

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

**FLUTUAÇÃO DIÁRIA E EMISSÃO ACUMULADA DE
ÓXIDO NITROSO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS
DE SUÍNOS SOBRE RESÍDUOS CULTURAIS DE
AVEIA EM DIFERENTES ESTÁGIOS DE
DECOMPOSIÇÃO**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Alessandra Bacca

**Santa Maria, RS, Brasil.
2014**

**FLUTUAÇÃO DIÁRIA E EMISSÃO ACUMULADA DE ÓXIDO
NITROSO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS
SOBRE RESÍDUOS CULTURAIS DE AVEIA EM
DIFERENTES ESTÁGIOS DE DECOMPOSIÇÃO**

Alessandra Bacca

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

Orientador: Dr. Celso Aita

**Santa Maria, RS, Brasil.
2014**

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

Bacca, Alessandra

Flutuação diária e emissão acumulada de óxido nitroso após aplicação de dejetos de suínos sobre resíduos culturais de aveia em diferentes estágios de decomposição / Alessandra Bacca.-2014.

80 p.; 30cm

Orientador: Celso Aita

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2014

1. Suinocultura 2. Emissão de óxido nitroso 3. Freqüência de amostragem 4. Resíduos culturais 5. Composição bioquímica I. Aita, Celso II. Título.

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

**FLUTUAÇÃO DIÁRIA E EMISSÃO ACUMULADA DE ÓXIDO
NITROSO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS SOBRE
RESÍDUOS CULTURAIS DE AVEIA EM DIFERENTES ESTÁGIOS DE
DECOMPOSIÇÃO**

elaborada por
Alessandra Bacca

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

COMISSÃO EXAMINADORA:



Celso Aita, Dr.
(Presidente/Orientador)



Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)



Frederico Costa Beber Vieira, Dr. (UNIPAMPA)

Santa Maria, 26 de fevereiro de 2014.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho dependeu do esforço, paciência e dedicação de muitas pessoas, para as quais eu gostaria de deixar meus agradecimentos.

A Deus.

Aos meus pais Antonio e Ivanir, meu exemplo de vida, pelo amor incondicional e por terem acreditado em mim, me incentivando em todas as minhas decisões e sempre mostrando a importância dos estudos. Aos meus irmãos Alison e Ana Flávia por todo o carinho e apoio durante esse período.

Ao professor Celso Aita, por toda a orientação, apoio, pelas palavras de incentivo e pelas críticas e por todo o conhecimento que jamais será esquecido.

Aos meus colegas de pós-graduação Daniela Santos, Diego Giacomini, Alexandre Doneda, Ezequiel Miola, Rafael Cantu e Rogério Gonzatto, que sempre estiveram dispostos a auxiliar na execução deste trabalho. Muito obrigada.

Aos bolsistas do LABCEN Gêssica (Gé), Alexandre (Tocaió), Adonis, Roberto, Luiz Piovesan (*in memorian*) e Ricardo Piovesan (*in memorian*), sem o esforço, dedicação e cuidado de vocês nada poderia ter sido feito.

Aos pós-doutorandos Stefen Pujol e Paola Milanesi, por toda a orientação, apoio e amizade. Vocês foram essências para que essa etapa da minha vida fosse concluída.

As minhas amigas e irmãs Claudia Mahle, Rafaela Roman e Larisa Gaspari, que mesmo distantes nunca me abandonaram.

Aos professores do Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo da UFSM pelos seus ensinamentos e pela contribuição para com o meu crescimento profissional.

Aos funcionários do Departamento de solos e do Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, especialmente a Luis Finamor pela sua amizade e pelo seu exemplo de competência profissional.

Ao Jean, por todo o carinho, apoio, preocupação e pelas belas palavras, você é meu exemplo de dedicação e persistência. Muito obrigada!

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

A CAPES pela concessão de bolsa de estudo.

A todos vocês, obrigada!

“O melhor da vida consiste em gastá-la com por algumas coisas que dure mais que a própria vida.”

Willian James

“Sábio é o ser humano que tem coragem de ir diante do espelho da sua alma para reconhecer seus erros e fracassos e utilizá-los para plantar as mais belas sementes no terreno de sua inteligência.”

Augusto Cury

RESUMO

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

FLUTUAÇÃO DIÁRIA E EMISSÃO ACUMULADA DE ÓXIDO NITROSO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS SOBRE RESÍDUOS CULTURAIS DE AVEIA EM DIFERENTES ESTÁGIOS DE DECOMPOSIÇÃO

AUTOR: ALESSANDRA BACCA

ORIENTADOR: CELSO AITA

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 26 de fevereiro de 2014

A aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) em áreas agrícolas, cultivadas principalmente sob o sistema de plantio direto (SPD), pode provocar um aumento substancial das perdas de N pelas emissões de óxido nitroso (N_2O) para a atmosfera, tanto pelas características dos DLS quanto da palhada mantida sobre o solo no SPD. No entanto, pouco se sabe sobre a influência da composição bioquímica da palhada utilizada em SPD sobre as emissões de N_2O , após a aplicação de DLS, assim como sobre o quanto o regime de coletas desse gás pode afetar a quantificação das emissões de N_2O . Dessa forma, foram conduzidos dois estudos a campo. O estudo I objetivou avaliar a influência do regime de coletas sobre as quantificações de N_2O após a aplicação de DLS sobre palha de aveia preta. Já o estudo II, objetivou avaliar a influência dos estágios de decomposição de aveia preta em pleno florescimento (experimento 1) e na colheita (experimento 2) sobre as emissões de N_2O , após a aplicação de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS. No estudo I, foram conduzidos dois experimentos, entre janeiro e fevereiro de 2011 (experimento 1) na área experimental do setor de Irrigação e Drenagem da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), e entre setembro e outubro de 2012 (experimento 2) na área experimental do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria – UFSM. As coletas de N_2O foram realizadas logo após a aplicação dos DLS e das irrigações, em intervalos de 2 h, durante 24 h. No estudo II, foram conduzidos 2 experimentos entre setembro e dezembro de 2012, na área experimental do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria – UFSM. Todos os tratamentos utilizados nos dois experimentos do estudo II foram dispostos em um delineamento de blocos ao acaso com três repetições, sendo eles: T₁- Solo (testemunha); T₂- DLS em superfície (Solo + DLS); T₃- Palha no tempo 0 + DLS em superfície (T0 + DLS); T₄- Palha no tempo 1 + DLS em superfície (T1 + DLS); T₅- Palha no tempo 2 + DLS em superfície (T2 + DLS); T₆- Palha no tempo 3 + DLS em superfície (T3 + DLS); e T₇- Palha no tempo 4 + DLS em superfície (T4 + DLS). No estudo I, o regime de coletas influenciou a quantificação das emissões de N_2O , indicando que a realização de coletas em momentos em que as emissões são altas, ou seja, nas primeiras seis horas ocorreria uma superestimação das emissões, sugerindo então que uma única coleta após 8 horas do fim das chuvas seria o melhor período para estimar a emissão acumulada de N_2O . No estudo II, foi observado em ambos experimentos que a aplicação de DLS sobre a palhada aumentou as emissões de N_2O para atmosfera. Entretanto, nas condições em que este estudo foi conduzido, não foi possível distinguir estatisticamente as emissões de N_2O em relação aos diferentes estágios de decomposição das palhas de aveia preta.

Palavras-chave: N_2O . Dejetos de suínos. Desnitrificação. Câmara estática.

ABSTRACT

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

DAILY FLOATING AND ACCUMULATED NITROUS OXIDE EMISSION AFTER APPLICATION OF PIG SLURRY ON CULTURED OATS WASTE IN DIFFERENT STAGES OF DECOMPOSITION

AUTHOR: ALESSANDRA BACCA

ADVISOR: CELSO AITA

Date: Santa Maria, 2014-02-26.

The application of pig slurry (PS) in agricultural areas, mostly grown under no-till, can cause a substantial increase in N losses by nitrous oxide emissions (N_2O) into the atmosphere, both for the characteristics of the PS and for the straw kept on the ground at SPD. However, little is known about the influence of the biochemical composition of the straw used in no till on emissions of N_2O , after the application of PS as well as on how the collecting system of this gas can affect the quantification of N_2O emissions. Thus, two field studies were conducted. In the study "I", was evaluated the influence of the sampling system on the measurements of N_2O following the application of PS on black oat straw. In the Study "II" was evaluated the influence of stages of decomposition of black oat straw at full flowering (experiment 1) and harvest stages (experiment 2) on emissions of N_2O , after application of $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ of PS. In study "I", two experiments were conducted between January and February 2011, (experiment 1) in the experimental area of Irrigation and Drainage Department, in the Federal University of Santa Maria (UFSM), and between September and October 2012 (experiment 2) in the experimental area of Zootecnic Department (UFSM). The N_2O sampling were performed after the application of PS and irrigations at 2 h intervals for every 24 h. In the study "II", two experiments were conducted between September and December 2012, in the experimental area of Zootecnic Department (UFSM). All treatments used in both experiments of the study "II" were arranged in a random block design with three replicates, as follows: T1- Soil (control); T2- PS surface (Soil + PS); T3- straw at time 0 + DLS surface (T0 + PS); T4- straw at time 1 + DLS surface (T1 + PS); T5- straw at time 2 + DLS surface (T2 + PS); T6- straw- at time 3 + DLS surface (T3 + PS); and T7- straw at time 4 + DLS surface (T4 + PS). In study "I", the sampling system was influenced for the quantification of N_2O emissions, indicating that the sampling during times when emissions are high, for example, in the first 6 hours there would be an overestimation of emissions, suggesting that a sampling 8 hours after the rain stopped would be the best time to estimate the cumulative N_2O emission. In study "II", in both experiments was observed that the application of PS over the straw increased N_2O emissions to the atmosphere. However, in the conditions which this study was conducted, it was not possible to statistically distinguish N_2O emissions in relation to different stages of decomposition of the oat straw.

Keywords: N_2O . Pig slurry. Denitrification. Static chamber.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO I

Figura 1. Fluxos de N₂O medidos a cada duas horas durante as primeiras 24 horas após a aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre palha de aveia, em 19/01/11 (a) e após chuvas simuladas de 15 e 30 mm em 24/02/11 (b) e 31/03/11 (c), respectivamente. Os dejetos foram aplicados em 19/01/11. As flechas indicam os momentos de avaliação dos fluxos de N₂O antes da aplicação dos DLS (a) e antes das chuvas (b, c)..... 35

Figura 2. Comparação entre as quantidades acumuladas de N₂O, obtidas a partir das medidas feitas a cada duas horas nas primeiras 24 horas após aplicação de dejetos líquidos de suínos em 19/01/11 (a) ou chuvas simuladas em 24/02/11 (b) e 31/03/11 (c) e as quantidades acumuladas de N₂O, estimadas a partir dos fluxos medidos apenas uma vez, após 4, 8, 16 e 24 horas do final de cada chuva..... 36

Figura 3. Fluxos de N₂O medidos a cada duas horas durante as primeiras 24 horas após uma chuva natural de 22 mm em 02/10/12 e após chuvas simuladas de 38 mm (b), 44 mm (c) e 29 mm (d) em 09/10/12, 16/10/12 e 25/10/12, respectivamente. Os dejetos de suínos foram aplicados em 28/09/12. As flechas indicam os momentos de avaliação dos fluxos de N₂O antes de cada chuva. 37

Figura 4. Comparação entre as quantidades acumuladas de N₂O, obtidas a partir das medidas feitas a cada duas horas nas primeiras 24 horas após chuva natural em 02/10/12 (a) ou chuvas simuladas em 09/10/12 (b), 16/10/12 (c) e 25/10/12 (d) e as quantidades acumuladas de N₂O, estimadas a partir dos fluxos medidos uma única vez, após 4, 8, 16 e 24 horas do final de cada chuva..... 38

ARTIGO II

Figura 1- Disposição das palhas de aveia preta coletados em pleno florescimento (AF) e na colheita (AC), nas parcelas (quadrantes) para obtenção dos diferentes estádios de decomposição. Foto: Miola (2012) – Arquivo Pessoal. 49

Figura 2 – Visão geral do experimento, mostrando a estrutura tipo túnel para controle das chuvas naturais nos períodos em que não eram realizadas coletas (a) e b) as parcelas onde foram aplicados os tratamentos (b). Foto: Bacca (2012) – Arquivo Pessoal.....50

Figura 3 – Detalhes da adição das palhas de aveia preta e dejetos líquidos de suínos (DLS) no interior das unidades experimentais. a) Distribuição manual das palhas na área de avaliação; b) Aplicação dos DLS dentro da base para coleta de gases, com auxílio de uma proveta; e c) Aplicação dos DLS dentro da unidade experimental com auxílio de um regador. Foto: Bacca (2012) – Arquivo Pessoal. 51

Figura 4 - Sistema de coleta de óxido nitroso (N_2O) utilizado no experimento com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos sobre a palha de aveia. Foto: Bacca (2012) – Arquivo Pessoal. 54

Figura 5 - Valor médio de todos os tratamentos para o espaço poroso do solo saturado por água (EPSA) nas camadas 0-5, 5-10 e 10-15 cm, volume d'água via irrigação ou precipitação e temperatura média diária durante o período de avaliação do experimento com palha de aveia preta coletada no florescimento (a); fluxos de $N-N_2O$ (b); N amoniacal (NH_4^+) (c) e N nítrico (NO_3^-) (d) na camada 0-10 cm. As siglas e letras indicam: dejetos líquidos de suínos (DLS); palha no Tempo 0 (T0); palha no Tempo 1 (T1); palha no Tempo 2 (T2); palha no tempo 3 (T3) e palha no Tempo 4 (T4). As barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste LSD (5%). 59

Figura 6 - Valor médio de todos os tratamentos para o espaço poroso do solo saturado por água (EPSA) nas camadas 0-5, 5-10 e 10-15 cm, volume d'água via irrigação ou precipitação e temperatura média diária durante o período de avaliação do experimento com palha de aveia preta coletada na colheita (a); fluxos de $N-N_2O$ (b); N amoniacal (NH_4^+) (c) e N nítrico (NO_3^-) (d) na camada 0-10 cm. As siglas e letras indicam: dejetos líquidos de suínos (DLS); palha no Tempo 0 (T0); palha no Tempo 1 (T1); palha no Tempo 2 (T2); palha no tempo 3 (T3) e palha no Tempo 4 (T4). As barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste LSD (5%). 60

Figura 7 - Emissão acumulada de $N-N_2O$ após aplicação dos dejetos líquidos de suínos sobre palha de aveia no florescimento (a) e aveia na colheita (b). As barras verticais indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD (5 %). 65

LISTA DE QUADROS

ARTIGO I

- Quadro 1- Características dos dejetos líquidos de suínos e da palha de aveia e quantidades adicionadas ao solo de matéria seca, carbono (C) e nitrogênio (N) com os dois materiais orgânicos nas duas áreas.....39
- Quadro 2- Calendário e horários das principais atividades desenvolvidas nos experimentos das áreas 1 e 2.. 40
- Quadro 3- Quantidades de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ e valores de EPSA na camada 0-10 cm do solo das áreas 1 e 2 em diferentes momentos e datas de avaliação dos fluxos de N_2O 41
- Quadro 4 - Comparação das quantidades acumuladas de $N-N_2O$ nas duas áreas, estimadas a partir da integração dos valores obtidos nas amostragens realizadas a cada duas horas, nas 24 horas seguintes a cada chuva, com as quantidades estimadas a partir da suposição de que as amostragens fossem realizadas apenas 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 22 ou 24 horas após cada chuva.....42

LISTA DE TABELAS

ARTIGO II

- Tabela 1 - Características químicas do solo de cada experimento, no momento da instalação. Santa Maria, RS, 2012. 47
- Tabela 2 - Quantidade de dejetos líquidos de suínos (DLS) e palhas de aveia, no pleno florescimento e na colheita, adicionada no solo e volume de água irrigado em quatro momentos diferentes para cada experimento. Santa Maria, RS, 2012. 51
- Tabela 3 - Composição dos dejetos líquidos de suínos e quantidades aplicadas de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) total e amoniacal (amo) nos experimentos com palha de aveia preta em pleno florescimento (AF) e colheita (AC). Santa Maria, RS, 2012. 52
- Tabela 4 - Teor de carbono solúvel, na camada de 0-10 cm do solo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) sobre palha de aveia preta manejada no estágio de pleno florescimento e em diferentes estágios de decomposição.....61
- Tabela 5 - Teor de carbono solúvel, na camada de 0-10 cm do solo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) sobre palha de aveia preta manejada na fase da colheita e em diferentes estágios de decomposição..... 61
- Tabela 6 - Emissão cumulativa de N-N₂O nos tratamentos e fator de emissão (FE) de N-N₂O quando os dejetos líquidos de suínos (DLS) foram aplicados isoladamente ou sobre palha de aveia coletada em pleno florescimento ou na colheita em diferentes estágios de decomposição. 67

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	15
2 ARTIGO I – ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE N₂O APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS NO SOLO INFLUENCIADA PELA FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM EM CÂMARAS ESTÁTICAS.....	19
2.1 RESUMO.....	19
2.2 SUMMARY	20
2.3 INTRODUÇÃO	20
2.4 MATERIAL E MÉTODOS	22
2.4.1 Características do local e das áreas experimentais	22
2.4.2 Parcelas experimentais e comparações realizadas	23
2.4.3 Tratamento dos resultados	23
2.4.4 Origem e características dos dejetos e das palhas.....	24
2.4.5 Avaliação dos fluxos de óxido nitroso (N ₂ O).....	24
2.4.6 Análises do solo	25
2.4.7 Análise estatística dos resultados.....	25
2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
2.5.1 Dinâmica das emissões de N ₂ O	26
2.5.2 Efeito da frequência de amostragem sobre a estimativa das emissões acumuladas de N ₂ O	29
2.6 CONCLUSÕES.....	31
2.7 AGRADECIMENTOS	31
2.8 LITERATURA CITADA.....	31
3 ARTIGO II - EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS SOBRE RESÍDUOS CULTURAIS DE AVEIA EM DIFERENTES ESTÁGIOS DE DECOMPOSIÇÃO	43
3.1 Resumo	43
3.2 SUMMARY	44
3.3 INTRODUÇÃO	45
3.4 MATERIAL E MÉTODOS	46
3.4.1 Características do local e da área experimental	46
3.4.2 Manejo das palhas de aveia para obtenção dos diferentes estágios de decomposição	48

3.4.3	Tratamentos e delineamento experimental	49
3.4.4	Origem e características dos dejetos líquidos de suínos utilizados nos experimentos	51
3.4.5	Análise de solo	52
3.4.6	Avaliação da emissão de óxido nitroso	53
3.4.7	Caracterização bioquímica das palhas de aveia preta	55
3.4.8	Análise estatística	56
3.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
3.5.1	Fluxos de N ₂ O	56
3.5.2	Emissão cumulativa de N-N ₂ O e fator de emissão	63
3.6	CONCLUSÕES	67
3.7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	68
4	DISCUSSÃO GERAL	73
5	CONCLUSÃO GERAL	75
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	76
	APÊNDICES	79
	ANEXOS	80

1 INTRODUÇÃO GERAL

No agronegócio brasileiro, a suinocultura se destaca na matriz produtiva como uma importante atividade, tanto do ponto de vista econômico quanto social. Dados apontam o Brasil como o terceiro colocado na produção mundial de suínos, estando 61,4% da produção nacional concentrada nos três estados da região Sul (ABIPECS, 2012). O crescente avanço da suinocultura deve-se em grande parte, à adoção de novas tecnologias no setor, em função da necessidade em aumentar a produção de alimentos para acompanhar o crescimento acelerado da população mundial.

Historicamente, o avanço no sistema produtivo de suínos ocorreu com a adoção de sistemas de confinamento total, concentrando um grande número de animais em uma pequena área. No entanto, nesse sistema de criação, um grande volume de dejetos líquidos é produzido devido principalmente, ao uso excessivo de água para a higienização das unidades produtoras. Tais dejetos, se mal manejados, podem provocar sérios problemas ambientais.

Em função do seu alto potencial fertilizante, os dejetos líquidos de suínos (DLS) são cada vez mais utilizados em áreas agrícolas para adubação de culturas, com destaque para o milho. O nitrogênio (N) é o nutriente encontrado em maior proporção nos dejetos, sendo que, aproximadamente, 60% do N já se encontram na forma amoniacal quando os dejetos são aplicados no campo (MOOLEKI et al., 2002). Essa peculiaridade dos DLS constitui-se em um dos principais problemas decorrentes do seu uso em sistemas agrícolas, já que em virtude da elevada taxa de nitrificação o nitrato (NO_3^-) resultante desse processo pode ser lixiviado, provocando a contaminação do lençol freático. Adicionalmente, sob condições de anoxia, o NO_3^- pode ser reduzido a formas gasosas de N, destacando-se o óxido nitroso (N_2O), um dos principais gases de efeito estufa (GEE) responsável por potencializar o aquecimento global e provocar a depleção da camada de ozônio (IPCC, 2007; SENBAYRAN et al., 2012).

O uso agrícola dos DLS pode potencializar as emissões de N_2O para atmosfera (VELTHOF et al., 2003; GONZATTO et al., 2013), principalmente pelos dejetos disponibilizarem N e C prontamente disponíveis para a comunidade microbiana (ROCHETTE et al., 2000), bem como teores consideráveis de água (CHADWICK et al., 2011). Esses fatores, quando em condições favoráveis, afetam os processos microbiológicos da nitrificação e desnitrificação, os principais responsáveis pela produção de N_2O (SINGURINDY et al., 2009).

Na região Sul do Brasil uma prática comum entre os agricultores consiste na aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre a palhada das culturas antecessoras, em sistema de plantio direto (SPD). Assim, os resíduos culturais mantidos sobre o solo disponibilizam N, C e energia para a comunidade microbiana especialmente na fina camada entre a palha e o solo, podendo, juntamente com os dejetos aplicados, favorecer o processo da desnitrificação e consequentemente produção de N_2O (CHEN et al., 2013). A aveia preta é uma das principais culturas de inverno utilizadas como planta de cobertura no SPD no Rio Grande do Sul, antecedendo a implantação das culturas comerciais de verão. Nesse sistema, a aveia pode ser manejada na fase de pleno florescimento, ou pode ser colhida para a produção de grãos. Nas duas situações os resíduos culturais são deixados em superfície, e os DLS são aplicados sobre os mesmos. Todavia, o momento em que ocorre a aplicação dos dejetos sobre tais resíduos pode variar em função de diversas razões principalmente pela ocorrência de chuvas e da disponibilidade de máquinas e tempo por parte dos produtores.

O intervalo de tempo decorrente do manejo das plantas de aveia até a aplicação dos DLS pode interferir na qualidade bioquímica dos resíduos dessa cultura, principalmente devido as condições climáticas favoráveis ao deslocamento da fração solúvel de C e N da palha de aveia, ou seja, após os eventos pluviométricos. O aumento nas emissões de N_2O na presença de resíduos culturais no solo, em especial daqueles que apresentam qualidade bioquímica e relação C/N favoráveis a sua decomposição, tem sido evidenciado na literatura científica (HUANG et al., 2004; GOMES et al., 2009; RIZHIYA et al., 2011). A qualidade dos resíduos influencia a decomposição dos mesmos, o que depende, de maneira geral, de fatores bióticos e abióticos (SWIFT et al., 1979), sendo diretamente proporcional aos teores de N (JOHNSON et al., 2007) e inversamente proporcional aos teores de lignina e materiais fibrosos presente (ABIVEN et al., 2005).

Dessa forma, as maiores emissões de N_2O observadas na presença de resíduos no solo dizem respeito a uma fração de C e N facilmente assimilável pelos microrganismos do solo. À medida que essa fração é utilizada podem ser gerados microsítios anaeróbicos, devido à alta atividade respiratória da população heterotrófica. Com isso, algumas bactérias são capazes de respirar usando o NO_3^- comoceptor final de elétrons, reduzindo-o até N_2 e o intermediário do processo N_2O , o qual pode ser emitido para a atmosfera (VELTHOF et al., 2002).

Assim, em sistema de plantio direto tanto a qualidade bioquímica quanto a quantidade de resíduos culturais presentes na superfície do solo podem afetar a atividade microbiana do solo e, consequentemente, as emissões de N_2O (GARCIA-RUIZ; BAGGS, 2007; GENTILE et al., 2008). Estabelecer uma relação entre a qualidade dos resíduos culturais dispostos sobre

o solo e o uso de dejetos de suínos sobre esses resíduos com a emissão de N_2O pode ajudar na indicação do momento adequado para a aplicação dos DLS após o manejo dos resíduos culturais, minimizando a contaminação ambiental advinda da emissão de óxido nitroso à atmosfera.

Como forma de desenvolver estratégias de mitigação do gás N_2O produzido pelas práticas agrícolas, estudos têm sido conduzidos visando quantificar as emissões decorrentes dos sistemas de manejo, além de buscar aprimorar as técnicas de quantificação dessas emissões (VAN DER WEERDEN et al., 2013). A existência de variabilidade temporal (GREGORICH et al., 2005) e espacial (YATES et al., 2006) nas emissões de N_2O para a atmosfera poderia ser explicada pela presença de “*hot moments*”, que seriam momentos propícios à produção e emissão de N_2O (HENAULT et al., 2012), cuja ocorrência deve-se à presença de todos os fatores responsáveis pela produção desse GEE no solo, resultando em elevados picos de emissão. Sendo assim, se esses momentos de maior emissão não forem avaliados, é possível que as emissões sejam subestimadas.

Scanlon e Kiely (2003), avaliando as emissões de N_2O durante oito meses, observaram a ocorrência de três picos de emissão que contribuíram com 51,1% das emissões acumuladas totais, realçando a importância de coletar GEE em momentos propícios para maior emissão de gás. Além da detecção dos picos de maior emissão, também a técnica de avaliação/quantificação é um fator importante para alcançar precisão nas estimativas das emissões de N_2O .

Diversas técnicas são utilizadas para quantificar os fluxos de N_2O do solo. Entre elas, pode-se citar as técnicas micrometeorológicas (MOLODOVSKAYA et al., 2012) e os sistemas de monitoramento automático (DOBBIE; SMITH, 2003), as quais possibilitam maior dinamicidade de amostragem, desde horas ou até mesmo minutos. No entanto, outro método amplamente empregado a campo é o da câmara estática (ALVES et al., 2012). Nesse método, as coletas são realizadas somente uma vez ao dia, sempre após eventos que potencializem as emissões, como aplicação de dejetos e fertilizantes minerais, além de precipitação e irrigação. A amostragem nesse método é realizada na faixa de horário entre 10:00 e 12:00 h da manhã, período este considerado o momento em que ocorre a emissão média diária de N_2O (JANTALIA et al., 2008).

Os dejetos de suínos quando aplicados no solo apresentam potencial para favorecer as emissões de N_2O , principalmente nas primeiras semanas após sua aplicação. Dessa forma, conhecer como se comportam as emissões de N_2O para a atmosfera após a ocorrência de

eventos que provoquem a produção deste gás no solo é importante para determinar um regime de coletas que representem.

Diante dessa problemática, o presente estudo parte das hipóteses de que o tempo de exposição da palha de aveia à ação de irrigações sucessivas, após o seu manejo em sistema de plantio direto, altera a quantidade de carbono prontamente disponível aos microrganismos do solo assim como a composição bioquímica da palha e, conseqüentemente, afeta as emissões de N_2O após a aplicação de DLS sobre esses resíduos culturais no solo. Além disso, o momento da realização da coleta de GEE, após a ocorrência de eventos que estimulem a produção de N_2O no solo, pode interferir na estimativa das emissões acumuladas de N_2O para atmosfera.

Nesse sentido, este trabalho objetivou avaliar: *i)* o efeito do estágio de decomposição de palha de aveia preta sobre as emissões de N_2O , após a aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo; e *ii)* como o momento da coleta de N_2O , após a aplicação de DLS e da realização de irrigação, pode afetar a quantificação dos fluxos e a estimativa do acumulado de $N-N_2O$ emitido para a atmosfera em sistema de plantio direto, sob condições subtropicais no Sul do Brasil.

2 ARTIGO I – ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE N₂O APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS NO SOLO INFLUENCIADA PELA FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM EM CÂMARAS ESTÁTICAS¹

2.1 RESUMO

Em função de suas características, os dejetos líquidos de suínos (DLS) podem provocar aumentos significativos nas emissões de óxido nitroso (N₂O) após a sua aplicação como fertilizante. Normalmente, os maiores picos nas emissões estão associados à ocorrência de chuvas e ocorrem nas primeiras semanas após a aplicação dos dejetos no solo. O impacto da frequência de coleta de amostras sobre a estimativa das emissões acumuladas de N₂O, nesse período, ainda é pouco conhecido. Neste trabalho avaliou-se como o regime de coleta de gases no interior de câmaras estáticas, nos momentos favoráveis à produção e emissão de N₂O, afeta a estimativa das emissões acumuladas deste gás. Para isso foram conduzidos dois experimentos em condições de campo, nos quais os DLS foram aplicados sobre palha de aveia, simulando condições de plantio direto. Os fluxos de N₂O foram avaliados três e quatro vezes durante os 13 e 24 dias de condução dos experimentos 1 e 2, respectivamente. As avaliações foram realizadas sempre logo após a ocorrência de chuva natural ou simulada e as amostragens, em número de 12, foram feitas a intervalos de duas horas entre si durante as primeiras 24 horas após cessar cada chuva. Quando a coleta de amostras para avaliar os fluxos de N₂O foi realizada apenas no período de maior emissão desse gás, nas primeiras seis horas após o final de cada chuva, as quantidades médias acumuladas de N₂O durante todo o período de avaliação (13 e 24 dias) foram superestimadas em 1.073 g N-N₂O ha⁻¹ (80 %), em relação à avaliação feita a cada duas horas. Em conclusão, os resultados mostram que, em momentos favoráveis à desnitrificação, nas primeiras semanas após a adição de DLS ao solo, a melhor alternativa às amostragens contínuas de N₂O a intervalos de duas horas durante 24 horas, o que é inviável do ponto de vista operacional, consiste em realizar apenas uma amostragem, entre oito e 24 horas após o final de cada chuva.

Termos de indexação: desnitrificação; fertilização orgânica; plantio direto.

¹ Artigo elaborado de acordo com as normas da Revista Brasileira de Ciência do Solo.

2.2 SUMMARY: ESTIMATES OF CUMULATIVE N₂O EMISSIONS IN SOILS FERTILIZED WITH PIG SLURRY AS AFFECTED BY GAS SAMPLING FREQUENCY IN STATIC CHAMBERS

Pig slurry (PS) can significantly increase nitrous oxide (N₂O) emissions when used as fertilizer, mainly due its characteristics. Normally, the highest peaks in N₂O emissions are associated with the occurrence of rain and occur within the first weeks after PS soil application. The impact of sampling frequency on estimates of cumulative N₂O emissions in this period is yet little known. This study examined how gas sampling regime from static chambers headspace, in favourable moments to N₂O production and emission, affect the estimation of cumulative emissions of this gas. Two experiments were conducted under field conditions, in which PS were applied on oat straw, simulating no-till conditions. The N₂O fluxes were measured three and four times during the 13 and 24 days of the experiments 1 and 2, respectively. Measurements always started immediately after the occurrence of natural or simulated rainfall and N₂O fluxes were continuously evaluated, at two-hour intervals during the 24 hours after each rain stopped. When gas sampling to evaluate N₂O fluxes was performed only during the greater emission period, within the first six hours after the end of each rain, average amounts of accumulated of N₂O for the whole period (13 and 24 days) were overestimated in 1073 g N₂O-N ha⁻¹ (80%), compared to the sampling every two hours. Our results show that, in favourable moments to denitrification, in the first weeks after PS application, the best alternative to the quantification of N₂O fluxes every two-hour intervals during the 24 hours after each rain, which is not feasible in an operational standpoint, is to make only one sampling, between eight and 24 hours after the end of the rain

Index terms: denitrification, organic fertilization, no-till.

2.3 INTRODUÇÃO

Embora os dejetos líquidos de suínos (DLS) apresentem elevado valor agrônômico para uso como fertilizante, eles também se caracterizam por possuírem atributos que favorecem as emissões de óxido nitroso (N₂O) para a atmosfera (Rochette et al., 2004). O N₂O é um potente gás de efeito estufa (GEE) (Meijide et al., 2009) que pode ser produzido no solo durante os processos microbianos da nitrificação e da desnitrificação (Thangarajan et al., 2013).

Os DLS apresentam teores elevados de líquidos (água + urina) e de N amoniacal (Jayasundara et al., 2010), o qual é rapidamente nitrificado no solo (Aita et al., 2007). Além disso, os DLS possuem teores elevados de carbono (C) lábil, na forma de ácidos graxos voláteis, os quais são rapidamente utilizados como fonte de C e energia pela população microbiana heterotrófica (Kirchmann & Lundvall, 1993), incluindo as bactérias desnitrificadoras (Paul & Beauchamp, 1989). Em função destas características dos DLS, podem surgir no solo, especialmente nas primeiras semanas após a adição dos mesmos e, sobretudo, após a ocorrência de chuvas ou irrigações, microambientes anóxicos e ricos em nitrato (NO_3^-), nos quais a produção de N_2O é estimulada (Rochette et al., 2004; Aita et al., 2014).

O interesse em quantificar as emissões de N_2O para a atmosfera em sistemas agrícolas tem aumentado nos últimos anos, em função da implicação dessa forma gasosa de N nas mudanças climáticas globais. Um dos principais problemas dessa quantificação consiste na grande variabilidade espacial e temporal nos fluxos de N_2O (Parkin, 2008; Morris et al., 2013), a qual é agravada em situações que estimulem a produção microbiana de N_2O , como em solos fertilizados com DLS (Chantigny et al., 2001; Rochette et al., 2004; Vallejo et al., 2005; Aita et al., 2014). A ocorrência de poucos picos nas emissões de N_2O após eventos que favoreçam a desnitrificação pode ter uma contribuição importante nas emissões acumuladas de N_2O , conforme observaram Aita et al. (2014) após a aplicação de DLS no milho, em plantio direto. Por isso, é fundamental o conhecimento da dinâmica de emissão de N_2O em momentos favoráveis à sua produção após a adição dos DLS ao solo, a fim de estabelecer a frequência de coleta das amostras que permita quantificar adequadamente o efeito dos dejetos sobre as emissões acumuladas de N_2O e, assim, poder identificar e propor estratégias para mitigá-las.

Na maioria das situações, as emissões gasosas de N_2O são avaliadas em câmaras estáticas, cujas operações de coleta das amostras no campo são feitas manualmente através de seringas, com imediata transferência para tubos pré-evacuados e posterior análise por cromatografia gasosa (Tan et al., 2009). Raramente as coletas são feitas com frequência maior do que duas a três vezes por semana já que é preciso limitar o número de amostras em função da capacidade de análise das mesmas. Além disso, durante o dia da coleta, ela é feita normalmente entre 9:00h e 12:00h, já que esse período representa a emissão média diária (Alves et al., 2012; Cosentino et al., 2013). Uma dúvida que existe é sobre como a dinâmica das emissões diárias de N_2O é afetada em momentos propícios à produção de N_2O , denominados de "hot moments" por Molodovskaya et al. (2012). O conhecimento desse

aspecto é fundamental para poder estabelecer o regime adequado de coleta de amostras após a adição ao solo dos DLS, já que o cálculo das emissões acumuladas de N_2O é feito, normalmente, a partir da integração de medidas pontuais dos fluxos deste gás, o que pode conduzir a erros nas estimativas.

O objetivo deste trabalho foi o de avaliar como a frequência de coleta de amostras gasosas na atmosfera interna de câmaras estáticas para análise de N_2O , logo após eventos que favoreçam a sua produção, afeta a estimativa das emissões acumuladas deste gás nas primeiras semanas após a adição de DLS na superfície do solo.

2.4 MATERIAL E MÉTODOS

2.4.1 Características do local e das áreas experimentais

O trabalho constou de dois experimentos, os quais foram realizados em condições de campo na Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil. O clima do local é classificado como subtropical úmido, tipo Cfa2 segundo Koppen, com temperatura média máxima de $30,4^{\circ}C$ no mês de janeiro e mínima de $9,3^{\circ}C$ em junho e com uma precipitação média anual de 1700 milímetros.

O experimento 1 foi conduzido no período de 19 de janeiro a 01 de fevereiro de 2011 em um Argissolo Vermelho Distrófico arênico (Santos et al., 2006). Na camada de 0-10 cm o solo possuía no momento da instalação do experimento $20,2 \text{ g kg}^{-1}$ de C total, $1,7 \text{ g kg}^{-1}$ de N total, 19,4 % de argila, 36,0 % de areia e 44,7 % de silte.

Até 2009 a área encontrava-se em condição de campo nativo, com predominância de poaceas. Em 15/05/2009 foi realizada a correção da acidez do solo, com incorporação do calcário (10 Mg ha^{-1}) na camada 0-20 cm, mediante aração e gradagem. No outono/inverno de 2009 a área foi cultivada com aveia preta e no verão de 2009/2010 com milho, sendo que ambas as culturas foram adubadas conforme recomendação da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS) - RS/SC (2004). A mesma sucessão de culturas foi usada no ano agrícola 2010/2011. O experimento iniciou em 19/01/2011 com a aplicação dos dejetos sobre palha de aveia preta.

O experimento 2 foi conduzido no período de 28 de setembro a 25 de outubro de 2012 em um Argissolo Vermelho Alumínico úmbrico (Santos et al., 2006), com $24,2 \text{ g kg}^{-1}$ de C total, $1,9 \text{ g kg}^{-1}$ de N total, 21,8 % de argila, 39,8 % de areia e 38,4 % de silte na camada de 0-10 cm.

A área se encontrava em pousio até maio de 2010, com predomínio da poaceae capim-annoni-2 (*Eragrostis plana*), quando foi realizada a calagem através da aplicação de 8 Mg ha⁻¹ de calcário dolomítico, o qual foi incorporado ao solo através de aração e gradagem. No ano agrícola 2010/2011 a área foi cultivada com a sucessão aveia preta/milho e em 2011/2012 com a sucessão trigo/milho, sempre em plantio direto e com adubação nas doses recomendadas às culturas. O experimento iniciou em 28 de setembro de 2012 após serem retirados manualmente os resíduos culturais presentes na superfície do solo, remanescentes das culturas anteriores. No mesmo dia foram aplicados manualmente, com o auxílio de regadores, os DLS sobre palha de aveia preta.

As datas de cada avaliação das emissões de N₂O, bem como os horários e as quantidades de água aplicadas em cada chuva simulada, nas áreas dos dois experimentos, encontram-se no quadro 2. Nas duas áreas foi construída uma estrutura em madeira e coberta com lona plástica para evitar a entrada de água por ocasião das eventuais chuvas naturais. Assim, foi possível controlar o momento, bem como a quantidade de água a aplicar nas chuvas simuladas, as quais foram realizadas através de um sistema de microaspersão.

2.4.2 Parcelas experimentais e comparações realizadas

No experimento 1, as parcelas possuíam dimensões de 1,00 m x 1,60 m e no 2 de 0,7m x 0,7m e foram delimitadas nos quatro lados por sarrafos de madeira com aproximadamente 5 cm de altura. No interior de cada parcela, no total de quatro repetições em cada área, foram distribuídas manualmente as palhas de aveia, sobre as quais foram aplicados os DLS. As quantidades de DLS e de palha aplicados em cada experimento são mostradas no quadro 1. No interior das parcelas foram instaladas bases, construídas em aço galvanizado, sobre as quais eram colocadas as câmaras estáticas no momento da realização de cada coleta de N₂O. Para uma maior uniformidade na distribuição, os DLS foram aplicados com auxílio de regador nas parcelas e com proveta no interior das bases.

As avaliações de N₂O foram realizadas em três datas após a aplicação dos DLS na área 1 e em quatro datas na área 2, conforme indicado no quadro 2. Em cada data, era feita uma avaliação dos fluxos de N₂O antes de cada chuva e também a cada duas horas durante as 24 horas após cessarem as chuvas.

2.4.3 Tratamento dos resultados

Em cada avaliação, os valores de N₂O acumulados, calculados a partir das amostragens realizadas a cada duas horas, foram comparados com os valores acumulados, calculados a partir do pressuposto de que as amostragens fossem realizadas apenas 4, 8, 16 e 24 horas após cessar cada evento.

Por fim, os valores de N₂O obtidos em cada avaliação, através da amostragem contínua a cada duas horas, durante as 24 horas após o final de cada chuva, foram integrados para todo o período de avaliação nos dois experimentos e os valores acumulados foram comparados com aqueles obtidos, caso as amostragens fossem realizadas apenas após 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 22 e 24 horas.

2.4.4 Origem e características dos dejetos e das palhas

Os DLS utilizados em ambos os experimentos foram estocados em esterqueira anaeróbica e tiveram como origem animais em fase de terminação e criados em regime de confinamento. As principais características dos DLS foram determinadas seguindo metodologia proposta por Tedesco et al. (1995), analisando-se os teores de N total e de N amoniacal total (NAT=NH₃ + NH₄⁺) por digestão úmida seguida de destilação e sem a secagem prévia das amostras. A matéria seca foi determinada por pesagem após secagem das amostras em estufa a 70°C, até massa constante. Nas amostras secas e finamente moídas, determinou-se o teor de C total dos DLS por combustão seca em um analisador elementar CHNS (modelo FlashEA 1112, Thermo Electron). O pH foi determinado em potenciômetro, diretamente nas amostras de DLS. Nas palhas usadas nos dois experimentos foram analisados, por combustão seca, os teores de C total e N total, no material seco e moído. As principais características dos DLS e das palhas aplicados nos dois experimentos encontram-se no quadro 1.

2.4.5 Avaliação dos fluxos de óxido nitroso (N₂O)

Para a avaliação dos fluxos de N₂O foram utilizadas câmaras estáticas, seguindo os procedimentos recomendados por Rochette & Bertrand (2008). No experimento 1, as câmaras foram confeccionadas com aço galvanizado e possuíam 0,3m de largura x 0,2m de altura x 0,4m de comprimento enquanto no experimento 2 as câmaras eram circulares (20 cm de altura x 25 cm de diâmetro) e foram confeccionadas em cloro-polivinil (PVC). Em cada avaliação, as câmaras eram dispostas sobre bases, as quais foram inseridas no solo, no início dos experimentos, até uma profundidade aproximada de 5 cm. As bases permaneceram no local

até o final de cada experimento. Em cada avaliação, a vedação do sistema no momento da colocação das câmaras sobre as bases era obtida através da adição de água em uma canaleta existente na parte externa das bases.

Após a colocação das câmaras sobre as bases, a atmosfera interna das câmaras era amostrada através de seringas de polipropileno com capacidade de 20 cm³ em quatro tempos (0, 15, 30 e 45 minutos), após a sua homogeneização durante 30 segundos com auxílio de um ventilado do tipo cooler, o qual era acionado por bateria. A análise da concentração de N₂O nas amostras foi feita por cromatografia gasosa em um cromatógrafo (GC-214, Shimadzu Corporation, Japão) equipado com um detector de captura de elétrons. Os fluxos de N₂O foram calculados utilizando a equação proposta por Rochette & Bertrand (2008):

$$FN_2O = dG/dt \times V/A \times Mm/Vm \times (1 - ep/P)$$

Onde, FN₂O é o fluxo de gás (g m⁻² s⁻¹), dG/dt é a mudança na concentração do gás (mol mol⁻¹ s⁻¹), V é o volume da câmara (m³), A é a área coberta pela câmara (m²), ep é a pressão parcial do vapor de água no interior da câmara (kPa), P é a pressão barométrica (kPa), Mm é a massa molecular do gás (g mol⁻¹) e Vm é o volume molecular sob condições de temperatura e pressão barométrica internas à câmara (m³ mol⁻¹). O intervalo de tempo entre a coleta e a análise das amostras nunca ultrapassou a duas horas.

2.4.6 Análises do solo

Em cada avaliação de N₂O foram coletadas amostras de solo, na camada 0-10 cm de cada parcela com auxílio de trado calador, para análise dos teores de N mineral (NH₄⁺ e NO₂⁻ + NO₃⁻) e do espaço poroso saturado por água (EPSA). Tais avaliações foram realizadas no início dos experimentos, antes da aplicação dos dejetos e também um dia antes e um dia após cada chuva.

O N mineral foi extraído pela agitação durante 30 minutos em agitador horizontal da mistura de 20 gramas de solo úmido e 80 mL de KCl 1Mol L⁻¹. Após a decantação por 30 minutos, uma alíquota do sobrenadante foi destilada em destilador semimicro Kjeldahl na presença de óxido de magnésio para a determinação dos teores de N-NH₄⁺ e de liga de Devarda para a determinação dos teores de NO₂⁻ + N-NO₃⁻ (Tedesco et al., 1995). Os valores EPSA foram determinados conforme Paul & Clark (1996).

2.4.7 Análise estatística dos resultados

Os dados experimentais foram submetidos a análise de variância e as médias das avaliações foram comparadas pelo teste LSD (Least Significant Difference) a 5% de probabilidade utilizando o software Sisvar (Versão 5.3-Build 75).

2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.5.1 Dinâmica das emissões de N₂O

A dinâmica observada nas emissões de N₂O nos dois experimentos diferiu tanto entre as datas de avaliação como também durante cada avaliação realizada durante as 24 horas após cada chuva. Quanto às datas de avaliação, observa-se no experimento 1 que, mesmo sem a ocorrência de chuva, mas somente com a aplicação dos DLS, o fluxo de N₂O aumentou de 34,1 µg N m⁻² h⁻¹ na amostragem realizada antes da aplicação para 879,2 µg N m⁻² h⁻¹ na amostragem feita apenas duas horas após a aplicação (Figura 1a). Já no experimento 2, onde foram realizadas amostragens para análise de N₂O somente 2 e 4 horas após a aplicação dos DLS, não foi detectado aumento das emissões (dados não mostrados). Tais resultados podem ser explicados pela diferença nas quantidades de nitrato (NO₃⁻) presentes inicialmente no solo das duas áreas. Enquanto a área do experimento 1 possuía 34,6 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ na camada 0-10 cm do solo, a quantidade de N-NO₃⁻ da área 2 era de apenas 13,2 kg ha⁻¹ na mesma camada (Quadro 3). A presença nos DLS de teores elevados de líquidos (água + urina) e de C prontamente disponível aos microrganismos pode ter contribuído para reduzir a disponibilidade de O₂, possibilitando o uso do NO₃⁻ do solo como receptor final de elétrons pelas bactérias desnitrificadoras.

Embora a proporção do espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA) logo após a aplicação dos DLS não tenha sido determinada na área 2, é provável que ela tenha sido similar àquela medida na área 1, já que nas duas áreas os valores de EPSA antes da aplicação dos DLS foram muito próximos (Quadro 2). Portanto, é possível inferir que, nas duas áreas, os valores de EPSA com a aplicação dos DLS situaram-se acima do limite crítico de 60% para a ocorrência da desnitrificação (Linn & Doran, 1984) e que as diferenças nos fluxos iniciais de N₂O das duas áreas estão relacionadas às diferenças nas concentrações iniciais de NO₃⁻. Tais resultados evidenciam que a aplicação de DLS em áreas cujo teor de NO₃⁻ do solo for elevado pode ser uma fonte importante de N₂O, o qual pode ser rapidamente emitido para a atmosfera, mesmo sem a ocorrência de chuvas. Para Stevens & Laughlin (2001) a presença de C facilmente decomponível em adubos orgânicos pode aumentar a desnitrificação do NO₃⁻ já existente no solo no momento da aplicação dos adubos.

Na primeira avaliação do experimento 1, realizada duas horas após a aplicação dos DLS e sem a ocorrência de chuva, os fluxos de N_2O nunca atingiram valores inferiores a $454 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 1a). Já na primeira avaliação do experimento 2, a qual foi realizada após uma chuva natural de 22 mm e quatro dias após a adição dos dejetos, as emissões de N_2O foram menores do que no experimento 1 e nunca superiores a $295 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 3a). Novamente, tais diferenças podem ser explicadas em função do maior potencial de produção de N_2O na área 1, em função dos maiores teores de NO_3^- no solo, já que a disponibilidade desse ânion no solo é um dos fatores importantes no controle da intensidade da desnitrificação (McGeough et al., 2012). No quadro 2 se observa que nos primeiros quatro dias após a aplicação dos DLS na área do experimento 2 não foi detectado o aparecimento de NO_3^- na camada 0-10 cm do solo, indicando que ainda não havia ocorrido nitrificação líquida do N amoniacal dos DLS nesse período, o que limitou a produção de N_2O , tanto durante a nitrificação quanto a desnitrificação.

Quanto ao padrão de emissão de N_2O observado nas amostragens realizadas a cada duas horas, durante as primeiras 24 horas após a aplicação dos dejetos na área 1 (Figura 1 a), após a ocorrência de uma chuva natural de 22 mm na área 2 (Figura 3a) ou após as chuvas simuladas nas áreas 1 (Figura 1 a, b) e 2 (Figura 3 b, c, d), observa-se que ele foi próximo entre as duas áreas experimentais. De maneira geral, as maiores emissões de N_2O ocorreram no período entre duas e oito horas após cada evento e, na maioria das situações, elas não apresentaram uma relação direta com a temperatura do ar (Figuras 1 e 3), o que está de acordo com os resultados de Consentino et al. (2013). Considerando que as quantidades disponíveis de NO_3^- e de C no solo não devem ter variado significativamente durante as 24 horas de avaliação, pode-se inferir que essa dinâmica de emissão de N_2O observada no presente trabalho esteve mais diretamente ligada à variação nos valores de EPSA após cada evento. É provável que valores mais elevados de EPSA nas primeiras horas após a entrada de água no solo tenha aumentando a produção de N_2O pelas bactérias desnitrificadoras, tendo a sua população e/ou atividade diminuído rapidamente após esse período inicial.

Na segunda avaliação do experimento 2, realizada 11 dias após a adição dos dejetos e após uma chuva simulada de 38 mm, os fluxos de N_2O se mantiveram relativamente elevados, variando de $278 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$, no momento que cessou a chuva, a $1.612 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$, seis horas após o final da chuva, com um valor médio de $1.100 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nas doze amostragens realizadas (Figura 3b). Na última avaliação da área 1, realizada no 12º dia após a adição dos dejetos e após uma chuva de 30 mm (Figura 1c), o padrão de emissão de N_2O foi relativamente próximo ao observado na área 2, com um fluxo médio de $929 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$

nas 24 horas. Tais resultados podem ser explicados pelo fato de o solo apresentar valores elevados de EPSA nas duas áreas, além de teores elevados de NO_3^- (Quadro 2) e, provavelmente, de C disponível (não avaliado), favorecendo a produção e emissão de N_2O durante as referidas avaliações.

Nas avaliações realizadas aos 18 e 27 dias após a aplicação dos DLS na área 2 (Figura 3 c e 3 d) observa-se que, apesar das irrigações de 44 e 29 mm, respectivamente, o seu impacto sobre os fluxos de N_2O ocorreu apenas durante as primeiras horas, com os maiores picos [$1.735 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Figura 3 c) e $597 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Figura 3 d)], sendo observados nas duas horas seguintes às irrigações. Após esse período de 8 a 10 horas, os fluxos de N_2O diminuíram para valores nunca superiores a $217 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ na irrigação de 44 mm (Figura 3 c) e $70 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ na irrigação de 29 mm (Figura 3 d).

Esse comportamento, com aumento das emissões de N_2O nas primeiras horas após as chuvas simuladas e o rápido retorno para valores próximos aos observados antes das chuvas, deve estar ligado ao fato do solo ter secado entre uma chuva e outra, atingindo valores de EPSA inferiores a 60% na camada 0-10 cm (Quadro 2). Nessa condição, pode ter ocorrido a morte de parte da população microbiana, especialmente nas camadas mais superficiais do solo. Quando ocorreu a chuva subsequente, parte do C da biomassa microbiana morta pode ter sido usada como fonte de C e energia pela população remanescente, inclusive pelas bactérias desnitrificadoras que, em valores de EPSA superiores a 60 % (Quadro 2), podem ter utilizado o NO_3^- presente no solo na sua respiração, reduzindo-o para N_2O . Todavia, essa fonte de C é logo utilizada pelos microrganismos heterotróficos do solo, o que reduziu rapidamente a produção de N_2O após o final das chuvas, apesar dos teores elevados de NO_3^- e de umidade do solo (Quadro 2).

Esse conjunto de resultados evidencia o fato de que os três principais fatores que controlam a desnitrificação (disponibilidade de NO_3^- , O_2 e C) agem de forma interativa, conforme salientado por Thangarajan et al. (2013). Provavelmente, a baixa disponibilidade de C no solo tenha sido o principal fator determinante das baixas emissões de N_2O encontradas na última avaliação feita na área 2 (Figura 3 d), confirmando resultados de Aita et al. (2014), os quais aplicaram dejetos líquidos de suínos em plantio direto e observaram que, cerca de um mês após a aplicação, os fluxos de N_2O retornaram aos valores encontrados originalmente, independentemente das chuvas ocorridas.

Com base nos resultados relativos à dinâmica de emissão de N_2O (Figuras 1 e 3) pode-se inferir que os momentos mais favoráveis à produção de N_2O ("hot moments"), ocorreram na coleta realizada duas horas após a chuva simulada realizada na segunda avaliação da área 1

(Figura 1 b), cujo pico na emissão foi de $2.700 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e na segunda e terceira avaliações realizadas na área 2, cujos picos observados foram de 1.600 e $1.700 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ nas coletas realizadas seis e duas horas após o final das chuvas, respectivamente (Figura 3 b, c).

2.5.2 Efeito da frequência de amostragem sobre a estimativa das emissões acumuladas de N_2O

O regime adotado para a coleta de gás da atmosfera interna das câmaras estáticas durante as 24 horas seguintes a cada evento [(aplicação de dejetos (Figura 2a), chuva natural (Figura 4a) ou chuva simulada (Figura 2b, c; Figura 4b, c, d)] afetou a estimativa das emissões acumuladas de N_2O , com valores sempre mais elevados para as emissões calculadas a partir das amostragens realizadas a cada duas horas, em relação à estimativa feita considerando-se a hipótese de que as coletas tivessem sido realizadas apenas 4, 8, 16 e 24 horas após cada evento. Na média das três avaliações realizadas na área 1 (Figura 2), as quantidades acumuladas de $\text{N-N}_2\text{O}$, calculadas a partir dos fluxos medidos após 4, 8, 16 e 24 horas foram, respectivamente, $16,5 \text{ g ha}^{-1}$ (39,2 %), $45,8 \text{ g ha}^{-1}$ (55,5 %), $88,5 \text{ g ha}^{-1}$ (62,7 %) e $114,3 \text{ g ha}^{-1}$ (62,4 %) inferiores às quantidades acumuladas nesses mesmos períodos, porém calculadas a partir das medidas realizadas a cada duas horas. Essa mesma tendência foi observada na área 2, com os valores obtidos após 4, 8, 16 e 24 horas sendo inferiores aos obtidos a partir das medidas feitas a cada duas horas em $9,5 \text{ g ha}^{-1}$ (37,8 %), $24,9 \text{ g ha}^{-1}$ (48,9 %), $53,5 \text{ g ha}^{-1}$ (61,3 %) e $68,0 \text{ g ha}^{-1}$ (59,9 %), respectivamente. Apesar dessa maior emissão acumulada de N_2O , obtida a partir das amostragens feitas a cada duas horas, a diferença nem sempre foi significativa, em função da grande variabilidade nas emissões de N_2O , o que é comumente observado nos trabalhos em que esse GEE é avaliado em diferentes condições de solo e de clima (Aita et al., 2014).

Embora a comparação entre os regimes de coleta de gases no interior das câmaras estáticas indique que a estimativa das quantidades acumuladas de N_2O em 24 horas, feita a partir das emissões determinadas continuamente a intervalos de duas horas, tenha resultado em valores mais elevados do que se as amostragens tivessem sido realizadas apenas 4, 8, 16 e 24 horas após a ocorrência de eventos que favoreçam a desnitrificação (Figuras 2 e 4), é preciso integrar todo o período avaliado em cada experimento. Os resultados dessa integração são apresentados no quadro 4 e mostram tendências distintas daquelas observadas em cada avaliação pontual, apenas no período de 24 horas após cada chuva (Figuras 2 e 4).

Quando foram considerados apenas os fluxos relativamente mais elevados de N_2O , medidos nas primeiras seis horas após cada evento (Figuras 1 e 3), para estimar as emissões acumuladas, estas foram superestimadas em relação aos valores obtidos a partir das medidas feitas a cada duas horas (Quadro 4). Considerando a média das amostragens feitas após 2, 4 e 6 horas, as quantidades acumuladas de $N-N_2O$, de $2.170,3g\ ha^{-1}$ ao final dos 13 dias do experimento 1 e de $2.657,7\ g\ ha^{-1}$ nos 24 dias do experimento 2 foram 1,9 e 1,7 vezes superiores a aquelas calculadas a partir dos fluxos medidos a cada duas horas, respectivamente (Quadro 4). As nas duas áreas estimativas feitas a partir dos fluxos medidos nas amostragens realizadas após 8 horas resultaram em valores que não diferiram daqueles obtidos quando os fluxos de N_2O foram medidos a cada duas horas. Esses resultados mostram que, durante as primeiras duas a quatro semanas seguintes à adição de dejetos de suínos ao solo, a avaliação dos fluxos de N_2O apenas nas primeiras seis horas após a ocorrência de eventos que favoreçam a sua produção conduz a valores superestimados para as emissões acumuladas de N_2O , com impacto sobre a estimativa dos fatores de emissão (FE) desta forma gasosa de N. Na média dos dois experimentos, a emissão acumulada de $N-N_2O$, calculada a partir das amostragens realizadas nas primeiras seis horas após cada evento (Quadro 4), resultaria em 1,51 % do N total aplicado com os dejetos (Quadro 1) e emitido como $N-N_2O$ contra apenas 0,83 %, caso as medidas fossem feitas a cada duas horas durante as 24 horas seguintes ao evento.

A avaliação dos fluxos de N_2O a intervalos de duas horas durante as 24 horas que sucedem os eventos em que haja expectativa de que eles proporcionem aumento nas emissões, conforme foi feito no presente trabalho, torna-se inviável do ponto de vista operacional. Uma alternativa a esse regime de coletas consiste na medida contínua dos fluxos de N_2O , não através da coleta manual de gases com seringas para posterior análise por cromatografia, mas através de amostradores automáticos, conforme tem sido feito em alguns trabalhos (Alves et al., 2012; Morris et al., 2013). Todavia, essa alternativa torna o processo oneroso, em função do custo dos equipamentos, além das dificuldades de aplicação em experimentos de campo, sobretudo quando o número de parcelas a ser avaliado for grande. Assim, a alternativa mais adequada e menos onerosa consiste em avaliar as emissões de N_2O somente depois de decorridas oito horas de eventos que favoreçam a sua produção.

Os resultados deste trabalho evidenciam que a recomendação de estabelecer previamente um horário de coleta de gases como sendo aquele que melhor representa os fluxos diários de N_2O [entre 9:00 e 12:00 h (Cosentino et al., 2013), entre 10:00 e 12:00 h (Alves et al., 2012) e próximo às 12:00 h (Khalil et al., 2007)], pode implicar em super ou

subestimativas das quantidades de N_2O emitidas, sobretudo em momentos favoráveis à desnitrificação. A magnitude da implicação negativa do horário de coleta sobre a estimativa das emissões acumuladas de N_2O está inversamente relacionada ao espaço de tempo utilizado para coletar o N_2O nas 24 horas seguintes à ocorrência de chuvas ou irrigações. Caso, a amostragem seja feita apenas nas primeiras seis horas após o evento a discrepância em relação à emissão real ocorrida no período será muito maior do que para amostragens mais tardias. Da mesma forma, o erro, em função do horário de coleta será maior para os períodos com maior potencial de produção de N_2O , que no caso do presente trabalho ocorreu nas primeiras duas a três semanas após a adição dos dejetos de suínos ao solo. Quando a desnitrificação começa a ser limitada por algum fator, principalmente a disponibilidade de NO_3^- e ou de C, diminui a importância do horário e da frequência de amostragem, mesmo em condições de umidade do solo potencialmente favoráveis à produção de N_2O .

2.6 CONCLUSÕES

- 1) A frequência de amostragem da atmosfera interna de câmaras estáticas afeta a estimativa das quantidades emitidas de N_2O em momentos favoráveis à produção de N_2O , após a aplicação de DLS ao solo.
- 2) A amostragem de N_2O em câmaras estáticas nas primeiras seis horas após momentos que favoreçam a desnitrificação resulta na superestimativa do fator de emissão de N_2O para a aplicação de DLS no solo, em relação às amostragens realizadas a cada duas horas.
- 3) Em eventos favoráveis à produção e emissão de N_2O (ex. chuvas) nas primeiras semanas após a aplicação de DLS, a melhor alternativa às avaliações contínuas durante 24 horas, para estimar a emissão acumulada desse GEE, consiste em realizar uma única amostragem após terem decorrido, no mínimo, oito horas do referido evento.

2.7 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro concedido pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

2.8 LITERATURA CITADA

- AITA, C.; GIACOMINI, S.J. & HÜBNER, A.P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. *Pesq. Agropec. Bras.*, 42:95-102, 2007.
- AITA, C.; GONZATTO, R.; MIOLA, E.C.C.; DOS SANTOS, D.B.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A. & GIACOMINI, S.J. Injection of Dicyandiamide-Treated Pig Slurry Reduced Ammonia Volatilization without Enhancing Soil Nitrous Oxide Emissions from No-Till Corn in Southern Brazil. *J. Environ. Qual.*, 43:789-800, 2014.
- ALVES, B.J.R.; SMITH, K.A.; FLORES, R.A.; CARDOSO, A.S.; OLIVEIRA, W.R.D.; JANTALIA, C.P.; URQUIAGA, S. & BODDEY, R.M. Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean flux from soils. *Soil Biol. Biochem.*, 46:129-135, 2012.
- CHANTIGNY, M.H.; ROCHETTE, P. & ANGERS, D.A. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. *Can. J. Soil Sci.*, 81:131-137, 2001.
- 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.
- COSENTINO, V.R.N.; FERNANDEZ, P.L.; AUREGGI, S.A.F. & TABOADA, M.A. N₂O emissions from a cultivated Mollisol: optimal time of day for sampling and the role of soil temperature. *R. Bras. Ci. Solo*, 36:1814-1819, 2013.
- JAYASUNDARA, S.; WAGNER-RIDDLE, C.; PARKIN, G.; LAUZON, J. & FAN, M.Z. Transformations and losses of swine manure ¹⁵N as affected by application timing at two contrasting sites. *Can. J. Soil Sci.*, 90:55-73, 2010.
- KHALIL, M.I.; CLEEMPUT, O.V.; ROSENANI, A.B. & SCHMIDHALTER, U. Daytime, temporal, and seasonal variations of N₂O emissions in an upland cropping system of the humid tropics. *Commun. Soil Sci. Plan.*, 38:189-204, 2007.
- KIRCHMANN, H. & LUNDVALL, A. Relationships between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biol. Fertil. Soils*, 15:161-164, 1993.

- LINN, D.M. & DORAN, J.W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48:1267-1272, 1984.
- McGEOUGH, K.L.; LAUGHLIN, R.J.; WATSON, C.J.; MÜLLER, C.; ERNFORS, M.; CAHALAN, E.; & RICHARDS, K.G. The effect of cattle slurry in combination with nitrate and the nitrification inhibitor dicyandiamide on in situ nitrous oxide and dinitrogen emissions. *Biogeosciences*, 9:4909-4909, 2012.
- MEIJIDE, A.; GARCÍA-TORRES, L.; ARCE, A. & VALLEJO, A. Nitrogen oxide emissions affected by organic fertilization in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 132:106-115, 2009.
- MOLODOVSKAYA, M.; SINGURINDI, O.; RICHARDS, B.K.; WARLAND, J.; JOHNSON, M. S. & STEENHUIS, T. S. Temporal variability of nitrous oxide from fertilized croplands: hot moment analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 76:1728-1740, 2012.
- MORRIS, S.G.; KIMBER, S.W.L.; GRACE, P. & Van ZWIETEN, L. Improving the statistical preparation for measuring soil N₂O flux by closed chamber. *Sci. Total Environ.*, 465:166-172, 2013.
- PARKIN, T.B. Effect of sampling frequency on estimates of cumulative nitrous oxide emissions. *J. Environ. Qual.*, 37:1390-1395, 2008.
- PAUL, E.A. & CLARK, F.E. *Soil microbiology and biochemistry*. 2 ed. California. Academic Press, 1996. 340 p.
- PAUL, J.W. & BEAUCHAMP, E.G. Effect of carbon constituents in manure on denitrification in soil. *Can. J. Soil Sci.*, 69:49-61, 1989.
- ROCHETTE, P. & BERTRAND, N. Soil-surface gas emissions. In: CARTER, M.; GREGORICH, E.G. (Eds.), *Soil sampling and methods of analysis*. Boca Raton, FL: CRC, 2008. p.851-861.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; BERTRAND, N. & CÔTÉ, D. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:1410-1420, 2004.
- SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, V.A.; OLIVEIRA, J.B.; COELHO, M.R.; LUMBRERAS, J.F. & CUNHA, T.J.F. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p.

STEVENS, R.J. & LAUGHLIN, R.J. Cattle slurry affects nitrous oxide and dinitrogen emissions from fertilizer nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65:1307-1314, 2001.

TAN, I.Y.S; VAN ES, H.M.; DUXBURY, J.M.; MELKONIAN, J.J.; SCHINDELBECK, R.R.; GEOHRING, L.D.; HIVELEY, W.D. & MOEBIUS, B.N. Single-event nitrous oxide losses under maize production as affected by soil type, tillage, rotation, and fertilization. *Soil Till. Res.*, 102:19-26, 2009.

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).

THANGARAJAN, R.; BOLAN, N.S.; TIAN, G.; NAIDU, R. & KUNHIKRISHNAN, A. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. *Sci. Total Environ.*, 465:72-96, 2013.

VALLEJO, A.; GARCÍA-TORRES, L.; DÍEZ, J.A.; ARCE, A. & LÓPEZ-FERNÁNDEZ, S. Comparison of N losses (NO_3^- , N_2O , NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. *Plant Soil*, 272:313-325, 2005.

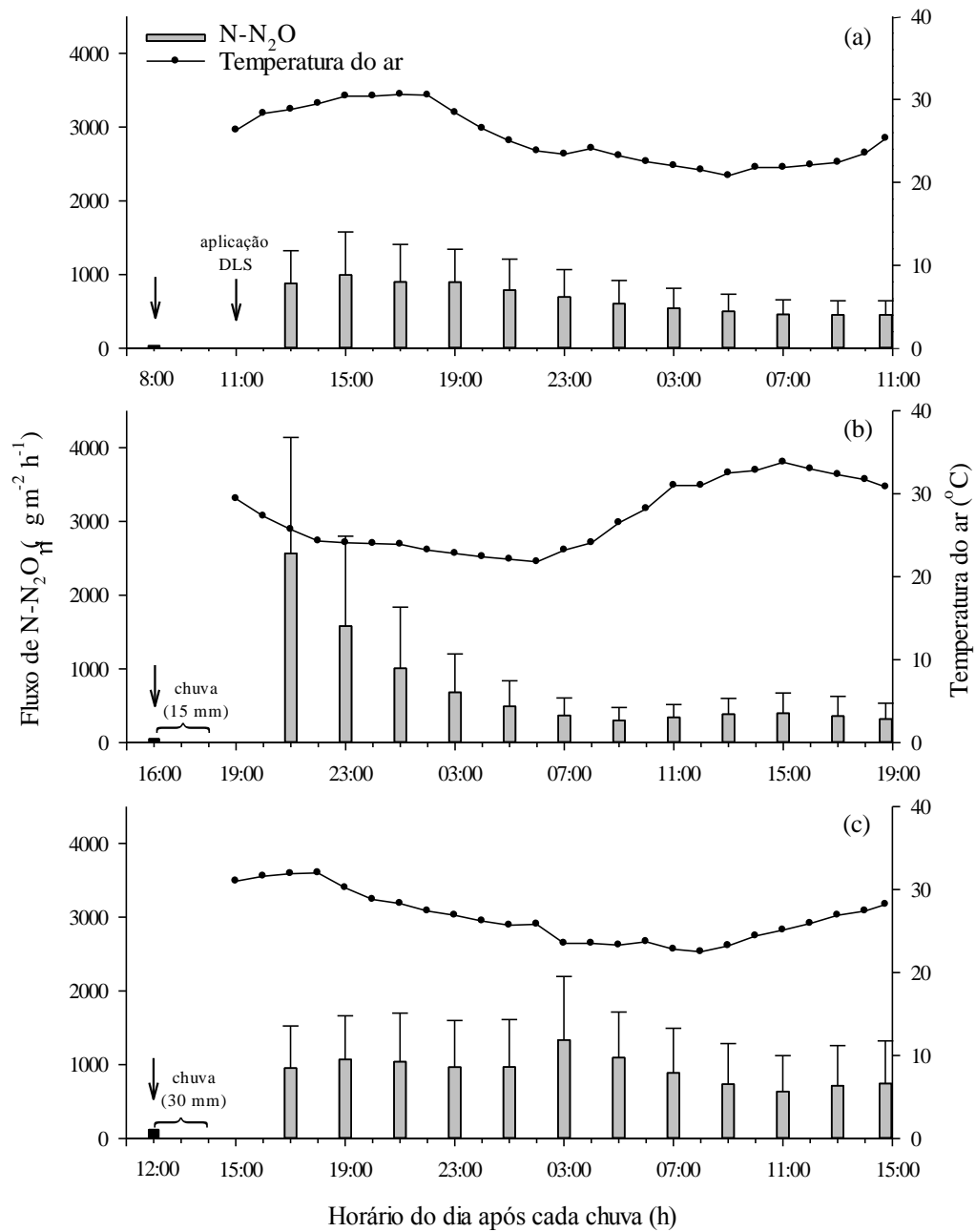


Figura 1. Fluxos de N₂O medidos a cada duas horas durante as primeiras 24 horas após a aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre palha de aveia, em 19/01/11 (a) e após chuvas simuladas de 15 e 30 mm em 24/02/11 (b) e 31/03/11 (c), respectivamente. Os dejetos foram aplicados em 19/01/11. As flechas indicam os momentos de avaliação dos fluxos de N₂O antes da aplicação dos DLS (a) e antes das chuvas (b, c).

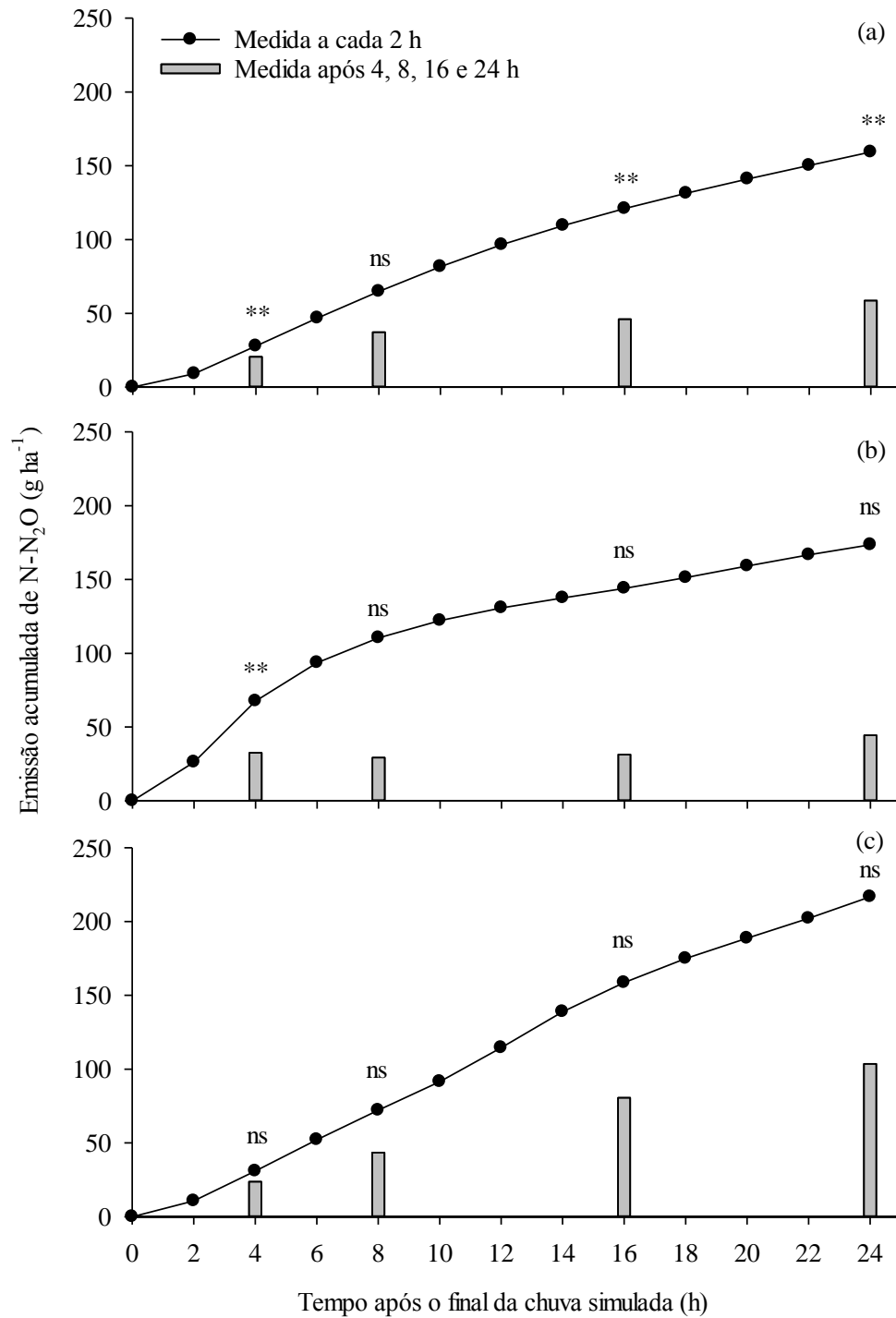


Figura 2. Comparação entre as quantidades acumuladas de N₂O, obtidas a partir das medidas feitas a cada duas horas nas primeiras 24 horas após aplicação de dejetos líquidos de suínos em 19/01/11 (a) ou chuvas simuladas em 24/02/11 (b) e 31/03/11 (c) e as quantidades acumuladas de N₂O, estimadas a partir dos fluxos medidos apenas uma vez, após 4, 8, 16 e 24 horas do final de cada chuva.

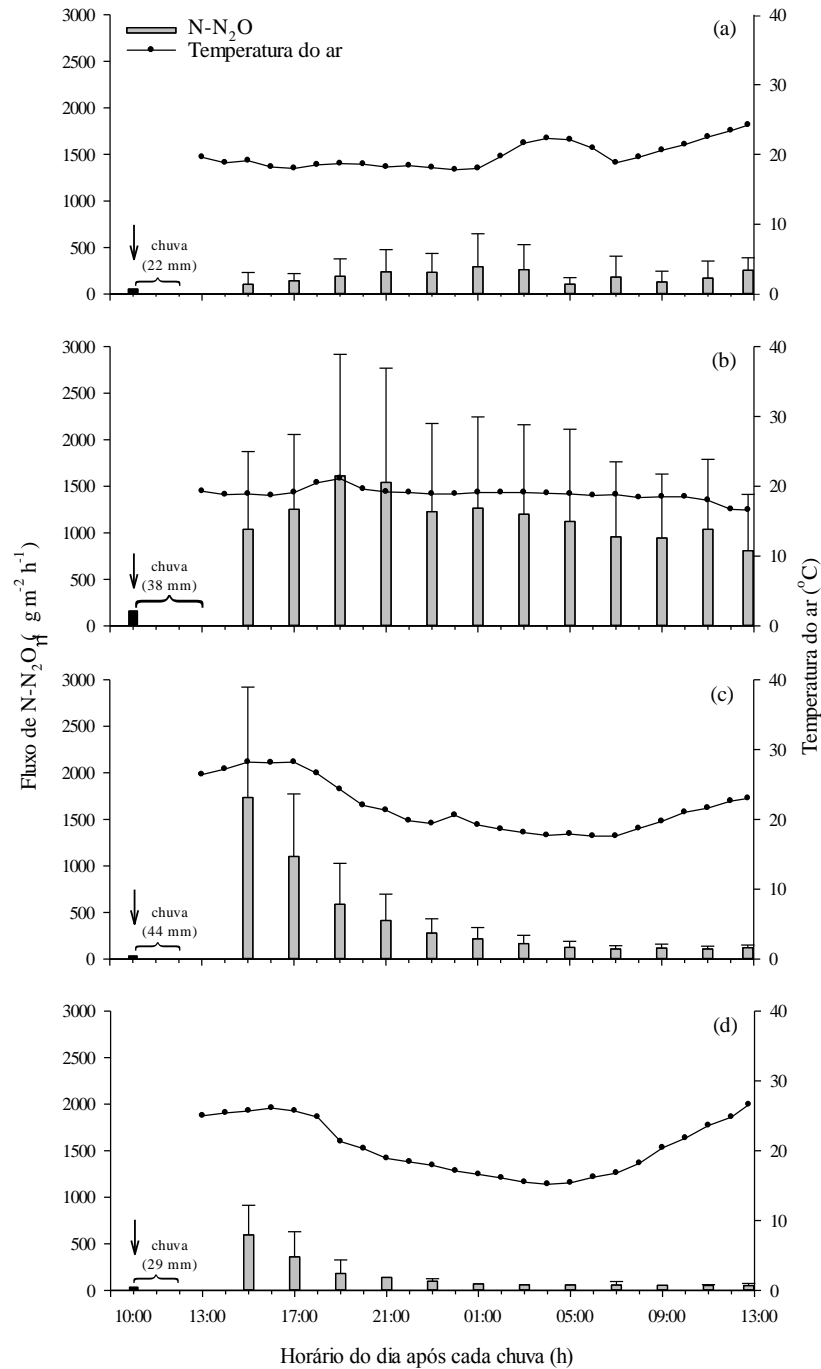


Figura 3. Fluxos de N_2O medidos a cada duas horas durante as primeiras 24 horas após uma chuva natural de 22 mm em 02/10/12 e após chuvas simuladas de 38 mm (b), 44 mm (c) e 29 mm (d) em 09/10/12, 16/10/12 e 25/10/12, respectivamente. Os dejetos de suínos foram aplicados em 28/09/12. As flechas indicam os momentos de avaliação dos fluxos de N_2O antes de cada chuva.

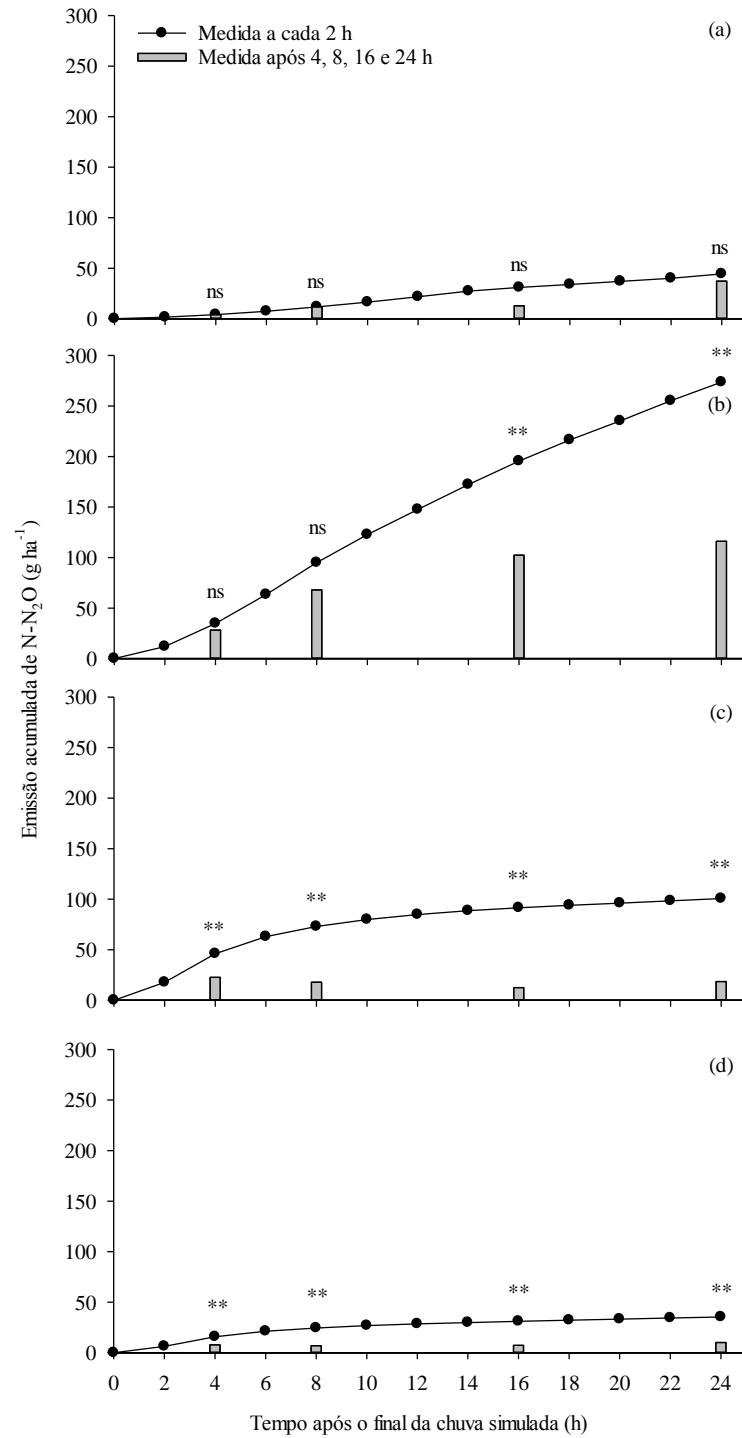


Figura 4. Comparação entre as quantidades acumuladas de N₂O, obtidas a partir das medidas feitas a cada duas horas nas primeiras 24 horas após chuva natural em 02/10/12 (a) ou chuvas simuladas em 09/10/12 (b), 16/10/12 (c) e 25/10/12 (d) e as quantidades acumuladas de N₂O, estimadas a partir dos fluxos medidos uma única vez, após 4, 8, 16 e 24 horas do final de cada chuva.

Quadro 1. Características dos dejetos líquidos de suínos e da palha de aveia e quantidades adicionadas ao solo de matéria seca, carbono (C) e nitrogênio (N) com os dois materiais orgânicos nas duas áreas.

Variável	Dejetos líquidos de suínos		Palha de aveia	
	Área I	Área II	Área I	Área II
Matéria seca (g kg ⁻¹)	14,8 (888,0) [†]	17,0 (850,0)	-	-
C total (g kg ⁻¹)	5,47 (328,0)	5,40 (270,0)	390 (1560,0)	440 (1320,0)
N total (g kg ⁻¹)	2,67 (160,0)	3,20 (160,0)	15,6 (62,3)	10,2 (30,6)
NAT (g kg ⁻¹) **	1,98 (119,0)	2,70 (135,0)	-	-
NAT (% do N total)	74,4	86,2	-	-
C/N	2,05	1,69	25,0	43,1
pH	8,10	6,80	-	-
Quantidade aplicada	60,0 [*]	50,0 [*]	4,0 [‡]	3,0 [‡]

[†] Valores entre parênteses representam as quantidades aplicadas (kg ha⁻¹); ^{*} m³ ha⁻¹; [‡] Mg ha⁻¹; ^{**} NAT = N amoniacal total

Quadro 2. Calendário e horários das principais atividades desenvolvidas nos experimentos das áreas 1 e 2.

Experimento	Aplicação dos DLS	Chuvas			Avaliações de N ₂ O ⁽¹⁾	
	Data	Data	mm	Horário do dia (h)	Início (data)	Início (h)
Área 1		-	-	-	19 /01/11	11:30
	19/01/11	24/01/11	15	16:00 às 19:00	24 /01/11	19:00
		31/01/11	30	12:00 às 15:00	31/01/11	15:00
Área 2		02/10/12	22	9:30 às 13:00	02/10/12	13:00
		09/10/12	38	9:15 às 13:00	09/10/12	13:00
	28/10/12	16/10/12	44	9:15 às 13:00	16/10/12	13:00
		25/10/12	29	9:10 às 13:00	25/10/12	13:00

⁽¹⁾ As avaliações de N₂O tiveram duração de 24 horas após o seu início.

Quadro 3. Quantidades de N-NH_4^+ e N-NO_3^- e valores de EPSA na camada 0-10 cm do solo das áreas 1 e 2 em diferentes momentos e datas de avaliação dos fluxos de N_2O .

Área	Momento/data de avaliação	N-NH_4^+	N-NO_3^-	EPSA	
		--- kg de N ha ⁻¹ ---		%	
1	Antes da aplicação DLS	19/01/2011	3,7 (± 0,4) ⁽¹⁾	34,6 (± 7,8)	58 (± 1,5)
	Antes da 1ª chuva	23/01/2011	13,6 (± 1,5)	50,3 (± 5,3)	64 (± 3,8)
	Antes da 2ª chuva	31/01/2011	12,8 (± 3,6)	71,7 (± 18,8)	65 (± 1,5)
	Depois da aplicação DLS	19/01/2011	55,2 (± 0,5)	46,2 (± 4,5)	67 (± 2,5)
	Depois da 1ª chuva	25/01/2011	20,1 (± 5,8)	50,7 (± 4,4)	69 (± 2,7)
	Depois da 2ª chuva	1/02/2011	10,3 (± 1,8)	55,4 (± 9,2)	74 (± 0,8)
	2	Antes da aplicação DLS	26/09/2012	2,5 (± 1,8)	13,2 (± 0,1)
Antes da 1ª chuva ⁽²⁾		01/10/2012	159,0 (± 30,0)	13,5 (± 8,9)	51 (± 5,6)
Antes da 2ª chuva		08/10/2012	3,7 (± 0,5)	69,5 (± 18,7)	56 (± 2,6)
Antes da 3ª chuva		15/10/2012	0	31,5 (± 4,3)	51 (± 5,3)
Antes da 4ª chuva		24/10/2012	0	45,3 (± 18,2)	62 (± 2,6)
Depois da aplicação DLS		29/09/2012	124,8 (± 6,7)	11,0 (± 1,8)	51 (± 1,2)
Depois da 1ª chuva		03/10/2012	98,8 (± 51,0)	16,5 (± 2,5)	74 (± 2,5)
Depois da 2ª chuva		10/10/2012	18,4 (± 12,0)	40,2 (± 9,1)	69 (± 0,6)
Depois da 3ª chuva		17/10/2012	-	-	63 (± 2,1)
Depois da 4ª chuva		26/10/2012	4,08 (± 1,9)	40,8 (± 15,5)	67 (± 1,2)

¹Os valores entre parênteses correspondem ao desvio-padrão. ⁽²⁾Na área 2 a primeira chuva foi natural e as demais foram chuvas simuladas

Quadro 4. Comparação das quantidades acumuladas de N-N₂O nas duas áreas, estimadas a partir da integração dos valores obtidos nas amostragens realizadas a cada duas horas, nas 24 horas seguintes a cada chuva, com as quantidades estimadas a partir da suposição de que as amostragens fossem realizadas apenas 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 22 ou 24 horas após cada chuva.

Frequência de amostragem [†]	N-N ₂ O acumulado (g ha ⁻¹)	
	Área 1	Área 2
2 em 2 h	1.161,3 cd*	1.521,7 de
2 h	2.824,1 a	3.046,2 a
4 h	2.102,6 b	2.571,6 ab
6 h	1.584,1 b	2.355,2 abc
8 h	1.321,9 cd	2.148,2 bcd
10 h	1.105,1 cd	1.733,8 cde
12 h	982,1 cd	1.748,1 cde
14 h	861,5 d	1.602,7 de
16 h	846,4 d	1.373,3 e
18 h	848,9 d	1.280,1 e
20 h	830,0 d	1.237,7 e
22 h	810,2 d	1.341,3 e
24 h	789,5 d	1.236,5 e

* Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste LSD a 5%. † Após cada chuva

3 ARTIGO II - EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS SOBRE RESÍDUOS CULTURAIS DE AVEIA EM DIFERENTES ESTÁGIOS DE DECOMPOSIÇÃO

3.1 Resumo

O uso de dejetos líquidos de suínos (DLS) em áreas agrícolas cultivadas sob plantio direto na palha pode potencializar as perdas de N do solo na forma gasosa de óxido nitroso (N_2O), implicando em problemas de ordem tanto ambiental quanto econômica e, dessa forma, demandando uma busca por estratégias que mitiguem as emissões desse gás para a atmosfera. O objetivo deste estudo foi avaliar como o estágio de decomposição da palha de aveia preta, manejada no estágio de pleno florescimento (experimento 1) e na colheita (experimento 2), afeta as emissões de N_2O para a atmosfera após a aplicação de DLS no solo. Os experimentos foram conduzidos entre setembro e dezembro de 2012 na área experimental do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, em um Argissolo Vermelho Alumínico úmbrico, com aplicação de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS sobre as palhas. Cada experimento teve a duração de aproximadamente um mês, sendo avaliados os seguintes tratamentos: T I- Solo (testemunha); T II- DLS em superfície sem palha (Solo + DLS); T III - Palha no tempo 0 + DLS em superfície (T0 + DLS); T IV - Palha no tempo 1 + DLS em superfície (T1 + DLS); T V - Palha no tempo 2 + DLS em superfície (T2 + DLS); T VI - Palha no tempo 3 + DLS em superfície (T3 + DLS); e T VII - Palha no tempo 4 + DLS em superfície (T4 + DLS), dispostos em um delineamento de blocos ao acaso, com três repetições. As coletas de N_2O foram realizadas um dia antes, e um dia após as irrigações no experimento um além de três horas após as irrigações no experimento 2. A avaliação da emissão de N_2O em cada tratamento foi realizada em câmaras estáticas e a quantificação desse gás deu-se por cromatografia gasosa. A aplicação de DLS sobre as palhas de aveia aumentou as emissões acumuladas de N_2O , em comparação com os tratamentos T1 e T2, em ambos experimentos. As maiores emissões acumuladas para os experimentos 1 e 2 foram observadas no tratamento T0 + DLS, atingindo $1.390,6 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (0,77 % do N aplicado) e $885,08 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ (0,43 % do N aplicado), respectivamente. No entanto, não foram observadas diferenças estatísticas nas emissões de $N-N_2O$ entre os estágios de decomposição da palha após a aplicação dos DLS para os dois experimentos. Possivelmente, os teores de C solúvel adicionado pelos DLS tenham diluído a diferença encontrada principalmente nos teores de C e N solúveis dos diferentes estágios de decomposição. A aplicação de DLS sobre as palhas, em sistema plantio direto, aumenta as emissões de N_2O para a atmosfera, porém o efeito do momento em que a aplicação é realizada, após o manejo da palhada no campo, não ficou claramente estabelecido nesse estudo.

Palavras-chave: Dejetos de suínos, *Avena sativa* Schreb, plantio direto, desnitrificação, N_2O .

3.2 NITROUS OXIDE EMISSION AFTER APPLICATION OF PIG SLURRY ON OATS STRAW IN DIFFERENT STAGES OF DECOMPOSITION

3.2 Abstract

The use of pig slurry (PS) in agricultural areas cultivated under no till can increase the loss of N of the soil in the gaseous form of nitrous oxide (N₂O), resulting in problems of both environmental and economic order and therefore, requiring a search for strategies to mitigate emissions of this gas to the atmosphere. The aim of this study was to evaluate how the stage of decomposition of black oat straw, managed in the flowering stage (experiment 1) and in the harvest stage (experiment 2), affects the N₂O emissions to the atmosphere after the application of DLS on the soil. The experiments were conducted between September and December, 2012 in the experimental area of the Zootecnic Department of Federal University of Santa Maria (UFSM) on a typic Hapludalf with application of 50 m³ ha⁻¹ of PS on the straws. Each experiment had the duration of about a month, and following treatments were evaluated: T 1- Soil (control); T 2- PS on a surface without straw (Solo + PS); T 3- Straw at time 0 + DLS on surface (T0 + PS); T 4- Straw at time 1 + DLS on the surface (T1 + PS); T 5- Straw at time 2 + PS on the surface (T2 + PS); T 6- Straw at time 3 + PS on the surface (T3 + PS); and T 7- Straw at time 4 + PS on the surface (T4 + PS). The treatments were arranged in a random block design with three replicates. The N₂O sampling was performed one day before and one day after irrigation in experiment 1 and, three hours after irrigations in experiment 2. The evaluation of N₂O emissions in each treatment was performed in static chambers and the quantification of this gas was performed by gas chromatography. The use of PS on oat straws increased the cumulative N₂O emissions compared to T1 and T2, in both experiments. The highest emissions accumulated for experiments 1 and 2 were observed in T0 + PS treatment, reaching 1390.6 g N-N₂O ha⁻¹ (0.77% of N applied) and 885.08 N-N₂O ha⁻¹ (0.43% of applied N), respectively. However, no statistical differences were observed in the N-N₂O emissions between the stages of the straw decomposition after the PS application in both experiments. Possibly, the levels of soluble C added by the PS would have diluted the differences found mainly in the levels of soluble C and N of the different stages of decomposition. The application of the PS on the straw in no-tillage system, increases N₂O emissions to the atmosphere, but the effect in the moment of application was made, after the management of the straws in the field, was not clearly established in this study.

Keywords: Pig Slurry, *Avena sativa* Schreb, no-tillage, denitrification, N₂O.

3.3 INTRODUÇÃO

Apesar da redução de custos para o produtor rural, a adoção do sistema de criação de suínos em confinamento pode se tornar uma fonte de poluição ambiental, devido ao grande volume de dejetos líquidos de suínos (DLS) produzidos. O uso destes em áreas agrícolas, como fertilizante orgânico, é um dos destinos finais dados a esse resíduo (VANDERZAAG et al., 2009; SISTANI et al., 2010), em virtude dos seus teores de nutrientes. O nitrogênio (N) é o nutriente encontrado em maior quantidade nos DLS, sendo que aproximadamente 70% do N total contido nos mesmos estão sob a forma amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) no momento da sua aplicação no campo (MOOLEKI et al., 2007).

Embora a aplicação de DLS em áreas agrícolas possa contribuir para a melhoria da produtividade das culturas, o uso indevido desses dejetos poderá constituir uma importante fonte de contaminação da água do lençol freático, através da lixiviação de nitrato (NO_3^-). Além disso, as emissões de amônia (NH_3) e óxido nitroso (N_2O) são as principais formas gasosas de N poluidoras da atmosfera geradas após aplicação de DLS no solo, já que o N_2O é um dos principais gases de efeito estufa (GEE) (PETERSEN et al., 2011; SENBAYRAN et al., 2012).

Quando aplicados no solo, os DLS disponibilizam quantidades elevadas de substrato (N amoniacal) para as bactérias nitrificadoras (MOOLEKI et al., 2002), o qual é rapidamente oxidado até NO_3^- (AITA et al., 2007). Ainda, a aplicação dos DLS no solo disponibiliza grande quantidade de carbono (C) orgânico facilmente oxidável (MØLLER et al., 2004), estimulando o crescimento da comunidade de bactérias heterotróficas desnitrificadoras (GARCIA-MONTIEL et al., 2003), cujo metabolismo é ativado em condições anóxicas, aumentando a produção de N_2O (CHEN et al., 2013). A elevada quantidade de água (CHADWICK et al., 2011) e de ácidos graxos voláteis (SOMMER; SHERLOCK, 1996), adicionados ao solo via DLS (SINGURINDY et al., 2009), bem como a presença de resíduos culturais também são aspectos que favorecem os processos da nitrificação e desnitrificação.

A difusão do sistema de plantio direto na palha (SPD) entre os produtores rurais da região sul do Brasil permitiu a associação de práticas de manejo, como a aplicação de DLS sobre os resíduos culturais depositados sobre o solo (GIACOMINI et al., 2008). Com isso, as emissões de N_2O podem ser potencializadas, pois, da mesma forma que os dejetos, os resíduos culturais deixados sobre o solo em SPD, disponibilizam C e N para a comunidade microbiana edáfica (RECOUS et al., 1995). Além disso, a qualidade da palhada, os teores de

N e o potencial de mineralização, definido principalmente pela relação C/N e a concentração de lignina, também afetam a dinâmica do C e do N no solo (OLESEN et al., 2007), além das emissões de N₂O para a atmosfera (PAPPA et al., 2011).

A planta de cobertura mais utilizada no outono/inverno no Sul do Brasil é a aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.), cujos resíduos culturais proporcionam proteção do solo contra a ação erosiva das chuvas (HEINRICHS et al., 2001). Em SPD, os DLS são aplicados sobre os resíduos culturais dessa espécie, tanto daqueles provenientes do seu manejo na fase de florescimento pleno quanto daqueles que permanecem na superfície do solo após a colheita de grãos. Quando uma fonte externa de N é aplicada sobre resíduos culturais pós-colheita, com alta relação C/N, as emissões de N₂O podem aumentar (ABALOS et al., 2013).

Um aspecto importante a ser considerado é o momento em que os DLS são aplicados no solo sobre os resíduos culturais da aveia, o qual pode variar, principalmente, em função da disponibilidade de maquinário e mão-de-obra além das condições climáticas. Assim, a composição bioquímica da palha poderá variar em função do período de tempo entre o manejo ou a colheita da aveia e a aplicação dos DLS, o que poderá afetar a produção e emissão de N₂O.

A influência da qualidade bioquímica dos resíduos culturais sobre as emissões de N₂O tem sido evidenciada (GENTILE et al., 2008). Por isso, é preciso avaliar o impacto sobre as emissões de N₂O da aplicação de DLS sobre resíduos culturais em diferentes estágios de decomposição. Esse é um aspecto ainda pouco conhecido e que necessita ser pesquisado, a fim de orientar sobre o momento mais adequado para a aplicação dos DLS sobre os resíduos culturais da aveia, de modo a mitigar as emissões de N₂O. O objetivo deste trabalho foi avaliar como o estágio de decomposição de resíduos culturais pós-colheita e da fase de florescimento pleno de aveia preta afeta as emissões de N₂O, após a aplicação de DLS no solo.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Características do local e da área experimental

O trabalho constou de dois experimentos conduzidos em condições de campo, na área experimental do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, RS, no período entre setembro a dezembro de 2012. O clima do local é subtropical úmido, tipo Cfa2, segundo a classificação de Köppen, com temperatura média máxima de 30,4°C no mês de janeiro e mínima de 9,3°C em junho e com uma precipitação média anual de 1.700 milímetros.

O solo do local foi classificado como Argissolo Vermelho Alumínico úmbrico (SANTOS, 2006), apresentando composição granulométrica na camada de 0-10 cm de 218 g kg⁻¹ de argila, 384 g kg⁻¹ de silte e 398 g kg⁻¹ de areia. As características químicas do solo no momento da instalação de cada experimento estão descritas na tabela 1.

Tabela 1- Características químicas do solo de cada experimento, no momento da instalação. Santa Maria, RS, 2012.

Exp. ^(*)	C total	N total	pH (água)	MO	V	Ca	Mg	Al	CTC	P Mehlich	K
	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹		%		cmol _c dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³
1	24,2	1,9	5,7	3,4	84,5	7,2	3,8	0	11,2	7,6	72
2	24,0	1,4	6,3	2,5	77,8	7,1	2,6	0	10,0	7,6	80

^(*)Exp: Experimento; C total: Carbono total; N total: Nitrogênio total; MO: Matéria orgânica; V: Saturação por bases; CTC: Capacidade de troca de cátions; P: fósforo; K: potássio.

No experimento 1 foram avaliadas as emissões de N₂O após a aplicação de DLS sobre palha em pleno florescimento (AF) sob diferentes estágios de decomposição. No experimento 2 foi realizada a mesma avaliação, porém com palha de aveia coletados na fase da colheita (AC) também sob diferentes estágios de decomposição. A área em que ambos os experimentos foram conduzidos encontrava-se em pousio até maio de 2010, quando foi realizada a aplicação de 8 Mg ha⁻¹ de calcário dolomítico incorporado por aração e gradagem, para correção da acidez do solo. No ano agrícola 2010/2011 a área foi cultivada com a sucessão aveia preta/milho e em 2011/2012 com a sucessão trigo/milho, sempre sob o sistema de plantio direto na palha.

Os experimentos 1 e 2 tiveram início nos dias 28 de setembro e 04 de dezembro de 2012, respectivamente, após a distribuição das palhas e a aplicação dos DLS sobre as unidades experimentais contendo os diferentes tratamentos avaliados.

3.4.2 Manejo das palhas de aveia para obtenção dos diferentes estágios de decomposição

Os diferentes estágios de decomposição foram obtidos para palha de aveia preta coletada em pleno florescimento e na colheita (Figura 1). Em janeiro de 2012, ambas as palhas foram dispostas no campo na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, RS. Antes da distribuição sobre o solo, uma amostra de cada palha foi retirada para constituir o tempo zero (T0) e o restante foi distribuído em quatro unidades experimentais de 1,5 m x 1,5 m, em uma quantidade equivalente a 4,0 Mg ha⁻¹ de matéria seca, obtendo-se cinco estágios de decomposição para ambos os tipos de palha: T0, T1, T2, T3 e T4.

Foram realizadas, durante um mês, três irrigações sobre as palhas com intervalos aproximados de uma semana, para que fossem obtidos os demais tempos referentes aos outros estágios de decomposição, além do T0, sendo que no decorrer do mês houve a ocorrência de uma chuva natural. O volume total irrigado foi estipulado levando em consideração a média da precipitação dos últimos 30 anos do respectivo mês.

As irrigações e a chuva natural ocorreram nos dias 01, 07, 15 e 20 de janeiro com volumes de 35, 34, 34 e 33 mm, respectivamente. Após cada evento, foram retiradas as palhas de uma unidade experimental (quadrante) para AF e AC, as quais eram deixadas secar ao ar durante 24 h e, em seguida, colocadas em estufa de circulação de ar, com temperatura de 40 °C, até peso constante. Dessa forma, os cinco estágios de decomposição das palhas utilizadas e seus respectivos volumes de irrigação acumulados foram: T0: 0 mm; T1: 35 mm; T2: 69 mm; T3: 103 mm; e T4: 136 mm.

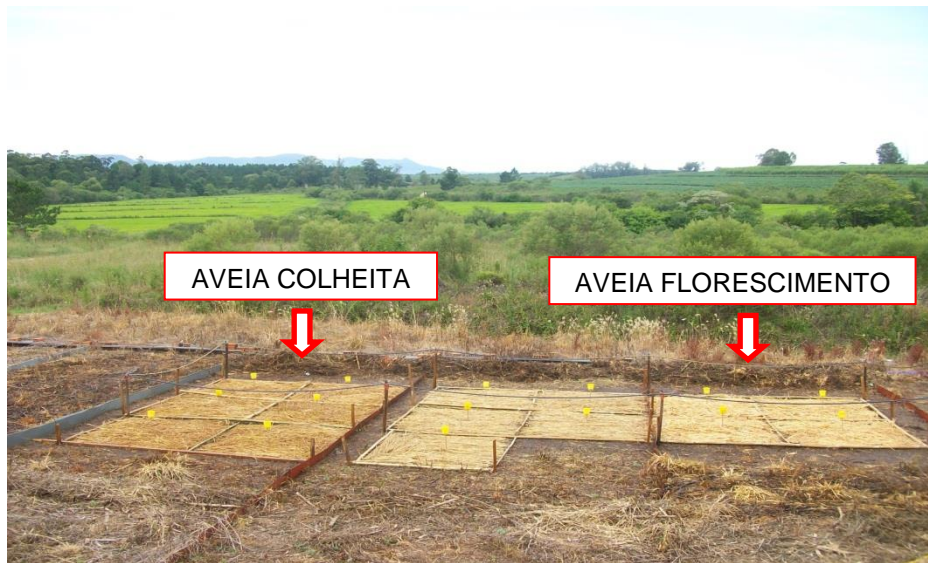


Figura 1- Disposição das palhas de aveia preta coletadas em pleno florescimento (AF) e na colheita (AC), nas parcelas (quadrantes) para obtenção dos diferentes estágios de decomposição. Foto: Miola (2012) – Arquivo Pessoal.

3.4.3 Tratamentos e delineamento experimental

Em ambos os experimentos, os tratamentos constaram da aplicação de DLS sobre duas palhas de aveia preta, coletadas na fase de florescimento pleno e na colheita, com diferentes estágios de decomposição, para avaliar a influência destes sobre as emissões de N_2O . As coletas de N_2O foram realizadas semanalmente, sempre no dia anterior e no dia posterior às irrigações para o experimento 1, e sempre um dia antes, três horas após e no dia após a irrigação, no experimento 2. Para possibilitar esse regime de coletas e o efeito das precipitações, foi montada, sobre as unidades experimentais, uma estrutura tipo túnel, com 1,70 m de pé direito (Figura 2) e coberta com lona filme transparente (150 μm),. A cobertura plástica era fechada quando havia ocorrência de chuva nos dias em que não era realizada avaliação dos fluxos de N_2O . Caso houvesse coincidência de precipitações com o dia programado para a irrigação, a estrutura era mantida aberta e o volume de chuva era controlado, fechando-se a estrutura assim que fosse atingido o volume desejado.

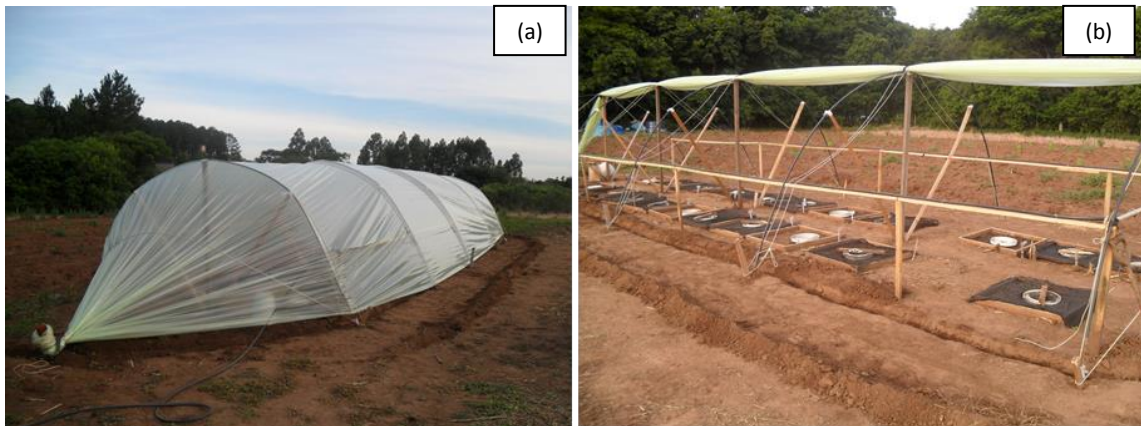


Figura 2 – Visão geral do experimento, mostrando a estrutura tipo túnel para controle das chuvas naturais nos períodos em que não eram realizadas coletas (a) e b) as parcelas onde foram aplicados os tratamentos (b). Foto: Bacca (2012) – Arquivo Pessoal.

Os tratamentos foram dispostos em unidades experimentais delimitadas por sarrafos de madeira com dimensões de 0,7 m x 0,7 m (Figura 2), distribuídas no delineamento de blocos ao acaso, com três repetições. Os tratamentos avaliados foram: T1 - sem adição de palha e de dejetos líquidos de suínos (DLS) (Testemunha); T2 - adição de DLS sobre o solo; T3 - Tempo zero (0) da palha + DLS (T0 + DLS); T4 - Tempo 1 + DLS (T1 + DLS); T5 - Tempo 2 + DLS (T2 + DLS); T6 - Tempo 3 + DLS (T3 + DLS); e T7 - Tempo 4 + DLS (T4 + DLS).

A distribuição da palha de aveia e dos dejetos em cada unidade experimental foi realizada manualmente (Figura 3). Para obter maior uniformidade na distribuição, os dejetos foram aplicados com auxílio de regador no interior das unidades experimentais (Figura 3 c) e de proveta volumétrica no interior das bases (Figura 3 b).

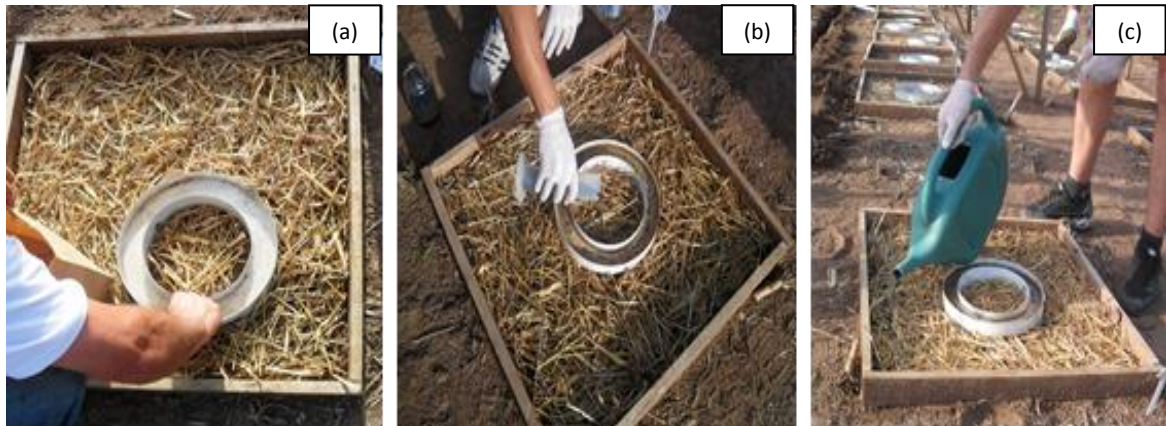


Figura 3 – Detalhes da adição das palhas de aveia preta e dejetos líquidos de suínos (DLS) no interior das unidades experimentais. a) Distribuição manual das palhas na área de avaliação; b) Aplicação dos DLS dentro da base para coleta de gases, com auxílio de uma proveta; e c) Aplicação dos DLS dentro da unidade experimental com auxílio de um regador. Foto: Bacca (2012) – Arquivo Pessoal.

As quantidades de DLS e de cada uma das palhas adicionadas ao solo e o volume de água aplicado em cada irrigação estão apresentados na tabela 2.

Tabela 2 – Quantidade de dejetos líquidos de suínos (DLS) e palhas de aveia, no pleno florescimento e na colheita, adicionada no solo e volume de água irrigado em quatro momentos diferentes para cada experimento. Santa Maria, RS, 2012.

Experimento	DLS $m^3 ha^{-1}$	Palhas $Mg ha^{-1}$	Volume irrigado			
			1°	2°	3°	4°
1	50	3	22 ^(*)	38	49	29
2	50	3	24	24	19	-

^(*) Chuva natural

3.4.4 Origem e características dos dejetos líquidos de suínos utilizados nos experimentos

Os DLS utilizados em ambos os experimentos foram coletados em esterqueira anaeróbica e eram provenientes de animais em fase de terminação, criados em regime de confinamento. Antes da coleta, foi feita uma homogeneização dos dejetos dentro da

esterqueira, para uniformizar o material orgânico. Os dejetos foram armazenados em caixas d'água cobertas, onde permaneceram até o momento da aplicação em cada experimento.

As principais características dos dejetos foram determinadas seguindo metodologia proposta por Tedesco et al. (1995). Os teores de N total e de N amoniacal total (NAT = NH_3 + NH_4^+) foram quantificados por digestão úmida e por destilação, respectivamente, sem secagem prévia do material. A matéria seca foi determinada por pesagem após secagem das amostras em estufa a 70 °C, até peso constante. Nas amostras secas e moídas, determinou-se o teor de C total dos dejetos por combustão seca em autoanalisador (modelo Flash EA 1112 Thermo Finnigan). O pH foi determinado em potenciômetro, diretamente nas amostras. As principais características dos dejetos aplicados nos dois experimentos encontram-se na tabela 3.

Tabela 3 - Composição dos dejetos líquidos de suínos e quantidades aplicadas de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) total e amoniacal (amo) nos experimentos com palha de aveia preta em pleno florescimento (AF) e colheita (AC). Santa Maria, RS, 2012.

Exp. ⁽¹⁾	Composição dos dejetos				Quantidades adicionadas			
	MS	C ^(*) total	N ^(*) total	N ^(*) amo	MS	C total	N total	N amo
	-----g kg ⁻¹ -----				-----kg ha ⁻¹ -----			
1	17	5,4	3,2	2,7	850	270	160	135
2	14	4,2	3,0	2,4	700	210	150	120

⁽¹⁾ Experimento. ^(*) Base úmida.

3.4.5 Análise de solo

Em cada coleta de amostras da atmosfera interna das câmaras para análise do gás N_2O também foram coletadas, em ambos os experimentos, amostras de solo da camada de 0-10 cm, com trado calador, para análise dos teores de N mineral (NH_4^+ e $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) e do espaço poroso saturado por água (EPSA). Tais avaliações foram realizadas no início dos experimentos, um dia antes e um dia após a instalação, e um dia antes e um dia após cada irrigação realizada. Em função do grande número de amostras, o C solúvel do solo foi avaliado somente em quatro datas e em cinco tratamentos em ambos os experimentos. As coletas ocorreram nos dias 20/09 e 03, 08 e 10/10 de 2012 no experimento 1 e nos dias 04, 06, 13 e 20/12 de 2012 no experimento 2, nos seguintes tratamentos: Solo, Solo + DLS, T0 + DLS, T2 + DLS e T4 + DLS.

Para a extração do N mineral, 20 g de solo úmido e 80 mL de KCl 1 mol L⁻¹ foram colocados em frascos tipo “*snap cap*” e, em seguida, a suspensão foi agitada durante 30 minutos em agitador horizontal. Após, as amostras foram retiradas da mesa agitadora e deixadas 30 min em repouso sobre uma bancada para a decantação das partículas de solo. O sobrenadante foi então retirado, filtrado (porosidade 2,0 µm) e analisado em sistema de fluxo contínuo San⁺⁺ (*Automated Wet Chemistry Analyzer*, SKALAR, Breda – Netherlands).

Para a determinação do C solúvel do solo, seguiu-se metodologia proposta por Chantigny et al. (2007), que estabelece como solução extratora o CaCl₂ 5,0 mmol L⁻¹, e modificada conforme mostrado no Anexo 1. Os extratos foram analisados em analisador de Carbono Orgânico Total (TOC, Modelo Shimadzu 5000, ShimadzuTM).

Os valores de EPSA foram determinados a partir da secagem de uma amostra de solo, em estufa à 105 °C durante 24 h para obter o valor de umidade gravimétrica, e da obtenção da densidade aparente do solo, determinada antes da instalação do experimento 1, através da equação proposta por Paul e Clark (1996):

$$\text{EPSA (\%)} = ((U_g \times D_s) / (1 - (D_s / D_p))) * 100 \quad (1)$$

Sendo:

U_g = Umidade gravimétrica (g g⁻¹)

D_s = Densidade aparente do solo (g cm⁻³)

D_p = Densidade de partícula (assumindo o valor de 2,65 g cm⁻³)

3.4.6 Avaliação da emissão de óxido nitroso

Para a avaliação de N₂O foram utilizadas câmaras estáticas, similares àquelas descritas por Rochette e Bertrand (2008). As câmaras foram confeccionadas em cloro-polivinil (PVC) com formato circular (20 cm de altura x 25 cm de diâmetro). Em cada coleta, as câmaras eram dispostas sobre bases metálicas, as quais foram inseridas no solo a uma profundidade de aproximadamente 5,0 cm no momento da instalação de cada experimento. As bases permaneceram nas unidades experimentais até o final de cada experimento. Em cada coleta, a vedação do sistema no momento em que as câmaras eram colocadas sobre as bases foi feita através da adição de água em uma canaleta existente na parte superior das bases (Figura 4).

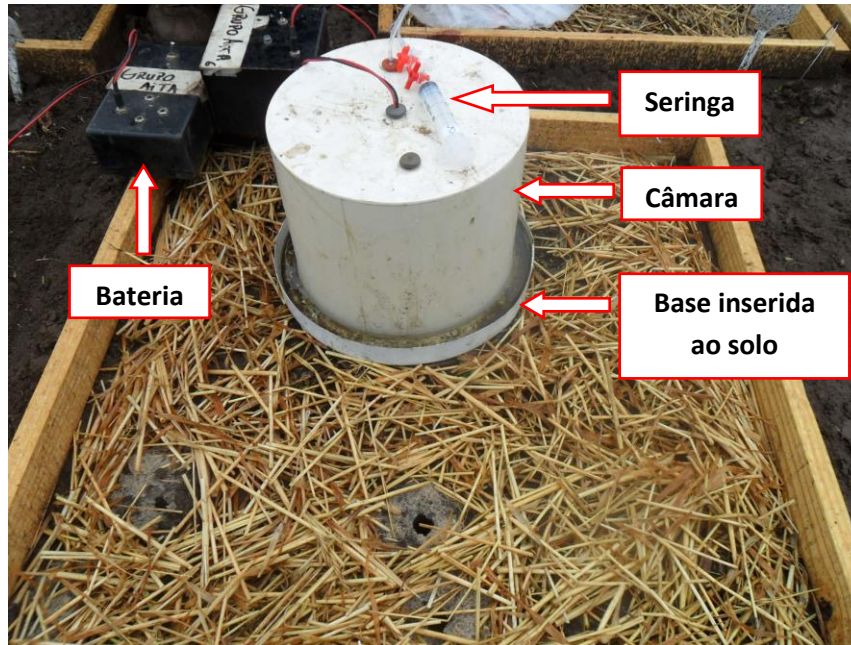


Figura 4 - Sistema de coleta de óxido nitroso (N_2O) utilizado no experimento com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos sobre a palha de aveia. Foto: Bacca (2012) – Arquivo Pessoal.

Nos dois experimentos, as coletas de N_2O na atmosfera interna das câmaras foram efetuadas entre 09:00 e 11:00 h da manhã, tanto para as coletas do dia anterior quanto posterior às irrigações. No experimento 2, foram realizadas coletas de N_2O também no dia da irrigação, entre 16:00 e 17:00 h. As coletas foram realizadas com auxílio de seringas de polipropileno (BD) com capacidade para 20 mL, as quais eram acopladas em uma válvula com 3 vias conectada ao interior da câmara por um septo de borracha. Antes das coletas de N_2O , as seringas eram ambientadas três vezes com o gás de dentro da câmara para garantir a total impregnação com o gás da atmosfera interna da câmara.

Concomitante às coletas de N_2O , foram obtidos dados de temperatura e umidade relativa do ar na atmosfera interna das câmaras, utilizando-se termohigrômetros digitais (Incoterm, modelo 7664.01.0.00). Após as câmaras terem sido colocadas sobre as bases era realizada a homogeneização da atmosfera interna durante 30 segundos, com auxílio de um “cooler” de computador acoplado no interior da câmara e acionado por bateria e, logo a seguir era feita a coleta das amostras gasosas, em quatro tempos (0; 15; 30; e 45 min). Após, as seringas eram acondicionadas em caixa térmica e transportadas até o Laboratório de Biotransformações de Carbono e Nitrogênio (LABCEN) da UFSM para análise.

A análise da concentração de N_2O nas amostras foi feita por cromatografia gasosa em um cromatógrafo (GC-2014, modelo Greenhouse, Shimadzu) equipado com um detector de

captura de elétrons. Os fluxos de N₂O foram calculados utilizando a equação proposta por Rochette e Bertrand (2008):

$$FN_2O = dG/dt \times V/A \times Mm/Vm \times (1 - ep/P) \quad (2)$$

Sendo:

FN₂O: fluxo de gás (g m⁻² s⁻¹);

dG/dt: mudança na concentração do gás (mol mol⁻¹ s⁻¹);

V: volume da câmara (m³);

A: área coberta pela câmara (m²);

Mm: massa molecular do gás (g mol⁻¹);

Vm: volume molecular sob condições de temperatura e pressão barométrica internas à câmara (m³ mol⁻¹);

ep: pressão parcial do vapor de água no interior da câmara (kPa);

P: pressão barométrica (kPa).

Para quantificação das emissões de N₂O de cada tratamento, realizou-se uma correção nas concentrações detectadas nas seringas de polipropileno utilizadas durante a coleta desse gás, devido à ocorrência de perdas de N₂O no período entre a coleta e análise das amostras, seguindo abordagem de Rochette e Bertrand (2003). Para tal, um teste foi realizado (dados não mostrados) e foram observadas perdas entre 3 e 12% após 1 e 32 h de armazenamento, respectivamente. Com base nesses valores realizaram-se as correções das concentrações de N₂O.

3.4.7 Caracterização bioquímica das palhas de aveia preta

Foram determinados os componentes bioquímicos de cada estágio de decomposição das duas palhas de aveia preta (pleno florescimento e colheita), quanto aos teores de C e N totais, fração solúvel em água, celulose, hemicelulose, lignina e fração solúvel de Van Soest. Folhas e talos foram separados e, a partir dessa amostra, foi realizada uma proporção descartando-se as panículas e sementes. Posteriormente, as palhas foram finamente moídas em partículas de aproximadamente 1 mm.

Para determinação de C e N total, as amostras foram analisadas em analisador elementar (modelo FlashEA 1112 Thermo Finnigan). A fração de C e N solúvel em água (20 °C) foi extraída através de agitação das palhas por 30 min, seguido por filtragem em filtro Whatman nº 5. Os teores de C foram determinados por digestão úmida ácida, na presença de dicromato de potássio, e os teores de N em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldhal (TEDESCO et al., 1995). As frações referentes à celulose, hemicelulose, lignina e fração solúvel foram determinadas seguindo metodologia proposta por Van Soest (1963). Os teores de cada componente bioquímico das palhas encontram-se no apêndice A.

3.4.8 Análise estatística

Os resultados obtidos nos experimentos 1 e 2 foram submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas pelo teste LSD (“*Least Significant Difference*”) a 5 % de probabilidade de erro. As análises foram feitas com auxílio do programa estatístico SISVAR v. 5.1 (FERREIRA, 2000).

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Fluxos de N₂O

As emissões de N₂O para a atmosfera aumentaram com a aplicação de DLS, em relação ao tratamento testemunha, tanto no experimento com palha de aveia no florescimento como na colheita (Figuras 5b e 6b). Os maiores picos nas emissões de N₂O ocorreram nas primeiras duas semanas após a aplicação dos dejetos, o que também tem sido observado em outros estudos (SMITH et al., 2008; FANGUEIRO et al., 2010; MEADE et al., 2011).

Nas duas primeiras avaliações, realizadas entre três e quatro dias após a instalação dos experimentos, as emissões de N₂O foram baixas (Figuras 5b e 6b), o que pode ser atribuído à baixa nitrificação do NH₄⁺ adicionado pelos dejetos, tanto no experimento 1 (Figura 5c) quanto no experimento 2 (Figura 6c), resultando em baixas concentrações de NO₃⁻ (Figuras 5d e 6d) no solo, o que coincide com os resultados de Mkhabela et al. (2008). Além disso, os

baixos valores de EPSA (< 60%) observados nas camadas de 0-5 cm no experimento 1 (Figura 5a) e 0-2 cm no experimento 2 (Figura 6a) podem ter retardado o processo de desnitrificação e, conseqüentemente, resultado nessa baixa produção de N₂O.

Após essa fase inicial com baixas emissões, os fluxos de N₂O aumentaram em ambos os experimentos (Figuras 5b e 6b) até os 12 dias seguintes ao início das avaliações, o que está de acordo com os resultados de Giacomini et al. (2006)) em sistema de plantio direto, onde a aplicação de 40 m³ ha⁻¹ de DLS (154 kg ha⁻¹ de N total), aumentou os fluxos de N₂O até 15 dias após a aplicação dos DLS.

No período entre quatro e 12 dias, a quantidade de NH₄⁺ aplicada ao solo com os DLS, diminuiu rapidamente nos dois experimentos (Figura 5c e 6c), embora essa diminuição não tenha sido acompanhada pelo aumento, na mesma proporção, das quantidades de NO₃⁻ (Figura 5d e 6d). Isso não significa que a taxa de nitrificação tenha sido baixa, mas pode ter ocorrido de o NO₃⁻ produzido ter sido transferido para camadas do solo inferiores à camada 0-10 cm que foi analisada. Caso a nitrificação tenha sido elevada, pode ter ocorrido a emissão de N₂O durante a própria nitrificação, em microsítios do solo com baixa disponibilidade de O₂. Ao mesmo tempo, a aplicação de DLS no solo pode ter proporcionado a formação de sítios anaeróbicos, devido ao seu elevado conteúdo de água (Tabela 1) (CHADWICK et al., 2011) o que, juntamente com o alto teor de carbono solúvel dos dejetos (BHANDRAL et al., 2007), estimulou a atividade das bactérias heterotróficas responsáveis pela desnitrificação (ROCHETTE et al., 2004; GIACOMINI et al., 2006).

A nitrificação e a desnitrificação são os processos microbianos responsáveis pela produção de N₂O no solo (THANGARAJAN et al., 2013), sendo que a nitrificação reduz para N₂O menos de 1% do NH₄⁺ aplicado ao solo (CHEN et al., 2013). Todavia, a magnitude desses dois processos na produção de N₂O depende de vários fatores, com destaque para a disponibilidade de N, a temperatura, a umidade do solo (BAGGS et al., 2000) e o nível de carbono (ROCHETTE et al., 2004). Dentre esses fatores, observou-se que, para ambos os experimentos, os picos de emissão ocorreram quase sempre logo após as irrigações, as quais aumentaram o espaço poroso do solo saturado por água (EPSA) para valores superiores a 60%. Em algumas avaliações, os maiores valores de EPSA coincidiram com o aumento dos teores de NO₃⁻ após a aplicação dos DLS e, por isso, foram mais evidentes nas primeiras duas semanas (Figuras 5a e 6a). Esses resultados convergem com aqueles obtidos por Chantigny et al. (2013), os quais observaram aumento das emissões de N₂O em valores de EPSA superiores a 55% e na presença de concentrações de NO₃⁻ maiores do que 2 mg de N kg⁻¹ de solo. No presente trabalho, os picos de emissão de N₂O ocorreram quando foram atingidos valores de

EPSA acima de 50% e as quantidades de NO_3^- encontravam-se acima de $20 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$. Esse valor de EPSA pode ser considerado como patamar mínimo à desnitrificação (CHANTIGNY et al., 1998; BATEMAN; BAGGS, 2005), já que, para valores de EPSA inferiores a 60 %, aumenta a concentração de O_2 no solo, reduzindo a atividade das bactérias desnitrificantes (BURGIN; GROFFMAN, 2012).

Outro fator que pode ter proporcionado o aumento nas emissões de N_2O após as irrigações é que parte do C e do N adicionada com os DLS pode ter sido temporariamente absorvida pela palha presente na superfície do solo e, com a ocorrência de precipitações ou irrigações, ter sido transferida da palhada para o solo onde, juntamente com o NO_3^- já presente no solo, ter favorecido a produção e emissão de N_2O para a atmosfera. Ainda, a aplicação de DLS poderia formar uma crosta na superfície do solo bloqueando parcialmente a saída de gases para a atmosfera (DENDOOVEN et al., 1998). A ocorrência de chuvas após a aplicação dos DLS poderia romper tal crosta superficial, facilitando a difusão do N_2O para a atmosfera (GIACOMINI et al., 2006). Esses eventos, tendo atuado isoladamente ou em conjunto, podem explicar o aumento de 63,1 para $497,3 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ a emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ após a primeira irrigação no tratamento T1 + DLS do experimento 1 e de 86,6 para $668,9 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no tratamento T0 + DLS do experimento 2 (Figuras 5b e 6b).

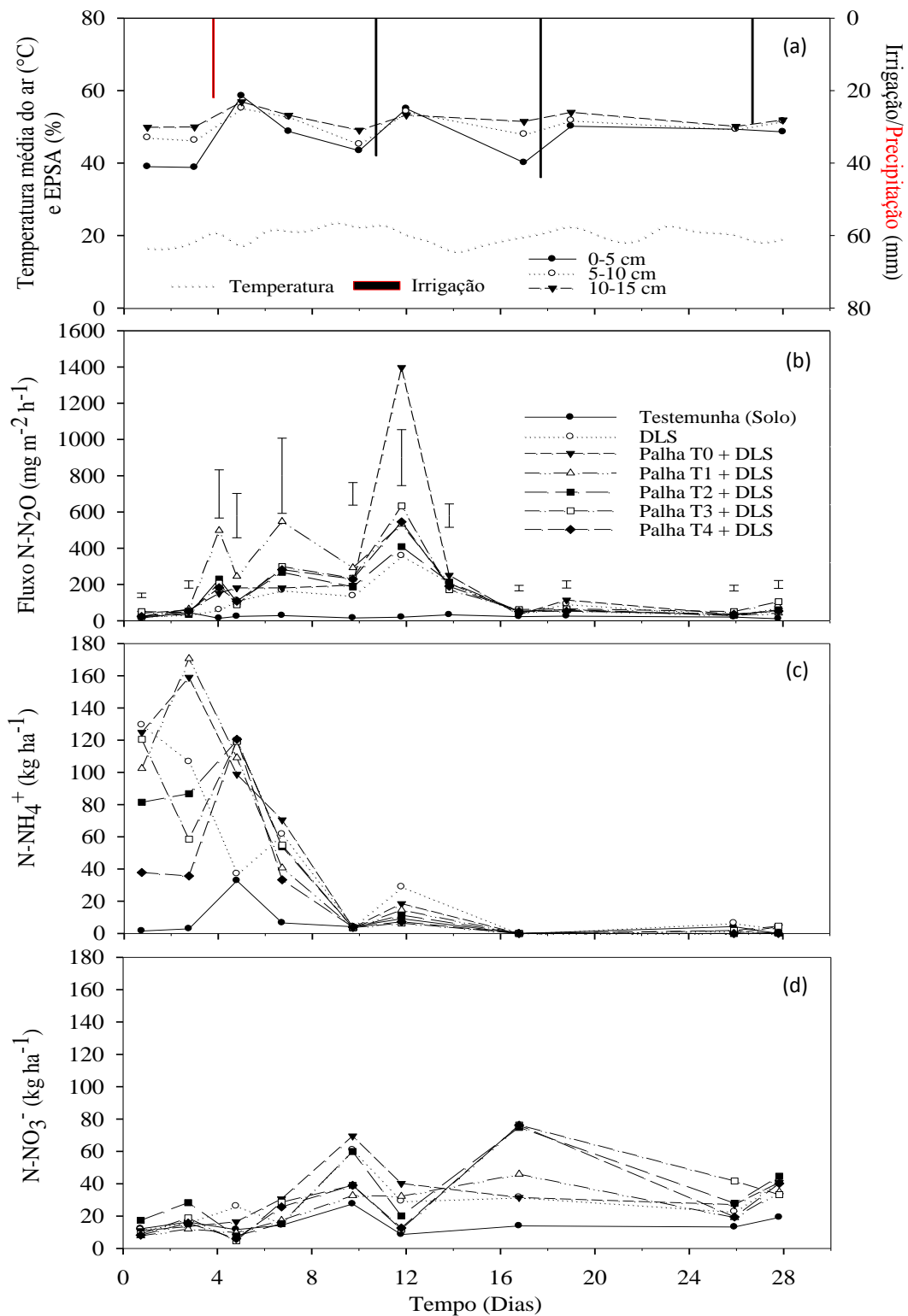


Figura 5 - Valor médio de todos os tratamentos para o espaço poroso do solo saturado por água (EPSA) nas camadas 0-5, 5-10 e 10-15 cm, volume d'água via irrigação ou precipitação e temperatura média diária durante o período de avaliação do experimento com palha de aveia preta coletada no florescimento (a); fluxos de N-N₂O (b); N amoniacal (NH₄⁺) (c) e N nítrico (NO₃⁻) (d) na camada 0-10 cm. As siglas e letras indicam: dejetos líquidos de suínos (DLS); palha no Tempo 0 (T0); palha no Tempo 1 (T1); palha no Tempo 2 (T2); palha no tempo 3 (T3) e palha no Tempo 4 (T4). As barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste LSD (5%).

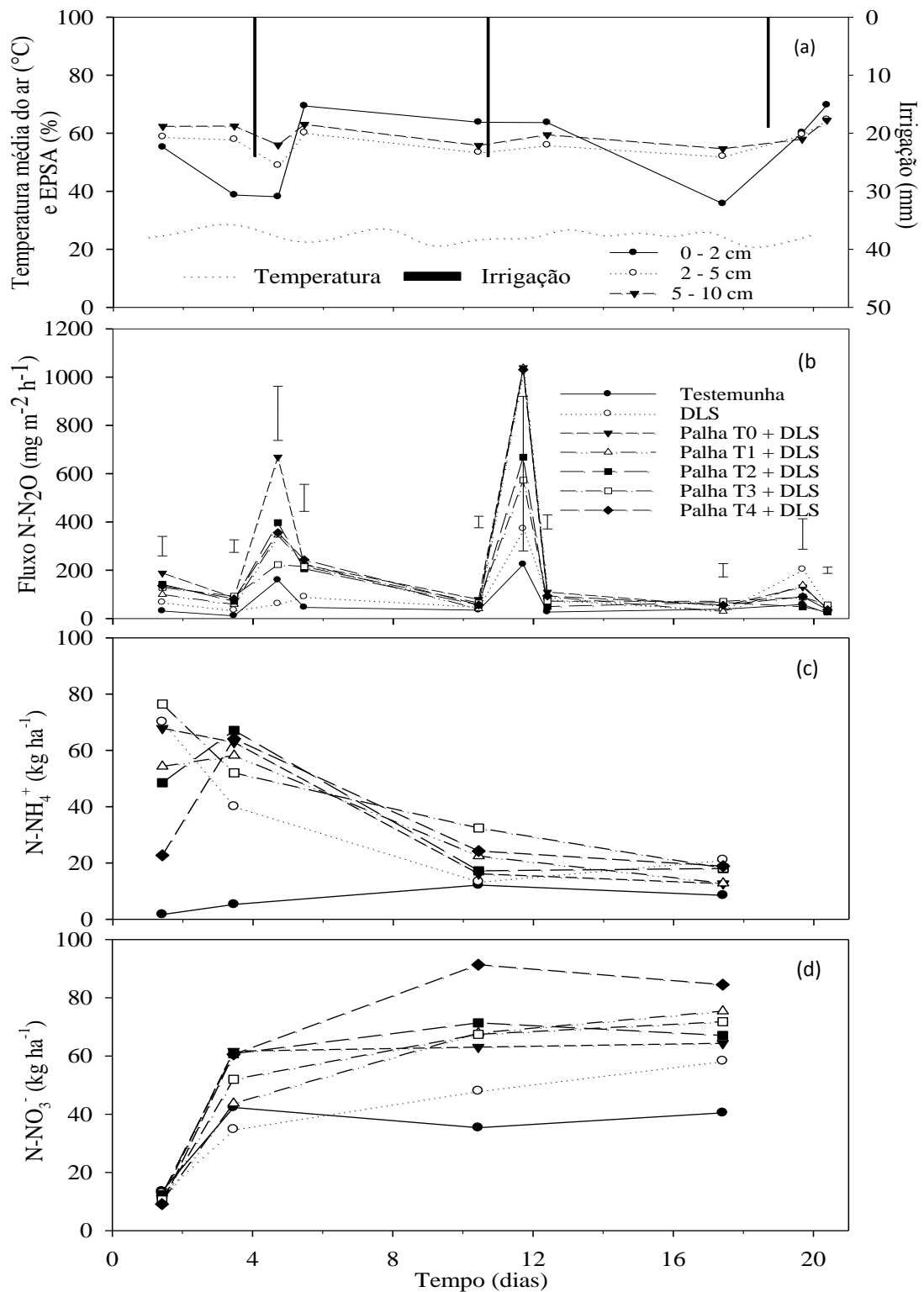


Figura 6 - Valor médio de todos os tratamentos para o espaço poroso do solo saturado por água (EPSA) nas camadas 0-5, 5-10 e 10-15 cm, volume d'água via irrigação ou precipitação e temperatura média diária durante o período de avaliação do experimento com palha de aveia preta coletada na colheita (a); fluxos de N-N₂O (b); N amoniacal (NH₄⁺) (c) e N nítrico (NO₃⁻) (d) na camada 0-10 cm. As siglas e letras indicam: dejetos líquidos de suínos (DLS); palha no Tempo 0 (T0); palha no Tempo 1 (T1); palha no Tempo 2 (T2); palha no tempo 3 (T3) e palha no Tempo 4 (T4). As barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste LSD (5%).

A partir dos 12 dias de avaliação, os fluxos de N_2O em ambos os experimentos diminuíram para valores próximos ao tratamento testemunha sem aplicação de DLS. Esse resultado pode ser atribuído à baixa disponibilidade de C solúvel no solo após 12 dias do início de cada experimento (Tabelas 4 e 5. Segundo Rochette et al. (2004), o teor de C solúvel disponível no solo é considerado um fator importante para a emissão de N_2O , pois mesmo os outros fatores responsáveis pela desnitrificação estando em níveis ótimos, esse processo microbiano pode ser limitado pela baixa disponibilidade de carbono e energia. Embora os DLS apresentem altas concentrações de C solúvel, podendo chegar a 39% do carbono total (STEVENSON; CORNFORTH, 1974), ele pode ser rapidamente utilizado pelos microrganismos heterotróficos, o que pode explicar a rápida queda na intensidade dos fluxos de N_2O após 12 dias da aplicação dos DLS.

Tabela 4 - Teor de carbono solúvel, na camada de 0-10 cm do solo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) sobre palha de aveia preta manejada no estágio de pleno florescimento e em diferentes estágios de decomposição.

Tratamentos	Dias após a aplicação dos tratamentos			
	1	5	10	12
	-----kg ha ⁻¹ -----			
Solo	23 aA ^(*)	22 bA	25 bA	22 aA
Solo + DLS	26 aA	26 bA	28 bA	19 aA
T0 ⁽¹⁾ + DLS	31 aB	45 aA	29 bB	22 aB
T2 + DLS	28 aB	32 abB	64 aA	20 aB
T4 + DLS	28 aB	26 bB	56 aA	29 aB
CV (%)	17	30	24	33

⁽¹⁾ (T0): palha de aveia no tempo zero; (T2): palha no tempo 2; (T4): palha no tempo 4. ^(*) Médias seguidas das mesmas letras minúsculas nas colunas e maiúsculas nas linhas não diferem entre si pelo teste de LSD 5 %.

Tabela 5 - Teor de carbono solúvel, na camada de 0-10 cm do solo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) sobre palha de aveia preta manejada na fase da colheita e em diferentes estágios de decomposição.

Tratamentos	Dias após a aplicação dos tratamentos			
	1	3	10	17
	-----kg ha ⁻¹ -----			
Solo	18 bAB ^(*)	25 abA	19 aB	12 Bb
Solo + DLS ⁽¹⁾	28 abAB	35 aA	17 aB	20 Ab
T0 + DLS	34 aA	28 abAB	17 aBC	10 Bc
T2 + DLS	25 abA	16 bAB	21 aAB	11 Bb
T4 + DLS	26 abB	38 aA	15 aBC	5 Bc
CV (%)	30	34	28	37

⁽¹⁾ (T0): palha no tempo 0; (T2): palha tempo 2; (T4): palha no tempo 4. ^(*) Médias seguidas das mesmas letras minúsculas nas colunas e maiúsculas nas linhas não diferem entre si pelo teste de LSD 5 %.

No momento em que ocorreram os maiores picos de emissão de N_2O no experimento 1, aos 12 dias de avaliação, o tratamento com aplicação exclusiva de DLS na superfície do solo superou a testemunha em aproximadamente 18 vezes ($358,3$ vs $19,7 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) (Figura 5b). Já no experimento 2 (Figura 6b) esse aumento foi de aproximadamente 1,7 vezes ($372,0$ vs $224,0 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) aos 11 dias após o início do experimento. Possivelmente, o maior efeito dos DLS sobre o aumento das emissões de N_2O observado no experimento 1 se deva às distintas condições de cada área experimental, ao uso de DLS quimicamente diferentes e às condições climáticas também diferenciadas. Isso mostra que, em razão da elevada variabilidade na produção e emissão de N_2O , é preciso a repetir as avaliações, tanto no espaço quanto no tempo, para a obtenção de dados conclusivos sobre o efeito de determinada prática agrícola sobre as emissões desse GEE. .

Com relação ao aporte de palha ao solo, observa-se que ele aumentou as emissões de N_2O para a atmosfera, com os maiores fluxos deste gás sendo observados nos primeiros 12 dias para os dois experimentos (Figura 5b e 6b). Esse efeito positivo da palha, aumentando as taxas de desnitrificação e as emissões de N_2O também foi observado por Henderson et al. (2010). A produção de N_2O é estimulada pelos resíduos culturais presentes na superfície do solo, em plantio direto, em função do fornecimento de N (FRIMPONG; BAGGS, 2010), C orgânico e energia à comunidade microbiana, incluindo as bactérias desnitrificadoras (CHEN et al., 2013). Ainda, a adição conjunta de palha e de DLS pode favorecer a formação de sítios anaeróbicos no solo, devido ao rápido consumo de O_2 pela respiração microbiana, o que potencializa a ocorrência do processo de desnitrificação e a emissão de N_2O para a atmosfera (BAGGS et al., 2000; MILLAR; BAGGS, 2004).

Com a aplicação dos DLS sobre a palha de aveia houve aumento nos fluxos de N_2O , em relação ao tratamento com o uso exclusivo de DLS. Na média dos cinco tratamentos com palha e DLS e na média dos primeiros 12 dias no experimento 1 e dos 11 dias no experimento 2, o aumento dos fluxos de $N-N_2O$ proporcionado pela palha foi de $345 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (196%) e $498 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (234%), respectivamente. Tais resultados mostram que o aumento na disponibilidade de C e energia, através da palha, aliado ao aumento da disponibilidade de N, proporcionado pelos DLS, contribui para aumentar as emissões de N_2O nos primeiros dias após a aplicação dos DLS em plantio direto. Com o aumento dos valores de EPSA após cada chuva ou irrigação estavam reunidas todas as condições favoráveis à desnitrificação (BEAUCHAMP et al., 1989). Embora não tenham trabalhado com dejetos, mas com fertilizante nitrogenado mineral, Frimpong e Baggs (2010) constaram que adição deste sobre palha de aveia aumentou em até 114% a emissão de N_2O . .

Nas primeiras duas semanas, a intensidade dos fluxos de N_2O esteve diretamente relacionada à ocorrência de chuva (Figura 5a, 5b) ou à realização de irrigações (Figura 5a, 5b e Figura 6a, 6b). Quando, nesses momentos mais favoráveis à produção de N_2O , houve diferença significativa nas emissões desse gás entre os cinco tratamentos com aplicação de DLS sobre a palha, as maiores emissões ocorreram nos tratamentos cuja palha permaneceu menor tempo no campo, sob a ação das chuvas ou irrigações (T0 e T1). Na média desses dois tratamentos, os fluxos de N_2O desse período superaram os demais tratamentos com palha (T2, T3 e T4) em $104 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (152%) no experimento 1 e em $71 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (130%) no experimento 2. Portanto, quanto menos decomposta estiver a palha no momento da aplicação dos DLS, em função da menor exposição à ação das chuvas após o seu manejo, maiores serão as emissões de N_2O nos primeiros dias após a aplicação dos DLS sobre a palha.

Apesar da aplicação dos DLS sobre palha de aveia ter aumentado os fluxos de N_2O , em relação ao uso exclusivo de DLS, e da tendência desse aumento estar inversamente relacionado ao estágio de decomposição da palha, a elevada variabilidade observada nos fluxos de N_2O sugere que, para consolidar os resultados obtidos e para poder concluir com maior segurança, é importante a repetição do presente trabalho.

3.5.2 Emissão cumulativa de N- N_2O e fator de emissão

Com a aplicação de DLS sobre palha de aveia, o que corresponde a uma prática comumente empregada nas lavouras conduzidas em sistema de plantio direto, as emissões acumuladas de óxido nitroso aumentaram significativamente, em relação ao tratamento testemunha e ao tratamento com uso exclusivo de DLS, no experimento com palha de aveia coletada no florescimento (Figura 7a), e em relação ao tratamento testemunha, quando os DLS foram aplicados sobre a palha de colheita (Figura 7b). Esse efeito dos DLS tem sido observado em diversos trabalhos como, por exemplo, o de Giacomini et al. (2006), onde a aplicação de DLS em plantio direto, sobre palha de aveia, aumentou as emissões acumuladas de N- N_2O de $93,8 \text{ g ha}^{-1}$ no tratamento testemunha para $401,7 \text{ g ha}^{-1}$ no tratamento que recebeu $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS. Esse aumento na emissão de N_2O resulta do efeito interativo da adição de C, N inorgânico e água, através dos DLS, sobre a atividade da comunidade bacteriana responsável pela produção de N_2O no solo.

Na média dos tratamentos com aplicação dos DLS sobre a palha de aveia, os primeiros 12 dias após a aplicação dos DLS foram responsáveis por 58 e 81% da quantidade total de N-N₂O emitida durante todo o período de avaliação nos experimentos 1 e 2, respectivamente. . Essa diferença observada entre os experimentos deve ter ocorrido devido a diferenças nas palhas utilizadas nos dois experimentos, já que uma foi coletada no florescimento e outra na colheita. Além disso, o regime de coleta de amostras de gás diferiu entre os dois experimentos, com aquele conduzido com a palha da colheita tendo sido amostrado três horas após cada chuva simulada. Conforme demonstrado no artigo 1, a coleta de amostras nas primeiras horas após chuvas naturais ou simuladas resultam na estimativa de maiores emissões acumuladas de N₂O do que amostragens realizadas apenas 16 a 24 horas após esses eventos.

Para ambos os experimentos foram encontrados maiores valores acumulados de N-N₂O no tratamento em que os dejetos foram aplicados sobre a palha que não sofreu a ação da água de chuvas ou irrigações no campo (T0 + DLS), embora os valores de 1.390,6 g N-N₂O ha⁻¹ no experimento 1 e de 885,0 g N-N₂O ha⁻¹ no experimento 2 só tenham diferido significativamente ($p < 0,05$) do tratamento que recebeu 69 mm de água (T2 + DLS) no experimento 1 (Figura 7a) e do tratamento que recebeu 103 mm de água (T3 + DLS) no experimento 2 (Figura 7b). A expectativa era de que, após a aplicação dos DLS, as emissões de N₂O apresentassem uma relação inversa com o estágio de decomposição das palhas, com a palha T0 apresentando valores significativamente maiores do que as palhas mais decompostas. Isso não ocorreu, apesar da palha T0 ter apresentado teores mais elevados de C e N solúveis (Apêndice A), o que deveria favorecer a produção e emissão de N₂O, já que a fração solúvel da palha está prontamente disponível para a comunidade microbiana do solo (JENSEN et al., 2005). É provável que a ausência de diferenças significativas entre os tratamentos se esteja relacionada à grande variabilidade nas emissões de N₂O, o que é comum em trabalhos com a avaliação desta forma gasosa de N (Aita et al., 2014). Por isso, e em função da importância do sistema de plantio direto para a região sul do Brasil e da diversidade em termos de estágios de decomposição dos resíduos culturais presentes na superfície do solo no momento da aplicação dos DLS, é preciso realizar mais estudos para confirmar essa relação entre composição bioquímica da palha com as emissões de N₂O.

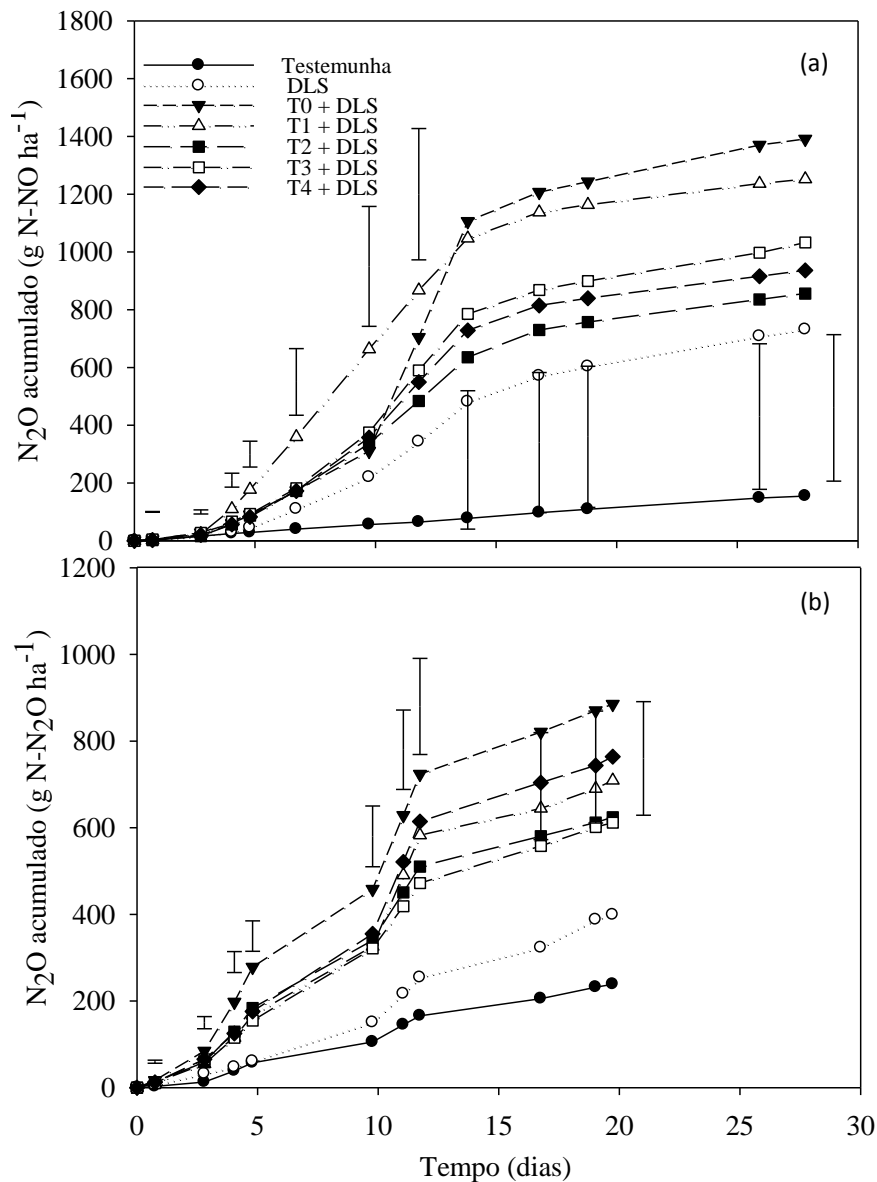


Figura 7 - Emissão acumulada de N-N₂O após aplicação dos dejetos líquidos de suínos sobre palha de aveia no florescimento (a) e aveia na colheita (b). As barras verticais indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD (5 %).

Embora na maioria das situações exista uma relação direta entre o teor de N dos resíduos orgânicos com as emissões de N₂O (TOMA; HATANO, 2007) alguns estudos, como o de Frimpong e Baggs (2010), não encontraram relação entre essas variáveis. Provavelmente, a grande diferença nas quantidades de C e N solúveis em água (C_{sa} e N_{sa}) adicionadas ao solo pelas diferentes palhas no presente trabalho, com a palha T0 tendo adicionado 249 e 185% mais C_{sa} e 210% e 350% mais N_{sa} do que a palha T4 nos experimentos 1 e 2, respectivamente, tenha sido mascarada pelas quantidades de C solúvel e

de N amoniacal adicionados ao solo via DLS. Por isso, em estudos futuros, parece interessante avaliar o efeito isolado do estágio de decomposição da palha sobre as emissões de N_2O . Outro fator que pode ter afetado os resultados é que os teores de Csa e Nsa foram determinados nas palhas finamente moídas, enquanto nos experimentos de campo as palhas foram fragmentadas em pedaços de aproximadamente 10 cm de comprimento. Nessa condição, a superfície de contato da palha com o solo é reduzida, podendo dificultar o acesso da população microbiana ao C e N solúveis. Para os demais componentes bioquímicos das palhas, também não foi encontrada uma clara relação entre as proporções destes componentes com os fluxos de N_2O , em função do estágio de decomposição de cada palha avaliada.

Em relação ao fator de emissão (FE), que consiste na proporção do N total adicionado com os dejetos de suínos e que foi emitido para a atmosfera na forma de N- N_2O , ele variou de 0,36 a 0,77 no experimento 1 e de 0,11 a 0,43%, no experimento 2 (Tabela 6). Em função do curto período de tempo de avaliação, não é possível comparar diretamente esses valores aos encontrados em outros trabalhos de mais longa duração (FANGUEIRO et al., 2008; ROCHETTE et al., 2004) e nem ao FE proposto pelo IPCC (2007), de 1% ao ano, para fertilizantes orgânicos ou. Para ambos os experimentos, os FE dos tratamentos com adição conjunta de palha e DLS foram superiores ao do tratamento com aplicação exclusiva de DLS. Em razão da alta variabilidade nas emissões de N_2O , não houve diferença significativa entre os valores de FE para a aplicação dos DLS sobre a palha de aveia em diferentes estágios de decomposição, apesar da tendência do tratamento T0 + DLS apresentar os maiores valores, os quais diferiram do tratamento com aplicação exclusiva de DLS (Tabela 6).

Tabela 6 - Emissão cumulativa de N-N₂O nos tratamentos e fator de emissão (FE) de N-N₂O quando os dejetos líquidos de suínos (DLS) foram aplicados isoladamente ou sobre palha de aveia coletada em pleno florescimento ou na colheita em diferentes estágios de decomposição.

Tratamentos	N-N ₂ O (kg ha ⁻¹)	FE N-N ₂ O (% do N aplicado)
----- Aveia Florescimento -----		
Testemunha (Solo)	0,15d ^(*)	-
Solo + DLS	0,73c	0,36b
T0 +DLS ⁽¹⁾	1,39a	0,77a
T1 + DLS	1,25ab	0,69ab
T2 + DLS	0,86bc	0,44ab
T3 + DLS	1,03abc	0,55ab
T4 + DLS	0,94abc	0,49ab
----- Aveia Colheita -----		
Testemunha (Solo)	0,24c	-
Solo + DLS	0,41bc	0,11b
T0 + DLS	0,89a	0,43a
T1 + DLS	0,70a	0,31ab
T2 + DLS	0,62ab	0,25ab
T3 + DLS	0,61ab	0,25ab
T4 + DLS	0,75a	0,35a

^(*) Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo teste de LSD 5 %. ⁽¹⁾ (T0): palha no tempo 0; (T2): palha tempo 2; (T4): palha no tempo 4.

Um aspecto a destacar, o qual não foi avaliado no presente trabalho e que poderia auxiliar na interpretação dos resultados, refere-se às perdas de N por volatilização de NH₃, as quais podem atingir valores equivalentes a 80% do N amoniacal adicionado ao solo com os DLS (GONZATTO et al., 2013). Quanto maiores forem as perdas gasosas de N por esta via, é de se esperar que menor seja o impacto dos dejetos sobre as emissões de N₂O, em função do grau de decomposição das palhas, aproximando-as entre si.

3.6 CONCLUSÕES

A aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície do solo sem a presença de palha aumenta as emissões de N₂O. Quando essa aplicação é feita sobre palha de aveia preta, manejada em pleno florescimento ou pós- colheita ocorre aumento nas emissões de N₂O para a atmosfera, em relação à aplicação dos dejetos na ausência de palha. Mesmo havendo uma tendência da emissão de N₂O após a aplicação dos DLS sobre a palha de aveia apresentar relação inversa ao grau de decomposição da palha, esse efeito não ficou claramente

estabelecido, evidenciado a necessidade em repetir este trabalho para a obtenção de resultados mais conclusivos a esse respeito.

3.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C.; GONZATTO, R.; MIOLA, E.C.C.; DOS SANTOS, D.B.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A. & GIACOMINI, S.J. Injection of Dicyandiamide-Treated Pig Slurry Reduced Ammonia Volatilization without Enhancing Soil Nitrous Oxide Emissions from No-Till Corn in Southern Brazil. *J. Environ. Qual.*, 43:789-800, 2014.

ABALOS, D. et al. Role of maize stover incorporation on nitrogen oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. **Plant and Soil**, Netherlands, v. 364, n. 1-2, p. 357-371, 2013.

AITA, C.; 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**, Brasília, v. 42, n. 1, p. 95-102, 2007.

BAGGS, E. M. et al. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use and Management**, United Kingdom, v. 16, n. 2, p. 82-87, 2000.

BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, Germany, v. 41, n. 6, p. 379-388, 2005.

BEAUCHAMP, E. G.; BERGSTROM, D.W. Denitrification. In: CARTER, M.R. **Soil Sampling and Methods of Analysis**. Boca Raton: Lewis Publishers. 1. Ed. 1993.

BHANDRAL, R. et al. Transformation of nitrogen and nitrous oxide emission from grassland soils as affected by compaction. **Soil and Tillage Research**, Netherlands, v. 94, n. 2, p. 482-492, 2007.

BURGIN, A. J.; GROFFMAN, P. M. Soil O₂ controls denitrification rates and N₂O yield in a riparian wetland. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, Washington, DC, v. 117, n. G1, p. 2156-2202, 2012.

CHANTIGNY, M.H. et al. Extraction and characterization of dissolved organic matter. In: CARTER, M. R.; GREGORICH, E. G. **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton: CRC Press. 2. ed. 2007.

CHADWICK, D. et al. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. **Animal Feed Science and Technology**, Netherlands, v. 166-167, n. esp., p. 514-531, 2011.

CHANTIGNY, M. H. et al. Nitrous oxide production in soils cropped to corn with varying N fertilization. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 78, n. 4, p. 589-596, 1998.

CHANTIGNY, M. H. et al. Nitrous oxide emission from clayey soils amended with paper sludges and biosolids of separated pig slurry. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 42, n. 1, p. 30-39, 2013.

CHEN, H. et al. Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: a meta-analysis. **Global Change Biology**, United Kingdom, v. 19, n. 10, p. 2956-2964, 2013.

FANGUEIRO, D. et al. Nitrogen mineralization and CO₂ and N₂O emissions in a sandy soil amended with original and acidified pig slurry or with the relative fractions. **Biology and Fertility of Soils**, Germany, v. 46, n. 4, p. 383-391, 2010.

FERREIRA, D. F. Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0. In: REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45., 2000, São Carlos. **Anais...** São Carlos, SP, 2000. p. 255-258.

FRIMPONG, K. A.; BAGGS, E. M. Do combined applications of crop residues and inorganic lower emission of N₂O from soil? **Soil Use and Management**, United Kingdom, v. 26, n. 4, p. 412-424, 2010.

GARCIA-MONTIEL, D. C. et al. Nitrogen oxide emissions following wetting of dry soils in forest and pastures in Rondônia, Brazil. **Biogeochemistry**, Netherlands, v. 64, n. 3, p. 319-336, 2003.

GENTILE, R. et al. Interactive effects from combining fertilizer and organic residue inputs on nitrogen transformations. **Soil Biology & Biochemistry**, Netherlands, v. 40, n. 9, p. 2375-2384, 2008.

GIACOMINI, S. J. et al. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 11, p.1653-1661, 2006.

GIACOMINI, S. J. et al. Mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. esp., p. 2661-2668, 2008.

GLIMOUR, J. T. et al. Kinetics of crop residues decomposition: variability among crops and years. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v. 62, n. 3, p. 750-755, 1998.

GONZATTO, R. et al. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 43, p. 1590-1596, 2013.

HENDERSON, S. L. et al. Changes in denitrifier abundance denitrification gene mRNA levels, nitrous oxide emissions, and denitrification in anoxic soil microcosms amended with glucose and plant residues. **Applied and Environmental Microbiology**, United States, v. 76, n. 7, p. 2155-2164, 2010.

Inter-governmental Panel on Climate Change (IPCC). **Climate Change 2007: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the fourth Assessment Report of the IPCC, Geneva, Switzerland, 2007. 104 p.

JENSEN, L. et al. Influence of biochemical quality on C and N mineralization from a broad variety of plant materials in soil. **Plant and Soil**, v. 273, p. 307-326, 2005.

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

MILLAR, N.; BAGGS, E. M. Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N₂O emissions after their addition to soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Netherlands, v. 36, n. 6, p. 935-943, 2004.

MØLLER, H. B.; SOMMER, S. G.; AHRING, B. K. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. **Biomass Bioenergy**, United Kingdom, v. 26, n. 5, p. 485-495, 2004.

MOOLEKI, S. P. et al. Effect of rate, frequency and method of liquid swine manure application on soil nitrogen availability, crop performance and N use efficiency in east-central Saskatchewan. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 82, n. 4, p. 457-467, 2002.

OLESEN, J. E. et al. Effect of climate change on greenhouse gas emissions from arable crop rotation. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Netherlands, v. 70, n. 2, p. 147-160, 2004.

PAPPA, V. A. et al. Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an arable rotation resulting from the presence of an intercrop. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Netherlands, v. 141, n. 1-2, p. 153-161, 2011.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil Microbiology and Biochemistry**. 2.ed. Califórnia: Academic Press, 1996. 340 p.

RECOUS, S. et al. Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. **Soil Biology & Biochemistry**, Netherlands, v. 27, n. 12, p. 1529-1538, 1995.

ROCHETTE, P.; BERTRAND, N. Soil air sampling storage and handling using polypropylene syringes and glass vials. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 83, n. 5, p. 631-637, 2003.

ROCHETTE, P. et al. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, n. 4 p. 1410-1420, 2004.

ROCHETTE, P.; BERTRAND, N. Soil-surface gas emissions. In: CARTER, M.; GREGORICH, E. G. (Ed.). **Soil Sampling and Methods of Analysis**. 2. Ed. Boca Raton: CRC Press, 2008. p. 851-861.

SANTOS, H. G. et al. (Ed.). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p. il.

SEMBAYRAM, M. et al. N₂O emission and the N₂O/(N₂O + N₂) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Netherlands, v. 147, p. 4-12, 2012.

SINGH, B. et al. Crop residue management for lowland rice-based cropping systems in Asia. **Advances in Agronomy**, United States, v. 98, p. 117-199, 2008.

SINGURINDY, O. et al. Nitrous oxide emission at low temperatures from manure-amended soils under corn (*Zea mays* L.). **Agriculture, ecosystems & Environment**, v. 132, n. 1-2, p. 74-81, 2009.

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, n. 2, p. 429-435, 2010.

SMITH, E. et al. Management strategies to simultaneously reduce ammonia, nitrous oxide and odour emissions from surface-applied swine manure. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 88, n. 4, p. 571-584, 2008.

STEVENS, R. J.; CORNFORTH, I. S. The effect of pig slurry applied to a soil surface on the composition of the soil atmosphere. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, United Kingdom, v. 25, n. 10, p. 1263-1272, 1974.

THANGARAJAN, R.; BOLAN, N.S.; TIAN, G.; NAIDU, R. & KUNHIKRISHNAN, A. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. *Sci. Total Environ.*, 465:72-96, 2013.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, planta e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

VANDERZAAG, A. C.; JAYASUNDARA, S.; WAGNER-RIDDLE, C. Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from land applied manure. **Animal Feed Science and Technology**, Netherlands, v. 166- 167, p. 464-479, 2011.

VAN SOEST, P. J. Use of detergent in the analysis of fibrous feeds. I. Preparation of fiber residues of low nitrogen content. **Journal of the Association of Official Analytical Chemists**, Arlington, v. 46, n. 5, p. 825-835, 1963.

4 DISCUSSÃO GERAL

Considerando a expressiva contribuição do setor agrícola nas emissões de N_2O para a atmosfera, sendo 60 a 70% o total emitido desse gás pelo uso e manejo do solo (SØVIK et al., 2006), os resultados obtidos nos estudos I e II mostram a importância da realização de medições precisas desse gás, a partir de solos agrícolas, após eventos que potencializem a sua produção como, por exemplo, a aplicação de DLS e a ocorrência de precipitações pluviométricas, bem como da busca por estratégias de manejo do solo que auxiliem na mitigação da geração de N_2O .

No estudo I, o regime de coletas afetou a quantificação dos fluxos de N_2O emitidos no solo, após a aplicação de DLS em plantio direto e irrigações, evidenciando que a realização de coletas nas primeiras horas após esses eventos, chamados *hot moments*, podem ser superestimadas. Os resultados obtidos no estudo I estariam relacionados à presença dos principais fatores que controlam a produção desse gás no solo, como carbono solúvel, nitrato e EPSA, justificando a importância do momento de coleta nas quantificações de N_2O proveniente do solo.

O regime de coletas influenciou também as estimativas do valor acumulado de N_2O emitido do solo recomendando, para as condições em que o experimento foi conduzido. As coletas realizadas durante as 24 horas após os eventos com amostragens a cada duas horas apresentou valores mais elevados que quando feito uma estimativa considerando que as coletas tivessem sido realizadas após 4, 8, 16 e 24 horas. Quando feito a integração dos dados para todo o período de avaliação, os resultados sugerem que as amostragens realizadas depois de decorrido oito horas dos eventos que potencializam essas emissões representa a melhor alternativa e a menos onerosa.

Quanto à estratégia de manejo das palhas de aveia preta avaliada no pleno florescimento e na colheita, embora tenha-se observado diferença quanto à sua composição bioquímica não houve efeito direto desta nas emissões de N_2O , mesmo com a aplicação de DLS sobre as mesmas. Possivelmente, outros fatores ambientais tenham atuado o que tornou efêmera a contribuição real de cada estágio de decomposição das palhas avaliadas. Estes resultados dão ênfase à necessidade e importância de novos estudos, buscando avaliar o efeito do manejo da palhada juntamente com a aplicação de DLS nas emissões de N_2O , bem como a população microbiana presente no solo que atua degradando os resíduos em superfície,

possibilitado melhor observação e entendimento do impacto tanto do uso de DLS como das diferentes palhas adicionadas ao solo na dinâmica das emissões de N₂O.

5 CONCLUSÃO GERAL

A partir dos dois estudos desenvolvidos neste trabalho é possível concluir que o regime de coleta adotado para detecção do gás N_2O influencia a quantificação da emissão desse gás para a atmosfera, após a aplicação de DLS e ocorrência de irrigações. Já, o estágio de decomposição da palha de aveia, tanto no florescimento como na colheita, sobre a qual o DLS é aplicado não apresenta efeito direto nas emissões de N_2O à atmosfera.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. **Relatório Anual 2012**. Disponível em: <http://www.abipecs.org.br/uploads/relatorios/relatorios-associados/ABIPECS_relatorio_2012_pt.pdf> Acesso em: 15 ago. 2013.

ABIVEN, S. et al. Mineralization of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. **Biology and Fertility of Soils**, Germany, v. 42, n. 2, p. 119-128, 2005.

ALVES, B. J. R. et al. Selection of the most suitable sampling tome for static chambers for the estimation of daily mean flux from soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Netherlands, v. 46, p. 129-135, 2012.

CHADWICK, D. et al. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. **Animal Feed Science and Technology**, Netherlands, v. 166-167, n. esp., p. 514-531, 2011.

CHEN, H. et al. Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: a meta-analysis. **Global Change Biology**, United Kingdom, v. 19, n. 10, p. 2956-2964, 2013.

DENDOOVEN, L.; BONHOMME, E.; MERCKX, R. & VLASSAK, K. Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. **Biology and Fertility of Soils**. V. 27, p. 5-8, 1998.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. **Global Change Biology**, United Kingdom, v. 9, n. 2, p. 204-218, 2003.

GARCIA-RUIZ R.; BAGGS, E. M. N₂O emission from soil following combined application of fertiliser-N and ground weed residues. **Plant and Soil**, Netherlands, v. 299, n. 1-2, p. 263-274, 2007.

GENTILE, R. et al. Interactive effects from combining fertilizer and organic residue inputs on nitrogen transformations. **Soil Biology & Biochemistry**, Netherlands, v. 40, n. 9, p. 2375-2384, 2008.

GOMES, J. et al. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. **Soil & Tillage Research**, Netherlands, v. 106, n. 1, p. 36-44, 2009.

GONZATTO, R. et al. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 43, p. 1590-1596, 2013.

HEINRICHS, R. et al. Cultivo consorciado de aveia e ervilhaca: relação C/N da fitomassa e produtividade do milho em sucessão. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.25, n.2, p.331-340, 2001.

HUANG, Y. et al. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. **Soil Biology & Biochemistry**, Netherlands, v. 36, n. 6, p. 973-981, 2004.

Inter-governmental Panel on Climate Change (IPCC). **Climate Change 2007: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the fourth Assessment Report of the IPCC, Geneva, Switzerland, 2007. 104 p.

JANTALIA, C. P. et al. Fluxes of nitrous oxide from soil under diferente crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Netherlands, v. 82, n. 2, p. 161-173, 2008.

JOHNSON, J. M. F.; BARBOUR, N. W.; WEYERS, S. L. Chemical composition of crop biomass impacts its decomposition. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 71, n. 1, p. 155-162, 2007.

MKHABELA, M.S. et al. Gaseous and leaching nitrogen losses from no-tillage and conventional tillage systems following surface application of cattle manure. **Soil Tillage Research**. V. 98, n. 2, p.187-199, 2008.

MOLODOVSKAYA et al. Temporal variability of nitrous oxide from fertilized croplands: Hot Moment Analysis. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 76, n. 5, p. 1728-1740, 2012.

MOOLEKI, S. P. et al. Effect of rate, frequency and method of liquid swine manure application on soil nitrogen availability, crop performance and N use efficiency in east-central Saskatchewan. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 82, n. 4, p. 457-467, 2002.

RIZHIYA, E.Y. et al. The influence of crop residues with different C:N ratios on the N₂O emission from a loamy sand soddy-podzolic soil. **Eurasian Soil Science**, Russian Federation, v. 44, n. 10, p. 1144-1151, 2011.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CÔTE, D. 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.

SCANLON, T. M.; KIELY, G. Ecosystem-scale measurements of nitrous oxide fluxes for an intensely grazed, fertilized grassland. **Geophysical Research Letters**, United States, v. 30, n. 16, p. 1-4, 2003.

SEMBAYRAM, M. et al. N₂O emission and the N₂O/(N₂O + N₂) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Netherlands, v. 147, p. 4-12, 2012.

SINGURINDY, O. et al. Nitrous oxide emission at low temperatures from manure-amended soils under corn (*Zea mays* L.). **Agriculture, ecosystems & Environment**, v. 132, n. 1-2, p. 74-81, 2009.

SOMMER, S.G. & SHERLOCK, R.R. pH and buffer component dynamics in the surface layers of animal slurries. *The Journal of Agricultural Science*, v. 127, n. 1, p.109-116, 1996.

SØVIK, A. et al. Emission of the greenhouse gases nitrous oxide and methane from constructed wetlands in Europe. **Journal of Environmental Quality**. v. 35, p. 2360 – 2373, 2006.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystem**. Oxford: Blackwell Scientific, 1979. 372 p.

TOMA, Y. & HATANO, R. Effect of crop residue C:N ratio on N₂O emissions from gray lowland soil in Mikasa, Hokkaido, Japan. **Soil Science and Plant nutrition**. v.53, p. 198–205, 2007

VAN DER WEERDEN, T. J.; CLOUGH, T. J.; STYLES, T. M. Using near-continuous measurements of N₂O emission from urine-affected soil to guide manual gas sampling regimes. **New Zealand Journal of Agriculture Research**, United Kingdom, v. 56, n. 1, p. 60-76, 2013.

VELTHOF, G. L.; KUIKMAN, P. J.; OENEMA, O. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. **Biology and Fertility of Soils**, Germany, v. 37, n. 4, p. 221-230, 2003.

APÊNDICES

Apêndice A - Quantidades adicionadas de Matéria Seca (MS), Carbono (C) e Nitrogênio (N) total e solúvel (sa) e dos principais constituintes bioquímicos palhas de aveia preta, coletada em dois momentos no florescimento (AF) e na colheita (AC), em cinco diferentes estágios de decomposição.

Resíduo cultural	Tempo	MS	Características bioquímicas										
			Csa	Nsa	C total	N total	FSVS	FDN	FDA	CEL	LIG	HEM	C/N
		Mg ha ⁻¹	-----kg ha ⁻¹ -----										
AF	0	3,0	239a ^(*)	21a	1323a	31a	821a	2189c	1340d	1255c	134c	791a	43 d
	1	3,0	192b	20ab	1293c	23b	666b	2353b	1423d	1347bc	126c	851a	50 c
	2	3,0	153c	17bc	1300bc	23b	538bc	2433b	1571c	1404ab	166b	850a	58 bc
	3	3,0	113d	16c	1320a	20c	483c	2639a	1650b	1447ab	209a	879a	66 b
	4	3,0	96d	10d	1304b	15d	433c	2542a	1686a	1487a	216a	828a	86 a
AC	0	3,0	171a	27a	1310d	35a	662a	2390c	1493d	1373a	212c	754a	38 c
	1	3,0	143b	15b	1320c	21b	505b	2517b	1627c	1482a	231bc	775a	65 b
	2	3,0	124c	14bc	1339b	15c	455b	2618ab	1720b	1506a	251ab	834a	85 a
	3	3,0	108cd	11bc	1323c	16c	425b	2591ab	1715b	1431a	278ab	869a	81 a
	4	3,0	100d	10c	1353a	18c	418b	2630a	1755a	1435a	324a	868a	79 a

FSVS: Fração Solúvel de Van Soest; FDN: Fibra Detergente Neutra; FDA: Fibra Detergente Ácida; CEL: Celulose; LIG: Lignina; HEM: Hemicelulose.

^(*) Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo teste de LSD 5 %.

ANEXOS

Anexo A– Protocolo para extração de C solúvel do solo



Protocolo para extração de C solúvel do solo

(modificado de Chantigny et al. In: Carter & Gregorich, 2007)

- 1) Homogeneizar e destorroar o solo no interior do saco plástico;
- 2) Pesar 10 g de solo úmido em tubo de ensaio (capacidade de 50 mL);
- 3) Adicionar 20 mL de CaCl₂ 5 mM no tubo de ensaio;
- 4) Agitar gentilmente a mistura solo:solução, com bastão de vidro, por 1 minuto;
- 5) Aguardar 30 minutos para decantação do solo;
- 6) Retirar com cuidado apenas o sobrenadante (extrato de solo) do tubo de ensaio;
- 7) Filtrar o extrato de solo, com bomba de vácuo, em filtro de celulose (0,45 µm);
- 8) Armazenar o líquido filtrado na etapa anterior, por tempo indeterminado, em pote plástico à -20 °C, cuidando para obter, no mínimo, 10 mL de solução final.

OBSERVAÇÕES:

- ✓ Imediatamente após a coleta de solo no campo, o mesmo deve ser armazenado em saco plástico na geladeira (4 °C), para reduzir a possibilidade de assimilação de C solúvel pelos microrganismos, até que seja realizada a extração. O tempo máximo de armazenamento nessas condições é de dois (02) dias.
- ✓ A extração do solo, para obtenção de C solúvel disponível, deve ser realizada com o solo “*in natura*”, ou seja, úmido.
- ✓ Preparar *amostra(s) em branco*, filtrando (em 0,45 µm) somente a solução de CaCl₂, para descontar possível contaminação de carbono pelo filtro de celulose.