

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

ALESSANDRA BACCA

**DEJETOS DE ANIMAIS COMO FERTILIZANTE EM LONGO PRAZO:
IMPACTO NAS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E NA
PRODUTIVIDADE DAS CULTURAS**

**Santa maria, RS
2018**

PPGCS/UFSM, RS

BACCA, ALESSANDRA

DOCTORA 2018

Alessandra Bacca

**DEJETOS DE ANIMAIS COMO FERTILIZANTE EM LONGO PRAZO:
IMPACTO NAS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E NA
PRODUTIVIDADE DAS CULTURAS**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo

Orientador: Prof. Dr. Carlos Alberto Ceretta

**Santa Maria, RS
2018**

Bacca, Alessandra

DEJETOS DE ANIMAIS COMO FERTILIZANTE EM LONGO PRAZO:
IMPACTO NAS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E NA PRODUTIVIDADE
DAS CULTURAS / Alessandra Bacca.- 2018.

93 p.; 30 cm

Orientador: Carlos Alberto Ceretta

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2018

1. Histórico de aplicação 2. Dejetos de animais 3.
Efeito residual 4. Óxido Nitroso 5. Eficiência do uso do
nitrogênio I. Ceretta, Carlos Alberto II. Título.

Alessandra Bacca

**DEJETOS DE ANIMAIS COMO FERTILIZANTE EM LONGO PRAZO:
IMPACTO NAS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E NA
PRODUTIVIDADE DAS CULTURAS**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo

Aprovado em 28 de fevereiro de 2018:

Carlos Alberto Ceretta
(Presidente/Orientador)

Sandro José Giacomini, Dr (UFSM)

Jeferson Dieckow, Dr. (UFPR)

Frederico Costa Beber Vieira, Dr. (UNIPAMPA)

Rodrigo da Silveira Nicoloso, Dr. (EMBRAPA)

**Santa Maria, RS
2018**

AGRADECIMENTOS

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

Aos meus pais, 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 Carlos Alberto Ceretta, por toda a orientação, apoio, pelas palavras de incentivo, pelas críticas e por todo o conhecimento a mim repassado, certamente jamais será esquecido.

Ao professor Celso Aita e Sandro Giacomini pela co-orientação e ensinamentos

Aos meus colegas de pós-graduação Carina, Isley, Edicarla, Betânia, Matheus, Lincon, Lessandro, Tadeu, pelo auxílio no desenvolvimento do trabalho e pelos momentos de descontração, o meu muito obrigada.

Aos bolsistas do GEPACES, em especial ao Matheus (hoje pós-graduando) e Rodrigo (Mico) que me auxiliaram em todas as etapas de campo e laboratório. Vocês foram essências para que essa etapa da minha vida fosse concluída e certamente nada poderia ter sido realizado sem a ajuda de vocês bolsistas.

Ao grupo LABCEN pela ajuda nas análises dos gases.

Ao professor Paulo Ferreira por toda ajuda durante o desenvolvimento desse trabalho e pela amizade desde o meu mestrado.

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.

Um agradecimento especial ao grande amigo Luiz Finamor (*in memoriam*) que pelo seu sobrenome já diz tudo, Fina: Pessoa maravilhosa e Mor: uma pessoa cheia de amor para dar e de um coração imenso. Meu agradecimento será eterno por tudo que fizestes por mim.

Ao Jean por todo o carinho, amor, apoio, preocupação e pelas belas palavras, você é meu exemplo de dedicação e persistência. A você Jean Minella, todo meu amor e admiração.

A CAPES pela concessão de bolsa de estudo.

A todos vocês, obrigada!

*“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

DEJETOS DE ANIMAIS COMO FERTILIZANTE EM LONGO PRAZO: IMPACTO NAS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E NA PRODUTIVIDADE DAS CULTURAS

AUTOR (A): ALESSANDRA BACCA

ORIENTADOR: CARLOS ALBERTO CERETTA

A aplicação de dejetos de animais no solo visa disponibilizar nutrientes para as plantas, especialmente nitrogênio (N). Porém em áreas com histórico de aplicações (mais de 10 anos) podem favorecer o acúmulo de N no *pool* orgânico residual, principalmente no mais lábil. Consequentemente, isso pode alterar a dinâmica do N e então influenciar a disponibilidade de N no solo. No entanto, parte N adicionado pelos dejetos pode ser perdido por meio de N₂O. Na região Sul do Brasil o manejo de dejetos é uma das principais vias de emissão de N₂O. Por ser um gás de efeito estufa com alto potencial de aquecimento global, suas emissões tem sido cada vez mais estudadas após o uso de dejetos de animais. O histórico de aplicações pode formar um grande efeito residual do N no solo, que pode variar conforme o tipo de dejetos. Pouco N adicionado pelos dejetos é absorvido pelas culturas, sendo a maior parte oriunda do N acumulado no solo. Dessa forma, essas áreas podem apresentar um potencial ainda maior em emitir N₂O, inclusive após o fim das aplicações, pois a taxa de mineralização pode aumentar e disponibilizar mais NO₃⁻. Ainda, o efeito residual do N pode resultar em altas produtividades, podendo atingir momentos em que as taxas de N aplicadas podem ser reduzidas e assim diminuir as perdas de N. Em razão disso, essa tese teve por objetivo avaliar o efeito residual de 16 aplicações de diferentes dejetos de animais e o efeito da continuação das aplicações, que totalizou 18 aplicações, sobre as emissões de N₂O, produtividade e eficiência do uso do N pelas culturas da aveia preta e milho. Para alcançar o objetivo, dois estudos foram conduzidos no campo em um Argissolo Vermelho Distrófico arênico. O experimento é conduzido desde 2004 no departamento de solos da Universidade Federal de Santa Maria/RS. Os resultados desse trabalho correspondem ao período de 2015-2016, com as culturas da aveia preta e milho. Os dois estudos foram conduzidos simultaneamente. Os tratamentos avaliados foram dejetos líquidos de suínos (DLS), dejetos líquidos de bovinos (DLB), cama sobreposta de suínos (CSS), fertilizante mineral (NPK) e um tratamento testemunha, os quais estão dispostos em um delineamento de blocos ao acaso com parcela com quatro repetições de 5 x 5 m. Antes da aplicação dos tratamentos na aveia preta foi delimitado uma parcela de 2 x 2 m onde foram avaliados os efeitos residuais no cultivo da aveia preta e milho. No restante da parcela os dejetos foram aplicados normalmente. No estudo I as avaliações iniciaram um dia após a aplicação, onde foi avaliado o efeito da continuação das aplicações em todos os tratamentos e somente o efeito residual dos tratamentos DLS e CSS. No estudo II também foi determinado a matéria seca, teor de N na MS, produtividade de grãos e N no grão e também os índices de eficiência do uso do N com a continuação das aplicações e com o efeito residual de todos os tratamentos. Nos dois estudos foi possível observar que o histórico de aplicações alterou a dinâmica do N no solo. No estudo I foi observado maiores emissões com os dejetos mais sólidos, com destaque para o DLB com uma emissão acumulada anual de 13,1 kg ha⁻¹, resultando em um fator de emissão (FE) de 4 %, ou seja, 4 vezes mais que o estimado pelo IPCC. Os teores de NO₃⁻ no solo eram altos desde o início das avaliações e permaneceu por todo o período, o que justifica as altas emissões. Somado a isso, a precipitação influenciou esteve relacionada com praticamente todos os picos de emissão. As 16 aplicações mostraram que mesmo após um ano sem novas aplicações, o solo ainda teve capacidade em emitir N₂O, especialmente no tratamento CSS que teve uma emissão acumulada anual de 5,8 kg ha⁻¹. Nesses tratamentos os teores de NO₃⁻ também eram altos, o que mostra que aplicações por vários anos pode alterar significativamente a dinâmica do N no solo, onde as taxas de mineralização são elevadas. No estudo II a produtividade de MS e acúmulo de N e produtividade de grãos foi maior com a aplicação de DLB na aveia preta e DLB e DLS no milho. Em cada cultivo, os demais tratamentos não diferiram do NPK em quase todas as avaliações. Ainda, o efeito residual mostrou que mesmo não havendo mais aplicações durante o ano, o solo foi capaz de disponibilizar N e outros nutrientes para as plantas, porém as produtividades não foram maiores em relação à quando as aplicações continuaram. As 18 aplicações em um solo arenoso mostraram que ambas as culturas conseguiram usar o N com alta eficiência e baixa perdas. Mesmo havendo emissões com as 18 aplicações de dejetos, elas não foram superiores a emissões com menos aplicações.

Palavras chaves: Histórico de aplicação. Efeito residual. Óxido nitroso. N orgânico.

ABSTRACT

ANIMAL MANURE AS A LONG-TERM FERTILIZER: IMPACT ON NITROUS OXIDE EMISSIONS AND CULTIVATION PRODUCTIVITY

AUTHOR: ALESSANDRA BACCA

ADVISOR: CARLOS ALBERTO CERETTA

The application of animal manure in the soil aims to provide nutrients to the plants, especially nitrogen (N). However, areas with a history of applications (over 10 years) may favor the accumulation of N in the residual organic pool, more notably in the most labile. As a result, this can change the dynamics of N and thus influence the availability of N in the soil. However, part of N added by manure can be lost through N₂O. In southern Brazil, manure management is one of the main routes of N₂O emission. As a greenhouse gas with a high potential for global warming, its emission has been increasingly studied after the use of animal manure. The application history can form a large residual N effect on the soil, which may vary depending on the type of manure. Small quantities of N added by the manure are absorbed by the crops, being mostly originated from the N accumulated in the soil. Thus, these areas may have an even greater potential to emit N₂O even after the end of applications, since the rate of mineralization may increase and provide more NO₃⁻. Moreover, the residual effect of N may result in high yields and reach periods when the applied N rates can be reduced and consequently decrease N losses. As a result, this study aimed to evaluate the residual effect of 16 applications of different animal manure and the effect of the continuation of their applications, which totaled 18 applications on N₂O emission, productivity and efficiency of N use by black oat and maize crops. To achieve this objective, two studies were conducted in a field with Red Dystrophic Argisol. The experiment has been conducted since 2004 in the soil department of the Federal University of Santa Maria / RS. The results of this work correspond to the period of 2015-2016 with black oat and maize crops. Both studies were conducted simultaneously. The treatments evaluated were Pig slurry (PS), Dairy slurry (DS), Pig deep litter (PL), mineral fertilizer (MF) and a control treatment, which are arranged in a randomized complete block design with four replicates of 5 x 5 m. Before the application of treatments in black oats, a plot of 2 x 2 m was delineated, in which residual effects on black oats and corn were evaluated. The animal manure manure manure was applied normally in the rest of the plot. In study I, the evaluations began one day after the application, where the effect of the continuation of the applications in all the treatments and only the residual effect of the PS and DS treatments was evaluated. In study II, the dry matter (DM), N content in DM, grain yield and N in the grain were also determined, in addition to the efficiency indexes of N use with the continuation of applications and residual effect of all treatments. It was possible to observe in both studies that the application history changed the dynamics of N in the soil. In study I, it was possible to observe higher emissions with the more solid manure, especially the DS with an accumulated annual emission of 13.1 kg ha⁻¹, resulting in an emission factor (EF) of 4%, which is 4 times more than estimated by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). NO₃⁻ levels in the soil were high since the beginning of the evaluations and remained high throughout the period, which justifies the high emissions. Added to this, precipitation influence was related to virtually all emission peaks. The 16 applications showed that even after one year without new applications, the soil still had capacity to emit N₂O, especially in the PL treatment that had a cumulative annual emission of 5.8 kg ha⁻¹. In these treatments, NO₃⁻ levels were also high, which shows that applications for several years can significantly change the dynamics of N in the soil where the rates of mineralization are high. In study II, DM productivity, N accumulation and grain yield were higher with the application of DS in black oats and DS and PS in maize. In each culture, the other treatments did not differ from MF in almost all evaluations. Moreover, the residual effect showed that even though there were no more applications during the year, the soil was able to produce N and other nutrients available to the plants, although the yields were not higher when applied. The 18 applications in a sandy soil showed that both crops were able to use N with high efficiency and low losses. Even with emissions with 18 applications of animal manure, they were not higher than emissions with fewer applications.

Key words: Application history. Residual effect. Nitrous oxide. Organic N.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 1. Precipitação, temperatura do ar e espaço poroso saturado por água (EPSA) na camada 0-10 cm (a), emissão de N₂O durante o cultivo da aveia preta e milho (b) e concentração de NH₄⁺ (c) e NO₃⁻ (d) na camada 0–10-cm do solo após a aplicação dos tratamentos na aveia preta e milho. Os tratamentos foram: Testemunha; NPK: Fertilizante Mineral; DLS: Dejetos Líquidos de Suínos; DLSr: Dejetos Líquidos de Suínos residual; CSS: Cama Sobreposta de Suínos; CSSr: Cama Sobreposta de Suínos residual e DLB: Dejetos Líquidos de Bovinos. As flechas indicam aplicação (A), semeadura (S), ureia (U), dessecação (D) e colheita (C).....55

Figura 2. Emissões acumuladas de N-N₂O durante os cultivos da aveia preta e milho. Os tratamentos foram: Testemunha; NPK: Fertilizante Mineral; DLS: Dejetos Líquidos de Suínos; DLSr: Dejetos Líquidos de Suínos residual; CSS: Cama Sobreposta de Suínos; CSSr: Cama Sobreposta de Suínos residual e DLB: Dejetos Líquidos de Bovinos. As flechas indicam aplicação (A), semeadura (S), ureia (U), dessecação (D) e colheita (C).
.....56

CAPÍTULO II

Fig. 1. Average rainfall and air temperature during the cultivation of black oat (2015) and corn (2016).77

Fig. 2. Physiological N use efficiency (PNUE) in black oat (a) and corn (b) grown with and without the application of organic sources and a mineral fertilizer. Mean values followed by the same uppercase letters compare the treatments within fertilized soil as well as those within unfertilized soil, and lowercase letters compare the fertilized and unfertilized condition in each treatment (Scott-Knott (p<0.05)).78

Fig. 3. Nitrogen harvest index (NHI) in corn grown with and without the application of different organic sources and mineral fertilizer. Mean values followed by the same uppercase letters compare the treatments within fertilized soil as well as those within unfertilized soil, and lowercase letters compare the fertilized and unfertilized condition in each treatment (Scott-Knott (p<0.05)).79

Fig. 4. N surplus and N balance in black oat and corn grown with the application of different organic sources and a mineral fertilizer. Means followed by the same uppercase or lowercase letters do not differ by the Scott-Knott test (p<0.05). 80

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

- Tabela 1.** Caracterização química do solo em cada tratamento na camada 0-10 cm antes da instalação do experimento em junho de 201552
- Tabela 2.** Carbono total, nitrogênio e matéria seca adicionadas em cada tratamento de 2004 até 2014..... 52
- Tabela 3.** Caracterização química e física dos dejetos aplicados no cultivo da aveia preta e milho53
- Tabela 4.** Emissão acumulada de N-N₂O e fator de emissão (FE) 53
- Tabela 5.** Coeficientes e valores de P para contraste não ortogonal das emissões acumuladas em cada cultivo e total acumulado534

CAPÍTULO II

- Table 1.** Chemical characterization of the soil at 0-10 cm in each treatment before the start of this study in June 2015.....81
- Tabela 2.** Characteristics and application rate of animal manure applied to black oat and corn.....82
- Table 3.** Total carbon, nitrogen and dry matter added to each treatment from 2004 to 2014.....83
- Table 4.** Dry matter yield and N accumulation in shoots of black oat and corn, and grain yield and N accumulation in grains of corn grown in fertilized and unfertilized soils.....84
- Table 5.** Parameters of N use efficiency and residual effect on dry matter (DM) yield and N accumulation in shoot DM after the use of organic sources and a mineral fertilizer in the cultivation of black oat and corn.....86

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
1. INTRODUÇÃO GERAL	12
2. OBJETIVOS	20
2.1 OBJETIVO GERAL.....	20
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
3. HIPÓTESES	20
CAPÍTULO I. EFEITO RESIDUAL DO HISTÓRICO DE APLICAÇÕES DE DEJETOS DE ANIMAIS: IMPACTO NAS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E DETERMINAÇÃO DO FATOR DE EMISSÃO	21
RESUMO.....	21
ABSTRACT	22
4. INTRODUÇÃO	23
5. MATERIAL E MÉTODOS	25
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
7. CONCLUSÕES.....	43
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	44
CAPÍTULO II. EFEITO RESIDUAL E IMEDIATO DE FONTES ORGÂNICAS APÓS 16 APLICAÇÕES NA PRODUTIVIDADE E EFICIÊNCIA DO USO DE N DA AVEIA PRETA E MILHO.....	57
RESUMO.....	57
CHAPTER II. RESIDUAL AND IMMEDIATE EFFECT AFTER 16 APPLICATIONS OF ORGANIC SOURCES ON YIELD AND NITROGEN USE EFFICIENCY IN BLACK OAT AND CORN.....	58
ABSTRACT	58
9. INTRODUCTION	59
10. MATERIAL AND METHODS	60
11. RESULTS.....	64
12. DISCUSSION.....	66
DISCUSSÃO GERAL	87
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91

1. INTRODUÇÃO GERAL

O setor pecuário tem colocado o Brasil em um lugar de destaque no ranking mundial, principalmente pelos altos contingentes de suínos, bovinos e aves. Em 2013, o país apresentou um rebanho total de aproximadamente 37 milhões de suínos e 23 milhões de vacas em lactação (IBGE, 2013). Grande parte dessa produção encontra-se na região sul do Brasil, correspondendo, em 2013, a 48,8 % (18 milhões de cabeças) e 34,4 % (193 mil cabeças) do rebanho de suínos e de vacas em lactação, respectivamente (IBGE, 2013). No entanto, se por um lado estas atividades apresentam grande importância econômica, por outro, o manejo dados aos dejetos apresenta fortes impactos ambientais.

O número elevado de animais, aliado ao fato dos mesmos serem criados em sistema de confinamento intensivo, tem resultado na produção de um grande volume de dejetos dentro das unidades produtoras, especialmente na forma líquida, devido à utilização de um volume Considerável de água para a higienização das instalações. No caso da suinocultura na região sul, a criação de 18 milhões de animais, gerando em média 8,5 L de dejetos animal⁻¹ dia⁻¹ (Oliveira, 1993), produzem diariamente cerca de 153 milhões de litros de dejetos. No caso dos bovinos leiteiros, cuja produção média diária de dejetos é de 10 L animal⁻¹ dia⁻¹ (Carvalho et al., 2006), a produção de dejetos seria de 1,9 milhões de litros diariamente.

Visando encontrar estratégias que reduzissem esse volume na forma líquida, a EMBRAPA/Suínos e Aves de Santa Catarina em 1993 começaram a testar uma forma de manejo para tentar mitigar o problema ambiental dos dejetos líquidos produzidos pela suinocultura (Oliveira, 2000). O sistema consiste na criação dos animais em cama sobreposta, onde são criados sobre uma cama constituída por maravalha, palha de culturas e/ou casca de arroz (Costa et al., 2006) e durante o período em que permanecem sobre a cama, as fezes e urina vão sendo absorvidas por estes materiais, originando um resíduo orgânico sólido. Ao final do processo, o material gerado apresenta uma quantidade maior de matéria seca, bem como a maior parte do N estará na forma orgânica em comparação aos dejetos líquidos (Oliveira, 2000).

A crescente demanda mundial de alimentos tem impactado diretamente na demanda de nitrogênio (N) pela agricultura. Aplicação de dejetos de animais em solos agrícolas como fertilizante nitrogenado, especialmente de gramíneas, como milho e trigo é uma prática conhecida mundialmente. Dejetos como os líquidos de suínos (DLS), dejetos líquidos de vacas leiteiras (DLB) e dejetos sólidos de aves, são os principais dejetos aplicados na região Sul do Brasil, onde a atividade pecuária tem crescido significativamente gerando consequentemente, um grande volume de dejetos.

A aplicação de dejetos é uma estratégia de manejo que visa disponibilizar nutrientes para as plantas, além de incrementar matéria orgânica do solo (MOS). A aplicação desses dejetos altera significativamente a dinâmica do N no solo pois, diferentemente dos fertilizantes minerais os dejetos podem conter uma grande quantidade de material orgânico (Kirchmann et al., 2004; Mallory & Griffin, 2007), que varia conforme a espécie (Suarez-Tapia et al., 2017). Consequentemente, perdas significativas de N podem ocorrer nessas áreas quando os dejetos são manejados de por longo período de tempo (Rochette et al., 2000, Muller et al., 2011). Entre os pontos negativos da aplicação dos dejetos, os principais são a lixiviação de nitrato (NO_3^-), volatilização de amônia (NH_3) e com maior destaque a emissão de óxido nitroso (N_2O). O N_2O por ser um gás de efeito estufa com potencial de aquecimento global 298 vezes maior que o dióxido de carbono (CO_2) e também ser responsável pela depleção da camada de ozônio, (IPCC, 2007; Ravishankara., 2009), a sua quantificação nesses sistemas orgânicos tem chamado a atenção do meio científico, que vem estudando esse gás a muitos anos.

Estima-se que até 12 % das emissões antropogênicas de gases de efeito estufa são do setor agrícola, onde 60 % são N_2O (Smith et al., 2014). Na região Sul do Brasil, as atividades de uso do solo e o manejo dos dejetos são a principal fonte de emissão de N_2O no setor agropecuário (MCTI, 2014). Os processos de nitrificação e principalmente a desnitrificação que são responsáveis pela produção de N_2O no solo dependem da disponibilidade de fatores-chaves que são, a disponibilidade de N mineral, carbono (C) solúvel e condições anoxicas. Os dejetos podem apresentar esses fatores, como os dejetos líquidos de suínos por exemplo, que apresentam até 60 % do seu N total na forma amoniacal e um grande teor de C solúvel e água (Chantigny et al., 2010; Pelster et al., 2011, 2012; Senbayram et al., 2012). O N amoniacal é reduzido até a forma de NO_3^- , que rapidamente pela presença de C solúvel e alto teor de água no solo poderá ser desnitrificado até N_2O .

Dentro dessa perspectiva, é possível inferir que dejetos mais sólidos após aplicados iriam apresentar um baixo potencial de emissão de N_2O (Chadwick et al., 2011). Porém, aplicações sucessivas podem alterar significativamente a dinâmica do N no solo, aumentando o acúmulo de N no *pool* orgânico, em especial naquele mais lábil. A partir desses resultados, é possível inferir que quando a área apresenta um histórico de aplicações de dejetos sólidos o potencial de emissão de N_2O é muito maior que nas áreas com histórico de dejetos mais líquidos.

Assim, em função das características dos dejetos, a aplicação por um longo período de tempo, pode favorecer mudanças nas características do solo que irão afetar diretamente a dinâmica do N. Uma das principais mudanças é a formação gradativa de um “pool” de N e C

orgânico residual no solo (Mallory & Griffin, 2007). Nos dejetos de animais o N encontra-se na forma orgânica e mineral, cuja proporção varia em função de diversos fatores, ligados tanto ao manejo quanto ao tipo de dejetos. Enquanto uma parte desse N é disponível imediatamente (N inorgânico) para as plantas, a outra parte (forma orgânica) será disponibilizada em anos subsequentes, através do processo de mineralização (Schröder, 2005; Gutser et al., 2005). A magnitude desse “pool” formado, irá depender das quantidades de dejetos aplicadas ao solo ao longo do tempo.

O aumento do *pool* de N orgânico no solo, pode resultar em um efeito residual desse N. Consequentemente, nessas áreas mesmo após o fim das aplicações o solo pode ainda apresentar capacidade em emitir N₂O (Charles et al., 2015). Embora Drury et al. (1998) tenha observado que o solo com efeito residual tenha apresentado mais atividade das desnitrificadoras, pouquíssimos trabalhos se dedicaram a essas avaliações. O efeito residual, pode ser uma ferramenta importante no momento de determinação do fator de emissão (FE) (LaHue et al., 2017). Estudos tem concluído que o valor estimado pelo IPCC não pode ser o mesmo para todos os tipos de manejos adotados. Diferentes valores têm sido observados para cada tipo de dejetos, que pode variar de acordo com o clima, solo etc, como por exemplo, Aita et al. (2015) em condições de clima subtropical observou FE anual de 1,6 %, enquanto que para Pelster et al. (2012) foi de 3,4 %, com dejetos de bovinos Lazcano et al (2017) observou um EF de 1,65 %, enquanto que Pelster et al. (2012) foi de 2,6 %. Isso mostra que considerar somente a taxa de N aplicada para determinar o FE pode não ser uma forma adequada, visto as diversas e diferentes vias pelas quais o N₂O é produzido e emitido no solo com aplicação de fontes orgânicas (Kim & Dale, 2008). Assim, quando se considera no cálculo o acumulado na testemunha, o FE pode estar sendo superestimado, já que é avaliado somente o efeito da respectiva aplicação, negligenciado assim, que a área tem um efeito residual devido ao histórico das aplicações. Esse aspecto é muito importante pois irá ajudar a compor um relatório com fatores de emissão mais reais para cada condição, e assim a criar estratégias de mitigação realmente eficientes.

Quando altas taxas de N₂O são emitidas para a atmosfera, não somente o aquecimento global estará sendo afetado, mas também menos N estará disponível para as plantas. Da mesma forma que para o N₂O, o efeito da aplicação de dejetos na produtividade das culturas já é bem conhecido. Porém, o efeito residual do histórico das aplicações pouco se sabe, principalmente em condições de clima subtropical. Normalmente quantidade muito pouco expressiva do N residual poderá ser disponibilizado no ano subsequente ao da aplicação, como mostra o estudo conduzido com dejetos de suínos marcado com ¹⁵N, onde plantas de cevada recuperaram apenas

1 a 5 % do N total aplicado no cultivo anterior (Sorensen & Amato, 2002). Entretanto, o efeito esse pode ser maior quando a área apresenta um histórico intensivo de aplicações.

As alterações na dinâmica do N observadas após os históricos de aplicação podem alterar significativamente as taxas de mineralização nessas áreas. Mallory & Griffin (2007) observaram que a disponibilidade do N aplicado em áreas com histórico de aplicações de dejetos de animais é significativamente afetado. Hernandez et al. (2015), observaram efeito residual significativo na produtividade de cevada, após dois anos de uma única aplicação de dejetos de suínos. Por sua vez, Muller et al. (2011) observaram após 38 anos uma alta produção de NO_3^- . Consequentemente, esse efeito pode aumentar o poder fertilizante dos dejetos no tempo (Reijs et al., 2005) e assim reduzir as taxas de N que será necessário aplicar nos próximos cultivos.

Atualmente, diversas pesquisas voltadas para o estudo da dinâmica do N tanto do ponto de vista ambiental como da produtividade das culturas, têm sido realizadas. No entanto, o principal objetivo das pesquisas nessa área, deve ser se aproximar o máximo possível da realidade em que os produtores rurais estão. Vários estudos com N_2O são conduzidos com poucas aplicações e raramente é avaliado mais que uma fonte. Isso pode limitar fortemente o banco de dados necessário para que práticas eficientes de mitigação sejam oferecidas e que seja possível ser adotada pelos agricultores. Assim, encontrar estratégias que reduzam o potencial de emissões de N_2O pelos dejetos de animais e assim aumentando a eficiência de uso do N disponível pelas plantas é de extrema importância, e uma das vias para alcançar esses objetivos é compreender como áreas com histórico de aplicações se comporta.

Nesse contexto envolvendo o uso de dejetos como fonte de nutrientes, especialmente de N, cuja dinâmica é complexa, o presente trabalho se enquadra em uma linha de pesquisa iniciada em 1996 no município de Paraíso do Sul (RS), onde foi avaliada a produção de forragem com o uso de dejetos líquidos de suínos. Observou-se uma baixa eficiência de aproveitamento pela forragem dos nutrientes aplicados via dejetos, sugerindo que perdas significativas de nutrientes aconteciam via escoamento superficial e/ou lixiviação, especialmente. Assim, em 2000 instalou-se na área experimental da Universidade Federal de Santa Maria um experimento, com duração de oito anos, para avaliar as transferências de nutrientes nas soluções escoadas e percoladas no solo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos em culturas anuais conduzidas em sistema plantio direto (SPD). Observou-se que as transferências de nutrientes aconteceram, predominantemente, por escoamento superficial e que, no caso do N, também ocorreram perdas significativas por volatilização de amônia. O fato

de terem sido observados acúmulos no solo de elementos como Cu e Zn, motivou o grupo de pesquisa iniciar atividades sobre as modificações das formas desses elementos em solos com histórico de adição de dejetos.

Após o término desse experimento, em 2008, o grupo também percebeu a importância de avaliar outras fontes orgânicas, além dos dejetos líquidos de suínos bem como de ter a adubação mineral como parâmetro de comparação, relativamente à dinâmica dos elementos no solo, seus processos de transferência, eficiência de uso pelas plantas e reflexos na produtividade de grãos ou fitomassa em rotações de culturas. Por isso, o grupo assumiu um experimento a campo, que vinha sendo conduzido, desde 2004, sob a responsabilidade dos professores Celso Aita e Sandro Giacomini, onde eram avaliados dejetos líquidos de suínos e de bovinos, cama sobreposta de suínos, além da aplicação de fertilizante mineral e de um tratamento testemunha, sem o uso de fertilizantes.

Isso trouxe um diferencial importante para a linha de pesquisa do grupo, já que a região Sul se caracteriza pela alta produção oriunda da suinocultura e da bovinocultura de leite. Além disso, nessa nova área, as aplicações de fertilizantes orgânicos passaram a ser realizadas considerando a necessidade de N das culturas, conforme recomendação da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS - RS/SC, 2004), e não mais pela aplicação de doses fixas, conforme vinha sendo feito até então. Diante disso, o trabalho se encaixa dentro da linha de pesquisa envolvendo a avaliação do potencial poluidor do uso de dejetos de animais e a busca de medidas mitigatórias, bem como o poder fertilizante dos dejetos, em áreas com histórico de aplicações.

Referencias

- Aita, C., Schirmannet, J., Pujol, S.B., Giacomini, S.J., Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Gonzatto, R., Giacomini, D.A., Doneda, A. al., 2015. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration : Effects of split application of. *European Journal of Soil Science*, <https://doi.org/10.1111/ejss.12181>
- Chadwick D., Sommer S., Thorman R., Fanguero D., Cardenas L., Amon B., et al. (2011). Manure management: implications for greenhouse gas emissions. [Anim. Feed. Sci. Technol.](https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.036) 16 514–531. 10.1016/j.anifeedsci.2011.04.036
- Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D. a, Bittman, S., Buckley, K., Massé, D., Bélanger, G., Eriksen-Hamel, N., Gasser, M.-O., 2010. Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. *Journal of environmental quality* 39, 1545–1553. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0482>
- Charles, a., Rochette, P., Whalen, J.K., Angers, D.A., Chantignw, M.H., Bertrand, N., 2017.

- Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis. *Agriculture, ecosystems and Environment* 236, 88-98. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.021>
- Costa, O. D. et al. Sistema alternativo de criação de suínos em cama sobreposta para a Agricultura Familiar. EMBRAPA, Comunicado Técnico 419. Concórdia, 2006, 7p.
- Drury, C.F., T.O. Oloya, D.J. McKenney, E.G. Gregorich, C.S. Tan, and C.L. VanLuyk. 1998. Long-term effects of fertilization and rotation on denitrification and soil carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:1572–1579. doi:10.2136/sssaj1998.03615995006200060014x
- Gutser, R., Ebertseder, T., Weber, A., Schraml, M., Schmidhalter, U., 2005. Short term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *J. Plant Nutr. Soil Sci*, 168. 439-446. <https://doi:10.1002/jpln.200520510>
- Hernández, D., Polo, A., Plaza, C., 2013. Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy* 44, 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.09.001>
- Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística – IBGE. Estatística da Produção Pecuária. Rio de Janeiro, 2013
- IPCC. 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In: *Agriculture, Forestry and Other Land Use* (eds E. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara & K. Tanabe), pp. 11.1–11.54, Chapter 11, Volume 4. Institute for Global Environmental Strategies, Kanagawa.
- IPCC 2007. Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage. Prepared by Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Metz, B., Davidson, O., Coninck, H., Loos, M., Meyer, L.) Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Kim, S., Dale, B.E., 2008. Effects of nitrogen fertilizer application on greenhouse gas emissions and economics of corn production. *Environ. Sci. Technol.* 42, 6028– 6033. doi:<http://dx.doi.org/10.1021/es800630d>.
- Kirchmann, H. et al. Effects of level and quality of organic matter input on carbon storage and biological activity in soil: synthesis of a long-term experiment. *Global Biogeochemical Cycles*. 2004.
- LaHue, G.T., Kessel, C. Van, Linquist, B.A., Adviento-borbe, M.A., Fonte, S.J., 2016. Residual Effects of Fertilization History Increase Nitrous Oxide Emissions from Zero-N Controls: Implications for Estimating Fertilizer-Induced Emission Factors 1501–1508. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.07.0409>
- Lazcano, C., Tsang, A., Doane, T.A., Pettygrove, G.S., Horwath, W.R., Burger, M., 2016. Soil nitrous oxide emissions in forage systems fertilized with liquid dairy manure and inorganic fertilizers. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 225, 160–172. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.009>

- Mallory, E.B., & Griffin, T.S., Impacts of soil amendment history on nitrogen availability from manure and fertilizer. *Soil Science Society of America Journal* v. 71, p. 964-973, 2007.
- MCTI, 2013. Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Brasil. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação 168.
- Muller, C., Laughlin, R.J., Christie, P., Wtson, C.J., 2011. Wffwcts of repeated fertilizer and cattle slurry applications over 38 years on N dynamics in a temperate grassland soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 43. 362-37. <https://doi:10.1016/j.soilbio.2011.03.014>
- Oliveira, P. A. V., 1993. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPACNPSA, Documentos, 27, 188p.
- Oliveira, P.A.V., 2000. Produção de suínos em sistemas deep bedding: experiência brasileira. 5 Seminário internacional de suinocultura- Expo Center Norte, SP
- Pelster, D.E., Larouche, F., Rochette, P., Chantigny, M.H., Allaire, S., Angers, D.A., 2011. Nitrogen fertilization but not soil tillage affects nitrous oxide emissions from a clay loam soil under a maize-soybean rotation. *Soil Tillage Research*. 115-116: 16-26.
- Pelster, D.E., Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D. a, Rieux, C., Vanasse, A., 2012. Nitrous oxide emissions respond differently to mineral and organic nitrogen sources in contrasting soil types. *Journal of environmental quality* 41, 427–35. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0261>
- Ravishankara, A.R., Daniel, J.S., Portmann, R.W., 2009. Nitrous oxide (N₂O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science*. v. 326, p. 123–125
- Reijs, J.W., Sorensen, P., Sonneveld, M.P.W., Groot, J., 2005. Utilization of nitrogen from cattle slurry applied to grassland as affected by diet composition. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 118. 65-78
- Rochette, P., Bochove, E.V., Précost, D., Angers, D.A., Côté, D., Bertrand, N., 2000. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: II. nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, v.64, p.1396-1403
- Senbayram, M., Chen, R., Budai, A., Bakken, L., Dittert, K., 2012. N₂O emission and the N₂O/(N₂O+N₂) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 147, 4–12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.022>
- Schröder, J.J., Jansen, A.G., Hilhorst, G.J., 2005. Long-term nitrogen supply from cattle slurry. *Soil Use Manage* 21:196–204. <https://doi:10.1111/j.1475-2743.2005.tb00125.x>
- Smith, K.A., A.R. Mosier, P.J. Crutzen, and W. Winiwarter. 2012. The role of N₂O derived from crop-based biofuels, and from agriculture in general, in Earth's climate. *Philos. Trans. R. Soc. B* 367:1169–1174. <https://doi:10.1038/ismej.2013.220>
- Sörensen, P., Amato, M., 2002. Remineralisation and residual effects of N after application of

pig slurry to soil. *European Journal Agronomy*, 16. 81–95. [https://doi:10.1016/S1161-0301\(01\)00119-8](https://doi:10.1016/S1161-0301(01)00119-8)

Suarez-Tapia, A., Thomsen, I.K., Rasmussen, J., Christensen, B.T., 2017. Residual N effect of long term applications of cattle slurry using winter wheat as test crop. *Field crops research*. In press.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o efeito residual e continuado de um histórico de aplicações de dejetos de animais sobre as emissões de N_2O e a produtividade das culturas em condições de clima subtropical

2.2 Objetivos específicos

- i) avaliar o efeito residual de 16 aplicações de fontes orgânicos e mineral (10 anos) e o efeito continuado (18 aplicações) dessas aplicações na emissão de N_2O .
- ii) avaliar a produtividade de diferentes culturas em área com 18 aplicações de fontes orgânicas e mineral e o efeito residual de 16 aplicações sobre a produtividade das culturas.
- iii) avaliar os parâmetros de eficiência do uso do N de diferentes fontes orgânicas após 18 aplicações.

3. HIPÓTESES

- i) Em áreas com histórico de aplicação de dejetos há alguns anos, a emissão de N_2O é significativamente incrementada com aplicações imediatas.
- ii) O histórico de aplicação de dejetos mais sólidos como o DLB e CSS, apresenta maior efeito residual do N no solo resultando em emissões maiores que a testemunha mesmo após o fim das aplicações.
- iii) A produtividade das culturas mesmo após um ano sem novas aplicações resulta em produtividade das culturas maiores que a testemunha.

Capítulo I. Efeito residual do histórico de aplicações de dejetos de animais: Impacto nas emissões de óxido nitroso e determinação do fator de emissão

Resumo

O histórico de aplicação de dejetos de animais pode aumentar o *pool* de Nitrogênio (N) orgânico no solo, formando um efeito residual do N que irá alterar a dinâmica do N no solo, podendo resultar em emissões de N₂O mesmo após acabar as aplicações. O efeito residual também pode ajudar a corrigir incertezas quanto ao fator de emissão. Assim, avaliamos como o efeito do histórico de 18 aplicações e o efeito residual de 16 aplicações de diferentes dejetos de animais afeta as emissões de N₂O e a determinação do fator de emissão (FE). O trabalho foi conduzido no período de 2015-2016 no campo em um experimento conduzido desde 2004. Os tratamentos foram dejetos líquidos de suínos (DLS), dejetos líquidos de bovinos (DLB), cama sobreposta de suínos (CSS) fertilizante mineral (NPK) e testemunha. As emissões de N₂O foram maiores após 18 aplicações dos dejetos com maior teor de matéria seca, com destaque para o DLB que apresentou a maior emissão acumulada anual (13,3 kg ha⁻¹). O efeito residual foi avaliado somente no tratamento DLS e CSS, sendo que as 16 aplicações de CSS resultou em maiores emissões acumuladas após um ano sem novas adições (5.2 kg ha⁻¹). Ainda, quando o fator de emissão foi utilizado para calcular o FE foi observado que o efeito da aplicação não foi muito superior ao valor de 1 % estimado pelo IPCC, pois foi considerado o efeito dos anos passados. O histórico de aplicações afetou a dinâmica do N, onde maiores emissões foram observadas com os dejetos mais sólidos, e também foi observado que após o fim das aplicações o solo ainda tem capacidade em emitir N₂O, mostrando então que áreas onde o histórico de emissão não é considerado pode ter os valores de FE superestimados.

Palavras chave: Efeito residual; N orgânico; Óxido nitroso; Fator de emissão; Histórico de aplicações.

Chapter I. Residual effect of the history of animal manure applications and the impact on nitrous oxide emissions and determination of emission factor

Abstract

The application history of animal manure can increase the organic nitrogen (N) pool in the soil, forming a residual effect of N that changes the dynamics of N in the soil, which can result in N₂O emissions even after finishing the applications. The residual effect can also help to correct uncertainties regarding the emission factor. Thus, we evaluated how the historical effect of 18 applications and the residual effect of 16 applications of different animal manure affect N₂O emissions and the emission factor (EF) determination. The study was conducted in the 2015-2016 period in field in an experiment that has been conducted since 2004. The treatments were Pig slurry (PS), Dairy slurry (DS), Pig deep litter (PL), mineral fertilizer (MF) and a control treatment. N₂O emissions were higher after 18 applications of the dry matter and the DS showing the highest accumulated annual emission (13.3 kg ha⁻¹). The residual effect was evaluated only in the PS and PL treatments, and the 16 PL applications resulted in higher accumulated emissions after one year without new additions (5.2 kg ha⁻¹). Additionally, when the emission factor was used to calculate the FE, it was observed that the effect of the application was not much higher than the value of 1% estimated by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), since the effect of the previous years was considered. The application history affected the dynamics of N, in which higher emissions were observed with the more solid manure, and it was also possible to observe that after the end of the applications the soil still had the capacity to emit N₂O. This shows that areas where the emission history is not considered may have EF values overestimated.

Keywords: Residual effect; Organic N; Nitrous oxide; Emission factor; Application history.

4. Introdução

A agropecuária na região Sul do Brasil é uma das principais fontes de emissão de óxido nitroso (N_2O), especialmente pelas atividades de uso dos solos agrícolas e manejo de dejetos de animais (MCTI, 2014). Estima-se que até 12 % das emissões antropogênicas de gases de efeito estufa são do setor agrícola, onde 60 % são N_2O (Smith et al., 2014), um gás de efeito estufa com potencial de aquecimento global 298 vezes maior que o dióxido de carbono (CO_2) e responsável pela depleção da camada de ozônio, (IPCC, 2007; Ravishankara et al., 2009).

A aplicação de dejetos de animais em solos agrícolas, tem sido uma das principais fontes de emissão de N_2O (Chantigny et al., 2010; Aita et al., 2014), onde é produzido pelos processos biológicos da nitrificação e desnitrificação (Charles et al., 2017; Lazcano et al., 2016). Portanto, a forma como o N e C está presente nos dejetos pode determinar a magnitude das emissões de N_2O (Chadwick et al., 2011; Charles et al., 2017; Velthof et al., 2003).

Nos dejetos líquidos há uma grande quantidade de N amoniacal e C lábil prontamente disponível como nos ácidos graxos voláteis e água (Chantigny et al., 2010; Doltra et al., 2015), que favorecem a desnitrificação. Por outro lado, nos dejetos sólidos o N e C são incorporados na forma orgânica, com um baixo conteúdo de umidade (King; Schoenau & Malhi, 2014), contudo a alta relação C/N desses dejetos pode resultar em uma alta taxa de produção de N_2O em sítios anaeróbicos oriundos do aumento da taxa respiratória (Akiyana et al., 2004; Pelster et al., 2012). Atualmente, a nitrificação heterotrófica, uma das vias da nitrificação, tem chamado atenção como uma das responsáveis pela produção de N_2O em solos com adição de N orgânico, pela transformação direta do N orgânico para nitrato (NO_3^-) (Zhang et al., 2011; Zhang et al., 2015). Embora os dejetos líquidos apresentem maior potencial para emitir N_2O em solos agrícolas (Mogge et al., 1999; Velthof et al., 2003; Chadwick et al., 2011; Velthof & Mosquera, 2011), estudos em laboratório e campo tem mostrado maiores emissões também com dejetos sólidos (Mogge et al., 1999; Tenuta et al., 2000).

Aplicações repetidas de dejetos de animais durante vários anos pode afetar as transformações do N no solo, pelo acúmulo de N no *pool* orgânico residual, em relação a solos que recebem N em curto prazo (Mallory & Griffin, 2007; Wang et al., 2015a; Zhang et al., 2017). Parte do N mineral aplicado não aproveitado pelas plantas pode ser imobilizado pela comunidade microbiana e/ou adsorvido na fração mineral do solo (Sørensen & Amato, 2002; Hernández et al., 2013), enquanto a fração orgânica dos dejetos é incorporada na matéria orgânica, com destaque para a fração mais lábil (Sørensen & Amato, 2002; Reijs et al., 2005; Mallory & Griffin, 2007; Müller et al., 2011).

O aumento do *pool* do N orgânico residual no solo, pode influenciar diretamente a disponibilidade do N no solo (Mallory & Griffin, 2007), como mostrado por Habteselassie et al. (2006), que encontraram uma maior produção líquida de NO_3^- após repetidas aplicações de dejetos de bovinos de leite. Ainda, Muller et al. (2011), avaliando a efeito de 38 anos de aplicação de dejetos de bovino, observaram um aumento da produção de NO_3^- pelo estímulo da nitrificação heterotrófica, com um aumento da taxa de mineralização do N orgânico do *pool* recalcitrante para o mais lábil. Portanto, a aplicação de fontes orgânicas por longo tempo pode resultar em um aumento do *pool* residual do N no solo, aumentando o potencial de perdas de N_2O pelo aumento significativo nos teores de NO_3^- e C nessas áreas.

A literatura mostra que muitos estudos foram realizados para avaliar efeitos imediatos ou de curto prazo do uso de dejetos sobre as emissões de N_2O (Aita et al., 2014; Bell et al., 2016a; Chantigny et al., 2010; Pelster et al., 2012; Rochette et al., 2000, 2004), mas existem poucos estudos que avaliaram o efeito residual do histórico de aplicações nas emissões de N_2O , especialmente em condições de clima sub tropical. Isso motivou a realização deste estudo que teve como objetivo avaliar o impacto das aplicações sucessivas de diferentes dejetos de animais e principalmente o efeito residual dessas aplicações nas emissões de N_2O em condições de clima subtropical.

5. Material e métodos

6.1 Descrição da área, desenho experimental e tratamentos

O estudo foi conduzido em um experimento de longa duração, no departamento de solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Brasil (29° 42'50.97 "S, 53° 42 '25.10" W), no período de junho de 2015 a junho de 2016, em um solo classificado como Typic Hapludalf. As características do solo antes do início deste experimento são mostradas na tabela 1. A região apresenta clima subtropical úmido (CFA 2), com uma temperatura média anual de 19,3°C, e uma precipitação média anual de 1561 mm.

O experimento foi instalado em 2004, em um sistema de plantio direto, com delineamento de blocos ao acaso, em parcelas de 25 m² (5 x 5 m) e com quatro repetições. Os tratamentos são aplicados desde 2004 e consistem de três dejetos de animais e fertilizante mineral, sendo: Dejetos Líquidos de Suínos (DLS); Dejetos Líquidos de Bovinos (DLB); Cama sobreposta de Suínos (CSS); Fertilizante Mineral (NPK) e um tratamento testemunha. Os tratamentos eram aplicados anualmente de 2004 até 2009, sempre antes da implantação da cultura de milho. A partir de 2010, passou-se a fazer duas aplicações anuais, antes da cultura de inverno e de verão, em um sistema de culturas mostrado na tabela 2. Quando da realização deste estudo havia um histórico de 16 aplicações, enquanto que neste estudo a aplicação na cultura de aveia preta no inverno foi a 17^a e no milho, em sequência, foi a 18^a aplicação dos dejetos.

As taxas aplicadas de cada tratamento foram baseadas na demanda de N pela cultura e, no caso dos dejetos de animais, também pelo índice de eficiência de disponibilidade, que representa a porcentagem do N total que será disponibilizada após a aplicação durante o ano, conforme a recomendação da CQFS-RS/SC (2016). Neste estudo, foram aplicados 80 kg ha⁻¹ de N para a aveia preta e 120 kg ha⁻¹ de N para o milho, em plantio direto.

6.2 *Análise dos dejetos*

Os dejetos líquidos de suínos e bovinos foram obtidos em uma esterqueira anaeróbica de produtores comerciais, próximo à área experimental. A cama sobreposta de suínos, foi coletada no setor de suinocultura da UFSM. Todos os dejetos foram armazenados em caixas fechadas até o momento da aplicação. Antes de cada aplicação foi retirada uma amostra de cada dejetos para caracterização. Os teores de N total dos dejetos foram determinados por digestão ácida em amostra úmida, e depois destilado pelo método Kjeldahl. Os teores de N amoniacal dos dejetos líquidos foram obtidos pela destilação direta dos dejetos mais óxido de magnésio (MgO) em Kjeldahl. Na PL os teores de N amoniacal e N nítrico foram determinados em alíquota obtida pela extração com KCl 1 Mol L⁻¹ e destilado em Kjeldahl. O C total foi obtido via combustão seca (Flash EA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Italy). A matéria seca foi determinada após secagem do dejetos a 65 °C por 24 horas. O pH foi medido diretamente nos dejetos. As características de cada dejetos e a dose utilizada estão na tabela 3.

6.3 *Efeito residual e aplicação dos tratamentos*

O efeito residual das 16 aplicações dos dejetos sobre as emissões de N₂O, foi avaliado somente nos tratamentos DLS e CSS, devido a impossibilidade operacional nas coletas e análises. Estes dejetos foram escolhidos porque apresentam características físicas e químicas distintas e permitiriam avaliar efeitos diferenciados nas emissões. Para avaliar o efeito residual dos dejetos foi delimitada uma microparcela de 4 m² (2 x 2 m) em cada parcela de 25 m² (5 x 5 m) (Figura 1), onde durante os dois últimos cultivos os tratamentos não foram aplicados. No restante da parcela, as aplicações foram realizadas normalmente.

Os dejetos e o NPK foram aplicados manualmente nas parcelas, utilizando regadores nos tratamentos líquidos. No cultivo da aveia preta, a aplicação foi realizada em 28 de junho de 2015 e a semeadura foi realizada em 20 de julho com uma taxa de 120 kg ha⁻¹ de sementes. No

cultivo do milho, os dejetos foram aplicados em 21 de novembro, seis dias após a semeadura, com espaçamento entre linhas de 0,60 m. Os tratamentos foram aplicados na superfície sobre os restos culturais e sem incorporação.

6.4 Medição dos fluxos de óxido nitroso

As coletas de N_2O iniciaram em junho de 2015 e continuaram por um ano correspondendo ao período de cultivo da aveia preta e do milho. As coletas foram realizadas com auxílio de câmaras estáticas (40 cm de comprimento, 40 cm de largura e 20 cm de altura) (Rochette and Bertrand, 2008). Antes da aplicação dos tratamentos no cultivo da aveia preta, foi inserida no solo uma base de aço galvanizado, com 40 cm de comprimento e 40 cm de largura, em uma profundidade de 5 cm, sobre a qual era acoplado a câmara no momento da coleta de gases. A base foi inserida antes da semeadura da aveia preta, de modo que no cultivo do milho ela estivesse alocada entre as fileiras do milho. Sobre a base existia uma canaleta em que no momento da coleta era adicionada água para que não houvesse troca gasosa com o ambiente externo.

A aveia preta foi cultivada sobre os restos culturais de milho, que havia sido cultivado antes do início deste estudo. Dessa forma, antes de aplicar os dejetos para o cultivo da aveia preta foram coletadas três plantas de milho do cultivo anterior em cada tratamento, as quais foram separadas em colmo e folha. Após determinadas as proporções de cada parte, foram calculadas as quantidades de folha e colmo a serem colocadas dentro das bases de coleta de N_2O , conforme a produtividade de matéria seca de cada tratamento. No estágio de florescimento a aveia preta foi dessecada. Posteriormente foi determinada a massa seca da aveia preta sobre o solo de cada tratamento e calculada a quantidade de palha de aveia necessário para adicionar dentro das bases para então distribuir novamente os dejetos e o MF e semear a cultura do milho.

As coletas de N₂O iniciaram um dia após a aplicação dos tratamentos, em ambos os cultivos, sendo realizadas três coletas semanais durante os primeiros 30 dias, semanalmente após esse período e mais coletas ao acaso, sempre após a ocorrência de precipitações. No período de intercultura, entre 13 e 21 de novembro de 2015, foram realizadas duas coletas de N₂O. No momento de cada coleta, as câmaras eram acopladas sobre as bases inseridas no solo e por meio de um septo de borracha conectado na câmara. As amostras de N₂O eram retiradas com uma seringa de polipropileno de 20 mL aos 0, 15, 30 e 45 minutos após a câmara ser colocada na base. Em seguida, as amostras foram passadas rapidamente para frascos de vidros pré evacuados de 12 (Exetainer, Labco). As amostras foram analisadas por cromatografo gasoso (GC-2014, Shimadzu Corp., Kyoto, Japan) equipado com um detector de elétrons em até 10 dias após a coleta.

Os fluxos foram calculados conforme Rochette and Bertrand (2008):

$$F_{N_2O} = dG/dt \times V/A \times Mm/Vm \times (1 - ep/P) \quad \text{eq. (1)}$$

Onde dG/dt é a concentração do gás ($\text{mol mol}^{-1} \text{s}^{-1}$); V é o volume da câmara (m^3); A é a área coberta pela câmara (m^2); Mm é a massa molecular do gás (g mol^{-1}); Vm é o volume molecular sob condições de temperatura e pressão barométrica internas à câmara ($\text{m}^3 \text{mol}^{-1}$); ep é a pressão parcial do vapor de água no interior da câmara (kPa) e P é a pressão barométrica (kPa).

As emissões acumuladas de N-N₂O foram obtidas por interpolação linear das taxas emitidas entre as datas de amostragem. O fator de emissão (FE) para os tratamentos NPK e DLB, que continuaram a receber os dejetos, foi calculado pela subtração do N-N₂O acumulado nos tratamentos fertilizados do tratamento testemunha. Para os tratamentos DLS e CSS, o FE foi calculado pela subtração do N-N₂O acumulado nos tratamentos com aplicação do N-N₂O acumulado nos tratamentos com efeito residual dos respectivos tratamentos. Com isso, foi

possível avaliar o efeito imediato da aplicação em solos que já receberam esses dejetos por vários anos.

6.5 Cálculos do fator de emissão

O fator de emissão (FE) anual foi calculado de duas maneiras. Para os tratamentos NPK e DLB foi utilizado a metodologia proposta pelo IPCC como descrita na eq. (2). Já para os tratamentos DLS e CSS, o FE foi calculado como sugerido por LaHue et al. (2016), onde foram substituídos os valores do N₂O acumulado no tratamento testemunha pelos valores obtidos em cada tratamento residual, como eq. (3):

$$FE_{(NPK \text{ e } DLB)} = \frac{N_2O \text{ acumulado no trat fertilizado} - N_2O \text{ acumulado na testemunha}}{N \text{ aplicado}} \quad \text{eq. (2)}$$

$$FE_{(DLS \text{ e } CSS)} = \frac{N_2O \text{ acumulado no trat fertilizado} - N_2O \text{ acumulado no trat residual}}{N \text{ aplicado}} \quad \text{eq. (3)}$$

2.6 Amostragem e análise de solo

As concentrações de N mineral no solo durante o experimento foram monitoradas na profundidade de 0-10 cm. As coletas foram realizadas no mesmo dia que as coletas de N₂O, com um trado de 3 cm de diâmetro, fazendo em cada parcela quatro subamostragens. Para determinação da concentração, 20 g de solo úmido foi agitado com 80 mL de KCl 1 Mol L⁻¹ durante 30 minutos, permanecendo por mais 30 minutos para decantação. Em seguida o sobrenadante foi filtrado em Whatman #42 e as concentrações de NH₄⁺ e NO₃⁻ determinadas em sistema de fluxo contínuo San++ (*Automated Wet Chemistry Analyzer*, SKALAR, Breda – Netherlands).

A umidade gravimétrica do solo foi determinada pela secagem do solo em estufa a 105 °C por 24 horas. Os teores de C solúvel foram determinados em alguns momentos de cada

cultivo. O C solúvel foi extraído segundo Deni et al. (2006) com modificações. Em 20 gramas de solo foi adicionado 40 mL de CaCl_2 5 mM, agitando lentamente com bastão de vidro por 1 minuto e filtrado em Whatman #42. O extrato foi lido em analisador de Total Organic Carbon (TOC, Modelo Shimadzu 5000, Shimadzu™).

6. Resultados e Discussão

7.1 Variação temporal das emissões de N_2O

7.1.1 Efeito imediato da aplicação dos tratamentos

No tratamento testemunha, as emissões de N_2O foram baixas durante os cultivos da aveia preta e do milho e nos períodos de intercultura, e somente aos 20 dias foi observado um pico de emissão de $60 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, que ocorreu após uma precipitação (Figura 1). Solos agrícolas que não recebem aplicações de N, apresentam geralmente emissões de N_2O baixas, como resultado da baixa concentração de N mineral e C solúvel, que são os substratos para os processos de nitrificação e desnitrificação no solo (Lazcano et al., 2016).

Quando houve a aplicação dos dejetos e do NPK foi observado uma variação nas emissões de N_2O nos cultivos de aveia preta e milho. No NPK, a variação foi pequena em todo o período de avaliação, com maior pico aos 16 dias após a aplicação na aveia preta ($273,4 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) (Figura 1b). Quando do uso dos dejetos, as emissões na aveia preta foram altas até os 60 dias após aplicação, com maior pico de $1263 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, enquanto no milho permaneceram elevadas somente até os 23 dias com maior pico de $1441 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Altas emissões após a aplicação de dejetos de animais no solo também foram observados em outros estudos com DLS (Aita et al., 2014; Pelster et al., 2012), DLB (Rochette et al., 2008; Lazcano et al., 2016) e dejetos sólidos (Pelster et al., 2012).

Altas emissões foram encontradas até os 30 dias após a aplicação (Aita et al., 2014; Rochette et al., 2000) e também após 60 dias (Wilson, et al., 2015). Esse aumento das emissões de N₂O após a aplicação de dejetos é atribuído ao estímulo dos processos de nitrificação e desnitrificação, devido a adição de C lábil e N, que geralmente está na forma amoniacal nos dejetos líquidos (Chantigny et al., 2010). Altas emissões também são esperadas quando o EPSA atinge valores maiores que 50 % até aproximadamente 70 % (Davidson et al., 1991), o que explica também as altas emissões observadas nesse estudo especialmente nos dias que seguiram a aplicação dos dejetos, quando os teores de N mineral e C lábil estava presente em altas concentrações

De forma geral, os teores de N mineral (NH₄⁺ + NO₃⁻) foram altos durante todo o período em ambos os cultivos, porém no cultivo do milho os teores de NO₃⁻ se mantiveram acima de 20 kg ha⁻¹ durante todo o período de avaliação (Figura 1c e d). Esses resultados podem ser atribuídos ao contínuo processo de mineralização do N orgânico acumulado no solo após 18 aplicações. Em um estudo de longa duração com dejetos de bovinos aplicados em diferentes taxas por 38 anos, Muller et al. (2011) observaram uma maior produção de NO₃⁻, que foi atribuída a transformação do N orgânico acumulado para N lábil pela maior atividade especialmente da nitrificação heterotrófica.

Os altos valores de N mineral, juntamente com os de EPSA, explicam os picos de N₂O iniciais, bem como os observados aos 82 e 88 dias após aplicação na aveia preta (Figura 1 a e b). Embora sejam esperadas maiores emissões durante o cultivo do milho, por ser realizado no verão, quando as condições climáticas são mais favoráveis, foram observados mais picos durante o cultivo da aveia preta (88 dias). Mesmo os teores de NO₃⁻ se mantendo em concentrações elevadas, as baixas emissões após os 23 dias podem ser atribuídas a recuperação do NO₃⁻ presente no solo pelas plantas de milho nesse período. A produtividade do milho e os parâmetros de eficiência do uso de N calculados mostraram que as plantas de milho

conseguiram aproveitar o N disponível no solo, especialmente no tratamento DLB e DLS (dados não publicados)

Logo na primeira coleta após aplicação dos dejetos foram observados picos de emissão altos de N₂O (Figura 1 b). Na aveia preta, os tratamentos DLB e CSS apresentaram os maiores fluxos (425 e 412 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente), já no milho foram, observados com o tratamento DLB e DLS (1031 e 492 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente). Os dejetos líquidos por conterem um alta concentração de C lábil, como os ácidos graxos voláteis e água, quando aplicados ao solo favorecem rapidamente o surgimento de sítios anaeróbicos e conseqüentemente um aumento na taxa respiratória dos microrganismos pelo uso do C lábil (Charles et al., 2017). Portanto, nesse estudo, o C lábil presente nos dejetos, bem como aquele presente no solo oriundo da morte dos microrganismos (Sanchez-Martin et al., 2010), pode ter aumentado rapidamente a taxa respiratória e conseqüentemente estimulando a desnitrificação NO₃⁻, que já estava presente em altos teores no solo antes do início desse estudo aumentando as emissões de N₂O logo na primeira avaliação (Tabela 1).

7.1.2 Efeito residual dos tratamentos

O efeito residual das 16 aplicações foi avaliado na aveia preta (primeiro cultivo residual) e no milho (segundo cultivo residual). Durante os cultivos foi observado uma grande variação temporal nos tratamentos residuais, com mais picos na aveia preta (até os 82 dias) em comparação ao milho (até os 21 dias) (Figura 1 b). Nos tratamentos residuais as emissões foram maiores em relação a testemunha e NPK, no entanto inferiores aos tratamentos DLS e CSS que continuaram recebendo aplicações.

Na aveia preta, os maiores picos nos tratamentos DLSr e CSSr foram de 223 e 390 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, enquanto que para os mesmos tratamentos que continuaram a receber as aplicações foi de 996 e 1263 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Já para o milho, foram de 358 e 1003 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para os tratamentos DLSr e CSSr, e 810 e 1441 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para DLS e CSS, respectivamente (Figura 1 b). Esses

resultados mostram que embora pequeno, as 16 aplicações resultaram em um efeito residual do N no solo, especialmente no tratamento CSSr, que apresentou mais picos de emissão do que o DLSr.

A maioria dos picos de emissão observados nos tratamentos residuais, ocorreram após eventos que elevaram os valores de EPSA acima de 55 % (Figura 1 a), demonstrando o papel importante do EPSA no estímulo das emissões de N_2O (Dobbie and Smith, 2003). Somado a isso, os teores de NO_3^- que já eram altos antes do início das avaliações, 14.3 e 11.3 $kg\ ha^{-1}$, nos tratamentos DLSr e CSSr, respectivamente (Tabela 1) e os teores de C solúvel que se mantiveram sempre acima de 15 $kg\ ha^{-1}$, podem ter potencializado o estímulo do processo de desnitrificação do NO_3^- que estava disponível.

Diversos estudos buscaram avaliar o impacto das aplicações repetidas de dejetos de animais sobre a dinâmica da disponibilidade do N no solo (Habteselassie et al., 2006; Mallory & Griffin, 2007; Müller et al., 2011; Hernández et al., 2013; Wang et al., 2015). Em comum, estes trabalhos mostram uma alteração significativa na disponibilidade de N no solo, com uma maior produção de NO_3^- , a qual pode ser atribuída a atividade da nitrificação heterotrófica do N orgânico acumulado no solo pelas repetidas aplicações, e que conseqüentemente pode potencializar as emissões de N_2O nessas áreas. Tais resultados também foram observados no presente estudo, pois as 16 aplicações resultaram em um maior acúmulo de N orgânico, levando a altas concentrações de NO_3^- , principalmente durante o cultivo do milho no verão, que foi desnitrificado nessas ocasiões até N_2O .

Em alguns momentos os tratamentos residuais emitiram picos maiores de N_2O em relação aos que continuaram recebendo aplicação (Figura 1 b). Na aveia preta, aos 17 dias foi observada uma emissão 3,9 vezes maior no DLSr e aos 82 dias após a uma emissão 2,5 vezes maior no tratamento CSSr. Já no milho ocorreu aos 23 dias com uma emissão 2,0 vezes maior no CSSr (Figura 1 b).

Embora os teores de NO_3^- nos períodos da aveia preta e milho não tenham sido maiores do que nos tratamentos que continuaram a receber os dejetos na aveia preta, o EPSA e C solúvel, que estavam em condições ótimas, podem ter criado maiores condições para a desnitrificação daquele NO_3^- que estava presente no solo durante o cultivo da aveia preta. Por outro lado, no milho, embora as condições de NO_3^- e EPSA não eram maiores no CSSr, o NO_3^- por ser muito móvel no solo, pode ter se deslocado para camadas mais inferiores e encontrado condições anóxicas para a desnitrificação (Senbayram et al., 2012), resultando nesse maior pico de emissão no CCSr (Figura 1 b).

7.2. Emissões N_2O acumuladas

7.2.1. Impacto do tipo de fertilizante

As emissões acumuladas no tratamento testemunha nos cultivos de aveia preta e milho foram baixas e semelhantes, variando entre 0,002 a 0,5 kg ha^{-1} na aveia preta e 0,002 a 0,7 kg ha^{-1} no milho (Figura 2, Tabela 4). Esses valores são semelhantes aos obtidos por Aita et al. (2014; 2016) nos cultivos de milho e trigo em áreas experimentais localizadas muito próximas ao desse estudo. Entretanto, os valores obtidos nesse estudo são muito inferiores ao observado por Pelster et al. (2012) no cultivo de trigo.

Os baixos teores de NO_3^- , especialmente na aveia preta (média de 11,5 kg ha^{-1}) podem ter limitado a desnitrificação e conseqüentemente o potencial de emissão de N_2O , justificando o baixo valor de N_2O acumulado na testemunha. Embora no milho a média do NO_3^- tenha sido de 24,1 kg ha^{-1} , não foi observado um acumulado muito maior em comparação ao observado durante o cultivo da aveia preta.

O baixo pH do solo pode ter afetado a produção de N_2O nesse estudo e este aspecto foi mencionado Xiao et al. (2013) para justificar uma diminuição da taxa de mineralização do N orgânico do solo. Embora se observa na literatura resultados conflitantes, o pH é considerado

um dos fatores ambientes chave no processo de desnitrificação, no tamanho da comunidade desnitrificante e na taxa de produção de N_2O . Um dos trabalhos que mostra isso é o de Čuhel et al. (2010), pois eles observaram diminuição nas emissões de N_2O quando o pH do solo era ácido. Entretanto, trabalhos como o de Lourenzi et al. (2011) mostram que o uso de dejetos como o líquido de suínos a longo prazo proporciona incremento no pH do solo, ou seja, pode haver um favorecimento ao aumento nas emissões de N_2O .

A aplicação de N pelos dejetos e NPK estimulou as maiores emissões acumuladas de N_2O anual em relação a testemunha, porém não houve diferença entre os períodos de inverno e verão (Figura 2, Tabela 4), mostrando que a desnitrificação é estimulada pela dição de N. No entanto, a nitrificação contribuiu para as emissões de N_2O (Figura 1 b, c e d). No tratamento NPK, as emissões acumuladas foram maiores que na testemunha, e menores em relação aos três dejetos (Tabela 4). Baixas emissões de N_2O com uso de NPK em comparação com dejetos de animais também foram observadas em outros trabalhos (Chantigny et al., 2007; Rochette et al., 2007; Chantigny et al., 2010; Pelster et al., 2012), e são relacionadas ao maior estímulo da comunidade desnitrificante pelo C lábil adicionado com os dejetos, especialmente os líquidos.

Na literatura são encontradas divergências sobre o efeito dos dejetos (Aita et al., 2016; Pelster et al., 2012; Rochette et al., 2014) e dos fertilizantes minerais (Chantigny et al., 2010) no aumento das emissões de N_2O . Além do tipo de fonte, o tipo de solo é um dos fatores determinantes na emissão de N_2O . Geralmente, maiores emissões com uso de dejetos são observadas em solos de textura mais grossa e maiores emissões com NPK em solos de textura fina (Chantigny et al., 2010; Pelster et al., 2012).

Os tratamentos com histórico de aplicação de dejetos de animais apresentaram as maiores perdas acumuladas de N_2O nos dois cultivos (Figura 2; Tabela 4). De forma geral, o padrão de emissão foi similar entre os dois cultivos, com exceção do tratamento CSS que foi 56,7 % maior no cultivo da aveia preta em relação ao milho. O efeito do uso de dejetos de

animais no aumento das emissões de N_2O também foi observado em outros estudos com dejetos de bovinos (Rochette et al., 2014), DLS (Pelster et al., 2012; Aita et al., 2016) e DLB (Pelster et al., 2012; Lazcano et al., 2016), e é atribuído às características químicas e físicas como, matéria seca, C solúvel e N mineral, que favorecem os processos da desnitrificação (Paul & Beauchamp, 1989).

A aplicação de DLB apresentou a maior emissão acumulada de N_2O após 18 aplicações, com um aumento de 82,1 e 57,1 % em relação ao acúmulo anual dos tratamentos CSS e DLS, respectivamente. No entanto, mesmo com aplicação de taxas diferentes de N entre os cultivos não houve diferença expressiva nas emissões, sendo que da emissão acumulada anual somente 41,4 e 45,7 % das emissões são do cultivo da aveia preta e milho, respectivamente (Tabela 4).

Os DLB utilizados nas 18 aplicações foram oriundos de vacas em sistema pastoril, conseqüentemente os dejetos continham forragem parcialmente digerida, resultando em um material rico em N orgânico. Portanto, sucessivas aplicações podem ter favorecido o acúmulo desse N no solo em um *pool* mais lábil, favorecendo a mineralização e disponibilidade de N. Ainda, maiores produtividades de matéria seca de aveia preta e grãos de milho e potencial de mineralização do N do solo também foram observados com o uso de DS (dados não publicados).

Quando comparados os dejetos líquidos, nota-se que mesmo sendo adicionado mais N mineral com o DLS, o DLB teve um acúmulo de N_2O anual, sendo 81,1 % maior após 18 aplicações que o DLS. O mesmo nota-se quando se compara o DLS e o CSS, o qual adicionou um menor conteúdo de N nítrico, porém apresentou um acúmulo de N_2O anual 15,8 % maior em relação ao DLS (Tabela 3 e 4). Quando Chadwick et al. (2000) também encontraram maior emissão com DLB em relação ao DLS, os autores relacionaram com o maior conteúdo de C presente no dejetos.

Aplicações sucessivas de N e o tipo de dejetos influenciam diretamente no aumento e a mineralização dos diferentes *pools* de N do solo (Habteselassie et al., 2006; Sørensen, 2004),

principalmente no *pool* de N orgânico lábil (Mallory & Griffin, 2007; Wang et al., 2017) pois afeta diretamente a comunidade microbiana e sua atividade (Zhang et al., 2012). Isso pode ter ocorrido em nosso estudo, visto que tanto os teores de NH_4^+ quanto os teores de NO_3^- se mantiveram em níveis altos durante todo o período de avaliação (Figura 1 c e d). Ainda, os teores de C acumulado nesse solo devem ter influenciado as maiores emissões. Um trabalho conduzido após o cultivo do milho (18 aplicações) mostrou que com o tratamento DS houve um maior estoque de C em relação do DLS e CSS, que se deve aos teores de C e a qualidade desse C adicionado desde 2004 (Dados não mostrados). Assim, juntamente com altos teores de N mineral, o C foi um dos fatores responsáveis pelo aumento das emissões.

Estudando diferentes dejetos de animais em dois tipos de solo, Pelster et al. (2012) também observaram maiores emissões de N_2O com o uso de dejetos no solo mais arenoso. Nesses solos a desnitrificação é limitada pela disponibilidade de C, o que geralmente não ocorre com solos mais argilosos. Dessa forma, em solos arenosos a emissão de N_2O é estimulada pela disponibilidade de C que os dejetos adicionam e não pelo N (Chantigny et al., 2010; Pelster et al., 2012).

O histórico dessas aplicações de N orgânico tem mostrado impacto significativo nas emissões de N_2O (Adviento-Borbe et al., 2010; Ding et al., 2013). A partir dos 219 dias, que correspondeu ao final de cultivo do milho, e no período de intercultura, as emissões acumuladas apresentaram um aumento praticamente em todos os tratamentos. Isso pode ajudar a confirmar que em áreas com histórico de aplicação ocorre um aumento do *pool* de N orgânico e consequentemente um aumento do processo de nitrificação autotrófica podendo aumentar as emissões de N_2O .

O processo de mineralização é chave na disponibilidade do N orgânico no solo, e longos períodos de aplicação afetam esse processo, como observaram Wang et al. (2015) após 10 anos de aplicação de fontes orgânicas, onde encontraram um aumento da taxa bruta da nitrificação

autotrófica. No entanto, em solos ácidos a nitrificação autotrófica pode ser inibida, enquanto a nitrificação heterotrófica do N orgânico pode aumentar (Huygens et al., 2008).

No presente estudo nos valores de pH inferiores a 5.2, observou-se que os teores de NH_4^+ , bem como o conteúdo de NO_3^- em DLS e CSS permaneceu em média acima de 15 kg ha^{-1} praticamente em todo o experimento. Isso pode sugerir que parte do N_2O foi oriundo do NO_3^- produzido pela nitrificação heterotrófica, especialmente no tratamento DLB, que no início das avaliações continham teor de carbono relativamente alto no solo ($31,1 \text{ g kg}^{-1}$) e pH ácido (4.7) (Tabela 1). A justificativa de uma contribuição significativa da nitrificação heterotrófica também foi mencionada por Chen et al. (2014), após trabalharem em solo preto com pH de 5.9 e $27,5 \text{ g kg}^{-1}$ de C, aplicando dejetos de aves.

7.2.2. Impacto do histórico de aplicação: efeito residual

Em relação ao efeito residual das 16 aplicações, a emissão anual acumulada nos tratamentos DLSr e CSSr foram 22,5 e 67,7 % maiores que o NPK e 192 e 300 % maiores que a testemunha, respectivamente, (Figura 2; Tabela 4). Durante o cultivo da aveia preta, as taxas de emissões nos tratamentos DLSr e CSSr se mantiveram semelhantes ao NPK, com alguns momentos apresentando maiores emissões, especialmente no CSSr. A diferença observada nas emissões acumuladas anual foi resultado dos maiores picos no início de cada cultivo, que coincidiram com altos valores de EPSA e N mineral no solo (Figura 1).

Além da presença de NO_3^- e de condições anaeróbias, o C é um dos fatores importantes para que ocorra a desnitrificação, pois o C serve como fonte de energia para as bactérias desnitrificantes e com o seu uso surgem microsítios anaeróbicos favoráveis para a desnitrificação (Chantigny et al., 2012; Rochette et al., 2000). Assim, a disponibilidade de carbono orgânico adicionado nos anos anteriores e o C exsudado pelas raízes das plantas, podem ter sido fatores chave nas maiores emissões de N_2O com os tratamentos DLSr e CSSr,

diferentemente do NPK onde a única fonte de C orgânico aplicado foram os resíduos vegetais (Tabela 2) e raízes.

Os resultados mostram que as 16 aplicações de DLSr e CSSr evidenciaram um efeito residual nas emissões de N₂O e que estes efeitos se mantiveram mesmo após o cultivo da aveia preta e do milho, ou seja, por mais um ano, tanto que mesmo sem aplicações as emissões foram 192 e 300 % maiores que a testemunha, respectivamente (Tabela 4). Esses resultados evidenciam, mais uma vez, que o tipo de material orgânico adicionado como fertilizante afeta significativamente as emissões. Mesmo que o tratamento DLS tenha adicionado mais N amoniacal em relação ao CSS nas 16 aplicações anteriores, as emissões acumuladas anuais nos tratamentos residuais foram maiores no CSSr. Isso pode ser justificado pelo maior acúmulo de N e C orgânico no solo durante o período de 2004 a 2015 pela CSS e os resíduos vegetais em comparação ao DLS (Tabela 2).

O aumento do acúmulo de N no *pool* orgânico do solo, em especial no *pool* de N lábil tem sido observado em estudos de longa duração com uso de dejetos de animais, modificando a dinâmica das transformações do N no solo (Wang et al., 2015b), como sugere esse trabalho. O acúmulo de N orgânico e as altas taxas de mineralização após 16 aplicações de DLS e CSS podem ser demonstrados pelas altas concentrações de N mineral nos tratamentos DLSr e CSSr, especialmente no verão onde o NO₃⁻ se manteve acima de 20 kg ha⁻¹ (Figura 1d.). No entanto, mesmo havendo um efeito residual das 16 aplicações, a continuidade da aplicação de N mostrou um efeito maior sobre as emissões. As emissões no tratamento DLS foram 1,9 vez maior do que no DLSr, e no CSS foi 1,6 vezes maior que o CSSr. Esses resultados mostram que a continuação das aplicações nos tratamentos manteve significativamente altas as emissões em relação aos tratamentos que avaliaram o efeito residual do histórico de aplicações. Isso foi demonstrado também em condições de laboratório por Graham et al. (2013), que avaliaram o efeito de aplicação de dejetos e por LaHue et al. (2016), que avaliaram o efeito residual de

fertilizante mineral, sendo que ambos observaram efeito residual após aplicações repetidas, mas determinaram que as emissões foram maiores com a continuação da adição de N.

Aplicações ao longo tempo de N e C orgânico podem potencializar as taxas de mineralização do N (Emedeas, 2003) e conseqüentemente aumentar as emissões de N₂O. Um experimento de incubação com objetivo de avaliar o potencial de mineralização do C e N foi conduzido após o cultivo do milho nas parcelas que continuaram a receber aplicações (dados não mostrados), e foi observado um maior potencial de mineralização do C no tratamento CSS enquanto a do N foi igual entre DLS e CSS. Esses resultados mostram que após as 16 aplicações houve um aumento das taxas de mineralização. Conseqüentemente, as maiores emissões no tratamento CSSr podem ter sido dirigidas mais pelos teores de C acumulado e não pelo N.

Somado a isso, a nitrificação heterotrófica pode ter sido uma das vias de produção de N₂O, especialmente no CSSr onde os teores de C e N adicionado pelas 16 aplicações foram maiores (Tabela 2). A nitrificação heterotrófica é responsável pela oxidação de compostos orgânicos diretamente para NO₃⁻ especialmente pela atividade de fungos capazes de mineralizar fontes orgânicas mais recalcitrantes (Zhang et al., 2011) e a sua contribuição passou a despertar interesse a partir dos anos 80, no entanto ainda é pouco conhecida em solos agrícolas. Estudos que marcaram os *pools* de NH₄⁺ e NO₃⁻ com 15N têm observado contribuição pouco significativas desses *pools* no N₂O emitido, sugerindo que esse N₂O pode ter sido oriundo do *pool* do N orgânico intermediado pela nitrificação heterotrófica (Rütting et al., 2010; Stange et al., 2013; Müller et al., 2014).

7.3. Fator de emissão

O fator de emissão de 1 % estabelecido nas diretrizes do IPCC 2006 para as entradas de N via fertilizante mineral e dejetos, considera em seu cálculo as vias diretas e indiretas como fonte de N, incluindo o fator histórico de aplicação (IPCC, 2006). No entanto, dúvidas tem sido

levantadas acerca da acurácia nas medições de N_2O , e especialmente pela abordagem total das entradas de N pelo histórico de aplicação (LaHue et al., 2016), subestimando as emissões (Smith et al., 2012).

Neste estudo foi considerado o efeito residual das 16 aplicações anteriores na determinação do FE buscando reduzir as incertezas quanto a subestimação das emissão quando não é considerado o efeito das aplicações passadas (Turner et al., 2015); Quando o efeito residual é utilizado para calcular o FE, essa incerteza pode ser melhor compreendida e reduzida (LaHue et al., 2016). As diferentes fontes de N afetaram o FE com valores variando de 0,9 a 4 % (Tabela 4).

Os valores de FE no tratamento NPK não diferiram dos tratamentos DLS e CSS e foi similar ao proposto pelo IPCC (2006). Esses dados estão de acordo com outros estudos que mostram que a adição de C pelos dejetos de animais em solos com baixo teor de C, como do presente estudo, potencializa as emissões de N_2O pelo aumento das enzimas desnitrificantes em comparação a aplicação de NPK, resultando em maiores FE (Leip et al., 2011; Pelster et al., 2012)

No tratamento DLS o valor de FE foi de 1,5 %, maior que os encontrados no Brasil, em condições de clima subtropical (Aita et al., 2014; Aita et al., 2016), em regiões frias (Pelster et al., 2012; Rochette et al., 2000, 2004) e em regiões de clima tropical (Velthof & Mosquera, 2011). Isso pode estar relacionado com a temperatura e característica do dejetos (Bell et al., 2016b; Charles et al., 2017), tipo de solo e teor de C no solo (Bell et al., 2016b; Chantigny et al., 2010; Pelster et al., 2012) e o histórico de aplicações passadas.

Mesmo que uma maior quantidade de N total tenha sido adicionada desde 2004 com aplicação de CSS em relação ao DLS, a taxa perdida de N_2O do N total aplicado foi 1,25 vezes menor no CSS, similar ao proposto pelo IPCC (2006) (Tabela 4). No entanto, esse resultado não seguiu a mesma tendência que a quantidade de emissão acumulada de N_2O , que foi maior

no CSS (Figura 2; Tabela 4). Essas diferenças são explicadas pelas características química e física dos dejetos. Maiores emissões são esperadas com dejetos líquidos como o DLS pois contém um maior teor de N amoniacal, baixo teor de matéria seca, baixa relação C/N, composto de C lábil como os ácidos graxos voláteis potencializando a desnitrificação (Chantigny et al., 2010; Charles et al., 2017), enquanto que os dejetos sólidos como o CSS contém alto teor de N orgânico, alta relação C/N e alto teor de N orgânico. Em um estudo de 30 anos com dejetos líquidos e sólidos, Mogge et al. (1999) observaram maior emissão de N₂O com dejetos sólidos devido nitrificação.

No entanto, aplicações repetidas de dejetos, principalmente os sólidos, aumenta o *pool* de N orgânico no solo, que potencializa as taxas de mineralização e conseqüentemente podem aumentar as emissões de N₂O. Possivelmente as maiores emissões acumuladas de N₂O no CSS podem estar relacionadas com a maior taxa de mineralização do N orgânico acumulado durante as aplicações anteriores.

O maior valor de FE foi observado no tratamento DLB que foi três vezes maior que a média do DLS e CSS (Tabela 4) e maior que o proposto pelo IPCC (2006). Ainda, foi bem superior ao observado por outros estudos (Chadwick et al., 2000; Velthof & Mosquera, 2011; Pelster et al., 2012; Louro et al., 2015; Bell et al., 2016; Lazcano et al., 2016). Estudos como o de Chadwick et al. (2000) mostraram maiores emissões de N₂O com uso de DLS em relação a DLB como resultado de um maior conteúdo de N mineral e compostos orgânicos de fácil mineralização. No entanto, os DLB utilizados nesse experimento continham partículas finas e restos de material vegetal parcialmente decomposto, resultado da mistura de urina, fezes, restos de alimentos e água da lavagem do estabulo.

Mesmo sendo um dejetos líquido, os teores de matéria seca do DLB eram superiores ao DLS, especialmente no cultivo do milho onde foi adicionado uma quantidade de N total e amoniacal via DLB muito superior ao DLS (Tabela 3). Possivelmente essa qualidade da

composição física e química do DLB favoreceu um acúmulo maior do N e C orgânico em *pools* mais lábeis durante os 11 anos de aplicações, aumentando a taxa de mineralização e resultando em altos teores de N mineral, principalmente NO_3^- (Muller et al., 2011; Wang et al., 2015).

No cálculo de FE para DLS e CSS foram considerados os valores do acumulado em seu respectivo tratamento residual, e os resultados deixam claro que os valores propostos pelo IPCC (2006) de 1 % em áreas com histórico de aplicação são superestimados quando usam a testemunha com ZERO N em condições de clima subtropical e solo arenoso. É possível observar que os valores de FE para o tratamento DLS e CSS não diferiram do tratamento NPK, mostrando que o efeito líquido imediato não é muito superior ao NPK em áreas com histórico de aplicação, porém 42 e 54 % das emissões são devido aos 11 anos de fertilização do DLS e CSS respectivamente. Isso mostrou a importância da avaliação do histórico de aplicação e o efeito residual de diferentes dejetos de animais para melhorar as estimativas de FE e como isso pode auxiliar no manejo do N sempre buscando alternativas que melhorem a qualidade do meio ambiente.

7. Conclusões

Os resultados mostraram que mesmo não havendo diferenças expressivas entre os cultivos da aveia preta e milho, aplicações sucessivas de dejetos de animais durante 11 anos (18 aplicações) possivelmente aumentou as taxas de mineralização do N orgânico acumulado com as aplicações tanto da fração recalcitrante como da matéria orgânica mais lábil. Isso porque houve aumento significativo das emissões de N_2O nos tratamentos DS e PL, que proporcionaram maiores adições de matéria seca e C orgânico.

A maior perda de N por N_2O após 18 aplicações, ocorreu com o uso de DS sugerindo que houve um aumento no acúmulo de N orgânico e também C e expressivas taxas de

mineralização desses *pools* após 11 anos. Ainda, esses resultados mostraram que nas condições de solo e clima do estudo, aplicações sucessivas de dejetos líquidos e sólidos de suínos por 10 anos (16 aplicações) apresentaram um efeito residual expressivo nas emissões de N₂O, mesmo após um ano sem aplicações.

Os resultados de EF mostraram a necessidade de uma revisão do método de estimativa dos valores propostos pelo IPCC (2006) passando a considerar o efeito residual de aplicações sucessivas e o tipo de dejetos no cálculo. Entender a dinâmica do N nesses solos é fundamental para que sejam aperfeiçoadas práticas que maximizem o aproveitamento do N pelas culturas e que possam minimizar as emissões de óxido nitroso.

8. Referências bibliográficas

- Aita, C., Gonzatto, R., Miola, E.C., B, D., Santos, D., Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Pujol, S.B., Giacomini, D.A., Giacomini, S.J., 2014. Injection of Dicyandiamide-Treated Pig Slurry Reduced Ammonia Volatilization without Enhancing Soil Nitrous Oxide Emissions from No-Till Corn in Southern Brazil. *Journal of Environmental Quality* 43, 789–800. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.07.0301>
- Aita, C., Schirrmann, J., Pujol, S.B., Giacomini, S.J., Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Gonzatto, R., Giacomini, D.A., Doneda, A. al., 2015. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: Effects of split application of. *European Journal of Soil Science*, <https://doi.org/10.1111/ejss.12181>
- Bell, M.J., Rees, R.M., Cloy, J.M., Topp, C.F.E., Bagnall, A., Chadwick, D.R., 2015. Nitrous oxide emissions from cattle excreta applied to a Scottish grassland: Effects of soil and

- climatic conditions and a nitrification inhibitor. *Science of the Total Environment*, 343-353. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.008>
- Bell, M.J., Hinton, N.J., Cloy, J.M., Topp, C.F., Rees, E R.M., Williams, J.R., Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., 2016. How do emission rates and emission factors for nitrous oxide and ammonia vary with manure type and time of application in a Scottish farmland?. *Geoderma*, 81-93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.10.007>
- Chadwick, D., Sommer S., Thorman, R., Fanguero, D., Cardenas, L., Amon, B. 2011. Manure management: implications for greenhouse gas emissions. *Anim. Feed. Sci. Technol.* 16 514–531. [10.1016/j.anifeedsci.2011.04.036](http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.036)
- Chantigny, M.H., Angers, D.A., Rochette, P., Bélanger, G., Massé, D., Côté, D., 2007. Gaseous Nitrogen Emissions and Forage Nitrogen Uptake on Soils 'Fertilized with Raw and Treated Swine Manure. *Journal of Environment Quality* 36, 1864. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0083>
- Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D. a, Bittman, S., Buckley, K., Massé, D., Bélanger, G., Eriksen-Hamel, N., Gasser, M.-O., 2010. Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. *Journal of environmental quality* 39, 1545–1553. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0482>
- Charles, A., Rochette, P., Whalen, J.K., Angers, D.A., Chantignw, M.H., Bertrand, N., 2017. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis. *Agriculture, ecosystems and Environment* 236, 88-98. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.021>
- Chen, Z., Ding, W., Luo, Y., Yu, H., Xu, Y., Muller, C., Xu, X., Zhu, T., 2014. Global Biogeochemical Cycles 263–284. <https://doi.org/10.1002/2014GB004871>. Received
- Comissão De Química E Fertilidade Do Solo - RS/SC -CQFSRS/SC (2016) Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11 ed. Porto Alegre

- Cuhel, J., Simek, M., Laughlin, R.J., Bru, D., Cheneby, D., Watson, C.J., Philippot, I., 2010. Insights into the Effect of Soil pH on N₂O and N₂ Emissions and Denitrifier Community Size and Activity. *Applied and environmental microbiology*, 1870–1878.
- Davidson, E., 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers, J.E., Whitman, W.B. (Eds.), *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes*. American Society of Microbiology, Washington, pp. 219–235.
- Ding, W., Luo, J., Li, J., Yu, H., Fan, J., Liu, D., 2013. Effect of long-term compost and inorganic fertilizer application on background N₂O and fertilizer-induced N₂O emissions from an intensively cultivated soil. *Science of the Total Environment*, 115–124. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.020>
- Dobbie, K.E., Smith, K.A., 2003. Nitrous oxide emission factors for agricultural soil in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Glob. Chang. Biol.* 9, 204–218. <https://doi: 10.1046/j.1365-2486.2003.00563.x>
- Doltra, J., Olesen, J.E., Báez, D., Louro, A., Chirinda, N., 2015. Modeling nitrous oxide emissions from organic and conventional cereal-based cropping systems under different management, soil and climate factors. *European Journal of Agronomy* 66, 8–20. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.02.002>
- Habteselassie, M.Y., Stark, J.M., Miller, B.E., Thacker, S.G., Norton, J.M., 2006. Gross Nitrogen Transformations in an Agricultural Soil after Repeated Dairy-Waste Application 1338–1348. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0190>
- Hernández, D., Polo, A., Plaza, C., 2013. Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy* 44, 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.09.001>

- Hoben, J. P., R. J. Gehl, N. Millar, P. R. Grace, and G. P. Robertson. 2011. on linear nitrous oxide (N₂O) response to nitrogen fertilizer in on-farm corn crops of the US Midwest. *Global Change Biology* 17:1140-1152.
- IPCC. 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In: *Agriculture, Forestry and Other Land Use* (eds E. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara & K. Tanabe), pp. 11.1–11.54, Chapter 11, Volume 4. Institute for Global Environmental Strategies, Kanagawa.
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007*.
- King, T., Schoenau, J.J., Malhi, S.S., 2014. Effect of Application of Liquid Swine Manure on Soil Organic Carbon and Enzyme Activities in Two Contrasting Saskatchewan Soils. *Sustainable Agriculture Research* 4, 13–25. <https://doi.org/10.5539/sar.v4n1p13>
- LaHue, G.T., Kessel, C. Van, Linqvist, B.A., Adviento-borbe, M.A., Fonte, S.J., 2016. Residual Effects of Fertilization History Increase Nitrous Oxide Emissions from Zero-N Controls: Implications for Estimating Fertilizer-Induced Emission Factors 1501–1508. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.07.0409>
- Lazcano, C., Tsang, A., Doane, T.A., Pettygrove, G.S., Horwath, W.R., Burger, M., 2016. Soil nitrous oxide emissions in forage systems fertilized with liquid dairy manure and inorganic fertilizers. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 225, 160–172. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.009>
- Leip A., Busto M., and Winiwarter W., 2011. Developing spatially stratified N₂ O emission factors for Europe. *Environ. Pollution*, 159, 3223-3232
- Lourenzi, C.R., Ceretta, C.A., Silva, L.S., Trentin, G., Girotto, E., Lorensini, F., Tiecher, T.L., Brunetto, G., 2011. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry applications. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35. 1827-1836. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000500037>

- Mallory, E.B., Griffin, T.S., 2007. Impacts of Soil Amendment History on Nitrogen Availability from Manure and Fertilizer. *Soil Science Society of America Journal* 71, 964. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0244>
- MCTI, 2013. Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Brasil. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação 168.
- Mogge, B., 1999. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from agricultural soils in the Bornhöved Lake region: influence of organic fertilizers and land-use. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 1245–1252. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00039-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00039-5)
- Müller, C., Laughlin, R.J., Christie, P., Watson, C.J., 2011. Effects of repeated fertilizer and cattle slurry applications over 38 years on N dynamics in a temperate grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1362–1371. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.03.014>
- Müller, C.; Laughlin, R.J.; Spott, O.; Rütting, T., 2014. Quantification of N₂O emission pathways via a ¹⁵N tracing model. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 72, p. 44-54
- Paul, J.W., Beauchamp, E.G., 1989. soIL compare denitrification rates 61, 49–61.
- Pelster, D.E., Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D. a, Rieux, C., Vanasse, A., 2012. Nitrous oxide emissions respond differently to mineral and organic nitrogen sources in contrasting soil types. *Journal of environmental quality* 41, 427–35. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0261>
- Ravishankara, A., Daniel, J., Portamann, R., 2009. Nitrous Oxide (N₂O): The Dominant Ozone- Depleting Substance Emitted in the 21st Century. <https://doi.org/10.1126/science.1176985>
- Rochette, P., van Bochove, E., Prévost, D., Angers, D.A., Côté, D. & Bertrand, N. 2000. Soil carbon and nitrogen dynamics following applications of pig slurry for the 19th consecutive year: II. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, **64**, 1396–1403. <https://doi:10.2136/sssaj2000.6441396x>

- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Bertrand, N., Côté, D., 2004. Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions following Fall and Spring Applications of Pig Slurry to an Agricultural Soil. *Soil Science Society of America Journal* 68, 1410. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1410>
- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Gagnon, B., Bertrand, N., 2007. N₂O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures. *Canadian Journal of Soil Science* 88, 175–187. <https://doi.org/10.4141/CJSS06016>
- Rochette, P. & Bertrand, N. 2008. Soil-surface gas emissions. In: *Soil Sampling and Methods of Analysis* (eds M.R. Carter & E.G. Gregorich), pp. 851–861. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Rochette, P., D.A. Angers, M.H. Chantigny, B. Gagnon, and N. Bertrand. 2008a. N₂O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures. *Can. J. Soil Sci.* 88:175–187.
- Rochette, P., Chantigny, M.H., Ziadi, N., Angers, D.A., Bélanger, G., Charbonneau, É., Pellerin, D., Liang, B.C., Pellerin, D., Liang, C., Bertrand, N., 2014. Soil Nitrous Oxide Emissions after Deposition of Dairy Cow Excreta in Eastern Canada. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.11.0474>
- Rutting, T., Clough, T. J., Müller, C., Lieffering, M., and Newton, P. C. D., 200. Ten years of elevated atmospheric carbon dioxide alters soil nitrogen transformations in a sheep-grazed pasture, *Glob. Change Biol.*, 16, 2530–2542
- Smith, K.A., Dobbie, K.E., Thorman, R., Watson, C., Chadwick, D., Yamulki, S., Ball, B., 2012. The effect of N fertiliser forms on nitrous oxide emissions from UK arable land and grassland. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 93, 127–149. <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9505-1>

- Smith, K.A., A.R. Mosier, P.J. Crutzen, and W. Winiwarter. 2012. The role of N₂O derived from crop-based biofuels, and from agriculture in general, in Earth's climate. *Philos. Trans. R. Soc. B* 367:1169–1174. <https://doi.org/10.1038/ismej.2013.220>
- Sorensen, P., Amato, M., 2002. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *Eur. J. Agron.* 16, 81–95. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(01\)00119-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(01)00119-8)
- Turner, P.A., T.J. Griffis, X. Lee, J.M. Baker, R.T. Venterea, and J.D. Wood. 2015. Indirect nitrous oxide emissions from streams within the US Corn Belt scale with stream order. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 112:9839–9843. doi:10.1073/pnas.1503598112
- Velthof, G., Kuikman, P., Oenema, O., 2003. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biol. Fertil. Soils* 37, 221–230.
- Velthof, G.L., Mosquera, J., 2011. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140, 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.017>
- Wang, J., Zhu, B., Zhang, J., Müller, C., Cai, Z., 2015. Mechanisms of soil N dynamics following long-term application of organic fertilizers to subtropical rain-fed purple soil in China. *Soil Biology and Biochemistry* 91, 222–231. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.039>
- Wilson, T.M., MwGowen, B., Mullock, J., Arnall, D.B., Warren, G., 2015. Nitrous oxide emission from continuous winter wheat in the Southern great plains. *Agronomy, Soils & environmental Quality*. 1884; 1878-1884. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0096>
- Zhang, J., Müller, C., Zhu, T., 2011. Heterotrophic nitrification is the predominant NO₃⁻ production mechanism in coniferous but not broad-leaf acid forest soil in subtropical China 533–542. <https://doi.org/10.1007/s00374-011-0567-z>

Zhang, j., Müller, C., Cai, Z., 2015. Heterotrophic nitrification of organic N and its contribution to nitrous oxide emissions in soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 199-209. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.028>

Zhang, X., Zhang, J., Zheng, C., Guan, D., Li, S., Xie F., Chen, J., Hang, X., Jiang, Y., Deng, A., Afreh, D., Zhang, W., 2017. Significant residual effects of wheat fertilization on greenhouse gas emissions in succeeding soybean growing season. *Soil & Tillage Research*. 7-15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2017.01.008>

Tabela 1. Caracterização química do solo em cada tratamento na camada 0-10 cm antes da instalação do experimento em junho de 2015

Características	testemunha*	NPK	DLS	CSS	DLB
pH	4,2	4,3	4,6	5,2	4,7
Al, cmolc dm ⁻³	0,7	1,2	0,4	0,3	0,5
CTC pH 7,0	5,5	7,3	6,4	8,0	6,2
Saturação de base, %	29,9	15,5	38,6	51,1	43,6
Total C, g kg ⁻¹	16,4	18,0	19,61	23,67	31,1
Total N, g kg ⁻¹	1,75	1,89	1,94	2,37	2,6
NO ₃ ⁻ kg ha ⁻¹	7,2	8,4	14,3	11,3	11,9
NH ₄ ⁺ , kg ha ⁻¹	12,2	16,6	14,5	24,2	19,7
C/N	9,3	9,5	10,1	9,9	11,9
Argila, %			10,8		
Silte, %			18,3		
Areia, %			70,9		

*Tratamentos são: Testemunha, Fertilizante mineral (NPK), Dejetos Líquidos de Suínos (DLS), Dejetos Líquidos de Bovinos (DLB) e Cama Sobreposta de Suínos (CSS).

Tabela 2. Carbono total, nitrogênio e matéria seca adicionadas em cada tratamento de 2004 até 2014

Tratamentos	Ureia e dejetos de animais			Resíduos culturais		
	Matéria Seca	Nitrogênio	Carbono	Matéria Seca	Nitrogênio	Carbono
	-----Mg ha ⁻¹ -----					
Testemunha*	-	-	-	73,1	0,5	34,3
NPK	-	1,31	-	115,8	0,8	53,4
DLS	22,8	1,73	6,3	155,3	1,2	72,9
CSS	162,9	22,24	43,5	139,9	1,1	65,0
DLB	74,7	2,31	17,5	132,7	1,0	61,8

*Tratamentos são: Testemunha, Fertilizante mineral (NPK), Dejetos Líquidos de Suínos (DLS), Dejetos Líquidos de Bovinos (DLB) e Cama Sobreposta de Suínos (CSS).

Tabela 3. Caracterização química e física dos dejetos aplicados no cultivo da aveia preta e milho

Dejetos	MS	C Total	N Total	NAT	C/N	N-NAT	N Nítrico	Taxa
	/ g kg ⁻¹					/ % total N		/ m ³ ha ⁻¹
Aveia preta								
DLS†	17,6 (628,3)††	5,2 (185,6)	2,7 (96,4)	1,6 (57,1)	1,9	59,3	-	35,7
DLB	40,5 (2385,5)	13,8 (812,8)	1,4 (82,5)	0,3 (17,7)	9,8	23,6	-	58,9
CSS	718,0 (11135,1)	122,8 (1903,0)	5,9 (91,5)	0,1 (1,6)	20,8	1,9	0,5 (7,8)	15,5†††
Milho								
DLS	19,1 (412,6)†	6,0 (112,3)	5,7 (123,1)	2,6 (56,1)	1,1	45,6	-	21,6
DLB	22,8 (3388,1)	14,2 (2110,1)	1,4 (214,0)	0,4 (59,4)	10,1	27,7	-	148,6
CSS	719,0 (15314,7)	121,8 (2594,3)	8,32 (177,2)	0,2 (4,26)	14,6	2,4	1,9 (40,47)	21,3††

Dados expressados em base úmida; MS: Matéria seca; C Total: Carbono total; N total: Nitrogênio Total; N-NAT: N-Nitrogênio amoniacal total; †DLS: Dejetos líquidos de suínos, DLB: dejetos líquidos de bovinos, CSS: cama sobreposta de suínos, ††Valores entre parênteses são a taxa adicionada em kg ha⁻¹; †††Taxas adicionadas em Mg ha⁻¹.

Tabela 4. Emissão acumulada de N-N₂O e fator de emissão (FE)

Tratamentos	N-N ₂ O acumulado						N ₂ O FE %
	Aveia Preta	Intercultura	Milho	Intercultura	Total Anual	Líquido Anual	
	-----kg ha ⁻¹ -----						
Testemunha†	0,50	0,10	0,54	0,19	1,33	-	-
NPK	1,33	0,20	1,17	0,37	3,07	1,74e	0,87c
DLS*	2,76	0,22	3,48	0,85	7,31	5,98c	1,53b*(2,72)
DLSr	1,25	0,44	1,43	0,73	3,85	2,52e	
CSS*	4,53	0,12	2,89	0,93	8,47	7,14b	1,22bc*(2,66)
CSSr	2,14	0,18	2,09	0,77	5,18	3,85d	
DLB	5,55	0,48	6,08	1,20	13,31	11,98a	3,97 ^a

†Tratamentos: Testemunha, Fertilizante mineral (NPK), Dejetos Líquidos de Suínos (DLS), Dejetos Líquidos de Bovinos (DLB) e Cama Sobreposta de Suínos (CSS).

*Foi calculado considerando como testemunha o N₂O emitido no respectivo residual

Tabela 5. Coeficientes e valores de P para contraste não ortogonal das emissões acumuladas em cada cultivo e total acumulado

Tratamentos	Contrastes/coeficientes					
	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	C ₆
Testemunha*	0	0	0	0	0	0
NPK	3	0	0	0	0	0
DLS	-1	-1	1	0	1	0
DLSr	0	0	0	0	-1	1
CSS	-1	0	-1	1	0	0
CSSr	0	0	0	-1	0	-1
DLB	-1	1	0	0	0	0
<i>P</i> valores						
Aveia preta	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,013
Intercultura	0,574 ^{ns}	0,001	0,357 ^{ns}	0,858 ^{ns}	0,003	0,000
Milho	0,000	0,000	0,462 ^{ns}	0,150 ^{ns}	0,000	0,331 ^{ns}
Intercultura	0,000	0,001	0,918 ^{ns}	0,254 ^{ns}	0,650 ^{ns}	0,999 ^{ns}
Total acumulado	0,000	0,000	0,197 ^{ns}	0,000	0,000	0,102 ^{ns}

*NPK: Fertilizante mineral; DLS: Dejetos líquidos de suínos; DLSr: Dejetos Líquidos de Suínos residual; CSS: Cama sobreposta de suínos; CSSr: Cama sobreposta de suíno residual e DLB: Dejetos líquidos de bovinos, C₁: NPK vs Dejetos de animais; (DLS, CSS e DLB); C₂: DLB vs DLS; C₃: DLS vs CSS; C₄: CSS vs CSSr; C₅: DLS vs DLSr e C₆: DLSr vs CSSr, ^{ns} – Não significativa (5% de probabilidade pelo F exata Scheffé),

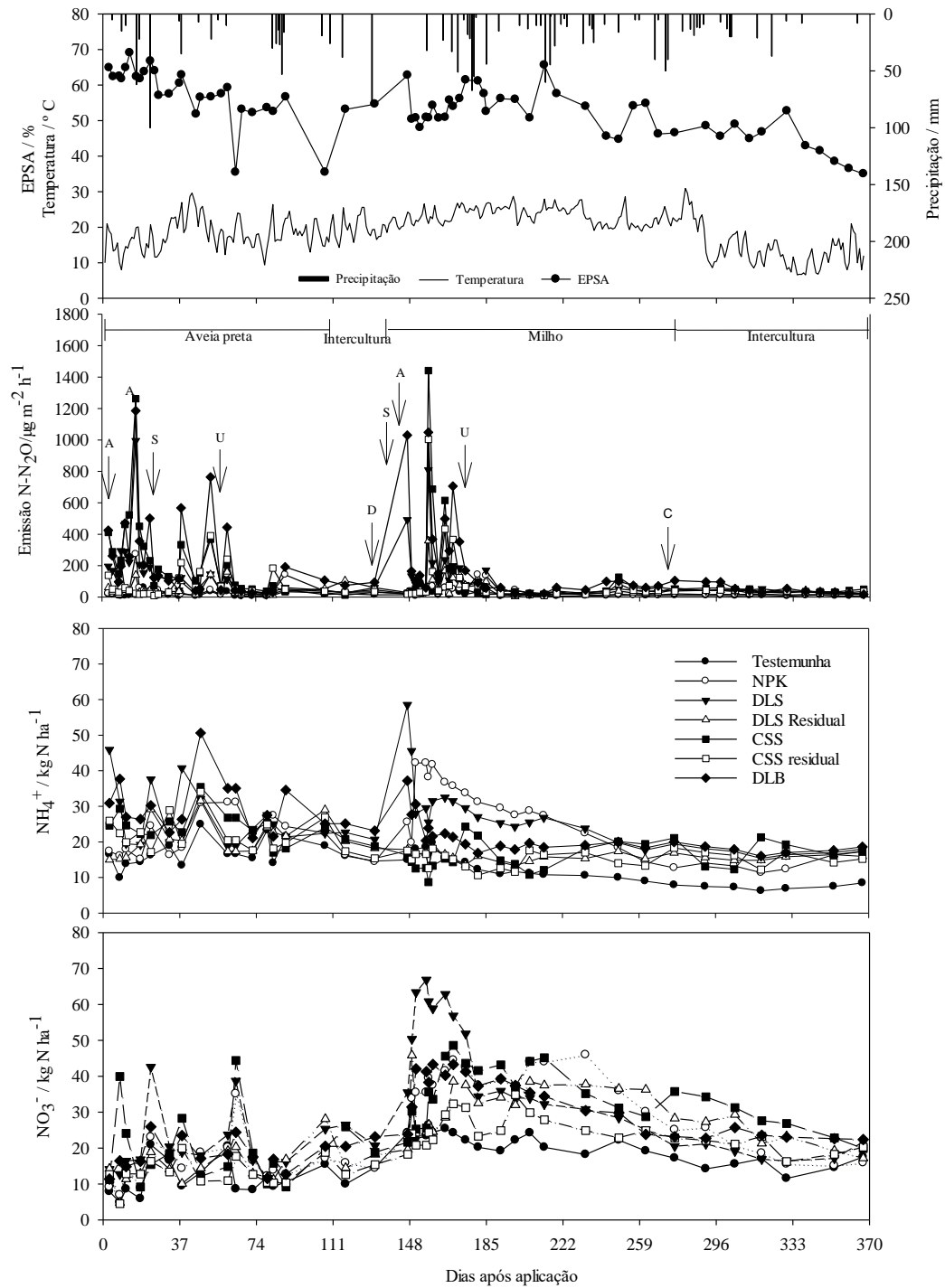


Figura 1. Precipitação, temperatura do ar e espaço poroso saturado por água (EPSA) na camada 0-10 cm (a), emissão de N₂O durante o cultivo da aveia preta e milho (b) e concentração de NH₄⁺ (c) e NO₃⁻ (d) na camada 0–10-cm do solo após a aplicação dos tratamentos na aveia preta e milho. Os tratamentos foram: Testemunha; NPK: Fertilizante Mineral; DLS: Dejetos Líquidos de Suínos; DLSr: Dejetos Líquidos de Suínos residual; CSS: Cama Sobreposta de Suínos; CSSr: Cama Sobreposta de Suínos residual e DLB: Dejetos Líquidos de Bovinos. As flechas indicam aplicação (A), semeadura (S), ureia (U), dessecação (D) e colheita (C).

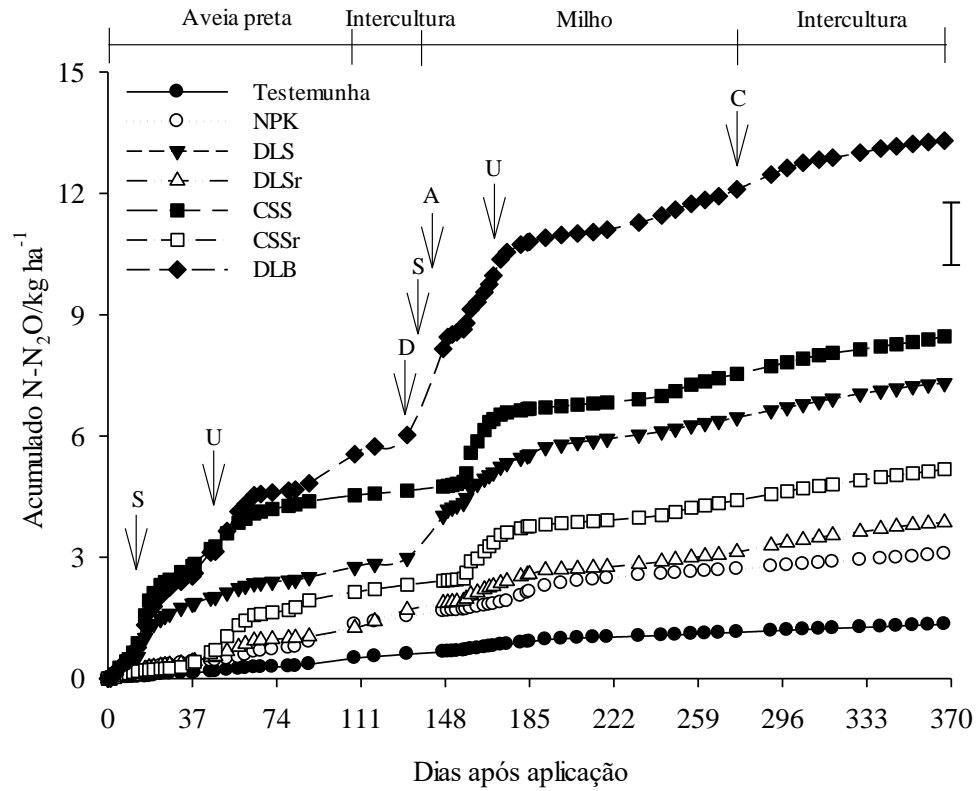


Figura 2. Emissões acumuladas de N-N₂O durante os cultivos da aveia preta e milho. Os tratamentos foram: Testemunha; NPK: Fertilizante Mineral; DLS: Dejetos Líquidos de Suínos; DLSr: Dejetos Líquidos de Suínos residual; CSS: Cama Sobreposta de Suínos; CSSr: Cama Sobreposta de Suínos residual e DLB: Dejetos Líquidos de Bovinos. As flechas indicam aplicação (A), semeadura (S), ureia (U), dessecação (D) e colheita (C).

Capítulo II. Efeito residual e imediato de fontes orgânicas após 16 aplicações na produtividade e eficiência do uso de N da aveia preta e milho

Resumo

Solos com histórico de longo prazo de aplicação de dejetos de animais, especialmente aqueles com maior conteúdo de N orgânico, como os dejetos líquidos de bovinos (DLB) e cama sobreposta de suínos (CSS), apresentam maior efeito residual do N no solo. Assim, tais fontes orgânicas afetam positivamente a eficiência com a qual o N será utilizado, reduzindo as perdas ao meio ambiente. O estudo teve como objetivo avaliar como o efeito imediato e residual de 16 aplicações de dejetos de animais reflete sobre as produtividades de aveia preta e milho, bem como a eficiência do uso de nitrogênio. O estudo foi realizado em um experimento em plantio direto de 2004 a 2016 no sul do Brasil. Os tratamentos consistiram de dejetos líquidos de suínos (DLS), dejetos líquidos de bovinos (DLB), cama sobreposta de suínos (CSS), fertilizante mineral (NPK) e controle (C). O efeito residual de cada tratamento foi avaliado no cultivo de aveia preta e milho. Antes da semeadura da aveia preta, em que já haviam sido realizadas 16 aplicações de dejetos, delimitou-se uma área do solo onde os tratamentos não foram aplicados durante o cultivo das duas culturas. Esta área foi referida como solo não fertilizado (NF). As aplicações foram realizadas na área remanescente do solo para avaliar o efeito da fertilização continuada. Esta área foi referida como solo fertilizado (F). Foi avaliado a produtividade, a produção de matéria seca, o acúmulo de N e a eficiência do uso de nitrogênio. A maior produção de matéria seca e o acúmulo de N na aveia preta foram encontrados em solos F tratados com DLB em solo F tratado com CSS no cultivo do milho. No milho, os maiores rendimentos de grãos e o acúmulo de N nos grãos foram encontrados em plantas cultivadas em solo tratado com DLB e DLS. Em solo NF, foi observado que as 16 aplicações (especialmente do DLB) resultaram em uma mudança na dinâmica do N, com rendimentos e acúmulo de N maiores que os tratamentos controle e NPK, porém menores que os do solo F. A maior eficiência de utilização de N foi encontrada em plantas tratadas com DLB. O histórico de aplicação de dejetos de animais, especialmente com DLB, resultou em um alto efeito residual, o que afetou a produtividade das culturas. No entanto, não foi alto o suficiente para descartar aplicações adicionais nos anos seguintes.

Palavras-chave: Adubação animal, eficiência de uso de N, efeito residual, rendimento.

Chapter II. Residual and immediate effect after 16 applications of organic sources on yield and nitrogen use efficiency in black oat and corn

Abstract

Soils with long-term history of animal manure application, especially those with higher organic N contents such as dairy slurry (DS) and pig deep-litter (PL), exhibit higher residual effects of N in soil. Thus, such organic sources positively affect the efficiency with which N will be used, reducing losses to the environment. The study aimed to evaluate how the immediate and residual effect of 16 applications of animal manure reflects on yields of black oat and corn, as well as N use efficiency. The study was carried out in an experiment under no-tillage from 2004 to 2016 in southern Brazil. The treatments consisted of pig slurry (PS), dairy slurry (DS), pig deep-litter (PL), mineral fertilizer (MF) and control (C). The residual effect of each treatment was evaluated in the cultivation of black oat and corn. Prior to the sowing of black oat, in which 16 animal manure applications had already been made, an area of the soil was delimited where the treatments were not applied during the cultivation of both crops. This area was referred to as unfertilized (U) soil. Applications were carried out in the remaining area of the soil to evaluate the effect of continued fertilization. This area was referred to as fertilized (F) soil. We evaluated yield, dry matter yield, N accumulation and N use efficiency. The highest dry matter yield and N accumulation in black oat were found in F soils treated with DS for and in F soil treated with PL for corn. In corn, the highest grain yield and N accumulation in grains were found in plants grown in soil treated with DS and PS. In U soil, we found that the 16 applications (of DS especially) resulted in a change in N dynamics, with yields and N accumulation greater than the control and MF treatments, but lower than those in F soil. The highest N use efficiency was found in plants treated with DS. The history of animal manure application, especially with slurry, resulted in a high residual effect, which affected crop yields. However, it was not high enough to rule out additional applications in following years.

Keywords: Animal manure, N use efficiency, residual effect, yield.

9. Introduction

Continuous applications of animal manure over several years may significantly change soil nitrogen (N) dynamics (Mallory & Griffin, 2007) and availability to plants (Muller et al., 2011). Studies show an increase in the organic N pool in soils with a long history of animal manure application, which may increase the residual effect of N in soil. This could reduce the need for additional applications of nitrogen sources (Zhang et al., 2012).

The availability of manure N is different from that of mineral fertilizers, because N from mineral sources is readily available to crops (Gutser et al., 2005). Part of the manure N is present in organic fractions and gradually made available over time (Petersen et al., 2012). There are variations in N availability among the different types of manure. Liquid manure (slurry) contains most total N in ammonium form (NH_4^+) (Webb et al., 2013), some of which may be immobilized and become part of the residual organic pool and only available to subsequent crops (Suarez-Tapia et al., 2017). On the other hand, up to 90% of N in solid manure is in organic form (Oliveira, 2000). Consequently, the use of manures containing more recalcitrant organic N may intensify the process of N availability of the residual pool in subsequent crops over time.

Although the effect of the use of manure on increasing crop yield is well reported, little is known about how the residual effect of the application history affects yield in subtropical conditions. Typically, little residual N may be available in the year after application. The study of Sorensen & Amato (2002) with ^{15}N -labeled pig manures showed that barley plants recovered only 1 to 5% of the total N applied to the previous crop. However, the effect may be greater when the area has an intensive history of applications, because the mineralization rate is enhanced in these areas due to the added organic N, affecting the residual N pool. Studies on the long-term use of animal manure have shown great influence on N availability and the ability

of these areas to supply N to crops, even years after the end of the applications. This is especially due to changing the dynamics of NO_3^- (Mallory & Griffin, 2007; Muller et al., 2011).

The effect of the application history on N use efficiency is also an important parameter to help predict the economic return, considering the need for additional applications of N in these areas. However, few studies have attempted to evaluate these parameters in conditions of long-term manure applications. In an experiment with 15 years of application of manure and manure combined with other nutrients, Duan et al. (2011) found greater effect of manure on yield and N use efficiency (NUE), especially when there was phosphorus (P) addition. Duan et al. (2014) also found similar results regarding agronomic N use efficiency. Thus, considering the effect of application history on the need for additional applications of N may be an important strategy to increase N use efficiency in plants and reduce N losses to the environment (Hernandez et al., 2015).

This study is based on the hypothesis that areas with long-term history of animal manure application, especially those with higher levels of organic N such as DS and PL, exhibit higher residual effects of N in soil and positively affect N use efficiency, reducing losses to the environment. The study aimed to evaluate how the immediate and residual effect of 16 applications of animal manure reflects on yields of black oat and corn, as well as N use efficiency.

10. Material and Methods

10.1. Description of the experimental area and treatments

The study was conducted in the 2015/2016 crop season of a long-term experiment installed in 2004 in the experimental area of the Department of Soil Sciences of the Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (29°42'50.97"S, 53°42'25.10"W), located in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. The climate of the region is classified as humid subtropical (cfa2), with average annual temperature of 19.3° C, rainfall of 1561 mm and relative humidity

of 82%. The soil is classified as Typic Hapludalf (Soil Survey Staff, 1999). The chemical characteristics of the soil prior to the installation of the experiment are shown in Table 1.

The treatments consisted of four organic sources and one mineral source of nutrients: (i) control (no fertilization); (ii) mineral fertilizer (MF) (urea + triple superphosphate + potassium chloride); (iii) pig slurry (PS); (iv) dairy slurry (DS); and (v) pig deep-litter (PL). From 2004 to 2009, the treatments were applied before the sowing of corn (*Zea mays* L.), in succession with black oat (*Avena strigosa* Schreb.) and radish (*Raphanus sativus* L.). As of 2010, applications were carried out twice a year, prior the sowing of the summer and winter crops, with the following successions: corn (*Zea mays* L.) and black oat (*Avena strigosa* Schreb.) in 2010/2011 and 2011/2012, corn (*Zea mays* L.) and common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) in 2012/2013, and wheat (*Triticum* spp.) and corn (*Zea mays* L.) in 2013/2014. By the winter of 2015, 16 applications of each source were carried out. The design used in the experiment was randomized blocks in areas of 25 m² (5 x 5 m), with four replicates.

The dose of each organic source used in the study was determined based on crop N requirement and N use efficiency, according to the official recommendation of the CQFS-RS/SC (2004). As a result, 80 kg N ha⁻¹ was applied to black oat and 120 kg N ha⁻¹ to corn. Nitrogen use efficiency is the percentage of N that will be available in the first two crops after application. Prior to application, a sample of each manure was collected for chemical characterization. N content was determined by the Kjeldahl method (Tedesco et al., 1995). C content in manure was determined by dry combustion in an autoanalyzer (Flash EA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Italy). Dry matter content of each manure each was obtained by drying manure in an oven with air forced circulation at 65 °C until reaching constant weight. The main characteristics of each source in each crop are shown in Table 2. The treatments were applied to the soil surface without incorporation, as the cropping system used in the study was no-tillage.

10.2. Management of black oat and corn in 2015/2016

Two crops were grown in crop season 2015/2016 (black oat in winter and corn in summer). Prior to the planting of black oat, an area of 4 m² (2 x 2 m) was delimited within each of the 25m² that was not treated during the cultivation of black oat and corn. This area of 4 m² was referred to as unfertilized (U) soil in which we evaluated the residual effect of the 16 applications made since 2004. All nutrient sources were reapplied on the remaining area (21 m²) in both crops. This area was referred to as fertilized (F) soil, totaling 17 applications in the cultivation of black oat and 18 applications in corn, respectively. Black oat was sown on July 20, 2015 (19 days after manure application) in an amount equivalent to 120 kg ha⁻¹ of seeds. The seeds were broadcast by hand on the soil surface, without incorporation. Corn was sown by hand on November 16, 2015 (six days before manure application), with row spacing of 0.60 m.

10.3. Evaluation of black oat and corn in 2015/2016

In October 2015, when black oat was at the stage of full flowering, plant shoots were cut close to the soil surface in areas of 0.5 m² and 0.25 m² in F and U soils, respectively. At the stage of physiological maturation in April 2016, five plants in F soil and three plants in U soil were collected to determine dry matter yield. Corn grains were collected in plants located in a useful area of 11.9 m² and 4 m² in F and U soils, respectively. The green mass of black oat and corn as well as the grains of corn were dried in an oven with forced air circulation at 65 °C until constant weight was reached. Samples of dry grain and shoot dry matter were ground. The tissue was prepared and subjected to total N analysis by dry combustion in an autoanalyzer (Flash EA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Italy).

10.4. Estimation of the residual effect of organic sources and mineral fertilizer

The residual effect (RE) (Eq. 1) of organic sources and mineral fertilizer on DM yield of black oat and grain yield of corn was estimated by equation 1, proposed by Cela et al. (2011):

$$RE(kgha^{-1}) = Y - Y_0 \quad (1)$$

Where: Y is yield with fertilization and Y_0 is yield without fertilization.

10.5. Parameters of N use efficiency and N balance

Partial Factor productivity (PFP) (Eq. 2), agronomic N use efficiency (ANUE) (Eq. 3), apparent N recovery efficiency (ANRE) (Eq. 4), physiological N use efficiency (PNUE) (Eq. 5) and nitrogen harvest index (NHI) (Eq. 6) were calculated according to Kurai et al. (2015):

$$PFP(kgkgN^{-1}) = \frac{Y}{F} \quad (2)$$

Where: Y is grain yield with fertilization and F is the amount of N applied;

$$ANUE(kgkgN^{-1}) = \frac{(Y-Y_0)}{F} \quad (3)$$

Where: Y is grain yield with fertilization, Y_0 is yield of the control treatment and F is the amount of N applied;

$$ANRE(\%) = \frac{(U-U_0)}{F} \times 100 \quad (4)$$

Where: U is total N in shoots with fertilization; U_0 is total N in shoots of the control treatment; and F is the amount of N applied;

$$PNUE(kgkgN^{-1}) = \frac{(Y-Y_0)}{(U-U_0)} \quad (5)$$

Where: Y is grain yield with fertilization; Y_0 is yield of the control treatment; U is total N in shoots with fertilization and U_0 is total N in shoots of the control treatment;

$$NHI (\%) = \frac{TNG}{TNS+G} \quad (6)$$

Where: TNG is total N in grains and TNS+G = Total N in shoots plus grains.

N surplus and N balance (Eq. 7 and 8) were calculated according to Zhang et al. (2016):

$$N_{surplus}(kgha^{-1}) = N_F + N_A \quad (7)$$

$$N_{balance}(kgha^{-1}) = (N_F + N_{RIN}) - (N_A + N_{ROUT}) \quad (8)$$

Where: N_F is fertilized N; N_A is absorbed N, N_{Rin} is N contained in residues of the previous crop and N_{Rout} is N contained in crop residues of the year.

10.6. Statistical analysis

Data of PNUE, NHI, ANUE, ANRE, N surplus and N balance, RE, and yield, dry matter yield and N accumulation were submitted to analysis of variance in SISVAR software, version 4.0 165 (Ferreira, 2008). Means of the treatments were compared by the Scott-Knott test at 5%.

11. Results

11.1. Dry matter yield, N accumulation, grain yield and residual effect

DS provided increases in dry matter yield of black oat of 39 and 31% in F and U soils compared to both soils treated with MF. The highest dry matter yield of corn was found in plants grown in F soil with PL, which was 1.43 times greater than those grown in F soil with MF. In U soil, dry matter yield of corn did not differ statistically among the organic sources (Table 4). The highest accumulations of N were found in shoots of black oat grown in F and U soils treated with DS. On the other hand, the highest accumulations of N in corn were found in

plants grown in both soils with PL and DS. The highest corn yields were found F and U soils treated with PS and DS. The fertilization of soil with PS and DS provided increases in yield of 140 and 151% in comparison to the control treatment. PS and DS in U soil promoted increased corn yields of 2.03 and 1.92 times in relation to the control treatment, respectively. The highest accumulations of N in grains were found in F soil treated with DS and U soil with DS and PS.

11.2. Parameters of N use efficiency in corn and black oat

The highest values of PFP, ANUE and ANRE were found in black oat grown in F soil treated with DS. In corn, the highest values of PFP and ANUE were found in F soil with DS and PS. In U soil, DS also stood out in regards to the residual effect (RE) on DM yield and N accumulation in shoots of both crops, although it did not differ from U soil treated with PS in corn (Table 5). The residual effect of DS on DM yield and N accumulation in shoots was 2.70 and 3.14 times greater than the soil treated with MF. The values of PNUE in black oat did not differ statistically between treatments in F and U soils (Fig. 2a). However, the highest values of PNUE were found in plants grown in F soil with all the treatments. In comparing each treatment in F and U soils in the cultivation of corn, we found the highest values of PNUE with the application of PL and DS. When the soil was fertilized, the values of the PNUE ranged from 35.8 to 51.4 kg N, in which the highest value was found in plants grown in F soil treated with PS (Fig. 2b). On the other hand, in U soil, the highest value of PNUE was found in plants grown with MF. PNUE values did not differ between the plants grown in F and U soils with DS. The nitrogen harvest index (NHI) of corn showed that plants grown in soil treated with PS and DS had higher NHI values and were more efficient in transferring N absorbed during growth to the grains (Fig. 3).

11.3. Nitrogen surplus and N balance

N surplus and N balance was only determined in F soil and were positive when using animal manure and MF, both in black oat and corn (Fig. 4). In black oat, the highest N surplus was found in soil treated with PL, followed by MF, PS and DS, while it was negative ($-14.03 \text{ kg N ha}^{-1}$) in the control soil. In corn, the highest N surplus values were found with PL and MF (37.1 and $35.2 \text{ kg N ha}^{-1}$, respectively), followed by PS and DS (20.7 and 5.8 kg N ha^{-1}). The highest value of N balance in black oat was found in soil treated with PS, followed by PL, MF, DS and the control soil (Fig. 4). In corn, the highest values of N balance were found in soil treated with PL and MF, followed by PS and DS.

12. Discussion

12.1. Dry matter yield, N accumulation, grain yield and residual effect

The results of yield and N accumulation in shoots of black oat and corn as well as yield and N accumulation in grains of corn (Table 4) showed the need for additional manure applications, even in a soil with a history of 16 applications of animal manure in 11 years. Manure applications in black oat and corn promoted better results than in soil treated with MF for all the variables evaluated in this study, both in F and U soils. This may have happened because, unlike MF, the use of animal manure promotes the addition of several soil nutrients (P, K, Ca and Mg), which can be absorbed by plants, stimulating crop growth and yield (Duan et al., 2014). Moreover, animal manure increases total organic carbon (TOC) input in soils, which may increase cation exchange capacity (Lourenzi et al., 2011; Miller et al., 2016). As a result, there is an increase in nutrient adsorption, which increases availability and reduces losses by leaching (Miller et al., 2016). Manure applications increase mineral N forms such as NH_4^+ and NO_3^- in soils. These forms can be absorbed by plants, in addition to adding organic N, which can be mineralized and contributes to increasing mineral N forms in the soil solution over time (Muller et al., 2011; Hernandez et al., 2015; Wang et al., 2017).

The results of dry matter yield and N accumulation in shoots were higher in corn than in black oat (Table 4). The fact that corn is grown in summer contributes to these results, because temperatures of the air and soil are higher. This increases the activity of the microbial population, which promotes the mineralization of soil organic matter and the availability of N forms to plants (Sanchez et al., 2013; Hartmann et al., 2014; Treat et al., 2016).

The lowest residual effect of PL on grain yield and N accumulation in corn grains (Table 4 and 5) can be explained in part because, although more organic N and C were added to soil with 17 (black oat) and 18 (corn) applications of PL, there was no increase in N use efficiency to promote increased grain yield and N accumulation in comparison to PS and DS (Table 3). Yet, another explanation may be the fact that the total C added via PL was 148 and 588% higher than with DS and PS from 2004 to 2014, respectively (Table 3). In addition, total C added via PL from 2004 to 2014 was 18.5 times higher than total N, while this ratio was 6.6 and 2.7 times with DS and PS, respectively. Therefore, due to its composition, PS adds a large amount of organic N and a low amount of mineral N. Consequently, there may have been an increase in soil C/N ratio after 16 applications. Thus, the presence of lignin in the rice husk may have promoted a high immobilization rate, decreasing the amount of N available to plants. This would affect N content in tissue and grains and consequently yield (Table 3).

The values of yield and N accumulation, especially in corn, show that the organic sources were more efficient than MF. The values found in MF treatment in F soil and the RE value calculated (Tables 4 and 5) were lower than those found in U soil, which is in line with other studies (Petersen et al., 2012; Riley et al., 2016). Although the immediate application of animal manure has been positively represented in literature, studies using ^{15}N isotopes in manure have shown that most of the N absorbed by plants is derived from the soil and not from the N added to the crop (Nyiraneza et al., 2010; Gonzatto et al., 2016). Therefore, part of the ammonium N fraction of the manures and of the N added via MF during cultivation may be lost

by volatilization (Basso et al., 2004; Aita et al., 2015), nitrous oxide (N₂O) emission (Aita et al., 2015; Lazcano., 2017), leaching (Giroto et al., 2013), surface runoff (Ceretta et al., 2012) and/or immobilized in soil microbiota (Wang et al., 2017). In this study, it is likely that N losses by leaching may have been more significant in the cultivation of black oat. This is because the soil has a sandy texture and low organic matter content, and also because there was rainfall of 114 mm from the day of application of the treatments until sowing and of 100 mm one day after sowing. Moreover, more intense rainfall events were observed in the months of September and especially October (Fig. 1). This may explain the higher response of black oat to the reapplication of treatments (Table 4). This situation shows the importance of better understanding N dynamics, especially in subtropical and tropical regions. The results found in the cultivation of corn showed that a total of 123 kg N ha⁻¹ was applied to F soil (Table 2) and there was a difference in yields between F and U soils with PS of only 1159 kg ha⁻¹. In other words, part of the N applied may have been lost and/or immobilized.

12.2. Parameters of N use efficiency

PFP, ANUE and ANRE were higher in black oat and corn grown in F soil, which stresses the need for the reapplication of manure, as already observed in values of DM yield and N accumulation. The highest dry matter yield and N accumulation in shoots of black oat grown in F and U soils treated with DS can be attributed to the highest levels of N use efficiency (Table 5). This is true even if the total amount of N applied via DS in soil was somewhat lower than those applied via PS and PL (Table 2). In the cultivation of corn, DS also promoted higher values of dry matter yield compared to PS in most situations (Table 5). In this case, although the total amount of N applied via DS was 74% higher than that of PS in the cultivation of corn, the amount of total C added by DS was 18.8 times higher than that of PS (Table 2). In fact, this can be seen in analyzing the residual effect (RE), because the amount of total N added via DS

was 34% higher than via PS, even if latter added 177% more C (Table 3). This may have stimulated N immobilization in PS by the microbial population (Wang et al., 2017), but not enough to differentiate PS and DS in relation to PFP, ANUE and ANRE in corn (Table 5). ANUE is one of the main factors to evaluate the efficiency of the cropping system in making N available to plants. Values between 10-30 kg N kg⁻¹ have been found in literature, and cropping systems with 25-30 kg N kg⁻¹ are considered well managed, i.e., with great synchronicity between availability in soil and crop demand (Vanlauwe et al., 2011). In both black oat and corn, the use of DS showed the highest values of ANUE (47.4 and 38.3 kg N kg⁻¹, respectively). This indicates that the application history of DS produced adequate conditions for a better use of N by plants. The highest dry matter yield, grain yield and N accumulation in corn grown in soil with the highest residual effect after 16 applications of DS and PS can also be explained by the highest value of PFP. This is because this indicator shows that plants treated with DS and PS had greater efficiency in converting N absorbed, N added and N accumulated in soil (Zhang et al., 2016).

The highest value of ANUE in black oat treated with DS shows that the plants were more efficient in recovering N, with an average value of 47.4 kg N kg⁻¹ (Table 5). Previous studies exhibit ANUE values of 10-30 kg N kg⁻¹ for cereals. Values above 30 kg N kg⁻¹ can be found in well managed systems with conservation practices and adequate fertilization management (Vanlauwe et al., 2011). In soil treated with DS, we also found a greater synchronicity between plant N demand and the amount available in soil. Therefore, it was the source that best allowed plants to recover N at the end of the crop cycle (Peng et al., 2012a), because it had the highest ANRE value (Table 5).

In evaluating the balance between N inputs and outputs, black oat and corn plants showed a better balance with the use of N derived from DS. This shows greater efficiency in the use of N, which ensured higher yields and consequently lower losses of N. This is because

the values of N surplus and N balance were lower with the use of DS (Fig. 4). This is perhaps the reason NHI was higher with the use of DS, which shows that corn plants were efficient in transferring a large amount of the absorbed N to grains in U soil (Fig. 3) (López-Bellido & López-Bellido, 2001; Ciampitti et al., 2011). On the other hand, when corn was grown in soil treated with PL, a small amount of the absorbed N was transferred to grains (Fig. 3). This result points to the fact that corn plants treated with PL exhibited the highest dry matter yield and N accumulation in tissue, but had the lowest grain yields and N accumulation in grains (Table 4). Therefore, it is likely that an application of mineral N in corn combined with the use of PL may provide significant increase in grain yield and N accumulation in grains.

13. Conclusions

Reapplication of pig deep-litter, pig slurry and dairy slurry is required for each new crop, even in areas with a history of 16 applications in 11 years.

The immediate and residual effects of dairy slurry and pig slurry stood out in relation to pig deep-litter, while there was no residual effect of MF on all the yield variables evaluated in this study. On the other hand, the cultivation of summer crops may benefit more from the residual effect of manure applications, because of the increase in the temperatures of the air and soil, and the activity of the microbial population, compared to winter crops.

Pig deep-litter was less efficient than pig slurry and dairy slurry in making N available to crops, because it has a high amount of C, resulting in lower mineral N content in soil as a possible consequence of microbial immobilization. This suggests the need of a strategy to complement mineral N in cultivating grasses such as corn with application of pig deep-litter.

The parameters of N use efficiency showed that there is a relationship of dependence between the amounts of N and C added via organic sources in soil. This shows that the addition

of more N by the organic sources does not necessarily mean greater N accumulation in plant tissues and transport to grains.

Acknowledgements

This work was supported by the CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) and CNPq (Conselho Nacional de desenvolvimento Científico e Tecnológico) Foundation (Brazil).

References

- Aita, C., Schirmann, J., Pujol, S.B., Giacomini, S.J., Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Gonzatto, R., Giacomini, D.A., Doneda, A., 2015. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration : Effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. *Eur. J. Soil Sci.* 66, 359-368. <https://doi.org/10.1111/ejss.12181>
- Basso, C.J., Ceretta, C.A., Pavinatto, P.S., Silveira, M.J., 2004. Perdas de nitrogênio de dejetos líquido de suínos por volatilização de amônia. *Ciência Rural*, 34. 1773-1778, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782004000600016>
- Cela, S., Santiveri, F., Lloveras, J.M., 2011 Residual effects of pig slurry and mineral nitrogen fertilizer on irrigated wheat. *Eur. J. Agron.* 34, 257-262. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.02.003>
- Ciampitti I. A., Vyn T.J., 2012. Physiological perspectives of changes over time in maize yield dependency on nitrogen uptake and associated nitrogen efficiencies: a review. *Field Crops Res.* 133, 48–67. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.03.008>

- Comissão De Química E Fertilidade Do Solo - RS/SC -CQFSRS/SC (2014) Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11 ed. Porto Alegre
- Duan, Y.H., Xu, M.G., Yang, X.Y., Huang, S.M., Wang, B.R., Gao, S.D., 2011. Long-term evaluation of manure application on maize yield and nitrogen use efficiency in China. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75, 1562–1573. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0315>
- Duan, Y.H., Xu, M.G., Gao, S.D., Yang, X.Y., Huang, S.M., Liu, H.B., Wang, B.R., 2014. Nitrogen use efficiency in a wheat–corn cropping system from 15 years of manure and fertilizer applications. *Field Crop Res.* 157, 47–56. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.12.012>
- Ferreira, D.F., 2008. Sisvar: um programa para análises e ensino de estatística. *R Symposium* 6, 36-41.
- Giroto, E., Ceretta, C. A., Lourenzi, C.R., Lorensini, F.; Tiecher, T.L., Vieira A.R.C.B., Trentin, G., Basso, C.J., Miotto, A., Brunetto, G., 2013. Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 95, 115-131. <https://doi.org/10.1007/s10705-013-9552-2>
- Gonzatto, R., Chantigny, M.H., Aita, C., Giacomini, S.J., Rochette, P., Angers, A., Pujol, S.B., Zirbes, E., De Bastiani, G., Ludke, R., 2016. Injection and Nitrification Inhibitor Improve the Recovery of Pig slurry ammonium nitrogen in grain crops in Brazil. *Agriculture and Agri-Food Canada.* 108, 1-11. <https://doi.org/10.2134/agronj2015.0462>
- Gutser, R., Ebertseder, T., Weber, A., Schraml, M., Schmidhalter, U., 2005. Short term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168, 439-446. <https://doi.org/10.1002/jpln.200520510>
- Hartmann, T., Yue, S., Schulz, R., Chen, X., Zhang, F., Müller, T., 2014. Nitrogen dynamics, apparent mineralization and balance calculations in a maize – wheat double cropping

- system of the North China Plain. *Field Crops Res.* 160, 22–30.
<https://doi.org/10.1016/j.fcr.2014.02.014>.
- Hernández, D., Polo, A., Plaza, C., 2013. Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. *Eur. J. Agron.* 44, 78–86.
<https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.09.001>
- Kurai, T., Morey, S.R., Wani, S.P., Watanabe, T., 2015. Efficient rates of nitrogenous fertilizer for irrigated sweet sorghum cultivation during the post-rainy season in the semi-arid tropics. *Eur. J. Agron.* 71, 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.07.010>
- Lazcano, C., Tsang, A., Doane, T.A., Pettygrove, G.S., Horwath, W.R., Burger, M., 2016. Soil nitrous oxide emissions in forage systems fertilized with liquid dairy manure and inorganic fertilizers. *Agric. Ecos. Environ.* 225, 160–172.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.009>
- Lourenzi, C.R., Ceretta, C.A., Silva, L.S., Trentin, G., Girotto, E., Lorensini, F., Tiecher, T.L., Brunetto, G., 2011. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry applications. *Revista Brasileira de Ciência do Solo.* 35, 1827–1836.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000500037>
- Mallory, E.B., Griffin, T.S., 2007. Impacts of Soil Amendment History on Nitrogen Availability from Manure and Fertilizer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 964.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0244>
- Miller, J., Beasley, B., Drury, C., Larney, F., Hao, X.Y., 2016. Influence of long-term application of composted or stockpiled feedlot manure with straw or wood chips on soil cation exchange capacity. *Compos. Sci. Util.* 24, 54–60.
<https://doi.org/10.1080/1065657X.2015.1055009>

- Muller, C., Laughlin, R.J., Christie, P., Wtson, C.J., 2011. Effects of repeated fertilizer and cattle slurry applications over 38 years on N dynamics in a temperate grassland soil. *Soil Biol. Biochem.* 43, 362-37. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.03.014>
- Nyiraneza, J., A. N'Dayegamiye, M.O. Gasser, M. Giroux, M. Grenier, C., 2010. Soil and crop parameters related to corn nitrogen response in Eastern Canada. *Agron. J.* 102, 1478–1490. <https://doi.org/10.2134/agronj2009.0458>
- Oliveira, P.A.V., 2000. Produção de suínos em sistemas deep bedding: experiência brasileira. 5 Seminário internacional de suinocultura- Expo Center Norte, SP, 2000
- Peng, Y.F., Li, X.X., Li, C.J., 2012. Temporal and spatial profiling of root growth revealed novel response of maize roots under various nitrogen supplies in the field. *PLoS One* 7:37726. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0037726>
- Petersen, J., Thomsen, I.K., Mattsson, E.M., Hansen, E.M., Christensen, B.T., 2012. Estimating the crop response to fertilizer nitrogen residues in long-continued field experiments *Nutr. Cycl. Agroecos.* 93, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9482-4>
- Riley, H., 2016. Residual value of inorganic fertilizer and farmyard manure for crop yields and soil fertility after long-term use on a loam soil in Norway. *Nutr. Cycl. Agroecos.* 104, 25-37. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9756-8>
- SOIL SURVEY STAFF. *Soil taxonomy*. 2.ed. Washington, USDA, 1999.
- Sorensen, P., Amato, M., 2002. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *Eur. J. Agron.* 16, 81–95. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(01\)00119-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(01)00119-8)
- Suarez-Tapia, A., Thomsen, I.K., Rasmussen, J., Christensen, B.T., 2017. Residual N effect of long term applications of cattle slurry using winter wheat as test crop. *Field Crops Res.*

221, 257-264. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.10.013>

Tedesco, M.J.; Gianello, C.; Bissani, C.A.; Bohnen, H. & Volkweiss, S.J. *Análise de solos, plantas e outros materiais*. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

Treat, C. C., Wohlheim, W. M., Varner, R. K., Bowden, W. B., 2016. Longer thaw seasons increase nitrogen availability for leaching during fall in tundra soils. *Environ. Res. Lett.* 11, 064013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/6/064013>

Vanlauwe, B., Kihara, J., Chivenge, P., Pypers, P., Coe, R., Six J., 2011. Agronomic use efficiency of N fertilizer in maize-based systems in sub-Saharan Africa within the context of integrated soil fertility management. *Plant and Soil.* 339, 35-50. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0462-7>

Wang, J., Cheng, Y., Jiang, Y., Sun, B., Fan, J., Zhang, J., Müller, C., Cai, Z., 2017. Effects of 14 years of repeated pig manure application on gross nitrogen transformation in an upland red soil in China. *Plant and Soil.* 415. [10.1007/s11104-016-3156-y](https://doi.org/10.1007/s11104-016-3156-y).

Webb, J., Sorensen, P., Velthof, G., Amon, B., Pinto, M., Rodhe, L., Salomon, E., Hutchings, N., Burczyk, P., Reid, J., 2013. An Assessment of the variation of manure nitrogen efficiency throughout Europe and an appraisal of means to increase manure - N efficiency. *Advan. Agron.* 119, 371-442. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407247-3.00007-X>

Zhang, J.B., Zhu, T.B., Cai, Z.C., Qin, S., Müller, C., 2012. Effects of long-term repeated mineral and organic fertilizer applications on soil nitrogen transformations. *Eur. J. Soil Sci.* 63, 75-85. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01410.x>

Zhang, Y., Li, C., Wang, Y., Hu, Y., Christie, P., Zhang, J., Li, X., 2016. Maize yield and soil fertility with combined use of compost and inorganic fertilizers on a calcareous soil on the North China Plain. *Soil and Tillage Res.* 155, 85-94.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2015.08.006>

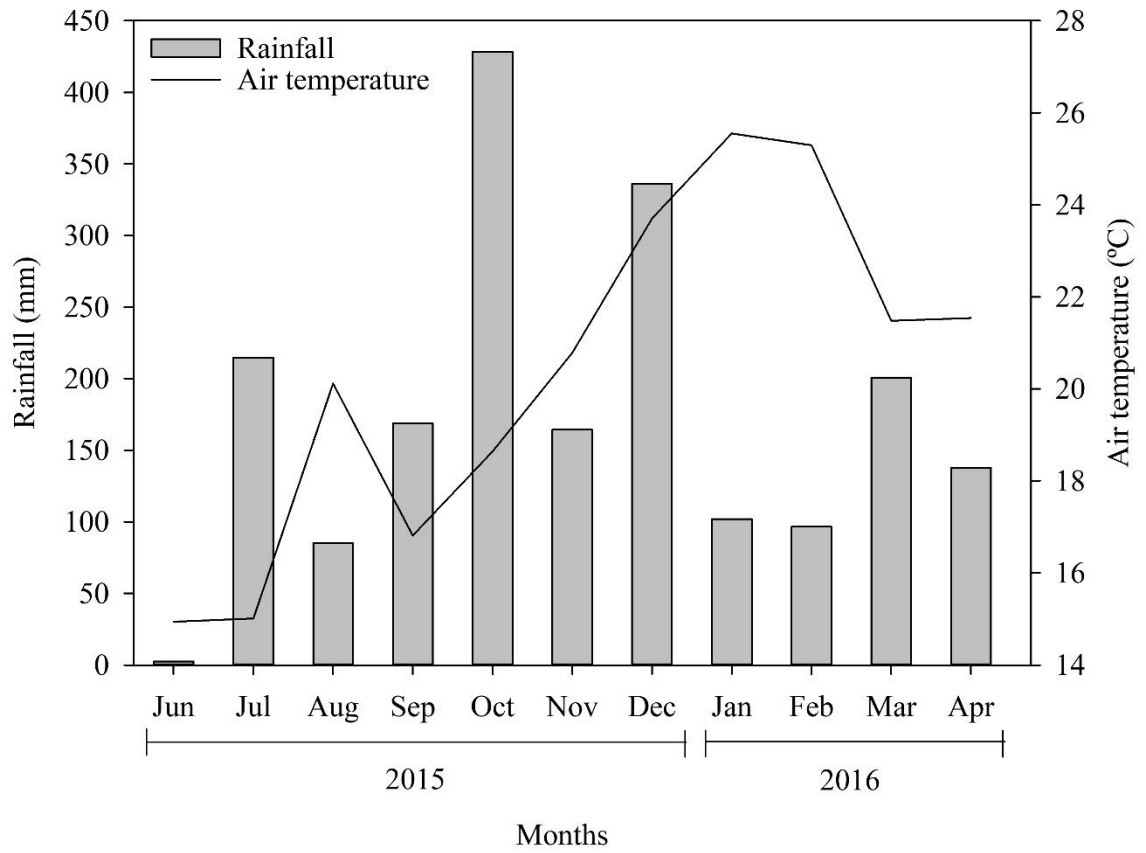


Fig. 1. Average rainfall and air temperature during the cultivation of black oat (2015) and corn (2016).

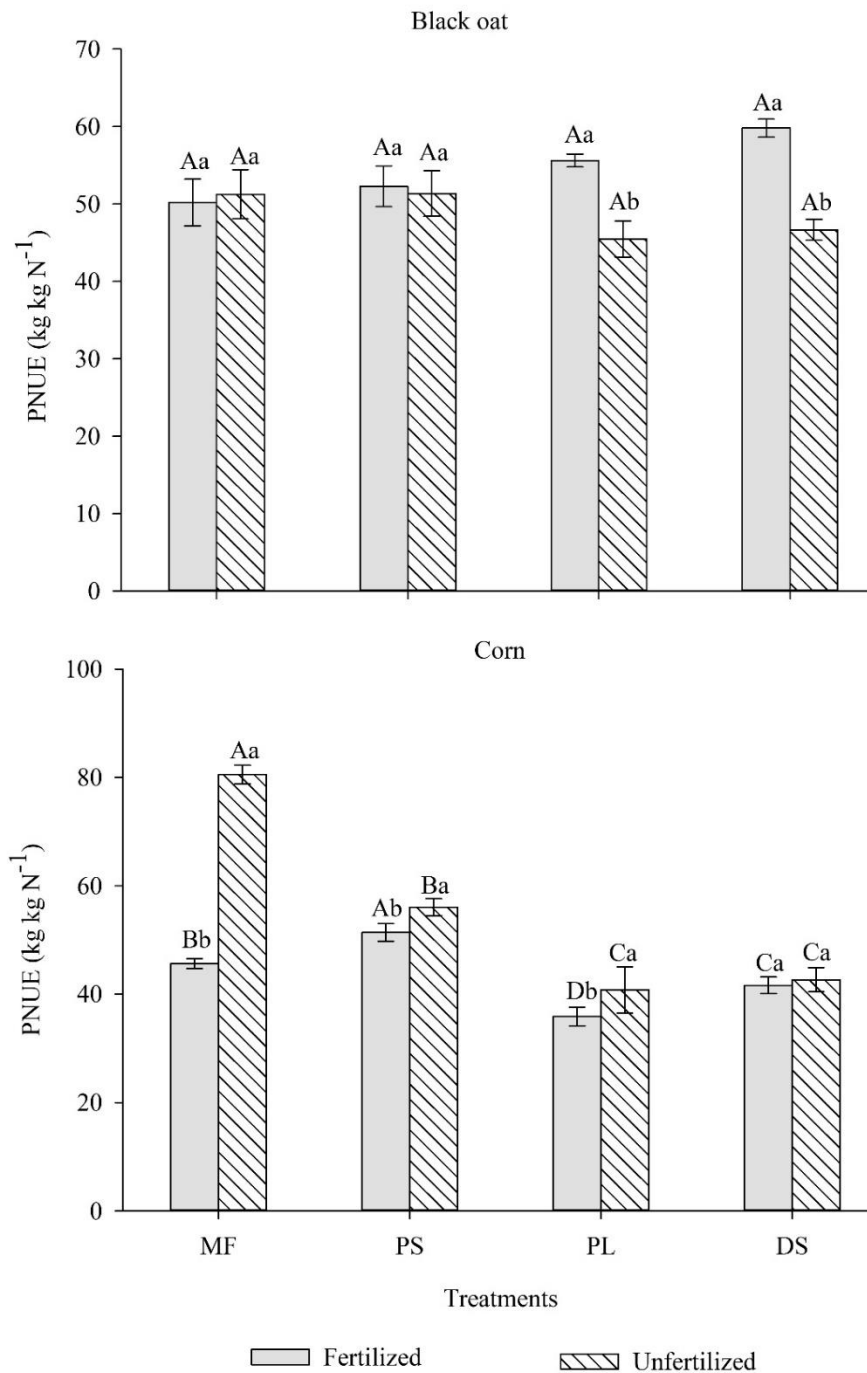


Fig. 2. Physiological N use efficiency (PNUE) in black oat (a) and corn (b) grown with and without the application of organic sources and a mineral fertilizer. Mean values followed by the same uppercase letters compare the treatments within fertilized soil as well as those within unfertilized soil, and lowercase letters compare the fertilized and unfertilized condition in each treatment (Scott-Knott ($p < 0.05$)).

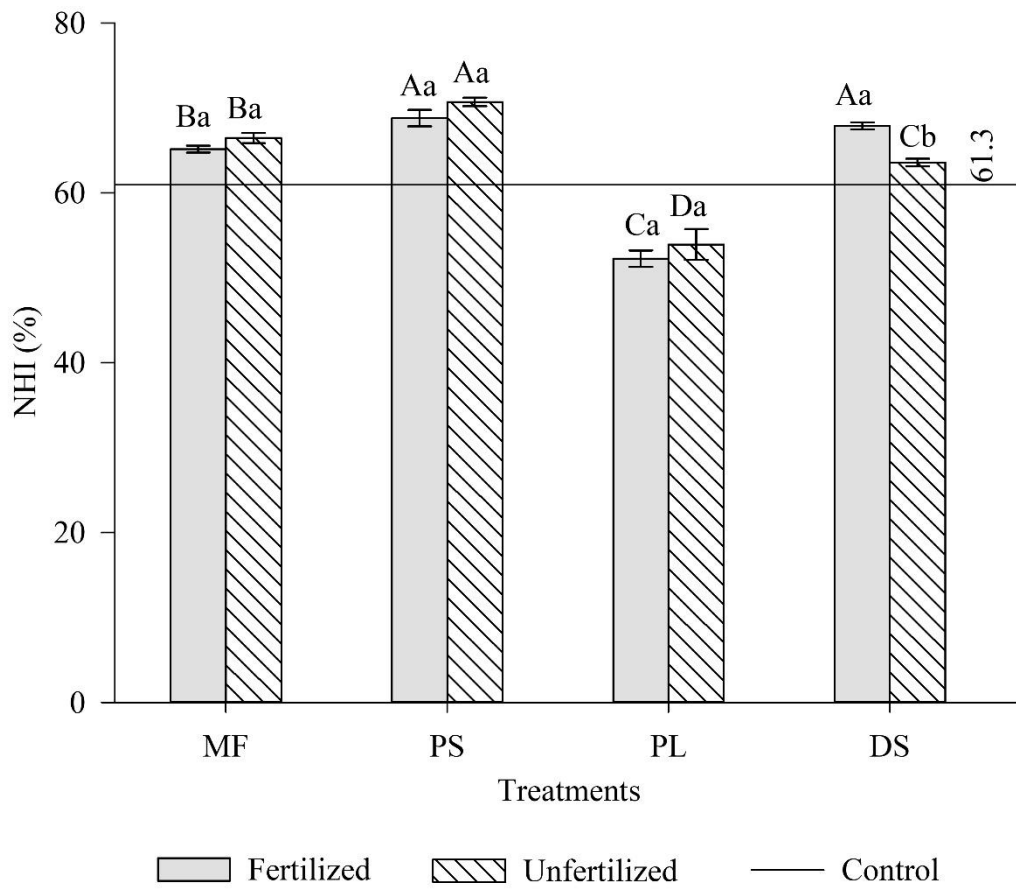


Fig. 3. Nitrogen harvest index (NHI) in corn grown with and without the application of different organic sources and mineral fertilizer. Mean values followed by the same uppercase letters compare the treatments within fertilized soil as well as those within unfertilized soil, and lowercase letters compare the fertilized and unfertilized condition in each treatment (Scott-Knott ($p < 0.05$)).

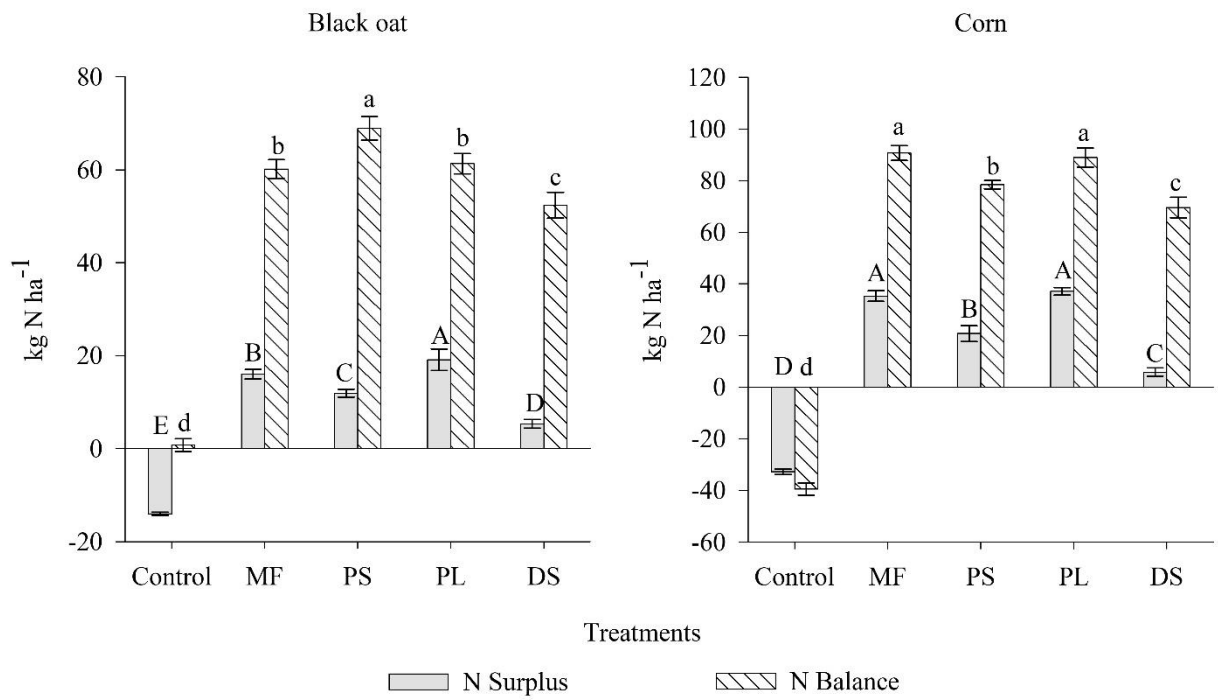


Fig. 4. N surplus and N balance in black oat and corn grown with the application of different organic sources and a mineral fertilizer. Means followed by the same uppercase or lowercase letters do not differ by the Scott-Knott test ($p < 0.05$).

Table 1

Chemical characterization of the soil at 0-10 cm in each treatment before the start of this study in June 2015.

Characteristic(s)	Control*	MF	PS	PL	DS
pH	4.2	4.3	4.6	5.2	4.7
Al, cmol _c dm ⁻³	0.7	1.2	0.4	0.3	0.5
CEC pH 7.0	5.5	7.3	6.4	8.0	6.2
Base saturation, %	29.9	15.5	38.6	51.1	43.6
Total C, g kg ⁻¹	16.4	18.0	19.61	23.67	31.1
Total N, g kg ⁻¹	1.75	1.89	1.94	2.37	2.6
NO ₃ ⁻ , kg ha ⁻¹	7.2	8.4	14.3	11.3	11.9
NH ₄ ⁺ , kg ha ⁻¹	12.2	16.6	14.5	24.2	19.7
C/N	9.3	9.5	10.1	9.9	11.9
Clay, %			10.8		
Silt, %			18.3		
Sand, %			70.9		

*Treatments: Control, mineral fertilizer (MF), pig slurry (PS), pig deep-litter (PL), and dairy slurry (DS).

Table 2

Characteristics and application rate of animal manure applied to black oat and corn.

Manure	DM / g kg ⁻¹	Total C	Total N	TAN*	C/N	TAN-N / % total N	Nitric N / g kg ⁻¹	Rate / m ³ ha ⁻¹
Black oat								
PS†	17.6 (628.3)††	5.2 (185.6)	2.7 (96.4)	1.6 (57.1)	1.9	59.3	-	35.7
DS	40.5 (2385.5)	13.8 (812.8)	1.4 (82.5)	0.3 (17.7)	9.8	23.6	-	58.9
PL	718.0 (11135.1)	122.8 (1903.0)	5.9 (91.5)	0.1 (1.6)	20.8	1.9	0.5 (7.8)	15.5†††
Corn								
PS	19.1 (412.6)†	6.0 (112.3)	5.7 (123.1)	2.6 (56.1)	1.1	45.6	-	21.6
DS	22.8 (3388.1)	14.2 (2110.1)	1.4 (214.0)	0.4 (59.4)	10.1	27.7	-	148.6
PL	719.0 (15314.7)	121.8 (2594.3)	8.32 (177.2)	0.2 (4.26)	14.6	2.4	1.9 (40.47)	21.3

† PS: Pig Slurry, DS: Dairy Slurry and PL: Pig deep-litter.

†† Values in parentheses represent the application rate (kg ha⁻¹)††† Application rate in Mg ha⁻¹

*Nitrogen as total ammoniacal nitrogen.

Table 3

Total carbon, nitrogen and dry matter added to each treatment from 2004 to 2014.

Treatment	Urea and animal manure			Crop residue		
	Dry matter	Nitrogen	Carbon	Dry matter	Nitrogen	Carbon
	-----Mg ha ⁻¹ -----					
Control*	-	-	-	73.1	0.5	34.3
MF	-	1.31	-	115.8	0.8	53.4
PS	22.8	1.73	6.3	155.3	1.2	72.9
PL	162.9	22.24	43.5	139.9	1.1	65.0
DS	74.7	2.31	17.5	132.7	1.0	61.8

†Control, MF: Mineral fertilizer, PS: Pig Slurry, DS: Dairy Slurry and PL: Pig deep-litter.

Table 4

Dry matter yield and N accumulation in shoots of black oat and corn, and grain yield and N accumulation in grains of corn grown in fertilized and unfertilized soils.

Application	Control	MF [†]	PS	PL	DS
Black oat					
Dry matter yield					
Fertilized (kg ha ⁻¹)	786	3294aB	3608aB	3389aB	4581aA
Unfertilized (kg ha ⁻¹)	-	1437bB	1420bB	1422bB	1885bA
Fertilized/Unfertilized (%)	-	129	154	138	143
N accumulation in shoots					
Fertilized (kg ha ⁻¹)	14.1	64.0aC	68.1aB	60.9aC	74.7aA
Unfertilized (kg ha ⁻¹)	-	28.2bB	25.8bB	28.2bB	37.7bA
Fertilized/Unfertilized (%)	-	128	161	117	97
Corn					
Dry matter yield					
Fertilized (kg ha ⁻¹)	3189	5697aC	5594aC	8202aA	6606aB
Unfertilized (kg ha ⁻¹)	-	3372bB	4403bA	4713bA	4954bA
Fertilized/Unfertilized (%)	-	69	27	74	33
N accumulation in shoots					
Fertilized (kg ha ⁻¹)	21.5	43.5aC	44.9aC	75.8aA	54.0aB

Unfertilized (kg ha ⁻¹)	-	23.8bC	32.8bB	48.0bA	44.0bA
Fertilized/Unfertilized (%)	-	83	37	58	23
Grain yield					
Fertilized (kg ha ⁻¹)	3042	6370aB	7328aA	6631aB	7638aA
Unfertilized (kg ha ⁻¹)	-	4075bC	6169bA	4901bB	5836bA
Fertilized/Unfertilized (%)	-	56	19	35	31
N accumulation in grain					
Fertilized (kg ha ⁻¹)	32.8	84.7aC	99.2aB	82.9aC	114.2Aa
Unfertilized (kg ha ⁻¹)	-	47.2bC	79.3bA	55.9bB	78.4bA
Fertilized/Unfertilized (%)	-	79	25	48	46

[†]MF: Mineral fertilizer, PS: Pig Slurry, DS: Dairy Slurry and PL: Pig deep-litter.

Mean values followed by the same uppercase letters compare the treatments within fertilized soil as well as those within unfertilized soil, and lowercase letters compare the fertilized and unfertilized condition in each treatment by the Scott-Knott test ($p < 0.05$).

Table 5

Parameters of N use efficiency and residual effect on dry matter (DM) yield and N accumulation in shoot DM after the use of organic sources and a mineral fertilizer in the cultivation of black oat and corn.

Source††	Fertilized			Unfertilized	
	PFP ^a	ANUE ^b	ANRE ^c	RE ^d	RE
	kg N kg ⁻¹	kg N kg ⁻¹	%	DM (kg ha ⁻¹)	N in SDM (kg ha ⁻¹)
Black oat					
MF	41.2b†	31.4b	62.4c	652b	14.2b
PS	45.1b	35.3b	67.5b	635b	12.0b
PL	42.4b	32.5b	58.5d	636b	14.1b
DS	57.3a	47.4a	75.5a	1099a	24.0a
Corn					
MF	53.1b†	27.8b	43.3c	1033c	14.5c
PS	62.8a	37.4a	55.5b	3126a	46.3a
PL	55.3b	29.9b	41.8c	1859b	23.2b
DS	63.7a	38.3a	67.8a	2794a	45.6a

† Means followed by the same letters do not differ from each other by the Scott-Knott test ($p < 0.05$).

†† MF: Mineral fertilizer, PS: Pig Slurry, DS: Dairy Slurry and PL: Pig deep-litter.

^a PFP: partial factor productivity.

^b ANUE: agronomic nitrogen use efficiency.

^c ANRE: apparent nitrogen recovery efficiency.

^d RE: residual effect

DISCUSSÃO GERAL

Aplicações de dejetos de animais por longo período de tempo, visando disponibilizar nutrientes para as plantas, especialmente o N, pode acumular mais N no solo e assim. O acúmulo de N no solo, pode alterar significativamente a sua dinâmica no solo, formando um efeito residual que poderá afetar tanto a taxa de N que as plantas podem aproveitar, bem como as taxas de N que pode ser perdida. Os resultados dos artigos I e II demonstram que mesmo em um solo arenoso e em condições de clima subtropical, a dinâmica do N foi fortemente influenciada pelas 16^a (efeito residual) e 18^a (efeito da continuação) aplicações, variando conforme o tipo do dejetos. Dessa forma, é importante e necessário conhecer os efeitos dos históricos de aplicação de dejetos de animais nessas na produtividade e também nas perdas por meio de emissões de N₂O, para que novas estratégias de maior eficiência do N e de mitigação sejam desenvolvidas e estejam ao alcance dos agricultores.

No estudo I onde foi avaliado o efeito de 18 aplicações, os maiores fluxos foram observados com aplicação dos dejetos tanto no cultivo da aveia preta como no cultivo do milho. Os maiores fluxos de emissão na aveia preta ocorreram até os 60 dias após aplicação, com maior pico de 1263 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ no tratamento CSS, enquanto que no milho persistiram elevados somente até os 23 dias após a aplicação com maior pico de 1441 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ também no CSS, porém poucos picos foram observados com CSS em relação ao DLB. Ainda, o período curto de picos de emissão observados no milho, pode ser justificado pela competição do N pelas plantas de milho no estágio inicial. Altas emissões após aplicação de dejetos de animais já é esperado em solos com textura arenosa, pois o aumento das emissões com os dejetos é atribuído ao estímulo dos processos de nitrificação e desnitrificação, pela adição de C lábil e N amoniacal (Chantigny et al., 2010). Também, é esperado picos de emissões quando o EPSA atinge valores maiores que 50 % até aproximadamente 70 % (Davidson et al., 1991). Em ambos os cultivos, a precipitação estimulou uma rápida emissão até os 60 dias na aveia preta e 30 dias e no milho.

Nesse estudo foi possível observar o efeito do histórico de aplicações na alteração da dinâmica do N. No dia seguinte a aplicação foi observado picos de emissão de 425 e 412 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ com os tratamentos DLB e CSS, respectivamente, já no milho foram 1031 e 492 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, observados com os tratamentos DLS e CSS respectivamente. Antes da implantação do cultivo da aveia preta os teores de NO₃⁻ eram altos nesses tratamentos e possivelmente após a aplicação dos dejetos, especialmente os líquidos, foi estimulado rapidamente a desnitrificação desse NO₃⁻ que já estava no solo (Stevens & Laughlin, 2001). Isso mostra que as 18 aplicações resultaram

num acúmulo de N orgânico no solo e possivelmente em um *pool* mais lábil, afetando as taxas de mineralização desse N. Esses picos de N₂O resultaram em emissões acumuladas nesses tratamentos, com destaque para o DLB. Porém não foi observada diferença entre os cultivos da aveia preta conduzida no inverno e do milho conduzido no verão. As maiores emissões no DLB estão relacionadas com a sua composição, pois como os dejetos sempre foram oriundos de vacas leiteiras criadas em sistema pastoril, os dejetos continham um conteúdo consideravelmente alto material fibroso já parcialmente degradado. Isso resultou num acúmulo de N nem *pool* muito mais lábil que a CSS.

O acúmulo de N no *pool* orgânico pode resultar um efeito residual no N no solo (Muller et al., 2011) e esse estudo confirmou isso quando avaliado o efeito residual de 16 aplicações dos tratamentos DLSr e CSSr. Os tratamentos residuais apresentaram alguns picos de N₂O, porém, as emissões foram inferiores aos tratamentos DLS e CSS (Fig. 1b). De forma geral, na aveia preta ocorreram picos de emissão até os 90 dias após o início do trabalho, sendo mais intensos a partir dos 83 dias, onde chegou a 205 e 369 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nos tratamentos PSr and PLr, respectivamente. Nesse período, as temperaturas começaram a aumentar (Fig. 1a), o que pode ter favorecido o aumento da atividade microbiana nesses tratamentos. Por outro lado, no milho, os maiores picos foram observados a partir dos 11 dias após o início das avaliações, com emissões de 810 e 1441 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nos tratamentos PSr and PLr, respectivamente. Os teores de NO₃⁻ no solo nos tratamentos DLS e CSS antes de avaliar o efeito residual era de 13.3 e 11.3 kg ha⁻¹, respectivamente. Consequentemente, além do acúmulo de N, possivelmente houve também um acúmulo de C, que foi disponibilizado com o tempo e juntamente com o N criaram condições favoráveis para a desnitrificação do NO₃⁻ já presente no solo e aquele que foi sendo disponibilizado com o processo de mineralização.

Tanto no efeito continuado das aplicações e o efeito residual, foram observadas emissões acumuladas maiores que a testemunha e o NPK, especialmente nos dejetos com maiores teores de matéria seca. A dinâmica de emissão foi influenciada pelo histórico de 18 aplicações de dejetos de animais, mas também foi fortemente afetada pelo tipo de dejetos (Fig 2). Em uma área com somente duas aplicações de PS, Aita et al. (2015) observou uma emissão anual acumulada de 7.7 kg ha⁻¹, enquanto que nesse estudo com 18 aplicações as emissões foram de 7.2 kg ha⁻¹. Por outro lado, Pelster et al. (2012) avaliando também duas aplicações de DS encontrou uma emissão de 6.3 kg ha⁻¹ de N₂O acumulado, enquanto que com 18 aplicações foi encontrado um valor de 13.1 kg ha⁻¹, ou seja, 108 % maior nesse estudo.

Também, o efeito residual das 16 aplicações mostrou que mesmo um ano após o fim das aplicações as emissões foram maiores no tratamento DLSr e CSSr, como observado em outros estudos (Wilson et al., 2015). O tipo de material orgânico adicionado como fertilizante afetou significativamente as emissões quando aplicado por longo tempo. Quando comparado os tratamentos residuais, foi observado que mesmo o tratamento DLS adicionado mais N amoniacal e C solúvel em relação ao CSS nas 16 aplicações anteriores, as emissões acumuladas foram maiores no CSSr, resultado do maior acúmulo de N e C orgânico no solo desde 2004 tanto pelos dejetos, com pelos resíduos vegetais.

Ainda, o efeito residual mostrou ser uma ferramenta importante para melhor a determinação do fator de emissão (FE). No cálculo proposto pelo IPCC (2006), são consideradas todas as emissões diretas e indiretas, porém estudos tem mostrado que assim os valores podem estar sendo subestimados. Dessa forma, em áreas com histórico de aplicações LaHue et al (2016) propôs que no cálculo fosse considerado o efeito residual. Em uma avaliação esses autores concluíram que muitas áreas consideradas como a primeira aplicação possuem um histórico e conseqüentemente isso pode resultar em valores de FE equivocados. Considerando que o relatório do IPCC é produzido de acordo com os estudos publicados, é importante que na literatura estejam disponíveis valores de FE que estejam de acordo com o manejo adotado.

O efeito residual foi utilizado somente nos tratamentos DLS e CSS. Quando foi considerado a testemunha no cálculo, os valores foram superiores ao proposto pelo IPCC em todos os dejetos, com destaque para o DLB que foi 4 %. Mas quando é considerado o efeito, residual os valores de nos tratamentos DLS e CSS foram 1.5 e 1.2 % respectivamente. Esses valores são próximos ao do IPCC. Ainda, é observado que utilizando o método proposto pelo IPCC as emissões são superestimadas em 77 e 118 % no tratamento DLS e CSS. Isso mostra que o impacto da aplicação nessas áreas com histórico não resulta em valores de FE muito superiores ao proposto pelo IPCC. Esses resultados mostraram que o efeito residual nessas áreas precisa ser considerado em estudos futuros, para que para relatórios sejam elaborados de acordo com o que realmente está acontecendo nessas áreas.

Estudos como o de Gonzatto et al. (2016) utilizando ^{15}N , tem mostrado que grande parte do N absorvido pelas plantas é aquele que já estava presente no solo, e não aquele adicionado. Conseqüentemente, parte do N já disponível no dejetos pode ser perdido. O efeito residual pode nos mostrar como o N orgânico acumulado pode influenciar a produtividade das culturas. Para isso foi realizado o estudo II, que avaliou como o histórico de 18 aplicações afetada a

produtividade de aveia preta e milho e a eficiência do uso do N, e também como o efeito residual das 16 aplicações afeta a produtividade das culturas.

Em termos de produtividade, os dejetos influenciaram positivamente. Além do N, outros nutrientes são necessários para que as plantas possam produzir, e os dejetos adicionam diversos nutrientes, entre eles o fósforo (P) e potássio (K) (Alvarez-Fuentes et al., 2016). Aplicações sucessivas de dejetos de animais influenciam a produtividade das culturas, pois altera propriedades no solo como, matéria orgânica do solo, propriedades físicas aumentando a capacidade de troca de cátions, a atividade microbiológica e enzimática bem como o acúmulo de diversos nutrientes (Parham et al., 2002; Riley et al., 2016), o que aumenta o tempo da fertilidade no solo.

O efeito residual das 16 aplicações mostrou capacidade e apresentou uma produtividade superior a testemunha e ao NPK após um ano, porém não foi superior as parcelas que continuaram recebendo as aplicações, como também foi observado por outros estudos (Cela et al., 2011; Petersen et al., 2012; Hernández et al., 2013). Ainda, foi possível observar que o N acumulado no *pool* orgânico residual com dejetos mais sólidos pode aumentar ainda mais a produtividade em relação aos dejetos mais líquidos, como observado por Suarez-Tapia et al. (2017) após 40 anos de aplicação de dejetos de bovino. No entanto, a qualidade do dejetos representa um efeito importante, pois mesmo que com o uso de CSS tenha sido adicionado teores elevados de N e C, não foi observado incremento significativo na produtividade. Embora os teores de N mineral observados durante o experimento e mostrado no gráfico 1d do estudo I tenham se mantido altos, possivelmente elementos como P e K tenham limitado produtividade. Zhang et al. (2016) observou que o P foi significativamente correlacionado com o aumento da produtividade. Em experimentos de longa duração, Duan et al. (2014) observou que o P foi relacionado com a produtividade.

No cultivo do milho foi possível observar que as condições climáticas resultaram em um efeito residual superior ao do inverno, influenciando assim em maiores produtividades. No DLS por exemplo, a produção de grãos e o teor de N no grão com a fertilização foi somente 19 e 25 % maiores que as parcelas que avaliaram o efeito residual. Isso demonstra que, embora os valores de produtividade não tenham sido muito próximos os com a continuação das aplicações, é importante considerar o efeito residual no momento da tomada de decisão das novas aplicações, pois perdas podem correr, como por exemplo na forma de N_2O . Se observarmos, o tratamento DLB foi aquele que mais se destacou quanto aos parâmetros da produtividade e os índices de eficiência do uso do N. Porém, também foi aquele que apresentou as maiores

emissões acumuladas, com um FE de 4 %, 4 vezes maior que o proposto pelo IPCC, ou seja, mesmo que o efeito residual tenha apresentado menor produtividade, quando aplicado novamente o N em taxas sem considerar o efeito residual, é potencializado as emissões de N₂O. Conseqüentemente, além de estar sendo emitido um potente gás de efeito estufa, ocorrem também perdas econômicas devido ao custo de transporte e aplicação dos dejetos.

De forma geral, os índices de eficiência do uso do N estiveram de acordo com o apresentado pela literatura e seguiram os tratamentos com as maiores produtividades, sendo na aveia preta com o tratamento DLB e no milho com os tratamentos DLB e DLS, respectivamente (Tabela 1 e fig. 2, 3 e 4). Os índices PFP, ANUE e ANRE do DLB na aveia preta foram 39, 51 e 21 % maior que o NPK, respectivamente observado um aumento, enquanto que no milho foram 20, 38 e 56 % maiores. Isso demonstra que as fontes orgânicas, nesse caso o DLB, apresenta maior eficiência em relação aos fertilizantes minerais (Zhang et al., 2016). Os demais tratamentos apresentaram variações entre o período da aveia preta e milho, que pode ser justificada pela taxa aplicada e também pelas condições de temperatura. Esses resultados deixam claro histórico de aplicações resulta em um efeito residual do N orgânico do solo, e este por sua vez, apresenta forte influência na dinâmica do N e conseqüentemente nas emissões de N₂O e na produtividade das culturas após novas aplicações, porém estudos nessa linha são escassos. Assim, são necessários mais trabalhos futuros para que alterações sejam feitas no valor de FE, considerando o efeito residual e também diferentes tipos de dejetos, e também para que futuras aplicações visando a disponibilidade de nutrientes para as plantas, sejam feitas de forma racional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aita, C., Schirrmann, J., Pujol, S.B., Giacomini, S.J., Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Gonzatto, R., Giacomini, D.A., Doneda, A. al., 2015. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration : Effects of split application of. *European Journal of Soil Science*, <https://doi.org/10.1111/ejss.12181>
- Alvarez Fuentes, G., Appuhamy, J.A., Kebreab, E., 2016. Prediction of phosphorus output in manure and milk by lactating dairy cows. *Journal of dairy science*, 99. 771-782. <https://doi.org/10.3168/jds.2015-10092>
- Cela, S., Santiveri, F., Lloveras, J.M., 2011 Residual effects of pig slurry and mineral nitrogen fertilizer on irrigated wheat. *European Journal of Agronomy*, 34. 257-262. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.02.003>

- Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D. a, Bittman, S., Buckley, K., Massé, D., Bélanger, G., Eriksen-Hamel, N., Gasser, M.-O., 2010. Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. *Journal of environmental quality* 39, 1545–1553. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0482>
- Duan, Y.H., Xu, M.G., Gao, S.D., Yang, X.Y., Huang, S.M., Liu, H.B., Wang, B.R., 2014. Nitrogen use efficiency in a wheat–corn cropping system from 15 years of manure and fertilizer applications. *Field Crop Research*. 157, 47–56. <https://doi: 10.1016/j.fcr.2013.12.012>
- Davidson, E., 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide fromterrestrial ecosystems. In: Rogers, J.E., Whitman, W.B. (Eds.), *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes*. American Society of Microbiology, Washington, pp. 219–235
- Gonzatto, R., Chantigny, M.H., Aita, C., Giacomini, S.J., Rochette, P., Angers, A., Pujol, S.B., Zirbes, E., De Bastiani, G., Ludke, R., 2016. Injection and Nitrification Inhibitor Improve the Recovery of Pig, 108.1-11. <https:// doi:10.2134/agronj2015.0462>
- Hernández, D., Polo, A., Plaza, C., 2013. Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy* 44, 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.09.001>
- IPCC. 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In: *Agriculture, Forestry and Other Land Use* (eds E. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara & K. Tanabe), pp. 11.1–11.54, Chapter 11, Volume 4. Institute for Global Environmental Strategies, Kanagawa.
- IPCC 2007. Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage. Prepared by Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Metz, B., Davidson, O., Coninck, H., Loos, M., Meyer, L.) Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- LaHue, G.T., Kessel, C. Van, Linquist, B.A., Adviento-borbe, M.A., Fonte, S.J., 2016. Residual Effects of Fertilization History Increase Nitrous Oxide Emissions from Zero-N Controls: Implications for Estimating Fertilizer-Induced Emission Factors 1501–1508. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.07.0409>
- Muller, C., Laughlin, R.J., Christie, P., Wtson, C.J., 2011. Wffwcts of repeated fertilizer and cattle slurry applications over 38 years on N dynamics in a temperate grassland soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 43. 362-37. <https://doi:10.1016/j.soilbio.2011.03.014>
- Parham et al., 2002. A Receptor for the Heterodimeric Cytokine IL-23 Is Composed of IL-12R β 1 and a Novel Cytokine Receptor Subunit, IL-23R, 168. 5699-5708. <https://doi.org/10.4049/jimmunol.168.11.5699>
- Pelster, D.E., Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D. a, Rieux, C., Vanasse, A., 2012. Nitrous oxide emissions respond differently to mineral and organic nitrogen sources in contrasting soil types. *Journal of environmental quality* 41, 427–35. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0261>

- Petersen, J., Thomsen, I.K., Mattsson, E.M., Hansen, E.M., Christensen, B.T., 2012. o. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 93. 1–12
- Riley, H., 2016. Residual value of inorganic fertilizer and farmyard manure for crop yields and soil fertility after long-term use on a loam soil in Norway. Nutrient Cycling Agroecosystem, 104. 25-37. [https://doi 10.1007/s10705-015-9756-8](https://doi.org/10.1007/s10705-015-9756-8)
- Stevens, R. J. and Laughlin, R. L.: Cattle slurry affects nitrous oxide and dinitrogen emissions from fertilizer nitrate, Soil Sci. Soc. Am. J., 65, 1307–1314, 2001
- Suarez-Tapia, A., Thomsen, I.K., Rasmussen, J., Christensen, B.T., 2017. Residual N effect of long term applications of cattle slurry using winter wheat as test crop. Field crops research. In press.