

Produção de azoto mineral durante a compostagem de fracção sólida de chorume da pecuária leiteira intensiva

Production of mineral nitrogen during composting of dairy cattle slurry solid fraction

L. M. Brito¹, I. Mourão¹, H. Trindade² & J. Coutinho²

RESUMO

A fracção sólida do chorume (FSC) de duas explorações de pecuária leiteira intensiva foi compostada: (i) em 2004, sobre o solo, incluindo, ou não, palha, e com diferentes níveis de revolvimento; e (ii) em 2005, sobre uma tela de cobertura do solo, com e sem revolvimento, com diferentes coberturas e diferentes volumes. O teor de matéria seca (MS) da FSC da primeira exploração (30%) apresentou um valor superior, embora o rendimento da máquina separadora da FSC tenha sido inferior ($1 \text{ m}^3 \text{ hora}^{-1}$) relativamente ao observado na segunda exploração (4 e $3 \text{ m}^3 \text{ hora}^{-1}$ correspondendo a 22% e 24% de MS, respectivamente, em 2004 e 2005). A FSC1 com 30% de MS atingiu elevadas temperaturas logo após a sua separação mas o mesmo não aconteceu com a FSC2 com menor teor de MS, particularmente quando foi compostada sem palha. O pH da FSC variou entre 8 e 9 durante a compostagem e a razão C/N foi semelhante entre tratamentos para o mesmo período de compostagem.

O teor de N-NH_4^+ foi muito elevado

durante a fase termófila da compostagem, após a qual diminuiu, acentuadamente, enquanto que o teor de N-NO_3^- foi mínimo naquela fase e aumentou após três meses de compostagem. O maior teor de MS inicial da FSC1 em comparação com a FSC2 e a mistura com palha associaram-se a concentrações mais baixas de azoto amoniacal (N-NH_4^+). Considerando estas observações e, ainda, que as elevadas temperaturas durante a compostagem e o pH alcalino da FSC potenciam, eventualmente, a volatilização de amoníaco, a redução deste tipo de perdas de N poderá ser conseguida: (i) diminuindo o rendimento da máquina separadora da FSC; (ii) misturando a FSC com um material com elevada razão C/N; e (iii) diminuindo o número de revolvimentos.

ABSTRACT

Screw pressed dairy cattle slurry solid fraction (CSSF) was collected during 2004 and 2005 from two dairy farms with 30% and 22% - 24% dry matter (DM) content and the effects of covered either with black

¹ Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, Refóios, 4990-706 Ponte de Lima – Tel: (+351) 258 909 740 – Fax: (+351) 258 909 779 – E-mail: : miguelbrito@esa.ipv.pt; ² CECEA, Departamento de Edafologia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Apartado 1013, 5001-911 Vila Real

polyethylene or with polypropylene, pile dimension, straw addition and of turning frequency on the fate of N were examined. The CSSF with 30% DM was collected at a rate of $1 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ and the material with 22% - 24% DM was collected at the rate of 4 and $3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ in 2004 and 2005, respectively. Thermophilic temperatures were attained soon after separation of CSSF with 30% DM. In contrast, temperatures were much cooler in CSSF with 22% DM without straw. The pH ranged from 8 to 9 and C/N ratio was similar amongst treatments on each sampling occasion.

Mineral N production was characterized by high NH_4^+ and low NO_3^- contents during the thermophilic phase followed by a decrease of NH_4^+ and an increase of NO_3^- towards the end of composting. Higher DM, and straw addition were both associated with lower NH_4^+ compost concentrations. Therefore, to minimize the N loss as NH_3 gas caused by the alkaline pH during the thermophilic phase of composting, it is suggested: i) to increase DM by slowing the rate of the screw dewatering mechanism; ii) to increase the C/N ratio of composting mixture; and iii) to reduce turning frequency.

INTRODUÇÃO

No processo de compostagem, as proteínas são decompostas em aminoácidos e em moléculas orgânicas mais simples até o azoto (N) ser mineralizado através da amonificação (excepto a componente que é humificada) com produção de amoníaco (NH_3). Com a protólise do NH_3 e a consequente produção do ião amónio (N-NH_4^+), o azoto pode ainda ser nitrificado (oxidado) resultando N nítrico (N-NO_3^-). Nos estrumes sólidos compostados em condições aeróbias, o N é praticamente todo orgânico (>

95%; Kirchmann, 1985). O N mineral encontra-se principalmente como N amoniacal na fase mais activa (fase termófila) da compostagem, e na forma nítrica quando o composto está maturado.

Os microrganismos responsáveis pela compostagem preferem o N-NH_4^+ ao N-NO_3^- . Como existe pouco N-NO_3^- na fase termófila da compostagem, quer porque o N mineral é utilizado pelos decompositores, quer porque as bactérias nitrificantes não resistem a elevadas temperaturas (Hellmann *et al.*, 1997), é provável que a presença do nitritão (N-NO_2^-) seja também escassa. Se existir N em excesso, e os microrganismos não o conseguirem utilizar por falta de carbono disponível, o N mineral acumula-se como N-NH_4^+ e N-NO_3^- e pode perder-se por volatilização se o pH do meio for alcalino, lixiviação ou desnitrificação.

O NH_3 contribui para os odores desagradáveis na atmosfera e pode provocar acidificação e eutrofização (Fukumoto, *et al.*, 2003). Eghball *et al.* (1997) e Tiquia & Tam (2000) destacaram os processos de volatilização do amoníaco e de desnitrificação (redução do NO_3^- , a NO_x e N_2) como responsáveis pelas perdas mais significativas de N, e encontraram na bibliografia referências a perdas de N entre 21% e 77%. Raviv *et al.* (2004) referiram perdas da mesma ordem de grandeza (16% - 74%) e concluíram, também, que a maioria das perdas de N era causada pela volatilização de NH_3 . Em contrapartida, a emissão de gases com efeito de estufa (N_2O e CH_4) foi muito superior com o armazenamento do chorume da pecuária leiteira em condições de anaerobiose, em comparação com a sua compostagem em condições aeróbias (Amon *et al.*, 2001).

As perdas de N durante o processo de compostagem aumentam com a temperatura e a intensidade com que se realizam as trocas gasosas com o exterior, com a

diminuição da razão C/N e com o aumento do pH (Sommer & Moller, 2000; Raviv *et al.*, 2004) mas diminuem com a cobertura das pilhas (Webb *et al.*, 2001, Sommer, 2001; Chadwick, 2005; Hansen, *et al.*, 2006).

As perdas de N durante a compostagem podem ser controladas aumentando a razão C/N da mistura de materiais para aumentar a imobilização do N e diminuindo o pH (Dewes, 1996; Raviv *et al.*, 2004). A redução do pH altera o equilíbrio entre o NH_3 e o ião NH_4^+ diminuindo a concentração NH_3 e a sua volatilização durante a fase termófila da compostagem (Ekinci *et al.*, 2000). O pH durante a compostagem da FSC é função do pH da FSC original, da concentração de bicarbonatos na FSC (muito utilizados na alimentação intensiva dos bovinos leiteiros), da concentração de CO_2 e da concentração de ácidos gordos voláteis (Angelidaki & Ahring, 1993).

Considerando que as características físicas das pilhas de compostagem são responsáveis pela criação de condições aeróbias ou anaeróbias, que determinam a actividade metabólica e a temperatura no seu interior, é necessário definir o processo de compostagem que melhor contribui para conservar o N nas pilhas de modo a aumentar o valor agronómico do composto final prevenindo, simultaneamente, a poluição atmosférica. Neste estudo, a fracção sólida do chorume (FSC) de explorações leiteiras foi compostada em pilhas com diferentes teores de matéria seca, dimensões, tipos de cobertura e número de revolvimentos, com o objectivo de avaliar a produção de azoto mineral durante a compostagem e recomendar técnicas de compostagem que aumentem o valor agronómico dos compostos e minimizem as perdas de N por volatilização do amoníaco.

MATERIAIS E MÉTODOS

Avaliaram-se periodicamente 6 pilhas de compostagem (Quadro 1) com 15 m^3 de volume, em 2004, construídas sobre o solo, duas com a FSC de uma exploração de pecuária leiteira intensiva (FSC1), duas com esta FSC misturada com palha de cevada (5% p/p fresco; 11% p/p seco) com uma razão C/N de 74, e as restantes duas com a FSC de uma segunda exploração (FSC2). Não se recolheram amostras das pilhas que também foram construídas na segunda exploração com palha porque, nestas pilhas, não foi conseguida uma homogeneização entre a FSC e a palha que garantisse, em cada amostra, a proporção ajustada entre estes dois materiais.

Na primeira exploração o rendimento da máquina separadora da FSC foi de $1 \text{ m}^3 \text{ hora}^{-1}$, possuindo a FSC 30% de matéria seca (MS), enquanto que na segunda, o rendimento foi 4 vezes superior mas, em contrapartida, a FSC obtida possuía 22% MS. As pilhas foram cobertas com um filme de polietileno preto, excepto durante os revolvimentos. As pilhas de cada par foram sujeitas a um número diferente de revolvimentos: 5 e 10 na primeira exploração e, por limitações práticas, apenas 4 e 8 na segunda. Realizaram-se oito colheitas, de cinco amostras por cada pilha, nas seguintes semanas de compostagem: 0, 1, 2, 4, 6, 9, 13 e 15. Cada amostra foi analisada individualmente.

Em 2005, construíram-se 16 pilhas (Quadro 1) com a FSC destas duas explorações. Na primeira exploração o teor de MS e o rendimento da máquina separadora manteve-se idêntico a 2004 (30%; $1 \text{ m}^3 \text{ hora}^{-1}$) e na segunda alterou-se ligeiramente (24%; $3 \text{ m}^3 \text{ hora}^{-1}$). Metade das pilhas iniciaram-se com 15 m^3 ao ar livre, 4 cobertas com um filme de polietileno preto e 4 com uma tela de tecido de polipropileno verde, designada por geotextil "toptex", a qual não permite a

infiltração de água mas possibilita as trocas gasosas com o exterior. As restantes 8 pilhas, com 5 m³, cobertas com polietileno ou descobertas foram construídas no interior de um túnel de polietileno. Metade das pilhas tiveram 5 revolvimentos e as restantes não foram revolvidas. Ao ar livre, as pilhas foram revolvidas com a pá frontal do tractor, e no interior do túnel as pilhas foram revolvidas manualmente com forquilhas. Todas as pilhas foram colocadas sobre uma tela de polietileno para impedir a entrada de terra durante o revolvimento. Realizaram-se oito colheitas de quatro amostras por cada pilha nos seguintes dias de compostagem: 0, 1, 2, 4, 8, 12, 19 e 22 nas pilhas com revolvimento e 0, 1, 2, 4, 8, 16, 22 e 26 nas pilhas sem revolvimento. Cada amostra foi analisada individualmente.

A temperatura no interior das pilhas e a temperatura do ar foram monitorizadas com termístores (tipo ST1, Delta-T Devices). Colocou-se um termístor na zona central de cada pilha, sendo os valores horários registados com base em leituras a cada minuto,

através de um registador de dados (Delta-T Devices). Com base nos registos horários calcularam-se as médias diárias de temperatura do exterior e do interior de cada pilha. O índice térmico (Σ °C) foi calculado pelo somatório das diferenças entre as temperaturas médias diárias no interior das pilhas e as temperaturas médias diárias do ar exterior às pilhas, para cada período de compostagem.

Recorreram-se às normas europeias (CEN, 1999) para a determinação da matéria seca dos compostos, com base em 50 g de material original (EN 13040), do pH por potenciometria utilizando extractos de 60 ml de amostra por 300 ml de água (EN 13037), da matéria orgânica (MO) por calcinação numa mufla a 550 °C durante 4 horas (EN 13039) e do N pelo método Kjeldahl modificado (EN 13654). A razão C/N foi calculada pelo quociente entre o teor de carbono, e o teor de azoto. O teor de carbono total, destinado ao cálculo da razão C/N, foi calculado pela fracção entre o teor da matéria orgânica e a constante 1,8 (Gonçalves e Baptista, 2001).

QUADRO 1. Modalidades (pilhas) de compostagem da FSC em 2004 e 2005

Ano:2004

Origem da FSC	Composição	Revolvimentos
Outeiro Maior (FSC1)	FSC (FSC1)	5 – 10
	FSC + Palha (FSC1P)	5 – 10
Fajozes (FSC2)	FSC (FSC2)	4 – 8
	FSC + Palha (FSC2P)	4 – 8

Ano: 2005

Origem da FSC	Dimensão / Local	Tipo de cobertura	
Outeiro Maior (FSC1)	15 m ³ / ar livre	Polietileno	0 – 5
		Tela geotextil	0 – 5
	5 m ³ / num túnel	Polietileno	0 – 5
		Sem cobertura	0 – 5
Fajozes (FSC2)	15 m ³ / ar livre	Polietileno	0 – 5
		Tela geotextil	0 – 5
	5 m ³ / num túnel	Polietileno	0 – 5
		Sem cobertura	0 – 5

Parte das amostras foram congeladas imediatamente após a colheita, para a determinação do azoto mineral, após extração com KCl 2M (1:5, m:v), por espectrofotometria de absorção molecular (Houba *et al.*, 1995), em autoanalisador de fluxo segmentado, sendo o teor de N amoniacal determinada pela reacção de Berthelot e a de N nítrico através do reagente de Griess-Ilosvay, após redução em coluna de cádmio.

A comparação das médias dos resultados entre tratamentos, e entre conjuntos de tratamentos (efeitos principais), realizou-se através da análise de variância e do cálculo da menor diferença significativa ($P < 0,05$) entre médias de resultados, recorrendo-se ao programa SPSS versão 12.0.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A FSC1 com 30% MS, compostada em 2004, atingiu temperaturas superiores a 55 °C logo no início da compostagem e, em especial, quando misturada com palha de cevada, tendo as temperaturas ultrapassado os 65 °C na primeira semana de compostagem. Pelo contrário, a FSC2 com 22% de MS não alcançou temperaturas

termófilas durante todo o processo de compostagem.

O pH da FSC durante a compostagem de 2004 variou entre 8 e 9 em todos os tratamentos, decrescendo ao longo do período de compostagem, com excepção da FSC2 onde se verificou um ligeiro aumento (Quadro 2). Angelidaki & Ahring, (1993) também não encontraram grandes alterações de pH durante a digestão do chorume bovino e sugeriram que tal foi devido ao elevado poder tampão do chorume e à interacção entre O amoníaco livre, os ácidos gordos voláteis e o pH. O elevado pH, como já se referiu, é inconveniente durante o processo de compostagem, porque pode provocar o aumento das perdas de N na forma de amoníaco. De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993), para minimizar estas perdas o pH da FSC em compostagem não deveria exceder o valor de 8,5.

A razão C/N diminuiu de valores superiores a 30 para valores próximos de 15, sem variações significativas entre pilhas no final da compostagem, indicando assim um elevado grau de estabilização do composto final (Zucconi & Bertoldi, 1987; Bernal *et al.*, 1998).

QUADRO 2. Valor do pH, razão C/N e teor de $N_{Kjeldahl}$ durante 15 semanas (S) de compostagem da fracção sólida do chorume (FSC) da pecuária leiteira intensiva com 30% de matéria seca (MS) inicial (FSC1) e adição, ou não, de palha (P) e com 22% MS (FSC2), e com diferente número de revolvimentos

FSC	FSC1		FSC1P		FSC2		FSC1		FSC1P		FSC2		FSC1		FSC1P		FSC2	
	5	10	5	10	4	8	5	10	5	10	4	8	5	10	5	10	4	8
Revolvimentos																		
Tempo (S)	pH						C/N						N ($g\ kg^{-1}\ MS$)					
1	9,2	9,1	8,7	8,8	8,7	8,5	34	34	36	36	37	37	14	11	12	11	13	11
2	9,1	9,0	8,8	8,8	8,2	8,6	34	36	30	35	38	31	11	11	8	10	12	12
4	9,0	8,7	8,8	9,0	8,6	8,7	26	21	27	26	25	27	14	10	11	9	10	11
6	9,2	9,0	8,9	8,9	9,1	8,9	27	18	17	21	19	19	11	8	13	10	11	8
9	8,5	8,5	8,9	8,6	9,0	8,8	20	15	16	15	20	17	10	8	12	10	12	8
13	8,2	7,9	8,2	7,9	9,2	9,1	14	15	14	15	17	17	11	7	13	10	12	9
15	8,0	7,8	7,6	7,6	8,8	9,0	14	15	13	14	14	16	12	7	11	10	10	8

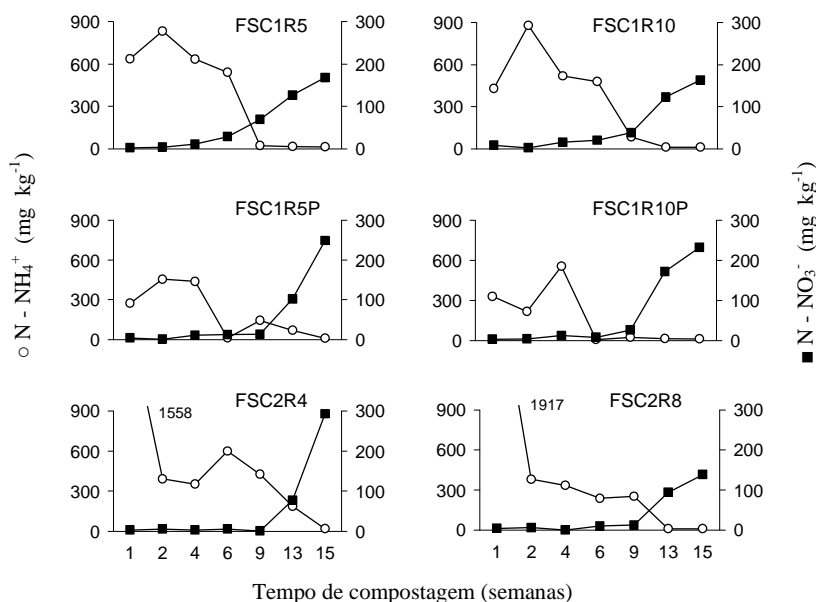
Os valores da menor diferença significativa para comparação entre médias ($P < 0,05$) encontram-se entre parênteses: pH (0,19); C/N (4,3); N ($1,6\ g\ kg^{-1}$).

O teor de $N_{Kjeldahl}$ diminuiu entre o início e o final da compostagem, e com o aumento no número de revolvimentos, excepto nas pilhas com palha (Quadro 2). Para esta diminuição no teor de N nas pilhas de 2004, poderá ter contribuído a introdução casual de solo nas pilhas durante os revolvimentos com a pá frontal do tractor, porque as pilhas foram construídas sem cobertura do solo.

Durante a fase termófila da compostagem da FSC em 2004, que se prolongou por 6 a 8 semanas, o teor de $N-NO_3^-$ foi muito baixo. Pelo contrário, o teor de $N-NH_4^+$ foi muito elevado durante esta fase, particularmente na primeira semana de compostagem da FSC2 com menor teor de matéria seca

(22%) inicial sendo, contudo, inferior para a FSC1 com adição de palha (Figura 1). Aproximadamente dois meses após o início da compostagem, esta tendência inverteu-se, diminuindo acentuadamente o teor de N amoniacal e, simultaneamente, aumentando o teor de N nítrico (Figura 1).

Na fase termófila da compostagem, o teor de $N-NO_3^-$ foi muito baixo provavelmente porque o N foi utilizado pelos microrganismos no processo de decomposição da matéria orgânica e porque as temperaturas elevadas não permitem a sobrevivência das bactérias nitrificantes (Hellmann *et al.*, 1997), para além do CO_2 produzido também inibir a nitrificação (Schlege, 1993).



Os valores da menor diferença significativa para comparação entre médias ($P < 0,05$) encontram-se entre parênteses: $N-NH_4^+$ (81,7 $mg\ kg^{-1}$); $N-NO_3^-$ (38,5 $mg\ kg^{-1}$).

Figura 1 - Evolução do N mineral ($mg\ kg^{-1}$), por massa de matéria original, durante 15 semanas de compostagem da fracção sólida do chorume com 30% de matéria seca inicial (FSC1) com adição, ou não, de palha (P) e com 22% MS (FSC2), e diferente número de revolvimentos (R)

QUADRO 3 – Valores médios de $N_{Kjeldahl}$ ($g\ kg^{-1}$) na matéria seca para conjuntos de pilhas com diferentes dimensões ($15\ m^3$ e $5\ m^3$), origens (FSC1 e FSC2) e coberturas (polietileno, geotextil, ou descoberto), com revolvimento (CR) e sem revolvimento (SR), em diferentes tempos (semanas) de compostagem

Tempo (semanas)	Pilhas com revolvimento (CR)								Pilhas sem revolvimento (SR)							
	0	1	2	4	8	12	19	22	0	1	2	4	8	16	22	26
$15\ m^3$ (n=16)	13	16	17	22	28	31	33	34	14	13	14	16	21	25	31	31
$5\ m^3$ (n=16)	13	16	18	23	33	35	35	35	14	14	13	19	28	27	28	32
FSC1 (n=16)	12	17	18	24	31	34	35	35	14	13	14	18	25	26	28	31
FSC2 (n=16)	14	15	18	22	30	33	32	34	14	14	13	17	24	26	31	32
Polietileno (n=16)	13	16	18	22	30	31	31	32	14	14	13	17	24	25	31	34
Geotextil (n=8)	13	16	18	23	28	33	35	36	14	13	14	17	22	26	27	27
Descoberto (n=8)	13	16	17	24	34	38	37	36	14	14	13	20	28	28	28	31

Os valores da menor diferença significativa ($P < 0,05$) para comparação entre conjuntos de pilhas, com revolvimento (CR) e sem revolvimento (SR) encontram-se entre parênteses: - entre pilhas com diferentes dimensões ou origens: CR ($1,02\ g\ kg^{-1}$); SR ($1,37\ g\ kg^{-1}$); - entre pilhas cobertas com plástico e com geotextil ou entre pilhas cobertas com plástico e descobertas: CR ($1,25\ g\ kg^{-1}$); SR ($1,68\ g\ kg^{-1}$); - entre pilhas cobertas com geotextil e pilhas descobertas: CR ($1,44\ g\ kg^{-1}$); SR ($1,93\ g\ kg^{-1}$)

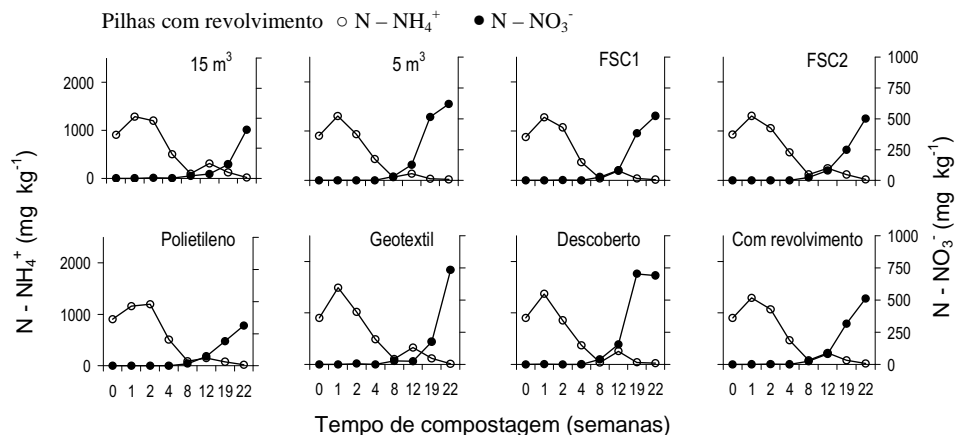
O teor de N Kjeldahl aumentou durante a compostagem realizada em 2005 de $1,2\ mg\ kg^{-1}$ a $1,4\ mg\ kg^{-1}$ N no início para teores próximos ou superiores a $3\ mg\ kg^{-1}$ N no final (Quadro 3) e sem grandes variações entre tratamentos. O teor médio de N nas pilhas com revolvimento atingiu o valor máximo no final da fase termófila da compostagem, não aumentando com a maturação do composto entre os 3 e os 5 meses de compostagem. No entanto, nas pilhas sem revolvimento o teor de N na MS aumentou durante todo o período de compostagem. Em todas as pilhas de 2005, a percentagem de N no composto final foi muito superior à concentração de N ($15\ g\ kg^{-1}$) da maioria dos compostos comerciais produzidos em climas quentes (Hadas & Portnoy, 1997).

A evolução do N mineral durante a compostagem em 2005 foi semelhante à que se verificou em 2004 (Figura 2). Em todas as modalidades de compostagem, o teor de $N-NH_4^+$ aumentou durante a primeira semana, até teores máximos nas pilhas sem revolvimento e com menor teor de matéria seca

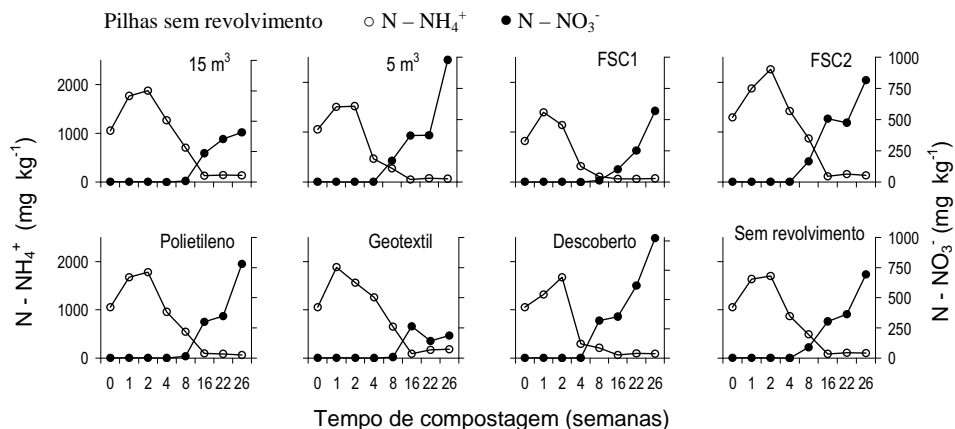
inicial, e diminuiu rapidamente após duas semanas de compostagem até valores muito reduzidos, aproximadamente após dois meses de compostagem. A influência do maior teor de humidade da FSC no aumento do teor de $N-NH_4^+$ só se verificou nas pilhas compostadas sem revolvimento. Nestas, o teor de $N-NH_4^+$ foi superior, também, com o aumento da dimensão das pilhas (Figura 2).

A dimensão das pilhas influenciam o arejamento devido ao fenómeno de convecção (Michel, 1999), quanto maior a dimensão da pilha, maior o número de locais no seu interior com anaerobiose. Por isso, a dimensão das pilhas de compostagem poderá alterar o tipo de emissões que se produzem (Fukumoto *et al.* 2003).

O aumento do teor de $N-NH_4^+$ nas pilhas com maior teor de humidade (FSC2) sem revolvimento, em comparação com as pilhas com revolvimento, torna-se ainda mais visível quando o teor de azoto amoniacal é comparado com o índice térmico ($\Sigma\ ^\circ C$) das pilhas de compostagem (Figura 3).



Os valores da menor diferença significativa ($P < 0,05$) para comparação entre conjuntos de pilhas, com revolvimento (CR) encontram-se entre parênteses: - entre pilhas com diferentes dimensões ou origens: N-NH₄⁺ (171 g kg⁻¹); N-NO₃⁻ (60 g kg⁻¹); - entre pilhas cobertas com plástico e com geotextil ou entre pilhas cobertas com plástico e descobertas: N-NH₄⁺ (209 g kg⁻¹); N-NO₃⁻ (73 g kg⁻¹); - entre pilhas cobertas com geotextil e pilhas descobertas: N-NH₄⁺ (242 g kg⁻¹); N-NO₃⁻ (84 g kg⁻¹)



Os valores da menor diferença significativa ($P < 0,05$) para comparação entre conjuntos de pilhas, sem revolvimento (SR) encontram-se entre parênteses: - entre pilhas com diferentes dimensões ou origens: N-NH₄⁺ (141 g kg⁻¹); N-NO₃⁻ (149 g kg⁻¹); - entre pilhas cobertas com plástico e com geotextil ou entre pilhas cobertas com plástico e descobertas: N-NH₄⁺ (173 g kg⁻¹); N-NO₃⁻ (183 g kg⁻¹); - entre pilhas cobertas com geotextil e pilhas descobertas: N-NH₄⁺ (200 g kg⁻¹); N-NO₃⁻ (211 g kg⁻¹);

Figura 2 – Evolução do azoto mineral, na matéria original durante a compostagem da fracção sólida do chorume (FSC). As pilhas incluíram diferentes origens (FSC1 e FSC2), dimensões (5 m³ e 15m³) e tipos de coberturas (polietileno, geotextil e descoberto), com revolvimento (CR) e sem revolvimento (SR)

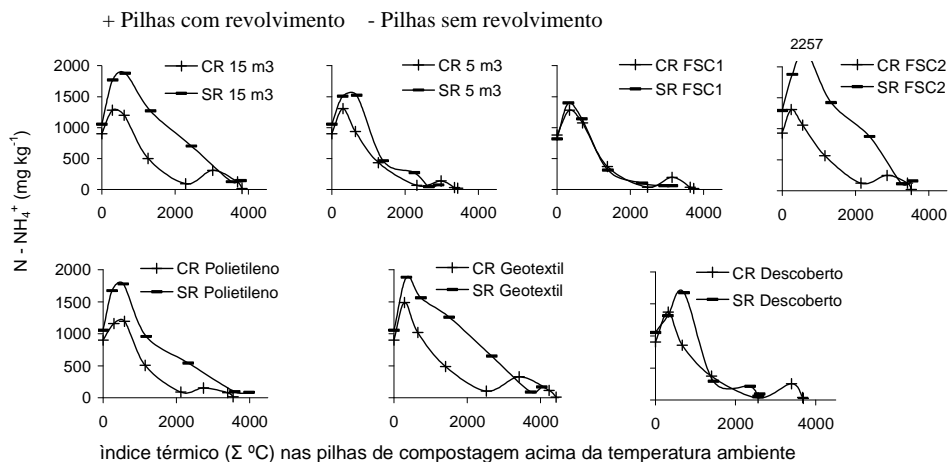


Figura 3 – Evolução do azoto amoniacal (mg kg^{-1}) na matéria original, em função do índice térmico nas pilhas de compostagem da fracção sólida do chorume com revolvimento (CR) e sem revolvimento (SR). As pilhas incluíram diferentes origens (FSC1 e FSC2), dimensões (5 m^3 e 15 m^3) e tipos de coberturas (polietileno, geotextil e descoberto)

O efeito do revolvimento na descida do teor de N-NH_4^+ durante a compostagem foi mais forte nas pilhas de maior dimensão, em comparação com as pilhas menores, o que poderá ser explicado pela maior dificuldade das pilhas maiores em realizar as trocas gasosas com o exterior.

O aumento de temperatura no início da compostagem influencia o equilíbrio $\text{NH}_4^+:\text{NH}_3$ no sentido da produção de NH_3 , aumentando a sua transferência para a atmosfera (Peigné & Girardin, 2004). O pH elevado também aumenta o equilíbrio $\text{NH}_4^+:\text{NH}_3$ no sentido da produção de NH_3 . Por estas razões, o elevado valor de pH e a temperatura elevada durante o processo de compostagem podem ter condicionado o balanço NH_3/NH_4 e a emissão de NH_3 . No entanto, a volatilização de NH_3 pode ter sido limitada pela imobilização do N nos microrganismos decompositores.

O revolvimento das pilhas de compostagem aumenta o arejamento e contribui para o fornecimento de oxigénio para o processo

de decomposição mas, realizado com demasiada frequência, pode aumentar as emissões de amoníaco (NH_3) e reduzir o valor agronómico do produto final, porque diminui a concentração de N (Hao & Chang, 2001; Peigné & Girardin, 2004).

Finstein & Miller (1985) definiram o conceito de maturação em termos de nitrificação e enunciaram que o aparecimento, durante o processo de compostagem, de quantidades apreciáveis de nitratos, é indicação de que o composto está aceitavelmente compostado. Neste estudo, o teor de N nítrico no final da compostagem foi mais elevado nas pilhas de 2005 com menor volume, em comparação com as pilhas de maior volume, o que poderá estar associado à maior superfície específica das pilhas mais pequenas e, conseqüentemente, a um aumento nas taxas de mineralização e de nitrificação, devido à maior facilidade de difusão do oxigénio para o interior das pilhas.

A concentração de $N-NH_4^+$ tem sido utilizada para determinar a estabilização dos compostos, sendo considerado um teor de $N-NH_4^+$ inferior a 400 mg kg^{-1} como indicador de uma boa estabilização (Zucconi and De Bertoldi, 1987). A baixa concentração de $N-NH_4^+$ e o aumento de concentração de $N-NO_3^-$, em combinação com a baixa razão C/N e a descida de temperatura, sugerem que o composto da FSC estava estabilizado em todas as modalidades deste estudo, num período inferior a 5 meses de compostagem.

CONCLUSÕES

A produção de azoto mineral durante a compostagem de resíduos sólidos de churume da pecuária leiteira intensiva foi caracterizada por elevadas concentrações de N amoniacal e apenas vestígios de N nítrico, durante a fase de elevadas temperaturas da compostagem, e pela diminuição do N amoniacal e o aumento do N nítrico na fase final de compostagem, quando as temperaturas desceram para valores semelhantes à temperatura ambiente. Na fase termófila da compostagem, e na presença de pH alcalino (8 a 9), o N amoniacal encontra-se principalmente na forma de NH_3 , pelo que as perdas de N por volatilização podem ser elevadas. Contudo, a adição de palha com elevada razão C/N (74) em 2004, e o aumento do teor da MS da FSC1 em 2004 e 2005, em comparação com a FSC2, associaram-se a uma redução do N amoniacal das pilhas. Logo, a adição de palha e a diminuição do rendimento da máquina separadora da FSC para aumentar o teor de MS, poderão contribuir para minimizar as perdas de N durante a compostagem da FSC.

O teor de N na forma nítrica foi baixo na fase termófila da compostagem, quer porque o N mineral foi utilizado pelos microrga-

nismos decompositores, quer porque as bactérias nitrificantes não se desenvolvem durante o período de temperaturas elevadas. Por isso, as perdas de N por lixiviação de $N-NO_3^-$ deverão ter sido praticamente inexistentes nos primeiros meses de compostagem.

Quando o revolvimento das pilhas é realizado com a pá frontal do tractor, é preferível construir as pilhas sobre uma cobertura do solo que impeça a introdução de solo nas pilhas já que a contaminação com solo diminui o teor de N total nos compostos finais reduzindo, assim, o seu valor agromónico.

AGRADECIMENTOS

Este estudo realizou-se com o apoio dos fundos estruturais da União Europeia, através do projecto nº 794 do PO AGRO, INIAP, MADRP.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Angelidaki, I. & Ahring, B. K. 1993. Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **38**: 560-564.
- Amon, B., Amon, T., Boxberger, J. & Alt, C. 2001. Emissions of NH_3 , N_2O and CH_4 from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, **60**: 103-113.
- Bernal, M. P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M. A., & Cegarra, J. 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.*, **63**: 91-99.
- CEN, 1999. *European Standards - Soil Improvers and Growing Media*. European

- Committee for Standardization.
- Chadwick, D.R. 2005. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmosph. Environ.*, **3**: 787-799.
- Dewes, T. 1996. Effect of pH, temperature, amount of litter and storage density on ammonia emissions from stable manure. *J. Agric. Sci.*, **127**: 501-509.
- Ekinci, K., Keener, H.M. & Elwell, D.L. 2000. Composting short paper fiber with broiler litter and additives. Part I: effects of initial pH and carbon/nitrogen ratio on ammonia emission. *Compost Sci. Util.*, **8**: 160-172.
- Finstein, M.S. & Miller, F.C. 1985. Principles of composting leading to maximization of the decomposition rate, odour control, and cost effectiveness. In: J.K.R. Gasser (eds) *Composting of Agricultural and Other Wastes*, pp.13-26. Elsevier Applied Science, London.
- Fukumoto, Y., Osada, T., Hanajima & D., Haga, K. 2003. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄, emissions during swine manure composting without forced aeration-effect of compost pile scale. *Bioresour. Technol.*, **89**: 109-14.
- Gonçalves, M. S. & Baptista, M. 2001. *Proposta de Regulamentação sobre Qualidade do Composto para Utilização na Agricultura*. Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, Instituto de Investigação Agrária, Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural das Pescas, Lisboa.
- Hadas, A. & Portnoy R. 1997. Rates of decomposition in soil and release of available nitrogen from cattle manure and municipal waste compost. *Compost Sci. Util.*, **53**: 48-54.
- Hansen, M.N, Henriksen, K. & Sommer, S.G. 2006. Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: Effects of covering. *Atmosph. Environ.*, **4**: 4172-4181.
- Eghball, B., Power, J. F., Gilley, J. E. & Doran, J. W. 1997. Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure, *J. Environ. Qual.*, **26**: 189-193.
- Hao, X. & Chang, C. 2001. Gaseous NO, NO₂, and NH₃ loss during cattle feedlot manure composting. *Phyton-annales Rei Botanicae*, **41**(3): 81-93.
- Hellmann, B., L. Zelles, A. Palojarvi, & Q. Bai. 1997. Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-windrow composting. *Applied and Environ. Microbiol.*, **63**: 1011-18.
- Houba, V.J.G., Van der Lee, J.J. & Novozamsky, I. 1995. *Soil Analysis Procedures – other procedures*, part 5B, 6th edition. Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University, Netherlands.
- Kirchmann, H. 1985. Losses, plant uptake and utilisation during production cycle. *Acta Agriculturae Scandinavia*. Suppl. 24, Stockholm, 72 p.
- Michel, F., 1999. Managing compost piles to maximize natural aeration. *Biocycle*, **40**(3): 56-58.
- Peigné, J. & Girardin, P. 2004. Environmental impacts on farm scale composting practices. *Water, Air and Soil Pollut.*, **153**: 45-68.
- Raviv, M., Medina, S., Krasnovsky, A. & Ziadna, H. 2004. Organic matter and nitrogen conservation in manure compost for organic agriculture. *Compost Sci. Utiliz.*, **12**: 6-10.
- Schelege, H.G. 1993. *General Microbiology*, 7th ed. Cambridge University Press, New York.
- Sommer, S.G. 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability

- of cattle deep litter. *Eur. J. Agric.*, **14**: 123–133.
- Sommer, S.G. & Moller, H.B. 2000. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content. *J. Agric. Sci., Camb.*, **134**: 327-335.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. & Vigil, S. A. 1993. *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill, series in water resources and environmental engineering.
- Tiquia, S.M. & Tam, N.F. Y. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environ. Pollution*, **110**: 535-541.
- Webb, J., Chadwick, D. & Ellis, S. 2001. Will storing farmyard manure in compact anaerobic heaps be a simple and effective means of reducing ammonia emissions?, In Sangiorgi, F. (ed.) *Technology Transfer*. Proceedings of the 9th International RAMIRAN 2000 Workshop, Gargnano, Italy, 6–9 September 2000. Cemagref, France, pp. 161–166.
- Zuconi, F. & Bertoldi, M. 1987. Composts specifications for the production and characterization of composts from municipal solid waste. In M. de Bertoldi, M. P. Ferranti, P. L'Hermite, F. Zuconi (eds) *Compost: Quality and Use*, pp. 30-50. Elsevier Applied Science, London.