

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

**ACIDIFICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS EM
COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA: EMISSÕES
GASOSAS DE NITROGÊNIO E RESPOSTA DA
ALFACE À APLICAÇÃO DO COMPOSTO NO SOLO**

TESE DE DOUTORADO

Rafael Ricardo Cantú

Santa Maria, RS, Brasil

2014

**ACIDIFICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS EM COMPOSTAGEM
AUTOMATIZADA: EMISSÕES GASOSAS DE NITROGÊNIO E
RESPOSTA DA ALFACE À APLICAÇÃO DO COMPOSTO NO SOLO**

Rafael Ricardo Cantú

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

Orientador: Prof. Dr. Celso Aita

Santa Maria, RS, Brasil

2014

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

**ACIDIFICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS EM COMPOSTAGEM
AUTOMATIZADA: EMISSÕES GASOSAS DE NITROGÊNIO E
RESPOSTA DA ALFACE À APLICAÇÃO DO COMPOSTO NO SOLO**

elaborada por
Rafael Ricardo Cantú

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

COMISSÃO EXAMINADORA:

Celso Aita, Dr.
(Presidente/Orientador)

Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)

Alexandre Doneda, Dr. (UFSM)

Frederico Costa Beber Vieira, Dr. (UNIPAMPA)

Euclides Schallenberger, Dr. (EPAGRI)

Santa Maria, 29 de agosto de 2014

***"Só fazemos melhor aquilo que repetidamente insistimos em melhorar. A busca da excelência não deve ser um objetivo, e sim um hábito."
(Aristóteles)***

***"Para realizar grandes conquistas, devemos não apenas agir, mas também sonhar; não apenas planejar, mas também acreditar.."
(Anatole France)***

DEDICO em especial a Alvadi (*in memoriam*) e Ivone, meus queridos pais e exemplos de vida para mim.

**OFEREÇO à Delurdes Barros e a meu irmão Clayton, pessoas especiais em
minha vida.**

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida e por sempre estar ao meu lado, guiando meus passos e dando forças para seguir em frente.

Aos meus pais Alvadi (*in memoriam*) e Ivone, por todo o ensinamento, amor e carinho incondicionais, incentivo e apoio dispensados sempre para que seus filhos seguissem um caminho de retidão.

Ao Alvorí Cantú (tio Vili), por todo o incentivo na minha vida acadêmica e profissional, além de apoiar como amigo, com valiosos conselhos e depositar extrema confiança.

A meu irmão Clayton pelo companheirismo, apoio e incentivo e por fazer a minha parte e a dele em outras atividades e obrigações que temos em comum, durante meu mestrado e doutorado.

À Delurdes, por todo seu carinho, amor, compreensão e incentivo que sempre teve comigo. Agradeço-lhe por ter vindo a Santa Maria auxiliar-me e fortalecer-me a partir do segundo ano do doutorado.

Ao professor Celso Aita, pela orientação, ensinamentos repassados, pelo seu exemplo, amizade e confiança depositada em mim desde a minha chegada em Santa Maria, até a conclusão desse trabalho.

Ao professor Sandro José Giacomini, pelas orientações durante a condução do trabalho, sugestões, amizade e pela disponibilidade em fazer parte da banca examinadora desta tese.

Ao pesquisador Euclides Schallenberger, pelas valiosas dicas e informações anteriores ao início do experimento, pela sua incomparável cordialidade e amizade e pela disponibilidade em fazer parte da banca examinadora.

Ao professor Frederico Costa Beber Vieira pela disponibilidade em fazer parte da banca examinadora e pela amizade.

Ao colega de trabalho, pesquisador José Angelo Rebelo, pelos seus ensinamentos, amizade, confiança e por oportunizar o meu crescimento profissional.

Ao professor Wilson Kraemer de Paula pela sua atenção a minha família, pelo seu trabalho e exemplo de vida.

Aos grandes amigos e colegas Alexandre Doneda, Diego Antonio Giacomini, e Stefen Barbosa Pujol pela grande contribuição para realização desse estudo. Sem a ajuda de vocês, certamente esse trabalho não teria saído do papel. Foram dias de muito trabalho no campo e nos laboratórios, onde vocês estiveram auxiliando e orientando, além de participarem das intermináveis discussões sobre o planejamento dos experimentos e nas revisões da tese. Além disso, agradeço ao Doneda pela disponibilidade em fazer parte da banca examinadora.

Aos grandes amigos e pós-graduandos do LABCEN, Stefen Pujol, Diego Giacomini, Alexandre Doneda, Ezequiel (Keko), Rogério Gonzatto, Alessandra Bacca, Paola Milanesi, Daniela Santos, Eduardo Lorensi, Redin, Guilherme, Alex, Getúlio, Pedro e demais colegas do PPGCS, pela amizade, apoio, auxílio e pelos bons momentos vividos desde a sala da Pós, até os jogos de futebol, churrascos, enfim.

Aos grandes amigos e bolsistas do LABCEN, Alexandre (Tocão), Adônis, Roberto, Géssica, Indiara, Marlon, Laila, Maicon, Paula. Certamente esse trabalho não teria chegado ao fim sem o auxílio e prestatividade que vocês sempre tiveram. Agradeço também pelos vários momentos de alegria e descontração que tivemos em nossas festas, futebol, etc. Gostaria de fazer uma homenagem e agradecimento especial aos nossos queridos amigos Ricardo (Piozão) e Luis (Piozinho) (*in memoriam*) pela grande amizade, momentos de alegria e bom humor.

À UFSM, ao PPGCS e ao Departamento de Solos e os seus professores, pelo conhecimento adquirido e pela amizade.

A EMBRAPA, pela bolsa de estudo concedida e pelo auxílio financeiro para a execução desse trabalho.

À EPAGRI, pela confiança depositada para a execução desse trabalho e pela oportunidade inigualável de crescimento profissional.

Aos funcionários e amigos do Departamento de Solos, Michel, Rose, Paulo Giacomini (Paulinho), Possobon, Luis Finamor (Fina), Heverton, Vargas (Negão), Eunice e Antonio pelo auxílio, amizade e momentos de descontração.

Agradeço as demais pessoas que, mesmo aqui não citadas, auxiliaram e contribuíram de alguma forma na realização desse trabalho.

Enfim, agradeço a todos que me apoiaram e estiveram ao meu lado nessa jornada.

Meus sinceros sentimentos de gratidão a todos vocês!

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria, RS.

ACIDIFICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS EM COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA: EMISSÕES GASOSAS DE NITROGÊNIO E RESPOSTA DA ALFACE À APLICAÇÃO DO COMPOSTO NO SOLO

AUTOR: RAFAEL RICARDO CANTÚ

ORIENTADOR: CELSO AITA

Local e Data da Defesa: Santa Maria, 29 de agosto de 2014.

A compostagem automatizada de dejetos líquidos de suínos (DLS) vem sendo preconizada no Brasil por órgãos ambientais, agroindústrias e suinocultores como uma estratégia promissora para o tratamento adequado desses resíduos. Porém, um dos problemas decorrentes da compostagem é a volatilização de amônia (NH_3). A acidificação dos DLS durante a compostagem é uma possibilidade para contornar esse problema. Todavia, pouco se conhece sobre o valor agronômico e os impactos ambientais dos materiais gerados nesse processo. O objetivo desse trabalho foi avaliar o valor agronômico e o impacto ambiental, relativo às emissões de NH_3 , N_2O e lixiviação de NO_3^- , dos compostos orgânicos obtidos através da compostagem automatizada dos DLS, com e sem acidificação, na cultura da alface. Os trabalhos foram conduzidos na Universidade Federal de Santa Maria, RS, nos anos de 2011 a 2013, constando de um experimento de incubação e cultivos no campo. Na incubação foram avaliados a mineralização do C e do N dos compostos no solo, durante 90 dias. Os tratamentos foram: T1- Testemunha sem aplicação de composto; T2- Composto sem acidificação; T3- Composto com acidificação. No estudo de campo, foram avaliados a produção e acúmulo de N na alface, fertilizada com os compostos, em dois cultivos sucessivos, em um total de 121 dias. Além disso, foi avaliada a associação dos compostos com inibidores de nitrificação (dicianodiamida - DCD) e urease (tiofosfato de N-butiltriamida - NBPT) e do composto sem acidificação com a ureia, resultando nos seguintes tratamentos: T1- Testemunha sem aplicação de composto ou ureia; T2 – T1 associada à DCD e o NBPT; T3- Composto sem acidificação; T4- T3 associado à DCD e o NBPT; T5- Composto com acidificação; T6- T5 associado à DCD e o NBPT; T7- Organomineral, (mistura do composto não acidificado e ureia); T8- T7 associado à DCD e o NBPT; T9- Ureia e T10- T9 associada à DCD e o NBPT. No cultivo do campo foram avaliadas a emissão de N_2O , NH_3 e lixiviação de NO_3^- , comparando os compostos com a ureia associada e não aos inibidores. A dose dos compostos utilizada em ambos os experimentos foi de $500 \text{ kg de N ha}^{-1}$. A mineralização do C dos compostos misturados ao solo foi baixa (6,27 % em média, a 25°C) e não foi afetada pela acidificação, porém essa estratégia reduziu a mineralização do N. Mesmo assim, a acidificação do composto não afetou a produção e o acúmulo de N na alface, na média dos cultivos, devido aos maiores teores iniciais de N mineral desse material. Os compostos proporcionaram incremento de 30 kg ha^{-1} no acúmulo de N pela alface e 1.340 kg ha^{-1} na produção de matéria seca em relação à testemunha, na média dos cultivos. Além disso, emitiram em média, 4,12 vezes menos N_2O que a ureia e apresentaram menor teor de N-NO_3^- na solução do solo abaixo das raízes. Desta maneira, o uso do composto de DLS acidificado ou não pode ser interessante na fertilização dos cultivos, pois aumenta a produção das plantas, reduz os impactos ao ambiente e incrementa a matéria orgânica do solo. A DCD e o NBPT não interferiram na produção da alface, entretanto reduziram a emissão de N_2O e NH_3 e o teor de N-NO_3^- na solução de solo abaixo das raízes, quando associados a ureia e reduziram os teores de N-NO_3^- nas folhas da alface quando associados a ureia e a adubação organomineral.

Palavras-chave: organomineral; gases de efeito estufa; amônia; DCD e NBPT.

ABSTRACT

Doctoral Thesis in Soil Science
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brazil

PIG SLURRY ACIDIFICATION IN AUTOMATED COMPOSTING: GASEOUS NITROGEN EMISSIONS AND LETTUCE GROWTH ON THE COMPOST APPLICATION IN SOIL

AUTHOR: RAFAEL RICARDO CANTU

ADVISOR: CELSO AITA

Date and Place of Defense: Santa Maria, August 29, 2014.

Automated pig slurry (PS) composting has been praised in Brazil by environmental agencies, pig farmers and agribusinesses as a promising strategy for the proper disposal of these residues. Nevertheless, one of the problems from composting is the ammonia (NH_3) volatilization. Acidification of PS during composting is a possibility to circumvent this problem. However, it is little known about the agronomic value and the environmental impacts of materials generated in this process. The aim of this study was to evaluate the agronomic value and environmental impact on the NH_3 , N_2O emissions and leaching of NO_3^- , of the organic compost obtained through automated pig slurry composting with and without acidification on lettuce. The study was conducted at the Federal University of Santa Maria, in the years 2011 to 2013, consisting of laboratory incubation experiments and field crops. In the study were assessed C and N mineralization of the compost in soil for 90 days in laboratory incubation. The treatments were: T1- Witness without application of compost; T2- Compost without acidification; T3- Compost acidification. In the field study, we evaluated the production and accumulation of N in lettuce fertilized with compounds in two successive crops in a total of 121 days. Urease (N-thiophosphate butyltriamida - NBPT) - In addition, the combination of the compost of nitrification inhibitors (dicyandiamide - DCD) and the compost without acidification with urea was evaluated, resulting in the following treatments: T1- control (Witness) without compost application or urea; T2- Witness associated with DCD and NBPT; T3- Compost without acidification; T4- Compost without acidification associated with NBPT and DCD; T5- Acidified compost; T6- Acidified compost associated with NBPT and DCD; T7- Organomineral consisting of the mixture of the compost non-acidified and urea; T8- Organomineral associated with NBPT and DCD; T9- Urea and T10- Urea associated with DCD and NBPT. The compost dosage used in both experiments was equivalent to 500 kg N ha^{-1} . The C mineralization of the compost mixed with the soil was low (6.27% on average at 25°C) and was not affected by acidification, but this strategy reduced the N mineralization, causing immobilization. Even so, the compost acidification did not affect the production and N accumulation in lettuce or its environmental impact in crop. The compost provided an N accumulation increase of 30 kg ha^{-1} by lettuce and 1340 kg ha^{-1} in dry matter production in relation to control in crop field. Furthermore, emitted on average, 4.12 times less N_2O than urea and had lower concentration of NO_3^- in soil solution below the roots. Thus the use of the PS compost can be an interesting way of fertilization of crops, it provides the N accumulation, production increased, reduces the impacts to the environment and soil organic matter increases. The DCD and NBPT did not affect the lettuce production, however reduced the N_2O and NH_3 emission and NO_3^- concentration in the soil solution below the roots, when combined with urea and reduced the NO_3^- levels in lettuce leaves when associated with the organic-fertilizer and urea.

Keywords: organic mineral; greenhouse gases; ammonia, DCD and NBPT.

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

- Tabela 1. Caracterização dos compostos de dejetos líquidos de suínos e do solo utilizados no estudo da mineralização do carbono e nitrogênio. UFSM/Santa Maria, RS, 2013..... 23
- Tabela 2. Mineralização do N dos compostos de dejetos líquidos de suínos em incubações com três diferentes temperaturas. UFSM/Santa Maria, RS, 2013.....31

ARTIGO 2

- Tabela 1. Acúmulo de N pela alface em dois cultivos no campo, realizados no período de 26/05/12 à 01/08/12 e 08/08/12 à 27/09/12. UFSM/Santa Maria, RS, 2012..... 40
- Tabela 2. Acúmulo de N pela alface em dois cultivos no campo, realizados no período de 26/05/12 à 01/08/12 e 08/08/12 à 27/09/12. UFSM/Santa Maria, RS, 2012..... 46
- Tabela 3. Produção de matéria seca da alface de dois cultivos sucessivos realizados no campo durante o período de 26/05/12 à 01/08/12 e 08/08/12 à 27/09/12. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.... 48
- Tabela 4. Concentração de nitrato (NO_3^-) na matéria verde (MV) e seca (MS) das folhas de alface em dois cultivos sucessivos. UFSM/Santa Maria, RS, 2012..... 53

ARTIGO 3

Tabela1.Principais características dos compostos produzidos através de compostagem automatizada de DLS, com e sem adição de H_3PO_4^- . UFSM/Santa Maria, RS, 2012	63
Tabela 2. Emissões acumuladas de $\text{N-N}_2\text{O}$ durante o primeiro e o segundo cultivo de alface e proporção do N total aplicado que foi emitido como $\text{N-N}_2\text{O}$ nos dois cultivos. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.....	73
Tabela 3. Volatilização acumulada de N-NH_3 nos períodos após as aplicações de ureia e a proporção em relação ao N adicionado pelos tratamentos no cultivo da alface. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.	74

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

Figura 1. Fluxos de mineralização do C (a,b,c) e emissão acumulada de C-CO₂ (d,e,f) dos compostos de dejetos líquidos de suínos (DLS) durante as incubações a 15, 25 e 35 °C. Barras verticais indicam as diferença mínima significativa (LSD a 5%). UFSM/Santa Maria, RS, 201326

Figura 2. Emissão de C-CO₂, em porcentagem do C adicionado pelos compostos de dejetos líquidos de suínos (DLS) misturados ao solo, incubados em três temperaturas. UFSM/Santa Maria, RS, 2013.29

Figura 3. Evolução do N inorgânico (A, B e C) e do N mineralizado (D, E e F) no decorrer da incubação de compostos de dejetos líquidos de suínos (DLS), nas temperaturas de 15, 25 e 35 °C. Barras verticais indicam a diferença mínima significativa (LSD a 5 %). UFSM/Santa Maria, RS, 2013.....32

ARTIGO 2

Figura 1. Temperatura do ar e precipitações/irrigações ocorridas no experimento durante o período de 26/05/12 à 01/08/12. Santa Maria/UFSM, 201239

Figura 2. pH e N nitrato e amoniacal dos tratamentos no cultivo da alface. T – testemunha, C – composto, CA – composto acidificado com ácido fosfórico (H₃PO₄) durante a compostagem, OM – organomineral, U - ureia e In - inibidores de nitrificação e urease. UFSM/Santa Maria, RS, 2012..49

Figura 3. Produção de massa seca (MS) e acúmulo de N na parte aérea, durante o primeiro cultivo da alface (26/05/12 à 01/08/12). T – testemunha, C – composto, CA – composto acidificado com ácido fosfórico ($H_3PO_4^-$) durante a compostagem, OM – organomineral, U – ureia e In - inibidores de nitrificação e urease. Barras verticais indicam a diferença mínima significativa. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.....51

ARTIGO 3

Figura 1. Valores do espaço poroso saturado por água – Epsa (A), fluxo de óxido nitroso (N_2O) (B), teor de N-amoniaco (C) e N-nitrato no solo da camada 0 – 0,1 m (D) durante o primeiro e no segundo ciclos da alface. Barras verticais na figura B indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD 5%. T- Testemunha sem aplicação de composto ou ureia; C- Composto de DLS sem acidificação; CA-Composto de DLS com acidificação; U- Ureia; U+In- Ureia tratada com os inibidores NBPT e DCD. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.69

Figura 2. Teor de $N-NO_3^-$ na solução do solo a 0,10 m (a) e 0,30 m (b) de profundidade, em dois cultivos da alface nos períodos de 26/05/12 à 01/08/12 e 08/08/12 à 27/09/12. Barras verticais nas figuras B e C indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD 5%. T- Testemunha sem aplicação de composto ou ureia; C-Composto de DLS sem acidificação; CA-Composto de DLS com acidificação; U- Ureia; U+In- Ureia tratada com os inibidores NBPT e DCD. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.77

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1 Hipóteses	18
1.2 Objetivos	18
1.2.1 Objetivo geral	18
1.2.2 Objetivos específicos.....	19
2 ARTIGO 1 – ACIDIFICAÇÃO DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS DURANTE A COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA: MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO SOLO	20
2.1 Resumo	20
2.2 Introdução	21
2.3 Material e métodos	22
2.4 Resultados e discussão	25
2.5 Conclusões	33
2.6 Literatura citada	33
3 ARTIGO 2 - COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS COM E SEM ACIDIFICAÇÃO: EFEITO DOS COMPOSTOS NO ACÚMULO DE N NA PRODUÇÃO DA ALFACE ...	36
3.1 Resumo	36
3.2 Introdução	37
3.3 Material e métodos	39
3.3.1 Localização e produção do composto	39
3.3.2 Experimento de campo.....	41
3.3.3 Acúmulo de N, produtividade e recuperação pela alface do N aplicado	43
3.3.4 Acúmulo de nitrato nas folhas	44
3.4 Resultados e discussão	44
3.4.1 Acúmulo de N, produtividade e recuperação pela alface do N aplicado	45
3.4.2 Acúmulo de nitrato nas folhas	52
3.5 Conclusões	54
3.7 Literatura citada	54

4 ARTIGO 3 - ESTRATÉGIAS DE FERTILIZAÇÃO NITROGENADA DA ALFACE VISANDO A REDUÇÃO DAS EMISSÕES DE N₂O E NH₃ PARA A ATMOSFERA E DA PERCOLAÇÃO DE NO₃⁻ NO SOLO	58
4.1 Resumo	58
4.2 Introdução	59
4.3 Material e métodos	61
4.4.1 Localização, produção do composto e delineamento experimental	61
4.4.2 Emissão de N ₂ O	64
4.4.3 Volatilização de NH ₃	65
4.4.4 Concentração de NO ₃ ⁻ na solução do solo	67
4.4.5 Análise estatística	67
4.4 Resultados e discussão.....	68
4.4.1 Emissão de N ₂ O	68
4.4.2 Volatilização de NH ₃	73
4.4.3 Lixiviação de NO ₃ ⁻	76
4.5 Conclusões	78
4.6 Literatura citada	79
5 DISCUSSÃO GERAL E SUGESTÕES DE ESTUDOS FUTUROS	83
6 CONCLUSÃO GERAL	87
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88

1 INTRODUÇÃO GERAL

A necessidade de produzir cada vez mais alimentos para suprir as necessidades crescentes da população mundial constitui um desafio constante à comunidade científica, que procura alternativas sustentáveis para atender essa demanda e, ao mesmo tempo, estratégias que permitam mitigar os impactos negativos dos sistemas agropecuários sobre o ambiente. Nesse contexto está inserida a suinocultura como um dos principais setores produtivos do complexo agropecuário mundial e brasileiro, o qual necessita permanentemente de inovações quanto à produção animal e à mitigação dos impactos ambientais negativos gerados.

O Brasil é o 4^o produtor mundial de suínos, com um plantel de 41,3 milhões de cabeças, ficando atrás apenas da China, Estados Unidos e União Europeia (ABCS, 2014). Atualmente, o país é responsável por 10% do volume exportado de carne suína no mundo, lucrando mais de US\$ 1 bilhão por ano (MAPA, 2014). Na região Sul do país, caracterizada pelo sistema de agricultura familiar, a suinocultura representa 48 % da produção nacional (IBGE, 2011). Apesar de sua importância econômica e social, essa atividade gera um elevado volume de dejetos líquidos (DLS), que necessitam um destino adequado, devido ao seu elevado potencial poluidor (AITA et al. 2014; DONEDA, 2014). Um aspecto agravante disso, é que a suinocultura dessa região está estabelecida em pequenos módulos rurais, com áreas extremamente declivosas e que limitam o uso dos dejetos na forma líquida, via aplicação direta na agricultura (ANGNES et al., 2013; SHERER, 2013).

Entre as alternativas de reciclagem e tratamento dos DLS, a compostagem automatizada vem sendo difundida atualmente na região Sul, sendo atribuída a esse processo uma série de vantagens ambientais, em relação a outros destinos comumente dados aos DLS (OLIVEIRA et al., 2011; DONEDA, 2014). Entre essas vantagens, destaca-se a geração de um material orgânico (composto) com alta concentração em nutrientes, de fácil manejo para cultivos agrícolas e que pode ser transportado a áreas geograficamente impeditivas à utilização dos DLS (ANGNES et al., 2013). Nesse sistema de compostagem, um equipamento realiza, de maneira simultânea, as operações de adição dos DLS a materiais orgânicos com elevada

relação C/N nas pilhas de compostagem e o revolvimento destas por meio de helicóides. Todo esse processo é realizado de maneira automatizada, o que representa uma grande economia de mão de obra, em relação ao processo tradicional de compostagem.

Embora a compostagem automatizada dos DLS represente uma alternativa promissora para o tratamento e o destino correto desse material orgânico, perdas significativas de nitrogênio (N) por volatilização de amônia (NH_3) podem ocorrer durante o processo (DONEDA, 2014), em função dos DLS serem ricos em N amoniacal, do aumento da temperatura e do pH durante a compostagem e dos revolvimentos frequentes das pilhas. Além de reduzir o potencial fertilizante nitrogenado do composto às culturas, essas perdas também podem contaminar o ambiente (OLIVEIRA et al., 2011; DONEDA, 2014). Buscando alternativas para mitigar a volatilização de amônia, estudos recentes mostram que a adição de ácidos aos DLS durante a compostagem pode reduzir essas perdas em até 70 % (CHEN et al., 2010; DONEDA, 2014), resultando num produto final (composto) mais rico em N e produzido com menores impactos negativos ao ambiente.

Pelo fato da compostagem automatizada dos DLS, em substrato a base de serragem e maravalha, ser relativamente recente, ainda se conhece pouco sobre o valor agrônômico e os impactos ambientais causados pelo uso agrícola do composto gerado nesse processo, independente da acidificação ou não dos DLS. O grande volume de DLS produzido pelos suínos criados em regime de confinamento na região Sul do Brasil e o potencial de tratamento dos mesmos via compostagem automatizada evidenciam a necessidade de intensificar os estudos com o uso do composto em cultivos agrícolas (DONEDA, 2014) Nas recomendações da Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS-RS/SC, 2004) ainda não há critérios para o estabelecimento de doses de composto a empregar nos cultivos agrícolas.

A falta de critérios quanto ao uso agrícola do composto pode gerar problemas de natureza econômica, quando a dose aplicada não atender a demanda de nutrientes das culturas, e também ambiental, quando a quantidade de nutrientes aplicada, especialmente de N, for excessiva. Nesse caso, pode ocorrer a produção e emissão para a atmosfera de óxido nitroso (N_2O), um dos principais gases de efeito estufa, com elevado potencial de aquecimento global (ZHONG et al., 2013). Além disso, a lixiviação do nitrato (NO_3^-) para as águas subterrâneas e a sua transferência

aos mananciais de superfície, via escoamento superficial, também representam importantes possibilidades de redução do potencial fertilizante do composto e de contaminação ambiental em locais de agricultura intensiva, podendo comprometer a potabilidade da água e ocasionar a eutrofização de rios e lagos, afetando diversas formas de vida destes ambientes (DAHAN et al., 2014). Portanto, o uso agrícola racional do composto depende do conhecimento do seu potencial em fornecer nutrientes, especialmente N, às culturas. Embora o composto tenha sido empregado como fonte exclusiva de nutrientes em algumas situações (ZHONG et al., 2013), o seu uso associado com outros fertilizantes, principalmente com a ureia, também apresentou resultados promissores (AKANBI & TOGUN, 2002). De acordo com Souza & Roberto (2005) e Paré et al. (2010), as propriedades físicas e químicas da matéria orgânica contida no composto preservam melhor o N adicionado via fertilizante mineral, favorecendo o seu aproveitamento pelas plantas. Apesar dessas vantagens, os efeitos agronômicos e ambientais da mistura do composto produzido a partir da compostagem automatizada de DLS em substrato de maravalha e serragem com a ureia ainda são pouco conhecidos.

Outra estratégia, ainda pouco estudada, para preservar o N no solo após a aplicação de materiais orgânicos sólidos, ureia e misturas organominerais consiste na adição a estas fontes de inibidores de nitrificação e da urease. Os inibidores de nitrificação, com destaque para a dicianodiamida (DCD), inibem temporariamente a ação da enzima amônia monooxigenase nas bactérias nitrificadoras, retardando a oxidação do amônio, produzido pela mineralização dos materiais orgânicos ou da hidrólise da ureia e reduzindo as perdas de NO_3^- por desnitrificação e lixiviação (ASING et al., 2008). Já o tiofosfato de N-butiltriamida (NBPT), ao inibir temporariamente a ação da enzima urease, retarda a hidrólise da ureia a amônio, podendo reduzir as perdas de N por volatilização da amônia. Além disso, a inibição da nitrificação pode reduzir o acúmulo de NO_3^- no tecido vegetal, já que a ingestão excessiva dessa forma de N pode ser nociva à saúde humana e animal (IRIGOYEN et al., 2006).

A utilização do composto como fonte exclusiva de nutrientes às culturas ou misturado à ureia, com e sem inibidores deve visar o aumento da produção pela ciclagem dos nutrientes, com redução de custos e preservação ambiental. Entre os cultivos com maior potencial de uso desses insumos, estão às hortaliças, que são caracterizadas pela forma intensiva de produção, pela demanda de elevadas

quantidades de fertilizantes orgânicos e por possuírem alta densidade econômica, o que poderia viabilizar o uso do composto e dos inibidores.

A escassez de resultados de pesquisa em relação à temática abordada motivou a realização do presente trabalho, que teve por objetivo principal avaliar o valor agrônomo e os impactos ambientais resultantes da aplicação, na cultura da alface, do composto obtido via compostagem automatizada de DLS, com e sem acidificação.

1.1 Hipóteses

- A acidificação dos DLS durante a compostagem automatizada gera um material mais rico em N e melhora o fornecimento de N à alface em relação ao material cujos DLS não foram acidificados.

- O composto, obtido com e sem acidificação dos DLS em compostagem automatizada, é menos eficiente do que a ureia no fornecimento de N à alface, mas resulta em menores emissões de N_2O e em menores perdas de N por volatilização de NH_3 e lixiviação de NO_3^- , além de reduzir a concentração de NO_3^- no tecido vegetal.

- A adição de inibidores de nitrificação e de urease ao composto e à ureia melhora o aproveitamento de N pela alface e diminui o acúmulo de NO_3^- nas folhas em relação a estes fertilizantes sem inibidores.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar o valor agrônomo e o impacto ambiental, relativo às emissões de NH_3 , N_2O e lixiviação de NO_3^- , dos compostos orgânicos obtidos através da

compostagem automatizada de dejetos líquidos de suínos, com e sem acidificação, na cultura da alface.

1.2.2 Objetivos específicos

Avaliar como o composto, obtido com e sem adição de ácido fosfórico aos dejetos líquidos de suínos durante a sua compostagem automatizada, e a ureia, ambos adicionados ao solo com e sem inibidores de nitrificação e da urease afetam os seguintes aspectos:

- Mineralização do N e do C do composto
- Fornecimento de N e produtividade da alface
- Emissões gasosas de NH_3 e N_2O , potencial de lixiviação de NO_3^- e acúmulo de NO_3^- nas folhas de alface.

1. ACIDIFICAÇÃO DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NA COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA: MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO NITROGÊNIO DO COMPOSTO NO SOLO

1.1 Resumo

A acidificação dos dejetos líquidos de suínos (DLS) é uma estratégia utilizada para reduzir as perdas de N por volatilização de amônia (NH_3). O efeito do uso dessa prática durante a compostagem dos DLS, sobre a mineralização do carbono (C) e do nitrogênio (N) do composto no solo, ainda é pouco conhecido. O objetivo deste trabalho foi o de comparar a mineralização do C e do N de dois compostos obtidos via compostagem automatizada de DLS, sendo um com acidificação (H_3PO_4) dos DLS no momento da sua adição na pilha de compostagem e outro sem acidificação. Para isso, foi conduzida uma incubação no laboratório, em um Argissolo Vermelho distrófico arênico, durante 90 dias e em três níveis de temperatura (15, 25 e 35 °C). Os tratamentos avaliados constaram do solo (testemunha), solo + composto sem acidificação dos DLS e solo + composto com acidificação dos DLS no momento da sua adição na pilha de compostagem. A quantidade de N total adicionada ao solo foi de 0,33 g de N kg^{-1} de solo para ambos os compostos, o que correspondeu a uma adição de C total de 6,55 g de C kg^{-1} de solo para o composto com acidificação dos DLS e de 4,89 g de C kg^{-1} de solo, para o composto sem acidificação dos DLS. A mineralização do C de ambos os compostos aumentou até a temperatura de 25 °C, porém a proporção do C adicionado ao solo que foi mineralizada em 90 dias não diferiu entre acidificar ou não os DLS no momento da sua adição nas pilhas de compostagem. A adição ao solo do composto com acidificação dos DLS provocou imobilização líquida de N na temperatura de 15 °C e uma mineralização líquida de apenas 0,76 e 0,99% quando a temperatura de incubação aumentou para 25 e 35 °C. Já o composto sem acidificação dos DLS resultou em mineralização líquida de N durante a incubação, nos três níveis de temperatura avaliados, aumentando de 3,31 % a 15 °C para o valor máximo de 10,54 % a 25 °C. Os resultados desse trabalho mostram que a adição de H_3PO_4 aos DLS durante a compostagem gera um composto mais rico em N inorgânico do que o composto sem acidificação dos DLS,

mas essa prática reduz a mineralização do N orgânico do composto acidificado no solo, em relação ao composto sem acidificação dos DLS. Além disso, o baixo índice de mineralização do C de ambos os compostos no solo indica que o uso agrícola desses materiais orgânicos constitui uma alternativa interessante para recuperar os teores de matéria orgânica do solo (MOS) de áreas degradadas.

Palavras-chaves: incubação, H_3PO_4^- , composto orgânico

1.2 Introdução

A compostagem automatizada dos dejetos líquidos de suínos (DLS) com substratos a base de serragem + maravalha, preconizada recentemente por órgãos ambientais, suinocultores e agroindústrias na região Sul do Brasil, apresenta uma série de vantagens em relação a outros destinos dados a esses resíduos. Além disso, gera um material orgânico (composto de DLS) que pode ser utilizado em áreas geograficamente limitadas ao emprego dos dejetos na forma líquida (AGNES et al., 2013; DONEDA, 2014).

Embora a compostagem seja uma alternativa promissora para o tratamento dos DLS, durante o processo ocorrem perdas de N de até 70 % na forma de amônia (NH_3), em função do aumento da temperatura e do pH, além dos revolvimentos frequentes das pilhas (CHEN et al., 2010). Estudos recentes mostram que a acidificação dos DLS utilizados na compostagem podem diminuir essas perdas em 62,5 (CHEN et al., 2010) à 70 % (DONEDA, 2014). Todavia, essa prática pode resultar em um material orgânico que venha apresentar um comportamento diferente aos compostos que não receberam ácido principalmente relacionado à mineralização do C (carbono) e do N (nitrogênio) no solo.

Devido à implantação da compostagem automatizada dos DLS ser recente (DONEDA, 2014), o número de trabalhos avaliando a mineralização do C e do N dos compostos ainda é bastante limitado, não havendo ainda uma recomendação de uso como fertilizante no Brasil pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS/RS-SC 2004), apesar da rápida expansão da prática e do grande volume do material produzido. O entendimento sobre a mineralização do C está ligado com a melhoria da qualidade do solo e especialmente, está relacionado com a emissão de

dióxido de carbono (CO_2) que contribui para o aquecimento global. Já o N, é um dos nutrientes mais demandados pela maioria das plantas e sua restrição causa danos à produção, enquanto seu excesso pode levar à contaminação ambiental (CORDOVIL et al., 2012; TRAN et al. 2013), relevando a importância em conhecer a disponibilidade do nutriente desses compostos.

A mineralização do C e do N é um processo realizado pelos microrganismos heterotróficos, cuja atividade libera CO_2 para atmosfera e deste modo, é possível associar a liberação de CO_2 com a velocidade de decomposição do composto. Já o N mineralizado no solo, pode ser monitorado ao longo do tempo para ser relacionado com a atividade microbiana (BERNAL et al., 1998; CHODAK et al 2001) e com a absorção pelas plantas (CORDOVIL et al., 2012). Esses processos são afetados por diferentes fatores ambientais, com destaque para a temperatura, que influencia a atividade dos microrganismos, interferindo na disponibilidade do N bem como na preservação do C orgânico no solo (CHODAK et al., 2001; BERNAL et al., 2009; CAYUELA et al., 2010).

O objetivo deste trabalho foi o de comparar a mineralização do C e do N de dois compostos obtidos via compostagem automatizada de DLS, sendo um com acidificação (H_3PO_4) dos DLS no momento da sua adição na pilha de compostagem e outro sem acidificação.

1.3 Material e métodos

O trabalho foi realizado no Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), em 2013, sendo constituído de um experimento de incubação em laboratório. O solo utilizado foi um Argissolo Vermelho distrófico arênico (Tabela 1), antecedido por um cultivo de milho, que após a retirada do material orgânico da superfície foi submetido a uma lavração a 0,30 m, aproximadamente. Para o estudo, o solo foi coletado na camada de 0 – 0,15 m, peneirado em malha 4 mm, sendo retirado os resíduos culturais remanescentes.

Os compostos utilizados nesse trabalho (Tabela 1) foram produzidos no Departamento de Solos da UFSM, através de um processo de compostagem automatizada de DLS, o qual foi conduzido em escala de protótipo, com as

aplicações dos DLS e os revolvimentos das pilhas sendo realizados simultaneamente, através de uma máquina especialmente construída para esse fim, cujos detalhes de construção e funcionamento são descritos em Doneda (2014). O substrato utilizado foi uma mistura de maravalha e serragem na proporção (%) de 50:50 (m:m). Foram feitas duas pilhas de compostagem com dimensões de 4 x 1 x 1 m de comprimento, largura e altura, respectivamente. Em uma das pilhas foi adicionado ácido fosfórico 0,35 % (v/v) (85 % de H_3PO_4 e densidade $1,6 \text{ g cm}^{-3}$) aos DLS em todas as aplicações, com o objetivo de reduzir a volatilização de NH_3 . Foram realizadas 14 aplicações de DLS, com revolvimentos simultâneos, totalizando $3.836 \text{ L pilha}^{-1}$, além de 8 revolvimentos adicionais, sem aplicação de DLS. Durante os primeiros 108 dias de compostagem as aplicações de DLS foram semanais e a partir daí procedeu-se apenas o revolvimento semanal das pilhas até o final do experimento, aos 154 dias. O teor de N total dos compostos de DLS foi determinado através de combustão seca em Autoanalisador Elementar modelo Flash EA 1112 e o N inorgânico, conforme Tedesco et al. (1995).

Tabela 1. Caracterização dos compostos de dejetos líquidos de suínos e do solo utilizados no estudo da mineralização do carbono e nitrogênio. UFSM/Santa Maria, RS, 2013.

Material	dose*		C/N	N				C	MS	CTC	pH
	N	material		NH_4^+	NO_3^-	Nor.	Nt.				
 g kg^{-1}										
C	333,30	15,60	14,70	0,32	0,57	27,06	27,95	410,90	251,50	-	7,2
CA	333,30	11,95	19,81	0,27	2,31	18,79	21,37	423,30	265,10	-	5,0
Solo**	-	-	-	1,23	0,63	190,04	191,90	20,67	-	11,6	5,7

Nor – N orgânico, Nt – N total, MS – matéria seca, MO – matéria orgânica. Os teores de N estão expressos na matéria seca do composto; C – composto, CA – composto + ácido fosfórico.

* dose de N expressa em mg kg^{-1} de solo e do material em g kg^{-1} de solo.

** os teores de N do solo estão expressos em mg kg^{-1} .

O experimento de incubação para a avaliação da mineralização do C e do N foi realizado no Laboratório de Pesquisa Biotransformações do Carbono e Nitrogênio (LABCEN) do Departamento de Solos da UFSM. A mineralização do C e do N foi determinada em microcosmos em condições controladas de temperatura e umidade, durante 90 dias. O delineamento utilizado foi o completamente casualizado com três

repetições. Os tratamentos utilizados foram: T1 -solo; T2 - solo + composto de DLS; T3 - solo + composto de DLS acidificado, submetidos a três temperaturas (15, 25 e 35 °C). Os compostos de DLS foram misturados ao solo, equivalendo a uma aplicação de 500 kg de N ha⁻¹ com incorporação a 0,15 m de profundidade, aplicados em dose única. Desta maneira, foram aplicados por kg de solo, 15,60 e 11,95 g do composto (matéria seca) que recebeu e não ácido, respectivamente, representando 333,30 mg de N kg⁻¹ de solo para ambos os compostos. A dose foi estabelecida próxima às utilizadas por outros autores (VALEJO et al., 2006; CORDOVIL et al., 2012), que trabalharam com compostos de dejetos de suínos, levando em consideração que ainda não há uma recomendação de dosagem desses materiais pela CQFS/RS-SC (2004). Como a dose foi com base no N total, a adição de C não foi a mesma entre os compostos devido as suas diferentes relações C/N (Tabela 1).

A mistura do solo com os compostos foi acondicionada em frascos na quantidade de 100 g cada, em uma densidade próxima a um e com umidade próxima à capacidade de campo. Para cada temperatura da incubação, foram preparados 28 frascos por tratamento, sendo 24 para a avaliação destrutiva do N mineral do solo em seis momentos no decorrer da incubação e outros quatro frascos para avaliar a mineralização do C. A umidade para ambas as avaliações foi corrigida periodicamente pela adição de água, de acordo com a diferença encontrada na pesagem dos frascos.

A mineralização do C foi avaliada através da liberação de C-CO₂ em cada um dos tratamentos. Para isso, cada um dos recipientes de 100g com a mistura de solo e composto foram alocados dentro de um recipiente hermeticamente fechado. Dentro desse mesmo recipiente colocou-se um frasco com água destilada, para manter a umidade e outro contendo 10 mL de NaOH 1 mol L⁻¹, para capturar o C-CO₂ liberado, sendo o excesso de NaOH 1 mol L⁻¹ titulado com HCl 1 mol L⁻¹, conforme Stotzky, (1965). Foram utilizadas três unidades como prova em branco, em que se colocou somente NaOH, para captar o C-CO₂ presente na atmosfera dos frascos. Os tratamentos foram incubados em três incubadoras do tipo DBO, com as diferentes temperaturas e na ausência de luminosidade. A liberação do C-CO₂ foi avaliada no 1^o, 3^o, 7^o e 12^o dia e posteriormente, realizada a cada 15 dias aproximadamente, até o final da incubação, aos 90 dias. O cálculo da mineralização

do C para os tratamentos com os compostos foi realizado com base na equação 1, conforme segue:

$$MC = ((CO_{2c} - CO_{2t}) / Cad) / 100$$

sendo, MC a mineralização do C dos compostos (% do C adicionado); CO_{2c} e CO_{2t} as quantidades de C- CO_2 liberadas ($mg\ kg^{-1}$) nos tratamentos com os compostos e no tratamento testemunha, respectivamente e Cad o C adicionado ($mg\ kg^{-1}$) pelos compostos.

Para calcular o coeficiente de temperatura (Q_{10}) da mineralização do C foi utilizada a seguinte equação:

$$Q_{10} = (A_2/A_1)^{10/(T_2 - T_1)}$$

sendo, A_1 e A_2 representam a quantidade cumulativa de C- CO_2 entre duas temperaturas (T_1 e T_2).

As avaliações de N inorgânico no solo foram realizadas no 1^o, 7^o, e 20^o dia e após esse período, realizada a cada 20 dias aproximadamente, totalizando seis pontos de avaliação durante o experimento. Em cada avaliação foi determinado o teor de umidade do solo (seco a 105 °C) a fim de expressar os valores em relação à massa de solo seco.

A estimativa da mineralização do N orgânico aplicado ao solo com os compostos foi determinada pela fórmula seguinte:

$$N\ min = (Nro2 - Nro1) - (Nt2 - Nt1)$$

Sendo, N min a quantidade (mg de N kg^{-1} solo) de N mineralizado; Nro1 e Nro2 as quantidades de N inorgânico do solo nos tratamentos com os compostos no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente; e Nt1 e Nt2 as quantidades de N inorgânico do solo no tratamento testemunha no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente. Quando positivo, esse cálculo indica a ocorrência de mineralização líquida de N e quando negativo, imobilização.

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas entre si pelo teste de LSD a 5 % de probabilidade de erro, pelo software estatístico SISVAR v. 5.1.

1.4 Resultados e discussão

O composto acidificado proporcionou maiores fluxos diários e liberações acumuladas de C-CO₂ comparado ao composto sem acidificação, quando adicionados ao solo, nas três temperaturas avaliadas (Figura 1). Entretanto, ao final da incubação não ocorreu diferença significativa entre o C mineralizado em relação ao adicionado pelos compostos acidificados e não (Figura 2).

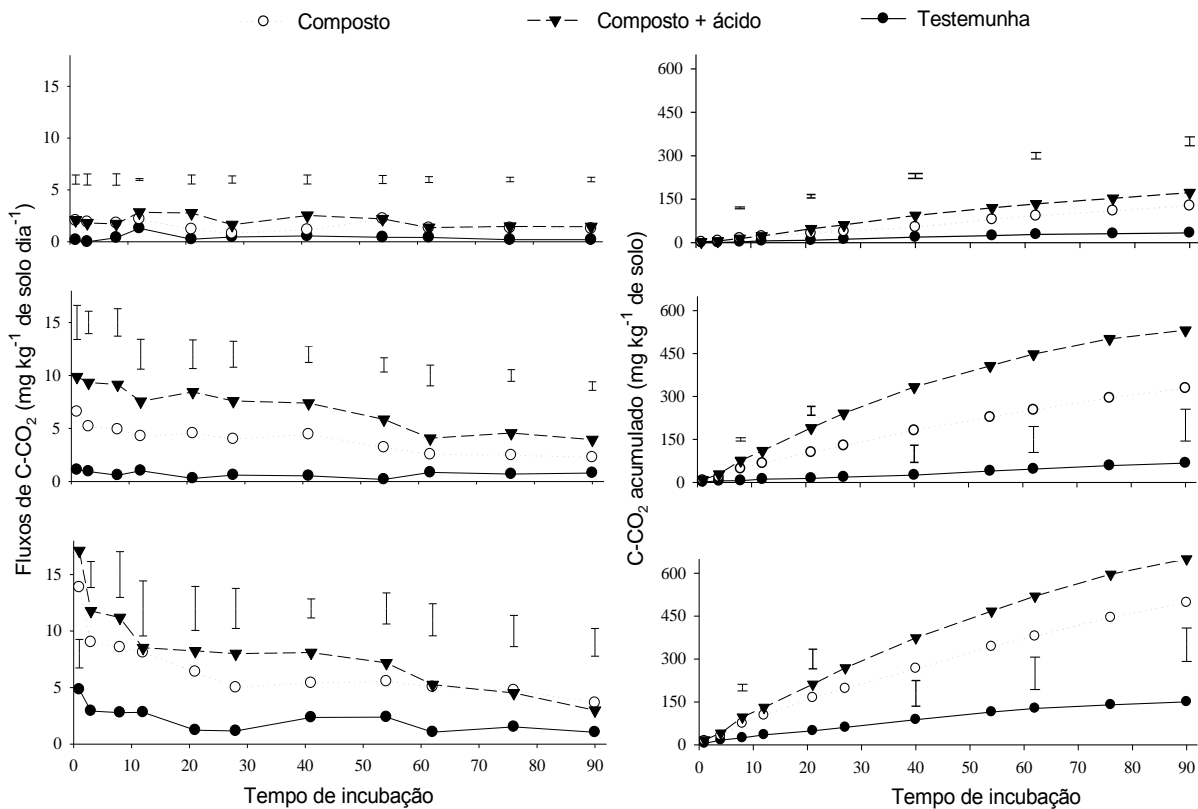


Figura 1. Fluxos de mineralização (a,b,c) e emissão acumulada de C-CO₂ (d,e,f) dos compostos de dejetos líquidos de suínos durante as incubações a 15, 25 e 35 °C. Barras verticais indicam diferença mínima significativa (LSD a 5%). UFSM/Santa Maria, RS, 2013.

Nos dois tratamentos avaliados (composto acidificado e não) os fluxos diários de mineralização de C, nas temperaturas de 25 e 35 °C foram maiores no início da decomposição e diminuíram gradativamente ao longo das incubações (Figura 1 b,c). Os valores obtidos estão próximos aos resultados de 14 e 4 mg C kg⁻¹ solo dia⁻¹, encontrada por Griffin & Hutchinson (2007), em 70 dias de incubação a 25 °C de um composto com dejetos de bovinos misturado a maravalha, adicionados em

quantidades próximas a $200 \text{ mg de N kg}^{-1}$ de solo. Todavia, os autores não mencionam a quantidade de C. A tendência decrescente das taxas de mineralização do C dos compostos, segundo esses autores, deve-se ao fato de que as frações mais lábeis são decompostas inicialmente, permanecendo a porção mais recalcitrante, que é mais resistente ao ataque microbiano. Já na temperatura de $15 \text{ }^\circ\text{C}$ os fluxos de mineralização do C no primeiro dia foram 4,73 vezes abaixo, em média, das encontradas no mesmo período a 25 e $35 \text{ }^\circ\text{C}$, pelos mesmos tratamentos e se mantiveram praticamente sem se elevar até o final do estudo (Figura 1 a). Considerando que a umidade e a quantidade de material foram iguais às incubações a 25 e $35 \text{ }^\circ\text{C}$, esse aspecto deve estar relacionado à baixa atividade dos microrganismos decompositores, sob a condição de $15 \text{ }^\circ\text{C}$.

As liberações acumuladas de C-CO_2 ao final da incubação pelo composto acidificado foram 35,59; 61,55 e 30,75 % acima das obtidas pelo tratamento sem acidificação nas temperaturas de 15 , 25 e $35 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivamente (Figura 1). Esse aspecto está possivelmente relacionado à maior quantidade de C adicionado pelo composto acidificado, uma vez que a dose foi com base no teor de N (Tabela 1). A maior quantidade de C existente nesse composto deve ter sido ocasionada pela adição do ácido na compostagem, considerando que os dejetos, o substrato e as quantidades adicionadas nas pilhas foram os mesmos para os compostos com e sem adição de ácido. Com o pH ácido, é provável que a população heterotrófica de decompositores tenha sido afetada durante a compostagem, proporcionando ao final, um material menos decomposto. A redução na taxa de decomposição dos materiais orgânicos em condições de pH ácido tem sido apontada em outros estudos (REN et al., 2010; FANGUEIRO et al., 2013; DONEDA, 2014). A maior decomposição dos materiais orgânicos durante a compostagem resulta em uma maior humificação do composto produzido, cujas substâncias húmicas, constituídas de uma interação de moléculas poliméricas heterogêneas, conferem-lhe uma característica mais recalcitrante à mineralização do C e do N após a adição ao solo (TIQUIA et al., 2003; BERNAL et al., 2008).

Embora sejam raros os estudos sobre a mineralização do C de compostos de DLS com substratos a base de serragem e maravalha, os valores acumulados nas temperaturas de 25 e $35 \text{ }^\circ\text{C}$ foram próximos aos encontrados por Tran et al. (2013) de aproximadamente $650 \text{ mg kg}^{-1} \text{ C-CO}_2$. Esses autores adicionaram ao solo $13,6 \text{ g kg}^{-1}$, de um composto de dejetos de suínos com substrato de palha de arroz, dose

semelhante ao presente estudo, incubado na temperatura de 25°C, durante 60 dias. Na temperatura de 15 °C a liberação acumulada de C-CO₂ foi 65,19 e 73,92 %, na média dos tratamentos avaliados, abaixo que nas temperaturas de 25 e 35 °C, respectivamente (Figura 1 d,e,f). Esse resultado está de acordo com o observado por Chodak et al. (2001), em que encontraram redução de 64 %, aproximadamente, na liberação acumulada de C-CO₂ pelos compostos, com a variação da temperatura de 25 para 15 °C.

A testemunha apresentou a menor liberação acumulada de C-CO₂, independentemente da temperatura de incubação (Figura 1 d,e,f). Esse aspecto evidencia o elevado grau de recalcitrância da matéria orgânica do solo, comparados aos compostos, também constatado em outras incubações (CONANT et al., 2008; CAYUELA et al., 2010; TRAN et al. 2013). A liberação acumulada pela testemunha de 80,41mg kg⁻¹ de C-CO₂ na média das três temperaturas, está próxima às de 110 e 90 mg kg⁻¹ de C-CO₂, aproximadamente, dos estudos de Conant et al. (2008) e Tran et al. (2013), ambos utilizando solos arados e incubados a 25 °C por um período de 90 e 60 dias, respectivamente.

Embora a acidificação não tenha proporcionado diferença significativa na mineralização do C em relação ao C adicionado pelos compostos (Figura 2), é importante destacar que no composto acidificado, esses valores foram de 12,83; 32,84 e 10,19 % acima dos observados no composto não acidificado, nas temperaturas de 15, 25 e 35 °C, respectivamente. Essa tendência deve estar relacionada à menor recalcitrância do composto acidificado, conforme já discutido. A mineralização do C por ambos os compostos de DLS na média das temperaturas de 25 e 35 °C, está entre os valores de 11 % de mineralização do composto de DLS com substrato de palha de arroz do estudo de Tran et al. (2013) e dos 5 % encontrados por Chodack et al. (2001), com o uso de composto de resíduos urbanos, ambos incubados a 25 °C e por um período próximo ao desse estudo. Já na incubação de 15 °C, a mineralização do C foi próxima aos 2 % do C adicionado, encontrado por Chodack et al. (2001), utilizando essa mesma temperatura.

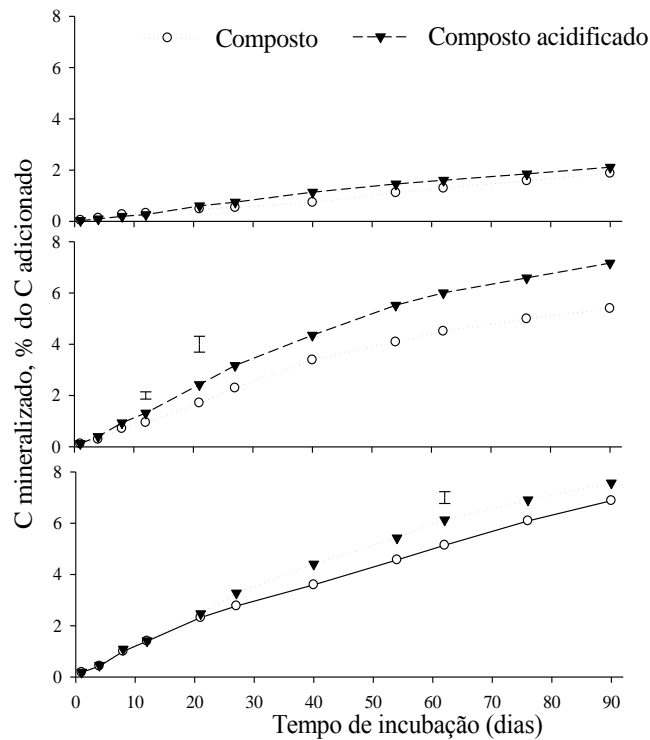


Figura 2. Emissão de C-CO₂, em porcentagem do C adicionado pelos compostos de dejetos líquidos de suínos (DLS) misturados ao solo, incubados em três temperaturas. UFSM/Santa Maria, RS, 2013.

Mesmo sendo encontrado estudos com mineralização do C dos compostos próximos ao presente trabalho, esse valor pode ser variável em outros trabalhos (BERNAL et al., 1998; CAMBARDELLA et al. 2003) com condições semelhante de incubação. Esse aspecto pode estar relacionado, entre outros fatores, com a composição bioquímica dos substratos. Conforme Bernal et al. (2009), as características bioquímicas dos substratos interfere na qualidade final do composto produzido. Segundo Hubbe et al. (2010), materiais mais lignocelulolíticos, conferem maior recalcitrância às substâncias húmicas, sendo mais difíceis de se decomporem após adicionados ao solo. Considerando o elevado teor de lignina dos substratos de serragem e maravalha do presente trabalho, é possível que a baixa mineralização do C esteja relacionado com esse aspecto. Outro aspecto que pode influenciar a mineralização dos compostos de DLS é a sua relação C/N, evidenciado no estudo de Cambardella et al. (2003) em que foram observados uma variação entre 6,5 a 12 % na mineralização do C para os materiais com C/N de 10 e 29, respectivamente, elaborados com diferentes quantidades de palha e caule de milho, misturados ao solo e incubado a 30 °C por 28 dias.

O incremento médio na mineralização do C para cada aumento de 10 °C (Q_{10}), na média dos compostos, não foi afetado pela acidificação do material. O incremento médio na mineralização do C com a elevação da temperatura de 15 para 25 °C foi de 3,14 vezes, sendo maior que o incremento de 1,16 vezes com a elevação de 25 para 35 °C (dados não apresentados). A baixa variação na mineralização do C com a elevação de 25 para 35 °C pode indicar que essa faixa de temperatura está próxima ao ideal para a máxima atividade dos microrganismos que atuaram na decomposição do composto. Os resultados do Q_{10} estão próximos aos obtidos por Chodak et al. (2001) que observaram um aumento de 2,87 vezes na mineralização dos compostos, ao elevar temperatura de 15 e 25 °C. Já para o intervalo de 25 a 35 °C, são raros os trabalhos com compostos, entretanto, com a elevação da temperatura de 20 para 30 °C no estudo de Cayuela et al. (2010), houve um aumento de 1,63 vezes na mineralização do C dos compostos, porém em somente 35 dias. É importante destacar que a qualidade do material orgânico interfere na sua sensibilidade à temperatura (Wang et al. 2013) e como os compostos são elaborados com diferentes manejos e materiais, é de se esperar que haja uma variação da mineralização do C encontrada em diferentes estudos (BERNAL et al., 2009).

A acidificação do composto reduziu a mineralização do N em relação ao material não acidificado após adicionados ao solo, proporcionando valores próximos à zero nas temperaturas de 25 a 35 °C e negativos a 15 °C (Tabela 2). Desta maneira, o teor de N inorgânico inicial do composto acidificado foi praticamente o mesmo ao final da incubação (Figura 3).

No decorrer da incubação o tratamento com o composto não acidificado apresentou uma tendência crescente nos teores de N mineralizado nas diferentes temperaturas (Figura 3a,b,c), apresentando valores positivos em praticamente todo o período das incubações (Figuras 3d,e,f). Resultados com esse comportamento foram observados por outros autores (BERNAL et al. 1998; CAMBARDELLA et al. 2003) trabalhando com compostos de DLS maturados. Por outro lado, no tratamento com o composto acidificado, houve imobilização de N do início da incubação até próximo aos 30 dias, nas temperaturas de 15 e 25 °C e até aos 40 dias na temperatura de 35 °C (Figuras 3d,e,f). Essa imobilização deve estar relacionada com a maior atividade microbiológica nesse tratamento (Figura 1), provavelmente ocasionada pela maior adição de carbono e pela sua qualidade, conforme já

discutido. Após esse período, ocorreu a mineralização do N desse composto até o final da incubação, contudo muito baixa, já que a quantidade final de N inorgânico do solo foi próxima e até mesmo abaixo da encontrada no início do experimento, como na avaliação a 15 °C (Figura 3d,e,f). Nos estudos de Bernal et al. (1998) e Cambardella et al. (2003), com compostos de DLS, avaliando gradientes de decomposição, foi observado que os materiais menos decompostos durante a compostagem, apresentaram imobilização do N após serem adicionados ao solo, comparado com aqueles mais decompostos que não imobilizaram o nutriente, corroborando com o presente estudo.

Tabela 2. Mineralização do N dos compostos de dejetos líquidos de suínos em incubações com três diferentes temperaturas. UFSM/Santa Maria, RS, 2013.

Tratamento	N orgânico	N inorgânico	N mineralizado		
	Inicial	Inicial	15 °C	25 °C	35 °C
	...mg kg ⁻¹ de solo....	% do N orgânico adicionado.....		
Composto	322,66	10,63	3,31Ab*	10,54 Aa	9,23 Aa
Composto acidificado*	293,05	40,25	-5,72Bb	0,76 Ba	0,99 Ba

* letras maiúsculas indicam diferença significativa (teste LSD 5%) nas colunas, e letras minúsculas, indicam diferenças nas linhas.** Composto que recebeu ácido fosfórico durante a compostagem.

A baixa mineralização do N dos compostos, independentemente da acidificação, indica que durante o processo de compostagem o N amoniacal dos dejetos vai sendo incorporado em substâncias húmicas com elevado grau de recalcitrância, de difícil mineralização, conforme discutido por Bernal et al. (2008) e Hubbe et al. (2010). No caso do composto acidificado, a imobilização contribuiu ainda mais para a menor liberação do N inorgânico.

Embora sejam raros os estudos sobre a mineralização do N de compostos de DLS com substratos a base de serragem e maravalha, o N mineralizado pelo composto sem a adição de ácido foi acima dos 25 mg de N kg⁻¹ de solo, aproximadamente, encontrados por Tran et al., (2013). Esse estudo foi realizado com compostos de dejetos de suínos, misturado a palha de arroz, incubados por 60 dias em temperatura de 25°C, aplicados em dose (272 mg N kg⁻¹ de solo) próximas

ao presente estudo. Já em outro estudo (GRIFFIN & HUTCHINSON, 2007) com a utilização de um composto elaborado com substrato a base de maravalha e dejetos bovinos, em uma dose de N de 200 mg de N kg⁻¹ de solo, incubado a 25 °C por 90 dias, foram encontrados teores de N mineralizado (40 mg de N kg⁻¹) próximos aos ao presente estudo. Contudo, é observado em outros estudos (BERNAL et al., 1998; CAMBARDELLA et al., 2003; VALEJO et al., 2006; CORDOVIL et al., 2012) uma maior variação nos resultados da mineralização de N dos compostos de dejetos de suínos. Esse aspecto deve estar relacionado à qualidade dos diferentes compostos estudados, conforme já discutido. Para o composto acidificado não foram encontrados trabalhos comparativos nas principais revistas científicas da área.

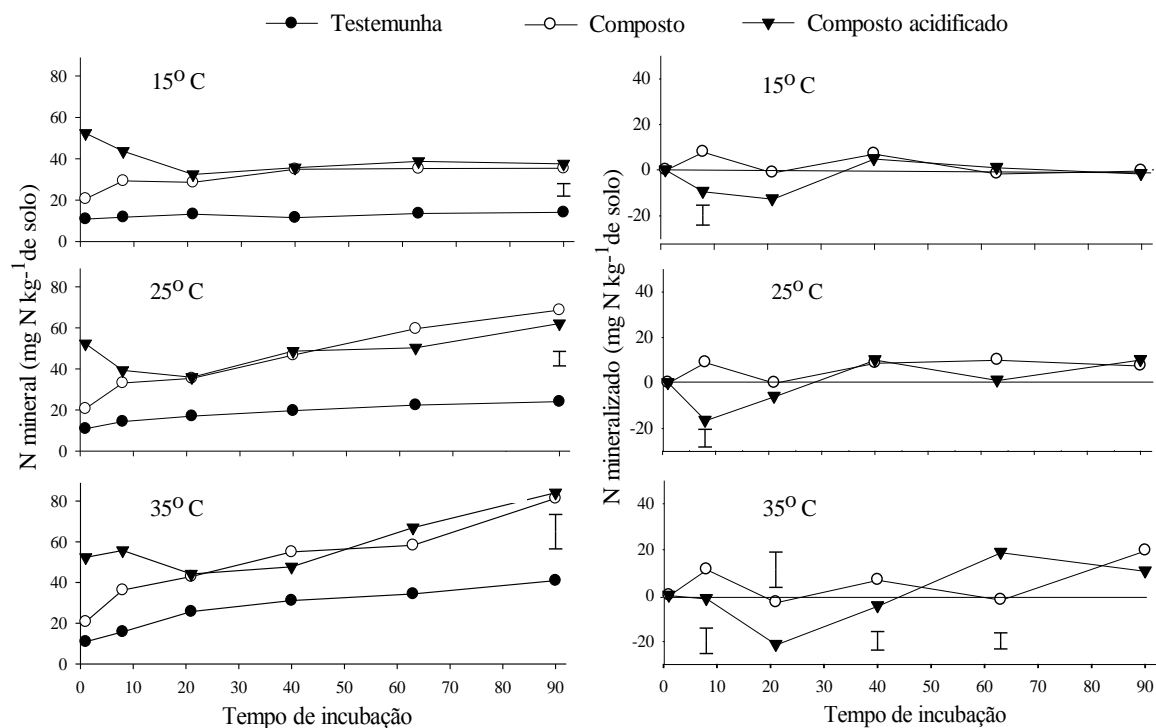


Figura 3. Evolução do N inorgânico (A, B e C) e do N mineralizado (D, E e F) no decorrer da incubação de compostos de dejetos líquidos de suínos (DLS), nas temperaturas de 15, 25 e 35 °C. Barras verticais indicam a diferença mínima significativa (LSD a 5 %). UFSM/Santa Maria, RS, 2013.

Embora tenha havido diferença na mineralização do N dos compostos não houve diferença nas quantidades finais de N inorgânico no solo (Figura 3a,b,c). Isso pode ser devido ao fato do composto acidificado proporcionar um teor de N

inorgânico inicial no solo de 3,8 vezes acima que o composto sem acidificação (Figura 3a,b,c). Assim, mesmo mineralizando menos o composto acidificado apresentou teores de N inorgânico próximos ao não acidificado. A maior quantidade de N inorgânico inicial encontrado no composto acidificado pode ser atribuída ao fato de o H_3PO_4^- ter reduzido as perdas de N por volatilização de NH_3 durante a compostagem, preservando maior quantidade de N inorgânico no composto final, conforme constatado por Doneda, (2014).

Quanto ao efeito da temperatura, observou-se que as maiores mineralizações do N ocorreram nas temperaturas de 25 e 35 °C comparado à temperatura de 15 °C, independentemente da acidificação do composto. Esses resultados corroboram com o estudo de Cayuela et al. (2010), em que verificaram as maiores mineralizações do N dos compostos com temperatura na faixa de 30 °C. Segundo esses autores, o aumento na temperatura é conhecido por afetar diretamente a taxa de mineralização do N, sendo que em solos com uma população microbiana mesófila, o aumento de aproximadamente 10 ° C é normalmente associado ao dobro da atividade desses microrganismos.

1.5 Conclusão

A adição ao solo dos materiais orgânicos produzidos na compostagem de dejetos líquidos de suínos, acidificados ou não, pode incrementar o C do solo e disponibilizam o N inorgânico que pode ser utilizado pelas plantas.

A acidificação dos dejetos líquidos de suínos na compostagem não afeta a mineralização do C em relação ao C adicionado, porém reduz a mineralização do N em relação ao N orgânico.

1.6 Literatura citada

ANGNES, G.; NICOLOSO, R. S.; SILVA, M. L. B. da; OLIVEIRA, P. A. V. de; HIGARASHI, M. M.; MEZZARI, M. P. & MILLER, P. R. M. Correlation denitrifying catabolic genes with N_2O and N_2 emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, v.140, p.368-375, 2013.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v.100, p.5444-5453, 2009.

BERNAL, M.P.; PAREDES, C.; SANCHEZ-MONEDERO, M.A.; CEGARRA, J. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. **Bioresource Technology**, v.63, p.91–99, 1998.

CAMBARDELLA, C.A.; RICHARD, T.L.; RUSSELL A. Compost mineralization in soil as a function of composting process conditions. **European Journal of Soil Science**, v.39, p.117–127, 2003.

CAYUELA, M. L.; SINICCO, T.; MONDINI, C. Effect of compost properties and temperature on C and N mineralisation and soil biochemical properties. In: 14th **Ramiran International Conference**. Lisboa (P) p.13-15, 2010.

CHEN, Y.; HUANG, X.; HAN, Z.; HUANG, X.; HU, B.; SHI, A.; WU, W. Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. **Chemosphere**, v.78, p.1177-1181, 2010.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC – CQFS. Passo Fundo, **Recomendações de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 4. ed. Passo Fundo, SBCN – Núcleo Regional Sul/EMBRAPA – CNPT, 2004.

CONANT, R.T.; STEINWEG, J.M.; HADDIX, M.L.; PAUL, E.A.; PLANTE, A.F. & SIX, J. Experimental warming shows that decomposition temperature sensitivity increases with soil carbon recalcitrance. **Ecology**, v.89, p.2384–2391, 2008.

CORDOVIL, A.M.J.; GOSSB, J.; COUTINHO, C.; CABRAL, F. Estimating short- and medium-term availability to cereals of nitrogen from organic residues. **Journal of Plant Nutrition**, v.35, p.366-383, 2012.

DONEDA, A. **A acidificação de dejetos líquidos de suínos afeta as emissões de amônia e gases de efeito estufa no processo de compostagem automatizada**. Tese (Doutorado). PPGCS / Universidade Federal de Santa Maria, 2014.

FANGUEIRO, D.; SURGY, S.; COUTINHO, J. & VASCONCELOS, E. Impact of cattle slurry acidification on carbon and nitrogen dynamics during storage and after soil incorporation. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.176, p.540-550, 2013.

GRIFFIN, T. S.; HUTCHINSON, M. Compost maturity effects on nitrogen and carbon mineralization and plant growth. **CompostScience &Utilization**, v.15, p.228-236, 2007.

HUBBE, M.A.; NAZHAD, M.; SÁNCHEZ, C. Composting as a way to convert cellulosic biomass and organic waste into high-value soil amendments: a review. **BioResources**, v 5, p.2808-2854, 2010.

REN, F.; SCHUCHARDT, Y.J.; SHEN, G.X.; LI, C.P. Impact of struvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and cornstalk. **Waste Management**, v.30, p.885–892, 2010.

STOTZKY, G. Microbial respiration. In: BLACK, C.A.; EVANS, D.D. & WHITE, J.L., eds. Methods of soil analysis. Part 2. Madison, **American Society of Agronomy**, 1965. p.1550-1572.

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

TIQUIA, S.M. Evaluation of organic matter and nutrient composition of partially decomposed and composted spent pig litter. **Environmental Technology**, v.24,p. 97-107, 2003

TRAN, T.M.; LUXHØI, J. & JENSEN, L.S. Turnover of Manure N-Labelled Ammonium during Composting and Soil Application as Affected by Lime and Superphosphate Addition. **Soil Science Society of America Journal**, v.77, p.190-201, 2013.

VALLEJO, A.; SKIBA, U.M.; GARCÍA-TORRES, L.; ACRE, A.; LOPEZ-FERNÁNDEZ, & L. SANCHEZ, L: Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and compost. **Soil Biology Biochemistry**, 38, 2782-2793, 2006.

WANG, G.; ZHOU, Y.; XU, X.; RUAN, H. & WANG, J. Temperature Sensitivity of Soil Organic Carbon Mineralization along an Elevation Gradient in the Wuyi Mountains, China. **PloS one**, v.8, 2013.

3. ARTIGO 2. COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS COM E SEM ACIDIFICAÇÃO: EFEITO DOS COMPOSTOS NO ACÚMULO DE N E NA PRODUÇÃO DA ALFACE

3.1 Resumo

A compostagem automatizada de dejetos líquidos de suínos (DLS) possui potencial de gerar um grande volume de composto orgânico na Região Sul do Brasil. O valor agrônomo desses materiais é pouco estudado, especialmente daqueles em que os DLS foram acidificados durante a compostagem. O objetivo do trabalho foi verificar o potencial fertilizante nitrogenado do composto de DLS, com e sem acidificação, misturado à ureia, a DCD e ao NBPT, no cultivo da alface. O experimento foi realizado na Universidade Federal de Santa Maria - RS, de 25/05/12 à 01/08/12, em dois cultivos sucessivos da alface. O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso, com quatro repetições com os seguintes tratamentos: T1- Testemunha sem aplicação de composto ou ureia (T); T2 – T associada à DCD e NBPT (T+In); T3- Composto de DLS sem acidificação (C); T4- C associado à DCD e o NBPT (C+In); T5- Composto de DLS com acidificação (CA); T6- CA associado à DCD e o NBPT (CA+In); T7- Organomineral, constituído da mistura do composto não acidificado e ureia (OM); T8- OM associado à DCD e o NBPT (OM+In); T9- Ureia (U) e T10- U associada à DCD e o NBPT (U+In). Os tratamentos foram aplicados para disponibilizar 175 kg de N ha⁻¹. No segundo cultivo não foram aplicados os compostos visando avaliar seu efeito residual. A acidificação não interferiu nas características avaliadas na soma dos dois cultivos. Os compostos proporcionaram incrementos de 30 kg ha⁻¹ no acúmulo de N e de 1.340 kg ha⁻¹ na produção de matéria seca da alface em relação à testemunha, na média dos dois cultivos. Todavia, a mistura do composto com a ureia proporcionou os melhores resultados. A DCD e o NBPT não interferiram no acúmulo de N e na produção da alface, entretanto, quando adicionados na mistura do composto com a ureia ou somente na ureia, reduziram em 45,3 e 34,3 % os teores de nitrato nas folhas, respectivamente.

Termos de indexação: composto orgânico, organomineral, DCD, NBPT.

3.2 Introdução

A compostagem automatizada dos dejetos líquidos de suínos (DLS) é uma estratégia de tratamento que apresenta uma série de vantagens ambientais em relação a outros destinos comumente dados a esses resíduos. Além disso, o material orgânico produzido (composto de DLS) é mais concentrado em nutrientes e de mais fácil manejo nos cultivos que os DLS, possibilitando seu uso em áreas geograficamente limitadas à utilização dos dejetos na forma líquida (AGNES et al., 2013). Na região Sul do Brasil, esse tipo de compostagem vem sendo preconizado recentemente por órgãos ambientais, agroindústrias e suinocultores e apresenta elevado potencial de expansão (OLIVEIRA et al., 2011; SHERER, 2013).

Os compostos de DLS produzidos no sistema automatizado de compostagem, que tem como substrato a mistura de serragem e maravalha, ainda são pouco conhecidos quanto ao seu potencial de uso nos cultivos. Atualmente, ainda não há uma recomendação de uso agrícola para os cultivos no Sul do Brasil, através da Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS-RS/SC, 2004). Entre os raros estudos sobre estes compostos, Scherer (2013), observou respostas lineares na produção de milho e feijão, não encontrando o máximo potencial das culturas com as doses testadas. Em outros trabalhos com compostos de DLS, obtidos em compostagem manejadas diferentemente da automatizada, no cultivo da alface, também foram encontradas produções lineares (PARIZOTTO & PANDOLFO, 2010) e abaixo do potencial da cultura (ROS et al., 2007).

A falta de conhecimento sobre o uso agrônômico do composto de DLS pode levar a perdas significativas na produção e induzir ao desinteresse por esse promissor material. Além disso, a utilização irracional do composto pode ocasionar a contaminação ambiental (DAHAN et al. 2014), sobretudo dos alimentos, com elevados níveis de nitrato que é nocivo à saúde humana (PAVLOU et al., 2007). Esses aspectos justificam o estudo sobre a disponibilização de N pelos compostos de DLS para os cultivos, que é o macronutriente limitante para atender as exigências de várias culturas, quando fertilizadas com materiais orgânicos (CQFS-RS/SC 2004).

Espera-se que o composto apresente uma disponibilidade lenta de N no solo, em sincronia com a absorção das plantas, evitando as perdas e acúmulo excessivo

de nitrato no tecido vegetal (NOVAK E FIORELLI, 2010). Porém, a adição de ácido na compostagem, utilizada com o objetivo de reduzir a volatilização de amônia, pode resultar em um material com teor de N mineral quatro vezes maiores ao composto não acidificado (DONEDA, 2014). Esse material pode ter um comportamento diferente a um composto sem acidificação após ser adicionado ao solo, refletindo na produção das plantas e no acúmulo de N justificando o estudo sobre esse aspecto.

A mistura dos compostos de DLS à ureia, gerando um fertilizante organomineral, pode ser uma alternativa para melhorar a disponibilidade do N para as plantas. Contudo, esse efeito é pouco conhecido com os materiais orgânicos em questão. A mistura organomineral, com o uso de composto, pode resultar segundo Souza & Roberto (2005), em um material com elevado potencial fertilizante, devido às propriedades físicas e químicas dessa matéria orgânica, que entre outros aspectos benéficos, preservam mais o N adicionado via fertilizante mineral, melhorando seu aproveitamento pelas plantas.

Uma outra estratégia ainda pouco avaliada em materiais orgânicos sólidos e misturas organominerais para preservar o N no solo, é o uso de inibidores de nitrificação e urease. Os inibidores possibilitam um melhor aproveitamento do N pelas plantas e um menor acúmulo de nitrato nas folhas, conforme verificado por Pfab et al. (2012) e Irigoyen et al. (2006), respectivamente, associando-os com a ureia. Essas substâncias, como a dicianodiamida (DCD) inibem temporariamente a ação da enzima amônia monooxigenase nas bactérias nitrificadoras, retardando a oxidação do amônio mineralizado do material orgânico ou da ureia à NO_3^- (ASING et al., 2008). Já o tiofosfato de N-butiltriamida (NBPT) inibe temporariamente a urease postergando a hidrólise da ureia a amônio (PFAB et al., 2012). Desta maneira, o N mineral permanece mais tempo como NH_4^+ , podendo ser absorvido pelas plantas nessa forma, reduzindo o acúmulo do N-NO_3^- no tecido, além de retardar a formação do NO_3^- , que mais é facilmente perdido por lixiviação ou desnitrificação.

A possibilidade de utilizar o composto DLS em cultivos, como forma única de fertilizante, misturado à ureia, ou DCD e NBPT, pode aumentar a produção e a sustentabilidade dos cultivos agrícolas via ciclagem de nutrientes, diminuir os custos e agregar valor à suinocultura. Entre os cultivos com potencial de uso desses insumos destacam-se as hortaliças, que são produzidas de forma intensiva, demandando elevadas doses de fertilizantes orgânicos, além de possuir alta densidade econômica, viabilizando o uso dos compostos e dos inibidores.

Nesse contexto, o estudo foi conduzido com o objetivo de verificar o potencial fertilizante nitrogenado do composto de DLS, com e sem acidificação, misturado a ureia, a DCD e ao NBPT, no cultivo da alface.

3.3 Material e métodos

3.3.1 Localização e produção do composto

Os trabalhos foram realizados em 2012 na Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, RS, com as coordenadas geográficas 29° 41' 29" Sul, 53° 48' 3" Oeste, com 105 m de altitude e clima caracterizado como Cfb, segundo a classificação de Köppen. As temperaturas e precipitações ocorridas no período do experimento estão representadas na figura 1. O solo do local foi um Argissolo Vermelho Distrófico arênico (Tabela 1), antecedido por um cultivo de milho, que após a retirada do material orgânico da superfície foi submetido a uma lavração com arado de disco a 0,30 m de profundidade, aproximadamente, 15 dias antes da instalação do experimento.

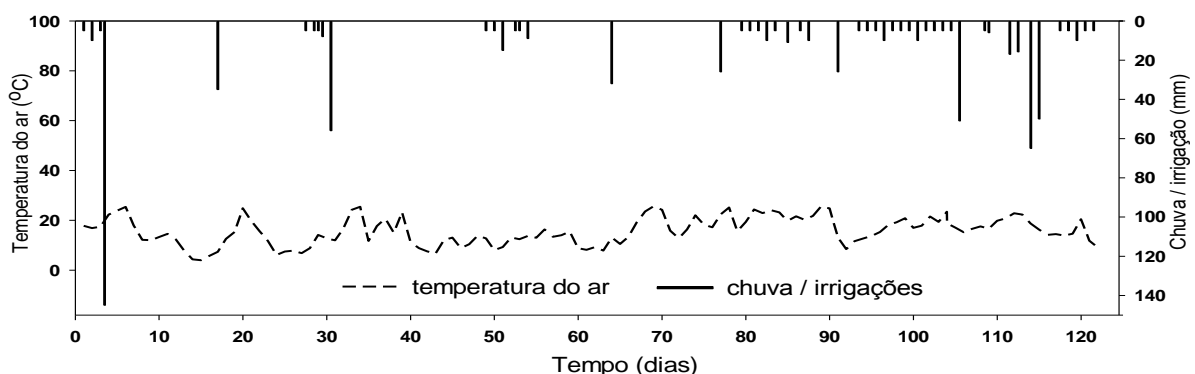


Figura 1. Temperatura do ar e precipitações/irrigações ocorridas no experimento durante o período de 26/05/12 à 01/08/12. Santa Maria/UFSM, 2012.

Os compostos, caracterizados na Tabela 1, foram produzidos no Departamento de Solos da UFSM, através de um processo de compostagem automatizada de DLS, o qual foi conduzido em escala de protótipo, com as aplicações dos DLS e os revolvimentos das pilhas sendo realizados simultaneamente, através de uma máquina especialmente construída para esse fim, cujos detalhes de construção e funcionamento são descritos em Doneda (2014). O substrato utilizado foi uma mistura de maravalha e serragem na proporção (%) de 50:50 (m:m). Foram feitas duas pilhas de compostagem com dimensões de 4 x 1 x 1 m de comprimento, largura e altura, respectivamente. Em uma das pilhas foi adicionado ácido fosfórico 0,35% (v/v) (85 % de H_3PO_4 e densidade $1,6 \text{ g cm}^{-3}$) aos DLS em todas as aplicações, com o objetivo de reduzir a volatilização de NH_3 . Foram realizadas 14 aplicações de DLS, com revolvimentos simultâneos, totalizando $3.836 \text{ L pilha}^{-1}$, além de 8 revolvimentos adicionais, sem aplicação de DLS. Durante os primeiros 108 dias de compostagem as aplicações de DLS foram semanais e a partir daí procedeu-se apenas o revolvimento semanal das pilhas até o final do experimento, aos 154 dias.

Tabela 1. Principais características dos compostos produzidos através de compostagem automatizada de DLS, com e sem adição de ácido fosfórico (H_3PO_4). UFSM/Santa Maria, RS, 2012.

Material	pH	MS	N			P	K	C	C/N	dose*	
			NH_4^+	NO_3^-	Nt					MS	N
		%g kg ⁻¹Mg ha ⁻¹ *...			
C	7,2	24,7	0,2	0,5	27,9	13,8	36,9	410,9	14,7	18,4	0,5
CA	5,0	25,4	0,4	2,7	21,4	12,7	30,5	423,3	19,8	24,5	0,5
Solo**	5,7	-	1,2	0,6	191,9	7,9	88,0	20,7	-	-	-

Nt – N total, MS – matéria seca; * A dose, os teores do N e do C dos compostos, estão expressos na matéria seca. C – composto, CA – composto acidificado com ácido fosfórico (H_3PO_4) durante a compostagem. ** Os teores de N do 'solo' estão expressos em $mg \text{ kg}^{-1}$.

O teor de N total dos compostos de DLS foi determinado através de combustão seca em Autoanalisador Elemental modelo Flash EA 1112 e o N mineral, conforme Tedesco et al. (1995).

3.3.2 Experimento de campo

O experimento de campo foi conduzido na área do Departamento de Zootecnia da UFSM, no setor da Suinocultura. Foram realizados dois cultivos sucessivos da alface, (*Lactuca sativa*) variedade Amanda, durante os períodos de 26/05/12 à 01/08/12 e 07/08/12 à 27/09/12, onde foram determinados por meio dessas plantas o acúmulo de N, produção e o teor de nitrato nas folhas, proporcionados pelos diferentes tratamentos. As análises foram realizadas no Departamento de Solos da UFSM. Os tratamentos utilizados foram: T1- Testemunha sem aplicação de composto ou ureia (T); T2 - Testemunha associada aos inibidores DCD e NBPT (T+In); T3- Composto de DLS sem acidificação (C); T4- Composto de DLS sem acidificação associado à DCD e o NBPT (C+In); T5- Composto de DLS com acidificação (CA); T6- Composto de DLS com acidificação associado à DCD e o NBPT (CA+In); T7- Organomineral, constituído da associação de composto não acidificado e ureia (OM); T8- Organomineral associado à DCD e o NBPT (OM+In); T9- Ureia (U) e T10- Ureia associada à DCD e o NBPT (U+In). O delineamento utilizado foi o de blocos casualizados, com quatro repetições, onde cada bloco correspondeu a dois canteiros paralelos, contendo todos os tratamentos. As parcelas tinham a dimensão de 1,00 x 5,00 m e uma altura de canteiro de aproximadamente 0,20m, sendo que os canteiros foram realizados com o uso de uma encanteiradora mecanizada.

A dose de N aplicada com a ureia foi de 175 kg N ha^{-1} , a qual foi estabelecida com base na recomendação da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQRF/RS-SC, 2004) para a cultura da alface. No caso dos compostos a dose foi de 500 kg N ha^{-1} estabelecida com base no teor de N total de ambos, assumindo um potencial de disponibilidade do N mineral de até 35 % durante o período respectivo ao primeiro cultivo da alface, sendo um valor médio sugerido por outros autores para os compostos de dejetos de suínos (VALLEJO et al., 2006; CORDOVIL et al., 2012). A dose dos compostos (Tabela 1) foi aplicada integralmente no dia do transplante das mudas. As dosagens dos tratamentos em kg ha^{-1} , foram aplicadas considerando somente a área útil do canteiro. Para os cálculos de produção de

matéria seca (MS), acúmulo de N e NO_3^- também foi utilizado o número de plantas por m^2 de canteiro, não considerando a área dos corredores.

No tratamento com ureia, em ambos os cultivos, além do N foram aplicados também P e K, nas doses de 100 e 120 kg ha^{-1} e tendo como fontes o cloreto de potássio (KCl; 60% de K_2O) e o super fosfato triplo (SFT; 42% de P_2O_5), conforme recomendado pela CQFS-RS/SC 2004 para a alface. Os tratamentos C e CA foram aplicados apenas no primeiro cultivo da alface, sendo que no segundo cultivo foi avaliado o seu efeito residual. Nos tratamentos OM e OM+In, 50% da quantidade de N foi adicionada ao solo com o composto não acidificado e 50% com ureia, além da metade da dose de P e K aplicados conforme nos tratamentos U e U+In. No segundo cultivo, os tratamentos OM e OM+In receberam apenas a fração mineral.

Nos tratamentos com composto (C, C+In, CA e CA+In), nos tratamentos organominerais (OM e OM+In) e nos tratamentos com ureia (U e U+In), os fertilizantes foram distribuídos manualmente na superfície do solo e em seguida incorporados mecanicamente com a encanteiradora, a aproximadamente 0,15 m.

Imediatamente após essa operação foi efetuado o transplante das mudas de alface (*Lactuca sativa*) da variedade Amanda nas parcelas. As mudas apresentavam duas folhas em média e foram transplantadas no espaçamento de 0,2 x 0,3 m. Sempre que necessário foi utilizada irrigação pelo sistema de gotejamento.

Nos tratamentos com ureia, ela foi parcelada em quatro aplicações, sendo a primeira na base, no transplante das mudas e as outras três espaçadas de 15 dias no primeiro cultivo e em 10 dias no segundo cultivo. Na aplicação de base, a ureia foi distribuída na superfície do solo dos canteiros, juntamente com o KCl e o SFT sendo incorporados em seguida. Para as adições de ureia em cobertura, ela foi dissolvida em água e aplicada juntamente com a irrigação por gotejamento, simulando a fertirrigação, prática comumente utilizada na cultura da alface.

A adição da DCD e do NBPT foi realizada na dose equivalente a 12 kg ha^{-1} de DCD e 1,5 L ha^{-1} de NBPT, puros e aplicados da seguinte maneira: a) nos tratamentos T+In, C+In e CA+In, os inibidores foram dissolvidos em água e aplicados em dose única, na base, sendo pulverizados sobre os tratamentos após sua adição na superfície do solo e incorporados imediatamente; b) no tratamento U+In a DCD e o NBPT foram adicionados à ureia, sendo divididos em quatro aplicações. Na aplicação de base, a ureia foi distribuída na superfície do solo e em seguida, os inibidores foram pulverizados sobre o canteiro e imediatamente

incorporados. Nas adubações de cobertura, os inibidores foram misturados à ureia, dissolvidos na água e aplicados junto ao sistema de irrigação, simulando uma fertirrigação, da mesma forma que o tratamento U; c) No tratamento OM+In, os inibidores foram adicionados 50 % na base, aplicados da mesma forma que nos tratamentos C+in e os outros 50 % adicionados via adubação com ureia, realizada conforme a aplicação do tratamento U+In.

3.3.4 Acúmulo de N, produtividade e recuperação pela alface do N aplicado

As avaliações das plantas da alface (raiz, caule e folhas) foram realizadas por ocasião da colheita (12 plantas por parcela), que ocorreram aos 65 e 51 dias do plantio no primeiro e segundo cultivo, respectivamente. Além disso, durante o primeiro cultivo acompanhou-se a produção de MS e o acúmulo de N da parte aérea das plantas ao longo do tempo. Para isso, procederam-se quatro coletas de plantas sendo 12, 8, 8 e 12 por parcela aos 21, 42, 54 e 65 dias do plantio, respectivamente.

Após as colheitas, procedeu-se a retirada de partículas de solo que ficaram aderidas às folhas e às raízes. Em seguida, as plantas foram pesadas e acondicionadas em estufa à 65 °C até peso constante. Após a secagem na estufa, as plantas foram pesadas e moídas, para se determinar a matéria seca. O teor de N total das amostras foi determinado através de combustão seca em Autoanalisador Elementar modelo Flash EA 1112.

Para obter a estimativa de N recuperado pelos tratamentos no primeiro cultivo, foi subtraído o N acumulado nos órgãos das plantas de cada tratamento, pelo tratamento testemunha, que não recebeu fertilizantes. Esse método considera que não há efeito dos compostos ou da adubação mineral na matéria orgânica já existente no solo, denominado como efeito 'priming'. Assim, esse resultado é denominado de recuperação aparente do N aplicado. Para esse cálculo foi utilizado a fórmula proposta por Mitchell e Teel, (1977):

$$RaN = \left(\frac{NAPf - NAPsf}{Naf} \right) \times 100$$

Onde, RaN é a recuperação aparente de N; NAPf é a quantidade de N acumulado pelo tratamento avaliado; Naf é a quantidade de N adicionado nesse mesmo tratamento e NAPsf é a quantidade de N acumulado pela testemunha.

No segundo cultivo, a RaN dos tratamentos C, C+In, CA, CA+In foi calculada considerando o N adicionado no primeiro cultivo para verificar o efeito residual. Nos tratamentos OM e OM+In a RaN foi calculada com o N adicionado pelo componente 'composto' no primeiro cultivo, mais o N adicionado via ureia no segundo. Nos tratamentos U e U+In a RaN foi estimada sobre o N adicionado no segundo cultivo.

Foi monitorado o N mineral do solo durante os cultivos (Figura 2) por meio de análises do solo coletado periodicamente nas parcelas a uma profundidade de 0-10 cm, onde se situa a maior parte do sistema radicular da alface. O N mineral foi determinado conforme Tedesco et al., (1995). Em cada avaliação era determinado o teor de umidade do solo (105°C) a fim de expressar os valores em solo seco.

3.3.5 Acúmulo de nitrato nas folhas

Os teores de N-NO_3^- nas folhas da alface foram avaliados aos 54 e 65 dias do plantio no primeiro cultivo e aos 51 dias no segundo, quando as plantas apresentavam peso comercializável, conforme a CEAGESP (2014). As análises foram realizadas na MS das plantas a qual foi submetida à extração de NO_3^- com água conforme o método proposto por Bremner & Keeney (1965). Extrapolou-se a concentração resultante para a massa verde (MV), maneira convencionalmente utilizada para mensurar os limites relacionados à saúde humana. A determinação do N-NO_3^- nos extratos das amostras foi realizada em analisador de fluxo contínuo com determinação colorimétrica em 540 nm para nitrito+nitrato, com uso do equipamento SAN plus (método CFA, Skalar, Breda, Holanda).

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias dos tratamentos foram comparadas entre si pelo teste de LSD a 5 % de probabilidade de erro, pelo sistema computadorizado SISVAR.

3.4 Resultados e discussão

3.4.1 Acúmulo de N, produtividade e recuperação pela alface do N aplicado

Nos dois cultivos, os tratamentos com os compostos de DLS acidificados e não, promoveram incrementos significativos no acúmulo de N e na produção de MS da alface em relação à testemunha (Tabela 2 e 3). O tratamento com ureia, aqui utilizado como referência, proporcionou um acúmulo de N e uma produção de MS próxima aos obtidos por Souza et al. (2009), com a mesma variedade e por Rincón et al. (2002), com cultivares do mesmo grupo, ambos em condições ideais de cultivo. Isso indica que as condições ambientais dos cultivos e a recomendação de adubação da CQRF/RS-SC, (2004) para a ureia, foram adequadas para a alface.

A produção da MS da alface, na média dos tratamentos, distribuiu-se nas plantas em uma proporção de 10,07 % nas raízes, 6,85 % no caule e 83,08 % nas folhas. Considerando essa partição, as diferenças tanto na produção de MS quanto no acúmulo de N encontrado na planta inteira, seguiram a mesma tendência das observadas nas folhas, em todos os tratamentos. (Tabela 2 e 3).

Os compostos não apresentaram diferenças significativas no acúmulo de N e na produção da MS, na somados dois cultivos (Tabela 2 e 3). Contudo, as plantas dos tratamentos CA e CA+In apresentaram em média no primeiro cultivo, uma produção de MS e acúmulo de N 14,92 e 9,70 % acima que as médias dos tratamentos C e C+In, respectivamente. Por outro lado, no segundo cultivo esse comportamento foi inverso, sendo que os tratamentos C e C+In proporcionaram em média, uma produção de MS e um acúmulo de N 39,58 e 35,93 % acima, que os tratamentos CA e CA+In, respectivamente. Sobre isso, é possível que as plantas dos tratamentos CA e CA+In, no primeiro cultivo, tenham sido beneficiadas pela maior quantidade de N mineral desse composto comparado ao composto sem acidificação (4,20 vezes acima) (Tabela 1). Já no segundo cultivo, o composto sem acidificação deve ter mineralizado o N mais tardiamente, comparado ao composto acidificado, beneficiando as plantas dos tratamentos C e C+In. Esse aspecto evidencia o efeito residual desses compostos, especialmente do tratamento C, o qual proporcionou um acúmulo líquido de N de 23,28 % a mais no segundo cultivo.

Tabela 2. Acúmulo de N pela alface em dois cultivos no campo, realizados no período de 26/05/12 à 01/08/12 e 08/08/12 à 27/09/12. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.

Tratamento	1 ^o cultivo				RaN	2 ^o cultivo				1 ^o e 2 ^o cultivo		
	N adicion.	raiz	Caule	folha		Total	%	N adicion.	raiz		parte aérea	total
T	0	2,11 c*	1,21 f	21,51 c	24,83 c	-	0	1,33 d	8,11 d	9,44 d	-	34,27 c
T+In	0	2,25 c	1,99 ef	20,28 c	24,52 c	-	0	1,32 d	8,97 d	10,19 d	-	34,71 c
C	500	6,09 b	2,98 de	43,90 b	52,97 b	5,60 c	0	2,42 bc	42,48 b	44,90 b	7,09 c	97,87 b
C+In	500	6,33 b	2,15 ef	44,34 b	52,82 b	5,59 c	0	2,27 bcd	42,03 b	44,30 b	6,97 c	97,12 b
CA	500	8,52 ab	5,32 a	43,91 b	57,75 b	6,58 c	0	1,26 d	30,85 c	32,11 c	4,53 c	89,86 b
CA+In	500	7,57 ab	4,54 ab	46,22 b	58,33 b	6,70 c	0	1,88 cd	31,64 c	33,52 c	4,83 c	91,85 b
OM	337,50	8,75 ab	3,67 bcd	68,34 a	80,76 a	16,57 b	87,50	3,27 b	57,58 a	60,85 a	15,23 b	141,61 a
OM+In	337,50	10,47 a	4,27 abc	71,67 a	86,41 a	18,24 b	87,50	3,33 b	54,60 a	57,93 a	14,37 b	144,34 a
U	175	8,55 ab	3,00 de	72,07 a	83,63 a	33,60 a	175	4,72 a	60,65 a	65,37 a	31,96 a	149,00 a
U+In	175	8,56 ab	3,22 cd	73,36 a	85,14 a	34,46 a	175	4,48 a	59,01 a	63,49 a	30,89 a	148,63 a
CV (%)	-	25,07	22,43	12,38	11,26	16,18	-	24,13	9,43	9,56	13,30	7,56

T – testemunha, C – composto, CA – composto acidificado com ácido fosfórico (H_3PO_4) durante a compostagem, OM – organomineral, U – ureia e In – inibidores de nitrificação e urease, N adicion. – N adicionado

* Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos pelo teste LSD à 5%.

**RaN – a recuperação aparente do segundo cultivo foi calculada: nos tratamentos C, C+In, CA e CA+In sobre o N adicionado via composto no início do 1^o cultivo; nos tratamentos OM e OM+In sobre o N adicionado pelo composto no início do 1^o cultivo + o N adicionado via ureia no 2^o cultivo; nos tratamentos U e U+In sobre o N aplicado no 2^o cultivo. Foram consideradas 166.666 plantas ha⁻¹.

Embora os tratamentos C, C+In, CA e CA+In tenham proporcionado incremento no acúmulo de N, em relação à testemunha em ambos os cultivos, eles foram inferiores na média dos tratamentos U e U+in em 37,09 % e ao OM e OM+In em 34,23 %. Em um trabalho semelhante, Elherradi et al. (2005) encontraram um acúmulo de N pela alface no tratamento com composto (350 kg de N ha⁻¹) inferior em 40,51 e 35,52 % comparado àqueles com sulfato de amônio (100 kg de N ha⁻¹) e organomineral, respectivamente. O baixo potencial de mineralização do N do composto, no decorrer do cultivo da alface, é a justificativa apontada por esses autores para explicar tais resultados.

O menor acúmulo de N pela alface nos tratamentos com composto comparados à ureia, nesse trabalho, também deve estar relacionada com a mineralização de N abaixo do esperado por esses materiais. Pois, era esperado que 35 % do N total dos compostos fossem disponibilizados no primeiro cultivo, conforme sugerido, em média, por Valejo et al. (2007) e Cordovil et al. (2012). Assim, seriam disponibilizados 175 kg de N mineral ha⁻¹ no solo, ou seja, a mesma dose de N aplicada via ureia, o que deveria implicar em resultados semelhantes. Essa disponibilidade de N pelos compostos abaixo que o esperado é evidenciado pelo teor de N mineral do solo dos tratamentos C, C+In, CA e CA+In, que foram em média, inferiores em 73,85 %, aos tratamentos com U e U+In no primeiro cultivo (Figura 2). Embora o teor de N mineral do solo nos tratamentos com os compostos tenha sido inferior durante todo primeiro cultivo em relação a ureia, o N acumulado pelas plantas nesses tratamentos diferiram somente após os 40 dias do plantio (Figura 3).

A baixa disponibilidade de N às plantas em relação ao esperado pelos compostos de DLS pode ser atribuída a alguns fatores: a) elevado teor de lignina do substrato, constituído por serragem e maravalha. Conforme HUBBE et al. (2012), a composição bioquímica dos substratos interfere nas características dos compostos, sendo que materiais lignocelulolíticos contribuem para sua recalcitrância, tornando-o mais resistente a ação microbiológica; b) imobilização do N no solo devido a decomposição dos compostos. Esse aspecto foi verificado por Bernal et al. (1998), avaliando compostos com diferentes graus de decomposição, e por Giacomini et al. (2013) com o uso de cama sobreposta de suínos; c) baixa temperatura durante os cultivos da alface (13,5 °C). Segundo Cayuela et al. (2010), os maiores teores de N mineralizado nos compostos ocorrem com a temperatura na faixa dos 30 °C.

Tabela 3. Produção de matéria seca da alface de dois cultivos sucessivos realizados no campo durante o período de 26/05/12 à 01/08/12 e 08/08/12 à 27/09/12. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.

Tratamentos	Matéria seca								
	Raiz	caule	Folhas	Total	raiz	caule	folhas	total	Total
1º cultivo.....			2º cultivo.....				1º e 2º cultivo
Mg ha ⁻¹Mg ha ⁻¹				Mg ha ⁻¹
T	0,096 d	0,063 e	0,832 d	0,991 e	0,071 b	0,031 b	0,238 d	0,340 d	1,331 c
T+In	0,098 d	0,058 e	0,765 d	0,921 e	0,073 b	0,034 b	0,401 d	0,508 d	1,429 c
C	0,257 d	0,134 bcd	1,771 c	2,162 d	0,143 a	0,164 a	1,624 b	1,931 b	4,093 b
C+In	0,285 bc	0,119 cd	1,819 c	2,223 d	0,139 a	0,159 a	1,629 b	1,927 b	4,150 b
CA	0,377 a	0,188 a	1,947 c	2,516 c	0,078 b	0,144 a	1,139 c	1,361 c	3,877 b
CA+In	0,334 abc	0,197 a	1,990 c	2,521 c	0,108 ab	0,161 a	1,134 c	1,403 c	3,924 b
OM	0,307 abc	0,158 abc	2,450 ab	2,915 ab	0,143 a	0,154 a	1,758 ab	2,062 ab	4,977 a
OM+In	0,363 bc	0,161 ab	2,519 a	3,043 a	0,149 a	0,173 a	1,733 ab	2,055 ab	5,098 a
U	0,279 c	0,118 d	2,327 ab	2,724 bc	0,158 a	0,139 a	1,916 a	2,213 a	4,937 a
U+In	0,282 c	0,128 bcd	2,243 b	2,653 bc	0,138 a	0,156 a	1,786 ab	2,080 ab	4,733 a
CV (%)	17,75	17,49	7,92	6,99	26,26	23,42	11,00	10,08	5,59

* Foram consideradas populações de 166.666 plantas ha⁻¹.

T – testemunha, C – composto, CA – composto acidificado com ácido fosfórico (H₃PO₄) durante a compostagem, OM – organomineral, U – ureia e In – inibidores de nitrificação e urease.

Foi utilizado o teste de separação de médias LSD à 5%.

Embora apresentando menor acúmulo de N, as plantas dos tratamentos CA e CA+In (primeiro cultivo) e C e C+In (segundo cultivo) não diferiram na produção de MS em relação ao tratamento U (Tabela 1 e 2 e Figura 3). Por outro lado, é importante destacar que as plantas dos tratamentos com os compostos de DLS apresentaram um aspecto clorótico nas folhas mais velhas ao final dos cultivos. Isso pode ser relacionado com as concentrações de N nas folhas, que foram menores nos tratamentos com os compostos (2,36 %), em relação à ureia (3,17 %), (dados não apresentados). Sendo assim, a qualidade comercial das plantas nos tratamentos com os compostos pode ser reduzida. Avaliando a concentração de N nas folhas de alface, Asing et al. (2008) também observaram diferença no tratamento com ureia (3,42 %) em relação ao fertilizante orgânico sólido (2,05 a 2,65 %) e atribuíram essa resposta a menor disponibilidade de N.

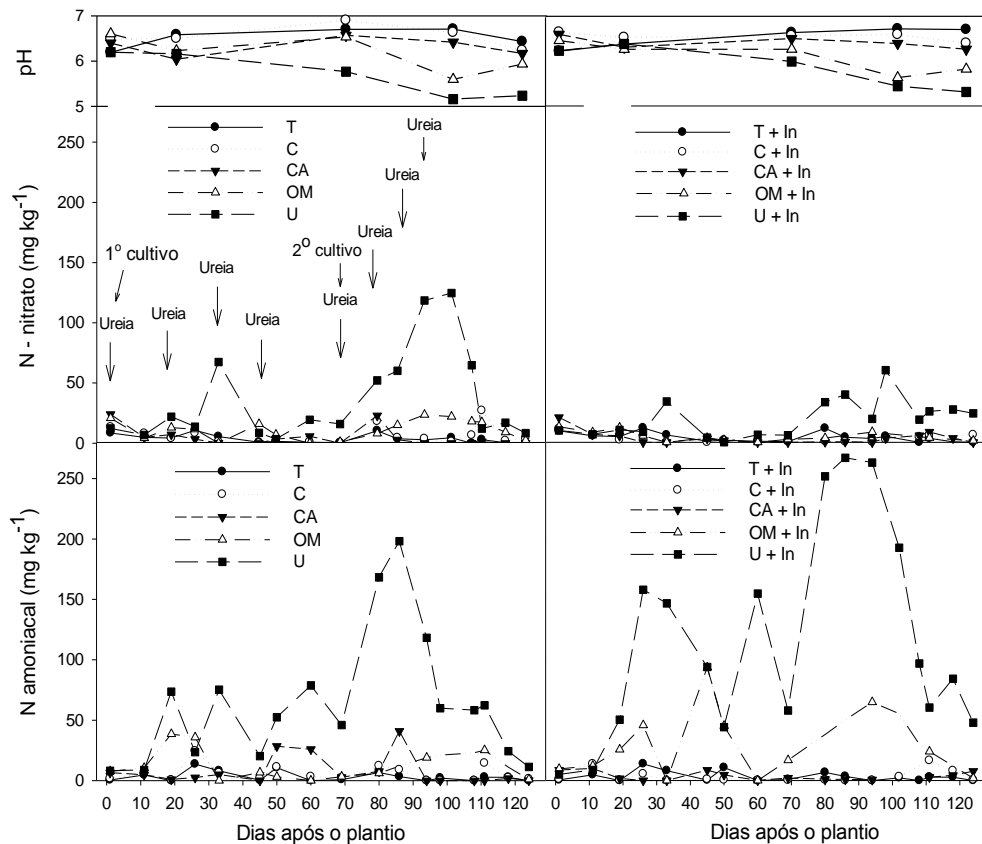


Figura 2. pH e N nitrato e amoniaco dos tratamentos em dois cultivos sucessivos da alface realizados no período de 26/05/12 à 01/08/12 e 08/08/12 à 27/09/12. T – testemunha, C – composto, CA – composto acidificado com ácido fosfórico (H_3PO_4) durante a compostagem, OM – organomineral, U - ureia e In - inibidores de nitrificação e urease. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.

A mistura do composto com a ureia (OM e OM+In) proporcionou uma produção de MS e acúmulo de N pelas plantas semelhantes aos tratamentos com ureia (U e U+In), nas avaliações ao longo do primeiro (Figura 3) e segundo cultivo (Tabela 2 e 3). Esse comportamento indica que a mistura organomineral pode ter sido mais eficiente em relação ao uso do N disponível. Isso porque, no primeiro cultivo, possivelmente esse tratamento não disponibilizou todo o N previsto, considerando a mineralização abaixo do esperado pelo composto, conforme já discutido. No segundo cultivo evidencia-se a maior eficiência dos tratamentos OM e OM+In, uma vez que foi adicionado somente a fração ureia. Esses resultados podem ser atribuídos a melhorias nas características físicas, químicas e biológicas do solo, proporcionado pela mistura organomineral, que melhoraram o desempenho das plantas, conforme sugerido por outros autores (SOUZA & ROBERTO, 2005; PARÉ et al., 2010).

A recuperação aparente de N pela alface nos tratamentos com os compostos, acidificado e não, foi de 6,64 e 5,60 % no primeiro cultivo e 4,68 e 7,03 % no segundo cultivo, respectivamente (Tabela 2). São raros os estudos avaliando a recuperação aparente pela alface do N proveniente de compostos orgânicos. Entre esses, no estudo de Elherradi et al. (2005), a alface recuperou aproximadamente 13 % do N de um composto aplicado na dose de 350 kg de N ha⁻¹, durante um cultivo de 85 dias. Somando os dois cultivos do presente estudo, observa-se que os compostos proporcionaram uma média de 11,98 % de recuperação de N em 121 dias de avaliação. A maior recalcitrância dos compostos utilizados no presente trabalho, conforme evocado anteriormente pode ser um dos motivos que levou a uma menor recuperação de N em relação ao estudo de Elherradi et al. (2005). Além disso, o estudo desses autores foi conduzido em vasos, onde não ocorreu lixiviação de N e a temperatura foi mais elevada (20 °C) favorecendo a mineralização. A recuperação de N pela alface no tratamento U (Tabela 2), que serviu como comparação aos compostos, foi próxima aos 35 % encontrados no estudo de Rincón et al. (2002) e aos 43 % de Pfab et al. (2012), com uso de 200 e 150 kg de N ha⁻¹ em 80 e 57 dias de cultivo, respectivamente, sob condições ideais.

Analisando os tratamentos com os inibidores de nitrificação e urease, não se observou efeito dos mesmos, no acúmulo de N, produção de MS e recuperação pela

alface do N aplicado. Nos tratamentos com os compostos, esse comportamento pode ser devido à lenta mineralização do N desses materiais, o qual foi rapidamente absorvido pelas plantas, ficando menos passivo a perdas. Esses resultados corroboram com o trabalho de Asing et al. (2008), os quais não encontraram diferenças na produção da alface com o a adição de DCD a um fertilizante orgânico sólido. Além disso, no estudo de Smith et al. (2011), com a adição de DCD e NBPT à ureia, também não foram encontradas diferenças na produção da alface. Nesse caso, isso pode ser atribuído ao fato de que a dose utilizada supria as perdas e as necessidades da cultura reduzindo o potencial para uma resposta positiva mensurável ao uso dos inibidores.

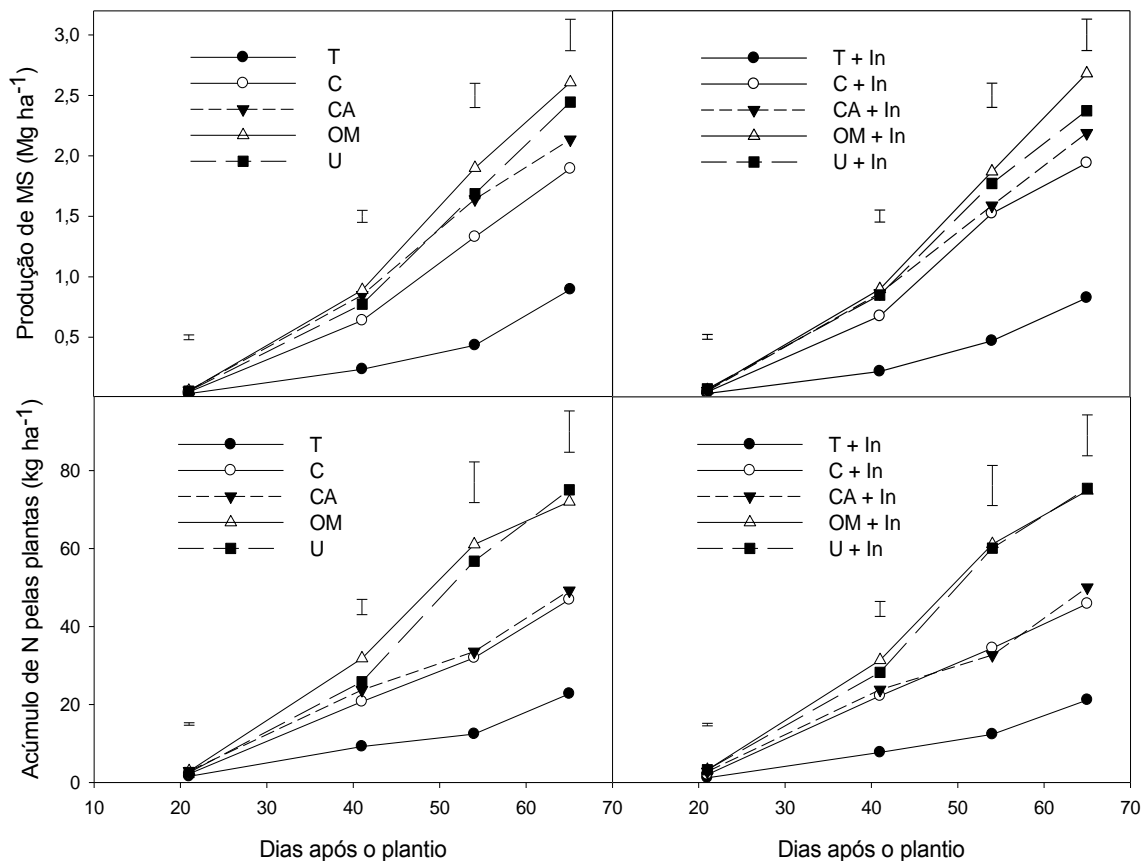


Figura 3. Produção de massa seca (MS) e acúmulo de N na parte aérea, durante o primeiro cultivo da alface (26/05/12 à 01/08/12). T – testemunha, C – composto, CA – composto acidificado com ácido fosfórico (H_3PO_4) durante a compostagem, OM – organomineral, U – ureia e In - inibidores de nitrificação e urease. Barras verticais indicam a diferença mínima significativa. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.

Embora não tenha havido efeito dos inibidores comparando o mesmo tratamento com e sem os aditivos, o tratamento OM+In apresentou uma produção de MS superior aos tratamentos U e U+In no primeiro cultivo (Tabela 3). Em um dos poucos estudos com inibidores associados a misturas organominerais, Reiter et al. (2007) encontraram incremento na produção de arroz quando adicionaram a DCD à cama de frango, comparado com o mesmo tratamento sem DCD.

3.4.5 Acúmulo de nitrato nas folhas da alface

Os tratamentos com os compostos apresentaram, em média, teores de N-NO_3^- na MV das folhas, 92,90; 95,74 e 35,02 % abaixo que o tratamento com ureianas coletas realizadas aos 54 e 65 dias do primeiro cultivo e aos 51 dias do segundo, respectivamente (Tabela 4). Esse aspecto, deve estar relacionado com a baixa disponibilização do íon pelos compostos, também observado no estudo de Porto et al. (2008), em que encontraram teores de N-NO_3^- nas folhas de alface, 47 % abaixo, no tratamento com esterco bovino (630 kg N ha^{-1}) comparado a ureia (120 kg N ha^{-1}).

O tratamento U apresentou teores próximos aos $664,00 \text{ mg kg}^{-1}$ da MV encontrados por Pavlou et al. (2007), na média de três cultivos sucessivos da alface, com o uso de NH_4NO_3 , via fertirrigação, na dose de aproximadamente $250 \text{ kg de N ha}^{-1}$, por cultivo. Mesmo com teores maiores de N-NO_3^- nas folhas de alface, o tratamento U apresentou resultados inferiores aos $2000 \text{ mg de N-NO}_3 \text{ kg}^{-1}$ da MV, recomendados pela união europeia (IRIGOYEN et al., 2006). Um aspecto importante a destacar é que as colheitas foram realizadas ao final da manhã, o que pode influenciar na concentração de N-NO_3 na MV. Segundo Kronh et al. (2003) as plantas colhidas no início da manhã podem apresentar uma concentração do íon superior em 44 % aos teores encontrados ao final da manhã. Isso porque, de acordo com esses autores, conforme a fotossíntese se intensifica no decorrer do dia, há a tendência do NO_3 acumulado nos vacúolos das células serem incorporados às moléculas orgânicas da planta.

Tabela 4. Concentração de nitrato (N-NO_3^-) na matéria verde (MV) e seca (MS) das folhas de alface em dois cultivos sucessivos. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.

Tratamento	1º cultivo		2º cultivo	1º cultivo	2º cultivo
	54*	65	51	65	51
mg kg ⁻¹ da MV.....			...g kg ⁻¹ da MS...	
T	252,79 cd	101,22 c	68,18 b	1,03 d	0,88 c
C	56,78 e	14,34 e	99,24 b	0,22 e	1,08 bc
C+In	44,09 e	11,52 e	95,58 b	0,16 e	1,12 bc
CA	44,14 e	11,85 e	83,29 b	0,18 e	0,82 c
CA+In	43,17 e	13,58 e	81,98 b	0,16 e	0,91 c
OM	371,45 bc	108,38 c	90,07 b	1,95 c	1,15 bc
OM+In	218,10 d	59,24 d	110,14 b	1,05 d	1,38 b
U	662,28 a	300,76 a	163,72 a	5,23 a	1,80 a
U+In	469,49 b	197,60 b	171,91 a	3,28 b	1,85 a
CV %	35,91	26,62	28,26	28,59	29,29

* Dias de cultivo. Médias seguidas pela mesma letra não diferiram ao teste LSD à 5%. T – testemunha, C – composto, CA – composto acidificado com ácido fosfórico durante a compostagem, OM – organomineral, U - ureia e In - inibidores de nitrificação e urease.

Os inibidores de nitrificação e urease não tiveram efeito sobre o acúmulo de N-NO_3^- nos tratamentos com os compostos, possivelmente pela baixa disponibilidade do N, que limitou o potencial de ação dos inibidores. Entretanto, reduziram significativamente o acúmulo de N-NO_3^- nas folhas das plantas em 29,11 e 34,30 % no tratamento com ureia (U) e em 41,28 e 45,34 % no tratamento organomineral (OM), aos 51 e 65 dias do primeiro cultivo, respectivamente (Tabela 4). Em um dos escassos trabalhos relacionados, Irigoyen et al. (2006) encontraram reduções variando entre 33 a 84 % nos teores de N-NO_3^- das folhas de espinafre, com uso da DCD, adicionada ao sulfato de amônio. Essa diferença foi atribuída pelos autores devido à manutenção do N no solo na forma amoniacal pela ação da DCD. Por outro lado, no segundo cultivo do presente trabalho, os tratamentos com ureia e organomineral não apresentaram efeito dos inibidores no acúmulo de N-NO_3^- (Tabela 4). Um dos aspectos que pode ter influenciado esse comportamento foi

apresença de teores mais elevados do íon no solo durante o segundo cultivo (Figura 3), que deve ter limitado o potencial de efeito dos inibidores.

3.5 Conclusão

Os compostos de DLS, acidificados ou não, podem ser utilizados como fonte de N para alface proporcionando incremento na produção e no acúmulo de N, sendo que a acidificação não afeta essas variáveis, na média dos cultivos.

A mistura do composto com a ureia proporciona produção e acúmulo de N pela alface maior que o composto e igual à ureia quando utilizados isoladamente como fonte única de N.

A produção da alface com o uso dos compostos não é afetada pela adição de DCD e NBPT, entretanto, quando adicionados na mistura do composto com a ureia ou somente na ureia, reduzem o teor de nitrato nas folhas.

3.6 Referências bibliográficas:

ANGNES, G.; NICOLOSO, R. S.; SILVA, M. L. B. da; OLIVEIRA, P. A. V. de; HIGARASHI, M. M.; MEZZARI, M. P. & MILLER, P. R. M. Correlation denitrifying catabolic genes with N₂O and N₂ emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, v.140 p.368-375, 2013.

ASING, J.; SAGGAR, S.; SINGH, J.; BOLAN N.S. Assessment of nitrogen losses from urea and organic manure with and without nitrification inhibitor, dicyandiamide, applied to lettuce under glasshouse conditions. **Australian Journal of Soil Research**, v.46, p.535-541, 2008.

BENINCASA, P.; GUIDUCCI, M.; TEI F. The nitrogen use efficiency: meaning and sources of variation. **Horticulture Technology**, v.21, p.266-73, 2011.

BERNAL, M.P.; PAREDES, C.; SANCHEZ-MONEDERO, M.A.; CEGARRA, J. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. **Bioresource Technology**, v.63, p.91–99, 1998.

BREMNER, J.M.; KEENEY, D.R. Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by steam-distillation methods. In: BLACK, C.A. Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties. **Soil Science Society of America**, p.1191-1206, 1965.

CEAGESP - Companhia de Entrepostos e Armazéns Gerais de São Paulo.
Cotações, preços no atacado, alface. São Paulo, 2001.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC – CQFS. Passo Fundo, **Recomendações de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 4. ed. Passo Fundo, SBCN – Núcleo Regional Sul/EMBRAPA – CNPT, 2004.

CORDOVIL, A. M. J; GOSSB, J.; COUTINHO, C.; CABRAL, F. Estimating short- and medium-term availability to cereals of nitrogen from organic residues. **Journal of Plant Nutrition**, v.35, p.366-383, 2012.

DONEDA, A. **A acidificação de dejetos líquidos de suínos afeta as emissões de amônia e gases de efeito estufa no processo de compostagem automatizada**. 2014. 101 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, 2014.

ELHERRADI, E.; SOUDI, B.; CHIANG, C. & ELKACEMI, K. Evaluation of nitrogen fertilizing value of composted household solid waste under greenhouse conditions. **Agronomy for Sustainable Development**, v.25, p.169-175, 2005.

GIACOMINI, S.J.; AITA, C.; PUJOL, S.B.; MIOLA, E.C.C. Transformações do nitrogênio no solo após adição de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.48, p.211-219, 2013.

HUBBE, M.A.; NAZHAD, M.; SÁNCHEZ, C. Composting as a way to convert cellulosic biomass and organic waste into high-value soil amendments: a review. **BioResources**, v 5, p.2808-2854, 2010.

IRIGOYEN, I.; MURO, J.; AZPILIKUETA, M.; APARICIO-TEJO, P.; LAMSFUS C. Ammonium oxidation kinetics in the presence of nitrification inhibitors DCD and DMPP at various temperatures. **Australian Journal of Soil Research**, v.41, p.1177-1183, 2003.

KHALIL, M.I.; GUTSER, R.; SCHMIDHALTE, U. Effects of urease and nitrification inhibitors added to urea on nitrous oxide emissions from a loess soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.172, p.651–660, 2009.

KROHN, N.G.; MISSIO, R.F.; ORTOLAN, M.L.; BURIN, A.; STEINMACHER, D.A. & LOPES, M. C. Teores de nitrato em folhas de alface em função do horário de coleta e do tipo de folha amostrada. **Horticultura Brasileira**, v. 21, p.216-219, 2003.

OLIVEIRA, P. A. V.; NICOLOSO, R. S.; HIGARASHI, M. M, SANTOS FILHO, J. I. Desenvolvimento de unidade de compostagem automatizada para o tratamento dos dejetos líquidos de suínos. 48a Reunião Anual, **Sociedade Brasileira de Zootecnia**, Belém, PA, 2011.

PARÉ, M.C.;ALLAIRE, S.E.; PARENT, L.; KHIARI, L. Variation in the physical properties of organo-mineral fertilisers with proportion of solid pig slurry compost. **Biosystems Engineering**, v.106, p.243-249, 2010.

PARIZOTTO, C.; PANDOLFO, C.M. Produção orgânica de alface e atributos de solo pela aplicação de composto de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.4, p.195-199, 2009.

PFAB, H.; PALMER, I.; GUEGGER, F.; FIELDER, S.; TORSTEN, M.; RUSTER, R. Influence of a nitrification inhibitor and of placed N-fertilization on N₂O fluxes from a vegetable cropped loamy soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v.150, p.91-101, 2012.

PÔRTO, M.L.; ALVES, J.D.C.; DE SOUZA, A.P.; ARAÚJO, R.D.C. & DE ARRUDA, J.A. Nitrate production and accumulation in lettuce as affected by mineral nitrogen supply and organic fertilization. **Horticultura Brasileira**, v.26, p. 227-230, 2008.

REITER, M. S. Rice Yield and Nitrogen Recovery from Nitrogen-Fortified Poultry Litter Granular Fertilizers. **Soil Fertility Studies**, p.49, 2007.

RINCÓN, L.; PELLICER, C.; SAEZ, J.; PÉREZ, A.; ABADÍA, A. Influencia de la fertilización nitrogenada en la absorción de nitrógeno y acumulación de nitratos en la lechuga iceberg. **Investigación Agraria**, v.17, p.304-318, 2002.

ROS, M.; GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, M.T. Evaluation of different pig slurry composts as fertilizer of horticultural crops: Effects on selected chemical and microbial properties. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v.22 p.307-315, 2007.

SCHERER, E.E. Doses e formas de aplicação do composto de dejetos suínos no cultivo orgânico de milho e feijão. **Revista Agropecuária Catarinense**, v.26, p.74-78, 2013.

SOUZA, J.A.; ROBERTO, L.S. Tecnologia para tratamento de resíduos: tecnologia Bioexton - biodegradação acelerada para produção de fertilizante organomineral. **Informe Agropecuário**, v.26, p.24-28, 2005.

SOUZA, J.O.; DALPIAN, T.; BRAZ L.T. Desempenho de genótipos de alface crespa nas condições de verão em Jaboticabal-SP. **Horticultura Brasileira**, v.27, p.230-233. 2009.

SMITH, R.; HARTZ, T; HEINRICH, A. Summary of nitrification inhibitor trials. University California. **Crops Notes**, p.6-10, 2011.

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

VALLEJO, A.; SKIBA, U. M.; GARCÍA-TORRES, L.; ARCE, A.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, S.;& SÁNCHEZ-MARTÍN, L. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and compost. **Soil Biology & Biochemistry**, v.38, p.2782-2793, 2006.

4 ARTIGO 3. ESTRATÉGIAS DE FERTILIZAÇÃO NITROGENADA DA ALFACE VISANDO A REDUÇÃO DAS EMISSÕES DE N₂O E NH₃ PARA A ATMOSFERA E DA PERCOLAÇÃO DE NO₃⁻ NO SOLO

4.1 Resumo

As emissões de óxido nitroso (N₂O), de amônia (NH₃) e a lixiviação de nitrato (NO₃⁻), ocasionados pelo uso do material obtido da compostagem dos dejetos líquidos de suínos (compostos de DLS) em cultivos agrícolas são pouco conhecidas. Esses aspectos são ainda mais desconhecido no composto cujos DLS receberam ácido fosfórico (H₃PO₄) durante a compostagem para mitigar a volatilização de amônia. A comparação com estratégias utilizadas para mitigação desses impactos ambientais, como a dicianodiamida (DCD) e urease, n-(n-butil) tiofosforico triamida (NBPT), associados à ureia, também é pouco conhecido. O objetivo do presente trabalho foi comparar o efeito do uso do composto, obtido pela compostagem automatizada de DLS (com e sem adição de H₃PO₄) e da ureia (tratada ou não com os inibidores NBPT e DCD) sobre a concentração de NO₃⁻ na solução do solo e as emissões de N₂O e NH₃ durante o cultivo de alface. O experimento foi realizado na Universidade Federal de Santa Maria, de 20/05/2012 à 30/09/2012, em dois cultivos sucessivos da alface. Os tratamentos foram: T1- Testemunha sem aplicação de composto ou ureia (T); T2- Composto de DLS sem acidificação (C); T3- Composto de DLS com acidificação (CA); T4- Ureia (U); T5- Ureia tratada com os inibidores NBPT e DCD (U+In). Os tratamentos C e CA emitiram em média 4,12 vezes menos N₂O que o tratamento U (de 1,63 para 6,71 kg ha⁻¹ de N-N₂O) e apresentaram menores teores de N-NO₃⁻ na solução considerada lixiviada. Os inibidores reduziram 2,93 vezes a emissão de N₂O (de 6,71 para 2,29 kg ha⁻¹ de N-N₂O) e 75,48 % a volatilização de NH₃ (de 62,11 para 15,23 kg ha⁻¹ de N-NH₃), além de reduzirem os teores de NO₃⁻ na solução lixiviada, comparado ao tratamento U. Os compostos de DLS e a associação da DCD e do NBPT à ureia podem ser recomendados como alternativas na redução das emissões de N₂O, NH₃ e na lixiviação de NO₃⁻ em cultivos agrícolas.

Termos de indexação: compostagem de dejetos líquidos de suínos, DCD, NBPT.

4.2 Introdução

Os impactos ambientais negativos decorrentes da utilização de fertilizantes na agricultura são tratados atualmente com preocupação pela sociedade, sobretudo pela comunidade científica. Entre os problemas ambientais, cabe destacar aqueles relacionados ao uso de fertilizantes nitrogenados, tanto minerais quanto orgânicos, em função da dinâmica complexa do nitrogênio (N) no solo e das inúmeras biotransformações a que este elemento está sujeito (NOVAK & FIORELLI, 2010; GUO et al., 2012).

Um dos principais impactos ambientais negativos ocasionados pela aplicação de N nos cultivos agrícolas é a emissão de óxido nitroso (N_2O), que é considerado o principal gás de efeito estufa (GEE) do século 21, com um potencial de aquecimento global (PAG), cerca de 310 vezes superior ao do dióxido de carbono (CO_2), além de contribuir à depleção da camada de ozônio (RAWISHANCARA et al., 2009; GUO et al., 2012). O N_2O é produzido no solo, principalmente pela ação de algumas bactérias heterotróficas durante a redução do nitrato (NO_3^-), mas também pode ser produzido durante o processo bacteriano autotrófico da nitrificação, quando a disponibilidade de O_2 é reduzida (AGUILERA et al., 2012).

Outra possibilidade importante de contaminação ambiental provocada pelo N dos fertilizantes consiste na volatilização da amônia (NH_3) para a atmosfera, o que pode ocasionar a emissão indireta de N_2O (SAGGAR et al., 2012) a NH_3 retornar ao solo, além de provocar chuva ácida, desequilibrando os ecossistemas (NOVAK & FIORELLI, 2010). Além desses problemas ambientais, a volatilização de NH_3 também pode provocar prejuízos econômicos pela redução na disponibilidade de N aos cultivos, já que, dependendo das condições ambientais, mais de 50 % do N aplicado pode ser perdido por essa via (ENGEL et al., 2011).

A lixiviação do NO_3^- para as águas subterrâneas e a sua transferência aos mananciais de superfície, via escoamento superficial, também representam importantes possibilidades de redução do potencial fertilizante dos insumos nitrogenados e de contaminação ambiental em locais de agricultura intensiva, podendo comprometer a potabilidade da água e ocasionar a eutrofização de rios e

lagos, afetando diversas formas de vida destes ambientes (SMITH et al., 2011; DAHAN et al., 2013).

Em função dessas inúmeras possibilidades de contaminação ambiental que podem ocorrer através do uso inadequado dos fertilizantes nitrogenados, observa-se uma preocupação crescente por parte da pesquisa em nível mundial, em países como a China (GUO et al., 2012), a Espanha (SANZ-COBENA et al., 2012), os Estados Unidos (ENGEL et al. 2011) e o Brasil (AITA et al., 2014) no sentido de buscar estratégias para a sua mitigação.

Uma das alternativas para reduzir o impacto negativo do N sobre o ambiente consiste na adubação das culturas, especialmente de hortaliças, com fertilizantes orgânicos, cuja liberação do N via decomposição ocorra em maior sincronia com a demanda de N das culturas do que aquela observada com o uso da principal fonte de N que é a ureia. Entre os adubos orgânicos disponíveis, cresce em importância para a região Sul do Brasil o composto resultante da compostagem automatizada de dejetos líquidos de suínos (DLS), a qual está sendo preconizada por órgãos ambientais, agroindústrias e suinocultores como uma tecnologia para uso em larga escala (OLIVEIRA et al., 2011; AGNES et al., 2013). Embora o uso do composto de DLS nos cultivos agrícolas seja uma prática promissora na redução dos impactos ambientais (ZHONG et al., 2013), pelo fato de diminuir a disponibilidade de NH_3 no solo para a volatilização e de NO_3^- para a desnitrificação e lixiviação (NOVAK & FIORELLI, 2010), ainda há carência de trabalhos de pesquisa que comprovem essa hipótese.

Um dos problemas da compostagem de DLS refere-se às perdas elevadas de N por volatilização de NH_3 que podem ocorrer durante do processo, podendo representar até 70 % do N aplicado (OLIVEIRA et al., 2011). Uma das alternativas para reduzir tais perdas consiste na acidificação dos DLS no momento da sua adição nas pilhas de compostagem, conforme constatou Doneda (2014) ao adicionar ácido fosfórico (H_3PO_4^-). Todavia, essa estratégia de preservação do N amoniacal aumenta a concentração de N-NO_3^- no composto final, em relação ao composto sem acidificação (DONEDA, 2014), o que poderá afetar a dinâmica do N no solo e as emissões gasosas de N após o uso agrícola destes materiais orgânicos. Estudos nessa área, comparando compostos obtidos com e sem acidificação dos DLS durante a compostagem, ainda são escassos e precisam ser intensificados.

Outra alternativa para reduzir as perdas de N para o ambiente consiste no uso de inibidores (CUI et al., 2011), tanto da enzima urease, responsável pela hidrólise da ureia, quanto da enzima amônia monooxigenase (AMO), responsável pela primeira etapa do processo bacteriano de nitrificação. Os dois produtos mais empregados para esse fim são o tiofosfato de N-butiltriamida (NBPT) e a dicianodiamida (DCD), cujos efeitos positivos na redução das emissões de N_2O , NH_3 e lixiviação de NO_3^- após o uso de ureia e dejetos de animais tem sido relatados em diversos trabalhos, tanto em condições controladas (GUO et al., 2012; SOARES et al., 2012) como em condições de campo, na cultura do milho (SANZ-COBENA et al., 2012; AITA et al., 2014). O efeito, tanto do uso de composto quanto dos inibidores adicionados à ureia, sobre as perdas de N em hortigranjeiros, normalmente caracterizados pelo ciclo curto e pela alta demanda em N, ainda é pouco conhecido, sobretudo para as condições subtropicais do Sul do Brasil.

O objetivo do presente trabalho foi comparar o efeito do uso do composto, obtido pela compostagem automatizada de DLS (com e sem adição de H_3PO_4) e da ureia (tratada ou não com os inibidores NBPT e DCD) sobre a concentração de NO_3^- na solução do solo e as emissões de N_2O e NH_3 durante o cultivo de alface.

4.3 Material e métodos

4.3.1 Localização, produção do composto e delineamento experimental

O trabalho constou de um experimento de campo, o qual foi conduzido no período de 26/05/2012 a 01/08/2012 na Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, RS, tendo como coordenadas geográficas 29° 41' 29" Sul e 53° 48' 3" Oeste e um clima caracterizado como Cfb, segundo a classificação de Köppen.

O composto foi produzido no Departamento de Solos da UFSM, durante o período de dezembro de 2011 a maio de 2012, através de um processo de compostagem automatizada de DLS, o qual foi conduzido em escala de protótipo, com as aplicações dos DLS e os revolvimentos das pilhas sendo realizados simultaneamente, através de uma máquina especialmente construída para esse fim,

cujos detalhes de construção e funcionamento são descritos em Doneda (2014). O substrato utilizado foi uma mistura de maravalha e serragem na proporção (%) de 50:50 (m:m). Foram feitas duas pilhas de compostagem com dimensões de 4 x 1 x 1 m de comprimento, largura e altura, respectivamente. Em uma das pilhas foi adicionado ácido fosfórico 0,35% (v/v) (85 % de H_3PO_4 e densidade $1,6 \text{ g cm}^{-3}$) aos DLS em todas as aplicações, com o objetivo de reduzir a volatilização de NH_3 . Foram realizadas 14 aplicações de DLS, com revolvimentos simultâneos, totalizando $3.836 \text{ L pilha}^{-1}$, além de 8 revolvimentos adicionais, sem aplicação de DLS. Durante os primeiros 108 dias de compostagem as aplicações de DLS foram semanais e a partir daí procedeu-se apenas o revolvimento semanal das pilhas até o final do experimento, aos 154 dias.

O experimento de campo, com o uso dos compostos (com e sem acidificação) e de ureia como fontes de N à alface, foi conduzido na área do Departamento de Zootecnia da UFSM, em dois cultivos sucessivos da alface, em um Argissolo Vermelho distrófico arênico, com 2,5 % de matéria orgânica, $10,9 \text{ g kg}^{-1}$ de P, $88,0 \text{ g kg}^{-1}$ de K, 11,6% de CTC e pH de 5,7. Os tratamentos avaliados, com quatro repetições e no delineamento de blocos ao acaso foram os seguintes: T1- Testemunha sem aplicação de composto ou ureia (T); T2- Composto de DLS sem acidificação (C); T3- Composto de DLS com acidificação (CA); T4- Ureia (U); T5- Ureia tratada com os inibidores NBPT e DCD (U+In). Nos dois tratamentos com ureia foram aplicados também P e K, nas doses de $100,0$ e $120,0 \text{ kg ha}^{-1}$ e tendo como fontes o cloreto de potássio (KCl; 60% de K_2O) e o super fosfato triplo (SFT; 42% de P_2O_5). Os tratamentos C e CA foram aplicados apenas no primeiro cultivo da alface, sendo que no segundo cultivo foi avaliado o seu efeito residual. Os tratamentos foram aplicados em parcelas com dimensões de $1,0 \times 5,0 \text{ m}$, dispostas em canteiros, com altura de aproximadamente $0,2 \text{ m}$ e construídos com encanteiradora mecanizada.

Nos dois tratamentos com composto (C e CA) e nos tratamentos com ureia (U e U+In) os fertilizantes foram distribuídos manualmente na superfície do solo e em seguida incorporados mecanicamente a aproximadamente $0,15 \text{ m}$ de profundidade com encanteiradora. Imediatamente após essa operação foi efetuado o transplante das mudas de alface (*Lactuca sativa*) da variedade Amanda nas parcelas. As mudas apresentavam duas folhas em média e foram transplantadas no espaçamento de $0,2 \times 0,3 \text{ m}$. Sempre que necessário foi utilizada irrigação pelo sistema de gotejamento.

A dose de N aplicada com a ureia foi de 175 kg N ha⁻¹, a qual foi estabelecida com base na recomendação da Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQRF/RS-SC, 2004) para a cultura da alface. No caso dos compostos a dose foi de 500 kg N ha⁻¹ estabelecida com base no teor de N total de ambos (Tabela 1), assumindo um potencial de disponibilidade do N mineral de até 35 % durante o período respectivo ao primeiro cultivo da alface, sendo um valor médio sugerido por outros autores para os compostos de dejetos de suínos (VALLEJO et al., 2006; CORDOVIL et al., 2012). A dose de cada um dos compostos (Tabela 1) foi aplicada integralmente no dia do transplante das mudas.

Tabela 1. Principais características dos compostos produzidos através de compostagem automatizada de DLS, com e sem adição de H₃PO₄⁻. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.

Material	pH	MS	N			P	K	C	C/N	dose	
			NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Nt					comp.*	N
		%g kg ⁻¹Mg ha ⁻¹ ...	
composto	7,2	24,7	0,2	0,5	27,9	13,8	36,9	410,9	14,7	18,4	0,5
composto +H ₃ PO ₄ ⁻	5,0	25,4	0,4	2,7	21,4	12,7	30,5	423,3	19,8	24,5	0,5

Nt – N total, MS – matéria seca; * dose dos compostos expressos na matéria seca.

Nos tratamentos com ureia, ela foi parcelada em quatro aplicações, sendo a primeira na base, no transplante das mudas e as outras três espaçadas de quinze dias no primeiro cultivo e em 10 dias no segundo cultivo. Na aplicação de base, a ureia foi distribuída na superfície do solo dos canteiros, juntamente com o KCl e o SFT sendo que os três fertilizantes foram incorporados em seguida. Para as adições de ureia em cobertura, ela foi dissolvida em água e aplicada juntamente com a irrigação por gotejamento, simulando a fertirrigação, prática comumente utilizada na cultura da alface.

No tratamento com adubação U+in, a DCD e o NBPT foram adicionados à ureia na quantidade correspondente a 12 kg ha⁻¹ e 0,3% (v/m) da dose de ureia, respectivamente. Na aplicação de base, a ureia foi distribuída na superfície do canteiro, em seguida, os inibidores, dissolvidos em água, foram pulverizados sobre o

canteiro e imediatamente incorporados ao solo. Nas adubações de cobertura, os inibidores foram misturados à ureia, dissolvidos na água e aplicados junto ao sistema de irrigação, simulando uma fertirrigação, igualmente ao tratamento com ureia (U).

4.3.2. Emissão de N₂O

A emissão de N₂O foi avaliada nos dois cultivos da alface, utilizando câmaras estáticas, construídas em policloreto de polivinila (PVC), com 0,25 m de diâmetro e 0,30 m de altura, seguindo os procedimentos recomendados por Rochette & Hutchinson (2005). Cada câmara era dotada, na parte interna, de um ventilador tipo “cooler” para homogeneização da atmosfera no momento das coletas, enquanto externamente, na parte superior, havia duas saídas, sendo uma para a coleta dos gases e outra para medição da temperatura interna com termo-higrômetros. Os gases foram coletados periodicamente durante todo experimento, com maior concentração nos momentos seguintes à aplicação de ureia em cobertura, após a ocorrência de chuvas ou irrigações e sempre que se constatou elevação nas emissões. No primeiro cultivo da alface foram efetuadas 12 coletas durante 67 dias enquanto no segundo cultivo, que teve a duração de 53 dias, o número de coletas foi de 17. Para a coleta, foram utilizadas seringas de polipropileno com volume de 20 ml. As amostras foram analisadas por cromatografia gasosa em um cromatógrafo modelo Greenhouse (GC-2014, Shimadzu).

Os fluxos (F_{GEE} ; $\mu\text{g m}^{-2}\text{h}^{-1}$) foram calculados levando-se em conta a variação na concentração de N₂O na câmara (dG/dt ; $\text{mol mol}^{-1} \text{s}^{-1}$) durante o tempo em que ela permaneceu fechada, o volume da câmara, a área do solo ocupada pela câmara e o peso molecular do N₂O. O volume molar do gás foi corrigido para a temperatura no interior da câmara medida no momento de cada amostragem. Para os cálculos, utilizou-se a equação proposta por Rochette & Hutchinson, (2005):

$$F_{GEE} = dG/dt \times V/A \times Mm/Vm \times (1-e_p/P)$$

Em que, G ($\mu\text{mol mol}^{-1}$) é determinado em amostras de ar secas, V (m^3) é o volume da câmara, A (m^2) é a área coberta pela câmara, e_p (kPa) pressão parcial de vapor de água do ar interno à câmara, P (kPa) pressão barométrica, Mm (g mol^{-1})

massa molecular do gás, e V_m ($\text{m}^3 \text{mol}^{-1}$) é o volume molecular em função da temperatura e pressão barométrica. Ambos os parâmetros e_p e V_m são determinados no momento da colocação da câmara, ou seja, no tempo zero (0). Os demais tempos de coleta foram aos 15, 30 e 45 minutos após o tempo zero.

Os fluxos médios ($\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) foram calculados a partir dos fluxos medidos em três câmaras por tratamento. As emissões de N_2O foram obtidas pelo valor médio das câmaras. A emissão acumulada de N_2O foi calculada com base na média dos fluxos de N_2O entre duas coletas consecutivas, multiplicando-se o valor resultante pelo intervalo de tempo decorrido entre as referidas coletas.

Para o N_2O , foi determinado o efeito do tempo de armazenamento das amostras nas seringas sobre a redução das concentrações do gás, conforme abordagem proposta por Rochette & Bertrand (2003). A redução estimada nas concentrações de N_2O variou de 3 a 12% após 1 e 32 h de armazenamento nas seringas, respectivamente, e as concentrações medidas de N_2O foram corrigidas em conformidade à estes índices.

Durante o período de avaliação do N_2O , foram monitorados também os teores de N mineral (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) no solo, a temperatura e o espaço poroso saturado por água (Epsa). As coletas de solo em cada tratamento foram realizadas na camada de 0 - 0,1 m nos quatro blocos. O Epsa foi calculado com base nos resultados do conteúdo gravimétrico de água no solo em cada data de avaliação e o valor de densidade do solo (1,28) coletado entre a colheita do primeiro cultivo e o plantio do segundo. O N mineral foi determinado conforme Tedesco et al. (1995).

4.3.3 Volatilização de NH_3

As perdas de N por volatilização de NH_3 foram quantificadas somente nos tratamentos T, U e U+in e durante o primeiro cultivo da cultura da alface. As avaliações foram realizadas durante os primeiros seis dias após cada uma das quatro aplicações da ureia realizadas, já que é nesse período que ocorre a quase totalidade das perdas de N por volatilização de NH_3 após a aplicação de ureia (ROCHETTE et al. 2009, SOARES et al. 2012, TASCA et al. 2011).

As avaliações foram realizadas utilizando câmaras estáticas semiabertas, conforme proposto por Nömmik (1973), com o uso de esponjas embebidas com uma solução de 50 mL L⁻¹ de H₃PO₄ e 40 mL L⁻¹ de glicerina, que tem por objetivo reter a NH₃. As câmaras foram construídas com chapas de cloro-polivinil (PVC), com 0,325 x 0,325 m de lado e 0,30 m de altura. As esponjas utilizadas tinham as mesmas dimensões laterais e uma espessura de 0,02 m. Uma das esponjas foi disposta na parte inferior da câmara, 0,15 m acima da superfície do solo, que servia para captar a amônia volatilizada e a outra, colocada 0,15 m acima da primeira para evitar a contaminação com a amônia externa. Sobre as câmaras havia uma tampa quadrada de PVC (0,40 x 0,40 m) para evitar a entrada de chuva e de raios solares no ambiente interno das câmaras. Entre a tampa e a extremidade superior das paredes das câmaras, existia um espaço livre de 0,54 m, o qual servia para permitir a passagem do vento na parte superior. As câmaras foram dispostas sobre bases metálicas que possuíam canaletas de 0,04 m de altura e 0,04 m de largura em todo seu perímetro. As bases foram fixadas nos canteiros a uma profundidade de 0,10 m.

Em cada avaliação, as esponjas inferiores foram trocadas a cada 48 h de permanência no campo. Em cada coleta as esponjas eram lavadas em laboratório por seis vezes consecutivas com solução de KCl 1 mol L⁻¹, completando-se o volume para 1000 mL, em balão volumétrico. Dessa solução era retirada uma alíquota de 20 mL para determinação do teor de N amoniacal em destilador de arraste de vapor semimicro Kjeldahl, após adição de 0,2 g de MgO por amostra. A titulação foi realizada com H₂SO₄ 0,05 N e a determinação da amônia realizada conforme Tedesco et al., (1995). O fluxo de NH₃ foi calculado usando a seguinte equação:

$$F_{NH_3} = QC \times 10.000 / A \times t$$

Em que, F_{NH₃} representa o fluxo de NH₃ (em g N ha⁻¹ h⁻¹) no intervalo de tempo t; QC a quantidade de N-NH₃ (g) captada pela espuma inferior da câmara; A, a área da câmara (em m²) e t o tempo em horas (h), decorrido entre a colocação das espumas no campo até a sua retirada.

A volatilização acumulada de NH₃ foi determinada pelas soma das emissões durante as quatro avaliações. Pelo fato das câmaras estáticas subestimarem as emissões de NH₃ (SMITH et al., 2007) as quantidades acumuladas de N que volatilizaram como o gás foram multiplicadas pelo fator de correção de 2,46, proposto por MIOLA (2014).

4.3.4 Concentração de NO_3^- na solução do solo

Para avaliar a concentração de N- NO_3 na solução do solo, a mesma foi extraída através do uso de unidades extratoras da solução do solo, as quais foram instaladas a 0,10 e 0,30 m de profundidade, logo após a construção dos canteiros. Foram realizadas coletas periódicas de solução do solo após a ocorrência de precipitações, que ocorreram aos 17, 31, 64, 91, 105 e 115 dias da instalação do experimento, abrangendo os dois cultivos da alface. As unidades extratoras de solução do solo utilizadas eram da marca Tracon[®], cada uma composta de um tubo de PVC (0,02 m de diâmetro e 0,45 m de comprimento), conectado, na extremidade inferior, a uma cápsula de cerâmica porosa (0,08 m de comprimento e 0,02 m de diâmetro). O meio da cápsula foi locado na profundidade em que se desejava avaliar a solução do solo. Na extremidade superior, o tubo de PVC era vedado por uma tampa, transpassada por um tubo de nylon que se conectava a cápsula porosa em uma extremidade e a uma válvula de controle na extremidade externa do solo. A válvula permanecia fechada, sendo aberta somente para a aplicação do vácuo e para a coleta da solução, realizada com uma seringa. Para as coletas da solução do solo, as unidades extratoras foram submetidas a um vácuo de aproximadamente 70 Kpa, imediatamente após a ocorrência das precipitações e após 24 h aproximadamente, as amostras eram succionadas das unidades. Foram considerados como lixiviado os teores de NO_3^- encontrados nas cápsulas a 0,30 m, por estarem fora do alcance das raízes da alface (FILGUEIRA et al., 2008; DAHAN et al. 2013). Os teores de N-nítrico foram determinados por colorimetria em análise de fluxo contínuo com o uso do equipamento SAN plus (método CFA, Skalar, Breda, Holanda).

4.3.5 Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias dos tratamentos foram comparadas entre si pelo teste de LSD a 5 % de probabilidade de erro, pelo software estatístico SISVAR v. 5.1.

4.4 Resultados e discussão

4.4.1 Emissão de N₂O

As emissões de N₂O foram afetadas pelos tratamentos avaliados na alface, com os maiores valores tendo sido observados no tratamento em que a ureia não foi tratada com os inibidores de urease (NBPT) e de nitrificação (DCD), tanto no efeito imediato (cultivo 1) quanto no efeito residual (cultivo 2) da cultura (Figura 1 b; Tabela 2). Nos dois cultivos as emissões acumuladas de N₂O não diferiram entre os dois tratamentos com aplicação de composto (C e CA), sendo que apenas no primeiro cultivo o tratamento cujos DLS foram acidificados durante a compostagem (CA) apresentou emissões significativamente maiores do que a testemunha e a ureia (Tabela 2).

Com relação à dinâmica das emissões de N-N₂O ocorridas durante o primeiro cultivo da alface, observa-se que, com exceção da primeira, nas demais avaliações realizadas, todos os tratamentos emitiram pequenas quantidades de N₂O e, quando as diferenças foram significativas, os maiores valores foram encontrados sempre no tratamento com aplicação de ureia sem inibidores (U) (Figura 1 B). O único pico observado nos fluxos de N-N₂O até a primeira colheita de alface ocorreu na avaliação realizada logo após uma chuva de alta intensidade (152 mm), a qual aumentou a umidade do solo para valores de EPSA acima de 60% que, segundo Saggari et al. (2012), constitui o limite inferior de EPSA para a desnitrificação. Nessa avaliação, realizada apenas quatro dias após a instalação do experimento, o maior pico nos fluxos de N-N₂O (224 µg m⁻² h⁻¹) ocorreu no tratamento CA o que pode ser atribuído ao fato do composto cujos DLS foram acidificados com H₃PO₄ durante a sua compostagem (CA) ter apresentado uma concentração inicial de N-nítrico 5,3 vezes maior do que aquela do composto sem acidificação (C) (Tabela 1).

Esses resultados confirmam a importância da combinação de teores elevados de umidade e de NO_3^- no solo para a produção e emissão de N_2O para a atmosfera (VALLEJO et al., 2006; SAGGAR et al., 2012), através das bactérias desnitrificadoras. Além destes dois fatores, a maior quantidade de C adicionada ao solo com o composto acidificado do que com o composto sem acidificação (Tabela 1) pode ter favorecido a atividade das bactérias heterotróficas responsáveis pela redução de NO_3^- em locais do solo deficientes em O_2 (AGUILERA et al., 2013).

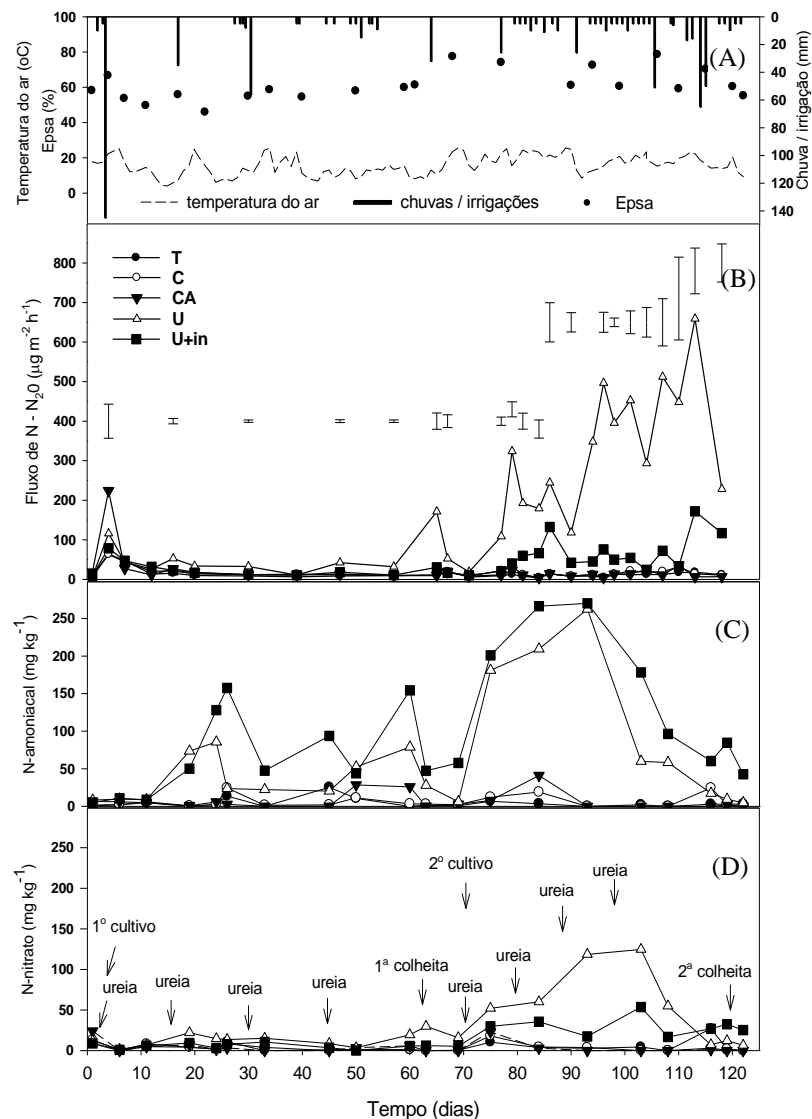


Figura 1. Valores do espaço poroso saturado por água – Epsa (A), fluxo de óxido nitroso (N_2O) (B), teor de N-amoniacoal (C) e N-nitrato no solo da camada 0 – 0,1 m (D) durante o primeiro e no segundo ciclos da alface. Barras verticais na figura B indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD 5%. T- Testemunha sem aplicação de composto ou ureia; C-Composto de DLS sem acidificação; CA-Composto de DLS com acidificação; U- Ureia; U+In- Ureia tratada com os inibidores NBPT e DCD. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.

A ocorrência de picos nas emissões de N_2O nos primeiros dias após a aplicação de DLS e de composto de DLS ao solo e o rápido retorno aos valores encontrados antes da aplicação também têm sido comumente observada em outras situações (VALLEJO et al., 2006; ASING et al., 2008; ZHONG et al., 2013; AITA et al., 2014), evidenciando que a desnitrificação é logo limitada por um ou mais dos fatores responsáveis por esse processo. O que varia entre as diferentes situações é o número de picos e a sua magnitude. O pico inicial nos fluxos de N_2O do presente trabalho, nos tratamentos C e CA, foi superior ao relatado por Asing et al (2008) ao aplicarem compostos industriais na alface. Por outro lado, Zhong et al. (2013) encontraram fluxos iniciais de N_2O três vezes maiores ao utilizarem, na alface, composto de DLS com um teor de N total de 2,1%, semelhante ao utilizado neste trabalho, porém aplicado a uma dose de N aproximadamente duas vezes superior. Portanto, o efeito da aplicação de composto de DLS sobre as emissões de N_2O depende das condições específicas de cada estudo, envolvendo, principalmente o momento e a intensidade das chuvas, além do tipo e da dose de fertilizante orgânico adicionado ao solo.

O fato de as emissões de $N-N_2O$ dos tratamentos C e CA terem retornado rapidamente aos níveis observados no tratamento testemunha, apesar das quantidades elevadas de C e N totais aplicadas com os dois materiais orgânicos, deve estar relacionado às baixas taxas de mineralização destes dois elementos no solo. O alto grau de humificação da fração orgânica dos compostos tem sido apontada em diversos estudos (BERNAL et al., 2009; NOVAK & FIORELLI, 2010;) como a causa principal da sua recalcitrância, o que é suportado pelos resultados do presente estudo, em função dos baixos teores de N inorgânico, principalmente de NO_3^- , que foram encontrados no solo dos tratamentos C e CA durante os dois cultivos de alface (Figura 1C, D). Quando descontados dos teores de $N-NO_3^-$ do tratamento testemunha, os teores de $N-NO_3^-$ no solo dos dois tratamentos com composto, após o pico inicial observado na emissão de $N-N_2O$ (Figura 1 B), nunca foram superiores a $12,54 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo, (Figura 1D). É provável que a lenta mineralização do N dos dois compostos, aliada à rápida absorção do NO_3^- pela cultura em crescimento (CORDOVIL et al., 2012) tenha limitado a desnitrificação e, em consequência, as emissões de N_2O .

O tratamento que apresentou uma dinâmica de emissão de N-N₂O distinta dos demais foi aquele com aplicação de ureia sem inibidores (U), principalmente no segundo cultivo de alface, onde os fluxos de N-N₂O oscilaram na faixa de 108 µg m⁻² h⁻¹, 6 dias após o segundo transplante, a 659 µg m⁻² h⁻¹, 45 dias antes da segunda colheita (Figura 1B). Nessas duas mesmas avaliações, as emissões médias dos dois tratamentos com aplicação de composto foram de apenas 16,88 e 10,45 µg m⁻² h⁻¹, respectivamente. O aumento nas emissões de N-N₂O nesse tratamento do primeiro para o segundo cultivo de alface, bem como a diferença observada na dinâmica das emissões, em relação aos demais tratamentos podem ser explicadas pelo fato de, no segundo cultivo, as aplicações de N-ureia em cobertura terem sido aplicadas em intervalos menores (10 dias), do que no primeiro cultivo (15 dias), o que proporcionou maiores teores de N inorgânico no solo (Figura 1 C, 1D).

O parcelamento do N aplicado via ureia aumenta a disponibilidade de NO₃⁻ no solo ao longo do ciclo das culturas, aumentando o potencial de emissão de N₂O (GUO et al., 2012; PFAB et al., 2012). Além da maior disponibilidade de NO₃⁻ no solo do tratamento U no segundo cultivo, a maior frequência de irrigações e chuvas, o que elevou o EPSA para valores superiores a 70% em diversos momentos, também pode explicar as maiores emissões de N-N₂O do que no primeiro cultivo. As baixas emissões de N-N₂O no primeiro cultivo e o fato da ureia não afetar a quantidade de C disponível no solo indicam que o processo de desnitrificação foi controlado principalmente pela disponibilidade de NO₃⁻ e também de O₂, a qual pode ter sido afetada não apenas pelas irrigações e chuvas, mas também pelo adensamento gradativo do solo dos canteiros ao longo do tempo de cultivo. Esse conjunto de condições pode levar à formação de sítios anaeróbicos no solo, onde a ação das bactérias desnitrificadoras é favorecida (BESSOU et al., 2010; AGUILERA et al., 2013).

O adensamento do solo dos canteiros, provocado por cultivos sucessivos de hortaliças, pode ter um efeito indireto nas emissões de N-N₂O já que, ao prejudicar o desenvolvimento do sistema radicular da alface (FILGUEIRA, 2008), ele reduz a absorção de N-NO₃⁻ pela cultura, o qual pode acumular no solo e ser utilizado como receptor final de elétrons durante a respiração das bactérias desnitrificadoras na ausência de O₂.

No trabalho conduzido por Pfab et al. (2012) com a cultura da alface, as maiores emissões de N-N₂O no segundo ciclo da cultura foram atribuídas à

manutenção na área dos resíduos do cultivo precedente, o que teria aumentado o consumo de O_2 pela atividade dos micro-organismos heterotróficos, favorecendo o surgimento de microssítios anaeróbicos, onde pode ter ocorrido a produção de N_2O durante a desnitrificação. No presente trabalho, toda a parte aérea da alface do primeiro cultivo foi retirada da área, permanecendo, para o segundo cultivo, apenas o sistema radicular, sem que tenha sido realizada qualquer mobilização do solo dos canteiros. Por isso, as emissões elevadas de N_2O no tratamento com ureia sem inibidores no segundo cultivo, devem ter tido pouca contribuição dos resíduos culturais da alface do primeiro cultivo. Em função dos teores elevados de N amoniacal no segundo cultivo (Figura 1D) também é possível que parte do N_2O pode ter sido gerado durante a nitrificação, em momentos com baixa disponibilidade de O_2 no solo (AGUILEIRA et al., 2012).

O tratamento da ureia com os inibidores da enzima urease (NBPT) e da enzima AMO (DCD) (U + In) foi eficiente em reduzir as emissões de N- N_2O , tanto no primeiro cultivo de alface, cujas emissões foram baixas, como no segundo cultivo, onde as emissões foram maiores, pelas razões já evocadas anteriormente. Na média das 15 avaliações realizadas no segundo cultivo, (Figura 1 B) o uso dos inibidores diminuiu os fluxos de N- N_2O de $333,29 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para $66,99 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ representando uma redução de (79,9%). A eficiência dos dois inibidores em reduzir as emissões de N- N_2O durante o cultivo da alface, constatada no presente trabalho com a aplicação de ureia, também foi encontrada por Sanz-Cobena et al. (2012) e por Khalil et al. (2009), com reduções de até 54 e 94 %, respectivamente, quando essa mesma fonte de N foi aplicada em culturas para a produção de grãos. Esses autores atribuíram o resultado ao efeito conjunto dos dois inibidores, com o NBPT retardando a hidrólise da ureia até NH_3 pela enzima urease e com a DCD retardando, posteriormente, a taxa de oxidação da NH_3 até nitrito (NO_2^-) na primeira etapa da nitrificação.

A integração dos fluxos de N- N_2O (Figura 1B) e a sua conversão em emissões acumuladas de N- N_2O (Tabela 2) mostrou diferenças significativas entre os tratamentos, com o tratamento onde a ureia foi aplicada sem inibidores (U) tendo apresentado os maiores valores nos dois cultivos de alface. Considerando a emissão total de N- N_2O nos dois cultivos, se observa que a adição dos dois inibidores à ureia (U + In), no momento de cada aplicação de N realizada na alface, reduziu a emissão desse GEE para níveis que não diferiram dos dois tratamentos

com composto, os quais não diferiram entre e si e nem do tratamento testemunha sem aplicação de N. Esses resultados mostram que o uso, como fontes de N à alface, de composto de DLS, com e sem acidificação dos DLS durante a compostagem, e da ureia tratada com os inibidores NBPT e DCD constituem estratégias eficientes para reduzir a emissão de N-N₂O, em relação à aplicação da ureia sem inibidores, como é feito normalmente, na maioria das situações.

Tabela 2. Emissões acumuladas de N-N₂O durante o primeiro e o segundo cultivo de alface e proporção do N total aplicado que foi emitido como N-N₂O nos dois cultivos. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.

Tratamentos	N-N ₂ O emitido			
	1 ^o cultivo	2 ^o cultivo	Total	N adicionado*
kg ha ⁻¹			%
T	0,36c	0,63c	0,99c	-
C	0,53 bc	0,93c	1,46bc	0,09 b
CA	0,74b	1,07c	1,81 bc	0,16 b
U	1,14a	5,57a	6,71a	1,63 a
U+in	0,63 bc	1,66b	2,29b	0,37 b
CV%	28,10	14,85	18,24	21,75

*Foram adicionados 500 kg de N nos tratamento C e CA e 350 kg de N nos tratamentos U e U+in. T- Testemunha sem aplicação de composto ou ureia; C-Composto de DLS sem acidificação; CA-Composto de DLS com acidificação; U- Ureia; U+In- Ureia tratada com os inibidores NBPT e DCD. Valores seguidos pela mesma letra não diferem pelo teste LSD 5%.

A proporção do N total emitida como N-N₂O na soma dos dois cultivos, de 0,09 % no composto sem acidificação (C) e de 0,16 % no composto com adição de H₃PO₄ durante a compostagem dos DLS situa-se dentro da faixa relatada por Asing et al. (2008), de 0,03 %, e por Zhong et al. (2013), de 0,2%. Quanto à ureia sem inibidores, a proporção do N aplicado que foi emitida como N-N₂O, de 1,63 % (Tabela 2) é relativamente próxima aos 1,21 % encontrados por Guo et al. (2012) ao aplicarem 210 kg ha⁻¹ de N no cultivo de hortaliças.

4.4.2 Volatilização de NH₃

A incorporação da ureia no solo dos canteiros, no momento do transplante das mudas de alface, resultou em menores emissões de N-NH₃ do que nas três adições de ureia em cobertura, onde ela foi aplicada juntamente com a água de irrigação. Esse efeito foi mais acentuado para a ureia não tratada com inibidores (U), onde, na média das aplicações em cobertura, a emissão superou a ureia incorporada ao solo no transplante em 15,6 kg N ha⁻¹ (5,1 vezes), (Tabela 3). A barreira física exercida pelo solo, protegendo da volatilização a NH₃ produzida pela hidrólise da ureia, pode explicar esse resultado, o qual está de acordo com diversos trabalhos conduzidos em diferentes condições de solo e de clima (ROCHETTE et al. 2009; ENGEL et al. 2011 e TASCA et al. 2011).

Tabela 3. Volatilização acumulada de N-NH₃ nos períodos após as aplicações de ureia e a proporção em relação ao N adicionado pelos tratamentos no cultivo da alface. UFSM/Santa Maria, RS, 2012.

Tratamentos	N-NH ₃ emitido					N ad**
	0 – 6*	15 – 21	30 – 36	40 - 46	Total	
kg ha ⁻¹					%
T	1,5 b	1,7 b	2,5 b	3,6 b	9,3 c	-
U	3,8 a	19,9 a	18,4 a	20,0 a	62,1 a	30,2 a
U+in	4,3 a	1,9 b	4,1 b	4,9 b	15,2 b	3,4 b
CV%	22,3	11,8	21,7	14,6	10,4	10,7

T- Testemunha sem aplicação de composto ou ureia; C-Composto de DLS sem acidificação; CA-Composto de DLS com acidificação; U- Ureia; U+In- Ureia tratada com os inibidores NBPT e DCD. * Intervalo de dias após as aplicações de ureia; ** N ad = N adicionado pelos tratamentos (175 kg de N ha⁻¹); valores seguidos pela mesma letra na coluna, não diferiram pelo teste LSD 5%.

Com exceção da primeira avaliação, onde a volatilização de N-NH₃ não foi afetada pela adição de NBPT, já que a incorporação ao solo reduziu as emissões de NH₃, nas demais avaliações realizadas, o inibidor de urease apresentou elevada eficiência no controle das perdas de N por volatilização de NH₃ (Tabela 3). Considerando a perda acumulada de N por volatilização de NH₃, ela foi reduzida em

75,5% quando a ureia foi tratada com NBPT no momento da sua adição ao solo. Esse efeito positivo do NBPT na redução da volatilização de NH_3 é relativamente próximo daquele encontrado por Soares et al. (2012) (78%), após a aplicação de ureia na superfície do solo, em temperatura de 25°C, e por Engel et al. (2011) (66 %), em uma região de clima temperado. Todavia, alguns estudos, como aquele realizado por Saggart et al. (2012), encontraram alta variação na eficiência do NBPT na redução da volatilização de NH_3 (22 a 97%), o que se deve, possivelmente, às condições ambientais predominantes em cada situação. No presente trabalho, a eficiência do NBPT encontrada nas três adições de ureia em cobertura variou de 90,3 % na primeira a 75,4 % na última adição (Tabela 3).

A proporção do N aplicado com a ureia (175 kg N ha^{-1}) que foi emitida para a atmosfera na forma de N-NH_3 foi de 30,2 % (Tabela 3), sendo inferior aos valores relatados por Soares et al. (2012), de 37 %, e por Engel et al. (2011), de 44 %, para aplicações deste fertilizante nitrogenado na superfície do solo. O valor relativamente menor encontrado no presente trabalho pode ser atribuído ao fato da ureia ter sido aplicada ao solo via fertirrigação, o que pode ter facilitado a sua infiltração no solo, protegendo parcialmente da volatilização o N amoniacal resultante da ação da urease (Tasca et al. 2011; Guo et al., 2012). Quando a ureia foi incorporada ao solo no momento da sua aplicação, conforme foi feito na aplicação realizada no transplante no presente trabalho, Asing et al. (2008) constataram que a proporção do N aplicado que volatilizou como NH_3 foi de apenas 11 %.

Os resultados obtidos no presente trabalho, apenas nos tratamentos com aplicação de ureia, já que os dois compostos utilizados apresentaram baixa concentração inicial de N amoniacal (Tabela 1), indicam que volatilização de NH_3 constitui uma importante via de perda de N quando esta fonte de N é aplicada na superfície do solo, juntamente com a fertirrigação da alface. Essa redução no potencial fertilizante nitrogenado da ureia e as implicações ambientais negativas resultantes da NH_3 emitida para a atmosfera podem ser significativamente mitigadas se a ureia for tratada com o inibidor de urease NBPT no momento da sua aplicação na alface. Assumiu-se no presente trabalho que as emissões de NH_3 no tratamento com a ureia tratada com os inibidores (U + IN) foram influenciadas apenas pelo NBPT e não pelo inibidor de nitrificação DCD.

4.4.3 Lixiviação de NO_3^-

Em função da elevada solubilidade e da mobilidade do NO_3^- , a presença desse ânion na solução do solo, abaixo da zona de maior absorção do sistema radicular das culturas, representa um elevado risco de que o mesmo possa ser lixiviado e atingir a água do lençol freático contaminando-a (PÉREZ et al., 2003; GUO et al., 2012). De acordo com Filguera et al. (2008), mudas de alface transplantadas apresentam raízes com ramificações delicadas, finas e curtas, as quais exploram apenas os primeiros 25 cm de solo, com a maior concentração na camada de 0 a 20cm. Por isso, no presente trabalho, a análise periódica dos teores de N-NO_3^- na solução do solo dos canteiros, extraída a 10 e a 30 cm de profundidade, foi realizada como um indicativo da sua disponibilidade à alface e também ao seu potencial de lixiviação. Conforme Dahan et al. (2014) a lixiviação de NO_3^- no campo pode ser caracterizada através da determinação da concentração do ânion na solução do solo, extraída com lisímetros de sucção em pequenas profundidades, abaixo da zona de concentração do sistema radicular das culturas.

A concentração de N-NO_3^- na solução do solo, extraída nas profundidades de 0,10 m (Figura 2 A) e 0,30 m (Figura 2 B), não diferiu entre os dois tratamentos com aplicação de composto (C e CA) e nem destes em relação ao tratamento testemunha sem aplicação de fertilizantes (T). Esse resultado, aliado à ausência de diferença observada quando da análise dos teores de N-NO_3^- da camada 0-10 cm do solo dos canteiros (Figura 1 C), comprova que a taxa de mineralização do N dos dois compostos no solo foi baixa. Em função disso, o fornecimento do N requerido pela alface, via aplicação dos compostos obtidos pela compostagem automatizada de DLS, não deve representar risco de perda de N por lixiviação de N-NO_3^- . No estudo de Hepperly et al. (2009) a lixiviação de N-NO_3^- pelo composto (esterco de aves e serrapilheira) apresentou teores inferiores ao dejetos sem tratamento e do fertilizante sintético, durante oito anos de cultivos alternados de grão e hortaliças.

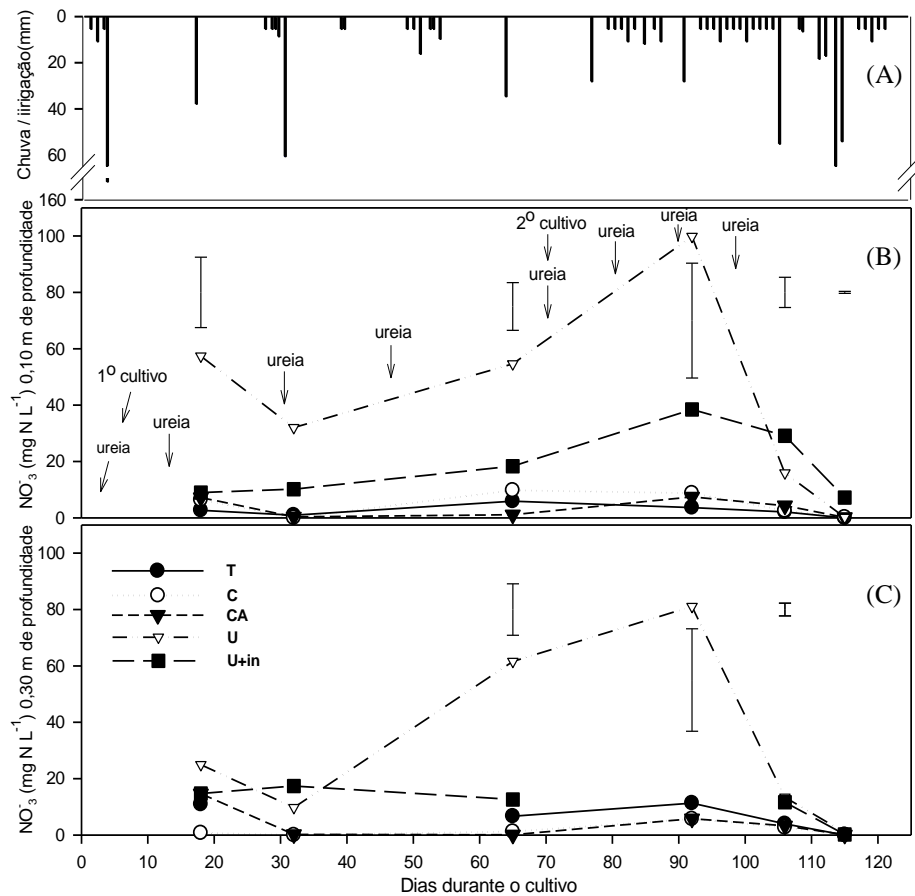


Figura 2. Precipitações e irrigações (A), teor de N-NO_3^- na solução do solo a 0,10 m (B) e 0,30 m (C) de profundidade, em dois cultivos da alface nos períodos de 26/05/12 à 01/08/12 e 08/08/12 à 27/09/12. Barras verticais nas figuras B e C indicam a diferença mínima significativa pelo teste LSD 5%. T- Testemunha sem aplicação de composto ou ureia; C-Composto de DLS sem acidificação; CA- Composto de DLS com acidificação; U- Ureia; U+In- Ureia tratada com os inibidores NBPT e DCD.UFSM/Santa Maria, RS, 2012.

Com relação ao tratamento com ureia (U) do presente trabalho, as aplicações frequentes em cobertura dessa fonte de N na alface resultaram em aumentos significativos nas concentrações de N-NO_3^- na solução do solo nas duas profundidades analisadas, com destaque para a avaliação realizada aos 92 dias, onde, após terem sido efetuadas as três adições de ureia, o tratamento U superou a média dos demais tratamentos em $82,28 \text{ mg N L}^{-1}$ (6,85 vezes,) na profundidade de 0,10 m e em $73,47 \text{ mg N L}^{-1}$ (10,67 vezes) a 0,30 m. Esses teores de N-NO_3^- da solução do solo do tratamento com ureia (Figura 2) a 0,10 e 0,30 m estão entre os valores de 20 a 270 mg N L^{-1} e 10 a 130 mg N L^{-1} nas profundidades de 0,15 e 0,55 m respectivamente, encontrados por Pérez et al. (2003) ao aplicarem doses de N (CaNO_3^-) próximas daquela utilizada no presente trabalho, porém na cultura da

batata (*Solanum tuberosum* L.). Ainda, os valores médios de 31,80 mg N L⁻¹ a 0,30 m, foram próximos da média de 37,50 mg N L⁻¹ encontrados abaixo da zona de raízes (1,0 m) do estudo de Dahan et al. (2014), durante um 17 meses de produção de hortaliças sob fertirrigação, com doses anuais de 925 kg N ha⁻¹. A rápida redução nos teores de N-NO₃⁻ ocorrida na solução do solo após 92 dias pode ser atribuída à assimilação dessa forma de N inorgânico pela alface. Em função da maior quantidade de irrigações e chuvas no segundo cultivo, é provável que também possa ter havido transferência de N-NO₃⁻ para profundidades do solo superiores à camada de 0 a 0,30 m. Tais resultados indicam que a aplicação frequente de doses relativamente elevadas de N-ureia durante o cultivo de alface representa um risco de lixiviação de NO₃⁻ no solo, podendo comprometer a qualidade da água do lençol freático nas áreas dedicadas ao cultivo de hortaliças.

Quanto ao efeito dos inibidores aplicados à ureia eles apresentaram elevada eficiência em reduzir o potencial de lixiviação de N-NO₃⁻, uma vez que, na média das quatro avaliações realizadas durante os primeiros três meses de experimentação, os teores dessa forma de N na solução do solo do tratamento U + IN nunca diferiram do tratamento testemunha e foram inferiores ao tratamento com ureia sem inibidores (U) em 34,17 mg N L⁻¹ (3,74 vezes) e 17,20 mg N L⁻¹ (2,15 vezes) nas profundidades de 0,10 m e 0,30 m, respectivamente. Esse resultado positivo dos inibidores na redução do potencial de lixiviação de N-NO₃⁻ se deve à ação combinada do NBPT e da DCD, em retardar a hidrólise da ureia e a oxidação da NH₃ até NO₂⁻, respectivamente, corroborando os resultados encontrados por Guo et al. (2012) em casa de vegetação e por Smith et al. (2011), no cultivo de alface condições de campo.

4.5 Conclusão

O emprego dos compostos de DLS e dos inibidores de nitrificação (DCD) e urease (NBPT) associados à adubação mineral, no cultivo da alface, podem ser estratégias utilizadas para a redução das emissões de N₂O, NH₃ e lixiviação de NO₃, promovendo a sustentabilidade da atividade e da suinocultura.

4.6 Referências bibliográficas

AGUILERA, E.; LASSALETTA, L.; SANZ-COBENA, A.; GARNIER, J. & VALLEJO, A. The potential of organic fertilizers and water management to reduce emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.164 p.32-52, 2013.

AITA, C.; GONZATTO, R.; MIOLA, C.C.; SANTOS, D.B.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A.; GIACOMINI, S.J. Injection of DCD-Treated Pig Slurry Reduced NH₃ Volatilization without Enhancing 2 Soil N₂O Emissions from No-till Corn in Southern Brazil. **Journal of Environmental Quality**, v.43, p.789-800, 2014.

ANGNES, G.; NICOLOSO, R.S.; SILVA, M.L.B. da; OLIVEIRA, P.A.V. de; HIGARASHI, M.M.; MEZZARI, M.P. & MILLER, P.R.M. Correlation denitrifying catabolic genes with N₂O and N₂ emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, v.140 p.368-375, 2013.

ASING, J.; SAGGAR, S.; SINGH, J.; BOLAN, N.S. Assessment of nitrogen losses from urea and organic manure with and without nitrification inhibitor, dicyandiamide, applied to lettuce under glasshouse conditions. **Australian Journal of Soil Research**, v.46, p.535-541, 2008.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v.100, p.5444-5453, 2009.

BESSOU, C.; MARY, B.; LEONARD, J.; ROUSSEL, M.; GRE´HAN, E.; GABRIELLE, B. Modelling soil compaction impacts on nitrous oxide emissions in arable fields. **European Journal of Soil Science**, v.61, p.348-363, 2010.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC – CQFS. Passo Fundo, **Recomendações de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 4. ed. Passo Fundo, SBCN – Núcleo Regional Sul/EMBRAPA – CNPT, 2004.

CORDOVIL, A.M.J.; GOSSB, J.; COUTINHO, C.; CABRAL, F. Estimating short- and medium-term availability to cereals of nitrogen from organic residues. **Journal of Plant Nutrition**, v.35, p.366-383, 2012.

CUI, M.; SUN, X.C.; HU, C.X.; DI, H.J.; TAN, Q.L. and ZHAO, C.S. Effective mitigation of nitrate leaching and nitrous oxide emissions in intensive vegetable production systems using 20 a nitrification inhibitor, dicyandiamide, **Journal Soils Sediments**, v.11, p.722-730, 2011.

DONEDA, A. **A acidificação de dejetos líquidos de suínos afeta as emissões de amônia e gases de efeito estufa no processo de compostagem automatizada**. 2014. 101 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, 2014.

DAHAN, O.; BABAD, A.; LAZAROVITCH, N.; RUSSAK, E. E. & KURTZMAN, D. Nitrate leaching from intensive organic farms to groundwater. **Hydrology and Earth System Sciences**, v.18, p.333-341, 2014.

ENGEL, R.; JONES, C. & WALLANDER, R. Ammonia volatilization from urea and mitigation by NBPT following surface application to cold soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.75, p.2348-2357, 2011.

FILGUEIRA, F.A.R. **Novo Manual de Olericultura: Agrotecnologia moderna na produção e comercialização de hortaliças**. Viçosa: UFV. 2008, 421p.

HEPPERLY, P.; LOTTER, D.; ULSH, C.Z.; SEIDEL, R.; & REIDER, C. Compost, manure and synthetic fertilizer influences crop yields, soil properties, nitrate leaching and crop nutrient content. **Compost Science & Utilization**, v.17, p.117-126, 2009.

GUO, Y.; LI, B.; DI, H.; ZHANG, L.; GAO, Z. Effects of dicyandiamide (DCD) on nitrate leaching, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide in a greenhouse vegetable production system in northern China. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.58, p.647-658, 2012.

KHALIL, M.I.; GUTSER, R.; SCHMIDHALTE, U. Effects of urease and nitrification inhibitors added to urea on nitrous oxide emissions from a loess soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.172, p.651-660, 2009.

MIOLLA, C.C. **Estratégias para reduzir as emissões gasosas e melhorar o aproveitamento do nitrogênio de dejetos de suínos pelo milho em plantio direto**. 2014. 114 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, 2014.

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

NOVAK, S.M.; & FIORELLI, J.L. Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options. **Agronomy for Sustainable Development**, v.30, p.215-236, 2012.

OLIVEIRA, P.A.V.; NICOLOSO, R.S.; HIGARASHI, M.M.; SANTOS FILHO, J.I. Desenvolvimento de unidade de compostagem automatizada para o tratamento dos dejetos líquidos de suínos. 48a Reunião Anual, **Sociedade Brasileira de Zootecnia**, Belém, PA, 2011.

PÉREZ, S.; MIGUEL, J.; ANTIGUEDAD, I.; ARRATE, I.; LINARES, C.; MORELL, I. The influence of nitrate leaching through unsaturated soil on groundwater pollution in an agricultural area of the Basque country: a case study. **Science of the Total Environment**, v.317, p.173-187, 2003.

PFAB, H.; PALMER, I.; GUEGGER, F.; FIELDER, S.; TORSTEN, M.; RUSTER, R. Influence of a nitrification inhibitor and of placed N-fertilization on N₂O fluxes from a vegetable cropped loamy soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.150, p.91-101, 2012.

RAVISHANKARA, A.R.; DANIEL, J.S.; PORTMANN, R.W. Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. **Science**, v.326, p.123-125, 2009.

ROCHETTE, P.; HUTCHINSON, G.L. 2005. Measuring soil respiration using chamber techniques. p. 227-266. In Hatfield, J.; Baker, J.M., eds. **Micromet studies of the soil-plant-atmosphere continuum**. ASA monograph, Madison, WI.

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

ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; MACDONALD, D.; BISSONNETTE, N. & BERTRAND, N. Ammonia volatilization following surface application of urea to tilled and no-till soils: A laboratory comparison. **Soil & Tillage Research**, v.103, p.310-315, 2009.

SAGGAR, S.; SINGH, J.; GILTRAP, D.L.; ZAMAN, M.; LUO, J.; ROLLO, M.; KIM, D.G.; RYS, G.; VAN DER WEERDEN, T.J. Quantification of reductions in ammonia

emissions from fertiliser urea and animal urine in grazed pastures with urease inhibitors for agriculture inventory: New Zealand as a case study. **Science of the Total Environment**, v.465, p.136-146, 2013.

SANZ-COBENA, A.; SÁNCHEZ-MARTÍN, L.; GARCÍA-TORRES, L.; VALLEJO, A. Gaseous emissions of N₂O and NO and NO₃⁻ leaching from urea applied with urease and nitrification inhibitors to a maize (*Zea mays*) crop. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.149, p.64-73, 2012.

SOARES, J.R.; CANTARELLA, H.; MENEGALE, M.L.C. Ammonia volatilization losses from surface-applied urea with urease and nitrification inhibitors. **Soil Biology & Biochemistry**, v.52, p. 82-89, 2012.

SMITH, E.; GORDON, R.; BOURQUE, C.; CAMPBELL, A. Comparison of three simple field methods for ammonia volatilization from manure. **Canadian Journal of Soil Science**, v.87, p.469-477, 2007.

SMITH, R.; HARTZ, T.; HEINRICH, A. Summary of nitrification inhibitor trials. University California. **Crops Notes**, p.6-10, 2011.

TASCA, F.A.; ERNANI, P.R.; ROGERI, D.A.; GATIBONI, L.C. & CASSOL, P.C. Volatilização de amônia do solo após a aplicação de ureia convencional ou com inibidor de urease. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.493-502, 2011.

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

VALLEJO, A.; SKIBA, U.M.; GARCÍA-TORRES, L.; ARCE, A.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, S. & SÁNCHEZ-MARTÍN, L. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and compost. **Soil Biology & Biochemistry**, v.38, p.2782-2793, 2006.

ZHONG, J.; WEI, Y.; WAN, H.; WU, Y.; ZHENG, J.; HAN, S.; & ZHENG, B. Greenhouse gas emission from the total process of swine manure composting and land application of compost. **Atmospheric Environment**, v.81, p.348-355, 2013.

5 DISCUSSÃO GERAL E SUGESTÕES DE ESTUDOS FUTUROS

A compostagem automatizada dos dejetos líquidos de suínos (DLS), recentemente introduzida na Região Sul do Brasil, pode ser uma alternativa econômica e ambientalmente viável para o tratamento desses resíduos orgânicos. Além disso, o processo gera como produto final um material orgânico, que neste trabalho será denominado de composto de DLS, o qual poderá ser utilizado na agricultura para a ciclagem de nutrientes e como fonte de carbono ao solo.

Embora o composto de DLS tenha potencial para ser produzido em grande escala, conforme relatado na literatura consultada para a elaboração dessa tese, o conhecimento sobre o uso agrônômico e os impactos ambientais desse material orgânico ainda é bastante limitado. A carência de estudos é ainda maior quando se trata de composto cujos DLS foram acidificados com o objetivo de reduzir a volatilização de amônia durante a compostagem, conforme realizado por Doneda (2014). Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo principal comparar a liberação de N, a lixiviação de nitrato (NO_3^-) e as emissões de amônia (NH_3) e de óxido nitroso (N_2O) após a aplicação, na cultura da alface, de dois compostos, sendo um com e outro sem acidificação dos DLS com H_3PO_4 durante a compostagem.

No artigo 1, constatou-se que, tanto o composto com acidificação dos DLS como o composto sem acidificação, apresentaram uma baixa taxa de mineralização do N em 90 dias de incubação a 25 °C (0,76 e 10,54 % respectivamente), o que deve estar relacionado à elevada recalcitrância do material orgânico e à imobilização de N do solo, principalmente no composto com adição de H_3PO_4 nos DLS. Esse comportamento deve estar relacionado à composição bioquímica do substrato utilizado na compostagem, constituído de serragem e maravalha. De acordo com Hubbe et al. (2012) o uso de substratos lignocelulolíticos na compostagem tende a proporcionar um composto mais recalcitrante, pelo fato da lignina ser o principal componente da formação do húmus, que é um constituinte orgânico resistente à degradação microbiana.

Embora ambos os compostos tenham apresentado uma baixa mineralização do N no solo, foi constatado no artigo 2, que a sua aplicação no solo aumentou o acúmulo de N e a produção da alface. Isso ocorreu tanto no efeito imediato quanto

no residual, não havendo efeito da acidificação do composto. A ausência de diferença no acúmulo de N pelas plantas entre os compostos pode ser atribuída ao fato de que, mesmo apresentado uma mineralização próxima a zero (0,76 %), o composto acidificado possuía em teor de N mineral inicial próximo a 10 % do N total. Por outro lado, o composto não acidificado, que possuía um teor de N mineral equivalente a apenas 1 % do N total apresentou uma maior mineralização (10,54 %) do N no solo.

Embora ambos os compostos tenham disponibilizado N à alface no segundo cultivo (efeito residual) em quantidades próximas ao primeiro cultivo, a capacidade de suprimento de N à cultura foi inferior ao tratamento com ureia, utilizado nesse estudo como referência. Esse resultado também foi encontrado por Elherradi et al. (2005), ao compararem, na alface, a adição de N via composto (350 kg de N ha⁻¹) e sulfato de amônio (100 kg de N ha⁻¹), o que foi atribuído à baixa mineralização do N do composto.

Considerando a baixa mineralização do N em curto prazo de ambos os compostos, é possível inferir que o uso desses materiais orgânicos seja mais recomendado para culturas com desenvolvimento mais lento e com menor demanda de N do que a alface, como a cebola, mandioca, entre outras (CQFS/RS-SC, 2004). Por outro lado, a mistura do composto de DLS à ureia proporcionou os melhores resultados de produção, com um acúmulo de N próximo à adubação exclusiva com a ureia, o que está de acordo com outros autores (SOUZA & ROBERTO, 2005; PARÉ et al., 2010) e evidencia a importância da associação organo-mineral como fonte de N à alface. Essa estratégia pode viabilizar ainda mais o uso desse material, proporcionando a sustentabilidade dos sistemas de produção envolvidos e diminuindo seus custos e a poluição ambiental.

Outro aspecto a destacar sobre o uso dos compostos de DLS no cultivo da alface foi o baixo impacto ambiental negativo provocado, em relação ao uso da ureia, conforme demonstrado no artigo 3. É provável que a baixa taxa de mineralização do N destes materiais orgânicos tenha sido a principal causa das baixas emissões de N₂O, que foram 4,12 vezes inferiores ao tratamento com ureia. Esse menor potencial de aquecimento global (PAG) dos compostos, em relação ao uso da ureia, está de acordo com os resultados de Asing et al. (2008). Além disso, nos tratamentos com o uso dos dois compostos, os teores de N-NO₃⁻ na região situada abaixo da zona de maior concentração de raízes das plantas de alface (0,3

m) foram inferiores aos observados no tratamento com ureia. Assim, espera-se que o uso dos compostos de DLS na alface e em outras culturas permita reduzir o potencial de contaminação das águas do lençol freático com NO_3^- , relativamente ao uso da ureia.

Com o objetivo de reduzir as perdas de N da ureia, dos compostos de DLS e da mistura destes (organo-mineral) e, com isso, melhorar a eficiência de uso do N destes fertilizantes pela alface, adicionou-se aos mesmos um inibidor da enzima urease (NBPT) e um inibidor de nitrificação (diacianodiamida = DCD). Embora, no trabalho de Pfab et al. (2012) essa estratégia tenha sido utilizada com resultados positivos na produção de hortaliças fertilizadas com ureia no presente trabalho ela não proporcionou aumento de produção e no acúmulo de N pelas plantas, conforme apresentado no artigo 2. Entretanto, no artigo 3, constatou-se que, quando os inibidores foram adicionados à ureia eles reduziram em 68,9 e 75,5 % as emissões de N_2O e NH_3 , respectivamente, além de reduzir os teores de N-NO_3^- na solução do solo abaixo da zona de raízes das plantas. Em outros trabalhos também ocorreu comportamento semelhante destes dois inibidores associados à ureia (ASING et al., 2008; GUO et al., 2012; PFAB et al., 2012). Outro aspecto importante a destacar é que os inibidores, adicionados à ureia e à mistura organomineral, reduziram o teor de N-NO_3^- nas folhas da alface, confirmando resultados de Irigoyen et al. (2006) e evidenciando a importância dessa prática na produção de um alimento com menores riscos à saúde humana. Um aspecto não estudado no presente trabalho foi o impacto da mistura organomineral, com e sem o uso de inibidores, sobre as variáveis ambientais.

Tendo por base os resultados obtidos nos experimentos conduzidos em condições de laboratório e de campo, sugere-se as seguintes temáticas para estudos futuros, visando aprimorar o conhecimento sobre o uso agrícola do composto de DLS:

- Avaliar os compostos de DLS em outros cultivos agrícolas, aplicados na superfície e incorporados ao solo, utilizando espécies de plantas com ciclo mais longo e de menor demanda de N que a alface.
- Verificar os impactos ambientais relacionados ao uso do composto de DLS misturado à ureia (organomineral).
- Estudar a aplicação de outras estratégias, além da acidificação dos DLS, para reduzir os impactos negativos causados sobre o ambiente pelos

gases emitidos durante a compostagem, como, por exemplo, o uso de zeólitas e DCD, bem como conhecer o valor agronômico do composto obtido.

6 CONCLUSÃO GERAL

O material orgânico obtido na compostagem automatizada dos DLS, acidificados ou não, apresenta potencial de ser utilizado em cultivos agrícolas, pois contribui com o acúmulo de N nas plantas e eleva a sua produção. Além disso, reduz os impactos negativos ao ambiente comparado à ureia e incrementa o C ao solo podendo contribuir para elevação da sua matéria orgânica.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABCS. Associação Brasileira de Criadores de Suínos. ABCS e representantes de agroindústrias se reúnem para discutir Projeto de Lei sobre produção integrada. Disponível em <http://www.abcs.org.br/informativo-abcs>. Acesso em 18 junho. 2014.

AITA, C.; GONZATTO, R.; MIOLA, C.C.; SANTOS, D.B.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A.; GIACOMINI, S.J. Injection of DCD-Treated Pig Slurry Reduced NH₃ Volatilization without Enhancing 2 Soil N₂O Emissions from No-till Corn in Southern Brazil. **Journal of Environmental Quality**, v.43, p.789-800, 2014.

AGNES, G.; NICOLOSO, R.S.; SILVA, M.L.B. da; OLIVEIRA, P.A.V. de; HIGARASHI, M.M.; MEZZARI, M.P. & MILLER, P.R.M. Correlation denitrifying catabolic genes with N₂O an N₂ emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, v.140, p.368-375, 2013.

AKANBI, W.B.; TOGUN, A.O. The influence of maize–stover compost and nitrogen fertilizer on growth, yield and nutrient uptake of amaranth. **Scientia horticulturae**, v.93, p.1-8, 2002.

ASING. J.; SAGGAR. S.; SINGH, J.; BOLAN, N.S. Assessment of nitrogen losses from urea and organic manure with and without nitrification inhibitor, dicyandiamide, applied to lettuce under glasshouse conditions. **Australian Journal of Soil Research**, v.46, p.535-541, 2008.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC – CQFS. Passo Fundo, **Recomendações de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 4. ed. Passo Fundo, SBCN – Núcleo Regional Sul/EMBRAPA – CNPT, 2004.

CORDOVIL, A.M.J.; GOSSB, J.; COUTINHO, C.; CABRAL, F. Estimating short- and medium-term availability to cereals of nitrogen from organic residues. **Journal of Plant Nutrition**, v.35, p.366-383, 2012.

DONEDA, A.A **acidificação de dejetos líquidos de suínos afeta as emissões de amônia e gases de efeito estufa no processo de compostagem automatizada.**

2014. 101 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, 2014.

GUO, Y.; LI, B.; DI, H.; ZHANG, L.; GAO, Z. Effects of dicyandiamide (DCD) on nitrate leaching, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide in a greenhouse vegetable production system in northern China. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.58, p.647-658, 2012.

HUBBE, M.A.; NAZHAD, M.; SÁNCHEZ, C. Composting as a way to convert cellulosic biomass and organic waste into high-value soil amendments: a review. **BioResources**, v.5, p.2808-2854. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA [IBGE]. Produção da pecuária municipal. IBGE, Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Producao_da_Pecuaria_Municipal/2011/ppm_2011.pdf. Acesso em 18 junho. 2014.

IRIGOYEN, I.; MURO, J.; AZPILIKUETA, M.; APARICIO-TEJO, P.; LAMSFUS C. Ammonium oxidation kinetics in the presence of nitrification inhibitors DCD and DMPP at various temperatures. **Australian Journal of Soil Research**, v.41, p.1177- 1183, 2003.

MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasil, 2012. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>. Acesso em 18 junho. 2014.

OLIVEIRA, P.A.V.; NICOLOSO, R.S.; HIGARASHI, M.M.; SANTOS FILHO, J.I. Desenvolvimento de unidade de compostagem automatizada para o tratamento dos dejetos líquidos de suínos. 48a Reunião Anual, **Sociedade Brasileira de Zootecnia**, Belém, PA, 2011.

PARÉ, M.C.; ALLAIRE, S.E.; PARENT, L.; KHIARI, L. Variation in the physical properties of organo-mineral fertilisers with proportion of solid pig slurry compost. **Biosystems Engineering**, v.106, p. 243-249, 2010.

PFAB, H.; PALMER, I.; GUEGGER, F.; FIELDER, S.; TORSTEN, M.; RUSTER, R. Influence of a nitrification inhibitor and of placed N-fertilization on N₂O fluxes from a

vegetable cropped loamy soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v.150, p.91-101, 2012.

SCHERER, E.E. Doses e formas de aplicação do composto de dejetos suínos no cultivo orgânico de milho e feijão. **Revista Agropecuária Catarinense**, v.26, p.74-78, 2013.

SOUZA, J.A.; ROBERTO, L.S. Tecnologia para tratamento de resíduos: tecnologia Bioexton - biodegradação acelerada para produção de fertilizante organomineral. **Informe Agropecuário**, v.26, p.24-28, 2005.

VALLEJO, A.; SKIBA, U.M.; GARCÍA-TORRES, L.; ARCE, A.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, S.; & SÁNCHEZ-MARTÍN, L. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and compost. **Soil Biology & Biochemistry**, v.38, p.2782-2793, 2006.