



OTÁVIO PRATES DA CONCEIÇÃO

**PRÁTICAS PARA A REDUÇÃO DE PERDAS DE N NA
COMPOSTAGEM DO ESTERCO DE GALINHA**

LAVRAS – MG

2018

OTÁVIO PRATES DA CONCEIÇÃO

**PRÁTICAS PARA A REDUÇÃO DAS PERDAS DE N NA COMPOSTAGEM DO
ESTERCO DE GALINHA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Carlos Alberto Silva

Orientador

**LAVRAS – MG
2018**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Conceição, Otávio Prates.

Práticas para a redução de perdas de N na compostagem do
esterco de galinha / Otávio Prates Conceição. - 2018.

67 p.

Orientador(a): Carlos Alberto Silva.

.
Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2018.

Bibliografia.

1. Volatilização da amônia. 2. Inibidor de urease. 3. Perdas de
N em esterco de galinha. I. Silva, Carlos Alberto. . II. Título.

OTÁVIO PRATES DA CONCEIÇÃO

**PRÁTICAS PARA REDUÇÃO DAS PERDAS DE N NA COMPOSTAGEM DE
ESTERCO DE GALINHA**

**PRACTICES FOR THE REDUCTION OF N LOSSES IN THE COMPOSTING OF
THE CHICKEN MANURE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 21 de março de 2018.

Prof. Dr. Yuri Lopes Zinn

Prof. Dr. Carlos Eduardo Pellegrino Cerri

UFLA

ESALQ (USP)

Prof. Dr. Carlos Alberto Silva

Orientador

LAVRAS – MG

2018

Aos meus pais, Otávio Maria da Conceição Sobrinho e Marly Prates Alves da Conceição,

pelo apoio incondicional em todas as etapas desta jornada.

Aos meus tios Alberto Prates Alves e Elizabeth Prates Alves de Miranda.

Ao meu irmão Victor Prates da Conceição.

Dedico

AGRADECIMENTOS

A DEUS, cujo amor incondicional sempre foi a minha maior fonte de inspiração e força frente a todos os desafios enfrentados. A Virgem Maria, pelo amparo materno e intercessão constante.

Aos meus pais, Marly Prates Alves da Conceição e Otávio Maria da Conceição Sobrinho, cujo apoio e confiança foram essenciais ao longo de toda trajetória.

À Universidade Federal de Lavras, ao Departamento de Ciência do Solo e ao Laboratório de Estudo da Matéria Orgânica do Solo (LEMOS), pela oportunidade de realizar os estudos de mestrado e todo suporte necessário para condução dos experimentos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, processo 303899/2015-8), pela concessão da bolsa de mestrado e o custeio das ações de pesquisa.

À Fundação de Amparo e Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig).

À Fundação de Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

Ao meu orientador Carlos Alberto Silva, cujo apoio e paciência foram determinantes para a concretização deste sonho.

Ao pesquisador Álvaro Vilela de Resende, cujos valores e princípios profissionais foram os norteadores da minha carreira acadêmica.

Aos professores e funcionários do Departamento de Ciência do Solo.

Aos membros da banca examinadora, Yuri Lopes Zinn, Carlos Eduardo Pellegrino Cerri, Leônidas Carrijo Azevedo Melo e Adelir Aparecida Saczk, pela prontidão ao aceitar o convite de participação da banca e pelas valiosas sugestões que enriqueceram o trabalho.

Aos professores Paulo Trugilho, Isabel, Rimena R. Rodrigues e toda equipe de pesquisa que ajudaram na produção do biocarvão empregado neste estudo.

A empresa UBYFOL (Uberaba, MG), que cedeu o NBPT para realização de uma das etapas do presente estudo.

Aos amigos Mateus, Lucas Castelari, Everton Moraes, Henrique Maluf e Lucas Bartelega, pelos conselhos, companheirismo e ajuda nessa trajetória de pós-graduação. A todos os meus amigos do Departamento de Ciência do Solo.

A equipe do LEMOS, Henrique Maluf, Everton Moraes, Sara Dantas, Rimena Domingues, Murilo e Marina, pela prazerosa amizade, partilha de conhecimentos e convívio de cada dia. Aos amigos Lucas e Lauriano pelo ótimo convívio no apartamento em Lavras.

A minha namorada Fernanda Cordeiro, sempre disponível para me ajudar em todas as ocasiões e cujo amor sempre me fortaleceu nas situações mais desgastantes.

Aos professores da Universidade Federal de São João Del Rei – campus Sete Lagoas, MG, em especial Silvino Moreia Guimarães, responsáveis por uma formação de grande valia e qualidade ao longo da minha graduação.

São tantos agradecimentos aos familiares e amigos que é impossível citar todos. Agradeço a todos pelo incentivo e ajuda.

RESUMO GERAL

O esterco de galinha (EG) possui N lábil que é facilmente perdido na compostagem, caso não sejam utilizados aditivos que ajudem a preservá-lo no composto. Objetivou-se avaliar o potencial de diferentes aditivos e inibidor da urease em reduzir as perdas de N durante a compostagem do esterco de galinha. Em uma primeira etapa, avaliaram-se os efeitos de doses de S elementar (0,25, 0,5, 1,0 e 2,0 %), bagaço de cana (5, 10, 30 e 60 %), serragem (5, 10, 25 e 40 %) e biocarvão (5, 10, 20 e 40 %), misturados ao EG, sobre o N no composto final. As misturas foram incubadas durante 60 dias. Ao final da incubação, avaliaram-se a massa de composto, condutividade elétrica (CE), pH e o teor de N total no material compostado. O S elementar na dose de 0,5% acidificou e enriqueceu o composto final com N em cerca de 50%, em relação ao controle (EG não tratado com S elementar). O emprego de biocarvão na mistura incubada acelera a sua biodegradação e permite, na dose de 40%, produzir composto mais concentrado em N. O aumento da relação C/N do composto pelo uso de bagaço de cana acelerou a compostagem e aumentou o teor de N no composto final. O uso de S^o pode ser combinado com o bagaço de cana, pois propiciam condições que minimizam as perdas de N na incubação e produzem um composto mais enriquecido em N. Em uma segunda etapa, objetivou-se avaliar a retenção de N pela inibição da urease e conseguinte diminuição da volatilização da amônia. Foram testadas sete doses de NBPT (0, 0,1, 0,25, 0,5, 1, 3 e 6%), visando reduzir o N volatilizado e o enriquecimento em N do EG compostado. As taxas de volatilização de N-amônia foram quantificadas pela captação do gás em espumas embebidas com ácido fosfórico e glicerina. As espumas foram coletadas aos 0, 1, 2, 5, 8, 13, 20 e 30 dias após o início da incubação. No início e ao final do experimento, foram determinados os teores de N total, N-nitrato e N-amônio, pH, CE e a massa remanescente do composto final. As doses de 0, 0,1, 0,25, 0,5 e 1% acarretaram um crescimento contínuo das taxas de volatilização da amônia até o final da incubação. Há queda considerável na amônia volatilizada quando o EG foi misturado ao NBPT nas doses de 3 e 6%. Todos os tratamentos apresentaram menores taxas de volatilização de amônia quando comparados ao controle (somente EG compostado). Para as doses de 0, 0,1, 0,25 e 0,5 % de NBPT, os valores de pH aumentaram ao final da incubação, bem como os teores de N-nitrato. Em contrapartida, os teores de N-amônio e a massa remanescente reduziram-se. Com relação às doses de 1, 3 e 6 %, observou-se redução dos valores de pH e dos teores de N-nitrato, bem como uma pequena perda de massa ao final da incubação. Assim, existe a possibilidade de a dose de 0,5 % de NBPT reduzir em cerca de 20% a volatilização de N na forma de amônia, concomitantemente ao enriquecimento do material compostado com N, sem que as fases e processos envolvidos na compostagem fossem negativamente afetadas. É preciso avaliar o efeito do NBPT em condições de compostagem a campo, pois esse estudo se restringiu à decomposição do EG em condições controladas de laboratório.

Palavras-chave: Esterco de galinha. Compostagem. Volatilização de amônia. Inibidor de urease. Formas minerais de N. Maturação e estabilidade química de composto.

GENERAL ABSTRACT

Chicken manure (CKM) encloses most N in the labile forms which are easily lost during composting if no additives are used to preserve N processed by decomposers and not incorporate in biodegradable C structures in the final compost. We aimed at evaluating the potential of different additives to reduce N gas forms and to enrich CKM-derived composts in N. Firstly, the effect of elemental S (0.25, 0.5, 1.0 and 2.0%), sugar cane bagasse (5, 10, 30 and 60%), eucalyptus sawdust (5, 10, 25 and 40%) and biochar rates (5, 10, 20 and 40%) in mixtures with EG were tested. The mixtures were incubated for 60 days. At the end of the incubation, compost mass, electrical conductivity (EC), pH and total N content in composts were evaluated. The elemental S at the 0.5% rate acidified and enriched the final compost with N in 50.7%. The use of C readily available from sugarcane bagasse in the incubated mixtures accelerates decomposition and allows, at the 40% rate, to retain more N in the final compost. Increasing of C/N ratio of residues under composting by the use of sugarcane bagasse accelerated composting and increased the N content in the humified compost. The use of S^o can be combined with sugarcane bagasse as they provide conditions that minimize N losses during the incubation and produce more N-enriched ending compost. In sequence, N retention was evaluated through the use of NBPT, an inhibitor of urease, which, in optimum rate (0,5%) drastically reduced ammonia volatilization. Seven NBPT rates (0, 0.1, 0.25, 0.5, 1, 3 and 6%) were tested to find the optimum NBPT rate to retain more N in the final compost. Ammonia volatilization rates were quantified by trapping this gas in foams embedded with phosphoric acid and glycerin. Foams were collected at 0, 1, 2, 5, 8, 13, 20 and 30 days after the beginning of incubation. At the beginning and at the end of the experiment, the total N, nitrate-N and ammonium-N contents, pH, EC and the compost remaining mass were determined. The NBPT rates of 0, 0.1, 0.25, 0.5 and 1% showed a continuous growth of NH₃ volatilization up to the end of the incubation, however, NBPT at the rates of 3 and 6% drastically ceased NH₃ volatilization. All treatments presented lower rates of volatilization when compared to the control (EG only). At the rates of 0, 0.1, 0.25 and 0.5% NBPT, the pH values increased at the end of the incubation, as well as the N-nitrate contents. On contrary, the ammonium contents and the remaining mass were smaller. In relation to the 1, 3 and 6% NBPT rates, a reduction in pH and nitrate-N contents were observed, as well as a small loss of mass at the end of incubation. Thus, the rate of 0.5% NBPT could be recommended to reduce N losses by 20% (in relation to the control), allowing increasing retention of N in the final matured and stabilized compost. It is necessary to test the effect of NBPT on N processes in field composting conditions, considering that this study was carried out in laboratory through a controlled incubation experiment.

Keywords: Chicken manure. Composting. Ammonia volatilization. Urease inhibitor. Composting. Mineral N forms. Compost maturity and stability.

SUMÁRIO

	CAPÍTULO 1	11
1	CONSIDERAÇÕES GERAIS	11
2	MODELO CONCEITUAL	15
	REFERÊNCIAS	16
	CAPÍTULO 2: ESTRATÉGIAS PARA REDUÇÃO DAS PERDAS DE N EM COMPOSTOS COM ESTERCO DE GALINHA	18
1	RESUMO	18
2	ABSTRACT	29
3	INTRODUÇÃO	20
4	MATERIAL E MÉTODOS	21
4.1	Compostagem e tratamentos avaliados.....	21
4.2	Análise estatística	25
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
5.1	pH	25
5.2	Condutividade elétrica.....	28
5.3	Massa seca do composto	30
5.4	Recuperação do N no composto final	32
5.5	N no composto final	34
6	CONCLUSÕES	37
	REFERÊNCIAS	38
	CAPÍTULO 3: EMPREGO DE INIBIDOR DE UREASE EM ESTERCO DE GALINHA VISANDO A REDUÇÃO DAS PERDAS DE AMÔNIA .	41
1	RESUMO	41
2	ABSTRACT	42
3	INTRODUÇÃO	43

4	MATERIAL E MÉTODOS	44
4.1	Análise estatística	58
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
5.1	pH e condutividade elétrica.....	49
5.2	Massa de composto seca remanescente	51
5.3	Volatilização de N-NH₃ ao longo da incubação	54
5.4	Volatilização do N-NH₃ acumulado.....	56
5.5	Carbono e nitrogênio totais.....	57
5.6	N mineral no composto	59
5.7	Teores de macro e micronutrientes	63
6	CONCLUSÕES	64
	REFERÊNCIAS	65
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	67

CAPÍTULO 1

Considerações gerais

A avicultura brasileira apresenta elevada importância à economia do país, que é o segundo maior produtor de carne de frango e o primeiro em exportação de seus derivados no mundo (ABPA, 2016). O setor avícola brasileiro expandiu de modo considerável nas últimas décadas, especialmente na produção de frangos de corte, cujo aumento foi de aproximadamente 723,5 % entre os anos de 1987 a 2013 (UBABEF, 2014). Nesse sentido, houve uma elevação exponencial na geração de resíduos oriundos dessa atividade, agravada por leis mais restritivas na destinação final de dejetos no ambiente, a exemplo da proibição do emprego da cama de frango na alimentação animal (UBABEF, 2014). Além do mais, a disposição desses resíduos no ambiente, seja nos solos ou em corpos d'água, pode acarretar sérios problemas de ordem ambiental, tais como a poluição das águas subterrâneas via lixiviação de nitrato ou eutrofização de mananciais hídricos superficiais pelo maior aporte de N, P e outros nutrientes em reservatórios de água (SEGANFREDO, 1999). Vale salientar que, dentre os principais componentes dos subprodutos advindos da atividade avícola, destaca-se os dejetos de aves, em virtude da riqueza em nutrientes, matéria orgânica e elevado potencial poluente de ecossistemas.

Uma das possibilidades para destinação final dos resíduos avícolas, como o esterco, consiste em seu emprego nos solos visando à disponibilização de nutrientes às plantas (em especial o nitrogênio) e o condicionamento das propriedades físicas e biológicas do solo. Todavia, a aplicação direta dos resíduos animais, como esterco e as camas aviárias, não é recomendada em virtude da baixa estabilidade química dos compostos, o que eleva o risco de queima das plantas, sobretudo em folhosas e tuberosas, além de eventuais perdas de nutrientes via lixiviação de nitratos e volatilização da amônia. Neste contexto, a realização da compostagem poderia auxiliar na estabilização do material orgânico presente no composto e ainda favorecer a mineralização dos nutrientes presentes na matriz orgânica, tais como o nitrogênio, fósforo e enxofre, em suas formas suscetíveis à mineralização (CORRÊA, 2007; COTTA et al., 2015).

A compostagem consiste em um processo de decomposição realizada sob condições aeróbicas e controladas, cujas reações são desencadeadas pela ação de microrganismos (termofílicos e mesofílicos). O processo apresenta inúmeros benefícios, dentre os quais, destacam-se a disponibilização de alguns nutrientes via mineralização da fração orgânica, a degradação de substâncias consideradas tóxicas às plantas, a eliminação de patógenos e

sementes de plantas daninhas, em função das elevadas temperaturas alcançadas na fase termofílica (até 70° Celsius), e a capacidade de condicionar as propriedades físicas do solo, tais como a estrutura e a capacidade de retenção de água (KIEHL, 1985; SILVA, 2008). Além disso, constitui em uma das formas de se reduzir o impacto da geração elevada de resíduos orgânicos provenientes da agricultura e pecuária, tendo em vista a redução do volume do montante compostado e o seu consequente reaproveitamento (SIQUEIRA e ASSAD, 2015). Na fase terminal da compostagem, o composto encontra-se em estado apropriado para a aplicação no solo, com características que podem beneficiar suas propriedades físicas, químicas e biológicas (KIEHL, 1998).

Apesar das inúmeras vantagens inerentes ao processo e à sua eficiência na conversão dos constituintes orgânicos em materiais humificados e de relativa estabilidade química (HAUG, 1993), a compostagem é responsável por consideráveis perdas de nitrogênio no decorrer de seu desenvolvimento, sobretudo na forma de amônia (NH₃), resultando na diminuição do seu potencial fertilizante, o que pode poluir diversas matrizes ambientais (OGUNWANDE et al., 2008). Concentrações mais elevadas de amônia também podem acarretar doenças respiratórias nas aves confinadas (acima de 60 ppm), o que poderia gerar prejuízos econômicos consideráveis, de acordo com a escala de produção do aviário (OLIVEIRA et al., 2003).

Alguns fatores intrínsecos ao processo da compostagem e à composição do esterco de galinha podem reduzir o valor agrônômico do composto, sobretudo em função das perdas de nitrogênio por volatilização, normalmente na forma do gás amônia (FUKUMOTO et al., 2011). Dentre estes fatores, destacam-se a alta concentração de nitrogênio amoniacal e compostos nitrogenados de elevada labilidade presentes nos esterco, aliada à baixa relação C/N e pH inicial elevado do esterco de galinha (STEINER, et al., 2009). Com relação ao processo da compostagem, destaca-se a aeração das pilhas de compostagem durante o revolvimento (SZANTO et al., 2007), e a elevação do pH e da temperatura, sobretudo na fase termofílica (JIANG et al., 2013), uma das fases críticas da compostagem. A volatilização da amônia é uma desvantagem, especialmente para a compostagem de materiais ricos em nitrogênio e de baixa relação C/N, como o esterco de aves (JIANG et al., 2013).

Tendo em vista as principais causas do aumento das taxas de volatilização da amônia, as estratégias para a redução das perdas de N volatilizado incluem o controle de um ou vários de seus fatores condicionantes. Alguns autores consideram a incorporação de resíduos com

elevada relação C/N como uma forma alternativa para reduzir as perdas de nitrogênio em decorrência da volatilização da amônia, sendo o bagaço de cana e a serragem comumente utilizados com esse propósito (FUKUMOTO et al., 2011). A desvantagem deste procedimento relaciona-se a possibilidade da redução da velocidade de decomposição dos compostos (STEINER et al., 2010). O emprego desses componentes visa à imobilização do íon amônio, o que reduziria a conversão do mesmo a amônia (HAO e BENKE, 2008). O controle do pH na faixa ácida é outro fator que poderia enriquecer o composto final com N, pois minimiza a formação de N-amônia, dado que o pH na faixa alcalina eleva as taxas de volatilização desse gás (HAO e BENKE, 2008; JIANG et al., 2013). Assim, o emprego do enxofre elementar (S⁰) pode minimizar as perdas de N durante a compostagem, já que este mineral acidificado material em decomposição (MAHIMAIRAJA et al., 1994; ROIG et al., 2004).

Outra possibilidade de reduzir as perdas de N via volatilização consiste no emprego de aditivos com elevada CTC, como é o caso de alguns biocarvões, visando à retenção do íon amônio nas cargas negativas presentes neste aditivo (LEHMANN et al., 2006; STEINER et al., 2010). O potencial para minimizar as perdas de N pelo biocarvão está relacionado às condições de pirólise empregadas em sua produção (DIAS et al., 2010; STEINER et al., 2010). Segundo Kastner et al., (2009), biocarvões produzidos a baixas temperaturas (cerca de 350° C) podem adsorver o íon amônio, uma vez que os grupos funcionais ácidos são mais preservados em sua superfície.

Outra alternativa considerada na mitigação das perdas de amônia no processo da compostagem consiste na aplicação de substâncias com o potencial de inibir a atividade da enzima urease (SINGH et al., 2009). Essa possibilidade está relacionada à presença de concentrações consideráveis de ureia e seus derivados no esterco de galinha (ROGERI et al., 2016). O ácido úrico presente no esterco é rapidamente convertido em ureia, pela ação da enzima uricase (BOLAN et al., 2010). Estes compostos apresentam elevada labilidade e são facilmente decompostos, sendo convertidos em amônia (DIAZ et al., 2008). A importância deste processo de inibição estaria vinculada à redução da velocidade com o que o nitrogênio seria convertido à amônia e, por isso, posteriormente volatilizado.

Neste contexto, o inibidor de urease Tiofosfato de N-(n-butil) Triamida (NBPT) tem apresentado bons resultados no que se refere à redução das perdas de nitrogênio quando aplicado em associação à ureia (CANTARELLA et al., 2008). Seu mecanismo de ação está relacionado ao bloqueio de três sítios ativos da molécula da urease, sendo, para isso, necessária

sua oxidação e conseguinte conversão à NBPTO (fosfato de N-n-butil triamida), o que evidencia a importância de ambientes aeróbicos para sua maior eficiência (WATSON et al., 2008; GUELFY, 2017). Apesar de várias pesquisas contribuírem para a elucidação dos efeitos e mecanismos de atuação deste composto na molécula da urease, pouco ainda se conhece a respeito do emprego do NBPT em resíduos orgânicos durante a compostagem, bem como das doses indicadas para maior eficiência referente à redução das perdas de N na forma de amônia.

Diante do exposto, a criação de estratégias visando à mitigação das perdas de nitrogênio é de suma importância para a manutenção do potencial fertilizante do esterco de galinha, além da possibilidade de reduzir as emissões de gases considerados ofensivos ao ambiente. Assim, em um primeiro momento, objetivou-se avaliar o efeito de doses de aditivos em misturas com o esterco de galinha, no que se refere à conservação do nitrogênio nos compostos finais, após 60 dias de incubação. Com esse propósito, foram avaliadas misturas de esterco de galinha com proporções variáveis de enxofre elementar (S⁰), bagaço de cana para suprir C lábil e aumentar a relação C/N da mistura, C lignificado da serragem e matriz de casca de café pirolisada (biocarvão), para reter amônio e reduzir a formas de N voláteis, visando enriquecimento do composto final com nitrogênio.

Em uma segunda etapa, foi empregado o Inibidor de Urease Tiofosfato de N-(n-butil) Triamida (NBPT) em mistura ao esterco de galinha, em incubação por 30 dias. Este estudo teve por objetivo avaliar as perdas por volatilização da amônia -em função de sete doses do inibidor de urease NBPT (0, 0,1, 0,25, 0,5, 1, 3 e 6%), avaliando-se, também, o efeito das doses nos valores de pH, condutividade elétrica, teores de N-amônio e N-nitrato e nitrogênio total no composto final.

Modelo conceitual

1. Com este estudo, espera-se que o enxofre elementar, associado ao esterco de galinha, possibilite menores valores de pH, em virtude de sua rápida oxidação no composto e subsequente liberação de íons hidrogênio. Neste sentido, o pH no decorrer da compostagem não apresentaria elevações tão bruscas, como é de se esperar para a maioria dos resíduos orgânicos. Com uma menor amplitude na variação do pH, a volatilização da amônia poderia ser reduzida, já que a alcalinização do composto propicia a conversão do nitrogênio amoniacal à amônia.
2. Com relação ao biocarvão, a sua elevada capacidade de adsorção de cátions poderá reter o íon amônio produzido na compostagem, o que permitiria protegê-lo de uma posterior conversão à amônia. Neste aspecto, o processo responsável pela mitigação da volatilização de N pelo biocarvão é análogo ao reportado para a zeólita.
3. Os resíduos orgânicos de elevada relação C/N empregados neste estudo (bagaço de cana e serragem de eucalipto), possivelmente, permitirão menores taxas de volatilização da amônia em virtude da imobilização deste composto pelos decompositores na forma de amônio.
4. Em relação ao uso de inibidor da urease, a expectativa é que o mesmo possa mitigar a volatilização da amônia, por meio da redução da velocidade em que a ureia é convertida a amônio, isto é, hidrolisada por via enzimática. Vale salientar que, compostos orgânicos nitrogenados, tais como o ácido úrico e a ureia, apresentam elevada labilidade, podendo sofrer hidrolise com subsequente formação de gás carbônico e amônia. Esta condição é favorecida por valores de pH e temperatura elevados, o que normalmente se observa na compostagem de esterco de galinha.

REFERÊNCIAS

- ABPA. O Brasil Avícola. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/noticia/producao-de-carne-de-frango-totaliza-13146-milhoes-de-toneladas-em-2015-1545>. Acesso em 17/02/2017.
- BOLAN, N. S., SZOGI, A. A., CHUASAVATHI, T., SESHADRI, B., ROTHROCK JR, M. J., PANNEERSELVAM, P. Uses and management of poultry litter. *World's Poultry Science Journal*, Vol. 66, December, 2010.
- CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O.; CONTIN, T. L. M.; DIAS, F. L. F.; ROSSETTO, R.; MARCELINO, R.; COIMBRA, R. B.; QUAGGIO, J. A. Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. *Scientia Agricola*, v. 65, p. 397-401, 2008.
- CORRÊA, R. S.; FONSECA, Y. M. F.; CORRÊA, A. S. Produção de bio sólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 11, n. 4, p. 420-426, 2007.
- COTTA, J. A. DE O.; CARVALHO, N. L. C., BRUM, T. DA S. e Rezende, M. O de O. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. *Engenharia Sanitária Ambiental*, vol. 20: pag:65-78, 2015.
- DIAZ, D. A. R., SAWYER, J. E. and MALLARINO, A. P. Poultry manure supply of potentially available nitrogen with soil. *Agronomy journal* 100: 1310-1317, 2008.
- GUELFÍ, D. Fertilizantes nitrogenados estabilizados, de liberação lenta ou controlada. *Informações Agronômicas*, IPNI, nº 157, 2017.
- 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 Technology*, v. 102, p. 1468-1474, 2011.
- HAO, X., BENKE, M. B. Nitrogen transformation and losses during composting and mitigation strategies. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*. 2008
- HAUG, R. T. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Boca Raton, Lewis Publishers, 1993.
- JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G. X.; GUO, R.; LUO, Y. M. Gaseous emission during the composting of pig feces from Chinese Ganqinfen system. *Chemosphere*, v. 90, p. 1545-1551, 2013.
- KASTNER, J. R.; MILLER, J.; DAS, K. C. Pyrolysis conditions and ozone oxidation effects on ammonia adsorption in biomass generated chars. *Journal Hazard Mater* 164: p. 1420-1427, 2009.
- KIEHL, E. J. Fertilizantes orgânicos. Piracicaba, *Agronômica Ceres*, p.492, 1985.
- KIEHL, E. J. *Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto*. Piracicaba, E. J. Kiehl, 1998.

- LEHMANN, J.; GAUNT, J.; RONDON, M. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems – a review. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**. vol 11, p403–427, 2006.
- MACGREGOR, A. N. Losses and transformation of nitrogen during composting of poultry manure with different amendments: an incubation experiment. **Bioeres. Technol.** v. 47, p. 265-273, 1994.
- OGUNWANDE, G. A.; OSUNADE, J. A.; ADEKALU, K. O.; OGUNJIMI, L. A. O. Nitrogen loss in chicken compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 99, n. 16, p. 7495–503, 2008.
- OLIVEIRA, M. C., ALMEIDA, C. V.; ANDRADE, D. O.; RODRIGUES, S. M. M. Teor de Matéria Seca, pH e Amônia Volatilizada da Cama de Frango Tratada ou Não com Diferentes Aditivos. **Revista Brasileira Zootecnia**, v. 32, n. 4, p. 951-954, 2003.
- ROGERI, D.A.; ERNANI, P.R.; MANTOVANI, A.; LOURENÇO, K.S. Composition of Poultry Litter in Southern Brazil. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, vol.40, 2016.
- ROIG, A.; CAYUELA, M. L.; SÁNCHEZ-MONEDERO. The use of elemental sulphur as organic alternative to control pH during composting of olive mill wastes. **Chemosphere**, vol.57,pag.1099-1105, 2004.
- SILVA, T.; MELO, W.J.; TEIXEIRA, S.T.; LEITE, S.A.S. & CHELI, R.A. Efeito do lodo de esgoto contaminado com doses crescente de crômio sobre a atividade enzimática do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 15., Viçosa, 1995. **Anais**. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1995. p.2325-2330.
- SILVA, C. A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura. SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: **Ecossistemas tropicais e subtropicais**, 2ª Edição. Porto Alegre: Metropole, 2008, p. 597-621.
- SINGH, A.; CASEY, K. D.; REI, W. D.; PESCATORE, A. J.; PORTAS, R. S.; FORD, M. J. Efficacy of urease inhibitor to reduce ammonia emission from poultry houses. **Journal Applied Poultry Research**, v.18, p. 34-42, 2009.
- SIQUEIRA, T. M. O.; ASSAD, M. L. R. C. L. Composting of municipal solid waste in the state of São Paulo (Brazil). **Ambient. soc.** vol.18 no.4 São Paulo Oct./Dec. 2015.
- STEINER, C.; DAS K. C.; MELEAR, N.; LAKLY, D. Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. **Journal Environ. Qual.** v. 39, p. 1236–1242, 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 Technology**, v.98, p.2659-2670, 2007.
- UBABEF – União Brasileira da Avicultura. Relatório Anual de 2001. Disponível em: <http://www.ubabef.com.br/publicacoes>. Acesso em: 10 de dezembro de 2016.

CAPÍTULO 2

Retenção de N em compostos de esterco de galinha: efeitos de doses de S elementar, serragem, biocarvão e bagaço de cana

Autores: Otávio Prates da Conceição; Carlos Alberto Silva

RESUMO

O esterco de galinha (EG) possui N lábil que é facilmente perdido na compostagem, caso não sejam utilizados aditivos que ajudem na preservação do mesmo no composto. Objetivou-se avaliar o efeito de doses de S elementar (S^0) (0,25, 0,5, 1,0 e 2,0 %), de bagaço de cana (5, 10, 30 e 60 %), serragem de eucalipto (0,5, 10, 25 e 40 %) e biocarvão (0,5, 10, 20 e 40 %) em misturas com EG, para aumentar o N recuperado no composto final. As misturas de EG-aditivos foram compostadas durante 60 dias em mini-lisímetros. Ao final da incubação, avaliaram-se a massa remanescente, condutividade elétrica (CE), pH e o teor de N nos compostos. O S^0 na dose de 0,5% acidificou e enriqueceu, em relação ao controle, o composto final com N em 50,7%. O aumento da dose de S^0 a 1% eleva a CE, a ponto de inibir a compostagem. O emprego de biocarvão na mistura compostada acelera a compostagem e permite, na dose de 40%, reter mais N no composto final. O aumento da relação C/N do composto pelo uso de bagaço de cana acelerou a compostagem e aumentou o teor de N no composto final. O uso de S^0 pode ser combinado com o bagaço de cana, que possui C mais lábil, pois propiciam condições que minimizam as perdas de N na incubação e propiciam maior teor de N no composto humificado.

Palavras-chave: Compostagem. Volatilização de N-amônia. Gases nitrogenados. Formas lábeis de N em esterco. C recalcitrante.

N retention in chicken manure-derived composts: effects of elemental S, eucalyptus sawdust, biochar and sugarcane bagasse rates

ABSTRACT

Chicken manure (CKM) is characterized by the high pH and presence of N labile compounds, therefore, it needs to be mixed with acid and rich-C additives to increase the humified compost with N. The aim of this study was to evaluate the effect of rates of elemental S (0,25, 0,5, 1 and 2 %), sugarcane bagasse (SB, 5, 10, 30 e 60 %), eucalyptus sawdust (ES) (5, 10, 25 and 40 %) and biochar (Bio) (5, 10, 20 e 40 %) combined with CKM on the retention of N in the composts produced. The CKM-additives mixtures were incubated over 60 days in 250 ml minilysimeters. At the end of the incubation, compost mass loss, electrical conductivity (EC), pH and N retention in the composted materials were determined. Acidification of compost piles with low rate (0,5%) of S^o is an efficient strategy to enrich the final compost with N. Moreover, S^o in rates higher than 0,5% increased compost EC, and inhibited CKM composting. Biochar accelerates the composting process, considering the smaller mass over the biochar rates; CKM-biochar composts were enriched in N mainly at the biochar rate of 40%. The supply of high C/N ratio additives rich in labile C (SB) combined with acidification produced by S^o is an effective way to accelerate composting and to retain N in the CKM-derived composts.

Keywords: Composting. N-ammonia volatilization. N gaseous forms. N forms in manures. Labile carbon.

INTRODUÇÃO

O esterco de galinha é caracterizado pela elevada quantidade de nutrientes, sobretudo de N, que predomina nos dejetos na forma de aminoácidos, uréia e ácido úrico (DIAZ et al., 2008; BOLAN et al., 2010). Este resíduo apresenta grande potencial como fertilizante natural às plantas, em função do seu valor nutricional, mas seu uso na agricultura requer algum tratamento para aumentar sua eficiência na aplicação via solo. No Brasil, a compostagem predomina no tratamento de esterco em geral. Todavia, há perdas consideráveis de N durante este processo, em razão das formas lábeis de N no esterco converterem-se em formas gasosas mais voláteis, sobretudo nas formas de $N-NH_3$, N_2O e N_2 (FUKUMOTO et al., 2011). As perdas de N via chorume e na forma de gases podem poluir o solo, água e ar. Além disso, alguns dos gases nitrogenados produzidos durante a compostagem contribuem para o aquecimento global, e as formas sólidas de N, para a eutrofização e acidificação de biomas (OGUNWANDE et al., 2008).

A síntese do $N-NH_3$ durante a compostagem é o processo que demanda mais cuidados (FUKUMOTO et al., 2011). A volatilização do NH_3 é regulada pela decomposição de proteínas, aminoácidos, ácido úrico e ureia (NAHN, 2005), sendo influenciada por diversos fatores, especialmente pelo pH, temperatura, umidade, relação C/N, formas e labilidade do N nos esterco, além do nível de aeração das pilhas de compostagem (STEINER, et al., 2009; JIANG et al., 2013). As estratégias para mitigação das perdas de N volatilizado incluem o controle de um ou de vários desses fatores. Como os teores de C, proporcionalmente aos de N, são baixos, é possível incorporar ao EG aditivos com elevada relação C/N, para reduzir as perdas de N em decorrência da volatilização da amônia. Para isso, podem ser utilizadas palhas de gramíneas, bagaço de cana e serragem (FUKUMOTO et al., 2011). O controle do pH na faixa ácida é outro fator que poderia enriquecer o composto final com N, pois minimiza a formação de $N-NH_3$, dado que, na faixa alcalina, catalisa a perda de N gasoso na compostagem (JIANG et al., 2013). Assim, o emprego do enxofre elementar (S^0) minimizaria as perdas de N durante a compostagem, já que, ao reagir com água, oxida-se na pilha de compostagem, produzindo ácido sulfúrico, que sofre dissociação completa e acidifica o composto com a liberação de H^+ (MAHIMAIRAJA et al., 1994; ROIG et al., 2004).

Outra possibilidade de reduzir as perdas de N via volatilização consiste no emprego de aditivos com elevada CTC, como é o caso de alguns biocarvões, visando a retenção do íon amônio nas cargas negativas presentes na matriz pirolisada (STEINER et al., 2009). O potencial

para minimizar as perdas de N pelo biocarvão está relacionado às condições de pirólise empregadas em sua produção (DIAS et al., 2009; STEINER et al., 2009). Segundo Kastner et al. (2009) e Domingues et al. (2017), biocarvões produzidos a baixas temperaturas (cerca de 350° C) possuem maior CTC e podem adsorver o íon amônio, uma vez que os grupos funcionais ácidos são mais preservados em sua superfície.

O uso de aditivos que acidificam esterco alcalinos e de resíduos ricos em C em mistura com o EG, para minimizar as perdas de N, é fundamental para a manutenção do potencial fertilizante do esterco de galinha, além de reduzir as emissões de gases que poluem o ar. Objetivou-se avaliar misturas de esterco de galinha com diferentes doses de S^o, bagaço de cana para suprir C lábil e aumentar a relação C/N da mistura, tanto pelo C lignificado da serragem quanto pelo uso de biocarvão, para reter amônio e formas de N voláteis, visando: 1) enriquecimento dos compostos produzidos com N; 2) avaliar a eficiência S^o em mistura ao EG em acidificar as misturas compostadas; 3) Avaliar a massa final de composto produzido em função das várias proporções de EG e aditivos investigadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Compostagem e tratamentos avaliados

O experimento foi conduzido no Departamento de Ciência do Solo/Universidade Federal de Lavras, em 2016, entre julho e setembro, em condições de casa de vegetação. O clima da região de Lavras é o subtropical úmido (Cwa), onde, nos meses de julho, agosto e setembro registram-se temperaturas médias de 15,8, 17,1 e 19,0, respectivamente (Dantas et al., 2007). Os tratamentos foram constituídos pela mistura de EG com quatro diferentes aditivos, em quatro proporções, conforme os dados mostrados na Tabela 1.

Tabela 1 - Concentrações de aditivos da compostagem em misturas com o esterco de concentração inicial de N nas misturas compostadas.

Aditivo	N_{EG}%.....	$N_{aditivo}$	$N_{Mistura}^1$	$N_{parcela}$ g
S elementar				
0,25	4,5	0	4,5	1,8
0,5	4,5	0	4,5	1,8
1	4,5	0	4,5	1,8
2	4,5	0	4,5	1,8
Serragem				
5	4,5	0,2	4,29	1,71
10	4,5	0,2	4,07	1,63
25	4,5	0,2	3,43	1,37
40	4,5	0,2	2,78	1,11
Biocarvão				
5	4,5	3,0	4,43	1,77
10	4,5	3,0	4,35	1,74
20	4,5	3,0	4,20	1,68
40	4,5	3,0	3,90	1,56
Bagaço de cana				
5	4,5	0,5	4,30	1,72
10	4,5	0,5	4,10	1,64
30	4,5	0,5	3,30	1,32
60	4,5	0,5	2,10	0,84

1. Teor de nitrogênio calculado somando-se as proporções de EG e de aditivos nas misturas compostadas.

A caracterização química e a composição em macro e micronutrientes dos aditivos (com exceção do enxofre elementar) empregados em cada tratamento encontram-se nas Tabelas 2 e 3.

Tabela 2 - Caracterização química do esterco de galinha e dos aditivos empregados na compostagem.

Aditivo	pH	CTC ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)	CE (dS m^{-1})	C (g kg^{-1})	N_{total} (g kg^{-1})	C/N
Esterco de galinha	7,6	21,5	40,6	298	45,0	6,6
Bagaço de cana	4,7	4,2	1,8	437	5,0	87,4
Biocarvão*	9,7	69,7	10,4	497	6,1	81,4
Serragem	4,2	3,9	0,43	454	2,0	225

*Dados adaptados de Domingues et al. (2017).

Tabela 3 - Composição química dos aditivos e do esterco de galinha empregados na compostagem.

Resíduo	C	N	P	K	Ca	Mg	B	Cu	Fe	Mn	Zn
%.....	g kg ¹mg kg ¹			
Esterco de galinha	25,2	4,9	25,9	19,3	117	4,6	38	61,8	3066	685	415
Serragem	45,3	0,2	0,01	0,01	0,1	0,01	2,6	1,0	23,3	28,4	2,3
Casca de café*	43,3	2,9	1,1	22	1,9	0,2	17,9	16,2	222	47,7	5,5
Bagaço de cana*	43,7	0,5	0,1	1,6	0,05	0,01	1,5	2,6	59,4	13	3,8

*Dados adaptados de Domingues et al. (2017).

O estudo foi desenvolvido no Laboratório de Estudo da Matéria Orgânica do Solo (LEMOS), sendo as misturas compostas de EG mais os aditivos, além de 40 gramas de areia (sem N), que foi lavada três vezes em ácido clorídrico e, em sequência, com água destilada, por cinco vezes. A areia foi adicionada visando a melhor aeração das misturas compostadas. Uma vez homogêneas, as misturas de aditivos e EG foram acondicionados em mini-lisímetros de 250 ml, permanecendo ao longo de 60 dias sob incubação, com reposição de água com vistas a atingir cerca de 70% da capacidade de retenção de água de cada mistura, para prover condições adequadas à atividade dos microrganismos decompositores. Os mini-lisímetros foram revestidos, externamente, com folha de alumínio, objetivando minimizar os efeitos da radiação solar na face superior e nas laterais dos mini-lisímetros. O teor de N inicial em cada tratamento foi calculado, considerando-se a concentração deste nutriente no esterco de galinha e nos aditivos (Tabela 1) empregado em cada mistura. Para tanto, utilizou-se a seguinte fórmula:

$$T_{NI} = ((1 - D_I) \times T_{NE}) + (D_I \times T_{NI})$$

Onde:

T_{NI} = Teor de N inicial em cada tratamento

D_I = Dose aplicada do aditivo

T_{NE} = Teor de N no esterco de galinha

Após 60 dias de compostagem, os compostos foram pesados com o intuito de se determinar a perda de massa ao término do processo de incubação. Uma vez determinada a massa remanescente, foi subtraída a massa referente à areia, isto é, 40 g, considerando-se que mesma se manteve inalterada, por não conter matéria orgânica (MO) e nem N.

O N total foi determinado pelo método “Kjeldahl”, com a destilação das amostras previamente digeridas em ácido sulfúrico. Na etapa de digestão, pesou-se 0,05 g de cada mistura incubada. As avaliações foram baseadas no método original de Keeney & Bremner (1966), para determinação de N em solo. As amostras de cada tratamento foram tituladas em solução de ácido clorídrico 0,07143 mol L⁻¹. Para a determinação do N total, a quantidade de ácido empregada na titulação foi multiplicada por um fator de correção, neste caso, igual a 10. Este valor está relacionado à massa inicial de cada tratamento e à diluição das amostras após a digestão nos blocos. Os teores de N total no composto final são apresentados em porcentagem. Com relação ao teor do N exclusivamente nos tratamentos, isto é, excluindo a presença da areia no cálculo, foi empregada a seguinte fórmula:

$$T_{NF} = T_{NC} - \frac{M_{FA} \times T_{NA}}{M_{FT}}$$

T_{NF} = Teor de nitrogênio final em cada tratamento

T_{NC} = Teor de nitrogênio no composto

M_{FA} = Massa final da areia

T_{NA} = Teor de nitrogênio da areia

M_{FT} = Massa final do respectivo tratamento

Por fim, o N recuperado ao final do estudo em cada material incubado foi determinado pela equação abaixo:

$$T_R = \frac{T_{NF}}{T_{NI}} \times 100$$

T_R = Teor de nitrogênio recuperado em cada tratamento

T_{NF} = Teor de nitrogênio final em cada tratamento

T_{NI} = Teor de nitrogênio inicial em cada tratamento

A condutividade elétrica e o pH de cada amostra foram determinados utilizando-se 1 g de cada material incubado (base seca), que foi misturada a 5 mL de água bidestilada. Uma vez acondicionadas em tubos Falcon de 15 mL, as suspensões foram agitadas por 30 minutos e as determinações foram realizadas com o auxílio de condutivímetro calibrado com solução-padrão

de KCl 0,01 mol L⁻¹ (CE igual a 1,412 dS m⁻¹ a 25 °C) e um medidor de pH de bancada marca HANNA modelo HI 2221, respectivamente.

Análise estatística

Adotou-se no estudo o esquema fatorial 4x5, isto é, quatro aditivos *versus* cinco proporções de misturas dos mesmos com o EG. O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC), visando minimização de fatores que afetariam o erro experimental. Os dados foram submetidos à análise de variância, para observação de eventuais efeitos das misturas incubadas sobre os atributos avaliados. Em seguida, foram ajustadas equações matemáticas, por meio da análise de regressão, associando-se às concentrações de aditivos nas misturas com o N retido no material compostado ao término da incubação. As análises estatísticas foram realizadas por meio do programa SISVAR (FERREIRA, 2014).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As perdas de N foram reguladas pelos aditivos e consideráveis em todos os tratamentos testados, muito em função da labilidade e dos expressivos teores de N amoniacal presente no EG e de sua composição elementar, além do pH elevado, o que favoreceu as transformações e reações do N na pilha de compostagem. (WANG e ZENG, 2017).

Efeito de aditivos no pH e CE do composto

pH

O pH consiste em um fator diretamente relacionado ao grau de maturação do composto e à atividade de microrganismos que mediam os processos da compostagem (CHEN et al., 2015; ZHANG e SUN, 2014). Assim, o aumento da dose de S^o reduz o pH do composto, ou seja, para cada 0,1% de S^o aplicado, há redução de 0,1 unidade de pH da mistura compostada. Em trabalho empregando o S^o em compostagem de esterco bovino, Gu et al., (2011) também constataram a diminuição do pH utilizando doses equivalentes à 0,25 e 0,50% de S elementar no composto. Neste trabalho, os teores de N na forma do amônio foram maiores nos compostos tratados com S^o do que no controle. Visando reduzir o pH de materiais compostados com S^o, Roig et al., (2004) também verificaram redução dos pH à medida que se elevou as doses deste aditivo.

Com relação aos valores de pH ao final da compostagem de cada tratamento, a dose mais elevada de S^o propicia o pH na faixa mais ácida (6,4), e isso propiciou maior taxa de recuperação de N no composto. Este fato provavelmente reflete a formação de H⁺ decorrente

da oxidação do S^o a ácido sulfúrico (H₂SO₄), que se dissocia completamente, por tratar-se de um ácido forte (ROIG et al., 2004). O emprego deste aditivo visa a acidificação do composto, com vistas a minimizar eventuais perdas de amônia, que tende a ser maiores em meios cujos valores de pH dentro da faixa alcalina (MAHIMAIRAJA et al., 1994). Dentre todos os aditivos testados, o S^o foi o que propiciou a maior acidificação das misturas em compostagem. Pode-se observar, também, que, à medida que se aumenta a magnitude de redução do pH com o acréscimo na dose de S^o, há aumento da CE nos compostos produzidos (Figura 1). Vale salientar que, se a CE ultrapassa o valor crítico (2 dS m⁻¹) para o cultivo da maioria das culturas, o excesso de sais adicionados por compostos com elevada CE pode inibir o crescimento das plantas e a germinação das sementes (KARAK et al., 2013). Assim, compostos ricos em S^o podem, conforme a dose aplicada no solo, interferir no crescimento das culturas. Como se não bastasse, CE acima de 8 dS m⁻¹ inibe a atividade de organismos decompositores.

O aumento das doses de serragem propicia significativa redução do pH dos compostos. Em trabalho conduzido por Troy et al., (2012), com a compostagem de esterco de suínos, houve redução do pH em cerca de 22%, chegando a 6,6, quando o esterco foi combinado com a serragem na proporção de 25% da mistura compostada. De modo similar, Weender et al., (2012), ao longo de sete meses de incubação, constataram os menores valores de pH com o aumento da proporção de serragem nas misturas compostadas de esterco bovino. Tendo em vista que a volatilização da amônia é fortemente dependente dos valores de pH do meio de decomposição, é possível antecipar que o uso de serragem pode fornecer C mais recalcitrante (C-lignina) e elevar a relação C/N dos materiais compostados, por isso, o emprego deste resíduo poderia, também, contribuir para a acidificação do composto (PRASANTHRAJAN e DORAISAMY, 2013). Entretanto, é preciso considerar que o C da serragem não é prontamente disponível, por ser menos lábil do que o de bagaço de cana. Além disso, a serragem pode demorar mais tempo para ser decomposta, em relação ao esterco de galinha, que têm compostos mais suscetíveis à decomposição, por predominar em sua composição compostos nitrogenados mais lábeis. Dessa forma, pode haver desacoplamento entre o N que é liberado pelo EG e o C que deveria ser liberado pelo resíduo de maior relação mistura compostado, de modo sincronizado à liberação de frações processadas de N na compostagem. Essa falta de sincronização entre o N liberado e o C para incorporar o N processado pelos decompositores pode acarretar perdas de N por volatilização, com subsequente redução do N no composto final.

Ao contrário dos demais aditivos empregados neste estudo, a elevação das doses do biocarvão propiciou aumento do pH. Quando misturado ao EG na proporção de 40%, o uso de

biocarvão propiciou elevação do pH de 7,4 para 8,9, sendo o maior valor de pH dentre todos os determinados para as misturas compostadas. Em estudo que avaliou a compostagem de esterco de galinha misturado a biocarvão de eucalipto, Dias et al., (2009) constataram aumento do pH ao longo da compostagem, dado que o pH subiu a 8,8 após 210 dias de incubação. Trupiano et al. (2017) também constataram o efeito alcalinizante do biocarvão produzido a partir da pirólise lenta de restos de poda restos de oliveira. A capacidade de correção da acidez pelo biocarvão de casca de café foi também constatada em estudo de Domingues et al. (2017). Além disso, empregando diferentes tipos de biocarvão, Chen et al., (2017) também verificaram a tendência de aumento do pH nos compostos ao longo do processo de compostagem em função do uso de biocarvão, com os picos de valores de pH ocorrendo nos primeiros oito dias da decomposição controlada.

A variação no pH das misturas compostadas com o acréscimo das doses de bagaço de cana (BC) foi semelhante à observada para a serragem. Com o acréscimo na proporção de BC, em relação ao EG, o pH da mistura compostada diminuiu, até alcançar valor igual a 7,08. Este fato pode ser justificado pela natureza ácida desse subproduto do setor canavieiro, auxiliando, por isso, no controle do pH e na redução de variações bruscas do grau de acidez da misturas em decomposição (COLE et al., 2016). O uso de 60 % de BC na mistura compostada propiciou pH igual a 7,1 para o composto, o que estaria dentro da faixa considerada satisfatória a composto que atingiu grau de maturação adequado, sinalizado por valores de pH entre 6,5 a 7,5, segundo Karak et al. (2013). Vale salientar, contudo, que valores de pH entre 7,0 e 8,0 possibilitam uma adequada reprodução e atividade de microrganismos que mediam o processo de compostagem (JUMNOODOO e MOHEE, 2011).

Condutividade elétrica

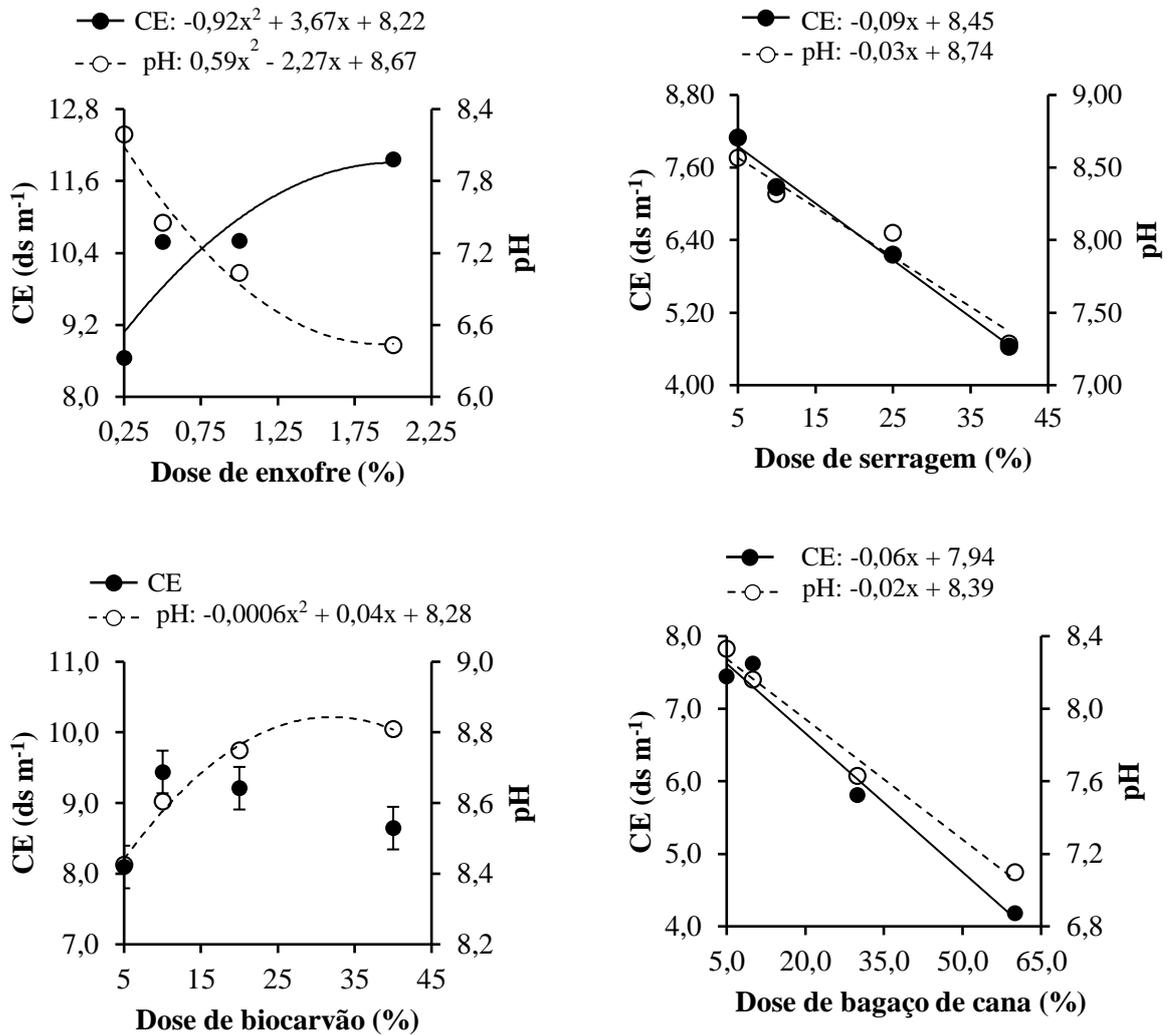
A exemplo do pH, também, a condutividade elétrica (CE) está relacionada ao grau de maturação e estabilidade química (humificação) do composto (ZHANG e SUN, 2014). Além disso, este atributo está relacionado à solubilidade dos sais presentes no composto, podendo comprometer o crescimento e eventual germinação das plantas, quando a concentração da solução de sais no composto encontra-se elevada (KARAK et al., 2013), ou quando o aporte de doses de compostos ao solo acarreta salinização do meio de cultivo. A CE, ao contrário do pH, aumenta à medida que se eleva a dose de S°. Apesar dos valores bastante elevados encontrados neste estudo, o comportamento da CE foi análogo ao encontrado por Gu et al., (2011), cuja dose maior de S° (0,5%) foi responsável pelo maior valor de CE medido ($4,0 \text{ dS m}^{-1}$), seguindo uma tendência oposta aos valores de pH. Esse comportamento também foi verificado no estudo do Roig et. al., (2004), que constatou uma correlação altamente significativa entre a redução dos valores de pH e a elevação dos valores da CE, de modo que a adição de 0,5% de S° diminuiu o pH para 7,66 e aumentou a CE para $5,98 \text{ dS m}^{-1}$. É necessário se atentar para o fato de que as proporções de S° misturadas ao composto, uma vez que grandes quantidades desse aditivo (superiores a 0,5 %) podem reduzir as atividades da biomassa microbiana e fúngica, além de afetar negativamente diferentes enzimas presentes nos solos e aumentar sensivelmente a CE dos compostos, diminuindo seu valor agrônômico (ROIG et. al., 2004).

O emprego de maiores doses de serragem foi acompanhado pela redução da CE do composto, cujo comportamento se assemelhou ao do pH. Ainda assim, os valores da CE mantiveram-se acima de $4,0 \text{ dS m}^{-1}$, o que poderia comprometer a germinação das sementes, se o pH do meio de cultivo fosse alterado pelo composto com serragem. Empregando serragem no processo de compostagem de esterco suíno (5 kg de serragem para 25 kg de esterco), Sun et al., (2014) constataram redução da CE ao final de 30 dias de incubação dos resíduos orgânicos.

Embora se esperasse um comportamento oposto em relação ao observado para os valores de pH (ZHANG e SUN, 2014), a CE dos tratamentos que empregaram o bagaço de cana seguiu uma tendência semelhante ao mesmo, isto é, diminuíram com a elevação das doses. Este fato pode ser explicado em função do bagaço de cana apresentar inicialmente menor CE em relação ao esterco de galinha. Neste sentido, em função de sua maior resistência à decomposição, ao final da compostagem sua proporção no composto foi maior, quando comparado ao esterco. Além disso, todas as doses de BC apresentaram valores de CE maiores

que 4 dS cm⁻¹, o que, segundo Karak et al., (2013), estariam inadequados do ponto de vista do grau de maturação do composto.

Figura 1 - Valores de pH e CE no composto final em função do aumento das doses de S^o, Serragem, Biocarvão e Bagaço de cana nas misturas compostadas de esterco de galinha.



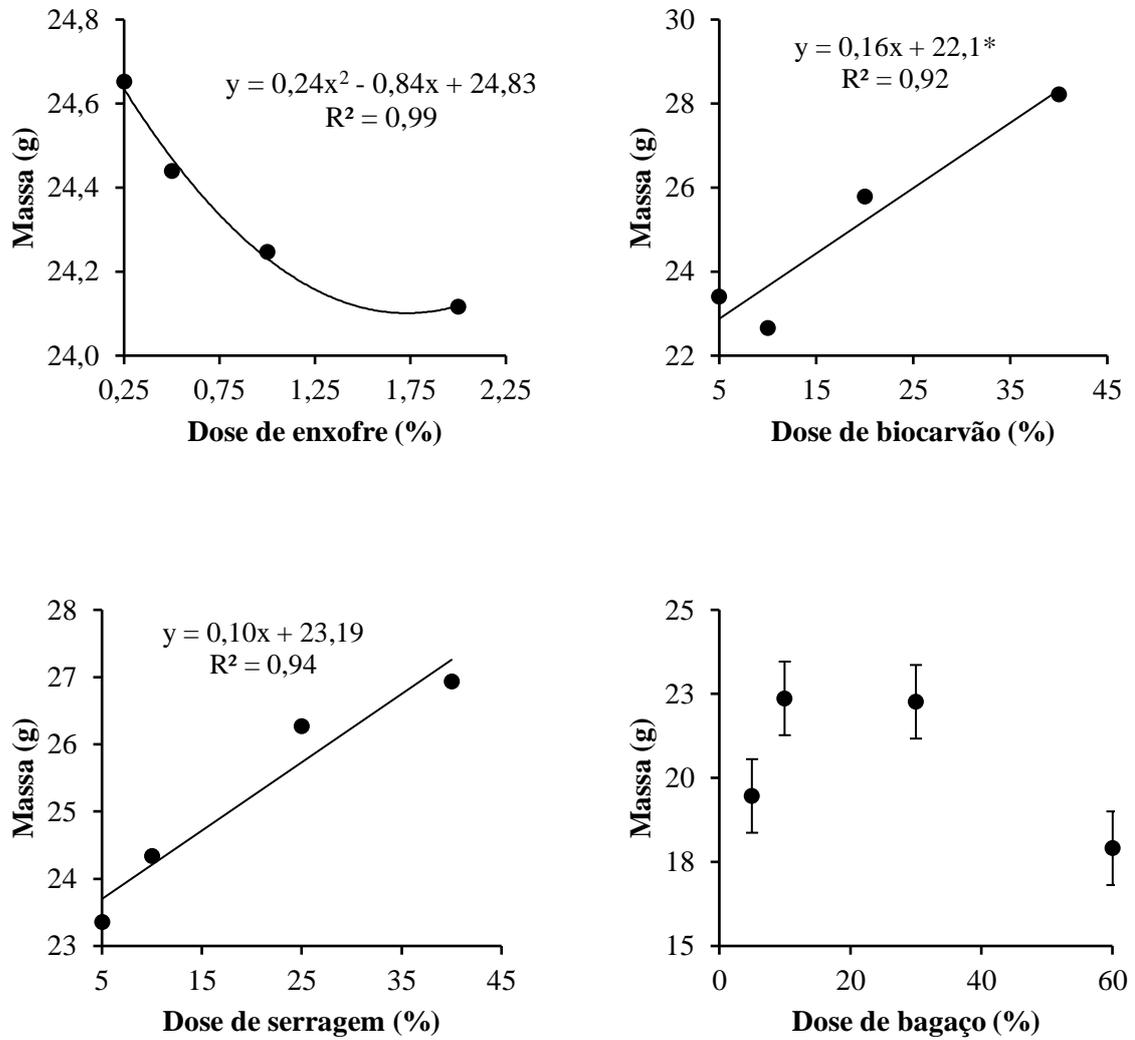
Massa seca do composto

Os tratamentos que receberam o S^o como aditivo para redução das perdas de N apresentaram maiores perdas de massa ($p < 0,05$), à medida que a dose foi elevada. Há possibilidade de que a maior disponibilidade do S^o tenha propiciado aos microrganismos melhores condições para decomposição da matéria orgânica do composto, tendo em vista a essencialidade deste nutriente nas reações de transformação da matéria orgânica (STEVENSON, 1994).

A biodegradação dos compostos orgânicos depende, entre outros fatores, da disponibilidade do carbono (C), sendo que, neste aspecto, a presença de C prontamente disponível no aditivo é imprescindível para seu aproveitamento pela microbiota (KHAN et al, 2014). Neste contexto, tanto a serragem quanto o biocarvão apresentaram maiores quantidades de massa seca nos compostos à medida que se aumentou as doses dos respectivos aditivos. Uma parcela considerável do C da serragem está presente na forma de lignina, que contém substâncias com C mais recalcitrante e menos suscetível à decomposição do que outras classes de substâncias orgânicas, o que dificulta o acesso à celulose e hemicelulose por parte dos microrganismos decompositores (KHAN et al., 2014). De modo análogo, o biocarvão é caracterizado pelo elevado caráter aromático do C presente nessa matriz orgânica, o que dificultaria a sua decomposição imediata pelos microrganismos (LEHMANN et al., 2006), de modo que os compostos que contém a matriz de fato são submetidos à co-compostagem, em vez da compostagem, pois praticamente não há transformação da matriz pirolisada ao longo do processo de compostagem.

Inicialmente, houve um aumento da massa de composto ao final da compostagem, para doses de 5 e 10% de BC, com redução da massa de composto a partir da dose de 30% de BC, sendo a menor massa verificada nos tratamentos em que o BC foi misturado à base de 60% (17,9 g). Ademais, as condições propiciadas pela aplicação do BC podem também favorecer o aumento das taxas de decomposição da matriz orgânica, o que pode ser evidenciado na Figura 2, em acordo com os resultados apresentados por Cole et al. (2016). O estudo conduzido por Zhang & Sun (2014) demonstrou que o aumento da capacidade de retenção de água no composto enriquecido com o BC, o que também poderia ter colaborado com o aumento das taxas de decomposição dos resíduos vegetais ricos em celulose testados no referido estudo, tendo em vista que os microrganismos são ativos apenas na interface sólido-água -(KHAN et al., 2014).

Figura 2 - Variação da massa em função das doses de S^o, Serragem, Biocarvão e Bagaço de Cana.



Recuperação de N no composto

As perdas de N variaram em função das misturas de EG com os aditivos testados, muito em função da labilidade e do elevado teor de N total e N-amoniaco presente no EG e de sua composição elementar, além do pH elevado e das transformações ocorridas das formas nitrogenadas presentes em cada composto. O S^o reduz as perdas de N, possibilitando maior retenção do nutriente no composto final, bastando, para isso, a aplicação da menor dose de S^o testada (Figura 3). Entretanto, observa-se tendência de a dose de S^o de 0,5 % propiciar maior recuperação do N total presente no composto; a partir dessa dose, o N recuperado diminui ou estabiliza-se. Assim, o provável papel do S^o em aumentar a retenção de N ocorre com a dose ótima de S elementar de 0,5%. O S^o é efetivo em reduzir o pH e aumentar a CE do composto final. A adição de S^o a 1% e a redução provocada na recuperação de N pode estar relacionado com o surgimento de condições piores ao crescimento e atividade de algumas estirpes bacterianas que mediam as transformações do N compostado e controlam as perdas de N via volatilização da amônia, tais como *Thiobacillus thioparus* (GU et al., 2011).

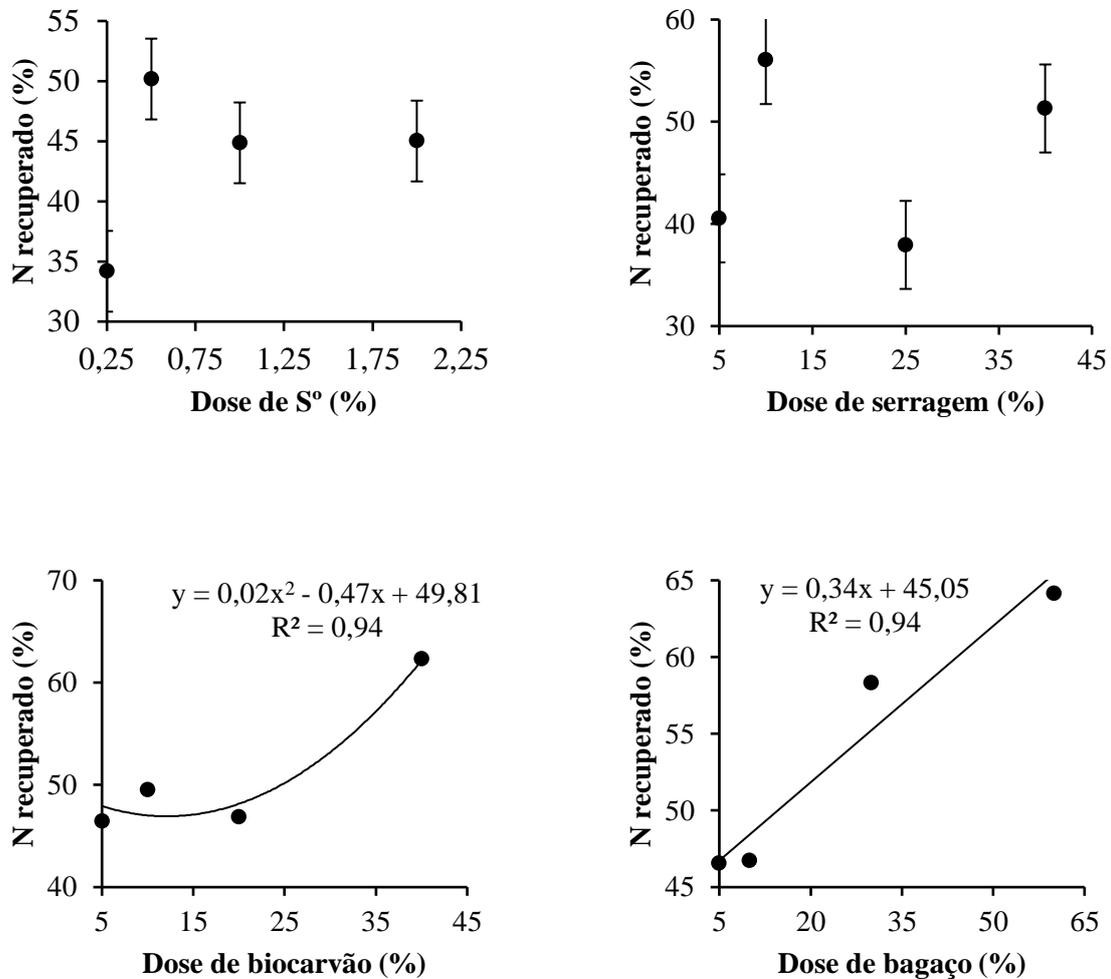
Roig et al. (2004) também verificaram maior eficiência da dose de 0,5% de S elementar sobre o controle do pH em compostagem de borra da extração de azeite, sem, contudo, aumentar consideravelmente a CE da amostra. Neste estudo, ao contrário do observado por Roig et al., (2004), a CE aumentou de forma linear com o acréscimo na dose de S^o, até atingir o valor de 10,58 dS m⁻¹, sabidamente inibitória à compostagem. Verifica-se que todos os tratamentos com este aditivo apresentaram maior potencial de recuperação do N em relação ao controle, o que pode ser explicado pela oxidação do S^o, dando origem na pilha de composto ao H₂SO₄, que, por sua vez, reage com o NH₃ formando o NH₄SO₄, que é mais estável do que o N-amônio nas condições encontradas durante a compostagem em relação às perdas de N (MICHAEL et al., 2006).

Com relação à serragem, a aplicação crescente de doses deste resíduo não apresentou efeito significativo na recuperação de N total do esterco de galinha ao final da compostagem. Há trabalho que demonstra a capacidade da serragem em reduzir as emissões de amônia ao longo da compostagem ou armazenamento de esterco e resíduos de origem animal. Segundo Weerden et al., (2012), a maior proporção de serragem em misturas compostadas de esterco bovino reduziu significativamente as emissões de amônia ao longo de sete meses de incubação, além de reduzir a produção de metano. Também não houve efeito significativo da aplicação de diferentes doses de biocarvão sobre a recuperação do N nos compostos. A dose mais elevada

de biocarvão apresentou as maiores taxas de recuperação do N total, o que poderia ser explicado pelas elevadas quantidades de grupos carboxílicos e fenólicos nas superfícies do biocarvão, grupos funcionais capazes de reter formas sólidas e gasosas de N produzidas durante a compostagem (CAYUELLA et al., 2013). Estes grupos orgânicos funcionais na matriz de biocarvão são capazes de adsorver amônio (NH_4^+), evitando assim eventuais perdas via volatilização da amônia, cuja formação no composto se dá a partir da fase de amonificação/mineralização ou da conversão do amônio a amônia em meio fortemente alcalino (DIAS et al., 2009).

Por outro lado, o emprego de doses crescentes de bagaço de cana propiciou maiores recuperações do N total, cuja magnitude foi proporcional à elevação dos teores deste aditivo. O efeito do bagaço de cana está relacionado ao aumento da relação C/N, o que é fundamental para redução da volatilização de amônia, e no aumento de grupos orgânicos funcionais, tais como os ácidos carboxílicos e fenóis, o que aumenta a capacidade de retenção de N-amônio oriundo da decomposição do composto (GUPTA et al., 2010). Além disso, há no bagaço de cana mais C lábil do que na serragem. Essa matriz de C lábil pode ser aproveitada pelos organismos decompositores para reter em formas estáveis compostos nitrogenados passíveis de volatilização e oriundos da decomposição. Isso explica a necessidade de se começar o processo de compostagem com adequada relação C/N, de preferência com o uso de aditivos cujo C seja prontamente disponível aos organismos decompositores, capaz, portanto, de reter o N produzido durante a compostagem.

Figura 3 - Nitrogênio recuperado em função das doses de S^o, Serragem, Biocarvão e Bagaço de cana.

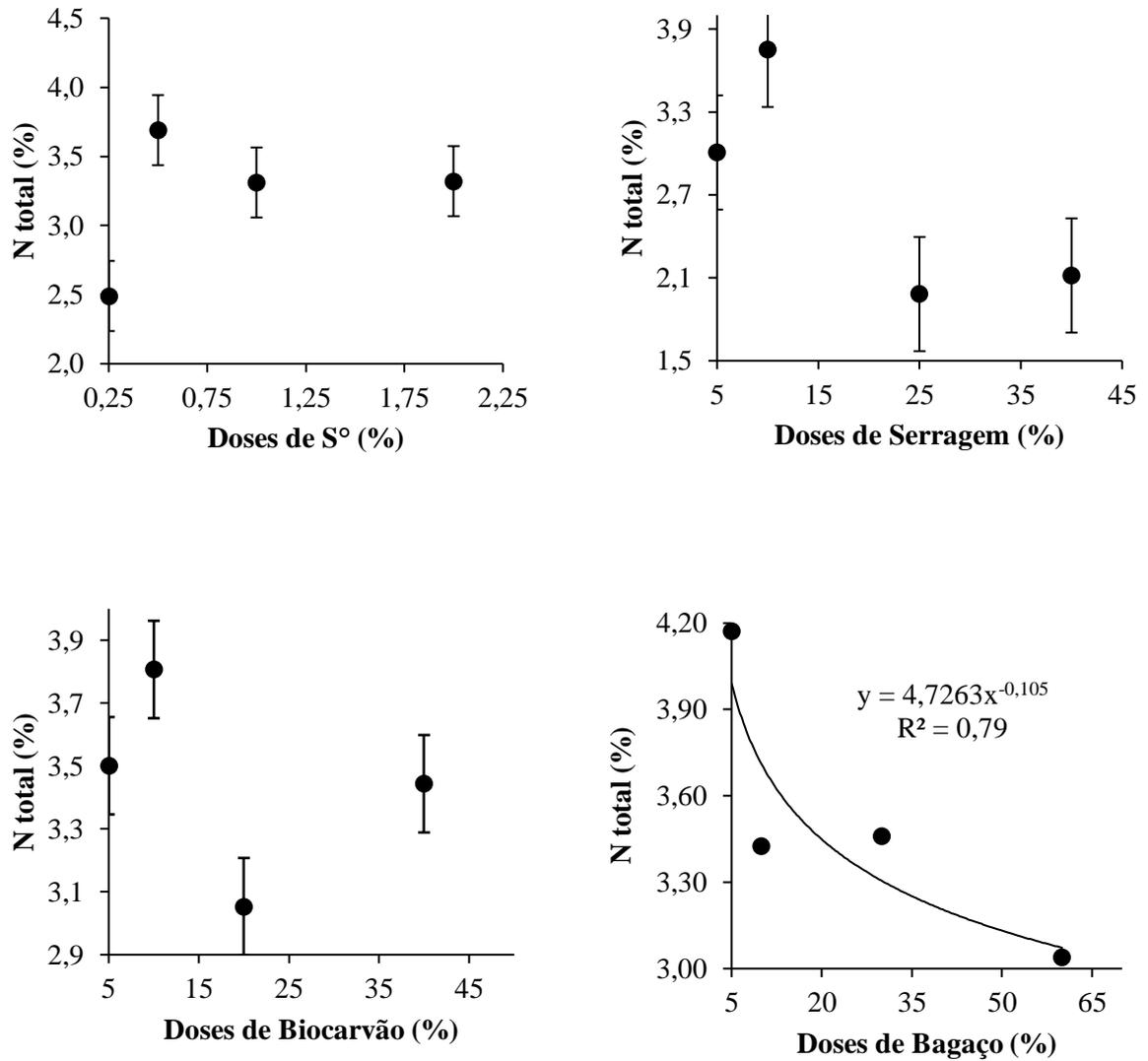


N no composto final

Os tratamentos que empregaram os aditivos S^o e Serragem apresentaram os teores totais de N variando em uma tendência similar à apresentada com relação à recuperação de N ao final do experimento, à medida que se variaram as doses de cada aditivo (Figuras 3 e 4). Nos tratamentos onde se utilizou o biocarvão como aditivo, o comportamento foi semelhante ao observado nos dois casos acima, com exceção da dose equivalente a 20%, cujo teor de N total foi o menor entre todas as doses de biocarvão (3,05%), ainda que tenha apresentado uma recuperação do N maior que a dose de 5%.

Já com relação ao Bagaço de Cana, os teores observados de N total seguiram uma tendência contrária ao observado para a recuperação do N, isto é, decrescendo à medida que se elevou as doses deste aditivo. Possivelmente, este fato decorreu das elevadas taxas de mineralização do esterco de galinha com relação ao bagaço de cana, cuja composição orgânica apresenta maior resistência à decomposição. Além disso, ao final do estudo, os tratamentos com as maiores doses apresentaram a predominância do bagaço de cana nos compostos, sendo seu teor total de N mais baixo do que o do EG, o que contribuiu para a redução do N total no material compostado à medida que se eleva a proporção de bagaço de cana na mistura compostada de esterco de galinha.

Figura 4 - Teores de N total ao final da incubação em função das diferentes doses de cada aditivo.



CONCLUSÕES

1. O uso de biocarvão acelera o processo de compostagem, em função da menor massa remanescente de composto com o aumento da dose de biocarvão, contudo, a dose ótima de biocarvão (40 %) para máxima retenção de N no composto é proibitiva para uso em larga escala na compostagem;
2. É possível antever o grau de acidez dos compostos de EG em função da proporção de S^o na mistura compostada, pois há decréscimo linear no pH com a elevação da dose de S^o;
3. A acidificação da mistura compostada com S elementar consiste na estratégia mais eficaz para reduzir o pH das misturas compostadas e para enriquecer o composto final com N, em dose relativamente baixa (<0,5%). A adição de S^o em doses maiores que a ótima (0,5%) inibe a decomposição e aumenta a CE das misturas compostadas, que atingem valores de CE da ordem de 11 dS m⁻¹, inibitória à compostagem;
4. O aumento da massa final de composto em função do acréscimo nas proporções de biocarvão e serragem, nem sempre, significa maior retenção de N nos compostos produzidos;
5. A alteração da relação C/N visando atingir valor da ordem de 35/1 nas misturas compostadas pelo uso de bagaço de cana, em vez da serragem, é o modo mais eficaz de acelerar a compostagem e reter mais N no composto final. Assim, a acidificação pelo uso de S elementar e o balanço da relação C/N pelo uso de bagaço de cana se configuram como os tratamentos combinados mais eficazes para enriquecer com N os compostos produzidos a partir do esterco de galinha.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES – PROEX – AUXPE 590/2014) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), processos 303899/2015-8 e 461935/2014-7), pelo auxílio financeiro à pesquisa, custeio da publicação e concessão de bolsas de pesquisa. À Dra. Rimena Ramos Domingues, pela ajuda na caracterização da amostra de biocarvão. Nossos agradecimentos ao prof. Paulo Fernando Trugilho (DCF/UFLA) e às Dras. Claudinéia Olímpia de Assis e Isabel Cristina N. A. de Melo, pelo auxílio na produção do biocarvão.

REFERÊNCIAS

- BOLAN, N. S., SZOGI, A. A., CHUASAVATHI, T., SESHADRI, B. ROTHROCK JR, M. J., PANNEERSELVAM, P. Uses and management of poultry litter. **World's Poultry Science Journal**, v.66, 2010.
- CAYUELA, M.L.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; ROIG, A.; HANLEY, K.; ENDERS, A.; LEHMANN, J. Biochar and denitrification in soils: when, how much and why does biochar reduce N₂O emissions? **Scientific Reports**.2013. doi:10.1038/srep01732
- CHEN, D.; WANG, Y.; LAN, Z.; Li J.; XING, W.; Hu, S.; BAI, Y. Biotic community shifts explain the contrasting responses of microbial and root respiration to experimental soil acidification. **Soil Biology and Biochemistry**. v.90, p.139–147, 2015. doi: 10.1016/j.soilbio.2015.08.009.
- COLE, A. J.; ROBERTS, D. A.; GARSIDE, A. L.; NYS, R. de; PAUL, N. A. Seaweed compost for agricultural crop production. **Journal Applied Phycology**, v.28, p.629–642, 2016.
- DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G. de; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**. vol.31, 2007.
- DIAS, B. O. **Compostagem de esterco de galinha: composição química da matéria orgânica e extração de substâncias húmicas**. Tese (doutorado). Universidade Federal de Lavras, 2009.
- DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; HIGASHIKAWA, F. S.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. **Bioresource Technology**, vol.101, p.1239-1246, 2009.
- DIAZ, D.A.R; SAWYER, J.E; MALLARINO, A.P. Poultry manure supply of potentially available nitrogen with soil. **Agronomy Journal**. vol.100, 2008. doi:10.2134/agronj2007.0371
- DOMINGUES, R.R.; TRUGILHO, P.F.; SILVA, C.A.; MELO, I.C.N.A.; MELO, L.C.A.; MAGRIOTIS, Z.M.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A. Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. **Plos One**, 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176884>
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a guide for its bootstrap procedures in multiple comparisons. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.38, p.109-112, 2014.
- 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 Technology**, v. 102, p. 1468-1474, 2011.
- GU, W.; ZHANG, F.; XU, P.; TANG, S.; XIE, K.; HUNG, X. Qiaoyi HUNAG, Q. Effects of sulphur and *Thiobacillus thioparus* on cow manure aerobic composting. **Bioresources Technology Journal**. vol.102, p.6529-6535, 2011. doi: 10.1016/j.biortech.2011.03.049. 2011.
- GUPTA, R. D.; ARORA, S.; GUPTA, G. D.; SUMBERIA, N. M. Soil physical variability in relation to soil erodibility under different land uses in foothills of Siwaliks in NW India. **Trop. Ecol**. vol. 51, p.183–197, 2010.

- JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G. X.; GUO, R.; LUO, Y. M. Gaseous emission during the composting of pig feces from Chinese Ganqinfen system. **Chemosphere**, vol.90, p.1545-1551, 2013.
- JUMNOODOO, V.; MOHEE, R. Evaluation of FTIR spectroscopy as a maturity index for herbicide-contaminated composts. **Environ. Waste Manage.** vol.9, p.89–99, 2011.
- KARAK, T.; BHATTACHARYYA, P.; PAUL, R. K.; DAS, T.; SAHA, S.K. Evaluation of composts from agricultural wastes with fish pond sediment as bulking agent to improve compost quality. **Clean Soil Air Water**, vol.41, p.711–723, 2013.
- KASTNER, J. R.; MILLER, J.; DAS, K. C. Pyrolysis conditions and ozone oxidation effects on ammonia adsorption in biomass generated chars. **Journal Hazard Mater**, vol.164, p.1420–1427, 2009.
- KEENEY, D. R.; BREMMER, J. M. Comparison and Evaluation of Laboratory Methods of Obtaining an Index of Soil Nitrogen Availability. **Agronomy Journal**, vol.58, p.498-503, 1966.
- KHAN, N.; CLARK, I.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; SHEA, S.; MEIER, S.; BOLAN, N. Maturity indices in co-composting of chicken manure and sawdust with biochar. **Bioresource Technology**. vol.168, p.245-251, 2014.
- MAHIMAIRAJA, S.; BOLAN, N.S., MEDLEY, M.J. Dissolution of phosphate rock during the composting of poultry manure: an incubation experiment. **Fertilizer Research**. vol.40 p.93–104, 1994.
- MICHAEL, J.; GIBSON, J.; TREVORS, T.; OTTEN, L. Population estimates of *Thiobacillus thioparus* in composting biofilters by PCR analysis. **Journal of Microbiological Methods**, vol.65, p.346–349, 2006.
- NAHM, K. H. Factors influencing nitrogen mineralization during poultry litter composting and calculations for available nitrogen. **World's Poultry Science Journal**, vol.61, p.238-255, 2005.
- OGUNWANDE, G. A.; OSUNADE, J. A.; ADEKALU, K. O.; OGUNJIMI, L. A. O. Nitrogen loss in chicken compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency. **Bioresource Technology**. vol.99, p.7495–503, 2008.
- PRASANTHRFAJAN M.; DORAISAMY, P. Reducing the Ammonia Volatilization from Poultry Droppings by Temporary Immobilization and Drying. **International Journal of Chemical, Environmental & Biological Sciences (IJCEBS)**. Vol.1, 2013.
- ROIG, A.; CAYUELA, M. L.; SÁNCHEZ-MONEDERO. The use of elemental sulphur as organic alternative to control pH during composting of olive mill wastes. **Chemosphere**. vol.57, p.1099-1105, 2004.
- STEINER, C.; DAS K. C.; MELEAR, N.; LAKLY, D. Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. **PubMed Journal**. vol.39, p.1236–1242, 2009.
- STEVENSON, F.J. **Humus chemistry. Genesis, Compostion, Reactions**. 2 nd ed. New York: John Wiley, 1994.

TROY, S.; NOLAN, T.; KWAPINSKI, W.; LEAKY, J. J.; HEALY, M. G.; LAWLOR, P. G. Effect of sawdust addition on composting of separated raw and anaerobically digested pig manure. **PubMed Journals**. vol.111, p.70-77, 2012,

TRUPIANO, D.; COCOZZA, C.; BARONTI, S., AMENDOLA, C.; VACCARI, F. P.; LUSTRATO, G.; LONARDO, S.; FANTASMA, F., TOGNETTI, R.; SCIPPA, G. S. The Effects of Biochar and Its Combination with Compost on Lettuce (*Lactuca sativa* L.) Growth, Soil Properties, and Soil Microbial Activity and Abundance. **International Journal of Agronomy**, Article ID 3158207, 12 pages, 2017.

WANG, S.; ZENG, Y. Ammonia emission mitigation in food waste composting: A review. **Bioresource Technology**, v.248, p.13-19, 2017.

WEERDEN, V.D.; LUO, J.B , DEXTER, M. Mitigating ammonia emissions from stored dairy cow manure. 2012.

ZHANG, L.; SUN, X.Y. Effects of rhamnolipid and initial compost particle size on the two-stage composting of green waste. **Bioresource Technology**. vol.163, p.112–122, 2014.

CAPÍTULO 3

Eficiência do NBPT em reduzir a volatilização de amônia e aumentar o N em composto de esterco de galinha

RESUMO

O esterco de galinha (EG) é um dos resíduos orgânicos com maior teor de N de alta labilidade. O N, predominantemente, encontra-se no EG na forma orgânica, sendo que, em média, o ácido úrico predomina entre as frações de N no esterco. Todavia, o ácido úrico é rapidamente convertido em ureia que, uma vez formada, é hidrolisada, originando o gás carbônico e amônia, o que acarretaria reduções dos teores de nitrogênio pela volatilização da amônia e conseguinte diminuição do seu potencial fertilizante. Neste sentido, este trabalho objetivou avaliar os efeitos de diferentes doses de NBPT sobre a volatilização de amônia (NH₃), na caracterização química do esterco em função das diferentes doses de NBPT, bem como a determinação da dose mais eficaz para reter mais N no composto de EG. Foram testadas sete doses de NBPT (0, 0,1, 0,25, 0,5, 1, 3 e 6%) em misturas com o EG. As taxas de volatilização de amônia foram quantificadas pela captação do gás em espumas embebidas com ácido fosfórico e glicerina. Foram realizadas coletas das espumas para a quantificação do N-NH₃ aos 0, 1, 2, 5, 8, 13, 20 e 30 dias da incubação. No início e ao final do experimento, foram determinados o N total, as concentrações de N-nitrato e N-amônio, pH, condutividade elétrica (CE) e massa de composto de cada tratamento. Há volatilização de amônia para as doses de 0, 0,1, 0,25, 0,5 e 1% até o final do período de incubação, o que não ocorreu para as doses de 3 e 6% de NBPT. Todos os tratamentos apresentaram menores taxas de volatilização do NH₃ quando comparados ao controle (apenas o esterco de galinha). Para as doses de 0, 0,1, 0,25 e 0,5 % de NBPT, os valores de pH aumentaram ao final da incubação, bem como os valores do N-nitrato, em contrapartida, os teores de N-amônio e a massa remanescente foram diminuídas. Com relação às doses de 1, 3 e 6 % de NBPT, observou-se redução dos valores de pH e dos teores de N-nitrato ao final do processo, além de elevação considerável dos teores de N-amônio com perdas muito baixas de massa. A dose de 0,5 % de NBPT é eficaz, em condições de laboratório, em reduzir a volatilização da amônia na ordem de 20 % (em relação ao controle)e, ainda, aumenta o teor de N no composto final.

Palavras-chave: Volatilização da amônia. Esterco de galinha. NBPT. Nitrificação. Compostagem

Use of NBPT to inhibit NH₃ volatilization and to increase N content in chicken manure-derived composts

Chicken manure (CKM) is one of the richest sources of labile N generated in the Brazilian animal production systems. This nutrient is predominantly present in EG in the organic form, and, on average, uric acid corresponds to the most N form found in this manure. Uric acid is rapidly converted into urea; once formed, urea can be hydrolyzed by urease, originating carbonic acid and ammonia, which may lead to N reductions in the humified compost due to the ammonia volatilization. The objectives of this study were to evaluate the effects of different NBPT rates on the losses of volatilization of ammonia (NH₃), the chemical characterization of composts produced as a function of the NBPT rates, as well as the determination of the most effective NBPT rate to retain greater N contents in the humified composts. Seven NBPT rates (0.1, 0.25, 0.5, 1, 3 and 6%) were tested. Ammonia volatilization rates were quantified by the gas trapped in forms embedded with phosphoric acid and glycerin. Foams were collected for N-NH₃ quantification at 0, 1, 2, 5, 8, 13, 20 and 30 days after the beginning of incubation. At the beginning and at the end of the experiment, total N, nitrate-N and ammonium-N concentrations, pH, electrical conductivity (EC) and mass of compost for each treatment were determined. Ammonia volatilization is produced until the end of incubation for all CKM pots treated with 0, 0.1, 0.25, 0.5 and 1% NBPT, but it ceases in the incubated mixtures where NBPT was added at the rates of 3 and 6%. All treatments had lower NH₃ volatilization rates when compared to the control (chicken manure only). At the doses of 0, 0.1, 0.25 and 0.5% NBPT, the pH values increased at the end of the incubation, as well as the nitrate-N values. On contrary, the ammonium-N contents and the remaining compost mass decreased over NBPT rates. In relation to the 1, 3 and 6% NBPT doses, the pH values and nitrate levels were reduced at the end of the process. Considerable increase of ammonium-N contents and low compost mass were noted as NBPT rate was increased. The 0.5% NBPT rate is effective under laboratory conditions in reducing ammonia volatilization in roughly 20% (in relation to the control), concomitantly to an increase in N in the final compost.

Keywords: Ammonia volatilization. Chicken manure. NBPT. Nitrification. Composting.

INTRODUÇÃO

O esterco de galinha (EG) consiste em um excelente fertilizante natural às plantas, em razão de seus elevados teores de macro e micronutrientes, sobretudo N, P e K, uma vez que 55 % do N, 70 % do P e 80 % do K ingeridos são liberados nos dejetos (BOLAN et al., 2010). O N presente no esterco de galinha está, predominantemente, na forma orgânica, sendo que, em média, 32% do N total representa a fração solúvel em água (ROGERI et al., 2016). Esta fração é representada especialmente pelas formas inorgânicas do N, tais como o $N - NH_4^+$ e o $N - NO_3^-$ e por compostos nitrogenados orgânicos solúveis em água, cuja maior parte é formada pelo ácido úrico (DIAZ et al., 2008; ROGERI et al., 2016). Em trabalho visando a determinação das formas do N em várias amostras de esterco de aves, Mowrer et al. (2013) constataram que, em média, o ácido úrico corresponde a 17,4 % do N total. Todavia, o ácido úrico é rapidamente convertido em ureia, pela ação da enzima uricase; uma vez formada, a ureia pode sofrer hidrólise pela atuação enzimática da urease, passando a amônia e, em condição de pH mais ácido, pode ser convertida a amônio (BOLAN et al., 2010). Os compostos nitrogenados presentes no EG, em geral, apresentam elevada labilidade e, por isso, são facilmente decompostos, sendo que, em condições propícias, serão convertidos em amônia e eventualmente volatilizados (DIAZ et al., 2008).

A urease é a enzima responsável pela hidrólise da ureia, que dá origem ao gás carbônico e amônia. A urease pode ser sintetizada por bactérias, actinobactérias e fungos, bem como originada em resíduos vegetais (FRANKENBERGER e TABATABAI, 1982; REYNOLDS et al., 1987). Várias moléculas têm sido desenvolvidas visando à inibição da enzima urease, sendo que os compostos com maior potencial são aqueles cuja estrutura se assemelha à da ureia (SOARES, 2011). Neste contexto, o Inibidor de Urease Tiofosfato de N-(n-butil) Triamida (NBPT) tem apresentado bons resultados no que se refere à redução das perdas de N quando aplicado em associação à ureia (CANTARELLA et al., 2008). A massa molar do NBPT é igual a 167,21 g/mol, considerando a fórmula molecular igual a $C_4H_{14}N_3PS$ (Soares, 2011). Seu mecanismo de ação está relacionado ao bloqueio de três sítios ativos da molécula da urease, sendo, para isso, necessária sua oxidação e subsequente conversão à NBPTO (fosfato de N-n-butil triamida), o que evidencia a importância de ambientes aeróbicos para sua maior eficiência (GUELFY, 2017; WATSON et al., 2008).

No Brasil, normalmente, a dose de NBPT utilizada juntamente à ureia é de 530 mg kg^{-1} do fertilizante nitrogenado (MIRA et al., 2017). Todavia, a eficiência na redução das taxas de

volatilização dos gases nitrogenados, sobretudo da amônia, pode ser elevada com o incremento das doses de NBPT, conforme demonstrado por Mira et al., (2017). Neste estudo, os autores constataram reduções substanciais das perdas de nitrogênio até a dose de 1000 mg kg⁻¹NBPT em cultivo de cana crua. Pereira et al., (2009) empregaram as doses de 0,1 e 1,0 % de NBPT em conjunto à urina de gado aplicado ao solo. Neste estudo, os autores constataram significativo atraso da hidrólise da ureia nos primeiros quatro dias após aplicação no solo, comparativamente ao emprego de AlCl₃. Todavia, o emprego de NBPT em resíduos orgânicos ainda demanda muitas informações técnicas, sobretudo no que se refere às doses e as melhores condições de aplicação para aumento da eficiência de seu modo de ação.

Visando a elucidação dos efeitos do NBPT no esterco de galinha, bem como o seu potencial na redução das perdas de nitrogênio via volatilização da amônia, este estudo teve por objetivo quantificar as perdas por volatilização do NH₃ em função de sete doses do inibidor de urease NBPT (0, 0,1, 0,25, 0,5, 1, 3 e 6%), ao longo de 35 dias de incubação do esterco de galinha em condições de laboratório. Os materiais decompostos foram caracterizados quanto ao pH, condutividade elétrica, teores de macro e micronutrientes, presença de N-nitrato e N-amônio e teor de N total, com o intuito de se verificar eventuais mudanças nesses atributos por ocasião do início e término da incubação.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Departamento de Ciência do Solo vinculado à Universidade Federal de Lavras, em 2017. Os estudos foram realizados em sala de incubação nas dependências do mesmo. A região pertence ao clima subtropical úmido (Cwa), sendo que os meses mais frios (junho e julho) apresentam temperaturas médias em torno de 15°C; a temperatura média da região, anualmente, gira em torno de 20 °C, e a temperatura média é de 23°C, segundo a classificação de Köppen.

O NBPT atua na inibição da urease, bloqueando três pontos ativos da molécula (Manunza et al., 1999), sendo que, para isso, necessita ser convertido em NBPTO (fosfato de N-n-butyl triamida) (Watson et al., 2008; Guelfi, 2017) (Figura 1). Os tratamentos foram constituídos pela mistura de esterco de galinha a seis diferentes doses do inibidor de urease NBPT (0,1, 0,25, 0,5, 1, 3 e 6%) e um tratamento controle (apenas compostagem do esterco), utilizando-se quatro repetições. Cada parcela experimental continha 120 g de esterco de galinha,

cuja caracterização química encontra-se na Tabela 1. Com relação ao NBPT, foi empregada uma solução com densidade igual a $1,0 \text{ g/cm}^3$, contendo 20% do inibidor, ou 0,2 g para cada mL da solução. Neste sentido, a massa de NBPT requisitada para a composição de cada tratamento e a alíquota da solução empregada para satisfazer a quantidade do NBPT calculada foi obtida de acordo com as seguintes formulas:

$$M_{\text{NBPT}} = \frac{M_{\text{EG}} \times T_{\text{NBPT}}}{100} \qquad A_{\text{NBPT}} = \frac{M_{\text{NBPT}}}{0,2}$$

Onde:

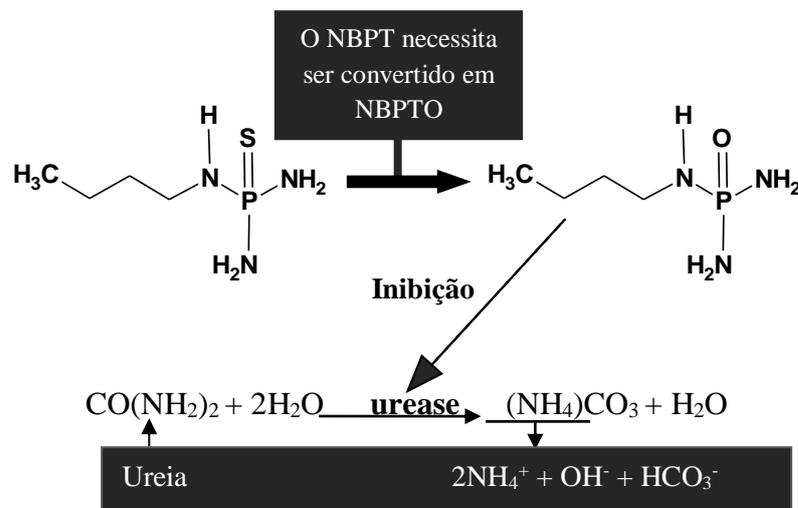
M_{NBPT} = Massa em gramas do NBPT

M_{EG} = Massa do esterco de galinha em gramas empregado para cada tratamento

T_{NBPT} = Teor em percentagem do NBPT empregado em cada tratamento

A_{NBPT} = Alíquota em mL da solução de NBPT

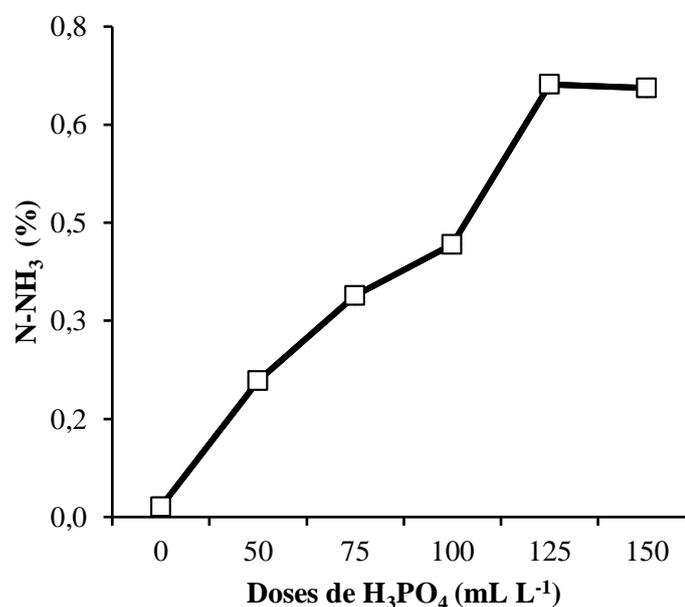
Figura 1 - Esquema da atuação do NBPT na reação da hidrólise da UREIA (Adaptado de Watson et al., 2008 e Guelfi, 2017).



A avaliação das perdas de N via volatilização da amônia foi quantificada empregando-se duas esponjas com densidade de $0,02 \text{ g cm}^{-3}$ e espessura de 2,5 cm, dimensionadas em conformidade ao diâmetro superior dos mini-lisímetros. A esponja externa foi empregada para

a retenção da amônia advinda da atmosfera, minimizando, assim, eventuais contaminações e, por conseguinte, superestimação dos níveis de NH_3 volatilizada. Recipientes de plásticos com volume de 250 mL foram acoplados na porção superior dos mini-lisímetros com vistas ao ajuste das esponjas, evitando, dessa forma, um eventual contato com o esterco de galinha. As esponjas foram ajustadas de tal modo a minimizar a troca de gases entre o interior e exterior dos recipientes.

Baseando-se no trabalho de Giacomini et al., (2014), para a retenção da amônia volatilizada, as espumas foram embebidas com 40 mL de uma solução com 125 mL L^{-1} de ácido fosfórico e 40 mL L^{-1} de glicerina. Para o ajuste da quantidade de ácido empregada, foi realizado um teste no qual o esterco de galinha foi compostado por 40 horas, embebendo-se as esponjas com cinco diferentes concentrações de ácido fosfórico (H_3PO_4): 50, 75, 100, 125 e 150 mL L^{-1} . Este procedimento visou à definição da concentração de ácido mais adequada para a captura da amônia volatilizada do composto, tendo por referência a concentração empregada por Giacomini et al., (2014). Ao final do tempo estipulado, as esponjas passaram por uma lavagem sequencial, por cinco vezes, com água destilada, até completar o volume de 1.000 mL. Desse volume, foi retirada a alíquota de 20 mL, que foi destilada em destilador por arraste de vapores, usando o método semimicro Kjeldahl, após a adição de hidróxido de sódio (13 mol L^{-1}). Conforme os resultados do teste (Tabela 3), a dose que apresentou a maior eficiência na captação da amônia volatilizada foi a de 125 mL L^{-1} , uma vez que o aumento da concentração para 150 mL L^{-1} não resultou em aumento significativo na captação do N- NH_3 .



O experimento de incubação foi conduzido ao longo de 30 dias, sendo as avaliações para a quantificação do N-NH₃ realizadas aos 0, 1, 2, 5, 8, 13, 20 e 30 dias após o início do processo de incubação. Em cada avaliação, as esponjas internas (responsáveis pela captação do N-NH₃ proveniente do esterco) foram trocadas e lavadas cinco vezes com água bidestilada. A solução obtida foi acondicionada em balões volumétricos de 500 mL, sendo preenchidos com água bidestilada até completar o volume. Em seguida, uma alíquota de 20 mL do volume foi retirada e, após adição de NaOH (13 mol L⁻¹), destilada em destilador por arraste de vapores, novamente, utilizando a metodologia de Kjeldahl. Uma vez capturada a NH₃ pelas soluções indicadoras referentes a cada tratamento, foi realizada a titulação de cada amostra com HCl (0,07143 mol L⁻¹). Com o intuito de converter os valores obtidos em mL de HCl em NH₃ percentual relativa ao N total, foram aplicadas as seguintes fórmulas:

$$T_{\text{NH}_3}(\text{mg}) = \text{HCl}_{\text{titulado}} \times 25 \qquad T_{\text{NH}_3}(\%) = \frac{T_{\text{NH}_3}(\text{mg}) \times 100}{T_{\text{N}}(\text{mg})}$$

Onde:

T_{NH₃} (mg): Teor de N-NH₃ em miligramas

HCl_{titulado}: Volume de HCl (0,07143 mol L⁻¹) empregado na titulação

T_{NH₃} (%): Teor de N-NH₃ em percentagem

T_N (mg): Teor de N total do esterco de galinha em miligramas

Tabela 1 - Caracterização química dos tratamentos em função das diferentes doses de NBPT, no início do experimento.

Dose de NBPT (%)	Macronutriente					Micronutriente				
	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	g/kg					mg/kg				
0	25,9	24,6	117,0	4,6	5,3	38,0	61,8	3066,0	685,0	415,0
0,1	29,8	40,8	142,4	7,3	7,1	40,2	81,8	2578,6	597,3	545,3
0,25	30,6	41,4	142,8	7,2	7,3	51,5	81,4	2535,3	616,6	539,8
0,5	29,4	39,6	143,1	6,6	7,1	68,4	76,6	2185,2	595,7	510,8
1	31,9	41,7	156,3	7,0	8,0	90,6	80,7	2417,3	585,1	533,6
3	30,4	40,9	146,2	7,0	7,4	62,7	80,1	2429,1	598,7	532,4
6	35,5	33,5	121,2	5,6	13,9	271,2	63,1	1992,8	479,7	436,4

Além do nitrogênio total, determinado conforme o método de Kjeldahl, também foram determinadas as frações inorgânicas correspondentes ao N na forma de íons amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-). Para tanto, foram pesados 10 g de cada amostra e adicionado 50 mL de uma solução extratora de KCL 2 mol L^{-1} , que foram, posteriormente, agitadas por 60 minutos, permanecendo em repouso em seguida por 24h. Após a decantação das partículas em suspensão, uma alíquota de 20 mL do sobrenadante foi retirada e destilada em presença do MgO, visando a determinação do nitrogênio na forma de amônio (N – NH_4^+). Para determinação do nitrato (N – NO_3^-), empregou-se a Liga de Devarda juntamente a destilação. Ao final dessa etapa, os teores de N – NH_4^+ e N – NO_3^- foram quantificados por titulometria, empregando-se o HCl $0,07143 \text{ mol L}^{-1}$ como solução titulante (KEENEY e BREMNER, 1966).

A condutividade elétrica e o pH de cada amostra foram determinados utilizando 1 g de cada material incubado (base seca) e misturado com 5 mL de água bidestilada. Uma vez acondicionadas em tubos Falcon de 15 mL, as suspensões foram agitadas por 30 minutos e as determinações foram realizadas com o auxílio de condutivímetro calibrado com solução-padrão de KCl $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ (CE igual a $1,412 \text{ dS m}^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$) e um medidor de pH de bancada marca HANNA modelo HI 2221, respectivamente.

Análise estatística

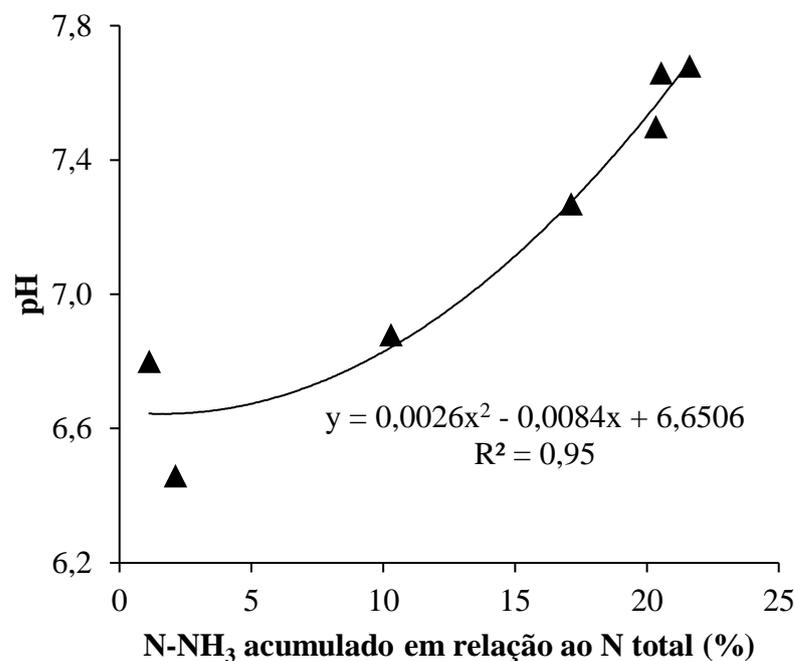
O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC), visando diminuir o erro experimental. Os dados foram submetidos à análise de variância para observação de eventuais efeitos das misturas incubadas com doses de NBPT sobre os atributos avaliados. Em seguida, foram ajustadas equações matemáticas, por meio da análise de regressão, associando-se as concentrações de NBPT nas misturas com o N retido no material compostado ao término da incubação. A análise estatística foi realizada por meio do programa SISVAR (FERREIRA, 2014).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

pH e condutividade elétrica

Pode-se observar que os maiores valores de pH acompanharam as perdas mais elevadas de N-NH₃ nos tratamentos (Figura 1), o que poderia favorecer a manutenção de taxas elevadas da volatilização do N-NH₃, uma vez que valores mais alcalinos dos compostos, tais como observado para as doses de 0, 0,1, 0,25 e 0,5 %, tendem a favorecer maiores taxas de volatilização do N-NH₃ (BUSTAMENTE et al., 2008). Além do mais, a liberação da amônia, a partir da mineralização da matéria orgânica, contribui para o aumento do pH (WANG e ZENG, 2017). Como o aumento das doses de NBPT, diminuiu as taxas de volatilização do N-NH₃, pressupõe-se que esta redução possa ter contribuído para a obtenção de valores de pH mais baixos ao final da incubação nos tratamentos de dose 1, 3 e 6 % de NBPT. Ademais, vale salientar que os valores de pH no início e ao final da incubação estavam dentro da faixa considerada adequada para a atividade das bactérias (6 a 7,5) e fungos (5,5 a 8), segundo GOLUEKE (1991), o que, teoricamente, permitiu a atividade normal dos microrganismos decompositores nos tratamentos ora mencionados.

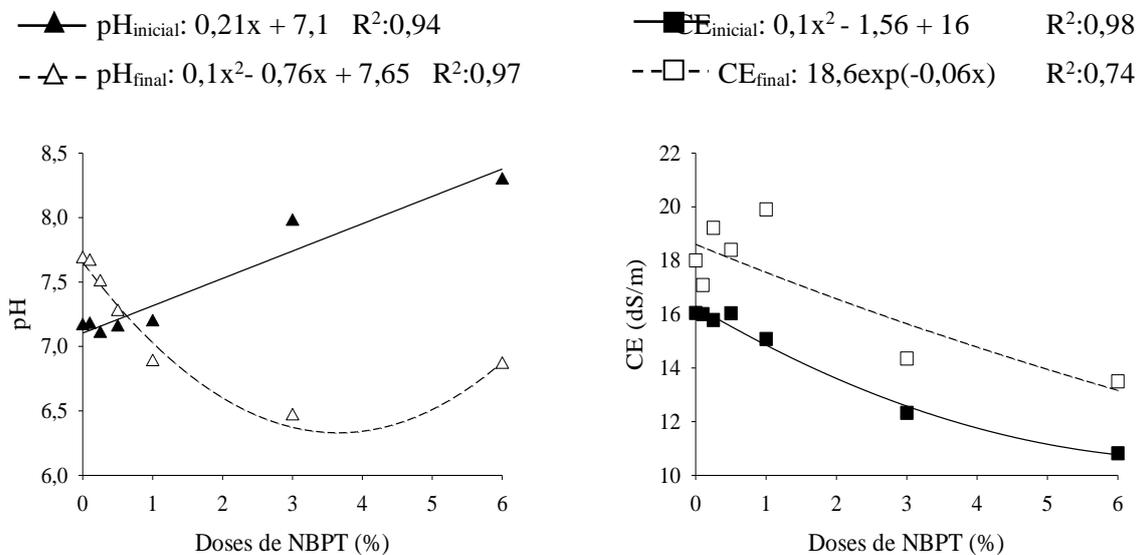
Figura 2 - Valores de pH em função do N-NH₃ acumulado.



Os tratamentos de dose igual a 0, 0,1, 0,25 e 0,5 % de NBPT apresentaram valores de pH, ao final da incubação, de 7,68, 7,66, 7,50 e 7,27, respectivamente. Normalmente, os valores de pH tendem a se estabilizar entre 7 a 8, ao final da compostagem de resíduos orgânicos, como esterco animal (CHIKAE et al., 2006; LIN, 2008). Neste sentido, estes tratamentos apresentaram os valores de pH em conformidade a faixa de valores estabelecida por Chikae et al., (2006) e Lin, (2008). Todavia, os tratamentos de dose igual a 1, 3 e 6 % de NBPT apresentaram valores de pH mais ácidos, equivalentes à 6,88, 6,46 e 6,80, respectivamente.

É possível observar com a análise dos dados da Figura 3, que os valores de pH aumentaram para as doses de 0, 0,1, 0,25 e 0,5% ao final da incubação, correspondendo a valores de pH de 7,68, 7,66, 7,50 e 7,27, respectivamente. Em geral, os valores de pH do composto após o processo de compostagem tendem a aumentar, sendo que, uma das causas para esta elevação está ligada a mineralização da matéria orgânica, a transformações ligados ao ciclo e formas de N no composto e devido ao processo de volatilização do NH_3 , que resulta na liberação de íons OH^- (WANG e ZENG, 2017). A elevação do pH, decorrente do aumento das taxas de volatilização do NH_3 , também é um indicativo da atividade microbológica no composto (EKLIND e KIRCHMANN, 2000). Todavia, nas doses maiores de NBPT (1, 3 e 6%), o pH diminuiu, atingindo o valor de 6,46, para a dose de 3% de NBPT.

Figura 3 - pH e condutividade elétrica (CE) em função das doses de NBPT



A acidificação dos tratamentos com as maiores doses do NBPT pode ser decorrente da presença de S na molécula do inibidor. O peso molar da molécula é igual a 167,21 g/mol, o que equivale a 32,07 g/mol de S, considerando a fórmula molecular igual a $C_4H_{14}N_3PS$. Nas doses de 3 e 6%, os teores de S aplicados foram iguais a 0,58 e 1,15% da massa inicial do esterco (120 g). Os valores de pH no tratamento com 6% de NBPT reduziram de 8,3 para 6,8, ao final da incubação. Analogamente, Roig et. al., (2004) conseguiram a redução do pH em quase duas unidades quando empregaram a dose de 1% do S^o em compostagem de resíduos da extração de azeitona. Ademais, vale salientar que, para a ação adequada do NBPT, a molécula perde o átomo de S para o meio, sendo o mesmo substituído pelo oxigênio, formando o NBPTO (GUELF, 2017; WATSON et al., 2008). O S disponibilizado no composto, eventualmente, pode ser oxidado, formando SO_4^- e $2H^+$ (TISDALE et al., 1993). Há também uma possibilidade dos maiores teores de S terem reduzido a atuação das bactérias que oxidam a amônia a nitrato, tais como as do gênero *Azobacter* e *Rhizobium*, o que poderia diminuir os teores de N-nitrato e, concomitantemente, aumentar as concentrações de N-amônio (GU et al., 2011).

Massa de composto seca remanescente

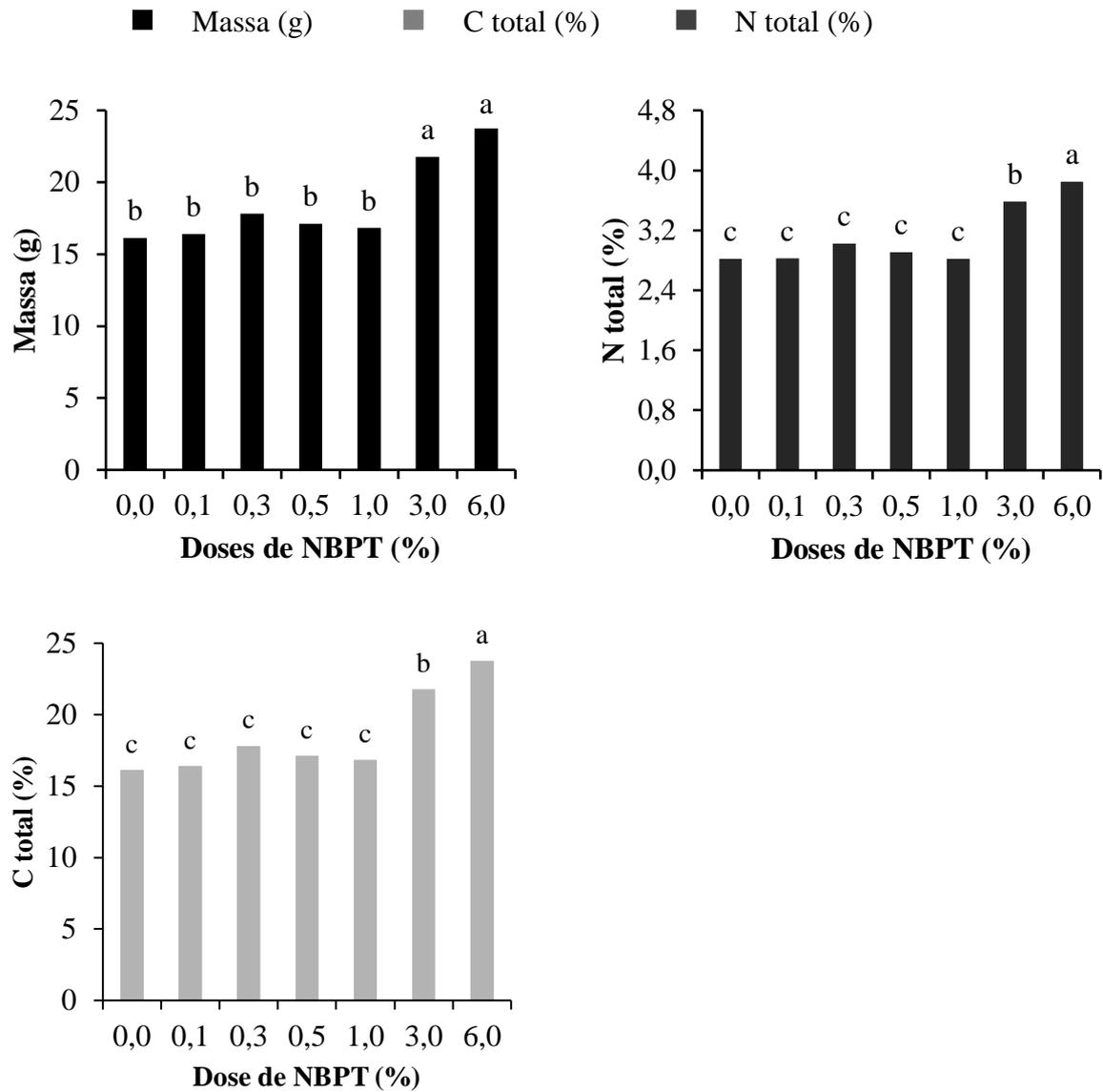
Os teores mais elevados do NBPT podem ter diminuído as taxas de mineralização dos compostos, o que explicaria as menores perdas de massa e C total. Um dos possíveis motivos associados às taxas reduzidas da decomposição de compostos pode estar relacionado aos elevados teores de S, cujo aumento nos tratamentos esteve vinculado às maiores doses de NBPT. Neste sentido, há a possibilidade de o excesso do S ter favorecido o surgimento de condições não ideais ao crescimento e atividade de algumas estirpes bacterianas, responsáveis, inclusive, pela decomposição dos compostos orgânicos (GU et al., 2011).

As perdas de massa ao final do processo de incubação diminuíram à medida que se aumentou as doses de NBPT. Nas doses de 0, 0,1, 0,25 e 0,5, as perdas permaneceram entre 50,4 a 55,2%. Já nos demais tratamentos, as perdas foram de 42,4, 19,7 e 4,6%, nas doses de 1, 3 e 6%, respectivamente. As perdas de massa seguiram um comportamento inverso a da concentração do C total nos compostos, de tal modo que os maiores teores deste nutriente foram condizentes com os tratamentos de maiores massas remanescentes. Além do mais, os teores de N total determinados nos compostos ao término da incubação seguiram a mesma tendência do C total.

As taxas reduzidas de mineralização nos tratamentos com as maiores doses de NBPT possibilitaram maiores concentrações de N nos compostos, a exemplo dos elevados teores de

NH₄, o que pode ter favorecido a assimilação pelos microrganismos e a formação de macromoléculas mais complexas, de difícil degradação (WANG e ZENG, 2017). Ademais, é possível que esta condição possa ter refletido nos valores de CE ao final do processo, sendo menores nos tratamentos de dose 3 e 6%, o que poderia evidenciar teores mais baixos de sais solúveis no composto ao final da incubação.

Figura 4 - Massa final (M_f), Carbono total (C_t) e a Perda de Massa relativa à inicial ($PM\%$), em função das doses de NBPT.



VOLATILIZAÇÃO DO N-NH₃

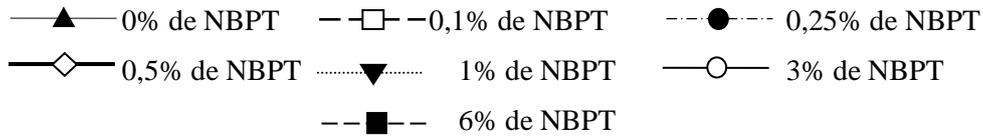
Volatilização de N-NH₃ ao longo da incubação

De acordo com a Figura 2, referente à volatilização do N-NH₃ por avaliação, em cada dose de NBPT, os tratamentos que receberam 0, 0,1, 0,25 e 0,5% de NBPT apresentaram uma rápida evolução das perdas de N-NH₃ a partir do segundo dia de incubação, sendo que as taxas de volatilização do N-NH₃ alcançaram um primeiro pico ao redor do sétimo dia de incubação nas doses de 0, 0,1 e 0,25%. A partir deste ponto, houve um decréscimo da volatilização nos tratamentos com estas doses até o décimo terceiro dia, voltando a crescer novamente a partir deste ponto. Com relação às doses de 3 e 6 %, as taxas de volatilização não chegaram a 1% em relação ao N total em nenhuma das avaliações realizadas.

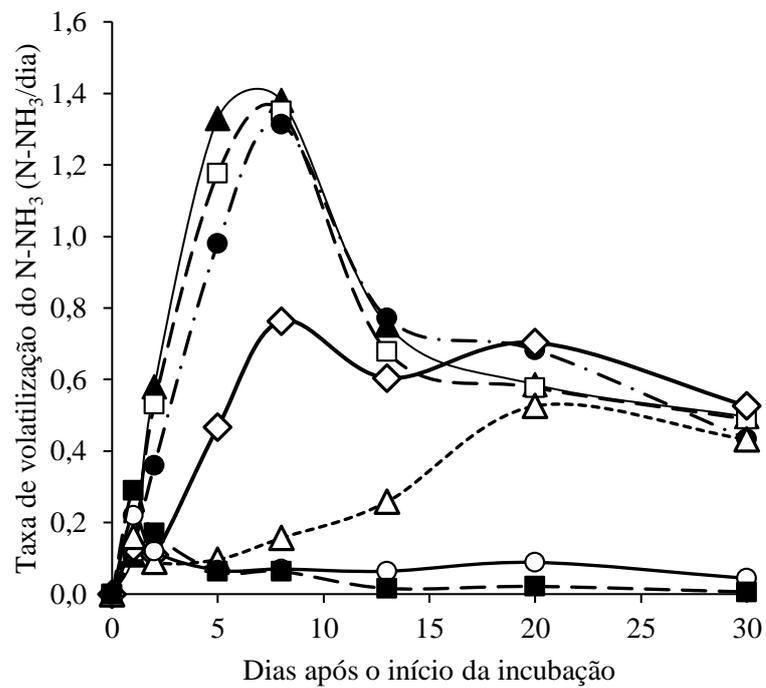
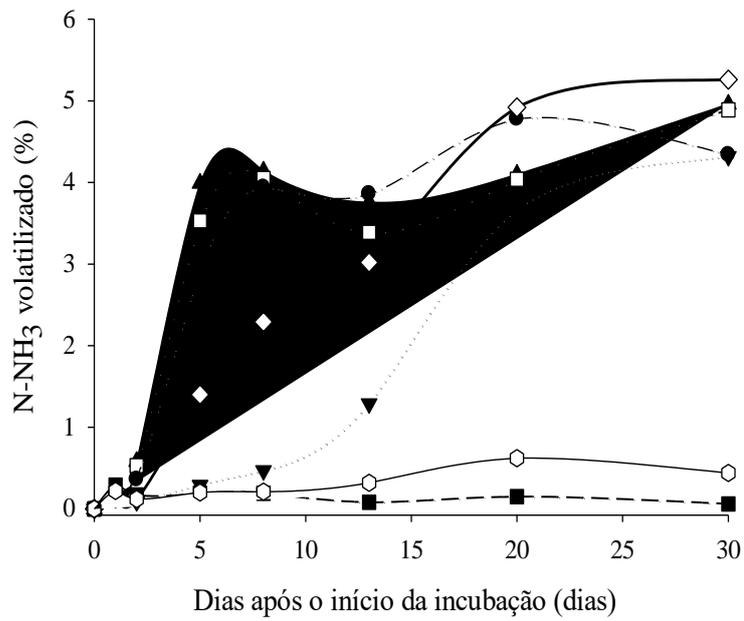
Aparentemente, a eficiência na redução das perdas de volatilização referente à dose de 0,5 % começa a declinar por volta de 13 dias após o início da incubação e, para a referente à dose de 1 %, observa-se um possível declínio por volta de 20 dias após o início do experimento (Figura 6). A redução da eficiência das moléculas de NBPT está relacionada a fatores, tais como, a presença de pH na faixa alcalina e a elevados teores de matéria orgânica e temperatura no meio onde se encontra o inibidor (CANCELLIER et al., 2016; GUELFY, 2017). Como a temperatura se manteve similar à do ambiente, em todos os tratamentos, e os mini-lisímetros ficaram alocados em sala de incubação com temperaturas que variaram de 19 a 28°C, os parâmetros determinantes na redução da eficiência das moléculas do NBPT, provavelmente, são referentes às concentrações elevadas de matéria orgânica no esterco de galinha e do pH mais elevado, na faixa alcalina.

Na figura 5, onde se relaciona as taxas de volatilização do N-NH₃ com as avaliações realizadas ao longo do estudo, observa-se que, entre as doses de 0 a 0,5 % de NBPT, há um pico de perdas do N-NH₃ por volta de sete dias após o início da incubação. Ao final do estudo (30 dias de incubação), os tratamentos com doses entre 0 e 1 % de NBPT apresentaram taxas de volatilização muito semelhantes. Com relação às doses de NBPT referentes a 3 e 6 %, os tratamentos apresentaram taxas de volatilização do N-NH₃ baixas, cujos valores, respectivamente, foram cerca de 10 e 75 vezes inferiores aos encontrados para as doses entre 0 e 1 % de NBPT, ao final de 30 dias de incubação.

Figura 5 - N-NH₃ volatilizado em cada avaliação e as taxas de volatilização do N-NH₃ por dia.



Quantificação da volatilização do NH₃ por avaliação

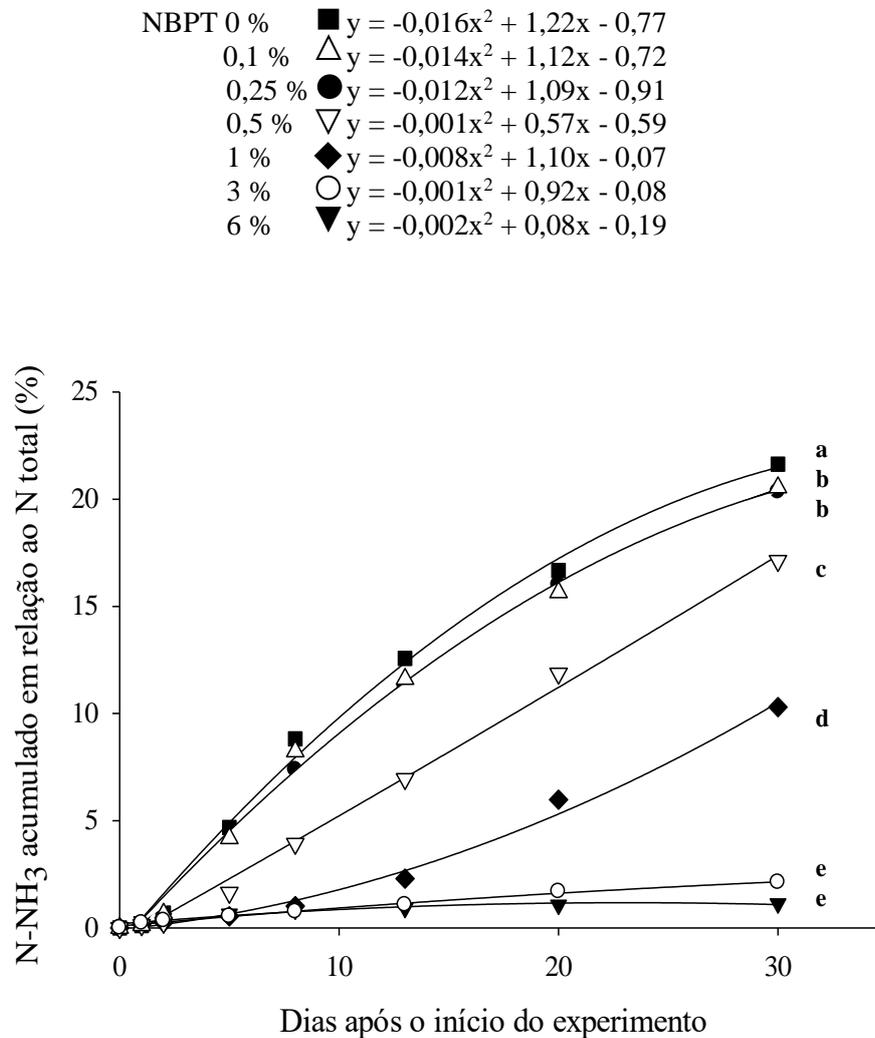


Volatilização do N-NH₃ acumulado

As doses de 0, 0,1, 0,25, 0,5 e 1% de NBPT resultaram em um crescimento contínuo das taxas de volatilização do N-NH₃ até o final do período pré-estabelecido da incubação (30 dias). Lourenço et al., (2015), trabalhando com cama aviária, constataram aumento gradativo das taxas de volatilização do NH₃ até cerca dos primeiros 50 dias de compostagem, quando as perdas começaram a se estabilizar. Trabalhando com a compostagem de uma mistura de esterco bovino com o de galinha, Prochnow et al. (2001) verificaram perdas crescentes de N por volatilização do NH₃ nos primeiros 35 dias após o início do experimento.

Os valores de N-NH₃ acumulado volatilizado em relação ao N total variaram entre 1,1 a 21,6 % entre as doses de NBPT. Todos os tratamentos apresentaram menores taxas de volatilização do N-NH₃ acumulado quando comparados ao controle (apenas o esterco de galinha), sendo que, nas doses de 0,1 e 0,25%, a eficiência para mitigação das perdas de NH₃ foram estatisticamente iguais ($\alpha = 0,05$). As doses de 0,5 e 1% apresentaram taxas de volatilização do N-NH₃ acumulado estatisticamente inferiores às doses de 0, 0,1 e 0,25%, reduzindo as perdas em cerca de 20 e 52% em relação ao controle, respectivamente. As taxas acumuladas de volatilização da amônia na dose de 0,5 % foi igual a 17,1 %, valor parecido ao encontrado por Mahimairaja et al. (1994). Por outro lado, as doses de 3 e 6% apresentaram taxas acumuladas de volatilização do N-NH₃ acumulado equivalentes a 2,13 e 1,13% do N total, nesta ordem. As taxas reduzidas de volatilização do N-NH₃ acumulado estão relacionadas à inibição do NBPT sobre a enzima urease, o que impediu a degradação da ureia e a consequente amonificação deste composto. Do contrário, caso houvesse maiores concentrações do N nas formas amoniacais (NH₄⁺, por exemplo), provavelmente haveria maiores perdas do N pela volatilização de N-NH₃.

Figura 6 - Volatilização acumulada de NH_3 ao longo dos 30 primeiros dias em função das diferentes doses de NBPT empregadas neste estudo. Os valores acumulados dos tratamentos seguidos pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente pelo teste de Scott Knot ($p < 0.05$).



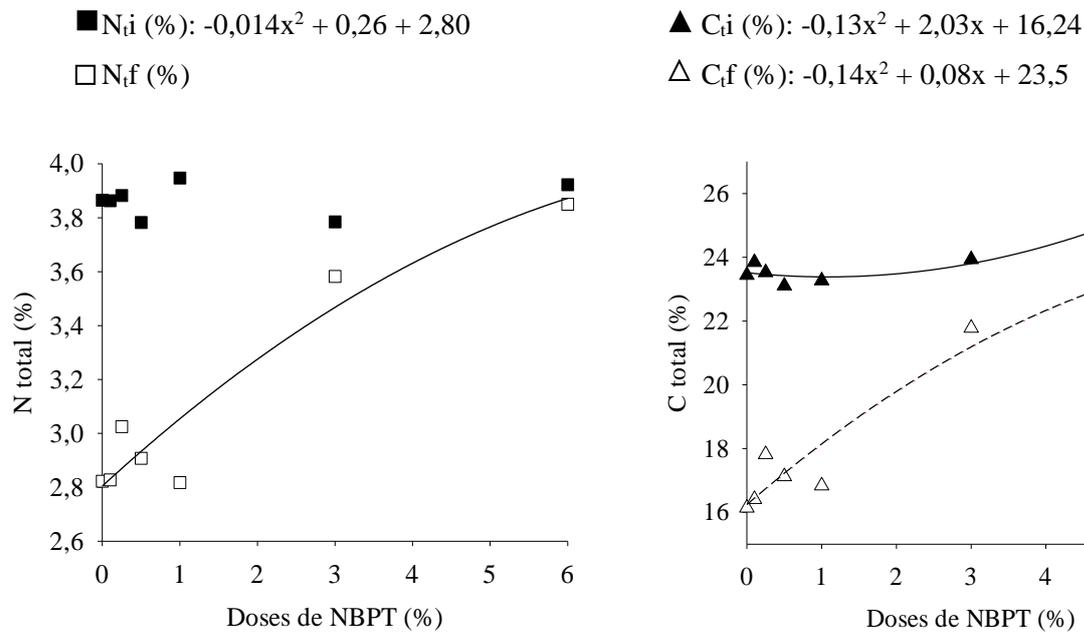
Carbono e nitrogênio totais

Em todos os tratamentos, as perdas de N total se mantiveram abaixo de 50%, valor este normalmente encontrado em pilhas de compostagem (BUSTAMANTE et al., 2008). Conforme observado na Figura 3, os teores de N total no início da incubação (N_i) são semelhantes entre as doses de NBPT, sendo observado o mesmo comportamento para os teores de C ao início da incubação (C_i), com exceção da dose de 6%, cujo valor foi de 26,1% de C total, comparado a 23,4% do controle. Como os teores foram analisados no início da incubação, não houve tempo para o surgimento de algum eventual efeito das diferentes doses de NBPT sobre os nutrientes referidos. Em contrapartida, ao final do processo, os teores de N total (N_f) e C total (C_f) foram

fortemente influenciados pelas diferentes doses de NBPT, cujo aumento a 3 e 6 % resultou em teores bem mais elevados em relação aos demais tratamentos. Com relação ao controle (apenas esterco de galinha), o teor de N total foi 32,6 % maior na dose de 6% de NBPT. Nesta mesma dose do inibidor, o C total superou em 26,8 % o controle. Nos demais tratamentos (0,1, 0,25, 0,5 e 1 % de NBPT), não houve variações bruscas de ambos os teores dos nutrientes com relação ao controle.

Pressupõe-se que os teores mais elevados do NBPT, quando empregadas as doses de 3 e 6 %, podem ter diminuído as taxas de mineralização dos compostos, o que explicaria as menores perdas de massa e C total nas doses mais elevadas. Além do mais, a redução da massa nos compostos está também vinculada às perdas de N provenientes de compostos de elevada labilidade, como o ácido úrico e a ureia, na forma de amônia e das perdas de C em função da liberação de gás carbônico, processos estes decorrentes da atividade de microrganismos. Neste sentido, há uma possibilidade das doses de 3 e 6 % do NBPT terem agido de maneira tóxica aos organismos responsáveis pela degradação e conseguinte condução do processo de compostagem, o que explicaria a baixa degradação da massa destes tratamentos e os elevados teores de N e C.

Figura 7 - Teores de C total (C_i) e N total (N_i) no início e C total (C_f) e N total (N_f) ao final da incubação.



N mineral no composto

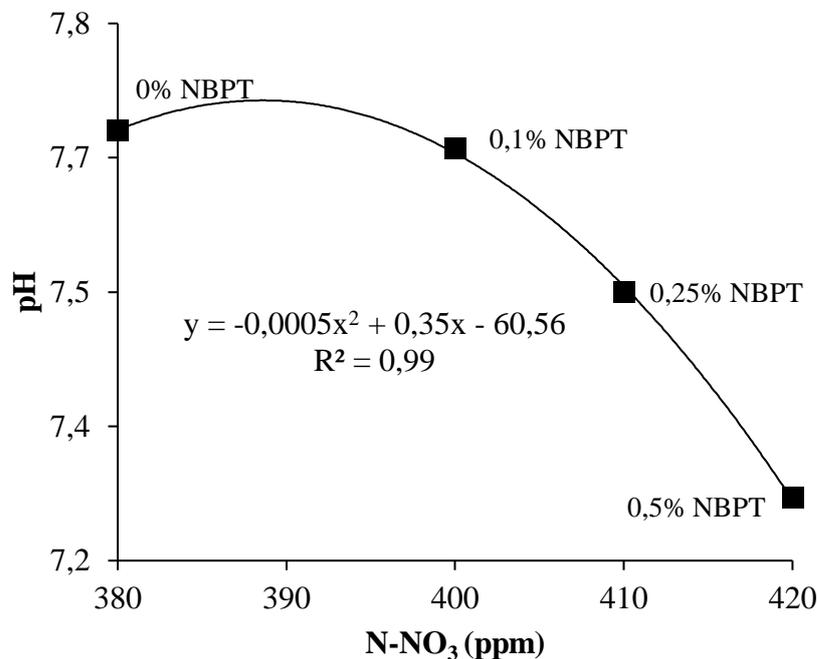
O conteúdo do NH_4^+ diminuiu nos tratamentos com doses de 0, 0,1, 0,25 e 0,5% de NBPT ao final do processo de incubação. Inicialmente, o esterco de galinha apresentou 6,4% do N total na forma de NH_4^+ , sendo que, ao final do processo de incubação, houve redução desta forma de N para 3%. Já os tratamentos que empregaram as doses de 0,1, 0,25 e 0,5% de NBPT apresentaram, respectivamente, 6,5, 6,7 e 8,0% de N – NH_4^+ no início da incubação, sendo que, ao final do estudo, os teores diminuiram nos tratamentos para 3,0, 3,6 e 4,6% de N – NH_4^+ . Possivelmente, esta queda do NH_4^+ é decorrente da volatilização do NH_3 mais intensa nos tratamentos com as menores doses de NBPT (GAO et al., 2010), além de eventuais imobilizações por microrganismos e uso como substrato no processo de nitrificação (BUSTAMANTE et al., 2008).

Em comparação aos valores de N – NH_4^+ , os teores de N – NO_3^- encontrados foram bem menores, chegando a ser cerca de 100 vezes menores quando se empregou a dose de 6% de NBPT. Esta diferença, todavia, foi menor nas menores doses de NBPT, sendo que, quando utilizado as doses 0, 0,1, 0,25 e 0,5% de NBPT, os teores de NO_3^- foram cerca de 3,5 vezes menores que os teores de NH_4^+ . Em geral, as concentrações de nitrito e nitrato medidos em

materiais em compostagem são baixas (LEMUS e LAU, 2002), o que pode estar relacionado à reduzidas taxas de nitrificação ou a denitrificação subsequente à nitrificação (GUARDIA et al., 2010).

Os teores de NO_3^- aumentaram nas referidas doses, passando de 0,8, 0,9, 0,7 e 0,6% para 1,0, 1,0, 1,1 e 1,1% do N total, respectivamente nas doses de 0, 0,1, 0,25 e 0,5% de NBPT. A elevação destes teores é uma consequência direta do processo da nitrificação, uma vez que havia disponibilidade do N – NH_4^+ , já que em resíduos com baixa relação C/N tende a ocorrer rápida disponibilização do N – NH_4^+ , e condições propícias para a atuação da bactéria nitrificante, tais como temperatura entre 25 a 35° C, pH entre 5 e 10 (SARAHWAT, 2008), disponibilidade de O_2 e água (FANG et al., 1999). Ademais, observa-se que, à medida que se elevam os teores de N – NO_3^- entre as doses de 0 a 0,5 % de NBPT, os valores de pH decrescem (Figura 4). Essa constatação pode estar relacionada à acidificação gerada pelo processo da nitrificação.

Figura 8 - Valores de pH em função dos teores de N- NO_3^- nas doses de 0 a 0,5 % de NBPT.



Os teores de N – NH_4^+ foram mais elevados à medida que se aumentaram as doses de NBPT, o que pode ser justificado em função das menores perdas de N- NH_3 via volatilização, permanecendo o cátion em maiores proporções no composto. Ressalva-se também que, em virtude dos tratamentos avaliados não terem sido misturados com nenhuma outra fonte de

carbono, senão o próprio esterco de galinha, a relação C/N dos mesmos se manteve muito baixa, mesmo após os 30 dias de incubação (Quadro 2). Em relações C/N mais baixas, há uma tendência de os compostos apresentarem maiores teores de NH_4^+ ao final do processo de compostagem, como observado por Gao et al., (2010). Ademais, o esterco de galinha é rico em ácido úrico que, em condições aeróbicas, rapidamente é mineralizado (TYSON e CABRERA, 1993).

Em trabalho conduzido por Gao et al., (2010), as pilhas de compostagem com a menor relação C/N (12:1) apresentaram as menores taxas de nitrificação, contrastando com os teores de NH_4 ao final do processo, relativamente maiores.

Em todos os tratamentos os valores da relação C/N foram muito baixos, tendo em vista o emprego apenas do esterco de galinha no processo de incubação. Neste sentido, vale salientar que, frequentemente, valores baixos da relação C/N estão relacionados à maiores emissões de NH_3 em processos de compostagem (PAGANS et al., 2006; ZHU, 2007). Além do mais, os compostos nitrogenados presentes nos esterco são altamente degradáveis, tais como o ácido úrico e a ureia, ou seja, podem ser rapidamente convertidos em formas inorgânicas do N.

Conforme a Tabela 2, os teores de NH_4^+ foram semelhantes pelo menos até a dose de 0,5 % de NBPT, sendo que, a partir da dose de 1 %, os valores apresentaram um acentuado crescimento. Nos tratamentos de dose 1 e 3 % de NBPT os teores de NH_4^+ foram iguais a 7353 e 7445 ppm, respectivamente. Já na dose de 6 % de NBPT, o teor de NH_4^+ foi equivalente a 12528 ppm, cerca de 100 vezes superior ao encontrado para NO_3^- sob a mesma dose. Já em estudo conduzido por Mahimairaja et al., (1994), visando a avaliação de perdas e transformações do N em compostagem de esterco de galinha, os autores constataram teores de NH_4^+ cerca de 1000 vezes superiores aos de NO_3^- . Com a aplicação da dose de 6 % do NBPT, ao final da incubação, os teores de NH_4^+ chegaram a representar quase 32 % do N total presente no esterco.

Figura 9 - Teores iniciais e finais de N no composto nas formas de NH_4 e NO_3 em função da dose de NBPT.

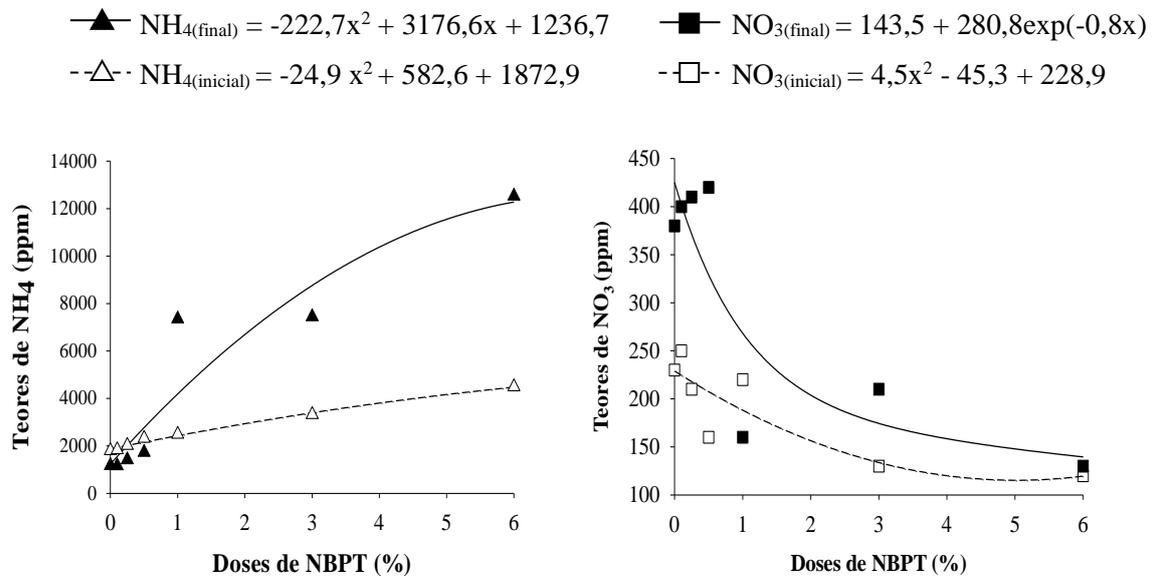


Tabela 2 - Caracterização química dos compostos ao final do processo de incubação.

Dose de NBPT	N-NH ₄ppm.....	N-NO ₃	N _t	N-NH ₄ /N _t%.....	N-NO ₃ /N _t	C-org	Relação
							C/N
0,00	1173	380	2,8	3,0	0,2	16,1	6,1
0,10	1165	400	2,8	3,0	0,2	16,4	6,2
0,25	1415	410	3,0	3,6	1,1	17,8	6,1
0,50	1728	420	2,9	4,6	1,1	17,1	6,1
1,00	7353	160	2,8	18,6	0,4	16,8	5,9
3,00	7445	210	3,6	19,7	0,6	21,8	6,3
6,00	12528	130	3,9	31,9	0,3	23,8	6,7

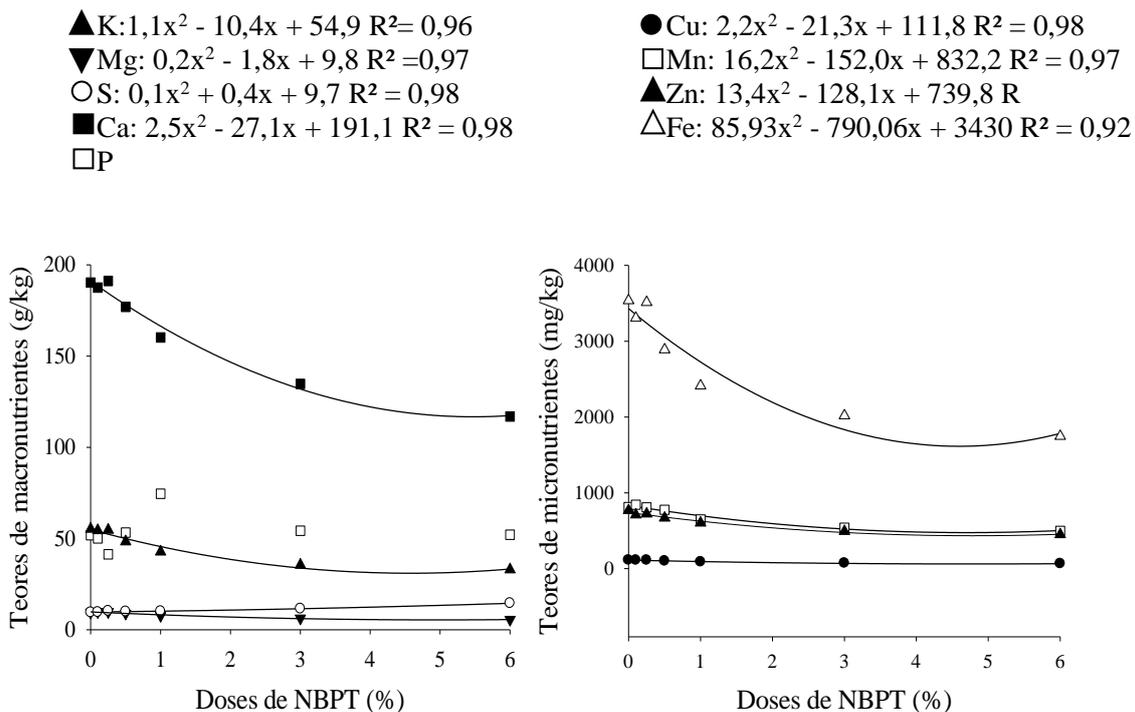
As maiores doses de NBPT, provavelmente, adicionaram mais S ao esterco de galinha, tendo em vista a presença deste micronutriente nas moléculas deste aditivo. Ressalva-se que, no estudo conduzido por Gu et al., (2011), no qual o S^o foi empregado em compostagem de esterco bovino, os autores constataram teores mais elevados do N na forma do NH_4^+ nos tratamentos com maiores doses de S^o em relação ao controle.

A diminuição dos valores da CE nos tratamentos com as menores doses de NBPT (0, 0,1, 0,25 e 0,5%) pode estar também vinculada as maiores perdas de NH_3 por volatilização e a precipitação de sais, tendo em vista os valores de Ph na faixa alcalina (WONG et al., 1995).

Teores de macro e micronutrientes

Todos os nutrientes diminuíram à medida que se elevou as doses de NBPT, com exceção do S e P. A redução dos nutrientes provavelmente está relacionada à redução das massas remanescentes, à medida que se elevaram as doses de NBPT. Com relação ao S, o aumento dos teores observados com os acréscimos nas doses de NBPT é condizente com a liberação do nutriente pela molécula, já que, para o funcionamento do NBPT, a molécula perde o átomo de S para o meio, sendo o mesmo substituído pelo oxigênio, formando o NBPTO (GUELFY, 2017; WATSON et al., 2008). Em cada molécula do inibidor, há cerca de 19 % do S. O S na forma elementar tem o potencial de acidificar resíduos orgânicos em decomposição (ROIG et al., 2004).

Figura 10. Macro e micronutrientes em função das doses de NBPT, ao término da incubação.



CONCLUSÕES

Todos os tratamentos foram mais efetivos no controle das perdas de volatilização de $N-NH_3$ com relação ao controle (apenas esterco de galinha), sendo que, à medida que se elevou as doses de NBPT, maiores foram as reduções observadas na volatilização de amônia. A aplicação de NBPT a doses maiores ou iguais a 1 %, apesar das menores perdas de NH_3 relativo ao N total, observou-se um comportamento destoante do que se observa normalmente em processos de compostagem de resíduos orgânicos. Neste contexto, os tratamentos com as doses de 1, 3 e 6 % de NBPT apresentaram redução do pH, considerável elevação dos teores de $N-NH_4^+$, contrastando a pequenas taxas de nitrificação, e perdas muito pequenas de massa, comparativamente às que ocorrem em condições normais de decomposição. Neste sentido, provavelmente as maiores doses de NBPT (1, 3 e 6 %) podem ter interferido nas condições ideais de compostagem de resíduos, com provável inibição da atividade de decompositores, de modo que esse efeito precisa ser averiguado em estudos futuros. Ademais, a dose de 0,5 % se configura como eficaz para reduzir em cerca de 20 % a volatilização de amônia (em relação ao controle), contribuindo também para aumentar o teor de N no composto, em condições controladas de laboratório.

REFERÊNCIAS

- BOLAN, N. S., SZOGI, A. A., CHUASAVATHI, T., SESHADRI, B., ROTHROCK JR, M. J., PANNEERSELVAM, P. Uses and management of poultry litter. **World's Poultry Science Journal**, v.66, 2010.
- BUSTAMANTE, M.A.; PAREDES, C.; MORAL, R.; AGULLÓ, E.; PÉREZ-MURCIA, M.D.; ABAD, M. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. **Resour. Conserv. Recy.**, vol.52, pag:792–799, 2008.
- CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P.C.O.; CONTIN, T.L.M.; DIAS, F.L.F.; ROSSETTO, R.; MARCELINO, R.; COIMBRA, R.B.; QUAGGIO, J.A. Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. **Scientia Agricola**, v. 65, p. 397-401, 2008.
- DIAZ, D.A.R; SAWYER, J.E; MALLARINO, A.P. Poultry manure supply of potentially available nitrogen with soil. **Agronomy Journal**. vol.100, 2008.
- GAO, Z.; DESJARDINS, R. L.; FLESCHE, T. K. Assessment of the uncertainty of using an inverse-dispersion technique to measure methane emissions from animals in a barn and in a small pen. **Atmos. Environ.**, 44, 3128–3134, doi:10.1016/j.atmosenv.2010.05.032, 2010.
- FANG, M.; WONG, J.W.C.; MA, K.K.; WONG, M.H. Co-composting of sewage sludge and coal fly ash: nutrient transformations. **Bioresource Technology**, 1999.
- FRANKENBERGER JR, W.T.; TABATABAI, M.A. Amidase and urease activities in plants. **Plant and Soil**, vol. 64, pag. 153–166, 1982.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a guide for its bootstrap procedures in multiple comparisons. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.38, p.109-112, 2014.
- GUARDIA, P.A. de; MALLARD, C. T.; MARIN, C.L.P. A.; LAUNAY, M.J.C.; BENOIST, C.P. Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 2, nitrogen dynamic. **Waste Management**, Elsevier, 2010.
- GIACOMINI, D.A.; AITA, C.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, S.J.; DONEDA, A.; CANTÚ, R.R.; DESSBESELL, A.; LUDTKE, R.C.; SILVEIRA, C.A.P. Mitigação das emissões de amônia por zeólitas naturais durante a compostagem de dejetos de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v.49, p.521-530, jul. 2014.
- KEENEY, D. R.; BREMNER, J. M. A chemical index of soil nitrogen availability. **Nature**, vol.211,pag.892-3. 1966.
- LEMUS, G. R.; LAU, A. K. Effect of carbon availability on greenhouse gases emissions and nitrogen conservation during high rate composting. In: Proceedings of the International Scientific Symposium on Composting and 38 Compost Utilization, 6-8 may, Columbus, USA, **Published on CD-ROM**, 2002.
- MANUNZA, B.; DEIANA, S.; PINTORE, M.; GESSA, C. The binding mechanism of urea, hydroxamic acid and N-(N-butyl)-phosphoric triamide to the urease active site. A comparative molecular dynamics study. **Soil Biol. Biochem**, vol.31 pag:789–796, 1999. 10.1016/S0038-0717(98)00155-2

- 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 Technology**, Pag.265-273,1994.
- MIRA, A.B.; CANTARELLA, H.; SOUZA-NETTO, G.J.M.; MOREIRA, L.A.; KAMOGAWA, M.Y.; OTTO, R. Optimizing urease inhibitor usage to reduce ammonia emission following urea application over crop residues. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, vol. 248, p.105-112, 2017.
- MOWRER, J.; KISSEL, D.E.; CABRERA, M.; HASSAN, S.M. Soil Science Society of America Journal Abstract - Nutrient Management & Soil & Plant Analysis. **Alliance of Crop, Soil and Environmental Science Societies**, vol. 77 n°. 4, p. 1413-1417, 2013.
- PEREIRA, H.S.; LEÃO, A.F.; VERGINASSI, A.; CARNEIRO, M. A. C. Ammonia volatilization of urea in the out-of-season corn. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.1685-1694, 2009.
- PROCHNOW, L.I.; CUNHA, C. F.; KIEHL, J.C.; ALCARDE, J.C. Controle da volatilização de amônia em compostagem, mediante adição de gesso agrícola e superfosfatos com diferentes níveis de acidez residual. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol.25, pag:65-70, 2001.
- REYNOLDS, C.M.; WOLF, D.C. & ARMBRUSTER, J.A. Factors related to urea hydrolysis in soils. **Soil Science Soc. Am. Proc.**, vol.49, pag.104-108, 1987.
- ROGERI, D.A.; ERNANI, P.R.; MANTOVANI, A.; LOURENÇO, K.S. Composition of Poultry Litter in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol.40, 2016.
- ROIG, A.; CAYUELA, M. L.; SÁNCHEZ-MONEDERO. The use of elemental sulphur as organic alternative to control pH during composting of olive mill wastes. **Chemosphere**. vol.57, p.1099-1105, 2004.
- SARAHWAT, K.L. Factor affecting nitrification in soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, vol.39, pag:687-692, 2003.
- SOARES, J.R. Efeito de inibidores de urease e de nitrificação na volatilização de NH₃ pela aplicação superficial de ureia no solo. **Tese de Mestrado**. Instituto Agrônômica. Campinas, SP Abril 2011.
- TYSIN, S.C.; CABRERA, M.L. Nitrogen mineralization in soils amended with composted and uncomposted poultry litter. **Commun. Soil Sci. Plant Anal.** vol.24, pag:2361-2374. 1993.
- WANG, S.; ZENG, Y. Ammonia emission mitigation in food waste composting: A review. **Bioresource Technology**, v.248, p.13-19, 2017. doi: 0.1016/j.biortech.2017.07.050. Epub 2017 Jul 11.
- WATSON, C. J.; AKHONZADA, N. A.; HAMILTON, J. T. G.; MATTHEWS, D. T. Rates and more of application of the urease inhibitor N-(n-butyl) thiophosphoric triamide on ammonia volatilization from surface-applied urea. **Soil Use and Management**, vol.24, p.246-253, 2008.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em geral, os aditivos empregados na primeira etapa do estudo foram eficientes para reduzir as perdas de N ao longo do processo de incubação, com maiores teores de N no composto ao final de 60 dias de incubação, comparativamente ao tratamento controle (apenas esterco de galinha). Neste sentido, a acidificação da mistura compostada com S elementar provavelmente foi a responsável pelas reduções das perdas de N, condicionando o composto com um pH na faixa ácida e, conseqüentemente, diminuindo as taxas de volatilização do N-NH₃. Foi possível antever o grau de acidez dos compostos de esterco de galinha em função da proporção de S elementar na mistura compostada, pois há decréscimo linear no pH com a elevação da dose do S elementar. Os demais aditivos (serragem, biocarvão e bagaço de cana) possibilitaram a elevação da relação C/N dos tratamentos, o que reduziriam as perdas de N e permitiria a obtenção de compostos mais enriquecidos pelo nutriente. Ademais, vale salientar a possibilidade da adsorção do íon NH₄⁺ pelo biocarvão, cuja mobilização temporária reduziria sua conversão ao N-NH₃.

Com relação à segunda etapa do estudo, na qual foi empregado o inibidor de urease NBPT, também se constatou que todos os tratamentos foram mais efetivos que o controle em reduzir as perdas de volatilização por N-NH₃, com relação ao controle (apenas esterco de galinha). Assim, a medida que se elevou as doses de NBPT, maiores foram as reduções observadas na volatilização de N-NH₃. A duração dos efeitos do NBPT se mostrou dependente da dose aplicada, aumentando sua durabilidade nos tratamentos com maiores concentrações do inibidor. Essa constatação foi possível através da observação das taxas de volatilização ao longo dos dias de incubação, apresentando perda de eficiência conforme se elevou as perdas de N-NH₃ nos tratamentos. Todavia, é importante se atentar para as doses de inibidor empregadas na compostagem do esterco de galinha, uma vez que a aplicação de NBPT a doses maiores ou iguais a 1 % gerou, no presente estudo, comportamentos destoantes das condições e dinâmica de processos de compostagem de resíduos orgânicos. Ademais, é preciso avaliar o efeito do NBPT em condições de compostagem a campo, pois esse estudo se restringiu à decomposição do EG em condições controladas de laboratório.