

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

**A ACIDIFICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE
SUÍNOS AFETA AS EMISSÕES DE AMÔNIA E
GASES DE EFEITO ESTUFA NO PROCESSO DE
COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA**

TESE DE DOUTORADO

Alexandre Doneda

Santa Maria, RS, Brasil

2014

**A ACIDIFICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS AFETA AS
EMISSÕES DE AMÔNIA E GASES DE EFEITO ESTUFA NO
PROCESSO DE COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA**

Alexandre Doneda

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

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

Doneda, Alexandre

A Acidificação de Dejetos Líquidos de Suínos Afeta as Emissões de Amônia e Gases de Efeito Estufa no Processo de Compostagem Automatizada / Alexandre Doneda.-2014.
99 p.; 30cm

Orientador: Celso Aita

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

1. Compostagem 2. Volatilização de amônia 3. Emissão de Gases de Efeito Estufa 4. Tratamento de dejetos de suínos 5. Perdas de nitrogênio I. Aita, Celso II. Título.

©2014

Todos os direitos autorais reservados a Alexandre Doneda. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita com autorização por escrito do autor.
Endereço: Universidade Federal de Santa Maria / Centro de Ciências Rurais / Departamento de Solos / Av. Roraima, nº 1000, Cidade Universitária, Bairro Camobi, Santa Maria, RS, CEP 97105-900.

Fone: (55) 3220-8108; E-mail: alexandredoneda@gmail.com

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

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Tese de Doutorado

**A ACIDIFICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS AFETA AS
EMISSÕES DE AMÔNIA E GASES DE EFEITO ESTUFA NO
PROCESSO DE COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA**

elaborada por
Alexandre Doneda

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)

Stefen Barbosa Pujol, Dr. (UFSM)

Frederico Costa Beber Vieira, Dr. (UNIPAMPA)

Rodrigo da Silveira Nicoloso, Dr. (EMBRAPA)

Santa Maria, 28 de fevereiro de 2014

***"A percepção do desconhecido é a mais fascinante das experiências. O homem que não tem olhos abertos para o misterioso passará pela vida sem ver nada."
(Albert Einstein)***

***" Putututututu, temo domando, temo aprendendo, temo ensinando."
(Mano Lima)***

DEDICO em especial a Nilo e Marta, meus queridos pais e exemplos de vida para mim.

OFEREÇO à minha namorada Renata e à minha irmã Morgana, pessoas especiais em minha vida.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelo dom da vida e por sempre estar ao meu lado, guiando meus passos e dando forças para seguir em frente na caminhada para o futuro.

Aos meus pais Nilo e Marta, por todo o ensinamento, amor e carinho incondicionais, incentivo e apoio dispensados sempre para que seus filhos seguissem estudando. Foi em casa que aprendi as primeiras lições de Agronomia, tendo como professores meus pais, os quais me ensinaram desde criança a cultivar o solo sempre de maneira sustentável, a preservar as matas, os animais e a natureza como um todo. Legado esse que já aprenderam com meus queridos avós. Amo vocês, meus exemplos para tudo!

À minha irmã Morgana pelo companheirismo, apoio e incentivo e aturar as constantes discussões do mundo da Pós-Graduação. Gostou tanto que está ingressando, nos próximos dias, no Mestrado em Química.

À minha amada Renata, por todo seu carinho, amor, compreensão e incentivo que sempre teve comigo. Conhecemo-nos na reta final do doutorado e ela acompanhou de perto uma das fases mais difíceis que foi a escrita dessa tese, a qual, como doutoranda, já teve um estágio de vivência de como será daqui para frente. Não tenho palavras para agradecer todos os seus conselhos, seu amor e carinho, companheirismo. Além de toda sua calma para me acalmar nos dias de fúria quando as coisas não davam certo. Amo você!

Ao professor Celso Aita, pela orientação, ensinamentos repassados, amizade, confiança depositada em mim desde a graduação e na condução desse trabalho, pelo seu exemplo.

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 Rodrigo da Silveira Nicoloso, pelas orientações durante a condução do trabalho, pelas valiosas dicas e informações anteriores ao início do experimento, pela parceria na Rede Dejsui, pela disponibilidade em fazer parte da banca examinadora e pela amizade.

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

Aos grandes amigos e colegas Diego Antonio Giacomini, Rafael Ricardo Cantú e Stefen Barbosa Pujol pela grande contribuição para esse trabalho desde o seu início, desde o planejamento até a elaboração desta tese. Sem a ajuda de vocês, certamente esse trabalho não teria saído do papel. Foram dias de muito trabalho, em temperaturas muitas vezes superiores a 40 °C, desde a construção das leiras até a finalização do período de compostagem. Além disso, agradeço ao Stefen pela disponibilidade em fazer parte da banca examinadora.

Aos grandes amigos e pós-graduandos do LABCEN, Stefen Pujol, Diego Giacomini, Rafael Cantú, Ezequiel (Keko), Rogério Gonzatto, Alessandra Bacca, Paola Milanese, Daniela Santos, Eduardo Lorensi, Maiara, Rosângela, 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 (Tocaio), Adônis, Roberto, Géssica, Indiara, Marlon, Laila, Maicon, Paula, Patrícia e Stevan (CBT). 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 anjos Ricardo (Piozão) e Luis (Piozinho) (*in memoriam*) pela grande amizade, momentos de alegria e bom humor, pelos seus exemplos. São estrelas que estão lá em cima a nos guiar e iluminar.

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

Ao CNPq, pela bolsa de estudo concedida, pela taxa de bancada e pelo auxílio financeiro para a execução desse trabalho.

À FAPERGS, pelo auxílio financeiro concedido para a execução desse trabalho.

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.

A ACIDIFICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS AFETA AS EMISSÕES DE AMÔNIA E GASES DE EFEITO ESTUFA NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA

AUTOR: ALEXANDRE DONEDA

ORIENTADOR: CELSO AITA

Local e Data da Defesa: Santa Maria, 28 de fevereiro de 2014.

A compostagem de dejetos líquidos de suínos (DLS) é uma importante estratégia para mitigar o passivo ambiental da suinocultura intensiva. Apesar de ser uma estratégia promissora, um dos problemas decorrentes da compostagem são, ainda, as perdas de nitrogênio (N) por volatilização de amônia (NH_3). A acidificação dos DLS previamente a adição às pilhas, reduzindo seu pH e, conseqüentemente, das pilhas, pode ser uma possibilidade para contornar esse problema. Todavia, pouco se conhece sobre o efeito da acidificação dos DLS, não somente sobre as emissões de NH_3 como no que tange às emissões de gases de efeito estufa (GEE) (CO_2 , CH_4 e N_2O) durante o processo, sobretudo, em sistemas automatizados, onde a adição de dejetos e o revolvimento das pilhas são frequentes. Esse trabalho foi conduzido com o objetivo de avaliar o efeito da acidificação de dejetos líquidos de suínos sobre as emissões de amônia e gases de efeito estufa durante um processo de compostagem automatizada. O trabalho foi conduzido na Universidade Federal de Santa Maria, RS, durante 154 dias, em pilhas de compostagem contendo a mistura de maravalha e serragem como substrato, com adições semanais de DLS, seguidas de dois revolvimentos das pilhas durante os primeiros 106 dias. No período entre 107 e 154 dias foram efetuados apenas revolvimentos semanais das pilhas. Foram testados dois tratamentos, sendo um com acidificação dos dejetos com H_3PO_4 até pH próximo a 6,0 e outro sem acidificação. A avaliação das emissões de NH_3 foi realizada em câmaras estáticas semi-abertas, enquanto a de GEE foi realizada em câmaras estáticas. O pH dos DLS foi reduzido em média 0,87 unidades com a acidificação em relação aos valores originais, sendo o valor médio de todas as aplicações de 5,84. Nas pilhas de compostagem, o pH reduziu de 8,11 para 6,72 na média de todo período de condução do experimento. Os teores de NH_4^+ ao final do experimento foram, na média das duas camadas avaliadas, de 102,98 mg kg^{-1} na pilha sem acidificação e 398,81 mg kg^{-1} na pilha com acidificação, enquanto os teores de NO_3^- foram de 13,37 mg kg^{-1} na pilha sem acidificação e 1371,04 mg kg^{-1} na pilha com acidificação. A emissão acumulada de NH_3 no tratamento com acidificação foi de 32,6 g m^{-2} , 70% inferior ao tratamento sem acidificação (107,8 g m^{-2}). A acidificação dos DLS reduziu, também, as emissões acumuladas de CO_2 para a atmosfera de 91,65 kg m^{-2} para 69,05 kg m^{-2} (25%) e CH_4 de 639,97 g m^{-2} para 227,13 g m^{-2} (65%). Por outro lado, a acidificação dos DLS no momento da sua adição ao substrato aumentou a emissão acumulada de N_2O em 30,4 $\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}$ (130%) em 154 dias de compostagem.

Palavras-chave: Ácido fosfórico. Emissões gasosas. Tratamento de dejetos. Perdas de nitrogênio.

ABSTRACT

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

THE ACIDIFICATION OF PIG SLURRY AFFECTING AMMONIA AND GREENHOUSE GAS EMISSION EMISSIONS IN AUTOMATED COMPOSTING PROCESS

AUTHOR: ALEXANDRE DONEDA

ADVISOR: CELSO AITA

Date and Place of Defense: Santa Maria, February 28, 2014.

Composting of pig slurry (DLS) is an important strategy to mitigate the environmental damage of intensive pig farms. Despite being a promising strategy, one of the problems from composting is still the losses of nitrogen (N) by volatilization of ammonia (NH_3). Acidification of DLS before to addition to the piles, reducing the pH and thus, the piles, may be a possibility to circumvent this problem. However, little is known about the effect of acidification of DLS, not only on emissions of (NH_3) as with respect to emissions of greenhouse gases (GEE) (CO_2 , CH_4 e N_2O) during the process, especially in automated systems where the addition of manure and mixing of piles are frequent. This study was conducted with the objective of evaluating the effect of acidification of pig slurry on ammonia and greenhouse gases emissions during an automated composting process. The study was conducted at the Federal University of Santa Maria, RS, during 154 days in compost piles containing the mixture of wood shavings and sawdust as substrate, with weekly additions of DLS, followed by two revolving piles during the first 106 days. Between 107 and 154 days were made only weekly turnings piles. Two treatments were tested, one with manure acidification with H_3PO_4 to pH around 6.0 and another without acidification. The evaluation of emissions of NH_3 was carried out in semi-open static chambers, while the GEE was performed in static chambers. The pH of DLS was reduced on average 0.87 units with acidification compared to the original values and the average value of all applications was 5.84. In compost piles, the pH decreased from 8.11 to 6.72 on average during all period of the experiment. The concentrations of NH_4^+ at the end of the experiment were, on an average of two evaluated layers, 102.98 mg kg^{-1} in the pile without acidification and 398.81 mg kg^{-1} in the pile with acidification, while the levels of NO_3^- were 13.37 mg kg^{-1} in the pile without acidification and 1371.04 mg kg^{-1} in the pile with acidification. The cumulative emission of NH_3 in the treatment with acidification was 32.6 g m^{-2} , 70% lower than the treatment without acidification (107.8 g m^{-2}). Acidification of DLS also reduced the cumulative CO_2 emissions to the atmosphere of 91.65 kg m^{-2} to 69.05 kg m^{-2} (25%) and the CH_4 of 639.97 g m^{-2} to 227.13 g m^{-2} (65%). On the other hand, acidification of DLS at the time of addition to the substrate increased the cumulative emission of N_2O by 30.4 $\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}$ (130%) at 154 days of composting.

Keywords: Phosphoric acid. Gaseous emission. Waste treatment. Nitrogen losses.

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

- Tabela 1. Valores de pH e teores de matéria seca (MS), nitrogênio amoniacal (NA), nitrogênio total (NT), carbono total (CT), quantidades e taxas de aplicação de dejetos em cada data. (dados expressos em base úmida).47
- Tabela 2. Quantidades de matéria seca (MS) e teores de nitrogênio total (NT) e carbono total (CT) no substrato, na adição inicial de dejetos ao substrato e no composto final, nos tratamentos com e sem adição de H_3PO_4 aos dejetos líquidos de suínos no momento da sua adição nas pilhas de compostagem (dados expressos em base seca)48
- Tabela 3. Quantidades adicionadas de nitrogênio total com os dejetos líquidos de suínos e com o substrato, quantidades de N emitidas como NH_3 e quantidades remanescentes de N total no composto ao final do experimento (dados expressos em base seca)49

ARTIGO 2

- Tabela 1. Valores de pH e teores de matéria seca (MS), nitrogênio amoniacal (NA), nitrogênio total (NT), carbono total (CT), quantidades e taxas de aplicação de dejetos em cada data. (dados expressos em base úmida).80
- Tabela 2. Quantidades de matéria seca (MS) e teores de nitrogênio total (NT) e carbono total (CT) no substrato, na adição inicial de dejetos ao substrato e no composto final, nos tratamentos com e sem adição de H_3PO_4 aos dejetos líquidos de suínos no momento da sua adição nas pilhas de compostagem (dados expressos em base seca).81

Tabela 3. Quantidades adicionadas de carbono (C) e nitrogênio (N) com os dejetos e substrato, perdas nas formas de CO₂, CH₄ e N₂O e quantidade remanescente no composto ao final do experimento. Dados em base seca.....82

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

- Figura 1. Temperatura ambiente e da parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) das pilhas durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas50
- Figura 2. pH do composto na parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) das pilhas durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão.....51
- Figura 3. Teores de NH_4^+ do composto na parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) da leira durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão52
- Figura 4. Teores de NO_3^- do composto na parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) da leira durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão53

- Figura 5. Fluxo (A) e emissão acumulada (B) de N-NH₃ das pilhas durante o período de compostagem dos dejetos líquidos de suínos. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão54
- Figura 6. Proporção do N amoniacal adicionado nas pilhas com os dejetos líquidos de suínos e do N total adicionado com os dejetos e com substrato que foi perdida por volatilização de NH₃ nos dois tratamentos avaliados55

ARTIGO 2

- Figura 1. Temperatura ambiente e da parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) das pilhas durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas.83
- Figura 2. Conteúdo de umidade do composto em amostras coletadas a 20 cm da superfície (A) e a 20 cm do fundo (B) para o interior da leira durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas.84
- Figura 3. pH do composto na parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) das pilhas durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão.....85

- Figura 4. Teores de NH_4^+ do composto na parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) da leira durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão 86
- Figura 5. Teores de NO_3^- do composto na parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) da leira durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão 87
- Figura 6. Fluxo (A) e emissão acumulada (B) de CO_2 para a atmosfera durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão 88
- Figura 7. Fluxo (A) e emissão acumulada (B) de CH_4 para a atmosfera durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão 89
- Figura 8. Fluxo (A) e emissão acumulada (B) de $\text{N-N}_2\text{O}$ para a atmosfera durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão 90

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO GERAL | 17 |
| 1.1 Hipóteses | 20 |
| 1.2 Objetivos | 21 |
| 1.2.1 Objetivo geral | 21 |
| 1.2.2 Objetivos específicos..... | 21 |
| 2 ARTIGO 1 - ACIDIFICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS COMO ESTRATÉGIA PARA REDUZIR A VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA EM COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA | 22 |
| 2.1 Resumo | 22 |
| 2.2 Introdução..... | 24 |
| 2.3 Material e métodos..... | 26 |
| 2.4 Resultados e discussão..... | 30 |
| 2.4.1 Temperatura..... | 30 |
| 2.4.2 pH..... | 33 |
| 2.4.3 Variação nos teores de N inorgânico durante a compostagem | 34 |
| 2.4.4 Volatilização de NH ₃ | 36 |
| 2.5 Conclusões | 41 |
| 2.6 Agradecimentos | 41 |
| 2.7 Literatura citada | 41 |
| 3 ARTIGO 2 - EMISSÃO DE CO₂, CH₄ E N₂O DURANTE A COMPOSTAGEM DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS COM E SEM ACIDIFICAÇÃO | 56 |
| 3.1 Resumo | 56 |
| 3.2 Introdução..... | 57 |
| 3.3 Material e métodos..... | 59 |
| 3.4 Resultados e discussão..... | 62 |
| 3.4.1 Temperatura, pH e umidade das pilhas de compostagem | 62 |
| 3.4.2 Teores de NH ₄ ⁺ e NO ₃ ⁻ nas pilhas durante a compostagem | 64 |
| 3.4.3 Emissão de CO ₂ | 66 |
| 3.4.4 Emissão de CH ₄ | 68 |

| | |
|--|-----------|
| 3.4.5 Emissão de N ₂ O..... | 70 |
| 3.5 Conclusões | 72 |
| 3.6 Agradecimentos | 72 |
| 3.7 Literatura citada | 72 |
| 4 DISCUSSÃO GERAL E SUGESTÕES DE ESTUDOS FUTUROS | 91 |
| 5 CONCLUSÃO GERAL | 94 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 95 |

1 INTRODUÇÃO GERAL

A necessidade de aumento na produção de alimentos, visando suprir o aumento populacional é uma realidade. Dentro desse contexto, a produção de carne, uma das principais fontes protéicas aos seres humanos, merece destaque. Embora não seja a carne consumida em maior quantidade pelos brasileiros, a produção de suínos é de grande importância para a economia nacional, principalmente, na Região Sul do Brasil, a qual detém cerca de 48% do rebanho brasileiro (IBGE, 2011).

Os sistemas de criação de suínos são, em sua maioria, conduzidos de forma intensiva, com confinamento total ou parcial dos animais. Esses sistemas necessitam de lavagens frequentes das instalações para a sua higienização, o que leva a produção de grandes volumes de dejetos, incluindo além da própria água de lavagem, as sobras de alimentos, água dos bebedouros, fezes e urina dos animais. Após a saída das pocilgas, o principal destino dado aos dejetos líquidos é o armazenamento em esterqueiras anaeróbicas (GIACOMINI & AITA, 2006), o que implica em custos para sua construção e manutenção. Essa forma de armazenamento dos dejetos geralmente é sub-dimensionada e o destino final do resíduo orgânico, normalmente, são as áreas de cultivo agrícola que por sua vez, para a maioria das propriedades suinícolas, são insuficientes para absorver o volume produzido (SCHERER et al., 1996).

Além de consumir quantidades elevadas de água, o que contribui para a redução das disponibilidades hídricas, o manejo dos dejetos na forma líquida, gera águas residuais com elevado potencial poluidor, principalmente do ar e dos recursos hídricos no meio rural. Essa poluição se dá em função de sua elevada carga orgânica, concentração em nutrientes, principalmente nitrogênio (N) amoniacal e fósforo (P), além da presença de microrganismos potencialmente patogênicos ao homem e metais pesados como o cobre e zinco (SCHERER et al., 1996; MAWDSLEY, et al., 1995; PERÄLÄ et al., 2006; MKHABELA et al., 2009).

Partindo-se desse pressuposto, diversas áreas dedicadas à suinocultura na Região Sul do Brasil encontram-se fortemente impactadas devido, principalmente, ao extravasamento de esterqueiras e às aplicações excessivas e sucessivas de

dejetos em mesmas áreas agrícolas. Portanto, para que possa ocorrer uma expansão sustentável da suinocultura é necessário e urgente encontrar alternativas tecnológicas que permitam mitigar essa poluição ambiental gerada pelos dejetos dos animais.

Uma dessas alternativas, utilizada em outros países como: a Itália (CHIUMENTI et al., 2008), França (PAILLAT et al., 2005), China (ZHU, 2007; LUO et al., 2013), Espanha (ROS et al., 2006), Holanda (SZANTO et al., 2007), Japão (FUKUMOTO et al., 2003; FUKUMOTO et al., 2011), Canadá (THOMPSON et al., 2004), Eslováquia (VENGLOVSKY et al., 2005), Coreia (PARK et al., 2011) e introduzida recentemente no Brasil (NUNES, 2003; DAI PRÁ, 2006; OLIVEIRA & HIGARASHI, 2006; KUNZ et al., 2008; SCHERER et al., 2009; SARDÁ et al., 2010; ANGNES et al., 2013) é a compostagem dos dejetos líquidos, juntamente com substratos com elevada relação C/N como maravalha e serragem, por exemplo, ou até mesmo da fração sólida dos dejetos, visando a modificação das características químicas e físicas dos dejetos, dando origem a um produto final com alto valor agrônômico (NUNES, 2003; KUNZ et al., 2009). Com essa tecnologia de manejo e tratamento dos dejetos é possível: a) a conversão dos dejetos líquidos em uma matriz sólida, a qual pode ser facilmente exportada de áreas com elevada densidade de suínos e concentração de dejetos para áreas menos impactadas (OLIVEIRA & HIGARASHI, 2006); b) concentração de nutrientes no composto, agregando maior valor ao produto final para uso como fertilizante (DAI PRA, 2006; KUNZ et al., 2009); c) sanitização dos dejetos, pela redução da população de microrganismos patogênicos em função das elevadas temperaturas durante a fase termófila da compostagem (ROS et al., 2006; DAI PRA et al., 2009); relativamente às lagoas anaeróbias, a compostagem com revolvimento adequado das pilhas, reduz a produção de gases de efeito estufa (GEE), principalmente CH₄ (THOMPSON et al., 2004; VANOTTI et al., 2008; SARDÁ et al., 2010), e de H₂S, um dos responsáveis pelos maus odores dos dejetos de suínos (SARDÁ, 2010).

Um dos maiores entraves à adoção da compostagem como manejo dos dejetos líquidos de suínos é o grande dispêndio de mão de obra para incorporar os dejetos sobre os substratos, bem como, para o revolvimento das leiras. Para contornar esse problema, está sendo desenvolvido no Sul do Brasil uma tecnologia inovadora no processo de compostagem. Esse sistema consiste em um equipamento que faz, de maneira simultânea, a adição dos dejetos líquidos a

materiais orgânicos com elevada relação C/N e o revolvimento mecânico das leiras. O equipamento possui uma bomba que faz a sucção dos dejetos diretamente da esterqueira, ou do local onde estão armazenados e aplica sobre a leira de compostagem. Simultaneamente ocorre o revolvimento das leiras com helicoides alocados desde o fundo até a superfície da pilha de compostagem. Todo esse processo é realizado de maneira automatizada, o que representa uma grande economia de mão de obra ao suinocultor.

Apesar dessas inúmeras vantagens atribuídas ao processo de compostagem, nota-se que as mesmas ainda carecem de um respaldo maior da pesquisa, sobretudo para as condições do Rio Grande do Sul, onde o processo está sendo introduzido e com tendências claras de forte expansão a curto e médio prazo. Para que isso possa ocorrer de forma sustentável, tanto do ponto vista agrônomo quanto econômico e ambiental, é indispensável ampliar a base de conhecimento da compostagem automatizada, relativamente aos seguintes pontos fundamentais: a) seleção do material orgânico mais adequado para a adição dos dejetos; b) eficiência do processo na eliminação de microrganismos potencialmente patogênicos presentes nos dejetos; c) perda de N por volatilização de amônia (NH_3) e emissão de GEE durante o processo de compostagem; d) balanço de água e de nutrientes e valor agrônomo do composto orgânico resultante.

As emissões de NH_3 durante o processo de compostagem constitui-se, ainda, em um entrave ao desenvolvimento dessa tecnologia, pelo fato de implicar em perda de N durante o processo, o que leva a redução do potencial fertilizante do composto orgânico, geração de maus odores e contaminação do ar (REN et al., 2010; FUKUMOTO et al., 2011). Vários são os fatores que favorecem a volatilização de NH_3 nessa forma de manejo dos DLS, com destaque para a alta concentração de N amoniacal nos mesmos (SOMMER; HUTCHINGS, 2001), a aeração das pilhas (SZANTO et al., 2007) e a elevação do pH e da temperatura da massa de compostagem no decorrer do processo (JIANG et al., 2013). Apesar da busca por estratégias que visem reduzir a volatilização de NH_3 durante a compostagem de DLS ser necessária e urgente, esse é um aspecto ainda relativamente pouco pesquisado, sobretudo no Brasil.

No entanto, uma alternativa promissora para contornar esse problema pode ser a acidificação dos DLS previamente à sua incorporação ao substrato para a compostagem, visando a redução do pH dos DLS e, conseqüentemente, da pilha de

composto e, assim, reduzir a emissão de NH_3 . Diversos estudos vêm sendo conduzidos no mundo com a acidificação de dejetos de animais durante o armazenamento, ou nas baias onde se concentram os animais, visando reduzir as emissões de NH_3 e CH_4 (BERG et al., 2006; DAI; BLANES-VIDAL, 2013; KAI et al., 2008; MONTES et al., 2013; MOSET et al., 2012; NDEGWA et al. (2008) OTTOSEN et al., 2009; PETERSEN et al., 2012; SORENSEN; ERIKSEN, 2009) Todavia, pouco se conhece sobre o efeito da acidificação dos DLS e posterior aplicação em compostagem no que tange às emissões de NH_3 e GEE (CO_2 , CH_4 e N_2O) durante o processo, sobretudo, em sistemas automatizados, onde a adição de dejetos e o revolvimento das leiras são frequentes.

O presente trabalho de Tese insere-se nesse contexto, visando avaliar esses aspectos supracitados, com vistas a validar a utilização desse novo sistema de manejo de dejetos e difundir a adoção dessa nova tecnologia entre os suinocultores mitigando o potencial poluidor dessa atividade agropecuária.

1.1 Hipóteses

A acidificação de dejetos líquidos de suínos, antecedendo a incorporação à pilha de compostagem, reduz a emissão de amônia, levando a geração de um composto orgânico mais concentrado em nitrogênio;

A acidificação dos dejetos líquidos de suínos reduz às emissões de CO_2 e CH_4 , devido à diminuição da atividade biológica na pilha de compostagem;

A menor volatilização de amônia, ocasionada pela acidificação dos dejetos, leva a um maior acúmulo de nitrato na pilha de compostagem o que favorece a emissão de N_2O .

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar o efeito da acidificação de dejetos líquidos de suínos sobre as emissões de amônia e gases de efeito estufa durante um processo de compostagem automatizada.

1.2.2 Objetivos específicos

Avaliar o efeito da acidificação de dejetos líquidos de suínos sobre os seguintes aspectos durante a compostagem:

- a) pH dos dejetos e das pilhas de compostagem;
- b) Temperatura do composto;
- c) Teores de nitrato e amônio do composto;
- d) Umidade do composto;
- e) Volatilização de amônia;
- f) Emissão de CO₂, CH₄ e N₂O.

2 ARTIGO 1

ACIDIFICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS COMO ESTRATÉGIA PARA REDUZIR A VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA EM COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA¹

2.1 Resumo

O manejo dos dejetos líquidos de suínos (DLS) através da compostagem é uma importante alternativa para mitigar a poluição ambiental ocasionada pela suinocultura intensiva. Apesar de ser uma estratégia promissora, um dos problemas decorrentes da compostagem é, ainda, as perdas de nitrogênio (N) por volatilização de amônia (NH₃). A acidificação dos DLS, diminuindo seu pH, previamente a adição às pilhas, pode ser uma possibilidade. Todavia, pouco se conhece sobre o efeito dessa forma de manejo em compostagem, sobretudo, em sistemas automatizados, onde a adição de dejetos e o revolvimento das pilhas são frequentes. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a acidificação dos DLS com ácido fosfórico como estratégia para reduzir as perdas de N por volatilização de NH₃ durante um sistema automatizado de compostagem. O trabalho foi conduzido na Universidade Federal de Santa Maria, RS, durante 154 dias, em pilhas de compostagem contendo a mistura de maravalha e serragem como substrato, com adições semanais de DLS, seguidas de dois revolvimento das pilhas durante os primeiros 106 dias. No período entre 107 e 154 dias foram efetuados apenas revolvimentos semanais das pilhas. Foram testados dois tratamentos, sendo um com acidificação dos dejetos com H₃PO₄ até pH próximo a 6,0 e outro sem acidificação. A avaliação das emissões de NH₃ foi realizada em câmaras estáticas semi-abertas. A redução do pH dos DLS para próximo a 6,0 proporcionou redução do pH da pilha de compostagem para 6,7 em média durante todo o período avaliado, sendo 1,4 unidades inferior ao tratamento sem acidificação (8,1). O teor de amônio foi 287,3 % e o de nitrato 204,94 vezes superior ao final do processo na pilha acidificada. A emissão acumulada de NH₃ no tratamento com acidificação foi de 32,6 g m⁻², 70% inferior ao

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

tratamento sem acidificação ($107,8 \text{ g m}^{-2}$). A acidificação dos dejetos líquidos de suínos com ácido fosfórico reduziu as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia em um sistema automatizado de compostagem.

Termos de indexação: ácido fosfórico, tratamento de dejetos, perdas de nitrogênio, emissões gasosas.

SUMMARY: ACIDIFICATION OF PIG SLURRY AS A STRATEGY TO REDUCE AMMONIA VOLATILIZATION FROM AUTOMATED COMPOSTING

The management of pig slurry (DLS) through composting is an important alternative to mitigate the environmental pollution caused by intensive pig farms. Despite being a promising strategy, one of the problems from composting is still the losses of nitrogen (N) by ammonia volatilization (NH_3). Acidification of DLS, lowering its pH, before to addition to piles, may be a possibility. However, little is known about the effect of this form of management in composting, especially in automated systems, where adding manure and mixing of piles are frequent. The objective of this study was to evaluate the acidification of DLS with phosphoric acid as a strategy to reduce N losses by NH_3 volatilization during an automated composting system. The study was conducted at the Federal University of Santa Maria, RS, during 154 days in compost piles containing the mixture of wood shavings and sawdust as substrate, with weekly additions of DLS, followed by two revolving the piles during the first 106 days. Between 107 and 154 days were made only weekly turnings piles. Two treatments were tested, one with manure acidification with H_3PO_4 to pH near 6.0 and another without acidification. The evaluation of NH_3 emissions was carried in semi-open static chambers. The reduction of pH of DLS around 6.0 provided a reduction of the pH of the compost pile to 6.7 on average during the study period, being 1.4 units lower than the treatment without acidification (8.1). The content of ammonium was 287,3 % and the nitrate 204,94 times higher in the end of the process in acidified piles. The accumulated emission of the NH_3 in the treatment with acidification was $32,6 \text{ g m}^{-2}$, 70% less than treatment without acidification ($107,8 \text{ g m}^{-2}$). Acidification of pig slurry with phosphoric acid reduced nitrogen losses by ammonia volatilization in an automated composting system.

Index terms: phosphoric acid, waste treatment, nitrogen losses, gases emissions.

2.2 Introdução

A suinocultura intensiva é uma das principais atividades agropecuárias da Região Sul do Brasil, a qual concentra aproximadamente 50 % do rebanho nacional (IBGE, 2011). O manejo de higienização das instalações, adotado nas granjas, implica em lavagens frequentes das instalações, o que gera um grande volume de dejetos na forma líquida (DLS). O principal destino dado a esse resíduo orgânico é o armazenamento temporário em esterqueiras anaeróbicas até a sua aplicação como fertilizante em áreas agrícolas próximas às granjas, cuja topografia seja favorável à aplicação mecânica dos DLS. No entanto, a dificuldade em transportar os dejetos, aliada ao extravasamento de esterqueiras e às aplicações excessivas e sucessivas em mesmas áreas agrícolas, constitui um importante problema econômico e ambiental. Por isso, é necessário buscar novas alternativas tecnológicas para o manejo aos DLS visando mitigar o seu potencial poluidor do ambiente e, assim, permitir a expansão sustentável da suinocultura.

Uma dessas alternativas, a qual foi introduzida recentemente no Brasil consiste na compostagem automatizada dos DLS, juntamente com materiais de elevada relação C/N, como maravalha e serragem. Nesse processo, são feitas, simultaneamente, aplicações frequentes de DLS e revolvimento das pilhas de compostagem. Com isso, é possível aplicar um maior volume de dejetos ao substrato, relativamente à compostagem tradicional, com menor dispêndio de mão de obra, já que o processo é automatizado e realizado mecanicamente, através de um equipamento desenvolvido especificamente para esse propósito (Oliveira & Higarashi, 2006). Através desse manejo, os DLS são convertidos numa matriz sólida, concentrada em nutrientes e com alto valor agrônômico, o que torna mais fácil e econômico o seu transporte para áreas internas e externas às propriedades (Kunz et al., 2009). Além disso, devido às altas temperaturas alcançadas durante a fase termófila da compostagem, normalmente superior a 60°C, ocorre a diminuição da população de microrganismos fecais potencialmente patogênicos presentes nos DLS (Ros et al., 2006). Relativamente às lagoas anaeróbicas, a compostagem, com

revolvimento adequado das pilhas, pode reduzir também as emissões de gases de efeito estufa (GEE), principalmente de metano (Vanotti et al., 2008; Thompson et al., 2004; Sardá et al., 2010).

Um dos principais problemas da compostagem de DLS envolve a perda de nitrogênio (N) por volatilização de amônia (NH_3) durante o processo, o que implica em redução do potencial fertilizante do composto orgânico, geração de maus odores e contaminação do ar (Ren et al., 2010; Fukumoto et al., 2011). Vários são os fatores que favorecem a volatilização de NH_3 nessa forma de manejo dos DLS, com destaque para a alta concentração de N amoniacal nos mesmos (Sommer & Hutchings, 2001), a aeração das pilhas (Szanto et al., 2007) e a elevação do pH e da temperatura da massa de compostagem no decorrer do processo (Jiang et al., 2013). Apesar da busca por estratégias que visem reduzir a volatilização de NH_3 durante a compostagem de DLS ser necessária e urgente, esse é um aspecto ainda relativamente pouco pesquisado, sobretudo no Brasil.

Uma alternativa para mitigar a volatilização de NH_3 durante a compostagem consiste na acidificação dos DLS previamente à sua incorporação ao substrato, o que diminui o pH dos DLS e das pilhas e mantém o N amoniacal na forma de amônio (NH_4^+) reduzindo assim a emissão de NH_3 . Essa alternativa vem sendo testada em diversos países durante o armazenamento dos dejetos em esterqueiras ou nas baias onde estão alojados os animais (Dai & Blanes-Vidal, 2013; Kai et al., 2008; Ndegwa et al., 2008; Sorensen & Eriksen, 2009). A redução do pH pode reduzir entre 14 e 100% as perdas de N por volatilização de NH_3 durante o armazenamento dos dejetos de suínos, bovinos e aves (Ndegwa et al., 2008) e em até 67% as emissões de NH_3 quando os dejetos de suínos são acidificados e adicionados ao solo (Kai et al., 2008). A adição de ácido fosfórico (DeLaune et al., 2004) e enxofre elementar (Mahimairaja et al., 1994) mostraram-se eficientes na redução das perdas de NH_3 durante a compostagem de cama de frangos, em 54 e 60%, respectivamente. Todavia, pouco é conhecido ainda sobre como a acidificação dos DLS, antes da sua aplicação nas pilhas, afeta as emissões de NH_3 em sistemas automatizados de compostagem, onde a adição de dejetos e o revolvimento das pilhas são operações frequentes e simultâneas.

Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o efeito da acidificação dos DLS com ácido fosfórico (H_3PO_4) sobre as emissões de NH_3 durante um sistema automatizado de compostagem.

2.3 Material e métodos

O trabalho foi conduzido no interior de uma edificação do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Rio Grande do Sul, Brasil, a qual era coberta com telhas translúcidas, possuía paredes laterais com 1,5 m de altura e, no espaço de 2,0 m, entre as paredes e a cobertura, havia aberturas para facilitar a livre circulação de ar no interior da mesma.

O processo de compostagem foi realizado, durante 154 dias, em pilhas com 4,0 m de comprimento, 1,0 m de largura e 1,0 m de altura, cujas laterais e uma das extremidades foram delimitadas com pranchas de madeira. A parte interna da estrutura em madeira foi revestida com lonas de polietileno a fim de evitar a sua deterioração durante o período da compostagem.

O material orgânico utilizado como substrato foi uma mistura em massa (m/m) de maravalha de eucalipto (50%) e serragem de madeiras diversas (50%), totalizando 466 kg de substrato em cada pilha. Para o revolvimento do composto, confeccionou-se uma máquina a qual era composta por dois helicoides acionados por um motor elétrico trifásico com potência de 2 CV. A máquina possuía um chassi com quatro rodas que proporcionavam o seu deslocamento, de forma manual, sobre as pilhas de compostagem. Essa máquina foi construída em escola de protótipo visando simular o modelo comercial de revolvente disponível no Sul do Brasil, o qual realiza, simultaneamente, a aplicação e a incorporação dos DLS nas pilhas de compostagem. Foram avaliados dois tratamentos, sendo um com adição somente de DLS ao substrato e outro com adição de H_3PO_4 aos DLS no momento da sua aplicação nas pilhas. Cada tratamento foi alocado em uma pilha, a qual foi dividida em três parcelas com 1,33 m de comprimento, constituindo as repetições. O ácido fosfórico utilizado possuía concentração de 85% de H_3PO_4 e densidade de $1,6 \text{ g cm}^{-3}$. Os DLS utilizados no processo de compostagem foram obtidos no setor de Suinocultura da UFSM, tendo como origem animais em fase de terminação. Os DLS produzidos pelos animais permaneciam estocados durante aproximadamente sete dias nas calhas adjacentes às baias e um dia antes de cada adição os mesmos eram coletados e transportados até o local da compostagem, onde permaneciam em caixas d'água até o momento da sua adição nas pilhas.

A aplicação dos dejetos sobre as pilhas foi efetuada uma vez por semana durante os primeiros 78 dias e a cada 15 dias no período entre 79 e 106 dias (Quadro 1). O procedimento adotado em cada adição de DLS foi o seguinte: primeiramente aplicava-se, manualmente, sobre o substrato 50% da quantidade dos DLS previamente estabelecida. Essa operação era feita com o auxílio de uma mangueira acoplada a um cano de PVC com quatro saídas. Logo após, a máquina revolvente era colocada sobre a pilha e tracionada manualmente até o final da mesma. Por fim, eram aplicados os restantes 50% dos DLS e efetuava-se o retorno da máquina, revolvendo novamente a pilha até a parte inicial desta.

No tratamento com adição de H_3PO_4 , o mesmo era misturado aos DLS nas caixas d'água, antes de cada aplicação nas pilhas. A quantidade de ácido utilizada foi definida a partir de testes preliminares para se obter um pH final do dejetos próximo a 6,0. Para tal utilizou-se 3,5 ml de ácido L^{-1} de DLS. O volume inicial aplicado de DLS foi estipulado a partir de testes anteriores à instalação do experimento, sendo que o mesmo foi sendo ajustado nas aplicações subsequentes em função da ocorrência ou não de chorume. No quadro 1 são apresentadas as quantidades, as datas e a taxa de aplicação de DLS nas pilhas. Dois dias após as aplicações de DLS e revolvimento era realizado um revolvimento adicional nas pilhas de compostagem. Para isso, a máquina era colocada sobre cada pilha, a qual era revolvida do início até o final e vice-versa. Esse procedimento foi repetido semanalmente até o final do experimento, mesmo após cessar as aplicações de DLS sobre as pilhas de compostagem, aos 106 dias.

O teor de matéria seca (MS) dos DLS em cada adição foi determinado secando-se as amostras em estufa com circulação de ar forçado a $65^{\circ}C$ até peso constante. O N amoniacal ($NH_4^+ + NH_3$) e o N total foram determinados sem secagem prévia dos DLS por destilação/titulação e digestão/titulação, respectivamente, conforme Tedesco et al. (1995). O C total foi determinado por combustão seca em autoanalisador elementar (Flash EA 1112). O pH foi determinado diretamente nos dejetos. Todas as determinações nos DLS foram feitas em triplicatas e os resultados encontram-se no quadro 1.

Durante a compostagem foram avaliados periodicamente os teores de N mineral (NH_4^+ e $NO_2^- + NO_3^-$) em cada uma das três repetições dos tratamentos avaliados nas duas pilhas. As coletas eram efetuadas antes de cada aplicação de DLS em duas profundidades (uma a aproximadamente 20 cm da superfície para o

interior da pilha e outra a 20 cm do fundo para a superfície); imediatamente após cada aplicação, seguida de revolvimento (sem profundidade definida, já que o revolvimento homogeneizava o material da pilha) e imediatamente após o revolvimento semanal das pilhas, em apenas uma profundidade. Logo após a coleta, as amostras eram levadas até o laboratório e submetidas à extração, através da agitação durante cinco minutos de 5 g de composto e 80 ml de KCl 1M. Após a extração as amostras eram filtradas em um papel filtro qualitativo com gramatura de 80 g m⁻²; espessura de 205 µm e maioria dos poros com 14 µm. Desta solução filtrada era retirada uma alíquota de 20 ml para a determinação, por destilação, dos teores de NH₄⁺, após a adição de óxido de magnésio (MgO) e de nitrato (NO₃⁻), após a adição de liga de Devarda (Tedesco et al., 1995).

A determinação do pH da massa de compostagem foi realizada com pHmetro, diretamente no sobrenadante resultante da agitação, durante 30 min, de 10 g de composto e 120 ml de água destilada em um agitador horizontal. Outro parâmetro avaliado durante a compostagem foi a temperatura das pilhas, utilizando-se para isso uma sonda termopar do tipo K, acoplada a um termômetro digital. Foram avaliados dois pontos de leitura em cada repetição, sendo um a aproximadamente 20 cm a partir da superfície para o interior da pilha e outro a aproximadamente 20 cm do fundo para a superfície da pilha.

A avaliação das perdas de N por volatilização de NH₃ em cada tratamento foi realizada de acordo com a metodologia proposta por Nömmik (1973), utilizando coletores estáticos semi-abertos, com algumas adaptações. As câmaras foram construídas a partir de tubos cilíndricos de PVC, medindo 0,24 m de diâmetro e 0,205 m de altura. Cada câmara foi encaixada sobre uma base com 0,21 m de diâmetro, a qual foi construída em aço galvanizado e foi introduzida até 0,05 m de profundidade na superfície das leiras de compostagem. A base possuía uma canaleta lateral em todo o seu perímetro, com 0,05 m de altura e 0,05 m de largura, a qual foi preenchida com água para evitar trocas gasosas entre o interior e o exterior da câmara. Internamente, as câmaras eram dotadas de suportes sobre os quais eram colocadas esponjas com densidade 28 e espessura de 0,02 m e com o mesmo formato das câmaras. A esponja inferior, colocada a uma altura de 0,10 m, captava a NH₃ volatilizada da massa de compostagem, enquanto a esponja superior, colocada 0,15 m acima, servia para impedir a entrada de NH₃ externa à câmara. Antes de sua colocação, as esponjas eram embebidas com 140 mL de solução

contendo a mistura de 50 ml L⁻¹ de ácido fosfórico (H₃PO₄) e 40 ml L⁻¹ de glicerina, sendo que o excesso do H₃PO₄ era retirado espremendo manualmente as esponjas. Após essa etapa, as esponjas eram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas até o local da compostagem. Somente as espumas inferiores das câmaras eram trocadas em cada avaliação realizada. Sempre que necessário, era colocada solução receptora nas espumas superiores para evitar o ressecamento das mesmas. Sobre cada câmara havia uma tampa protetora, também de PVC, para impedir a entrada de raios solares.

Cada leira de compostagem possuía 3 câmaras, uma em cada repetição de cada tratamento. As perdas de N por volatilização de NH₃ foram avaliadas diariamente nas primeiras semanas de condução do experimento e o intervalo entre coletas foi aumentado de acordo com o fluxo de emissão. As câmaras permaneceram sobre as leiras durante todo o período de compostagem. Porém, por ocasião da aplicação de DLS e do revolvimento, as mesmas eram retiradas, trocadas as esponjas e logo após a passagem da máquina revolvedora, eram novamente recolocadas sobre a massa de compostagem.

Após a retirada das esponjas inferiores em cada coleta, as mesmas eram imediatamente transportadas ao laboratório onde eram lavadas cinco vezes com solução de KCl 1 M, 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-amoniaco em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldahl, conforme Tedesco et al. (1995).

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

$$F_{N-NH_3} = \frac{QC}{t} \quad (1)$$

onde: F_{N-NH_3} é o fluxo de N-NH₃ em miligramas m⁻² h⁻¹ no intervalo de tempo t e QC é a quantidade de N-NH₃ (mg) captada pela espuma inferior no intervalo de tempo t .

Para obter a quantidade de N-NH₃ emitida entre duas coletas, multiplicou-se o F_{N-NH_3} pelo tempo em horas decorrido entre essas coletas. Os valores cumulativos

de N-NH₃, em cada tratamento, representam a soma das quantidades de N-NH₃ de cada coleta.

As câmaras utilizadas no presente trabalho não possuíam um sistema de circulação interna de ar, o que de acordo com Smith et al. (2007) dificulta a captura da NH₃ pelas esponjas contendo a mistura de H₃PO₄ + glicerina, subestimando as perdas reais dessa forma gasosa de N. Objetivando verificar este aspecto, Giacomini (2014) realizou um estudo, com a compostagem de DLS, avaliando a utilização de um ventilador tipo cooler no interior de câmaras idênticas às utilizadas nesse trabalho. Os resultados obtidos indicaram que a falta de circulação de ar no interior das câmaras subestimou os fluxos de NH₃. Sendo assim, o autor propôs a seguinte equação para corrigir os valores obtidos em avaliações da volatilização de NH₃ sem o uso de cooler:

$$N - NH_3 \text{ corrigida} = 2,7858 \times N - NH_3 \text{ emitida} - 0,2458 \quad (2)$$

Sendo assim, todos os dados relativos à emissão de NH₃ obtidos no presente trabalho foram corrigidos através da equação 2.

2.4 Resultados e discussão

2.4.1 Temperatura

Um dos maiores problemas da compostagem, tanto do ponto de vista agrônômico como ambiental, refere-se às perdas elevadas de N por volatilização de NH₃, principalmente nas fases iniciais do processo, em que a temperatura das pilhas pode atingir valores de até 70°C (Luo et al., 2013). Ao avaliarem o efeito da temperatura sobre as emissões de NH₃ durante a compostagem de diferentes resíduos orgânicos, Pagans et al. (2006) encontraram alta correlação entre este fator abiótico com a magnitude das emissões gasosas de NH₃. É importante destacar que, tanto no trabalho desses autores como na maioria das publicações com compostagem, a adição de resíduos orgânicos ao substrato é feita apenas no início

do processo, diferentemente do esquema utilizado no presente estudo, em que foram feitas 14 adições de dejetos, com revolvimento simultâneo, das pilhas, além de 16 revolvimentos adicionais durante os primeiros 108 dias de compostagem.

Apesar dessas diferenças no esquema de adição dos dejetos, a temperatura da parte superior (Figura 1a) e inferior (Figura 1b) das pilhas de compostagem seguiu a mesma cinética normalmente observada em compostagens clássicas, conforme descrito por Zibilske (2005), com uma fase termófila (temperatura acima de 40°C) durante o período de incorporação de DLS, até por volta dos 106 dias, e finalizando com uma fase de resfriamento ou cura do composto, ocasionada pelo esgotamento das fontes de C lábil. Ao avaliarem, em condições de laboratório, a compostagem de fezes de suínos (74,1 % de umidade) e colmos de milho picados, Luo et al. (2013) constataram que a temperatura aumentou rapidamente, atingindo a fase termófila (> 55°C) já nos primeiros três dias, o que coincide com o presente trabalho, onde aos cinco dias, a temperatura média da parte superior das leiras era de 58°C (Figura 1a) e da parte inferior de 55°C (Figura 1b)

Na figura 1, é possível separar a variação da temperatura das pilhas em três etapas distintas, sendo a primeira até os 25 dias, a segunda de 26 a 106 dias e a terceira de 106 dias até o final do experimento, aos 154 dias. Na primeira etapa ocorreu a maior amplitude de flutuação na temperatura (31 a 72°C) da parte superior das pilhas (Figura 1a) e também os quatro maiores picos de temperatura observados em todo o experimento, variando de 63°C aos 6 dias a 72°C aos 22 dias. De maneira geral, logo após cada um desses picos ocorreu um acentuado resfriamento das pilhas, o que deve ter sido motivado pelo revolvimento das pilhas, o qual foi realizado simultaneamente a cada adição de dejetos. Após esse declínio, houve uma rápida retomada da temperatura, para valores sempre superiores a 55°C. Essa cinética da temperatura pode ser atribuída à liberação de calor do interior das pilhas para o ambiente externo, em função do seu revolvimento mecânico. Quanto aos valores mais elevados da temperatura nessas primeiras semanas e ao rápido aumento dos valores após cada revolvimento, eles são indicativos da alta atividade respiratória dos microrganismos decompositores, favorecida pelo aporte frequente de C, energia e nutrientes através dos dejetos e também pelo fornecimento inicial de C e energia por parte do substrato, principalmente pela serragem, caracterizada pela elevada superfície específica.

Na segunda etapa, entre 25 dias e até cessarem as adições de dejetos (106 dias), tanto as oscilações da temperatura quanto seus valores absolutos e os picos observados apresentaram menor magnitude do que na primeira etapa. Tal redução, em relação aos primeiros 25 dias, de 7°C na média das duas pilhas, pode ser atribuída à redução gradativa das quantidades de dejetos aplicados sobre as pilhas (Quadro 1) e, principalmente, à exaustão da fonte de C lábil proveniente do substrato, especialmente da serragem..

A partir da interrupção na adição de dejetos aos 106 dias, no momento em que a quantidade adicionada nas pilhas já era 6,5 vezes menor do que no início da compostagem, observou-se um rápido declínio da temperatura das mesmas. Na média das duas pilhas de compostagem (com e sem acidificação) e dos dois locais de amostragem (superior e inferior), a temperatura diminuiu de 48,3°C aos 106 dias para 26,1°C ao final do processo, aproximando-se dos valores da temperatura do ambiente onde foi realizado o trabalho. Esses resultados, desta terceira etapa, mostram que a falta da adição periódica de dejetos, aliada aos sete revolvimentos adicionais realizados entre 106 e 154 dias, promoveram a redução gradativa da disponibilidade de C, energia e nutrientes aos microrganismos envolvidos no processo, reduzindo a sua atividade e, em consequência, a liberação de calor através do metabolismo microbiano.

Quanto ao efeito da acidificação dos dejetos sobre a temperatura das pilhas de compostagem, se observa na figura 1 que, na primeira etapa, ele não foi consistente e quando ocorreu, entre a terceira e quarta adições de dejetos, as maiores temperaturas foram encontradas na pilha com adição de H_3PO_4 . Por outro lado, entre 60 e 106 dias, houve uma clara tendência de redução da temperatura na pilha em que os dejetos foram acidificados. Neste período, a temperatura média da parte superior das pilhas de compostagem (Figura 1a) foi reduzida em 5°C pela adição de H_3PO_4 aos dejetos. Na parte inferior da pilha (Figura 1b) essa redução foi de 3,6°C. As determinações realizadas não permitem afirmar sobre as causas dessa relação observada entre a acidificação dos dejetos com a temperatura. É provável que as variações observadas se devam a mudanças na composição da população microbiana em função do tempo de compostagem, com a população que predominou entre 60 e 106 dias sendo mais sensível à acidificação do que aquela que predominou antes e após esse período. Esse é um aspecto que merece ser investigado em estudos futuros, usando técnicas moleculares como ferramenta de

análise que permitam acompanhar a ecologia microbiana durante esse processo automatizado de compostagem, com e sem acidificação dos dejetos líquidos de suínos.

2.4.2 pH

A acidificação dos dejetos visa manter o N amoniacal dos mesmos na forma de NH_4^+ e com isso mitigar as perdas de N por volatilização de NH_3 , já que a diminuição do pH reduz a proporção $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ (DeLaune et al., 2004; Ndegwa et al., 2008). No presente trabalho, a quantidade de H_3PO_4 adicionada aos dejetos em cada aplicação destes nas pilhas de compostagem foi estabelecida para atingir valores de pH próximos a 6,0. No quadro 1 se observa que esse objetivo foi atingido em todas as adições realizadas, sendo que o valor médio de pH obtido após a adição de H_3PO_4 foi de 5,84, o qual corresponde a uma redução média de 0,87 unidades nos valores originais de pH dos dejetos. Essa redução no pH dos DLS, também se refletiu na redução do pH da parte superior e inferior das pilhas de compostagem com acidificação, em comparação com o tratamento sem acidificação (Figura 2). Na média de todo o período e das duas camadas analisadas, a adição de H_3PO_4 reduziu o pH de 8,11 para 6,72.

O pH baixo do substrato antes de receber os dejetos (5,91) e o seu rápido aumento, em aproximadamente três unidades, logo após a primeira adição de dejetos (Figura 2), mesmo estes tendo apresentado pH de 7,62 (Quadro 1), é um resultado cujas causas não foram claramente identificadas e que merecem ser investigadas em trabalhos futuros. Um aspecto que ficou claro é quanto ao comportamento do pH no período em que foram realizadas adições de dejetos nas pilhas de compostagem. Observa-se que o pH, principalmente da pilha sem adição de H_3PO_4 e da camada superior (Figura 2a), apresentou grandes oscilações, as quais seguiram um padrão característico. Em cada adição de dejetos, seguida do revolvimento simultâneo, o pH foi mais elevado, variando na faixa de 8,5 a 9,0 durante os primeiros 80 dias (Figura 2a). Após cada revolvimento adicional realizado neste mesmo período, o pH diminuiu, oscilando na faixa de 6,8 a 8,4. O pH da pilha

com adição de H_3PO_4 seguiu essa mesma cinética, embora os valores tenham oscilado menos do que a pilha em que os dejetos não foram, acidificados.

O aumento nos valores de pH após cada adição/revolvimento de dejetos, cuja magnitude foi maior na pilha sem adição de H_3PO_4 , pode ser atribuído ao próprio pH dos dejetos e também à rápida emissão de NH_3 após esta operação, o que também foi observado durante a primeira semana de compostagem no trabalho de Luo et al. (2013). Quanto ao rápido declínio do pH, ocorrido após cada revolvimento adicional da pilha e até a nova adição/revolvimento de dejetos, ele é indicativo do acúmulo de ácidos orgânicos nesse período. É provável que o revolvimento adicional realizado não tenha adicionado suficientemente O_2 na pilha de compostagem para a sua manutenção em condições de aerobiose, criando rapidamente as condições para a ocorrência do processo microbiano de fermentação. Essa hipótese é reforçada pelo fato das oscilações de pH terem sido mais intensas nos momentos iniciais, onde havia maior disponibilidade de C e energia aos microrganismos, e de irem diminuindo ao logo do tempo. Os revolvimentos adicionais realizados após 80 dias na pilha sem adição de H_3PO_4 tiveram relativamente pouco impacto sobre o pH, cujo valor médio foi de 7,38. Já na pilha onde os dejetos foram acidificados o pH continuou diminuindo até o final do experimento, onde o valor médio foi de 5,33. Isso sugere que a adição contínua de H_3PO_4 até a última adição de dejetos tenha reduzido a velocidade de biodegradação do substrato e que o processo fermentativo, com produção de ácidos orgânicos, tenha perdurado durante todo o experimento, mesmo após cessarem as adições de dejetos aos 106 dias de compostagem.

2.4.3 Variação nos teores de N inorgânico durante a compostagem

A magnitude das perdas de N por volatilização de NH_3 durante a compostagem está diretamente relacionada à disponibilidade de N amoniacal ($NH_3 + NH_4^+$) nas pilhas (Liang et al., 2006). Na figura 3 se observa que os teores de N amoniacal aumentaram durante os primeiros 50 a 60 dias tanto na parte de cima (Figura 3a) como de baixo (Figura 3b) das pilhas com e sem acidificação. Na pilha com adição de H_3PO_4 o teor de N amoniacal neste período aumentou de

aproximadamente 2.000 para 5.500 mg kg⁻¹ em ambas as partes das pilhas. Sem acidificação, o aumento observado foi de aproximadamente 1.500 para 3.500 mg kg⁻¹. Na maioria das avaliações realizadas, o teor de N amoniacal foi maior na pilha com adição de H₃PO₄, sendo que na média de todo o experimento a diferença foi de 1532,82 mg N kg⁻¹ (119,06 %) na parte superior e de 1451,55 mg N kg⁻¹ (86,06 %) na parte inferior das pilhas. Esse resultado evidencia o efeito positivo da redução do pH dos dejetos, via adição de ácido, sobre a redução na volatilização de NH₃.

Durante os primeiros 50 a 60 dias de compostagem, os teores de N amoniacal da parte superior (Figura 3a) da pilha com adição de H₃PO₄ e, principalmente, da pilha sem adição de ácido apresentaram grande amplitude de variação entre aplicações sucessivas de DLS, com aumento nos teores logo após cada aplicação e redução até a aplicação seguinte. Nos dois primeiros meses, a redução média observada nos teores de N amoniacal da parte superior das pilhas entre cada aplicação de DLS foi de 1714,76 mg N kg⁻¹ (45,87 %) na pilha com acidificação e de 1814,59 mg N kg⁻¹ (71,45 %) na pilha sem acidificação. O aumento na concentração de N amoniacal encontrado após cada adição de DLS se deve à concentração elevada de N amoniacal nos DLS (Quadro 1). Já a rápida redução dos teores de N após cada aplicação de DLS pode ser atribuída a três fatores, que podem ter atuado interativamente. O primeiro e, provavelmente, o principal está ligado às perdas de N por volatilização de NH₃. O segundo pode estar relacionado à ocorrência de imobilização microbiana de N, favorecida pela elevada relação C/N do substrato utilizado (Quadro 2). Por último, pode ter ocorrido a transferência de N amoniacal dos DLS da parte superior para a parte inferior das pilhas. Outro processo que poderia ter consumido parte do N amoniacal adicionado com os DLS e reduzido os seus teores na massa de compostagem entre as aplicações é a nitrificação. Todavia, os resultados da figura 4 mostram que não houve acúmulo líquido de NO₃⁻ durante os primeiros dois meses, provavelmente em função da ausência de nitrificação nesse período. Na parte inferior de ambas as pilhas (Figura 3b) a amplitude de variação dos teores de N amoniacal entre duas aplicações sucessivas de DLS foi menor do que na parte superior. É provável que isso se deva a maior proteção do N amoniacal dos dejetos em profundidade, reduzindo a volatilização de NH₃, e também à redução da imobilização microbiana de N, motivada pela menor oxigenação da parte inferior das pilhas.

O acúmulo de NO_3^- nas pilhas de compostagem iniciou somente após aproximadamente 60 dias de compostagem (Figura 4), o que coincide com o início na redução nos teores de N amoniacal (Figura 3), evidenciando a ocorrência do processo microbiano de nitrificação. O atraso na nitrificação pode ser justificado pelo fato de as bactérias oxidantes de NH_3 serem sensíveis às altas temperaturas que ocorrem na fase termófila da compostagem, sendo que a nitrificação praticamente cessa em temperaturas acima de 40°C (Myers, 1975; Kraus et al., 2000; Fukumoto et al., 2011). Além disso, as quantidades elevadas de N amoniacal aplicadas com os DLS nas primeiras semanas (Quadro 1) podem ter resultado em níveis de NH_3 livre prejudiciais às bactérias nitrificadoras (Anthonisen et al., 1976; Kim et al., 2006; Kim et al., 2008; Fukumoto et al., 2011; Jiang et al., 2013).

A preservação de maior quantidade de N amoniacal pela adição de H_3PO_4 aos DLS resultou também em maiores teores de NO_3^- na pilha com acidificação. Na média das avaliações realizadas no período entre 60 e 154 dias os teores de NO_3^- na parte superior da pilha com acidificação superaram aqueles da pilha sem acidificação em $717,39 \text{ mg N kg}^{-1}$ enquanto na parte inferior a diferença foi de $557,89 \text{ mg N kg}^{-1}$. Enquanto na pilha sem adição de ácido aos DLS o teor de NO_3^- foi próximo a zero ao final da compostagem, na pilha com acidificação o teor final de NO_3^- foi de $1620,98 \text{ mg N kg}^{-1}$ na parte superior e de $1121,10 \text{ mg kg}^{-1}$ na parte inferior da pilha. É provável que isso se deva à combinação de condições abióticas mais favoráveis à nitrificação a partir de 60 dias (temperatura na faixa mesófila e redução dos teores de NH_3 livre) e da maior disponibilidade de substrato (N amoniacal) às bactérias nitrificadoras, em função da redução da volatilização de NH_3 promovida pela adição de H_3PO_4 aos DLS.

2.4.4 Volatilização de NH_3

Os fluxos de NH_3 diferiram entre as pilhas com e sem acidificação, com os maiores valores sendo observados na pilha sem adição de ácido. Tais diferenças ocorreram principalmente durante os primeiros 70 dias de compostagem, onde o fluxo médio de N- NH_3 durante esse período aumentou de $23,47 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no tratamento com adição de H_3PO_4 para $88,82 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no tratamento sem

acidificação (Figura 5a). Quando esses fluxos foram convertidos em quantidades acumuladas de N perdidas por volatilização de NH_3 durante todo o período de compostagem, observa-se, na figura 5b, que o tratamento sem acidificação emitiu $107,84 \text{ g N-NH}_3 \text{ m}^{-2}$ contra apenas $32,64 \text{ g N-NH}_3 \text{ m}^{-2}$ no tratamento com acidificação. Essa redução de 70 % na volatilização de NH_3 , promovida pela adição de H_3PO_4 aos DLS no momento de sua aplicação na pilha, se deve ao abaixamento do pH na massa de compostagem (Figura 2) evidenciando o potencial dessa tecnologia em reduzir a perda de N durante a compostagem automatizada dos DLS.

Embora o ácido fosfórico (H_3PO_4) tenha sido eficiente no controle das perdas de N por volatilização de NH_3 no presente trabalho, ele tem sido relativamente pouco empregado com esse objetivo durante a compostagem de DLS. No trabalho de Ren et al. (2010) os autores utilizaram o H_3PO_4 em compostagem de DLS, porém misturado ao hidróxido de magnésio em diferentes proporções, visando controlar as perdas de N por volatilização de NH_3 através da precipitação da estruvita. Na maior proporção de H_3PO_4 , em relação a hidróxido de magnésio (1:3), a volatilização de NH_3 foi reduzida em 97 %. Em outro trabalho, Luo et al. (2013) utilizaram fosfogesso como um dos aditivos para reduzir as emissões de NH_3 em compostagem de DLS e encontraram redução de 20 % na volatilização de NH_3 na média dos tratamentos avaliados. De acordo com os autores, o fosfogesso, além de conter o próprio gesso, que tem a capacidade de reagir com o N amoniacal, possui uma pequena quantidade de ácido fosfórico o qual pode, também, reagir com o N amoniacal formando fosfato de amônio, além de contribuir à redução do pH.

O uso isolado de H_3PO_4 foi testado em alguns trabalhos para reduzir a volatilização de NH_3 , porém em cama de frangos (Moore et al., 1996) e em compostagem deste resíduo orgânico (DeLaune et al., 2004). No trabalho de Moore et al. (1996) a acidificação da cama de frango reduziu a volatilização de NH_3 em 74 %, na média das duas concentrações de ácido testadas (20 e 40 g de ácido kg de cama⁻¹), sendo que esse efeito foi atribuído à redução média do pH da cama de 8,75 para 7,90 pela acidificação. Esse mesmo efeito foi relatado por DeLaune et al. (2004), com redução de 54 % na volatilização de NH_3 . Tais resultados, somados aos do presente trabalho, evidenciam que o H_3PO_4 pode ser utilizado tanto em resíduos orgânicos sólidos (ex., cama de aves) como líquidos (ex., DLS) como estratégia para preservar o N amoniacal durante a sua compostagem.

A estratégia de acidificar DLS para mitigar as emissões de NH_3 tem sido avaliada, principalmente com o uso de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e diretamente nos locais de armazenamento dos DLS, em esterqueiras anaeróbicas. Nessa condição, Dai et al. (2013) verificaram que a acidificação dos DLS com ácido sulfúrico, combinada à aeração, reduziu o pH original dos DLS de 6,31 para 6,0, 5,8 e 5,5, com uma redução correspondente na emissão de NH_3 de 50, 62 e 77%, respectivamente. Ao acidificarem H_2SO_4 aos DLS, até estes atingirem valores de pH inferiores a 6,0 e, portanto, próximos aos atingidos no presente trabalho, Kai et al. (2008) encontraram redução de 70 % na emissão de NH_3 nas instalações onde os animais eram criados e de 90 % no local de armazenamento dos DLS. Trabalhando com dejetos líquidos de bovinos, Petersen et al. (2012) ajustaram o pH dos dejetos para 5,5, através da adição de H_2SO_4 , e conseguiram mitigar em mais de 95% as emissões de NH_3 . Embora a adição de H_2SO_4 seja eficiente na redução das emissões de NH_3 dos dejetos de animais, por ser um ácido forte, o seu uso implica em diversos cuidados e pode ser perigoso (Ndegwa et al., 2008), além da possível destruição do concreto dos locais onde os dejetos circulam e são armazenados (Sorensen & Eriksen, 2009).

Quanto à cinética de emissão de NH_3 , observa-se na figura 5a que os maiores picos nos fluxos dessa forma gasosa de N não ocorreram na fase inicial da compostagem, conforme era esperado, já que nas três aplicações iniciais de DLS, realizadas nas duas primeiras semanas, foram aplicadas as maiores taxas de DLS, variando de $466 \text{ L pilha}^{-1} \text{ adição}^{-1}$ ($0,65 \text{ kg N-NH}_3 \text{ pilha}^{-1}$) a $685 \text{ L pilha}^{-1} \text{ adição}^{-1}$ ($1,26 \text{ kg N-NH}_3 \text{ pilha}^{-1}$) (Quadro 1) e os valores de temperatura (Figura 1) e o pH (Figura 2) das pilhas eram favoráveis à emissão de NH_3 . Os maiores picos de emissão de NH_3 ocorreram entre 35 e 60 dias (Figura 5a), quando a adição média de DLS diminuiu para apenas $210 \text{ L pilha}^{-1} \text{ adição}^{-1}$ ($0,22 \text{ kg N-NH}_3 \text{ pilha}^{-1}$) e os valores, principalmente da temperatura, foram menos favoráveis à emissão de NH_3 do que na fase inicial. Esse resultado pode ser atribuído a dois fatores. O primeiro se refere à possibilidade de ter ocorrido à impregnação física do substrato com o N amoniacal dos dejetos, reduzindo a sua disponibilidade à ocorrência do processo físico-químico de volatilização de NH_3 . O segundo fator deve estar ligado à imobilização microbiana do N amoniacal dos DLS, favorecida pela alta relação C/N do substrato. A baixa concentração inicial de N amoniacal nas pilhas e o seu aumento durante os primeiro 50 a 60 dias (Figura 3) reforçam essas hipóteses.

Quanto ao padrão observado na emissão de NH_3 , observa-se na figura 5a que ele foi bem definido, com aumento nos fluxos detectados sempre após cada adição de DLS e revolvimento simultâneo das pilhas, seguido da redução dos fluxos até a repetição dessas operações na semana seguinte. De maneira geral, o revolvimento adicional, realizado entre duas adições consecutivas de DLS, aumentou os fluxos de NH_3 . Esse padrão de emissão de NH_3 pode ser ilustrado considerando-se o período entre 37 e 46 dias, nas avaliações realizadas na pilha de compostagem sem adição de H_3PO_4 aos DLS (Figura 5a). Na avaliação realizada aos 37 dias, antes da adição de DLS, o fluxo de N-NH_3 era de apenas $7,79 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, o qual aumentou para $285,98 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ após a adição de DLS/revolvimento da pilha. Na avaliação seguinte, realizada cerca de 30 minutos antes do revolvimento adicional, o fluxo diminuiu para $160,45 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e aumentou novamente, para $188,61 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, no período seguinte ao revolvimento adicional. Após esse revolvimento houve forte queda nos fluxos de N-NH_3 , para $25,69 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e novamente aumento para $174,50 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ com a nova adição de DLS/revolvimento da pilha de compostagem. Nas duas adições de DLS realizadas entre 45 e 60 dias esse padrão para os fluxos de NH_3 se repetiu, apresentando alta correlação com as variações observadas nos valores de pH (Figura 2a) e de N amoniacal (Figura 3a). Os aumentos nos fluxos de NH_3 ocorridos após cada adição de DLS/revolvimento se devem à adição de N amoniacal com os dejetos e ao próprio revolvimento, o qual deve facilitar a liberação da NH_3 retida nas pilhas. Esse efeito do revolvimento também explica o aumento nos fluxos de NH_3 após o revolvimento adicional. Em diversos trabalhos como, por exemplo, os de Szanto et al. (2007) e Jiang et al. (2011) a volatilização de NH_3 também aumentou após o revolvimento das pilhas de compostagem. Já a diminuição dos fluxos de NH_3 após cada adição/revolvimento e após cada revolvimento adicional pode ser atribuída à diminuição do pH das pilhas nesses períodos, em função das razões já evocadas anteriormente.

Embora a acidificação dos DLS tenha reduzido as perdas gasosas de N por volatilização de NH_3 , tais perdas não foram elevadas no presente trabalho. Sem a adição de ácido, as perdas acumuladas de N-NH_3 durante os 154 dias de compostagem (Figura 5b) representaram 9,09 % do N amoniacal adicionado com os DLS e 5,0 % do N total adicionado pela mistura dos DLS e do substrato (Figura 6). Com acidificação dos DLS tais perdas foram reduzidas para 2,75 % e 1,52 % das quantidades adicionadas de N amoniacal e N total respectivamente.

Ao final do período de compostagem, a quantidade de N total presente no composto da pilha com acidificação dos DLS foi de 4,52 kg enquanto na pilha sem acidificação foi de 4,28 kg. Essa quantidade de 240 g (5,6%) encontrada a mais na pilha com acidificação é próxima da redução na volatilização de N-NH₃ promovida pela acidificação dos DLS de N-NH₃, de 300 g (Quadro 3). Todavia, a comparação das quantidades de N total adicionadas durante a compostagem, através da mistura de DLS e substrato, com as quantidades de N total encontradas ao final do experimento indica um déficit no balanço de N correspondente a 4,29 kg de N (50 %) na pilha sem acidificação e a 4,05 kg de N (47 %) na pilha com acidificação.

Essa baixa recuperação média de 48,5%, no composto final, do N aplicado com os DLS e substrato durante a compostagem, pode ser atribuído a duas razões principais. A primeira pode estar relacionada ao método utilizado para medir a volatilização de NH₃ ocorridas durante todo o período, já que as câmaras estáticas utilizadas dificultam a captura de NH₃ pela solução receptora de H₃PO₄ (Smith et al., 2007). Em função disso, os fluxos de NH₃ obtidos com as câmaras estáticas foram corrigidos conforme Giacomini (2014), o qual constatou que, quando as câmaras estáticas foram munidas internamente de um ventilador tipo cooler, elas captaram 170,3 % mais NH₃ do que as câmaras sem cooler. Todavia, não é possível concluir, a partir dos resultados de Giacomini (2014), se a ventilação das câmaras é suficiente para garantir a captura de 100 % da NH₃ volatilizada. A perda, por volatilização de NH₃, de apenas 5,0 % do N total aplicado com a mistura dos DLS e do substrato, em comparação às perdas de 12,01 % e de 20 a 39 %, referidas nos trabalhos de Fukumoto et al. (2003) e Jiang et al. (2013), respectivamente, é um indicativo de que a volatilização de NH₃ tenha sido subestimada no presente trabalho. A segunda razão deve estar relacionada às perdas de N ocorridas através do processo microbiano de desnitrificação. No artigo 2 da presente tese foram avaliadas as emissões de óxido nitroso (N₂O), cujas quantidades encontradas não foram quantitativamente importantes. Por isso, acredita-se que a desnitrificação tenha sido completa, com emissão do produto final N₂, o qual não foi avaliado e, segundo Paillat et al. (2005) e Angnes et al. (2013), as emissões são elevadas em processos de compostagem. A quantificação das emissões dessa forma gasosa de N, embora metodologicamente difícil, parece ser de grande relevância em trabalhos futuros sobre compostagem, para melhorar a confiabilidade do balanço de N ao final do processo.

2.5 Conclusões

1. A acidificação dos dejetos líquidos de suínos com ácido fosfórico reduziu as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia em um sistema automatizado de compostagem.
2. A redução da volatilização de amônia, promovida pela acidificação dos dejetos líquidos de suínos com ácido fosfórico, aumentou os teores de N inorgânico na forma de nitrato no composto final.

2.6 Agradecimentos

Os autores agradecem à FAPERGS e ao CNPq pelo auxílio financeiro para a execução do trabalho.

2.7 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 N₂O and N₂ emissions from swine slurry composting. *Bioresource Technol.*, 140:368-375, 2013.
- ANTHONISEN, A. C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S. & SRINATH, E. G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 48:835-852, 1976.
- DAI, X. R. & BLANES-VIDAL, V. Emissions of ammonia, carbon dioxide, and hydrogen sulfide from swine wastewater during and after acidification treatment: Effect of pH, mixing and aeration. *J. Environ Manage.*, 115:147-154, 2013.

- DeLAUNE, P.B.; MOORE, P.A.; DANIEL, T.C. & LEMUNYON, J.L. Effect of chemical and microbial amendments on ammonia volatilization from composting poultry litter. *J. Environ. Qual.*, 33:728-734, 2004.
- FUKUMOTO, Y.; OSADA, T.; HANAJIMA, D. & HAGA, K. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration-effect of compost pile scale. *Bioresource Technol.*, 89:109-114, 2003.
- FUKUMOTO, Y.; SUZUKI, K.; KURODA, K.; WAKI, M. & YASUDA, T. Effects os struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting. *Bioresource Technol.*, 102:1468-1474, 2011.
- GIACOMINI, D. A. Uso de zeólitas naturais para mitigar a volatilização de amônia na fase inicial da compostagem de dejetos líquidos de suínos. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2014. 66p. (Dissertação de Mestrado)
- 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/ppm2011.pdf. Acesso em 18 fev. 2014.
- JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G. X.; GUO, R. & ZHAO, Y. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *J. Environ. Sci.*, 23:1754-1760, 2011.
- JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G. X.; GUO, R. & LUO, Y. M. Gaseous emissions during the composting of pig feces from Chinese Ganqinfen system. *Chemosphere*, 90:1545-1551, 2013.
- LIANG, Y.; LEONARD, J. J.; FEDDES, J. J. R.; MCGILL, W. B. Influence of carbon and buffer amendment on ammonia volatilization in composting. *Bioresource Technol.*, 97:748-761, 2006.

- KAI, P.; PEDERSEN, P.; JENSEN, J. E.; HANSEN, M. N. & SOMMER, S. G. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *Eur. J. Agron.*, 28:148-154, 2008.
- KIM, DJ.; LEE, DI. & KELLER, J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. *Bioresource Technol.*, 97:459-468, 2006.
- KIM, DJ.; LEE, DI.; CHA, GC. & KELLER, J. Analysis of free ammonia inhibition of nitrite oxidizing bacteria using a dissolved oxygen respirometer. *Environ. Eng. Res.*, 13:125-130, 2008.
- KRAUS, H. T.; MIKKELSEN, R. L. & Warren, S. L. Container substrate temperatures affect mineralization of composts. *HortScience*, 35:16-18, 2000.
- KUNZ, A.; MIELE, M. & STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technol.*, 100:5485-5489, 2009.
- LUO, Y.; LI, G.; LUO, W.; SCHUCHARDT, F.; JIANG, T. & XU, D. Effect of phosphogypsum and dicyandiamide as additives on NH₃, N₂O and CH₄ emissions during composting. *J. Environ. Sci.*, 25:1338–1345, 2013.
- MAHIMAIRAJA, S.; BOLAN, N.S.; HEDLEY, M.J. & MACGREGOR, A.N. Losses and transformation of nitrogen during composting of poultry manure with different amendments: An incubation experiment. *Bioresource Technol.*, 47:265-273, 1994.
- MOORE, JR. P. A.; DANIEL, T. C.; EDWARDS, D. R. & MILLER, D. M. Evaluation of chemical amendments to reduce ammonia volatilization from poultry litter. *Poultry Sci.*, 75:315-320, 1996.
- MYERS, R. J. K. Temperature effects on ammonification and nitrification in a tropical soil. *Soil Biol. Biochem.*, 7:83-86, 1975.

- NDEGWA, P. M.; HRISTOV, A. N.; AROGO, J. & SHEFFIELD, R. E. A review of ammonia emission mitigations techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosystems Eng.*, 100:453-469, 2008.
- NÔMMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest. *Plant Soil*, 39:309-318, 1973.
- OLIVEIRA, P.A.V. & HIGARASHI, M.M. Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos. Embrapa Suínos e Aves, documento 114, Concórdia, 2006.
- PAGANS, E.; BARRENA, R.; FONT, X. & SÁNCHEZ, A. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*, 62:1534-1542, 2006.
- PAILLAT, J. M.; ROBIN, P.; HASSOUNA, M.; LETERME, P. Effet du compostage d'effluents porcins sur les émissions gazeuses et les teneurs en éléments polluants. INRA: Institut national de la recherche agronomique. Rennes. 2005
- PETERSEN, S. O.; ANDERSEN, A. J. & ERIKSEN, J. Effects of cattle slurry acidification on ammonia and methane evolution during storage. *J. Environ. Qual.*, 41:88-94, 2012.
- 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 Manage.*, 30:885–892, 2010.
- ROS, M.; GARCÍA, C. & HERNÁNDEZ, T. A full-scale study of treatment of pig slurry by composting: Kinetic changes in chemical and microbial properties., *Waste Manage.* 26:1108-1118, 2006.

- SARDÁ, L.G.; HIGARASHI, M.M.; MULLER, S.; OLIVEIRA, P.A. & COMIN, J.J. Redução da emissão de CO₂, CH₄ e H₂S através da compostagem de dejetos suínos. *Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.*, 14:1008-1013, 2010.
- SMITH, E.; GORDON, R.; BOURQUE, C.; CAMPBELL, A. Comparison of three simple field methods for ammonia volatilization from manure. *Can. J. Soil Sci.*, 87:469-477, 2007.
- SOMMER, S. G. & HUTCHINGS, N. J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. *Eur. J. Agron.*, 15:1-15, 2001.
- SORENSEN, P. & ERIKSEN, J. Effects of slurry acidification with sulphuric acid combined with aeration on turnover and plant availability of nitrogen. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 131:240-246, 2009.
- SZANTO, G. L.; HAMELERS, H. V. M.; RULKENS, W. H. & VEEKEN, A. H. M. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Bioresource Technol.*, 98:2659-2670, 2007.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. 2. ed. Porto Alegre, UFRGS, 1995. 174p.
- THOMPSON, A. G.; WAGNER-RIDDLE, C. & Fleming, R. Emissions of N₂O and CH₄ during the composting of liquid swine manure. *Environ. Monit. Assess.*, 91:87-104, 2004.
- VANOTTI, M. B.; SZOGI, A. A. & VIVES, C. A. Greenhouse gas emission reduction and environmental quality improvement from implementation of aerobic waste treatment systems in swine farms. *Waste Manage.*, 28:759-766, 2008.

ZIBILSKE, L. M. Composting of organic wastes. In: SYLVIA, D.M.; FUHRMANN, J.J.; HARTEL, P.G. & ZUBERER, D. A., ed. Principles and applications of soil microbiology. 2ed. New Jersey, Prentice-Hall, Upper Saddle River, 2005. p. 587-606.

Quadro 1. Valores de pH e teores de matéria seca (MS), nitrogênio amoniacal (NA), nitrogênio total (NT), carbono total (CT), quantidades e taxas de aplicação de dejetos em cada data. (dados expressos em base úmida).

| Data | Quantidade | Taxa ¹ | MS | NA | NT | CT | | pH | |
|--------------|----------------------------|-------------------|-------|-------------------------------|------|-----------------|----------------|------|------|
| | | | | | | SA ² | A ³ | SA | A |
| | --L pilha ⁻¹ -- | | --%-- | -----kg m ⁻³ ----- | | | | | |
| 06 dez. 2011 | 685 | 1,47 | 1,08 | 1,43 | 1,88 | 3,36 | 2,39 | 7,62 | 6,11 |
| 13 dez. 2011 | 685 | 1,47 | 1,92 | 1,27 | 1,80 | 6,63 | 5,75 | 7,02 | 5,69 |
| 20 dez. 2011 | 466 | 1,00 | 1,24 | 1,39 | 1,57 | 3,44 | 3,17 | 7,71 | 6,28 |
| 28 dez. 2011 | 300 | 0,65 | 1,37 | 0,91 | 1,42 | 4,13 | 3,79 | 6,85 | 5,64 |
| 03 jan. 2012 | 300 | 0,65 | 3,07 | 1,15 | 2,28 | 11,96 | 10,23 | 6,40 | 5,99 |
| 10 jan. 2012 | 250 | 0,54 | 4,45 | 1,38 | 2,47 | 17,10 | 14,99 | 6,28 | 5,85 |
| 17 jan. 2012 | 250 | 0,54 | 2,63 | 1,03 | 1,96 | 8,77 | 9,44 | 6,31 | 5,69 |
| 24 jan. 2012 | 200 | 0,43 | 3,15 | 1,07 | 2,18 | 11,01 | 10,90 | 6,34 | 5,54 |
| 31 jan. 2012 | 200 | 0,43 | 3,32 | 1,18 | 2,35 | 12,20 | 13,45 | 6,40 | 5,58 |
| 08 fev. 2012 | 150 | 0,32 | 1,61 | 0,79 | 1,38 | 5,31 | 4,98 | 6,91 | 6,13 |
| 15 fev. 2012 | 150 | 0,32 | 3,01 | 1,08 | 2,01 | 10,52 | 9,58 | 6,35 | 5,89 |
| 22 fev. 2012 | 100 | 0,21 | 1,21 | 0,76 | 1,24 | 3,66 | 3,23 | 6,58 | 5,46 |
| 06 mar. 2012 | 100 | 0,21 | 0,86 | 0,97 | 2,38 | 2,67 | 2,04 | 6,93 | 5,97 |
| 21 mar. 2012 | 100 | 0,21 | 2,14 | 1,05 | 1,87 | 8,21 | 7,66 | 6,28 | 5,90 |
| Total | 3.936 | 8,45 | - | - | - | - | - | - | - |

⁽¹⁾L dejetos kg⁻¹ da mistura de serragem e maravalha. ⁽²⁾SA = sem acidificação. ⁽³⁾A = com acidificação.

Os dados de matéria seca, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total se referem à média dos dois tratamentos.

Quadro 2. Quantidades de matéria seca (MS) e teores de nitrogênio total (NT) e carbono total (CT) no substrato, na adição inicial de dejetos ao substrato e no composto final, nos tratamentos com e sem adição de H_3PO_4 aos dejetos líquidos de suínos no momento da sua adição nas pilhas de compostagem (dados expressos em base seca).

| | Substrato | | | | Substrato + dejetos ¹ | | | | Composto Final | | | |
|---------------|-----------|--------|-------|-----|----------------------------------|--------|-------|-----|----------------|--------|-------|-----|
| | MS | NT | CT | C/N | MS | NT | CT | C/N | MS | NT | CT | C/N |
| | -kg- | -----% | ----- | | -kg- | -----% | ----- | | -kg- | -----% | ----- | |
| Sem H_3PO_4 | 437 | 0,26 | 46,86 | 180 | 444 | 0,38 | 46,70 | 123 | 153,3 | 2,79 | 41,50 | 15 |
| Com H_3PO_4 | 437 | 0,26 | 46,86 | 180 | 444 | 0,39 | 46,70 | 120 | 211,2 | 2,14 | 42,20 | 20 |

⁽¹⁾Análise realizada após a primeira adição de dejetos ao substrato.

Quadro 3. Quantidades adicionadas de nitrogênio total com os dejetos líquidos de suínos e com o substrato quantidades de N emitidas como NH_3 e quantidades remanescentes de N total no composto ao final do experimento (dados expressos em base seca).

| Tratamentos | N total adicionado | | | N emitido | Composto final |
|-----------------------------|-----------------------------------|-----------|-------|------------------|----------------|
| | Dejetos | Substrato | Total | N- NH_3 | N total |
| | -----kg pilha ⁻¹ ----- | | | | |
| Sem H_3PO_4 | 7,43 | 1,14 | 8,57 | 0,43 | 4,28 |
| Com H_3PO_4 | 7,43 | 1,14 | 8,57 | 0,13 | 4,52 |

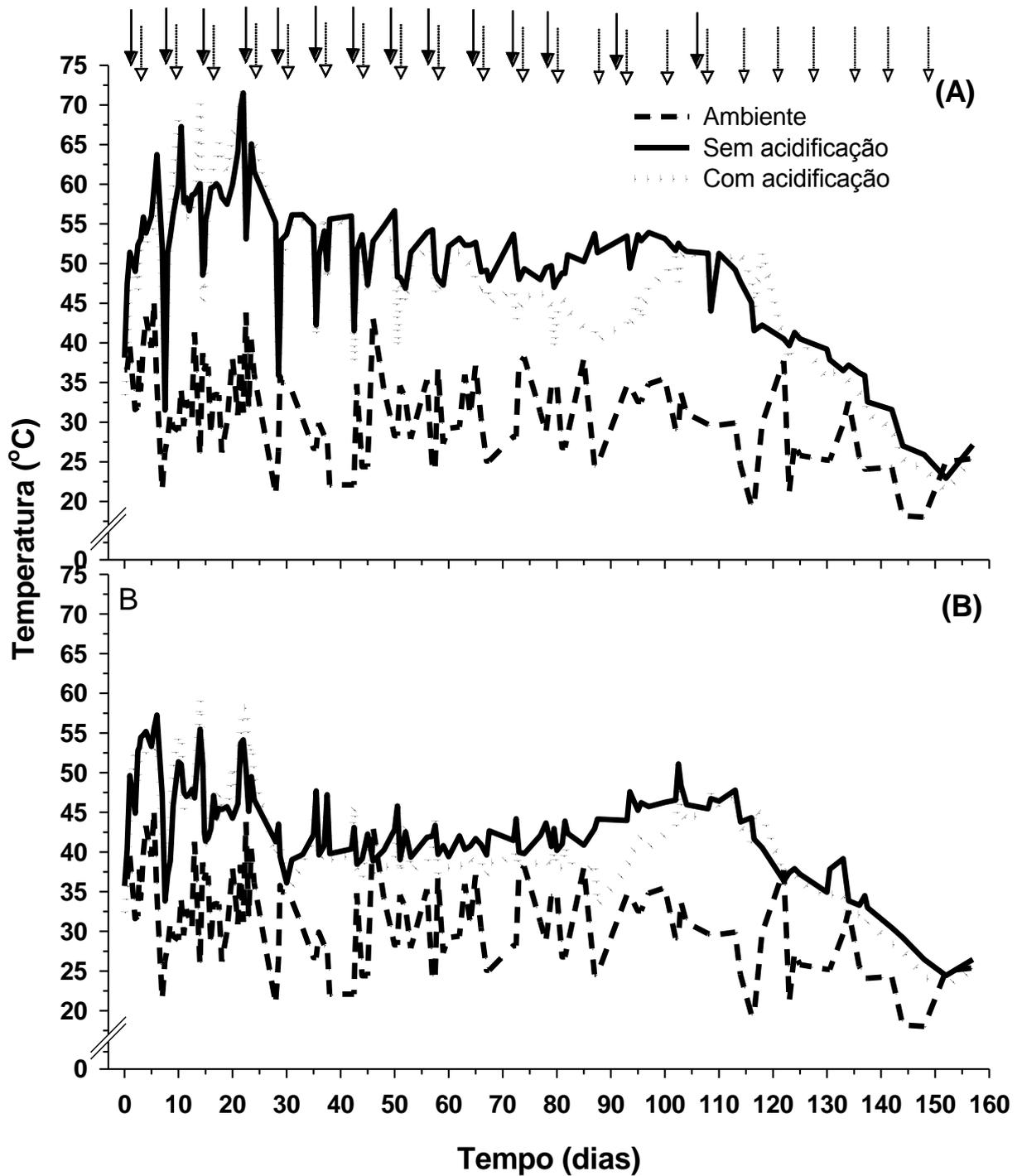


Figura 1. Temperatura ambiente e da parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) das pilhas durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas.

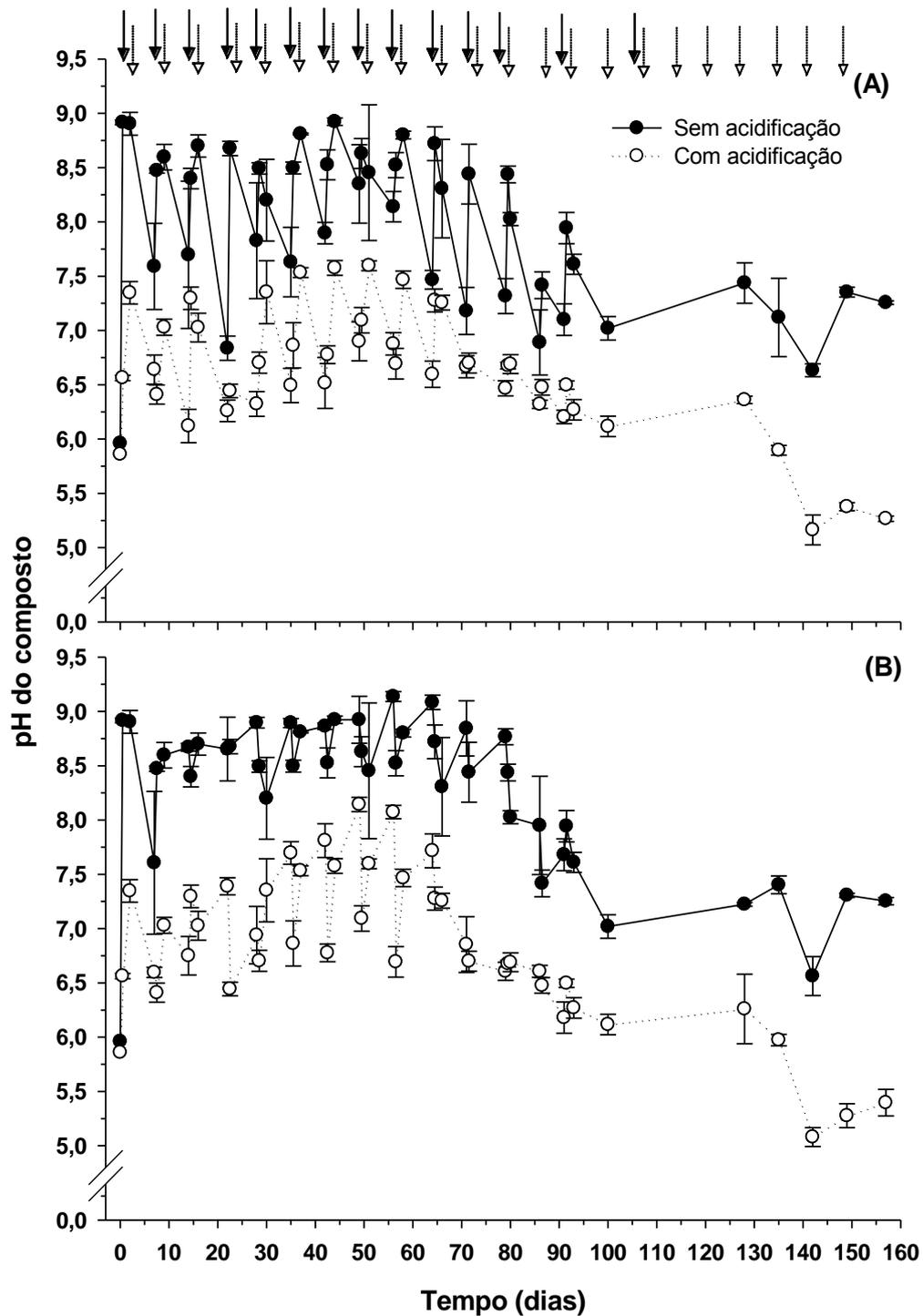


Figura 2. pH do composto na parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) das pilhas durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão.

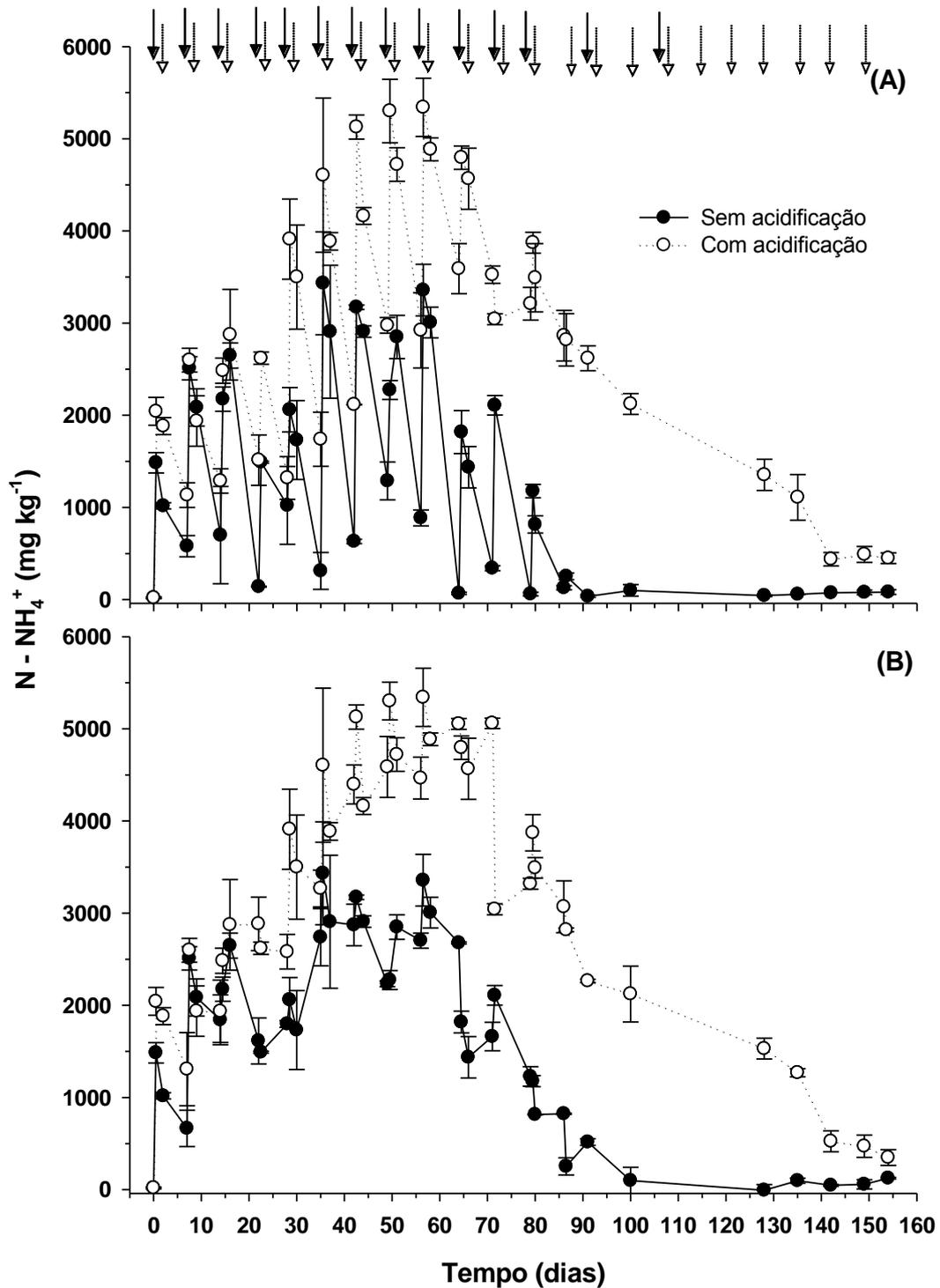


Figura 3. Teores de NH₄⁺ do composto na parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) da leira durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão.

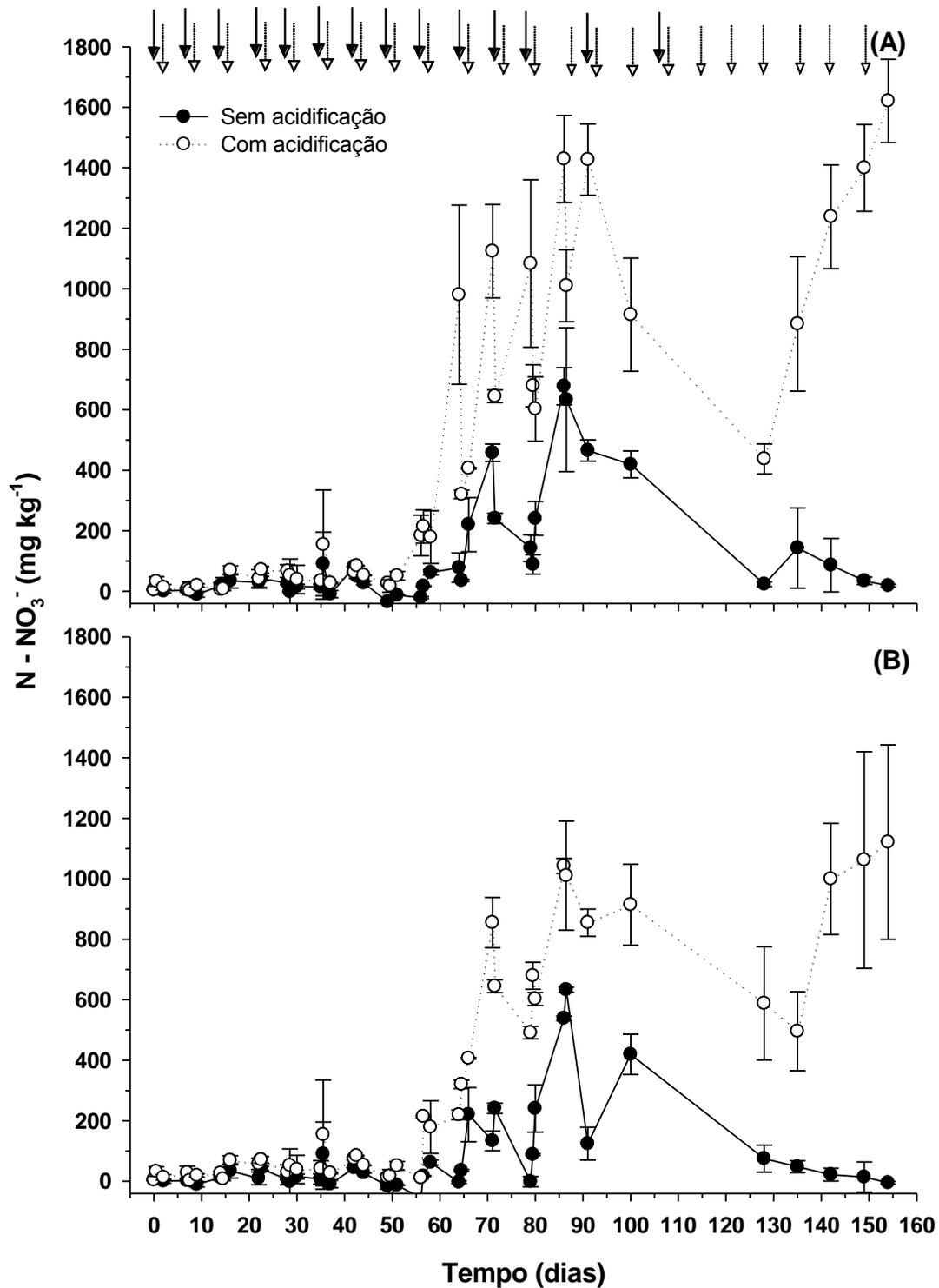


Figura 4. Teores de NO_3^- do composto na parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) da leira durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão.

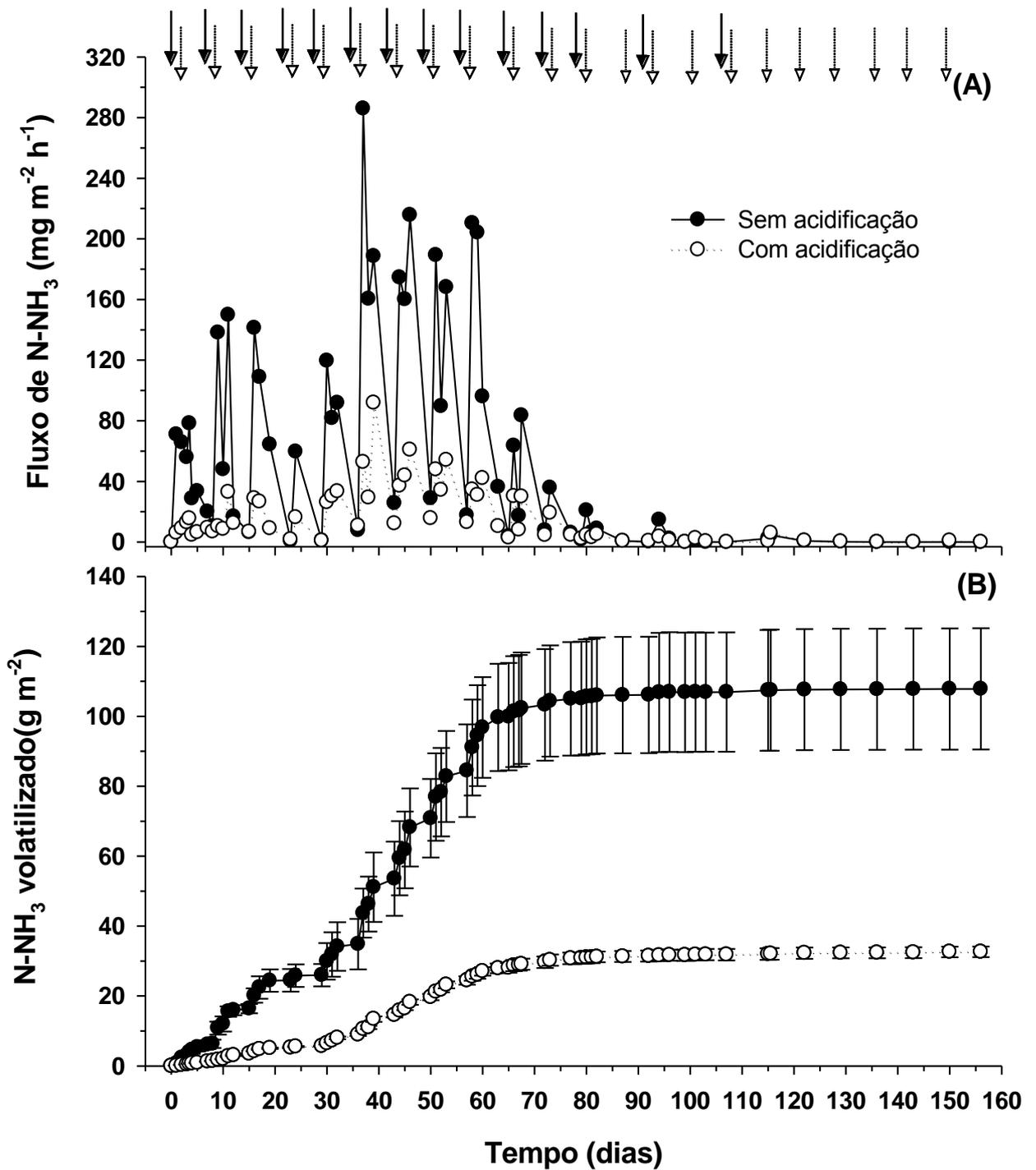


Figura 5. Fluxo (A) e emissão acumulada (B) de N-NH_3 das pilhas durante o período de compostagem dos dejetos líquidos de suínos. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão.

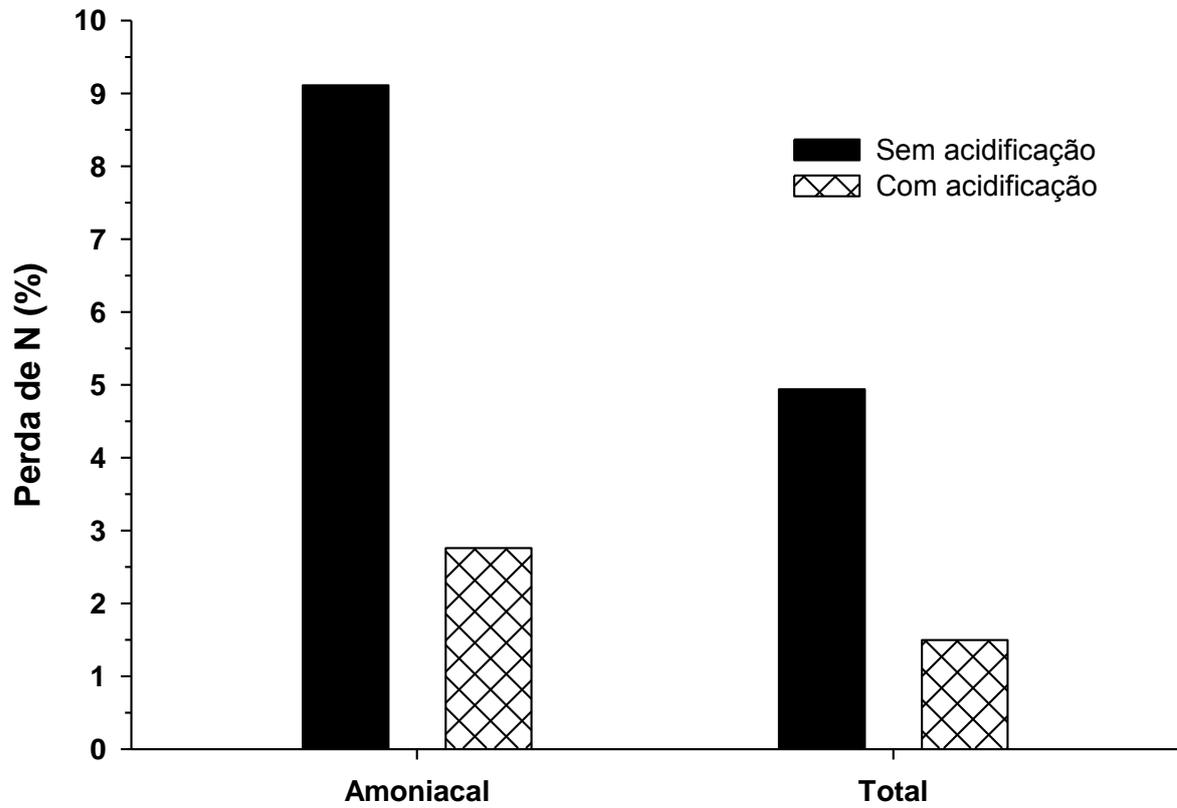


Figura 6. Proporção do N amoniacal adicionado nas pilhas com os dejetos líquidos de suínos e do N total adicionado com os dejetos e com substrato que foi perdida por volatilização de NH_3 nos dois tratamentos avaliados.

3 ARTIGO 2

EMISSÃO DE CO₂, CH₄ E N₂O DURANTE A COMPOSTAGEM DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS COM E SEM ACIDIFICAÇÃO²

3.1 Resumo

A compostagem de dejetos líquidos de suínos (DLS) é uma estratégia promissora para diminuir o passivo ambiental da suinocultura. Para contornar um dos problemas decorrentes da compostagem, as perdas de N por volatilização de amônia (NH₃), a acidificação dos DLS previamente a adição às pilhas, é uma possibilidade. Todavia, pouco se conhece sobre o efeito da acidificação dos DLS no que tange às emissões de gases de efeito estufa (GEE) (CO₂, CH₄ e N₂O) durante o processo, sobretudo, em sistemas automatizados, onde a adição de dejetos e o revolvimento das pilhas são frequentes. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o efeito da acidificação dos DLS com ácido fosfórico sobre as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O durante um sistema automatizado de compostagem. O trabalho foi conduzido na Universidade Federal de Santa Maria, RS, durante 154 dias, em pilhas de compostagem contendo a mistura de maravalha e serragem como substrato, com adições semanais de DLS, seguidas de dois revolvimentos das pilhas durante os primeiros 106 dias. No período entre 107 e 154 dias foram efetuados apenas revolvimentos semanais das pilhas. Foram testados dois tratamentos, sendo um com acidificação dos dejetos com H₃PO₄ até pH próximo a 6,0 e outro sem acidificação. A avaliação das emissões de GEE foi realizada em câmaras estáticas. A acidificação dos DLS reduziu a emissão de CO₂ para a atmosfera em 25%, provavelmente, por prejudicar a atividade biológica durante o processo de compostagem. A emissão de CH₄ foi reduzida em 65% com a acidificação. Por outro lado, a acidificação dos DLS no momento da sua adição ao substrato aumentou a emissão acumulada de N₂O em 30,4 g N-N₂O m⁻² (130%) em 154 dias de compostagem.

Termos de indexação: ácido fosfórico; gases de efeito estufa; tratamento de dejetos.

² Artigo elaborado de acordo com as normas da Revista Brasileira de Ciência do Solo.

SUMMARY: CO₂, CH₄ AND N₂O EMISSIONS DURING PIG SLURRY COMPOSTING WITH AND WITHOUT ACIDIFICATION

Composting of pig slurry (DLS) is a promising strategy to reduce the environmental damage of swine farms. To overcome one of the problems from composting as N losses by ammonia volatilization (NH₃), acidification of DLS before to addition to piles, is a possibility. However, little is known about the effect of acidification DLS with respect to emissions of greenhouse gases (GEE) (CO₂, CH₄ and N₂O) during the process, especially in automated systems, where addition of manure and mixing of piles are frequent. The objective of this study was to evaluate the effect of acidification of DLS with phosphoric acid on emissions of CO₂, CH₄ and N₂O during automated system composting. The study was conducted at the Federal University of Santa Maria, RS, during 154 days, in compost piles containing the mixture of wood shavings and sawdust as substrate, with weekly additions of DLS, followed by two revolving the piles during the first 106 days. Between 107 and 154 days were made only weekly turnings piles. Two treatments were tested, one with slurry acidification with H₃PO₄ to pH near 6.0 and another without acidification. The evaluated of GEE emissions was performed in static chambers. Acidification of DLS reduces the emission of CO₂ to the atmosphere by 25% probably due reduce the biological activity during the composting process. The CH₄ emission was reduced by 65% with acidification. On the other hand, the acidification of DLS at the time of addition to the substrate increased the cumulative emission of N₂O at 30.4 g N-N₂O m⁻² (130%) at 154 days of composting.

Index terms: phosphoric acid, greenhouse gases, waste treatment.

3.2 Introdução

A compostagem dos dejetos líquidos de suínos (DLS) é uma importante estratégia para a sustentabilidade de regiões onde a concentração de suínos e a produção de dejetos excede a capacidade do solo em reciclar nutrientes na agricultura. Através desse processo, os DLS são convertidos em um fertilizante sólido, rico em nutrientes e com elevado valor agrônômico, o que torna viável

economicamente o seu transporte e comercialização para regiões agrícolas com maior demanda por fertilizantes (Kunz et al., 2009) . Além disto, a compostagem dos DLS promove a redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE) em relação aos dejetos armazenados em esterqueiras ou lagoas anaeróbicas, especialmente o metano (Sarda et al., 2010; Vanotti et al., 2008; Thompson et al., 2004).

No entanto, um dos principais problemas da compostagem de DLS envolve a perda de nitrogênio (N) por volatilização de amônia (NH_3) durante o processo, o que implica em redução do potencial fertilizante do composto orgânico e contaminação do ar (Ren et al., 2010; Fukumoto et al., 2011). Vários são os fatores que favorecem a volatilização de NH_3 nessa forma de manejo dos DLS, com destaque para a alta concentração de N amoniacal nos mesmos (Sommer and Hutchings, 2001), a aeração das pilhas (Szanto et al., 2007) e a elevação do pH e da temperatura da massa de compostagem no decorrer do processo (Jiang et al., 2013). Apesar da busca por estratégias que visem reduzir a volatilização de NH_3 durante a compostagem de DLS ser necessária e urgente, esse é um aspecto ainda relativamente pouco pesquisado, sobretudo no Brasil.

Uma alternativa para manter o N amoniacal dos DLS na forma de amônio (NH_4^+) e assim mitigar as perdas de N por volatilização de NH_3 consiste na sua acidificação. Essa alternativa, que visa reduzir as emissões de NH_3 (Dai and Blanes-Vidal, 2013; Kai et al., 2008; Ndegwa et al., 2008; Sorensen and Eriksen, 2009) de CH_4 (Moset et al., 2012; Ottosen et al., 2009) ou de ambos (Berg et al., 2006; Montes et al., 2013; Petersen et al., 2012) vem sendo testada principalmente durante o armazenamento dos dejetos em esterqueiras ou nas baias onde estão alojados os animais.

O efeito da acidificação dos DLS, previamente à sua incorporação ao substrato nas leiras de compostagem, sobre as emissões de NH_3 e, sobretudo, de GEE ainda é relativamente pouco conhecido. As emissões de N_2O podem corresponder a até 10% das perdas de N verificadas em leiras de compostagem de DLS (Angnes et al., 2013; Fukumoto et al., 2003; Szanto et al., 2007; Tsutsui et al., 2013), o que compromete o potencial desta tecnologia como mitigadora da produção e emissão desse GEE. A maior preservação do NH_4^+ nas pilhas de compostagem, promovida pela acidificação dos DLS, pode resultar em maior acúmulo de NO_3^- . Conseqüentemente, maiores emissões de N_2O , o qual é subproduto dos processos

de nitrificação e principalmente, desnitrificação, durante a compostagem dos DLS (Angnes et al., 2013; Maeda et al., 2010; Tsutsui et al., 2013; Zeng et al., 2011) poderão ocorrer. No entanto, a redução do pH das leiras também pode afetar as taxas de nitrificação (Goodroad and Keeney, 1984; Shammas, 1986), ocasionando redução nas emissões de N_2O . O objetivo do presente trabalho foi avaliar como a acidificação dos DLS com ácido fosfórico (H_3PO_4) afeta as emissões de CO_2 , CH_4 e N_2O em um sistema automatizado de compostagem.

3.3 Material e métodos

O experimento foi conduzido em uma casa de vegetação localizada na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Rio Grande do Sul, Brasil. Foram preparadas duas pilhas de compostagem dentro de caixas de madeira revestidas internamente com polietileno com as seguintes dimensões: 4,0 x 1,0 x 1,0 m (CxLxA). O processo de compostagem foi conduzido durante 154 dias, usando como substrato uma mistura de maravalha de eucalipto e serragem de madeiras diversas (50/50%; m/m), totalizando 466 kg de substrato em cada pilha.

O revolvimento do composto era realizado por uma máquina contendo dois helicoides paralelos, posicionados verticalmente e que eram acionados por um motor elétrico trifásico com potência de 2 CV. Foram avaliados dois tratamentos, sendo um com adição somente de DLS ao substrato e outro com adição de H_3PO_4 aos DLS no momento da sua aplicação nas pilhas.

Cada tratamento foi alocado em uma pilha, a qual foi dividida em parcelas com 1,33 m de comprimento, constituindo três repetições. A quantidade de ácido adicionado ao DLS no tratamento com acidificação foi definida a partir de testes preliminares para se obter um pH próximo a 6,0. Para tanto, 3,5 ml de ácido L^{-1} de DLS ou 4,76 g de $H_3PO_4 L^{-1}$ DLS (H_3PO_4 85%, densidade $1,6 g cm^{-3}$) eram misturados ao DLS em caixas d'água imediatamente antes da sua aplicação na leira de compostagem.

Os DLS utilizados no processo de compostagem foram obtidos no setor de Suinocultura da UFSM, tendo como origem animais em fase de terminação. Os DLS produzidos pelos animais permaneciam estocados durante aproximadamente sete

dias nas calhas adjacentes às baias e um dia antes de cada adição os mesmos eram coletados e transportados até o local da compostagem, onde permaneciam em caixas d'água até o momento da sua adição nas pilhas.

A aplicação dos dejetos sobre as pilhas foi efetuada uma vez por semana durante os primeiros 78 dias e a cada 15 dias no período entre 79 e 106 dias (Quadro 1). Após 107 dias e até o final do experimento, aos 154 dias, não foram adicionados dejetos. O volume inicial aplicado de DLS foi estipulado a partir de testes anteriores à instalação do experimento, sendo que o mesmo foi sendo ajustado nas aplicações subsequentes em função da ocorrência ou não de chorume. No quadro 1 são apresentadas as quantidades, as datas e a taxa de aplicação de DLS por pilha. Além do revolvimento feito simultaneamente a cada adição dos dejetos, era feito um novo revolvimento das pilhas dois dias após. Após cessar a adição dos dejetos, aos 106 dias, era efetuado um revolvimento semanal das pilhas.

O teor de matéria seca (MS) dos DLS em cada adição foi determinado secando-se as amostras em estufa de circulação de ar forçado a 65°C até peso constante. O N amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) e o N total foram determinados sem secagem prévia dos DLS por destilação/titulação e digestão/titulação, conforme Tedesco et al. (1995). O C total foi determinado por combustão seca em analisador elementar (Flash EA 1112). O pH foi determinado diretamente nos dejetos. Todas as determinações nos DLS foram feitas em triplicatas e os resultados encontram-se no quadro 1.

As emissões de GEE foram avaliadas utilizando-se câmaras estáticas com 0,245 m de diâmetro e 0,21 m de altura e dotadas de um cooler para homogeneização da atmosfera interna da câmara no momento da coleta. Na parte superior havia um local para acoplamento do sistema de coleta, outro para a saída dos fios do cooler e mais uma saída onde era acoplado um termohigrômetro para a leitura de temperatura e umidade relativa do ar, interna e externamente à câmara. Durante os primeiros 78 dias, as avaliações de GEE foram realizadas quatro vezes por semana, sendo uma imediatamente antes e outra após cada aplicação de DLS e revolvimento, seguidas de uma amostragem antes e outra após cada revolvimento adicional das pilhas de compostagem. Dos 78 aos 106 dias foram realizadas duas a quatro coletas semanais e após 106 dias duas coletas semanais, uma antes e outra após cada revolvimento. Em cada coleta, as câmaras eram acopladas sobre bases metálicas que possuíam em toda a sua circunferência uma canaleta com 0,05 m de

largura e 0,05 m de altura, a qual era preenchida com água no momento de cada avaliação para evitar trocas gasosas entre o ambiente interno e o ambiente externo. As bases possuíam diâmetro de 0,21 m e eram inseridas sobre a massa de compostagem a uma profundidade de 0,05 m. A avaliação dos GEE em cada tratamento foi feita com três repetições. Para as coletas de gases do interior das câmaras foram utilizadas seringas de polipropileno equipadas com uma torneira de três vias, sendo que cada coleta foi feita no tempo zero e aos três, seis e nove minutos após a colocação das câmaras sobre as bases. Antecedendo cada momento de coleta era acionado o cooler durante 30 segundos para homogeneizar a atmosfera interna da câmara. Em cada coleta era anotada a temperatura e a umidade relativa do ar do interior e exterior da câmara, indicadas por um termohigrômetro.

O intervalo de tempo entre a coleta e a análise das amostras, em um cromatógrafo gasoso (GC-2014, Shimadzu Corp.) equipado com um detector de captura de elétrons, nunca foi superior a 32 horas. Para o N₂O, 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 N₂O variou de 3 a 12% após 1 e 32 h de armazenamento nas seringas, respectivamente, e as concentrações medidas de N₂O foram corrigidas em conformidade à estes índices.

O fluxo de gases (F_{GEE} ; $\mu\text{g m}^{-2}\text{h}^{-1}$) foi calculado usando a taxa de mudança de sua concentração (dG/dt ; $\text{mol mol}^{-1} \text{s}^{-1}$) dentro da câmara durante o período de coleta após a sua colocação sobre as bases (Rochette & Hutchinson, 2005):

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

onde G ($\mu\text{mol mol}^{-1}$) é determinado em amostras de ar secas, V (m^3) é o volume da câmara, A (m^2) a área coberta pela câmara, e_p (kPa) a pressão parcial de vapor de água do ar interno à câmara, P (kPa) a pressão barométrica, Mm (g mol^{-1}) a massa molecular do gás, e Vm ($\text{m}^3 \text{mol}^{-1}$) o volume molecular em função da temperatura e pressão barométrica. Ambos e_p e Vm são determinados na colocação da câmara, ou seja, no tempo 0. A emissão acumulada dos GEE foi obtida por interpolação linear entre as diferentes datas de coleta.

Durante a compostagem foram avaliados periodicamente os teores de N mineral (NH_4^+ e NO_3^-) em cada repetição das duas pilhas. As coletas eram efetuadas antes de cada aplicação de DLS em duas profundidades (uma a aproximadamente 20 cm da superfície para o interior da pilha e outra a 20 cm do fundo para a superfície); imediatamente após cada aplicação, seguida de revolvimento (sem profundidade definida, já que o revolvimento homogeneizava o material da pilha) e imediatamente após o revolvimento semanal das pilhas, em apenas uma profundidade. Logo após a coleta, as amostras eram levadas até o laboratório e submetidas à extração, através da agitação durante cinco minutos de 5 g de composto e 80 ml de KCl 1M. Após a extração as amostras eram filtradas em um papel filtro qualitativo com gramatura de 80 g m^{-2} ; espessura de $205 \mu\text{m}$ e maioria dos poros com $14 \mu\text{m}$. Desta solução filtrada era retirada uma alíquota de 20 ml para a determinação, por destilação, dos teores de NH_4^+ , após a adição de óxido de magnésio (MgO) e de nitrato (NO_3^-), após a adição de liga de Devarda (Tedesco et al., 1995).

A determinação do pH da massa de compostagem foi realizada com pHmetro, diretamente no sobrenadante resultante da agitação, durante 30 min, de 10 g de composto e 120 ml de água destilada em um agitador horizontal. Outro parâmetro avaliado durante a compostagem foi a temperatura das pilhas, utilizando-se para isso uma sonda termopar do tipo K, acoplada a um termômetro digital. Foram avaliados dois pontos de leitura em cada repetição, sendo um a aproximadamente 20 cm a partir da superfície para o interior da pilha e outro a aproximadamente 20 cm do fundo para a superfície da pilha.

3.4 Resultados e discussão

3.4.1 Temperatura, pH e umidade das pilhas de compostagem

A temperatura das pilhas de compostagem apresentou um padrão característico deste processo (Zibilske, 2005), com uma fase termófila durante o período de incorporação dos DLS ao substrato, seguida de uma fase final de

maturação, como resultado do esgotamento das fontes de carbono lábil. Na figura 1 se observa que após cessar a adição dos DLS nas pilhas houve um resfriamento das pilhas. A temperatura das pilhas aumentou logo após a primeira aplicação de DLS sobre o substrato, partindo de 36,6°C (temperatura ambiente) para 62,18°C no sexto dia de compostagem, na média dos dois tratamentos e na parte superior da pilha (Figura 1A). Nesse mesmo período, a umidade decresceu de 61 para 51% (Figura 2A), provavelmente como resultado da evaporação d'água provocada pela elevação da temperatura. Logo após cada aplicação de dejetos, seguida do revolvimento simultâneo das pilhas, houve uma queda rápida da temperatura, chegando a até 32,65°C na segunda adição de DLS. Esse efeito, que foi mais pronunciado nos primeiro 45 dias, pode ser atribuído à perda de calor do interior das pilhas, motivado pelo seu revolvimento mecânico e a aplicação de DLS com temperatura ambiente. Apesar dessa queda brusca na temperatura em cada adição de DLS realizada nesse período, no dia seguinte às adições os valores aumentaram rapidamente, em função da retomada da atividade microbiana, estimulada pela aeração das pilhas e pela nova adição ao substrato, com elevada relação C/N, de nutrientes, principalmente de N, via DLS. A umidade das pilhas (Figura 2), conforme era esperado e em acordo com o que tem sido observado em outros trabalhos como o de Angnes et al. (2013), apresentou uma relação inversa à temperatura (Figura 2).

Durante os primeiros 55 dias de condução do experimento, a temperatura, tanto na parte superior quanto inferior das pilhas de compostagem, foi próxima entre os tratamentos com e sem acidificação dos DLS. No entanto, dos 55 aos 100 dias, houve uma redução na temperatura das pilhas do tratamento com acidificação, o que deve estar relacionado ao abaixamento do pH ocorrido neste período. Para Nakasaki et al. (1993) o pH ótimo para o processo de compostagem se situa na faixa de 7-8 e, portanto, a redução do pH das leiras com acidificação dos DLS, pode ter inibido a atividade biológica nas pilhas de compostagem, com reflexos na redução da temperatura (Figura 1) e no aumentando da umidade (Figura 2) das pilhas de compostagem.

Comparando a temperatura e a umidade (Figuras 1 e 2) das partes superior e inferior das pilhas de compostagem observa-se que nos dois tratamentos avaliados, a temperatura foi menor e a umidade mais elevada na parte inferior das pilhas, o que está de acordo com o observado por Szanto et al. (2007). Os maiores teores de umidade nessa camada devem-se à percolação dos DLS para o interior das pilhas,

nos dias seguintes às aplicações. Conseqüentemente, a atividade biológica dos microrganismos aeróbios envolvidos pode ter sido prejudicada, resultando em redução da temperatura na camada inferior de ambas as pilhas. Após a última incorporação de DLS nas pilhas de compostagem, aos 106 dias, as temperaturas dos dois tratamentos e das duas camadas avaliadas em cada pilha começaram a diminuir, atingindo ao final do experimento, aos 154 dias, a temperatura ambiente. Esse comportamento da temperatura está ligado à redução da atividade microbiana, motivada pela falta de C disponível aos microrganismos decompositores, em razão de já ter ocorrido a decomposição do substrato e de terem cessado as adições de C e de nutrientes pelos DLS. Essa redução da temperatura pode ser empregada como um índice de maturação/ estabilização do composto (Bernal et al., 2009).

3.4.2 Teores de NH_4^+ e NO_3^- nas pilhas durante a compostagem

Os teores de NH_4^+ aumentaram em ambos os tratamentos e nas duas partes das pilhas nos primeiros 50 a 60 dias de compostagem, quando atingiram, no tratamento com acidificação e na média das duas partes da pilha, o valor máximo de 4.349,57 mg kg^{-1} (Figura 4). Após esse período ocorreu a redução gradual dos teores de NH_4^+ até o final do período avaliado, quando o valor médio foi de 398,81 mg kg^{-1} no tratamento com acidificação e de 102,98 mg kg^{-1} no tratamento sem acidificação. A concentração de N amoniacal da massa de compostagem aumentou após cada aplicação de DLS e diminuiu novamente até a aplicação seguinte. Essa cinética observada para a evolução dos teores de N inorgânico durante a compostagem pode ser explicada pelo fato dos DLS adicionarem quantidades elevadas de N amoniacal nas pilhas de compostagem (Quadro 1) e pelas perdas de N por volatilização de NH_3 ocorridas após a aplicação, conforme demonstrado no artigo 1. Além da volatilização de NH_3 , é provável que a elevada relação C/N do substrato (Quadro 2) tenha favorecido a imobilização microbiana do N amoniacal aplicado com os DLS, contribuindo para reduzir as concentrações de NH_4^+ entre duas aplicações sucessivas de DLS.

A redução gradativa dos teores de N- NH_4^+ a partir de 60 dias nos dois tratamentos e nas duas partes das pilhas pode ser atribuída ao efeito combinado da

redução nas quantidades de DLS adicionadas nas pilhas de compostagem (Quadro 1), à imobilização microbiana de N e ao início do processo microbiano de nitrificação, conforme evidenciado pelo aumento observado nas concentrações de NO_3^- nas pilhas (Figura 5). Na média de todo o período avaliado, o teor de N-NH_4^+ do tratamento com adição de H_3PO_4 aos DLS superou aquele do tratamento sem acidificação em $1532,82 \text{ mg kg}^{-1}$ (119,06%) na parte superior (Figura 4A) e em $1451,56 \text{ mg kg}^{-1}$ (86,06%) na parte inferior (Figura 4B) da pilha. Esse resultado se deve à redução do pH dos DLS (Quadro 1) e das pilhas de compostagem (Figura 3) proporcionada pelo H_3PO_4 , o que resultou na mitigação das perdas de N por volatilização de NH_3 , conforme demonstrado no artigo 1. A acidificação dos DLS com H_3PO_4 , a cada adição destes, reduziu o pH da pilha de compostagem em 1,4 unidades, na média de todo o período e das partes superior e inferior da pilha. O efeito positivo da acidificação dos DLS com H_3PO_4 , observado no presente trabalho, preservando maiores quantidades de N amoniacal durante a compostagem, também tem sido observado durante o armazenamento dos DLS com abaixamento do pH via adição de ácido sulfúrico (Dai et al., 2013). Portanto, a redução do pH dos DLS para valores próximos a 6,0 constitui uma estratégia interessante para preservar o N amoniacal dos DLS durante a sua compostagem automatizada

O aparecimento de NO_3^- na massa de compostagem ocorreu somente após 55 dias de compostagem em ambos os tratamentos e partes da pilha (Figura 5), indicando que até este período o processo microbiano de nitrificação foi inibido. As bactérias responsáveis por esse processo são sensíveis às altas temperaturas observadas durante a fase termófila da compostagem, sendo que a nitrificação praticamente cessa em temperaturas acima de 40°C (Myers, 1975; Kraus et al., 2000; Fukumoto et al., 2011). Além disso, elevados níveis de NH_3 livre também podem apresentar efeito tóxico sobre a atividade das bactérias nitrificadoras (Anthonisen et al., 1976; Kim et al., 2006; Kim et al., 2008; Fukumoto et al., 2011; Jiang et al., 2013). A redução da temperatura das pilhas após 55 dias (Figura 1) e a provável redução na concentração de NH_3 livre, em razão das menores doses de DLS aplicadas (Quadro 1) e da volatilização de NH_3 (artigo 1) devem ter criado, portanto, as condições favoráveis à oxidação do N amoniacal até NO_3^- pelas bactérias nitrificadoras.

O fato de a acidificação dos DLS ter preservado maior quantidade de N amoniacal, que é o substrato das bactérias nitrificadoras, fez com que os teores de

NO_3^- fossem maiores na pilha com acidificação (Figura 5). Enquanto o teor de NO_3^- ao final do experimento foi próximo a zero no tratamento sem acidificação, ele foi de $1620,98 \text{ mg kg}^{-1}$ na parte superior (Figura 5A) e de $1121,10 \text{ mg kg}^{-1}$ (Figura 5B) na parte inferior da pilha do tratamento com acidificação, evidenciando que a adição de H_3PO_4 aos DLS aumenta a quantidade de N disponível às plantas no composto final.

3.4.3 Emissão de CO_2

A emissão de CO_2 pode ser utilizada como um indicador da atividade biológica durante a compostagem (Fukumoto et al., 2011). Considerando a pilha sem acidificação, observa-se que, da primeira para a terceira adição de DLS, houve um aumento em aproximadamente três vezes nos fluxos de CO_2 , quando medidos logo após cada adição (Figura 6a). O impacto relativamente pequeno da primeira aplicação de DLS sobre a atividade microbiana se deve, provavelmente, à baixa concentração de C total nos DLS (Quadro 1) e ao fato do C e do N dos DLS ficarem diluídos na camada de substrato. Com a impregnação do substrato, nas duas aplicações subsequentes, aumentou a atividade microbiana, conforme comprovam os valores de temperatura (Figura 1) e da liberação de CO_2 (Figura 6a). A ocorrência dos maiores fluxos de CO_2 durante o período cujas temperaturas foram mais elevadas está de acordo com os resultados de Chiumenti et al. (2007) e podem ser atribuídos ao favorecimento da decomposição inicial do substrato, com elevada relação C/N, pela adição de N com os dejetos, além da decomposição do C solúvel presente nos próprios dejetos.

Após a primeira aplicação de DLS sem acidificação o fluxo de CO_2 foi de $14,93 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Já nas aplicações semanais seguintes de DLS, até 106 dias de compostagem, os maiores picos nas emissões de CO_2 ocorreram sempre após cada adição de DLS, com revolvimento simultâneo da pilha, variando entre 40 a $50 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, com exceção da nona aplicação, feita aos 56 dias, onde ocorreu o maior pico de CO_2 de todo o período, sendo de $62,33 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. É provável que esse pico na emissão de CO_2 esteja relacionado à maior concentração de C total nos DLS aplicados nessa data (Quadro 1), a qual superou a média das oito aplicações anteriores em $3,9 \text{ kg C m}^{-3}$ (47 %).

Os revolvimentos adicionais tiveram relativamente pouco efeito sobre o aumento na emissão de CO₂, indicando que a oxigenação das pilhas, realizada entre duas aplicações consecutivas de DLS, afetou menos a atividade microbiana do que as adições de DLS. Após 90 dias, os fluxos de CO₂ nunca ultrapassaram a 20 g m⁻² h⁻¹, não foram afetados pelos revolvimentos adicionais e, ao final do experimento, aos 154 dias, diminuíram para apenas 4 g m⁻² h⁻¹ (Figura 6a). Essa redução gradativa nos fluxos de CO₂ até o final do experimento se deve à redução na quantidade de C disponível aos microrganismos, em razão das pequenas quantidades de C adicionadas nas duas aplicações de DLS entre 90 e 106 dias (Quadro 1) e também pelo fato das aplicações de DLS terem cessado após essa data. A partir desses resultados pode-se inferir que a crescente recalcitrância do composto ao ataque microbiano, após 90 dias, esteja relacionada ao seu elevado grau de humificação.

A acidificação dos DLS reduziu os fluxos de CO₂, principalmente nos primeiros três meses de compostagem, onde os valores encontrados nas avaliações realizadas na pilha sem acidificação superaram aqueles da pilha com acidificação em 8,34 g m⁻² h⁻¹ (34,68 %). Esse efeito pode ser atribuído, principalmente, à inibição da atividade microbiana em função da redução no pH (Figura 3), provocada pelas adições frequentes de DLS acidificados com H₃PO₄. A menor mineralização do C presente na pilha com acidificação dos DLS durante a compostagem, resultou em uma emissão acumulada de CO₂ 22,61 kg m⁻² (24,67 %) inferior à pilha sem acidificação (Figura 6b) e no aumento da massa seca remanescente de composto ao final do experimento, a qual foi 37,70 % superior àquela encontrada na pilha sem acidificação (Quadro 2).

A adição de H₃PO₄ aos DLS reduziu em 6,76 % o aporte de C, em relação aos DLS sem acidificação (Quadro 1). Todavia, essa redução, em 2500 g C pilha⁻¹, representa apenas 1,09 % do total de C adicionado pelo substrato e pelo DLS (Quadro 3) e, por isso, teve pouco impacto sobre a diferença observada na quantidade de CO₂ liberada entre as duas pilhas. A perda de C durante a acidificação dos DLS com ácido sulfúrico também foi relatada por Fangueiro et al. (2009), os quais atribuíram essa perda à remoção do C inorgânico, presente nos DLS nas formas de carbonato e bicarbonato. De acordo com Stevens et al. (1989), a acidificação dos dejetos converte o bicarbonato e carbonato a ácido carbônico e CO₂. Em outro trabalho realizado por Dai & Blanes-Vidal (2013) ocorreram picos na

emissão de CO_2 durante o processo de acidificação dos DLS com ácido sulfúrico. Portanto, a adição de H_3PO_4 aos DLS, previamente a sua aplicação sobre a pilha de compostagem, deve ter convertido C inorgânico em CO_2 o qual foi emitido para atmosfera, resultando na menor adição de C na pilha com acidificação no presente trabalho.

O balanço final de C, obtido pela diferença entre a quantidade de C adicionada pelos DLS e pelo substrato e o C presente no composto final mais o C emitido como CO_2 e CH_4 , indica um déficit de aproximadamente 28% de C para os dois tratamentos avaliados (Quadro 3). Duas razões podem explicar esse resultado. Uma pode estar relacionada à emissão de ácidos orgânicos voláteis, durante o processo de compostagem, a qual não foi avaliada. A segunda razão pode estar relacionada ao método utilizado e à frequência de coleta das amostras para avaliar as emissões de CO_2 e CH_4 . Como as coletas das amostras gasosas para a análise das concentrações de CO_2 e CH_4 por cromatografia foram pontuais e realizadas durante apenas 9 minutos, em momentos pré determinados, pode-se especular se essas coletas representam as emissões médias diárias desses dois gases, as quais ocorreram continuamente nas pilhas de compostagem.

3.4.4 Emissão de CH_4

A adição H_3PO_4 aos DLS em cada aplicação destes na compostagem reduziu os fluxos de CH_4 (Figura 7a), sendo que ao final do experimento a emissão acumulada de CH_4 na pilha com acidificação foi 2,8 vezes menor do que na pilha sem acidificação. Esse resultado está de acordo com Ottosen et al. (2009), os quais adicionaram ácido sulfúrico em esterqueira com DLS e verificaram que a metanogênese foi mitigada em mais de 50 %. Em outro trabalho, Moset et al. (2012), misturaram, em diferentes proporções, DLS acidificados com ácido sulfúrico aos DLS *in natura* e constataram que a acidificação reduziu a emissão de CH_4 de 18 a 96%. A acidificação de dejetos líquidos de bovinos com ácido sulfúrico durante o seu armazenamento foi avaliada por Petersen et al. (2012) e também foi eficiente em reduzir a emissão de CH_4 de 67 a 87%. No trabalho de Berg et al. (2006) a adição

de ácido láctico aos DLS também reduziu as emissões de CH_4 , o que foi atribuído à redução do pH dos dejetos.

No presente trabalho, uma das possíveis causas da menor emissão de CH_4 com a acidificação dos DLS pode ser atribuída ao pH menos favorável às bactérias metanogênicas na pilha com acidificação, onde no período de maiores emissões de CH_4 , entre 30 e 60 dias (Figura 7a), o pH médio da parte superior e inferior da pilha oscilou na faixa de 6,7 a 7,6, sendo 1,31 unidades menor do que na pilha sem acidificação (Figura 3). Porém, de acordo com um trabalho realizado por Liu et al. (2008) o pH mais favorável à produção de CH_4 situa-se na faixa de 7,1 a 7,21. No entanto, o fato da acidificação dos DLS ter preservado maior quantidade de N amoniacal (Figura 4) também pode ter contribuído para o resultado observado, uma vez que teores elevados de nitrogênio amoniacal podem afetar negativamente a metanogênese (Sung & Liu, 2003; Luo et al., 2013).

Apesar das maiores doses de dejetos terem sido aplicadas durante os primeiros 30 dias (Quadro 1) o teor de sólidos totais dos dejetos era baixo, o que pode explicar os baixos fluxos de CH_4 nesse período. Além disso, a produção de CH_4 ocorre sob condições estritamente anaeróbicas e através da ação interativa de diversos grupos bacterianos, o que pode explicar essa fase lag observada na emissão de CH_4 . Com o aumento dos teores de sólidos totais nos DLS adicionados entre 30 e 60 dias, observou-se aumento nos fluxos de CH_4 , cuja produção deve ter sido favorecida também pelo aumento no teor de umidade das pilhas de compostagem (Figura 2) o que, provavelmente, criou condições anaeróbicas, favoráveis à ação das bactérias metanogênicas. Em outros estudos, a diminuição da concentração de oxigênio, criando sítios de anaerobiose no interior das pilhas, na fase inicial de compostagem, também aumentou a produção e emissão de CH_4 (Fukumoto et al., 2003; Shen et al., 2011; Jiang et al., 2013).

Quanto à cinética de emissão de CH_4 , observa-se que os maiores picos de emissão de CH_4 foram observados na avaliação feita após cada aplicação de DLS, com revolvimento simultâneo das pilhas (Figura 7A). O revolvimento aumenta a porosidade da pilha, facilitando a difusão dos gases do seu interior para a atmosfera externa. Esse efeito físico do revolvimento, favorecendo a liberação de CH_4 do interior das pilhas de compostagem também foi observado por Ahn et al. (2011), Chiumenti et al. (2007) e Park et al. (2011). Além desse efeito físico do revolvimento, a adição frequente dos DLS, aumentando a umidade e a disponibilidade de C à

metanogênese, também pode explicar essa cinética de emissão de CH₄, a qual coincide com aquela observada por Thompson et al. (2004), ao compostarem DLS e palha de trigo, com adições frequentes de DLS e revolvimentos simultâneos das pilhas. Cabe destacar que, além do CH₄ produzido pela ação conjunta de diversos grupos bacterianos no interior das pilhas de compostagem, parte do CH₄ emitido poderia estar dissolvido nos próprios DLS, conforme tem sido observado em alguns estudos de campo, onde ocorrem picos elevados de CH₄ logo após a adição de DLS (Sherlock et al., 2002).

As pequenas doses de dejetos (100 L pilha⁻¹) aplicadas a partir de 70 dias e o fato de terem cessado as aplicações aos 106 dias explicam as baixas emissões de CH₄ a partir de 70 dias e as emissões próximas a zero de 106 dias até o final do experimento. Embora a umidade das pilhas após os 70 dias foi elevada, proporcionado um ambiente anaeróbico favorável à metanogênese, esse processo deve ter sido limitado pela falta de substrato disponível, em acordo ao que também foi observado por outros autores (Jiang et al., 2011; Jiang et al., 2013).

A emissão acumulada de CH₄ ao final da compostagem foi de 640 g m⁻² na pilha sem acidificação e de 227,1 g m⁻² na pilha com acidificação (Figura 7B), o que corresponde a 1,10 e 0,39 % da quantidade total de C adicionada, respectivamente (Quadro 3). Esse fator de emissão de CH₄ para a compostagem de DLS sem acidificação é próximo daquele encontrado por Luo et al. (2013) e Jiang et al. (2013).

3.4.5 Emissão de N₂O

A produção de N₂O, em sistemas de compostagem, pode ocorrer durante a nitrificação do N amoniacal, pela redução de nitrito (NO₂⁻) (produto intermediário da oxidação de NH₃ até NO₃⁻), conhecida como nitrificação-desnitrificante ou através da desnitrificação do NO₃⁻. Avaliando a emissão de N₂O a partir da compostagem de dejetos de bovinos, Tsutsui et al. (2013) concluíram que essa foi oriunda tanto da nitrificação, quanto da desnitrificação em diferentes períodos no decorrer do processo de compostagem. Trabalhando com compostagem de DLS, Jiang et al. (2011) afirmaram que a emissão de N₂O observada no início do processo de compostagem provavelmente tenha advindo da nitrificação, visto que o conteúdo de

$\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-$ contido nos materiais compostados não era suficiente para explicar as altas emissões no início da compostagem. Além disso, de acordo com El Kader et al. (2007), a produção de N_2O , tanto por nitrificação quanto por desnitrificação, é dependente da disponibilidade de oxigênio, da temperatura e, também, do pH.

A emissão de N_2O foi considerável a partir dos 60 dias de compostagem, para ambos os tratamentos (Figura 8), onde que está de acordo com outros trabalhos que demonstram que a maioria da emissão ocorreu da metade para o final do período de compostagem (Ahn et al., 2011; Fukumoto et al., 2003; Szanto et al., 2007). A alta atividade microbiana de heterotróficos na fase inicial da compostagem deve ter limitado a disponibilidade de O_2 às bactérias nitrificadoras, as quais são estritamente aeróbias. Após esse período e por razões já evocadas anteriormente, ocorreu o acúmulo de NO_3^- e, conseqüentemente, a produção de N_2O , conforme observado nas figuras 5 e 8, respectivamente.

Dos 90 aos 130 dias de compostagem ocorreu uma drástica redução nos teores de NO_3^- em ambos os tratamentos (Figura 5). Era esperado que esse comportamento culminasse com uma elevada emissão de N_2O , o que não foi observado. Provavelmente, nesse período, possa ter ocorrido a desnitrificação completa até N_2 , o qual não foi mensurado no presente trabalho. Em um sistema de compostagem de DLS, Angnes et al. (2013) encontraram correlação significativa entre as perdas de N não contabilizadas com genes envolvidos na desnitrificação completa, concluindo que houve grandes evidências de formação de N_2 . Após esse período, mesmo com um incremento de NO_3^- no tratamento com acidificação, não foi observado aumento na emissão de N_2O . Provavelmente, a exaustão de C disponível tenha limitado a desnitrificação e levado ao acúmulo de NO_3^- na pilha de compostagem.

Até os 60 dias de compostagem, a emissão de N_2O não diferiu entre os tratamentos. No entanto, a partir dos 90 dias, a emissão do tratamento com acidificação foi significativamente maior, sendo 130% superior ao final do processo (Figura 8B). As maiores emissões no tratamento com acidificação devem-se às maiores quantidades de NO_3^- encontradas na pilha deste.

A percentagem do N total adicionado via substrato e DLS, emitida na forma de N_2O , foi de 1,05 e 2,57 %, respectivamente, para os tratamentos sem e com acidificação (Quadro 3). Provavelmente, a maioria do N tenha sido perdida na forma

de N₂, via desnitrificação completa, a qual nesse trabalho, no entanto, não foi mensurada devido à dificuldade de execução dessa técnica.

3.5 Conclusões

1. A acidificação dos DLS com H₃PO₄, no momento de cada adição de DLS na pilha de compostagem, reduziu as emissões de CO₂ e de CH₄ para a atmosfera, mas aumentou a emissão de N₂O.

3.6 Agradecimentos

Os autores agradecem à FAPERGS e ao CNPq pelo auxílio financeiro para a execução do trabalho, bem como pela concessão da bolsa de doutorado.

3.7 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 N₂O and N₂ emissions from swine slurry composting. *Bioresource Technol.*, 140:368-375, 2013.

ANTHONISEN, A. C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S. & SRINATH, E. G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 48:835-852, 1976.

BERG, W.; BRUNSCH, R. & PAZSICZKI, I. Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 112:129-134, 2006.

- BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technol.*, 100:5444-5453, 2009.
- CHIUMENTI, A.; BORSO, F. D.; RODAR, T. & CHIUMENTI, R. Swine manure composting by means of experimental turning equipment. *Waste Manage.*, 27:1774-1782, 2007.
- DAI, X. R. & BLANES-VIDAL, V. Emissions of ammonia, carbon dioxide, and hydrogen sulfide from swine wastewater during and after acidification treatment: Effect of pH, mixing and aeration. *J. Environ Manage.*, 115:147-154, 2013.
- DeLAUNE, P.B.; MOORE, P.A.; DANIEL, T.C. & LEMUNYON, J.L. Effect of chemical and microbial amendments on ammonia volatilization from composting poultry litter. *J. Environ. Qual.*, 33:728-734, 2004.
- EL KADER, N. A.; ROBIN, P.; PAILLAT, J.-M & LETERME, P. Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technol.*, 98:2619-2628, 2007.
- FANGUEIRO, D.; RIBEIRO, H.; VASCONCELOS, E.; COUTINHO, J. & CABRAL, F. Treatment by acidification followed by solid-liquid separation affects slurry and slurry fractions composition and their potential of N mineralization. *Bioresource Technol.*, 100:4914-4917, 2009.
- FUKUMOTO, Y.; OSADA, T.; HANAJIMA, D. & HAGA, K. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration-effect of compost pile scale. *Bioresource Technol.*, 89:109-114, 2003.
- FUKUMOTO, Y.; SUZUKI, K.; KURODA, K.; WAKI, M. & YASUDA, T. Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting. *Bioresource Technol.*, 102:1468-1474, 2011.

- GIACOMINI, D. A. Uso de zeólitas naturais para mitigar a volatilização de amônia na fase inicial da compostagem de dejetos líquidos de suínos. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2014. 66p. (Dissertação de Mestrado)
- GOODROAD, L.L. & KEENEY, D.R. Nitrous oxide production in aerobic soils under varying pH, temperature and water content. *Soil Biol. Biochem.*, 16:39-43, 1984.
- 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/ppm2011.pdf. Acesso em 18 fev. 2014.
- JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G. X.; GUO, R. & ZHAO, Y. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *J. Environ. Sci.*, 23:1754-1760, 2011.
- JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G. X.; GUO, R. & LUO, Y. M. Gaseous emissions during the composting of pig feces from Chinese Ganqinfen system. *Chemosphere*, 90:1545-1551, 2013.
- KAI, P.; PEDERSEN, P.; JENSEN, J. E.; HANSEN, M. N. & SOMMER, S. G. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *Eur. J. Agron.*, 28:148-154, 2008.
- KIM, DJ.; LEE, DI. & KELLER, J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. *Bioresource Technol.*, 97:459-468, 2006.
- KIM, DJ.; LEE, DI.; CHA, GC. & KELLER, J. Analysis of free ammonia inhibition of nitrite oxidizing bacteria using a dissolved oxygen respirometer. *Environ. Eng. Res.*, 13:125-130, 2008.

- KRAUS, H. T.; MIKKELSEN, R. L. & Warren, S. L. Container substrate temperatures affect mineralization of composts. *HortScience*, 35:16-18, 2000.
- KUNZ, A.; MIELE, M. & STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technol.*, 100:5485-5489, 2009.
- KUWAHARA, F.; SANO, Y.; NAKAYAMA, A.; NAKASAKI, K. & FUKAZAWA, T. Numerical modeling of a composting process with aeration. *J. Porous Media*, 12:927–938, 2009.
- LUO, Y.; LI, G.; LUO, W.; SCHUCHARDT, F.; JIANG, T. & XU, D. Effect of phosphogypsum and dicyandiamide as additives on NH₃, N₂O and CH₄ emissions during composting. *J. Environ. Sci.*, 25:1338–1345, 2013.
- LIU, C.-f.; YUAN, X.-z.; ZENG, G.-m.; LI, W.-w.; LI, J. Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste *Bioresource Technol.*, 99:882-888, 2008.
- MAEDA, K.; TOYODA, S.; SHIMOJIMA, R.; OSADA, T.; HANAJIMA, D.; MORIOKA, R. & Yoshida, N. Source of nitrous oxide emissions during the cow manure composting process as revealed by isotopomer analysis of and amoA abundance in betaproteobacterial ammonia-oxidizing bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 76:1555–1562, 2010.
- MAHIMAIRAJA, S.; BOLAN, N.S.; HEDLEY, M.J. & MACGREGOR, A.N. Losses and transformation of nitrogen during composting of poultry manure with different amendments: An incubation experiment. *Bioresource Technol.*, 47:265-273, 1994.
- MONTES, F.; MEINEN, R.; DELL, C.; ROTZ, A.; HRISTOV, A. N.; OH, J.; WAGHORN, G.; GERBER, P. J.; HENDERSON, B.; MAKKAR, H. P. S. & DIJKSTRA, J. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: II. A review of manure management mitigation options. *J. Anim. Sci.*, 91:5070-5094, 2013.

- MOSET, V.; CERISUELO, A.; SUTARYO, S. & MOLLER, H. B. Process performance of anaerobic co-digestion of raw and acidified pig slurry. *Water Res.*, 46:5019-5027, 2012.
- MYERS, R. J. K. Temperature effects on ammonification and nitrification in a tropical soil. *Soil Biol. Biochem.*, 7:83-86, 1975.
- NAKASAKI, K.; YAGUCHI, H.; SASAKI, Y. & KUBOTA, H. Effects of pH control on composting of garbage. *Waste Manage. Res.*, 11:117-125, 1993
- NDEGWA, P. M.; HRISTOV, A. N.; AROGO, J. & SHEFFIELD, R. E. A review of ammonia emission mitigations techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosystems Eng.*, 100:453-469, 2008.
- OLIVEIRA, P.A.V. & HIGARASHI, M.M. Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos. Embrapa Suínos e Aves, documento 114, Concórdia, 2006.
- OTTOSEN, L. D. M.; POULSEN, H. V.; NIELSEN, D. A.; FINSTER, K.; NIELSEN, L. P. & REVSBECH, N. P. Observations on microbial activity en acidified pig slurry. *Biosystems Eng.*, 102:291-297, 2009.
- PARK, K.-H.; JEON, J. H.; JEON, K. H.; KWAG, J. H. & CHOI, D. Y. Low greenhouse gas emissions during composting of solid swine manure. *Anim. Feed Sci. Tech.*, 166-167:550-556, 2011.
- PETERSEN, S. O.; ANDERSEN, A. J. & ERIKSEN, J. Effects of cattle slurry acidification on ammonia and methane evolution during storage. *J. Environ. Qual.*, 41:88-94, 2012.
- 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 Manage.*, 30:885–892, 2010.

- ROCHETTE, P. & BERTRAND, N. Soil air sample storage and handling using polypropylene syringes and glass vials. *Can. J. Soil Sci.*, 83:631-637, 2003.
- ROCHETTE, P. & HUTCHINSON, G. L. Measuring soil respiration using chamber techniques. In: HATFIELD, J. & BAKER, J.M., ed. *Micromet studies of the soil-plant-atmosphere continuum*. Madison, ASA monograph, 2005. p. 227-266.
- ROS, M.; GARCÍA, C. & HERNÁNDEZ, T. A full-scale study of treatment of pig slurry by composting: Kinetic changes in chemical and microbial properties., *Waste Manage.* 26:1108-1118, 2006.
- SARDÁ, L.G.; HIGARASHI, M.M.; MULLER, S.; OLIVEIRA, P.A. & COMIN, J.J. Redução da emissão de CO₂, CH₄ e H₂S através da compostagem de dejetos suínos. *Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.*, 14:1008-1013, 2010.
- SHAMMAS, N.K. Interaction of temperature, pH, and biomass on the nitrification process. *J. Water Pollut. Control Fed*, 58:52-59, 1986.
- SHEN, Y.; REN, L.; LI, G.; CHEN, T. & GUO, R. Influence of aeration on CH₄, N₂O and NH₃ emissions during aerobic composting of a chicken manure and high C/N waste mixture. *Waste Manage.*, 31:33-38, 2011.
- SHERLOCK, R. R.; SOMMER, S. G.; KHAN, R. Z.; WOOD, C. W.; GUERTAL, E. A.; FRENEY, J. R.; DAWSON, C. O.; CAMERON, K. C. Ammonia, Methane and Nitrous Oxide Emissions from Pig Slurry Applied to a Pasture in New Zealand . *J. Environ. Qual.*, 31:1491-1501, 2002.
- SORENSEN, P. & ERIKSEN, J. Effects of slurry acidification with sulphuric acid combined with aeration on turnover and plant availability of nitrogen. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 131:240-246, 2009.

- STEVENS, R. J.; LAUGHLIN, R. J. & FROST, J. P. Effect of acidification with sulphuric acid on the volatilization of ammonia from cow and pig slurries. *J. of Agric. Sci.*, 113:389-395, 1989.
- SUNG, S. W. & LIU, T. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. *Chemosphere*, 53:43-52, 2003.
- SZANTO, G. L.; HAMELERS, H. V. M.; RULKENS, W. H. & VEEKEN, A. H. M. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Bioresource Technol.*, 98:2659-2670, 2007.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. 2. ed. Porto Alegre, UFRGS, 1995. 174p.
- THOMPSON, A. G.; WAGNER-RIDDLE, C. & Fleming, R. Emissions of N₂O and CH₄ during the composting of liquid swine manure. *Environ. Monit. Assess.*, 91:87-104, 2004.
- TSUTSUI, H.; FUJIWARA, T.; MATSUKAWA, K. & FUNAMIZU, N. Nitrous oxide emission mechanisms during intermittently aerated composting of cattle manure. *Bioresource Technol.*, 141:205-211, 2013.
- VANOTTI, M. B.; SZOGI, A. A. & VIVES, C. A. Greenhouse gas emission reduction and environmental quality improvement from implementation of aerobic waste treatment systems in swine farms. *Waste Manage.*, 28:759-766, 2008.
- ZENG, G.; ZHANG, J.; CHEN, Y.; YU, Z.; YU, M.; Li, H.; Liu, Z.; Chen, M.; Lu, L. & Hu, C. Relative contributions of archaea and bacteria to microbial ammonia oxidation differ under different conditions during agricultural waste composting. *Bioresource Technol.*, 102: 9026–9032, 2011.

ZIBILSKE, L. M. Composting of organic wastes. In: SYLVIA, D.M.; FUHRMANN, J.J.; HARTEL, P.G. & ZUBERER, D. A., ed. Principles and applications of soil microbiology. 2ed. New Jersey, Prentice-Hall, Upper Saddle River, 2005. p. 587-606.

Quadro 1. Valores de pH e teores de matéria seca (MS), nitrogênio amoniacal (NA), nitrogênio total (NT), carbono total (CT), quantidades e taxas de aplicação de dejetos em cada data. (dados expressos em base úmida).

| Data | Quantidade | Taxa ¹ | MS | NA | NT | CT | | pH | |
|--------------|----------------------------|-------------------|-------|-------------------------------|------|-----------------|----------------|------|------|
| | | | | | | SA ² | A ³ | SA | A |
| | --L pilha ⁻¹ -- | | --%-- | -----kg m ⁻³ ----- | | | | | |
| 06 dez. 2011 | 685 | 1,47 | 1,08 | 1,43 | 1,88 | 3,36 | 2,39 | 7,62 | 6,11 |
| 13 dez. 2011 | 685 | 1,47 | 1,92 | 1,27 | 1,80 | 6,63 | 5,75 | 7,02 | 5,69 |
| 20 dez. 2011 | 466 | 1,00 | 1,24 | 1,39 | 1,57 | 3,44 | 3,17 | 7,71 | 6,28 |
| 28 dez. 2011 | 300 | 0,65 | 1,37 | 0,91 | 1,42 | 4,13 | 3,79 | 6,85 | 5,64 |
| 03 jan. 2012 | 300 | 0,65 | 3,07 | 1,15 | 2,28 | 11,96 | 10,23 | 6,40 | 5,99 |
| 10 jan. 2012 | 250 | 0,54 | 4,45 | 1,38 | 2,47 | 17,10 | 14,99 | 6,28 | 5,85 |
| 17 jan. 2012 | 250 | 0,54 | 2,63 | 1,03 | 1,96 | 8,77 | 9,44 | 6,31 | 5,69 |
| 24 jan. 2012 | 200 | 0,43 | 3,15 | 1,07 | 2,18 | 11,01 | 10,90 | 6,34 | 5,54 |
| 31 jan. 2012 | 200 | 0,43 | 3,32 | 1,18 | 2,35 | 12,20 | 13,45 | 6,40 | 5,58 |
| 08 fev. 2012 | 150 | 0,32 | 1,61 | 0,79 | 1,38 | 5,31 | 4,98 | 6,91 | 6,13 |
| 15 fev. 2012 | 150 | 0,32 | 3,01 | 1,08 | 2,01 | 10,52 | 9,58 | 6,35 | 5,89 |
| 22 fev. 2012 | 100 | 0,21 | 1,21 | 0,76 | 1,24 | 3,66 | 3,23 | 6,58 | 5,46 |
| 06 mar. 2012 | 100 | 0,21 | 0,86 | 0,97 | 2,38 | 2,67 | 2,04 | 6,93 | 5,97 |
| 21 mar. 2012 | 100 | 0,21 | 2,14 | 1,05 | 1,87 | 8,21 | 7,66 | 6,28 | 5,90 |
| Total | 3.936 | 8,45 | - | - | - | - | - | - | - |

⁽¹⁾L dejetos kg⁻¹ da mistura de serragem e maravalha. ⁽²⁾SA = sem acidificação. ⁽³⁾A = com acidificação.

Os dados de matéria seca, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total se referem à média dos dois tratamentos.

Quadro 2. Quantidades de matéria seca (MS) e teores de nitrogênio total (NT) e carbono total (CT) no substrato, na adição inicial de dejetos ao substrato e no composto final, nos tratamentos com e sem adição de H_3PO_4 aos dejetos líquidos de suínos no momento da sua adição nas pilhas de compostagem (dados expressos em base seca).

| | Substrato | | | | Substrato + dejetos ¹ | | | | Composto Final | | | |
|---------------|-----------|-------------|-------|-----|----------------------------------|-------------|-------|-----|----------------|-------------|-------|-----|
| | MS | NT | CT | C/N | MS | NT | CT | C/N | MS | NT | CT | C/N |
| | -kg- | -----%----- | | | -kg- | -----%----- | | | -kg- | -----%----- | | |
| Sem H_3PO_4 | 437 | 0,26 | 46,86 | 180 | 444 | 0,38 | 46,70 | 123 | 153,3 | 2,79 | 41,50 | 15 |
| Com H_3PO_4 | 437 | 0,26 | 46,86 | 180 | 444 | 0,39 | 46,70 | 120 | 211,2 | 2,14 | 42,20 | 20 |

⁽¹⁾Análise realizada após a primeira adição de dejetos ao substrato.

Quadro 3. Quantidades adicionadas de carbono (C) e nitrogênio (N) com os dejetos e substrato, perdas nas formas de CO₂, CH₄ e N₂O e quantidade remanescente no composto ao final do experimento. Dados em base seca.

| Tratamento | C adicionado | | | N adicionado | | | C emitido | | | N emitido | Composto final | |
|------------------|--------------|-----------|--------|--------------|-----------|-------|-------------------|-------------------|--------|--------------------|----------------|---------|
| | Dejetos | Substrato | Total | Dejetos | Substrato | Total | C-CO ₂ | C-CH ₄ | Total | N-N ₂ O | C total | N total |
| | -----kg----- | | | | | | | | | | | |
| Sem acidificação | 28,21 | 204,78 | 232,99 | 7,43 | 1,14 | 8,57 | 99,99 | 1,92 | 101,91 | 0,09 | 63,62 | 4,28 |
| Com acidificação | 25,71 | 204,78 | 230,49 | 7,43 | 1,14 | 8,57 | 75,33 | 0,68 | 76,01 | 0,22 | 89,13 | 4,52 |

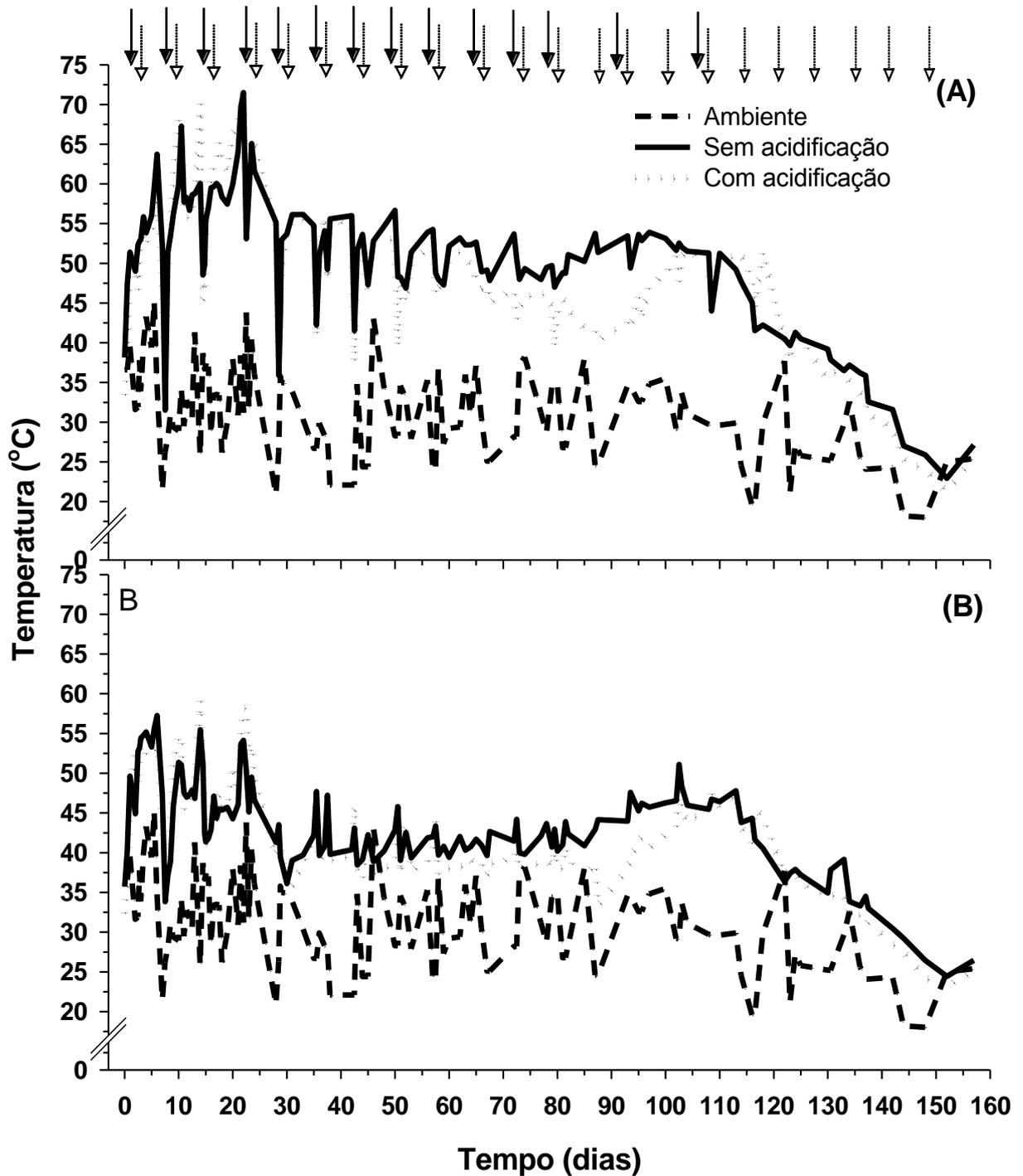


Figura 1. Temperatura ambiente e da parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) das pilhas durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas.

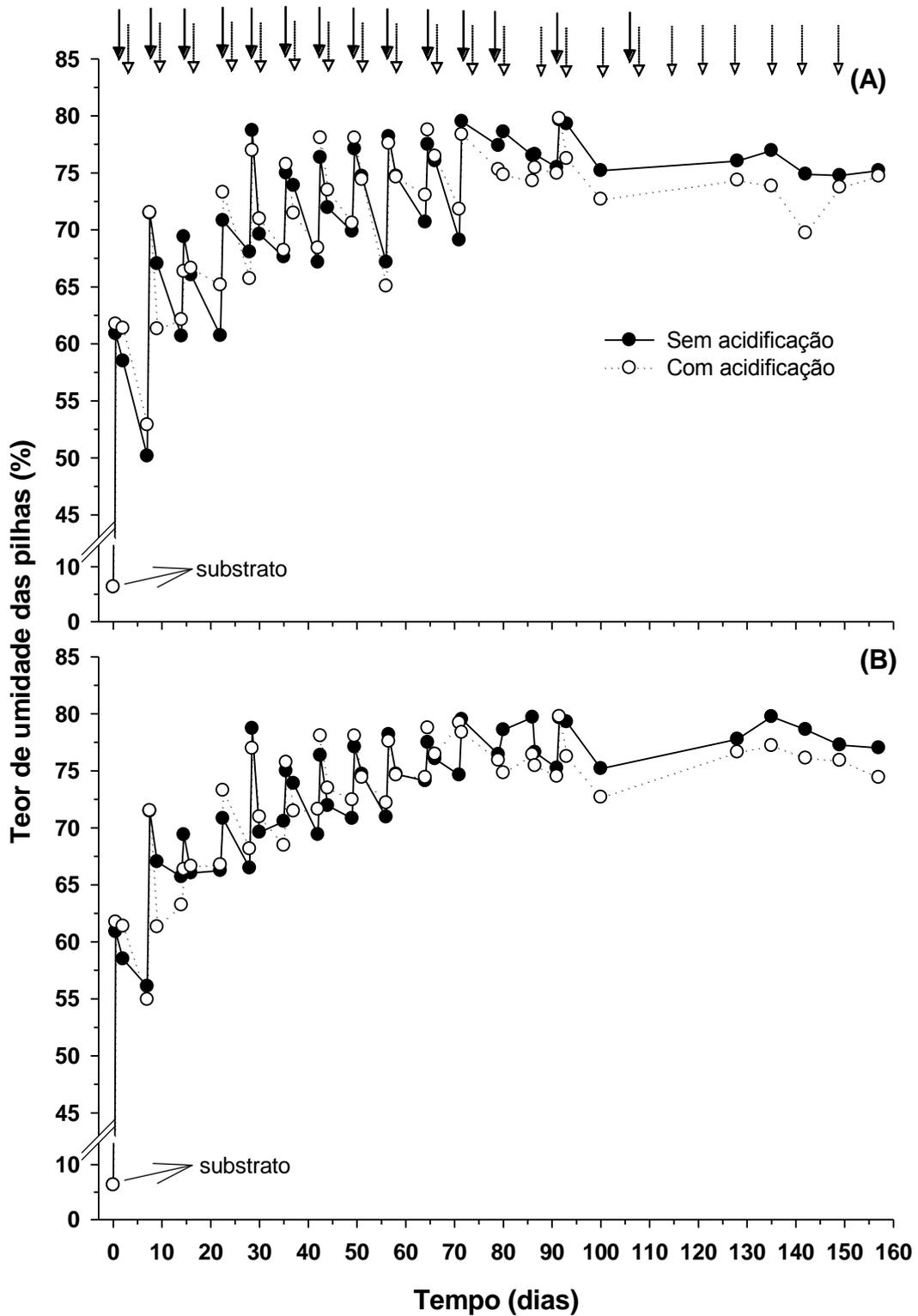


Figura 2. Conteúdo de umidade do composto em amostras coletadas a 20 cm da superfície (A) e a 20 cm do fundo (B) para o interior da leira durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas.

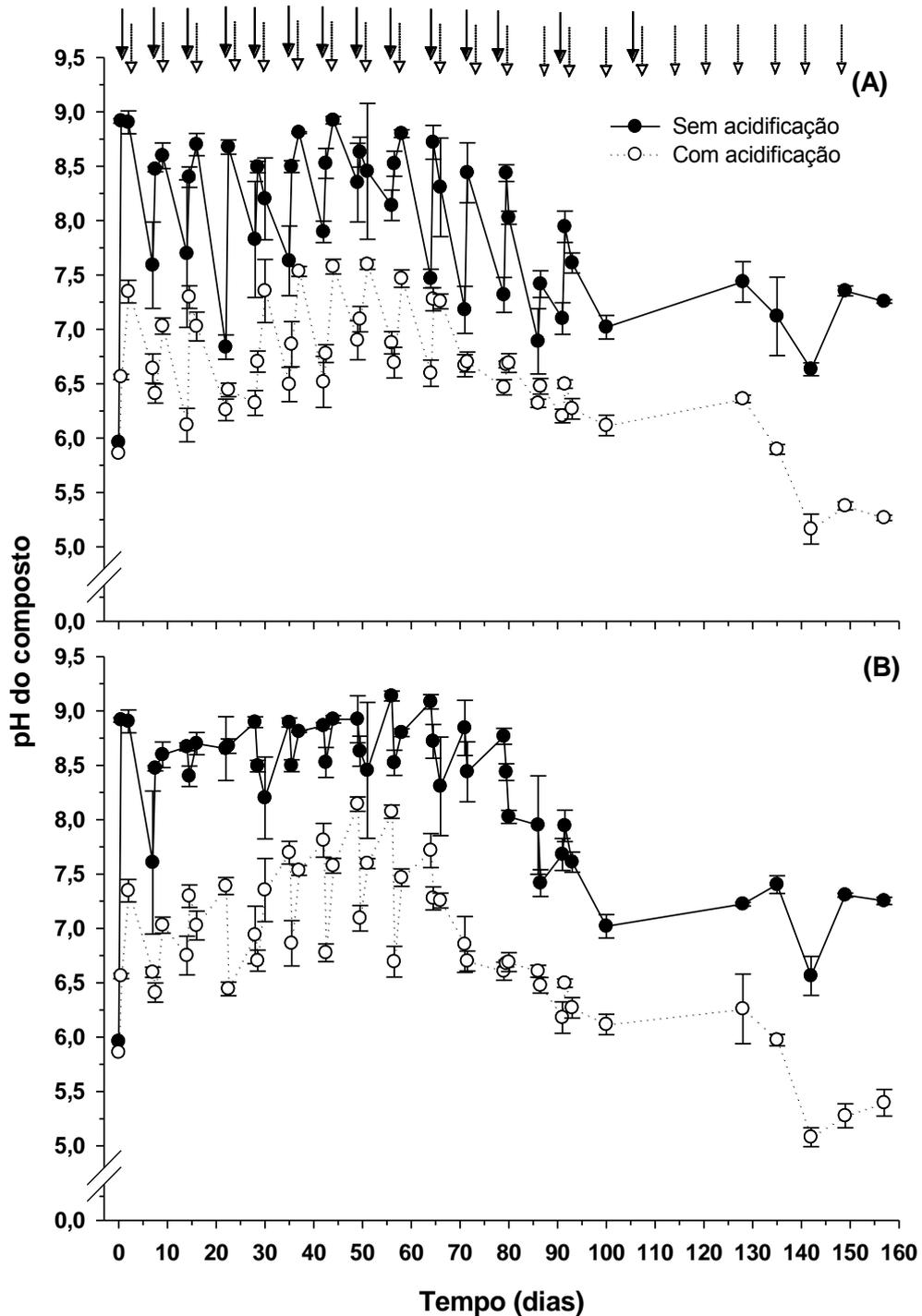


Figura 3. pH do composto na parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) das pilhas durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão.

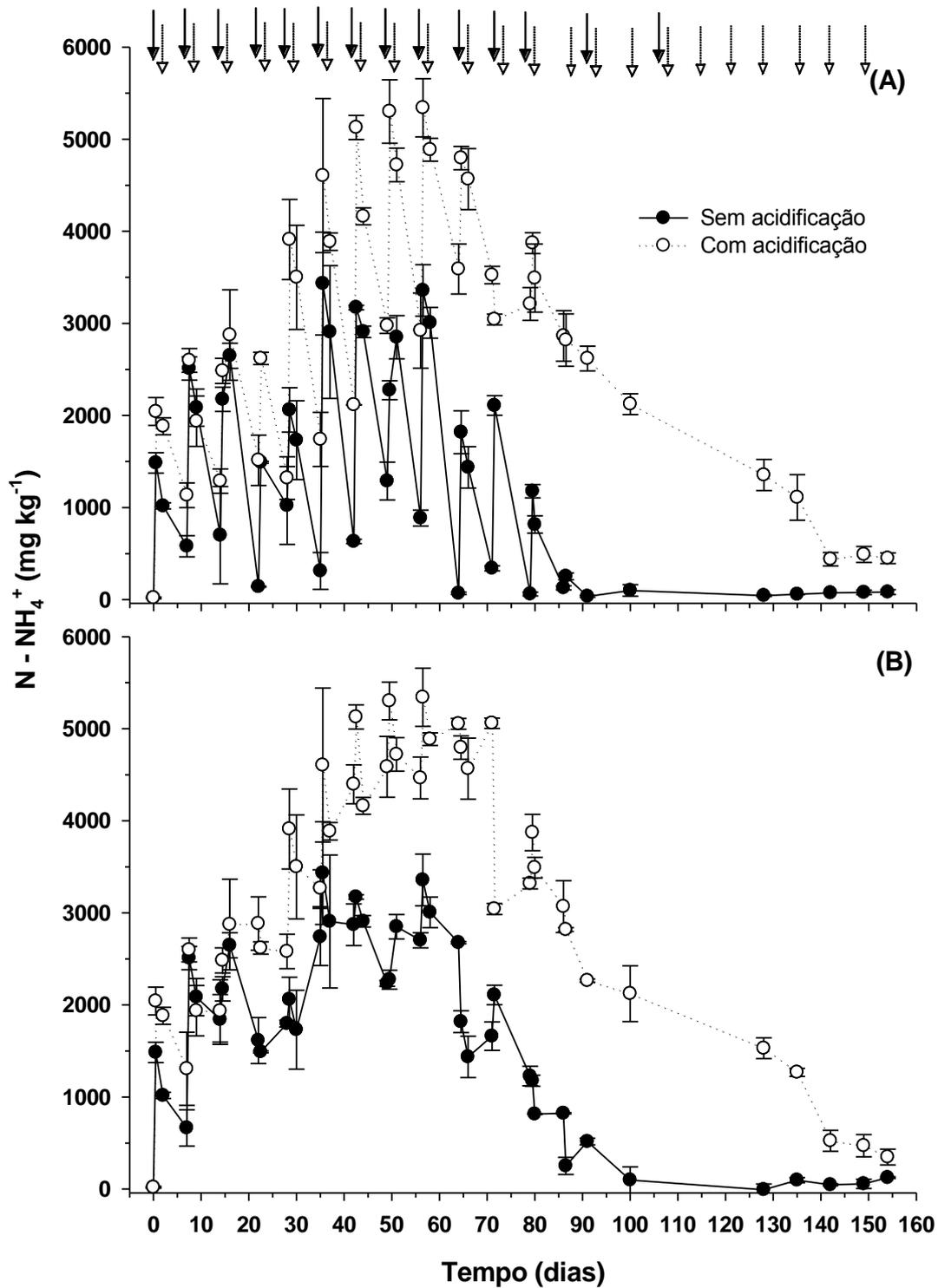


Figura 4. Teores de NH₄⁺ do composto na parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) da leira durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão.

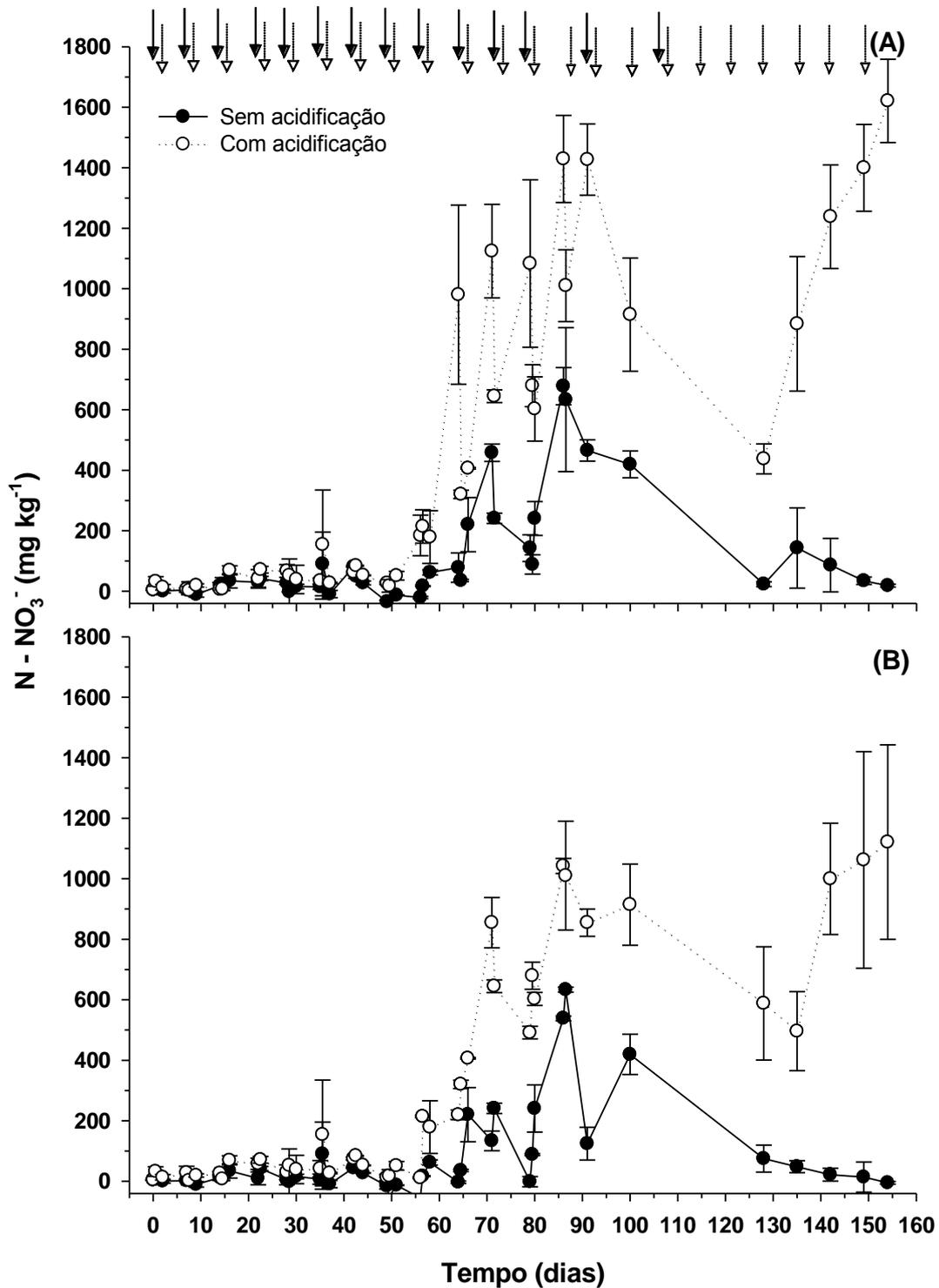


Figura 5. Teores de NO₃⁻ do composto na parte superior (amostragem a 20 cm da superfície) (A) e inferior (amostragem a 20 cm do fundo) (B) da leira durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão.

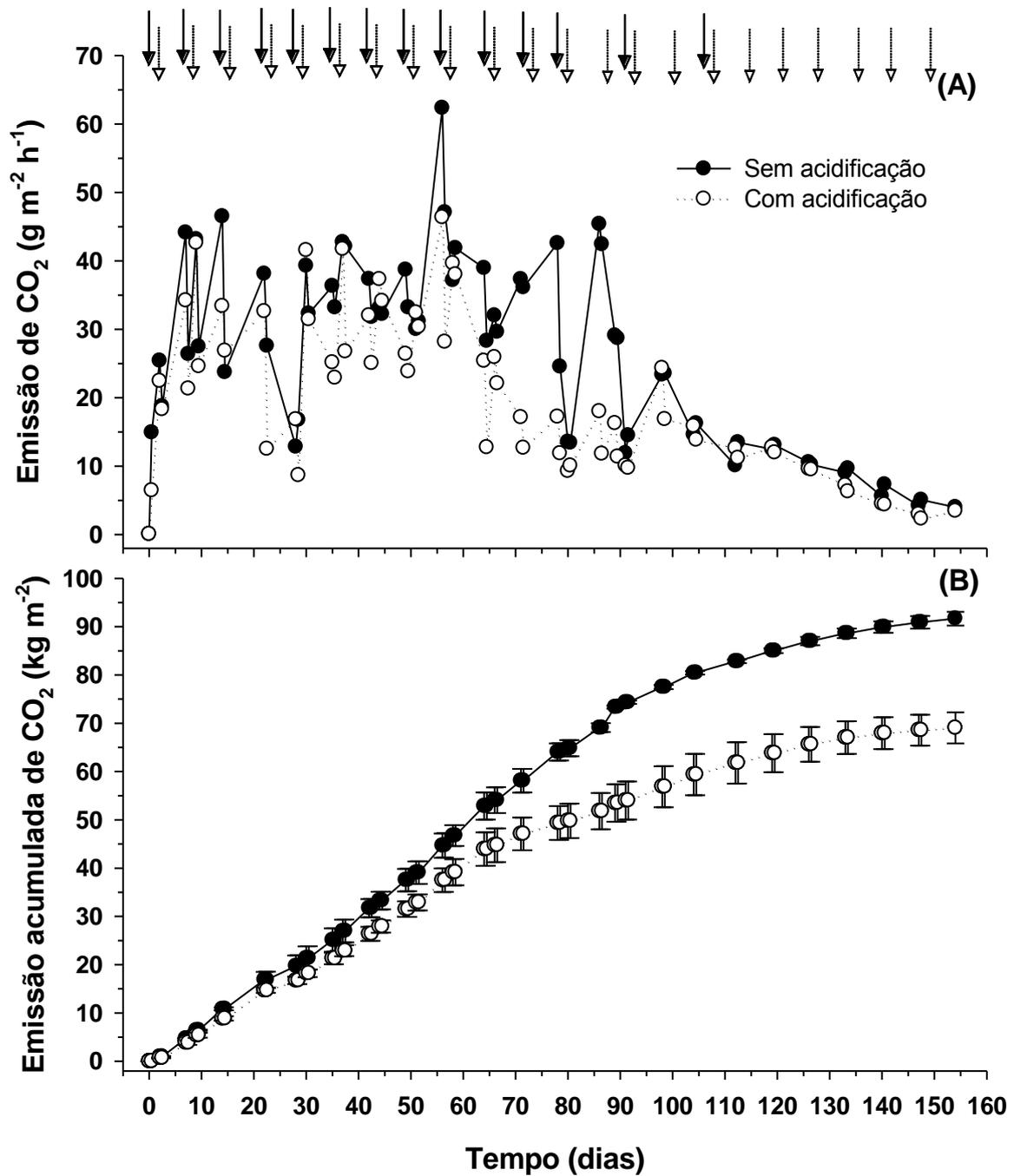


Figura 6. Fluxo (A) e emissão acumulada (B) de CO₂ para a atmosfera durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão.

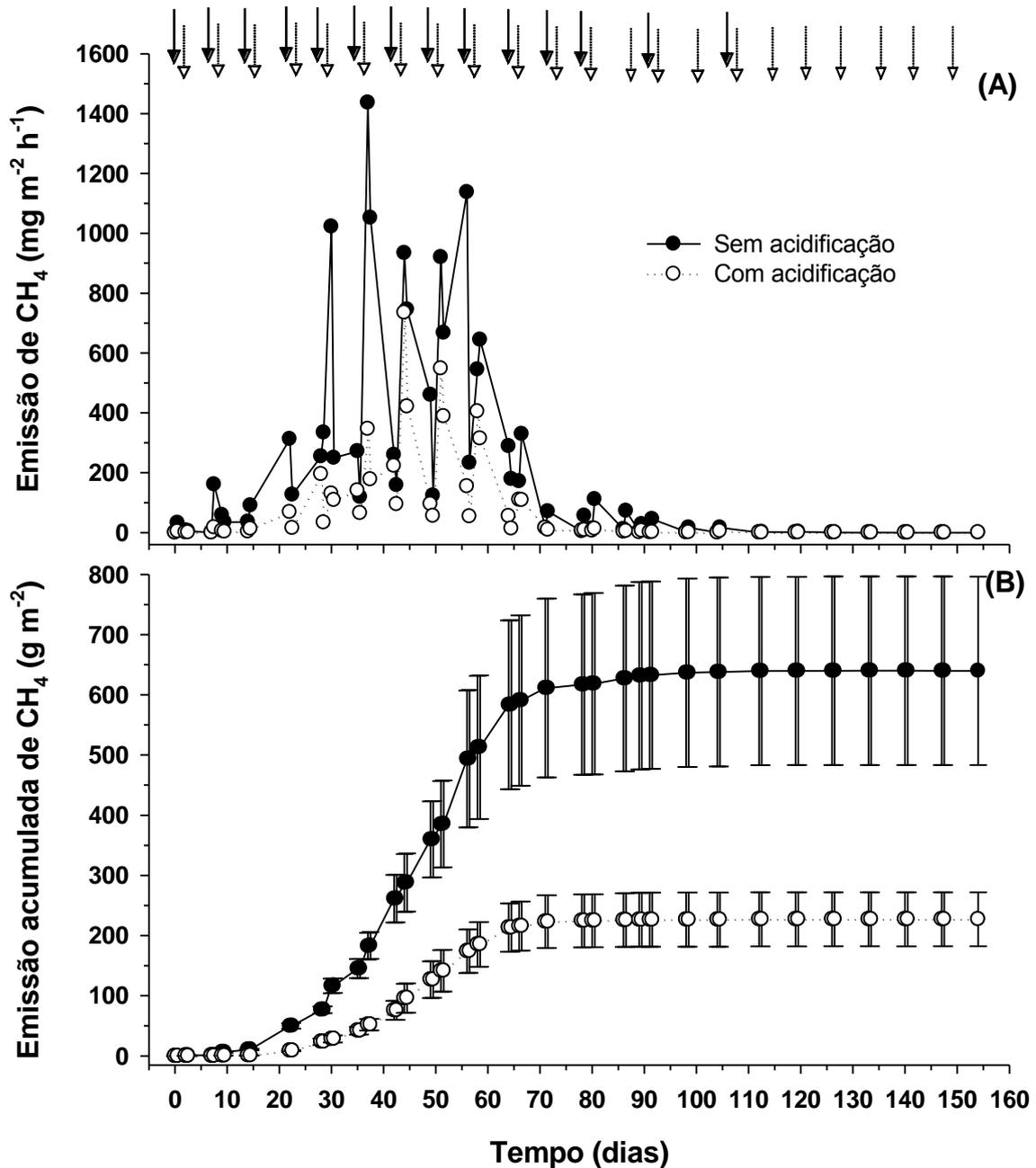


Figura 7. Fluxo (A) e emissão acumulada (B) de CH_4 para a atmosfera durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão.

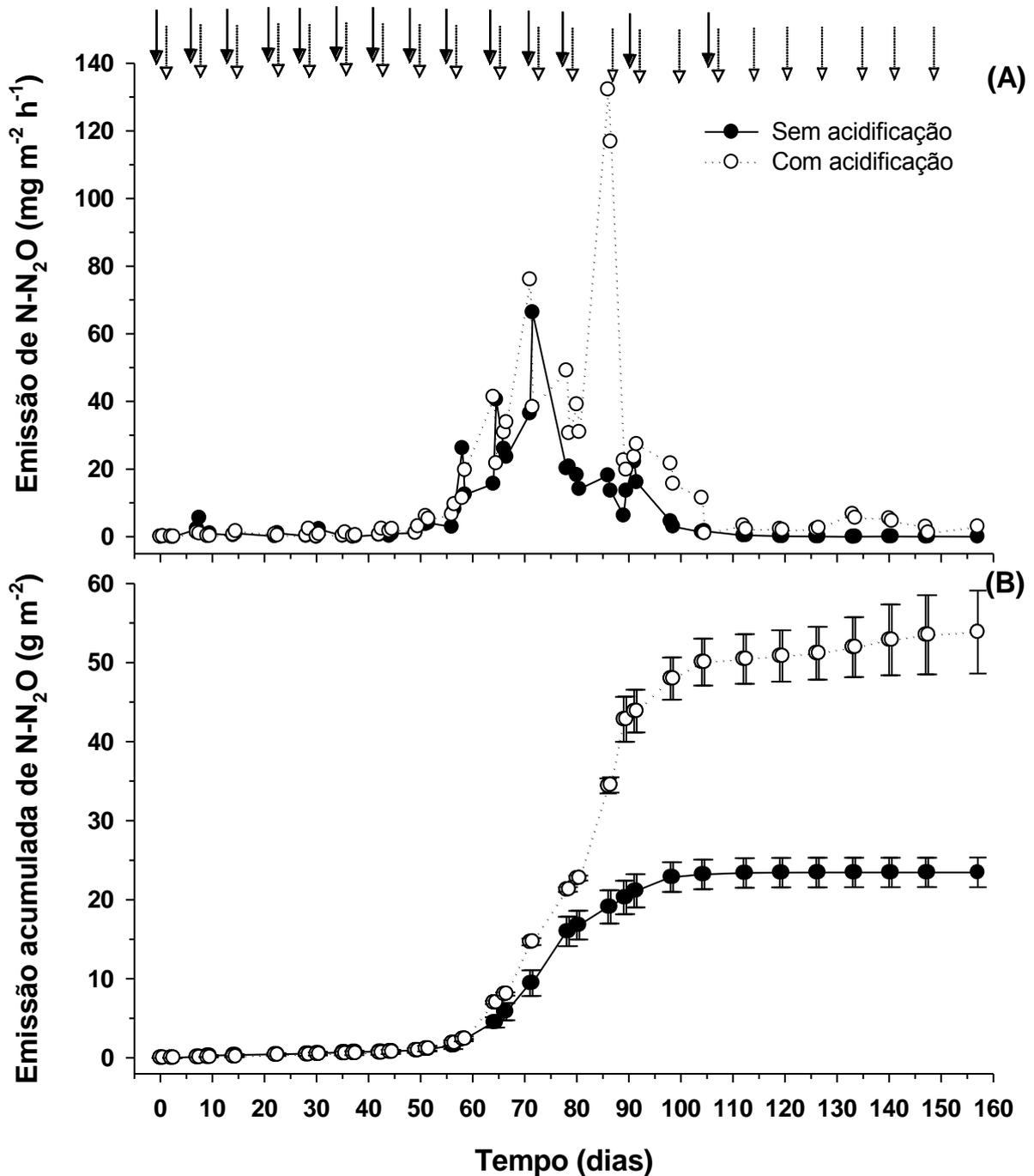


Figura 8. Fluxo (A) e emissão acumulada (B) de N-N₂O para a atmosfera durante o período de compostagem. As flechas em preto indicam cada adição dos dejetos, com revolvimento simultâneo, enquanto as flechas vazadas indicam cada revolvimento adicional realizado nas pilhas. As barras de erro indicam o desvio padrão.

4 DISCUSSÃO GERAL E SUGESTÕES DE ESTUDOS FUTUROS

Na atualidade, para ser competitiva e sustentável tanto econômico quanto ambientalmente, atendendo às demandas da sociedade, a suinocultura necessita ser uma atividade que invista em tecnologia. No que tange à mitigação da poluição ambiental ocasionada pelos sistemas intensivos de criação, o manejo dos dejetos líquidos (DLS) é, ainda, um dos entraves a ser superados pelos suinocultores.

No entanto, diversas medidas de manejo e tratamento vêm sendo preconizadas e adaptadas para realidades distintas enfrentadas nos sistema de criação. A compostagem automatizada dos DLS está inserida nesse contexto e possui grande potencial de expansão.

Conforme já relatado nos artigos dessa tese, a compostagem, mesmo sendo uma interessante alternativa para reduzir o impacto ambiental dos DLS, ainda apresenta potencial poluidor, principalmente do ar, através da emissão de amônia (NH_3) e gases de efeito estufa (GEE). Visando encontrar soluções para esses problemas e melhorar essa importante tecnologia à suinocultura, o presente trabalho teve o objetivo principal de tentar reduzir as perdas de nitrogênio (N) por volatilização de NH_3 através da acidificação dos DLS e, além disso, avaliar o impacto dessa prática sobre as emissões de GEE durante a compostagem.

Embora a redução do pH tanto dos DLS, quanto das pilhas de compostagem, proporcionada pela acidificação, tenha reduzido em aproximadamente 70% as emissões de NH_3 , essa foi responsável por somente 5,01 e 1,52 % das perdas totais de N, respectivamente nos tratamentos sem e com acidificação, durante o processo de compostagem. Quando somadas às perdas de N na forma de óxido nitroso ($\text{N-N}_2\text{O}$), a perda total de N na forma desses dois gases corresponde a 6,06 e 4,09 % das perdas totais de N, respectivamente, nos tratamentos sem e com acidificação.

A partir desses resultados, na média entre os dois tratamentos, 94,9 % da perda total de N durante o processo de compostagem não foi explicada pelas emissões de NH_3 e N_2O . Grande parte dos trabalhos encontrados na literatura atribui essas incertezas no balanço de N à desnitrificação completa até N_2 , a qual normalmente não é determinada devido a dificuldades metodológicas para tal. De acordo com Paillat et al. (2005), a perda de N na forma de N_2 em compostagem

pode chegar a até 68% das perdas totais de N. Não obstante, em um trabalho similar ao presente, em compostagem de DLS com adições e revolvimentos frequentes, Angnes et al. (2013) contabilizaram em 79,1% as perdas de N na forma de N_2 . Estudos futuros mais direcionados às estimativas ou determinações das emissões de N_2 em compostagem são necessários a fim de precisar melhor os balanços de N.

Embora a acidificação dos DLS tenha diminuído as emissões de NH_3 e CH_4 , o contrário foi observado para N_2O , o qual a emissão acumulada foi 130% superior ao tratamento sem acidificação. Esse resultado compromete a técnica de acidificação como eficiente em mitigar as emissões gasosas durante a compostagem de DLS. No entanto, a adição de inibidores de nitrificação às pilhas de compostagem, como a dicianodiamida (DCD), pode reduzir as emissões de N_2O , conforme encontrado no trabalho realizado por Luo et al. (2013). Portanto, uma estratégia interessante de manejo pode ser a combinação da acidificação com o uso de DCD, onde que com a inibição da nitrificação, a emissão de N_2O , conseqüentemente, será reduzida. Portanto, estudos relativos a esse manejo precisam ser intensificados, especialmente em compostagem automatizada, onde a adição de dejetos e os revolvimentos são frequentes e contínuos durante o período de condução do processo.

Outra desvantagem da acidificação diz respeito à periculosidade no manejo do ácido, pois normalmente são utilizados ácidos fortes concentrados, como sulfúrico e fosfórico. Além da possibilidade de contaminação do aplicador, pode ocorrer a corrosão de máquinas e equipamentos utilizados no decorrer do processo e das instalações. Por isso, deve-se ter cautela, principalmente, durante a adição do ácido aos DLS.

Ao final de condução do experimento, a pilha onde foram aplicados os dejetos com acidificação apresentou um maior volume e quantidade de matéria seca pelos motivos já evocados nos artigos. Analisando de maneira prática, esse é um aspecto desejável aos suinocultores que utilizam o sistema de compostagem automatizada. Isso porque com o retardamento da cura do composto, proporcionada pela acidificação, o tempo de adição de DLS ao substrato pode ser prolongado, o que pode permitir maiores taxas de incorporação do mesmo ao substrato. Com isso, há um menor custo com a aquisição de substrato (maravalha e serragem). Como a compostagem é realizada pela maioria dos produtores para resolver o problema dos

dejetos líquidos e não para uma necessidade de fertilizantes de maneira rápida e, sim, aliar essas duas necessidades, o retardamento da maturação pode ser interessante.

Frente ao exposto, sugerem-se as seguintes temáticas para estudos futuros visando à mitigação das emissões gasosas durante a compostagem de DLS:

- Avaliar o efeito da acidificação de DLS sobre as emissões gasosas em escala real em plataforma de compostagem automatizada;
- Testar diferentes acidificantes, como o ácido sulfúrico, clorídrico, soro de leite, ácido acético, ácido láctico, entre outros;
- Verificar o efeito do uso combinado da acidificação com a utilização de DCD sobre as emissões gasosas durante a compostagem;
- Testar outros aditivos visando a redução nas emissões de NH_3 , tais como zeólitas, biochar, xisto, entre outros;
- Avaliar a periodicidade de aplicação de DLS e de revolvimentos;
- Testar diferentes proporções e granulometrias de substratos;
- Testar diferentes metodologias para avaliar as emissões gasosas;
- Utilizar técnicas para mensurar as emissões de N_2 .

5 CONCLUSÃO GERAL

A acidificação dos dejetos líquidos de suínos com ácido fosfórico reduziu as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia em um sistema automatizado de compostagem.

A redução da volatilização de amônia, promovida pela acidificação dos dejetos líquidos de suínos com ácido fosfórico, aumentou os teores de N inorgânico na forma de nitrato no composto final.

A acidificação dos DLS com H_3PO_4 , no momento de cada adição de DLS na pilha de compostagem, reduziu as emissões de CO_2 e de CH_4 para a atmosfera, mas aumentou a emissão de N_2O .

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 Technol.*, 140:368-375, 2013.

BERG, W.; BRUNSCH, R. & PAZSICZKI, I. Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 112:129-134, 2006.

CHIUMENTI, A.; BORSO, F. da; RODAR, R.; CHIUMENTI, R. Swine manure composting by means of experimental turning equipment. **Waste Management**, 27: 1774-1782, 2007.

DAI, X. R. & BLANES-VIDAL, V. Emissions of ammonia, carbon dioxide, and hydrogen sulfide from swine wastewater during and after acidification treatment: Effect of pH, mixing and aeration. *J. Environ Manage.*, 115:147-154, 2013.

DAI PRÁ, M. A. et al. **Compostagem como alternativa para gestão ambiental na produção de suínos**. Porto Alegre: Evangraf, 2009.144p.

DAI PRÁ, M.. Desenvolvimento de um sistema de compostagem para tratamento de dejetos de suínos. 2006. 155f. Dissertação (Mestrado em Ciência, Área de concentração Zootecnia). Universidade Federal de Pelotas. Pelotas, 2006.

FUKUMOTO, Y.; OSADA, T.; HANAJIMA, D. & HAGA, K. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration-effect of compost pile scale. *Bioresource Technol.*, 89:109-114, 2003.

FUKUMOTO Y, SUZUKI K, KURODA K, WAKI M, YASUDA T. Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting. **Bioresour Technol.** v. 102 n.2 p.1468-1474. 2011.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Uso de dejetos de animais em sistemas agrícolas. In: ALVES, B. J. R. et al. (ed). **Manejo de sistemas agrícolas: impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Porto Alegre: Genesis, 2006. cap. 8, p. 171-199.

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 fev. 2014.

JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G. X.; GUO, R. & LUO, Y. M. Gaseous emissions during the composting of pig feces from Chinese Ganqinfen system. *Chemosphere*, 90:1545-1551, 2013.

KAI, P., PEDERSEN, P., JENSEN, J.E., HANSEN, M.N., SOMMER, S.G. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. **Eur. J. Agron.** v.28, p. 148–154. 2008

KUNZ, A.; MIELE, M. & STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technol.*, 100:5485-5489, 2009.

KUNZ, A.; BORTOLI, M.; HIGARASHI, M.M. Avaliação do manejo de diferentes substratos para compostagem de dejetos líquidos de suínos. *Acta Ambiental Catarinense*. 3 v. 5. n. 1/2, 2008.

LUO, Y.; LI, G.; LUO, W.; SCHUCHARDT, F.; JIANG, T. & XU, D. Effect of phosphogypsum and dicyandiamide as additives on NH₃, N₂O and CH₄ emissions during composting. *J. Environ. Sci.*, 25:1338–1345, 2013.

MAWDSLEY, J.L.; BARDGETT, R.D.; MERRY, R.J.; PAIN, B.F.; THEODOROU, M.K. Pathogens in livestock waste, their potential for movement through soil and environmental pollution. **Applied Soil Ecology**, 2: 1-15, 1995.

MKHABELA, M.S.; GORDON, R.; BURTON, D.; SMITH, E.; MADANI, A. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 130: 41-49, 2009.

MONTES, F.; MEINEN, R.; DELL, C.; ROTZ, A.; HRISTOV, A. N.; OH, J.; WAGHORN, G.; GERBER, P. J.; HENDERSON, B.; MAKKAR, H. P. S. & DIJKSTRA, J. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: II. A review of manure management mitigation options. *J. Anim. Sci.*, 91:5070-5094, 2013.

MOSET, V.; CERISUELO, A.; SUTARYO, S. & MOLLER, H. B. Process performance of anaerobic co-digestion of raw and acidified pig slurry. *Water Res.*, 46:5019-5027, 2012.

NDEGWA, P. M.; HRISTOV, A. N.; AROGO, J. & SHEFFIELD, R. E. A review of ammonia emission mitigations techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosystems Eng.*, 100:453-469, 2008.

NUNES, M. L. A. Avaliação de procedimentos operacionais na compostagem de dejetos de suínos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina. 2003. 117 f.

OLIVEIRA, P.A.V.; HIGARASHI, M. M. Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 39p. (Documentos,114, Embrapa Suínos e Aves).

OTTOSEN, L. D. M.; POULSEN, H. V.; NIELSEN, D. A.; FINSTER, K.; NIELSEN, L. P. & REVSBECH, N. P. Observations on microbial activity en acidified pig slurry. *Biosystems Eng.*, 102:291-297, 2009.

PAILLAT, J. M.; ROBIN, P.; HASSOUNA, M.; LETERME, P. Effet du compostage d'effluents porcins sur les emissions gazeuses et les teneurs en elements polluants. INRA: Institut national de la recherché agronomique. Rennes. 2005

PARK, K. H; JEON, J.H; JEON, K.H; KWAG, J.H; CHOI, D.Y.. Low greenhouse gas emissions during composting of solid swine manure. **Animal Feed Science and Technology**. 2011.

PERÄLÄ, P.; KAPUINEN, P.; ESALA, M.; TYYNELÄ, S.; REGINA, K. Influence of slurry and mineral fertiliser application techniques on N₂O and CH₄ fluxes from a barley field in southern Finland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 17: 71-78, 2006.

PETERSEN, S. O.; ANDERSEN, A. J. & ERIKSEN, J. Effects of cattle slurry acidification on ammonia and methane evolution during storage. *J. Environ. Qual.*, 41:88-94, 2012.

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 n.5, p. 885–892. 2010.

ROS, M.; GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T.; A full-scale study of treatment of pig slurry by composting: kinetic changes in chemical and microbial properties. **Waste Management**, 26: 1108-1118, 2006.

SARDÁ, L.G.; HIGARASHI, M.M; MULLER, S.; OLIVEIRA, P.A.; COMIN, J.J.. Redução da emissão de CO₂, CH₄ e H₂S através da compostagem de dejetos suínos. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.** v. 14, n. 9, 2010.

SCHERER, E. E.; CORTINA, N.; MASSOTTI, Z.; PARIZOTTO, C.; PANDOLFO, C. M. Avaliações agrônômica e econômica de uma plataforma de compostagem e do composto produzido, 2009. 49p. (Boletim técnico,150, EPAGRI).

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

SOMMER, S. G. & HUTCHINGS, N. J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. *Eur. J. Agron.*, 15:1-15, 2001.

SORENSEN, P. & ERIKSEN, J. Effects of slurry acidification with sulphuric acid combined with aeration on turnover and plant availability of nitrogen. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 131:240-246, 2009.

SZANTO, G.L., HAMELERS, H.V.M., RULKENS, W.H., VEEKEN, A.H.M. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. **Bioresour. Technol.** 98, 2659–2670. 2007.

THOMPSON, A. G.; WAGNER-RIDDLE, C. & Fleming, R. Emissions of N₂O and CH₄ during the composting of liquid swine manure. **Environ. Monit. Assess.**, 91:87-104, 2004.

VENGLOVSKY, J.; SASAKOVA, N.; VARGOVA, M.; PACAJOVA, Z.; PLACHA, I.; PETROVSKY, M.; HARICHOVA, D. Evolution of temperature and chemical parameters during composting of the pig slurry solid fraction amended with natural zeolite. **Bioresource Technology**, 96: 181-189, 2005.

VANOTTI, M. B.; SZOGI, A. A.; VIVES, C. A. Greenhouse gas emission reduction and environmental quality improvement from implementation of aerobic waste treatment systems in swine farms. **Waste Management**, 28: 759-766, 2008.

ZHU, N. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. **Bioresource Technology**, 98: 9-13, 2007.