade para manter sua atividade, a alternância de ciclos de umedecimento e secagem do solo, faz oscilar a emissão de CO₂, sendo esta aumentada em condições de umidade favorável e reduzida quando da deficiência de água. Incrementos nos fluxos por aumento da umidade do solo após ocorrência de chuvas, também foi observado por Aita et al. (2006), sendo que naquele trabalho a maior magnitude dos picos de emissão de C-CO₂ ocorreram no tratamento com palha, em relação ao solo descoberto, devido aos compostos carbonados mais facilmente oxidáveis presentes na palha adicionada, enquanto que na matéria orgânica do solo predominam compostos recalcitrantes. Esse efeito das precipitações e aumento umidade, é de curta duração, no entanto evidencia que a taxa de decomposição dos materiais orgânicos adicionados ao solo, está intimamente relacionado aos ciclos de umedecimento e secagem do solo.

Dentre os trabalhos encontrados sobre o efeito da mistura de inibidores de nitrificação misturados a dejetos animais, em nenhum deles foi avaliada a emissão de CO₂ a campo. Somente no trabalho de Dendooven et al. (1998), em condições de laboratório a emissão foi medida, porém os autores não fazem referência a dinâmica dos fluxos de CO₂ observados, somente em relação a emissão acumulada. Isso evidencia a necessidade de mais estudos sobre os efeitos nas emissões de CO₂ após adição de inibidores de nitrificação.

Os resultados do presente estudo confirmam os observados em outros trabalhos, quanto ao aumento da emissão de C-CO₂ pela adição de dejetos líquidos

de suínos, bem como indicaram que os fluxos não apresentaram diferenças pela forma de aplicação dos dejetos. No entanto outros trabalhos devem ser realizados para melhor avaliar o efeito da injeção de dejetos líquidos de suínos misturados a inibidores de nitrificação, por serem ambas tecnologias de aplicação e manejo de dejetos em fase inicial de adoção no Brasil e com carência de informações sobre sua eficácia.

4.4.5 Emissão acumulada de C-CO₂

A emissão acumulada de C-CO₂ aumentou quando os dejetos líquidos de suínos foram injetados ao solo, em relação a aplicação superficial no experimento 1 (Figura 19). A emissão total líquida ao final de 61 dias, pelo efeito da injeção foi de 258,7 kg de C-CO₂ ha⁻¹, enquanto pela aplicação superficial 125,2 kg de C-CO₂ ha⁻¹. No experimento 2 não houve diferença na emissão acumulada de C-CO₂, considerando a injeção e a aplicação superficial, com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus (Figura 20).

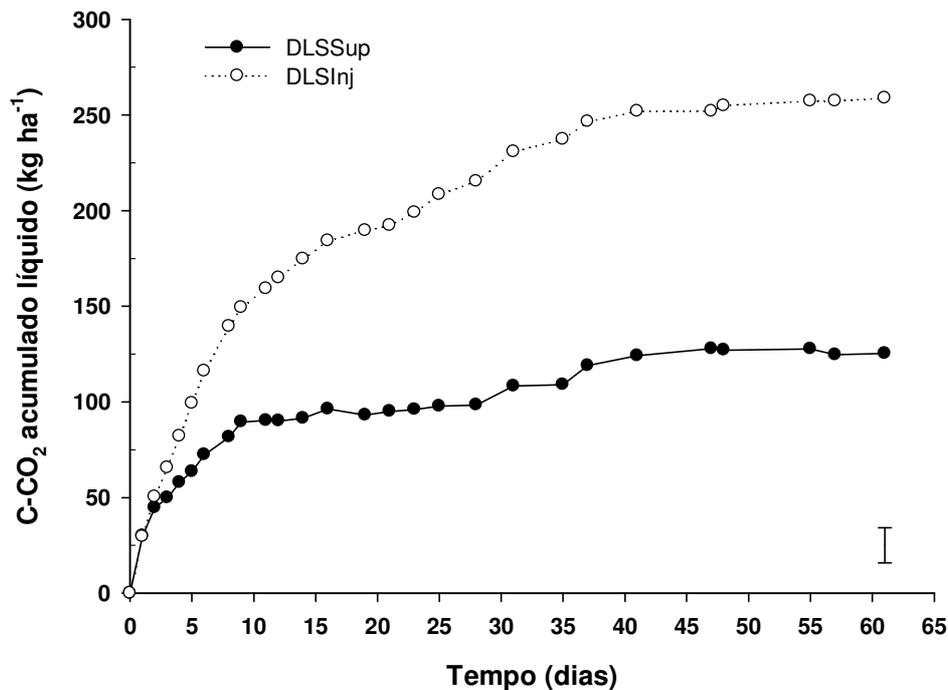


Figura 19 - Emissão acumulada líquida de C-CO₂ após aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos (DLSSup) e com injeção (DLSInj) ao solo, no experimento 1.

Os resultados observados no experimento 1 são contrários ao obtidos nos poucos trabalhos encontrados em que os dejetos animais tenham sido injetados no solo e a emissão de CO₂ tenha sido avaliada. Num destes estudos, Sistani et al. (2010), avaliaram em dois anos seguidos, 2007 (141 dias) e 2008 (158 dias), a emissão de CO₂ e não encontraram diferenças entre a aplicação em superfície em plantio direto e injeção. Segundo os autores a emissão de CO₂ após aplicação de dejetos animais no solo, depende de condições edafoclimáticas favoráveis, da composição dos dejetos, do tipo de solo e não do método de aplicação.

O padrão de emissão apresentado no experimento 1 foi distinto para as duas formas de aplicação dos dejetos (Figura 19). No tratamento onde os dejetos foram colocados na superfície do solo, até os 9 dias havia sido emitido 71% do CO₂, e nos 51 dias restantes houve uma tendência a estabilização com aumento menor e emissão dos 29% restantes. Isso representa uma emissão média diária de 8,9 kg C-CO₂ ha⁻¹ nos primeiros 9 dias e de 0,69 kg ha⁻¹ nos 52 dias seguintes. No tratamento com injeção dos dejetos, aos 9 dias havia sido emitido 58%, com uma média diária de 16,6 kg ha⁻¹, e no período de tempo restante a média caiu para 2,1 kg ha⁻¹. Observa-se que a intensidade da emissão pelo efeito da injeção, foi maior nos primeiros 9 dias em 7,7 kg ha⁻¹ dia⁻¹, e nos dias seguintes em 1,41 kg ha⁻¹, em relação a aplicação superficial. Tal dinâmica indica que a fração de C lábil adicionada com os dejetos, esgotou-se rapidamente quando da aplicação superficial, sendo que quando os dejetos foram injetados, o maior contato com o solo, prolongou a mineralização desse C em relação a sua aplicação na superfície.

Quando da aplicação superficial, no período inicial de 9 dias após a aplicação, a fração do C presente nos dejetos que está acessível aos microrganismos apresenta um intenso e curto período de decomposição, que se refletiu em aumento da emissão de CO₂ menor que pela injeção, devido ao menor contato dos dejetos com o solo, já que parte da matéria seca aplicada com os dejetos deve ter ficado retida na palha. Em contrapartida, quando da injeção a atividade microbiana além de ser intensa logo após a aplicação, é duradoura, pois os dejetos colocados sob a superfície do solo estão mais concentrados e acessíveis à ação microbiana, mesmo a fração mais recalcitrante. Rochette et al. (2000) referem-se em seu trabalho, no qual avaliaram o efeito de 19 anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos em superfície, em doses de 60 e 120 Mg ha⁻¹, a duas fases, sendo uma fase inicial exponencial, na qual ocorre a rápida decomposição do C lábil, e a segunda linear,

com emissão mais baixa, na qual está provavelmente está sendo provavelmente decomposto o C recalcitrante presente nos dejetos. Essa fase exponencial pode ser observada no experimento 1 (Figura 19), a qual ocorre até 20 dias após a aplicação, estágio em que no tratamento com injeção havia sido emitido 100% mais C-CO₂ do que no tratamento com aplicação superficial.

A maior emissão de C-CO₂ no tratamento onde os dejetos foram injetados também podem ser resultado da mobilização do solo no sulco, operação que favorece a entrada de O₂ e nos primeiros dias após a aplicação aumenta a umidade pela aplicação de elevada quantidade de líquido em volume reduzido de solo. Além disso, como a área do experimento 1 vinha sendo manejada no sistema de plantio direto, a ruptura da camada superficial deve ter favorecido com que o CO₂ aprisionado no interior do solo fosse liberado para a atmosfera. Mesmo considerando que a injeção seja tratada como a forma de aplicação mais adequada para o sistema de plantio direto (SISTANI et al., 2010), no presente trabalho houve um revolvimento estimado do solo que chegou a 4000 m² ha⁻¹ (40% ha⁻¹). Esse revolvimento, mesmo que atinja no máximo 0,1 m de profundidade pode ser suficiente para condicionar uma maior emissão de CO₂ devido a essa mobilização, semelhante a operação de incorporação dos dejetos ao solo. No entanto deve-se salientar que na injeção há somente a ruptura do solo, diferentemente da incorporação em que há uma intensa mobilização em área total e conforme o equipamento utilizado ocorre inversão das camadas superficiais do solo. Com o revolvimento no sulco de injeção pode estar sendo intensificada a emissão de CO₂, não somente após a operação, mas também por alguns dias, pois o sulco com solo desagregado favorecerá a entrada de O₂, além de condicionar uma região preferencial para o acúmulo de água, onde o aumento da umidade deve incrementar a atividade microbiana, com reflexos na emissão de CO₂.

No experimento 2, a forma de aplicação dos dejetos de suínos não afetou a emissão acumulada de C-CO₂, com ou sem adição de Agrotain Plus (Figura 20). Resultados semelhantes são relatados em alguns trabalhos com adição de dejetos animais, tanto bovinos quanto suínos. Flessa; Beese (2000) avaliaram em condições controladas os efeitos da aplicação superficial e injeção de dejetos líquidos de bovinos, e não encontraram diferenças na emissão acumulada de C-CO₂, após 9 semanas. No entanto, no presente trabalho tais diferenças no padrão de emissão acumulada do experimento 1 em relação ao experimento 2 podem ter sido

condicionadas pela forma de aplicação, pois no experimento 1 a injeção foi realizada com o equipamento e no experimento 2 foi realizada simulação com o injetor, sendo a aplicação feita manualmente e o sulco coberto com enxada. Dessa forma, no experimento 2 pode ter sido colocado um maior volume de solo sobre o sulco com dejetos, o que deve ter restringido a entrada de O_2 , e no tratamento onde os dejetos foram injetados, não foi favorecida a emissão de CO_2 em relação a aplicação dos dejetos na superfície do solo, como foi observado no experimento 1.

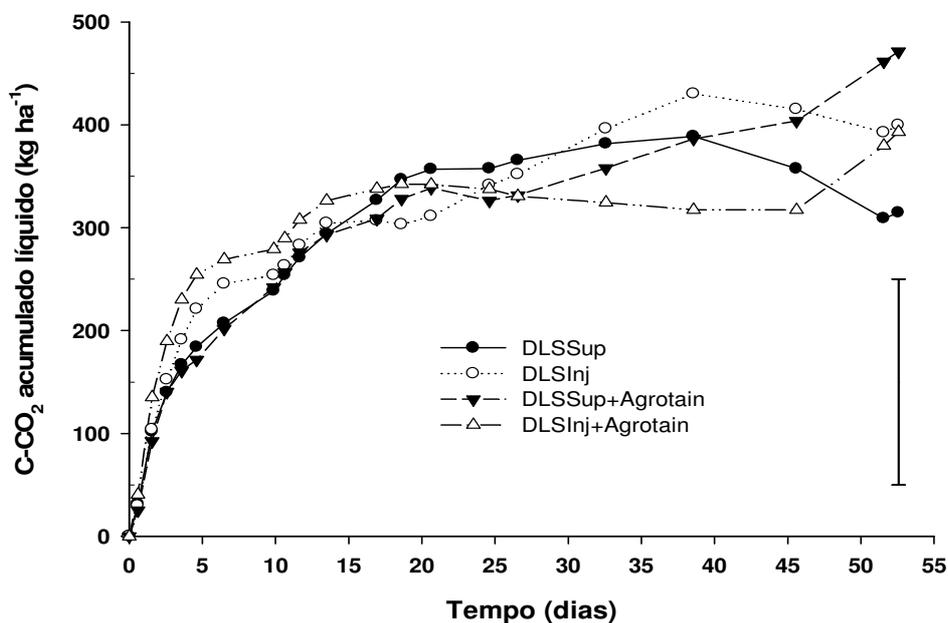


Figura 20 - Emissão acumulada líquida de $C-CO_2$, após aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em superfície (DLSSup) e injetados no solo (DLSInj), com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus, no experimento 2. A barra vertical representa DMS (Tukey 5%).

O fato de a emissão acumulada de $C-CO_2$ não ter diferido entre os tratamentos com aplicação superficial e injeção dos dejetos, indica que na condição de solo do experimento 2, diferentemente do experimento 1 o revolvimento no sulco de injeção não favoreceu a mineralização do C adicionado com os dejetos, nem o C da MOS. Mesmo com a mobilização do solo os efeitos não foram maiores do que a distribuição dos dejetos na superfície, sem qualquer distúrbio mecânico ao solo.

Resultados sem diferenças na emissão de CO₂ entre a aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos e sua injeção no solo, também foram encontrados por Dendooven et al. (1998) em incubação de laboratório durante 15 dias a 25°C. Naquele trabalho os autores salientam sua opção por trabalhar em condições de laboratório, onde as variações espaciais e temporais do campo, são neutralizadas, e não interferem na atividade decompositora.

Em relação a adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus, não foi observado efeito sobre a emissão de C-CO₂, conforme pode ser verificado na figura 20, independente se os dejetos foram injetados ou aplicados em superfície. Mesmo que nas últimas duas avaliações o tratamento com aplicação superficial e adição de Agrotain Plus tenha superado os demais, essa diferença não foi significativa. Isso demonstra que o inibidor de nitrificação não afetou a comunidade microbiana heterotrófica que atuou na decomposição dos dejetos, potencializando a emissão de CO₂ em relação ao tratamento sem dejetos. No entanto, esse resultado é contrário ao encontrado por Dendooven et al. (1998b) que avaliaram em laboratório o efeito da adição do inibidor dicianodiamida (DCD) em dejetos de suínos, tendo observado redução de 22% do CO₂ emitido em relação ao tratamento sem adição de DCD. Salientando as condições controladas, os autores reconheceram que a DCD afetou a atividade microbiana decompositora.

4.4.6 Fluxos de C-CH₄ para a atmosfera

As emissões de metano foram aumentadas nos tratamentos com adição dos dejetos suínos, somente logo após a aplicação (Figura 21). Nas primeiras 14 horas concentrou-se todo o fluxo ocorrido no período de avaliação, sendo que o tratamento que superou os demais foi aquele onde os dejetos foram injetados com adição de Agrotain Plus (DLSInj+Agrotain Plus). Emissões nas primeiras horas após aplicação de dejetos tanto de bovinos quanto de suínos, sendo 90% nas primeiras 24 horas foram encontradas por Chadwich et al. (2000).

As emissões acumuladas encontradas foram baixas atingindo 69, 16,5 e 7,2 mg ha⁻¹, respectivamente para DLSInj+Agrotain Plus, DLSInj e DLSSup+Agrotain Plus, e valores negativos para DLSSup e Testemunha.

Esse padrão inicial de emissão de C-CH₄ imediatamente após a aplicação de dejetos animais é presumivelmente originado da volatilização do CH₄ dissolvido e da degradação microbiana de ácidos graxos de cadeia curta (C₂-C₅) presente nos dejetos (STEVENS; CORNFORTH, 1974 apud CHADWICK et al., 2000). Esses ácidos são precursores da formação de CH₄ e tendem a desaparecer rapidamente num período de 24 a 48 h após aplicação dos dejetos no solo (SOMMER et al., 1996). No trabalho de Sommer et al. (1996), no qual incubaram dejetos líquidos de suínos, as emissões iniciais foram associadas ao metano dissolvido nos dejetos nas primeiras 24 horas, e a degradação dos ácidos voláteis, que desapareceram dentro desse período. Tais resultados tem relação com o aumento na concentração de O₂ nos dejetos após sua aplicação, pois sendo a metanogênese realizada por bactérias anaeróbias, estas são muito sensíveis à concentração de oxigênio nos dejetos, condição que favorece a ação das bactérias metanotróficas, capazes de drenar CH₄ atmosférico. Não foram realizadas relações da emissão de C-CH₄ no presente trabalho, pois os fluxos foram muito baixos logo após a aplicação e negativos no decorrer das avaliações.

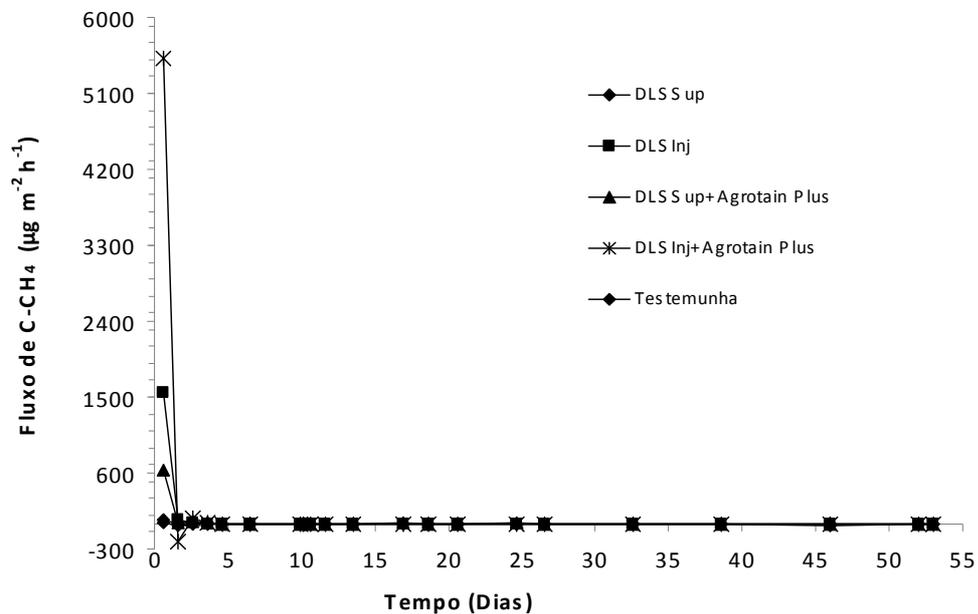


Figura 21 - Fluxos de C-CH₄ no tratamento testemunha e nos tratamentos em que os dejetos líquidos de suínos (DLS) foram aplicados em superfície (DLSSup) ou injetados no solo (DLSInj), com e sem adição do inibidor de nitrificação Agrotain Plus.

4.4.7 Emissões em CO₂ equivalente

Segundo o IPCC (2007) uma emissão em equivalente CO₂ (eq-CO₂) é a quantidade de emissão de CO₂ que ocasionaria durante um tempo determinado, o mesmo forçamento radioativo do gás que está sendo convertido em CO₂. Para cada gás, se obtém a emissão de CO₂ equivalente multiplicando o seu potencial de aquecimento global (PAG), pela quantidade emitida num determinado tempo. A soma dos valores equivalentes em CO₂ dos GEE constitui-se num valor de referência para comparar emissões dos diferentes gases, sobre o efeito de um determinado manejo ou técnica de aplicação de dejetos, por exemplo.

Assim considerando que o PAG do CO₂ é igual a 1 e do N₂O equivale a 296 vezes o CO₂, pode-se calcular o efeito em termos de equivalente CO₂ da injeção (DLSInj) e da aplicação superficial (DLSSup) dos dejetos líquidos de suínos sem adição de Agrotain Plus, e com adição (DLSInj+Agrotain Plus e DLSSup+Agrotain Plus). Após 53 dias de avaliação do experimento 2, tendo sido as quantidades perdidas de N-N₂O e o C-CO₂ convertidas para N₂O e CO₂, bem como essas quantidades já somadas, foram obtidos os seguintes valores em kg eq-CO₂: DLSInj= 1646 kg; DLSSup= 1174 kg; DLSSup+Agrotain Plus=910 kg; DLSInj+Agrotain Plus=734 kg.

Observa-se pelos resultados acima que a injeção dos dejetos apresentou maior emissão em eq-CO₂, ressaltando a diferença verificada em relação a aplicação superficial quando se avaliou somente a emissão de N₂O, bem como evidenciam que a adição de Agrotain Plus foi eficaz em reduzir as emissões totais, com destaque para o tratamento onde os dejetos foram misturados ao inibidor de nitrificação e injetados no solo.

4.5 Conclusões

- A injeção subsuperficial dos dejetos líquidos de suínos em plantio direto aumentou a emissão de N₂O em relação à aplicação superficial;
- A mistura do inibidor de nitrificação (DCD), contido no produto Agrotain Plus aos dejetos líquidos de suínos aplicados ao solo reduziu significativamente a emissão de N₂O independente da forma de aplicação;

- Aumentos nos fluxos de CH₄ só ocorreram logo após aplicação dos dejetos no solo, sem diferenças entre os tratamentos.

4.6 Sugestões de estudos futuros

Os resultados obtidos no presente trabalho e a constatação de que há uma lacuna, tanto no Brasil como em nível internacional, quanto à avaliação do impacto ambiental e agrônômico da injeção de dejetos líquidos de suínos e do seu uso associado com inibidores de nitrificação como a DCD, permitem propor os seguintes temas para estudos futuros:

Avaliar as emissões gasosas de NH₃ variando a profundidade de injeção dos dejetos e o tipo de solo;

Comparar a emissão de NH₃, através de métodos estáticos e dinâmicos;

Avaliar, simultaneamente a volatilização de NH₃, o efeito da forma de aplicação dos dejetos (superfície x injeção) e de DCD sobre as principais vias de perda de N, com destaque para as emissões gasosas (N₂O, N₂), a lixiviação de NO₃⁻ e o escoamento superficial;

Incluir nas avaliações a resposta das culturas, para estabelecer a eficiência técnica e econômica da injeção e do uso de DCD;

Selecionar equipamentos que permitam injetar os dejetos em áreas de plantio direto, com demanda mínima de energia fóssil para o seu tracionamento e com a máxima cobertura possível dos sulcos de injeção.

Avaliações quanto à eficiência da injeção na redução da emissão de odores, também carecem de estudos, visto que o incômodo causado pelo espalhamento superficial dos dejetos necessita de medidas efetivas de controle, embora esse aspecto seja mais relacionado ao desconforto do que a problemas ambientais. Nesse sentido deve-se considerar que o incômodo provocado pelo mau cheiro dos dejetos, principalmente de suínos, reduz a qualidade de vida nas regiões envolvidas como relatado em alguns estudos (BLANES-VIDAL et al., 2009a, 2009b; FILHO et al., 2002).

REFERÊNCIAS

AITA, C.; CHIAPINOTTO, I.C.; GIACOMINI, S.J.; HÜBNER, A.P.; MARQUES, M.G. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p.149-161, 2006.

_____; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 1, p. 95-102, 2007.

ALMEIDA, A. C. R. **Uso associado de esterco líquido de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura do milho**. 2000. 144f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2000.

ASING, J. et AL. Assesment of nitrogen losses from urea and na organic maure with and without nitrification inhibitor, dicyandiamide, applied to lettuce under glasshouse conditions. **Australian Journal of Soil Research**, v. 46, p. 535-541, 2008.

BASSO, C. J. et al. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. **Ciência Rural**, v. 34, n. 6, p. 1773-1778, 2004.

BLANES-VIDAL, V. et al Characterization of odor released during handling of swine slurry: Part II. Effect of production type, storage and physicochemical characteristics of the slurry. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 3006–3014, 2009b.

____ et al. Characterization of odor released during handling of swine slurry: Part I. Relationship between odorants and perceived odor concentrations. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 2997–3005, 2009a.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Pesquisa Agropecuária. Divisão de Pesquisa Pedológica. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul**. Recife, 1973. 431p. (Boletim Técnico, 30).

CANTARELLA, H. et al. Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. **Scientia agricola**, v. 65, n. 4, p. 397-401, 2008.

CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Seqüestro de carbono em solos na América Latina. **Boletim informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 32, p. 40-44, 2007.

CHADWICK, D. R.; PAIN, B. F.; BROOKMAN, S. K. E. Nitrous oxide methane emissions following application of animal manures to grassland. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 277-287, 2000.

CHANTIGNY, M. H. et al. Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry. **Soil Science Society American Journal**, v. 68, p. 306-312, 2004.

_____ et al. Ammonia volatilization following surface application of raw and treated liquid swine manure. **Nutrient Cycling in Agroecosystem**, 2009.

_____; ROCHETTE, P.; ANGERS; D. A. Short-term C in the cumulative NH₃-N losses were not statistically and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: A field experiment. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 81, p.131-137, 2001.

CHIAPINOTTO, I.C. **Decomposição de resíduos culturais de aveia e dejetos de suínos em sistema plantio direto**. 2003. 61f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: SBCS - Núcleo Regional Sul/UFRGS, 2004, 400 p.

COOKSON, W.R.; CORNFORTH, I.S. Dicyandiamide slows nitrification in dairy cattle urine patches: effects on soil solution composition, soil pH and pasture yield. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, p. 1461-1465, 2002.

COSTA, F. S.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C. Emissões de gases de efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds) **Fundamentos da Matéria Orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. Ed. Porto Alegre, RS: Metrópole, p. 545-570, 2008.

DELGADO, J. A.; MOSIER, A. R. Mitigation alternatives to decrease nitrous oxide emissions and urea-nitrogen loss and their effect on methane flux. **Journal Environmental Quality**, v. 25, p. 1105-1111, 1996.

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

DI, H. J; CAMERON, K. C. Sources of nitrous oxide from ¹⁵N-labelled animal urine and urea fertilizer with and without a nitrification inhibitor, dicyandiamide (DCD). **Australian Journal of Soil Research**, v. 46, p. 76-82, 2008.

_____; CAMERON, K. C.; SHERLOCK, R. R. Comparison of the effectiveness of a nitrification inhibitor, dicyandiamide, in reducing nitrous oxide emissions in four different soils under different climatic and management conditions. **Soil Use and Management**, v. 23, p. 1-9, 2007.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 2006, 306 p.

FAO. Global estimates of Gaseous Emissions of NH₃, NO and N₂O from Agricultural Land. **FAO**, Rome, Italy, 2001.

FILHO, P. B. et al. Avaliação de maus odores em uma região hidrográfica piloto com alta densidade de suínos no Sul do Brasil. In: **XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitária y Ambiental**. Cancun, México, outubro 2002.

FLESSA, H.; BEESE, F. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. **Journal Environmental Quality**, v. 29, p. 262-268, 2000.

FROST, J. P. Effect of spreading method, application rate and dilution on ammonia volatilization from cattle slurry. **Grass and Forage Science**, v. 49, p. 391-400, 1994.

FRYE, W. IFA International Workshop on Enhanced-Efficiency Fertilizers Frankfurt, Germany, “**Nitrification inhibition for nitrogen efficiency and environment protection**”, June 2005.

GIACOMINI, S. J. **Avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solo com o uso de dejetos de suínos**. 2005. 247 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

_____ et al. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 11, p. 1653-1661, 2006.

_____; AITA, C. Emissão de dióxido de carbono após aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 107-114, 2008.

_____; AITA, C. Uso de dejetos animais em sistemas agrícolas. In: ALVES, B. J. R. et al. **Manejo de sistemas agrícolas: Impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas. Porto Alegre: Gênese, 2006, 215 p.

GIOACCHINI, P. et al. Influence of Urease and Nitrification Inhibitors on N Losses From Soils Fertilized With Urea. **Biology and Fertility of Soils**, v. 36, n. 2, p. 129-135, 2002.

GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 151 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

HANSEN, M. N; SOMMER, S. G; MADSEN, N. P.Reduction of Ammonia Emission by Shallow Slurry Injection: Injection Efficiency and Additional Energy Demand. **Journal Environmental Quality**, v. 32, p . 1099–1104, 2003.

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

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - Efetivo de suínos. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2008/ppm2008.pdf>
Acesso em: 03 de maio de 2010.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. Agriculture. In: Houghton, J.T.; Meira Filho, L.G.; Callender, B.A.; Harris, N.; Kattenberg, A.; Maskel, K. (Eds.). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris, France, (Chapter 4), p. 1-140, 1996.

_____. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis.** Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.

JABRO, J. D. et al. Carbon dioxide flux as affected by tillage and irrigation in soil converted from perennial forages to annual crops. **Journal of Environmental Management**, London, v. 88, n. 4, p. 1478–1484, Sep. 2008.

JANTALIA, C. P. et al. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: Avaliação das práticas usadas na produção de grãos no Sul do Brasil. In: ALVES, B. J. R. et al. **Manejo de sistemas agrícolas: Impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa.** Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas; Porto Alegre: Gênese, 2006. 215 p.

JARECKI, M. K., et al. Greenhouse gas emissions from two soils receiving nitrogen fertilizer and swine manure slurry. **Journal Environmental Quality**, v. 37, p. 1432-1438, 2008.

KIEHL, J. **Manual de edafologia: relações solo-planta.** São Paulo: Agronômica Ceres, 1979.

KÖPPEN, W. Grundriss der Klimakunde. Berlin, Guyter, 1936. 388 p.,

KUMAR, U. et al. Role of nitrification inhibitors on nitrous oxide emissions in a fertilized alluvial Clay loam under different moisture regimes. **Current Science**, v. 79, p. 224-228, 2000.

LARA CABEZAS, W. A. R.; TRIVELIN, P. C. O. Eficiência de um coletor semi-aberto estático na quantificação de N-NH₃ volatilizado da uréia aplicada ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 14, n. 3, p. 345-352, 1990.

LIMA, M. A. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v.19, n. 3, p. 451-472, 2002.

LOVANH, N.; WARREN, J.; SISTANI, K. Determination of ammonia and greenhouse gas emissions from land application of swine slurry: A comparison of three application methods. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 1662-1667, 2010.

MACADAM, X. M. B. ET et al. Dicyandiamide and 3,4-dimethyl pyrazole phosphate decrease N₂O emissions from grassland but dicyandiamide produces deleterious effects in clover. **Journal of Plant Physiology**, v. 160, p. 1517-1523, 2003.

MACHADO, A. A. et al. **Sistema de Análises Estatísticas para Windows – WINSTAT** (Versão 2.11), Pelotas: Núcleo de Informação Aplicada, UFPel, 2002.

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

MARCELINO, R. **Inibidor de nitrificação em fertilizantes nitrogenados e rendimento de milho**. 2009. 98 f. Dissertação de Mestrado – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2009.

MATTILA, P. K. Ammonia volatilization from cattle slurry applied to grassland as affected by slurry treatment and application technique – first year results. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 51, p. 47-50, 1998.

MEIJIDE, A. et al. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 121, p. 383-394, 2007.

MENNEER, J. C.; LEDGARD, S.; SPROSEN, M. Soil N process inhibitors alter nitrogen leaching dynamics in a pumice soil. **Australian Journal of Soil Research**, v. 46, p. 323-331, 2008.

MERINO, P. Mitigation of N₂O emissions from grassland by nitrification inhibitor and Actilith F2 applied with fertilizer and cattle slurry. **Soil Use and Management**, v. 18, p. 135-141, 2002.

MISSELBROOK, T. H. et al. Slurry application techniques to reduce ammonia emissions: results of some UK field-scale experiments. **Biosystems Engineering**, v. 81, n. 3, p. 313-321, 2002.

MKHABELA, M. S et al. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage Grass in Nova Scotia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 130, n. 1, p. 41-49, 2009.

_____ et al. Ammonia and nitrous oxide emissions from two acidic soils of Nova Scotia fertilized with liquid hog manure mixed with or without dicyandiamide. **Chemosphere**, v. 65, p. 1381-1387, 2006a.

_____ et al. Effect of lime, dicyandiamide and soil water content on ammonia and nitrous oxide emissions following application of liquid hog manure to a marshland soil. **Plant and Soil**, v., 284, p. 351-361, 2006b.

MOAL, J. F. et al. Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. **Journal of Agricultural Science**, v. 125, p. 245-252, 1995.

MOIR, J. L.; CAMERON, K. C.; DI, H. J. Effects of the nitrification inhibitor dicyandiamide on soil mineral N, pasture yield, nutrient uptake and pasture quality in a grazed pasture system. **Soil Use and Management**, v. 23, p. 111-120, 2007.

MOREIRA, F. M de S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. atual. e ampl. Lavras: Editora UFLA, 2006.

NYORD, T., et al. A simple model for assessing ammonia emission from ammoniacal fertilisers as affected by pH and injection into soil. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 4656-4664, 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.

OLIVEIRA, P. A. V. de. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos**: manual de boas práticas. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. 109 p.

PAHL, O., et al. Cost-effective pollution control by shallow injection of pig slurry into growing crops. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 80, n. 4, p. 381-390, 2001.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and bichemistry**. 2 ed. Califórnia. Academic Press, 1996. 340 p.

PERÄLÄ, P. et al. Influence of slurry and mineral fertilizer application techniques on N₂O and CH₄ fluxes from a barley Field in southern Finland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 117, p. 71-78, 2006.

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 7, p. 857-865, 2003.

QUEMADA, M. Ammonia volatilization from surface or incorporated biosolids by the addition of dicyandiamide. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p.980-983, 1998.

REICOSKY, D. C.; ARCHER, D. W. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. **Soil Tillage Research**, v. 94, p. 109-121, 2007.

ROBERTSON, G. P.; GRACE, P. R. Greenhouse gas gasses in tropical and temperature agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. **Environment, Development and Sustainability**, v. 6, p. 51- 63, 2004.

ROCHETTE, P. et al. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 82, p. 515-523, 2002.

_____ et al. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystem**, v. 84, p. 71-80, 2009.

_____ et al. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: I. carbon dioxide fluxes and microbial biomass carbon. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 4, p. 1389-1395, 2000.

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

_____ et al. N₂O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 88, n. 2, p. 175-187, 2008.

RODHE, L.; PELL, M.; YAMULKI, S. Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. **Soil Use and Management**, v. 22, p. 229-237, 2006.

SAEYS, W. et al. An automatic depth control system for shallow slurry injection, part 2: Control design and field validation. **Biosystems Engineering**, v. 99, p. 161-170, 2008.

SAGGAR, S. et al. Modelling nitrous oxide emissions from dairy-grazed pastures. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, v. 68, p. 243-255, 2004.

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

SCHILS, R. L. M., et al. Nitrous oxide emissions from multiple combined applications of fertilizer and cattle slurry to grassland. **Plant and Soil**, v. 310, p. 89-101, 2008.

SINGH, J. et al. The role of inhibitors in the bioavailability and mitigation of nitrogen losses in grassland ecosystems. **Developments in Soil Science**, v. 32, cap. 15, 2008.

SISTANI, K. R, et al. Greenhouse gas emissions from swine effluent applied to soil by different methods. **Soil Science Society of America Journal**, v. 74, p. 429-435, 2010.

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

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

_____, , et al. Reduction of ammonia emission by slurry application techniques. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 77, n. 3, p. 277-287, 2000.

_____; MCTAGGART, I.P.; TSURUTA, H. Emissions of N₂O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential mitigation. **Soil Use and Management**, v. 13, p. 296-304, 1997.

SOMMER, S. G.; SHERLOCK, R.R. pH and buffer component dynamics in the surface layers of animal slurries. **J. Agric. Sci.**, v. 127, p. 109-116, 1996.

_____ ; et al. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. **Europ. J. Agronomy**, v. 19, p. 465-486, 2003.

STOTZKY, G. Microbial respiration. In: BLACK, C.A. (Org.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, v. 2. p. 1550-1572, 1965.

SUBBARAO, G. V. et al. Scope and Strategies for Regulation of Nitrification in Agricultural Systems—Challenges and Opportunities. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 25, p. 303–335, 2006.

TAO, X.; MATSUNAKA, T.; SAWAMOTO, T. Dicyandiamide application plus incorporation into soil reduces N₂O and NH₃ emissions from anaerobically digested cattle slurry. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 48, p. 169-174, 2008.

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

THOMPSON, R. B.; MEISINGER, J. J. Management factors affecting ammonia volatilization from land-applied cattle slurry in the Mid-Atlantic USA. **Journal Environmental Quality**, v. 31, p. 1329-1338, 2002.

THOMSEN, I, K., et al. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 136, p. 227-235, 2010

VALLEJO, A. et al. Comparison of N losses (NO₃⁻, N₂O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry or an irrigated soil in a Mediterranean climate. **Plant and Soil**, v. 272, p. 313-325, 2005.

VALLEJO, A. et al. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, p. 2782-2793, 2006.

VAREL, V.H. Use of urease inhibitors to control nitrogen loss from livestock waste. **Bioresource Technology**, v. 62, p. 11-17, 1997.

VELTHOF, G. L.; KUIKMAN, P. J., OENEMA, O. Nitrous oxide emission from a animal manures applied to soil under controlled conditions. **Biology and Fertility Soils**, v. 37, p. 221-230, 2003.

WEBB, J., et al. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response – A review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 137, p. 1-2, 2010.

_____ ; MISSELBROOK, T. H. A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production. **Atmospheric Environmental**, v. 38, p. 2163–2176, 2004.

WEISKE, A., et al. Influence of the nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) in comparison to DCD on nitrous oxide emissions, carbon dioxide fluxes and methane oxidation. **Biology and Fertility Soils**, v. 34, p. 109–117, 2001.

WILLIANSO, J. C.; MENEER, J. C.; TORRENS, R. S. Impact of dicyandiamide on the internal nitrogen cycle of a volcanic, silt loam soil receiving effluent. **Applied Soil Ecology**, v. 4, p. 39-48, 1996.

WILLIANSO, J. C. et al. Reducing nitrogen leaching from dairy farm effluent-irrigated pasture using dicyandiamide: a lysimeter study. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 69, p. 81-88, 1998.

WULF, S.; MAETING, M.; CLEMENS, J. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. **Journal Environmental Quality**, v. 31, p. 1795-1801, 2002.

YANG, Z. et al. Measurement of ammonia volatilization from a field, in upland Japan, spread with cattle slurry. **Environmental Pollution**, v. 121, p. 463-467, 2003.

ZACHREL, B.; AMBERGER, A. M. Effect of the nitrification inhibitors dicyandiamide, nitrapyrin and thiourea on *Nitrosomonas europaea*. **Fertility Research**, v. 22, p. 37-44, 1990.

ZAMAN, M., et al. Reducing NH₃, N₂O and N-NO₃⁻ losses from a pasture soil with urease or nitrification inhibitors and elemental S-amended nitrogenous fertilizers. **Biology Fertility Soils**, v. 44, n. 5, p. 693–705, 2008.

ZAMAN, M., et al. Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, p. 1270-1280, 2009.

_____; BLENNERHASSETT, J. D. Effect of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 136, p. 236-246, 2010.

ZANATTA, J. A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e fontes de nitrogênio**. 2009. 93 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.