

## Dinâmica de $O_2$ , $CO_2$ e $CH_4$ em Leiras Estáticas de Compostagem



ISSN 1517-2627

Dezembro, 2012

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária*

*Embrapa Solos*

*Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

## ***Documentos 143***

### **Dinâmica de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> em Leiras Estáticas de Compostagem**

*Caio de Teves Inácio*

*Aline Sarmiento Procópio*

*Camilo Teixeira*

*Paul Richard Momsen Miller*

Embrapa Solos

Rio de Janeiro, RJ

2012

**Embrapa Solos**

Rua Jardim Botânico, 1024. Jardim Botânico. Rio de Janeiro, RJ  
CEP: 22460-000  
Fone: (021) 2179 4500  
Fax: (021) 2274 5291  
Home page: [www.cnps.embrapa.br](http://www.cnps.embrapa.br)  
E-mail (sac): [sac@cnps.embrapa.br](mailto:sac@cnps.embrapa.br)

**Comitê de Publicações da Unidade**

**Presidente:** Daniel Vidal Pérez

**Secretário-Executivo:** Jacqueline Silva Rezende Mattos

**Membros:** Ademar Barros da Silva, Cláudia Regina Delaia, Maurício Rizzato Coelho, Elaine Cristina Cardoso Fidalgo, Joyce Maria Guimarães Monteiro, Ana Paula Dias Turetta, Fabiano de Carvalho Balieiro, Quitéria Sônia Cordeiro dos Santos.

**Supervisão editorial:** Jacqueline Silva Rezende Mattos

**Revisão de texto:** André Luiz da Silva Lopes

**Normalização bibliográfica:** Ricardo Arcanjo de Lima

**Editoração eletrônica:** Jacqueline Silva Rezende Mattos

**Foto da capa:** Caio de Teves Inácio

**1ª edição**

E-book (2012)

**Todos os direitos reservados**

A reprodução não-autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Embrapa Solos**

---

I35d Inácio, Caio de Teves.

Dinâmica de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> em leiras estáticas de compostagem /  
Caio de Teves Inácio ... [et al.]. — Dados eletrônicos. — Rio de  
Janeiro : Embrapa Solos, 2012.

19 p. - (Documentos / Embrapa Solos, ISSN 1517-2627 ; 143).

Sistema requerido: Adobe Acrobat Reader.

Modo de acesso: < <http://www.cnps.embrapa.br/publicacoes> >.

Título da página da Web (acesso em 21 dez. 2012).

1. Resíduos orgânicos. 2. Metano. 3. Gás de efeito estufa. I.  
Procópio, Aline Sarmento. II. Teixeira, Camilo. III. Miller, Paul Richard  
Momsen. IV. Título. V. Série.

CDD (21.ed.) 631.8

---

© Embrapa 2012

# Sumário

<b>Introdução .....</b>	<b>5</b>
<b>Material e Métodos .....</b>	<b>5</b>
<b>Resultados e Discussão .....</b>	<b>9</b>
<b>Conclusões .....</b>	<b>16</b>
<b>Referências .....</b>	<b>17</b>

## Introdução

A compostagem se caracteriza por ser um processo biológico aeróbio e termofílico de degradação de sólidos orgânicos (EPSTEIN, 1997), e tem se tornado uma prática aceitável para estabilizar grandes quantidades de resíduos orgânicos gerados no setor agrícola e promover a redistribuição de nutrientes local e regionalmente (WESTERMAN; BICUDO, 2005). Tecnologias de compostagem têm sido empregadas para o tratamento de resíduos orgânicos da agricultura e de processos agroindustriais, por ex. dejetos de animais confinados e tortas de filtro de cana-de-açúcar. A compostagem emite baixas quantidades de metano ( $\text{CH}_4$ ) (AMLINGER et al., 2008; BARTON et al., 2008; PICKIN et al., 2002; VANOTTI et al., 2008). Sendo assim, a compostagem apresenta grande potencial como forma de mitigação das emissões de  $\text{CH}_4$  no contexto de sistemas de gestão de resíduos orgânicos agrícolas ou agroindustriais (PACHAURI; REISINGER, 2007). A UNFCCC (United Nations Framework for Convention on Climate Change) apresenta algumas metodologias aprovadas para cálculo de balanço de emissões e reduções certificadas de carbono (RCE) para projetos de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) que incluem a compostagem. No entanto, certas condições inapropriadas de operação do processo de compostagem podem levar a emissões de  $\text{CH}_4$  relativamente mais altas do que o esperado, devido a condições anaeróbias predominantes (THOMPSON et al., 2004). Os objetivos deste trabalho foram (1) caracterizar a dinâmica de  $\text{O}_2$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  em uma leira estática de compostagem, (2) avaliar a metodologia de monitoramento de emissões de  $\text{CH}_4$ , e (3) estimar o fator médio de emissão de  $\text{CH}_4$ , em  $\text{kg Mg}^{-1}$  de resíduo, em massa fresca (MF).

## Material e Métodos

A Tabela 1 apresenta as características dos resíduos orgânicos e da leira de compostagem. A leira estática foi preparada com formato retangular, com paredes laterais quase perpendiculares ao solo. Não houve revolvimentos frequentes ou aeração forçada, e empregou-se material de alta relação C/N, como aparas de madeira, para manutenção da porosidade da mistura (INÁCIO; MILLER, 2009). A leira recebeu a cada semana uma carga de

1.111 kg de resíduos, em média, que totalizaram 32.377 kg. As dimensões da leira estática foram de 0,8 a 0,9 m de altura, 1,2 m de largura e 16,0 m de comprimento. A proporção da mistura dos resíduos foi 63% (27%) de restos de comida; 22% (36%) de esterco de cavalo; 15% (37%) de aparas de grama, em massa fresca (massa seca, entre parênteses). O período considerado de compostagem foi de 204 dias.

**Tabela 1.** Características dos resíduos orgânicos e da leira de compostagem (médias).

Resíduo	<i>n</i>	Umidade <sup>a</sup> (%, massa fresca)	Carbono total <sup>b</sup> (g kg <sup>-1</sup> , massa seca)	Nitrogênio Kjeldahl (g kg <sup>-1</sup> , massa seca)	C:N
Restos de alimentos	11	84	353	26,9	13:1
Esterco de cavalo (cama)	4	39	372	9,2	40:1
Aparas de grama	20	10	415	11,0	38:1
Leira de compostagem <sup>c</sup>	-	63	383	14,7	26:1

<sup>a</sup> Amostras foram secas a 65 °C por 24 h em estufa com circulação de ar.

<sup>b</sup> Analisador de carbono elementar (multi EA 2000, AnalytikJena).

<sup>c</sup> Proporção da mistura dos resíduos - em massa fresca e em massa seca entre parênteses: 63% (27%) de restos de comida; 22% (36%) de esterco de cavalo; 15% (37%) de aparas de grama.

A Figura 1 apresenta o procedimento de monitoramento das concentrações internas dos gases e das emissões da leira. A amostragem interna considerou as diferentes alturas de medição (20, 30 e 60 cm) e distâncias da parede lateral-DPL (10, 30, 60 cm). A amostragem considerou ainda três seções longitudinais (Figura 1A), perfazendo 18 pontos de amostragem interna (3 alturas x 3 DPL's x 3 seções). Amostragem das emissões considerou duas DPL's (30 e 60 cm) no topo da leira e as três seções longitudinais, perfazendo 6 pontos de amostragem (2 DPL's x 3 seções). O registro de temperatura seguiu a mesma ordem. O monitoramento da leira ocorreu a partir do décimo quinto dia do início do processo de compostagem, com nove dias de amostragem divididos em três campanhas, sendo a última amostragem feita no 103º dia de compostagem. As medições foram efetuadas com um analisador portátil para três gases simultâneos (O<sub>2</sub>, por sensor eletroquímico; CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, por sensores infravermelhos) com resolução de 0,1% e faixa de medição de 0 a 100% (Portable O<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub> Meter, Columbus Instruments, Ohio, EUA). Para realizar as medidas de concentração internas dos gases, foi utilizado um tubo de polipropileno acoplado a três hastas rígidas de aço inox.

Cada leitura era registrada após 3 minutos de medição, em cada ponto. A temperatura da leira foi monitorada simultaneamente à medição dos gases, com um termômetro digital tipo K de haste longa, com resolução de 0,1 °C. As medidas de emissões de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> do topo da leira foram feitas com auxílio de uma câmara cilíndrica em PVC de 1,15 L (Ø = 10,0 cm, h = 12,75 cm) conectada ao analisador portátil por uma mangueira de poliuretano (Figura 1B). As bordas da câmara foram acomodadas a 2,0 cm de profundidade para evitar a mistura das emissões com o ar atmosférico durante a coleta de dados. Os dados foram registrados em intervalos de 2, 4, 6, 8 e 10 minutos, logo em seguida ao posicionamento da câmara.

Os dados de emissões de CH<sub>4</sub> foram agrupados gerando valores de concentração média (mg dm<sup>-3</sup>) e desvio padrão, para cada intervalo de medição (2, 4, 6, 8 e 10 min). A taxa de emissão de CH<sub>4</sub> (Eb, mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>) foi calculada pela regressão linear (y = bx + c) das médias das emissões de cada intervalo de medição, onde o coeficiente angular (b) (mg m<sup>-3</sup> min<sup>-1</sup>), ou derivada da função, foi multiplicado pela relação V/A (m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup>) da câmara de amostragem (SOMMER et al., 2004). O resultado desta operação (Eb) foi inserido na Eq. 1 para cálculo do fator de emissão de CH<sub>4</sub> (EFcompostagem), em g kg<sup>-1</sup> de massa fresca (MF) de resíduo.

$$EF_{\text{compostagem}} = \frac{Eb \times A \times T}{M} \quad (1)$$

Onde:

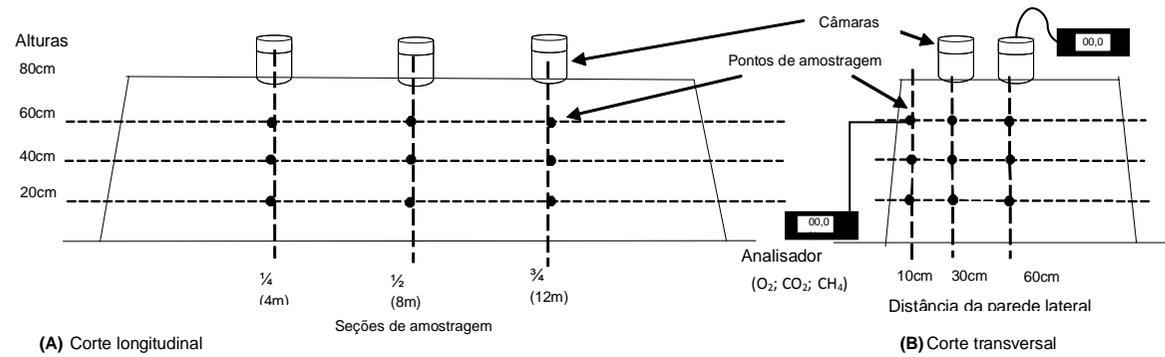
EFcompostagem – Fator de emissão de CH<sub>4</sub>, em g kg<sup>-1</sup> MF de resíduo

Eb – Taxa de emissão calculada, em, mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>

A – Superfície de emissão da leira de compostagem, em m<sup>2</sup>

T – Tempo total de emissão no processo, em min

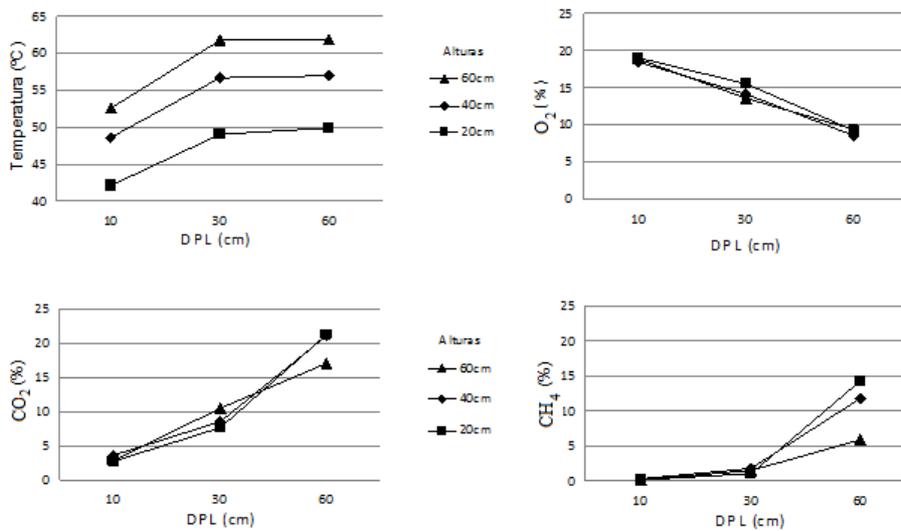
M – Quantidade de resíduo, em kg de MF



**Figura 1.** Representação esquemática em corte longitudinal (A) e transversal (B) da metodologia de monitoramento das leiras de compostagem com analisador de gases portátil e termopar tipo K digital. Detalhamento dos pontos de amostragem com as diferentes alturas (20, 40 e 60 cm) e distâncias das paredes laterais-DPL (10, 30, 60 cm), e dos pontos de amostragem das emissões (topo), por seções longitudinais de amostragem (divididas por  $\frac{1}{4}$  de comprimento da leira), perfazendo 18 pontos para amostragem interna e 6 pontos para amostragem das emissões.

## Resultados e Discussão

O processo de compostagem encontrava-se na fase termofílica (média de  $53,3 \pm 7,5^\circ\text{C}$ ) durante todo o monitoramento da leira. A Figura 2A apresenta a distribuição das médias de temperatura no perfil da leira, enquanto, as Figuras 2B, 2C e 2D apresentam as médias para O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, respectivamente. As temperaturas por ponto de amostragem se restringiram no mínimo de  $42,1^\circ\text{C}$  e no máximo de  $61,9^\circ\text{C}$  para os pontos 20/10 e 60/60 (Altura/Distância da Parede Lateral), respectivamente. Ou seja, a menor média de temperatura corresponde à parte mais próxima à base e à lateral da leira, e a maior média observada correspondeu à zona mais próxima ao topo da leira. Esses resultados são similares ao trabalho de Beck-Friis et al. (2000) que monitoraram leiras de dimensões e materiais semelhantes.



**Figura 2.** Gráficos das médias de temperatura (A) e concentração de gases, O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> (B, C, D, respectivamente), em três diferentes alturas e três diferentes distâncias da parede lateral (DPL) em uma leira estática de compostagem na fase termofílica. A DPL 60 cm representa o centro da leira. Dimensões da leira: 1,2 x 0,9 x 16,0 m. Resíduos utilizados: grama, restos de alimentos e cama-de-cavalo.

Para concentrações de O<sub>2</sub> foram obtidas média = 14,2 ± 5,7% e mediana = 15,6%, com intervalos de confiança (95%) entre 13,2 a 14,9% e 14,3 a 16,8%, respectivamente, demonstrando que a leira de compostagem esteve predominantemente aeróbia na fase termofílica. Os dados de concentrações de gases, quando separados em diferentes distâncias da parede lateral (DPL), demonstram que a parte mais interna e central da leira esteve anaeróbia, conseqüentemente, com alta concentração de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>. Resultados similares foram apresentados por outros autores (BECK-FRIIS et al., 2000; SOMMER; MOLLER, 2000; SZANTO et al., 2007). As médias de O<sub>2</sub> variaram com a DPL, com uma tendência de redução da concentração, mas não variaram com a altura na leira (Figura 2B). Quanto ao efeito da DPL e altura da leira, o mesmo foi observado para o CO<sub>2</sub>, no entanto, com uma tendência de aumento da concentração (Figura 2C). As concentrações de O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> são função da demanda (atividade biológica) e do fluxo de ar pelos poros da leira. Observa-se, então, a grande influência da DPL no suprimento de ar (O<sub>2</sub>) para as partes internas da leira. Já as concentrações médias de CH<sub>4</sub> variaram tanto em profundidade (DPL) quanto em altura na leira (Figura 2D), com tendência de crescimento exponencial com a DPL.

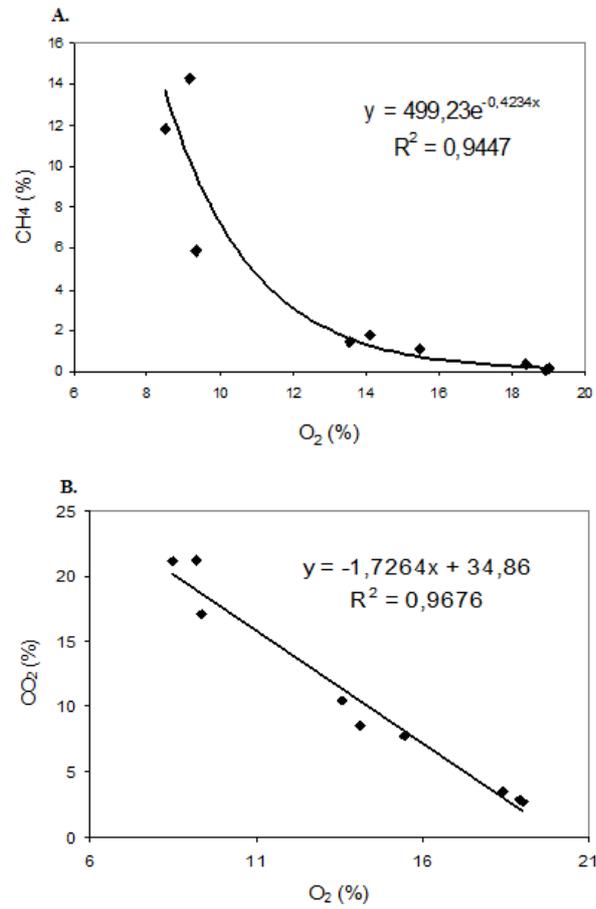
As concentrações de O<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> apresentaram relação exponencial negativa com alto coeficiente de determinação, R<sup>2</sup> = 0,95 (Figura 3A). Esta relação evidencia que a atividade anaeróbica, verificada pela produção de CH<sub>4</sub>, predominou quando a concentração de O<sub>2</sub> foi menor que 10%. A Figura 3B apresenta a relação linear entre O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> e com alto coeficiente de determinação, como esperado.

Encontrou-se uma relação baixa (R<sup>2</sup> = 0,34) entre a temperatura e a concentração de O<sub>2</sub> provavelmente devido ao efeito da dinâmica de conservação de calor estar se somando ao efeito da atividade biológica (consumo de O<sub>2</sub> e geração de calor). Em geral, há correlação alta entre consumo de O<sub>2</sub> (ou concentração de O<sub>2</sub>) e a temperatura na fase inicial do processo de compostagem quando a curva de temperatura é ascendente, o que reflete o aumento da atividade biológica de decomposição dos resíduos orgânicos (GAO et al., 2010). Porém, no período de medição deste estudo, as temperaturas já estavam estáveis (fase termofílica plena).

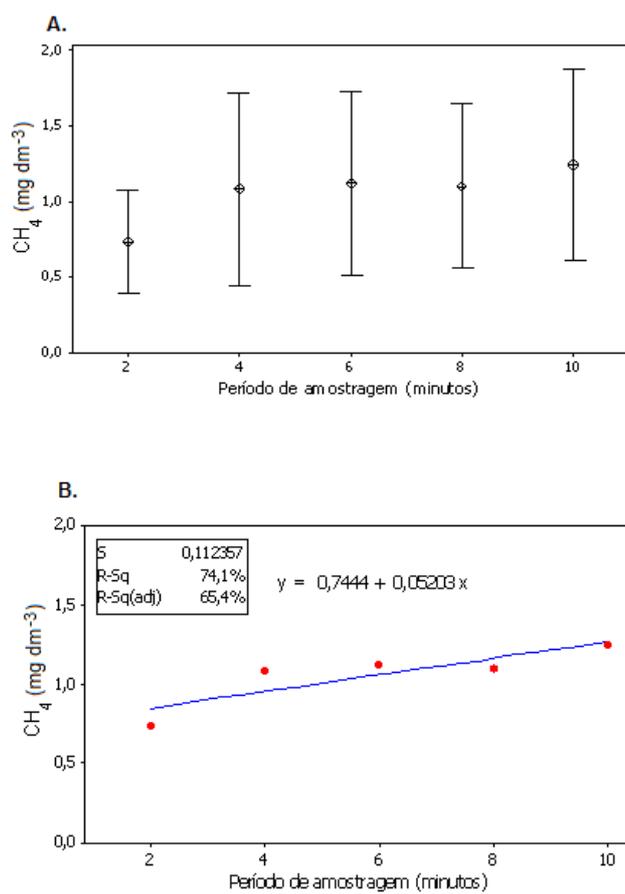
As médias das emissões de CH<sub>4</sub> são apresentadas na Figura 4A. A equação linear ajustada às médias das emissões é apresentada na Figura 4B. A taxa de emissão de CH<sub>4</sub> foi calculada em 6,6 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>. Este valor foi inserido na Equação (1), que considerou, ainda, a superfície de emissão da leira, A = 19,2 m<sup>2</sup>, o tempo de emissão, T = 204 dias (convertido em minutos), e a quantidade de resíduo orgânico inserido na compostagem, M = 32,4 Mg de massa fresca (MF). O fator de emissão de CH<sub>4</sub> (EF<sub>compostagem</sub>) foi calculado em 1.154 g kg<sup>-1</sup> MF de resíduo, ou, aproximadamente, 1,2 kg Mg<sup>-1</sup>. De acordo com a metodologia aprovada pela UNFCCC (2011) para inventários de gases de efeito estufa (GEE), o valor sugerido como fator de emissão de CH<sub>4</sub> em compostagem é de 4,0 g kg<sup>-1</sup> de massa fresca de resíduo. Desta forma, a leira de compostagem do estudo apresentou um fator de emissão de CH<sub>4</sub> que correspondeu a 30% do valor padrão sugerido.

A partir dos dados de matéria seca (MS) e carbono total (C) da mistura dos resíduos orgânicos (Tabela 1) também se pode expressar os valores de emissão de CH<sub>4</sub> correspondendo à 3,12 kg Mg<sup>-1</sup> MS e 8,15 kg Mg<sup>-1</sup> C. Convertendo o fator de emissão de CH<sub>4</sub> para CO<sub>2</sub>-eq (CO<sub>2</sub> equivalente), considerando o GWPC<sub>CH<sub>4</sub></sub> = 21 (Potencial de Aquecimento Global do CH<sub>4</sub>), chega-se ao valor de CO<sub>2</sub>-eq igual a 25,2 kg Mg<sup>-1</sup> MF (kgCO<sub>2</sub>-eq Mg<sup>-1</sup>).

As diferenças nos valores para emissões de CH<sub>4</sub> em processos de compostagem podem ser atribuídas à porosidade e estrutura da leira (BECK-FRIIS et al., 2000; MANIOS et al., 2007; SZANTO et al., 2007), umidade, tipo de resíduo orgânico e relação C:N (AMLINGER et al., 2008), dimensões das leiras (BECK-FRIIS et al., 2000; FUKUMOTO et al., 2003; JÄCKEL et al., 2005), revolvimentos (SZANTO et al., 2007) e aeração insuficiente (VANDERGHEYNST et al., 1998). Tem sido demonstrado que as emissões de CH<sub>4</sub> ocorrem, preponderantemente, na fase termofílica da compostagem, quando a atividade de biodegradação é intensa. A queda acentuada na concentração de CH<sub>4</sub> nas medições no topo da leira sugere que há forte ação oxidante de CH<sub>4</sub> por microrganismos termofílicos metanotróficos nas partes mais superficiais e com maior concentração de O<sub>2</sub> (JÄCKEL et al., 2005). O fator de emissão de CH<sub>4</sub> calculado situou-se dentro de uma faixa de emissão esperada quando comparado aos estudos com compostagem de restos de alimentos (Tabela 2).



**Figura 3.** Gráficos de relação de regressão das médias das concentrações de O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> em uma leira estática de compostagem na fase termofílica.



**Figura 4.** Gráfico das médias e desvio padrão da concentração de CH<sub>4</sub> (mg dm<sup>-3</sup>) durante o monitoramento das emissões da leira de compostagem (A); e equação linear ajustada às médias obtidas (B). S = desvio padrão; R-Sq (R<sup>2</sup>) = coeficiente de determinação; R-sq (adj) = coeficiente ajustado.

**Tabela 2.** Comparativo entre fatores de emissão de metano (CH<sub>4</sub>) considerando a metodologia de medição, o tipo de resíduo, a técnica de compostagem e as dimensões das leiras.

Referência	Metodologia <sup>a</sup>	Resíduos e técnica empregada <sup>b</sup>	MF <sup>c</sup> (kg)	Fator de emissão CH <sub>4</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	
Amlinger et al., 2008	Câmara Dinâmica e FTIR (IV)	Restos de alimentos	R	300 e 5800	243 e 293
		Resíduos de parques e jardim	R	4140 e 3310	49 e 604
		Restos domiciliares e de jardim	E	2930 e 1775	788 e 2185
		Restos de alimentos e de jardim	E	----	63-933
		Restos de alimentos	E	----	1517
Fukumoto et al., 2003	Câmara Dinâmica e analisador portátil (detector fotoacústico)	Dejetos de suínos e serragem	R	321 779	290 440
Sommer et al., 2004	IHF e analisador IV	Dejetos de bovinos	E	2700	720 <sup>d</sup>
	IHF e CG				428 <sup>d</sup>
	Câmara estática e CG				42 a 93 <sup>d</sup>
Szanto et al., 2007	Câmara estática e CG	Dejetos de suínos e serragem	R	1132	1200
			E	1044	12970
Jäckel et al., 2005	Câmara estática e CG	Restos de alimentos e resíduos de parques	R	81000 <sup>c</sup>	420 a 600 <sup>d</sup>
Beck-Friis et al., 2000	Câmara estática e CG	Restos de alimentos e resíduos de jardim	R	110000 <sup>c</sup> 2150 <sup>c</sup>	4231 <sup>d</sup> 979 <sup>d</sup>
Este estudo	Câmara estática e analisador portátil (IV)	Restos de comida, grama, cama-de-cavalo	E	32000	1154

<sup>a</sup> CG = cromatografia gasosa; IV = Infravermelho; FTIR = espectroscopia de transformada de Fourier; IHF = fluxo horizontal integrado.

<sup>b</sup> R = leiras com revolvimento; E = leiras estáticas.

<sup>c</sup> Massa fresca de resíduo.

Comparações podem ser feitas com os trabalhos de Amlinger et al. (2008) e Beck-Friis et al. (2000), apesar das metodologias diferentes de medição. Os primeiros autores apresentam uma faixa de fator de emissão de CH<sub>4</sub> para leiras com restos de alimentos entre 0,2 a 1,5 kgCH<sub>4</sub> Mg<sup>-1</sup> de resíduo, massa fresca. Para esses autores, em termos de CO<sub>2</sub> equivalente, o fator de emissão de um processo de compostagem bem manejado deve ficar entre 20-65 kgCO<sub>2</sub>-eq Mg<sup>-1</sup> de resíduo, massa fresca, contabilizando emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O. Não foram realizadas medições de N<sub>2</sub>O neste trabalho, no entanto, o fator de emissão encontrado de 24,25 kgCO<sub>2</sub>-eq Mg<sup>-1</sup> de resíduo, considerando só o CH<sub>4</sub>, deixa uma margem para que o processo estudado seja comparado. Porém, nas comparações com outros trabalhos (Tabela 2), o processo estudado situou-se no limite superior da faixa de emissão de metano esperada. Por exemplo, o estudo de Beck-Friis et al. (2000) apresenta dimensões de leira, tipo de resíduos e metodologia de medição de gases semelhantes a este estudo. Esses autores calcularam uma emissão média de 8.100 mgCH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup> e este estudo chegou a uma emissão média de 9.544 mgCH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>. Os estudos diferem quanto ao revolvimento das leiras e ao emprego da cromatografia em fase gasosa, que é o método padrão para análise de GEE.

Comparando os dados da Tabela 2, tem-se uma média para os fatores de emissão de 0,78 kgCH<sub>4</sub> Mg<sup>-1</sup> MF. No entanto, podem-se distinguir dois grupos de estudos: aqueles com leiras menores (321 a 5.800 kg por leira) e outro grupo com leiras maiores (32.000 a 110.000 kg por leira). O primeiro grupo apresenta uma média para fatores de emissão menor que o segundo grupo, respectivamente, 540 e 1.480 gCH<sub>4</sub> Mg<sup>-1</sup> MF. O fator de emissão deste estudo (1,2 kgCH<sub>4</sub> Mg<sup>-1</sup> MF) se enquadra no segundo grupo citado acima. Dois estudos apresentaram fatores de emissão que se distanciam do conjunto. O primeiro que apresentou o mais alto fator de emissão (12,97 kgCH<sub>4</sub> Mg<sup>-1</sup> MF) mesmo com dimensão de leiras reduzidas, foi provavelmente conduzido em condições anaeróbias, e, portanto, pode ser descartado da comparação; e o segundo, por trabalhar com leiras de dimensões e quantidade de resíduo (110.000 kg) muito superiores aos demais (Tabela 2).

Nas leiras estáticas, a concentração de O<sub>2</sub> depende da intensidade do

consumo pela atividade biológica e da reposição via aeração passiva, que sofre influência da porosidade da leira, do conteúdo de água nos micro e macroporos e do calor interno sobre o fluxo de ar (MILLER, 1992). A leira de compostagem manteve-se predominantemente aeróbia (cerca de 2/3 do volume com 10 a 18% de O<sub>2</sub>) em sua fase termofílica, porém, com uma zona central anaeróbia. A presença de materiais de biodegradação lenta e baixa densidade, como as aparas de madeira contidas na cama-de-cavalo, provavelmente contribuíram para a manutenção da porosidade (MANIOS et al., 2007; SOMMER et al., 2000) que é um importante parâmetro para definir as condições ótimas do substrato para transferência de ar (ALBUQUERQUE et al., 2008). As dimensões e o formato da leira também têm influência no fluxo de ar (BECK-FRIIS et al., 2000; FUKUMOTO et al., 2003; MILLER, 1992). Apesar de alguns autores apontarem níveis satisfatórios de O<sub>2</sub> para a compostagem em torno de 5% ou 10% (MILLER, 1992), os resultados deste estudo evidenciam que abaixo de 10% (v/v) de O<sub>2</sub> a atividade aeróbia de biodegradação se reduz, passando a predominar o metabolismo anaeróbio de biodegradação.

O método empregado para o monitoramento de gases foi satisfatório para a avaliação do processo aeróbio e para a quantificação das emissões de metano. Ressalta-se a aplicabilidade do método, podendo este ser utilizado e adaptado para diferentes processos de compostagem em diferentes escalas. Uma substancial melhoria na qualidade dos dados de emissões de CH<sub>4</sub> poderá ser obtida com o uso de analisadores portáteis de gases com resolução de 0,01% já disponíveis no mercado.

## Conclusões

1. A atividade aeróbia de biodegradação na leira de compostagem se reduz fortemente abaixo de 10% de concentração de O<sub>2</sub>, resultando no aumento exponencial da geração de CH<sub>4</sub>.
2. A maior parte do CH<sub>4</sub> gerado nas zonas anaeróbias é oxidada pela atividade metanotrófica da microbiota nas camadas superficiais e aeróbias da leira.
3. O fator de emissão de CH<sub>4</sub> é calculado em 1,2 kg Mg<sup>-1</sup> MF de resíduo.

## Referências

ALBUQUERQUE, J. A.; MCCARTNEY, D.; YU, S.; BROWN, L.; LEONARD, J. J. Air space in composting research: a literature review. **Compost Science & Utilization**, v. 16, p. 159-170, 2008.

AMLINGER, F.; PEYR, S.; CUHLS, C. Greenhouse gas emissions from composting and mechanical biological treatment. **Waste Management & Research**, v. 26, p. 47-60, 2008.

BARTON, J. R.; ISSAIAS, I.; STENTIFORD, E. I. Carbon – making the right choice for waste management in developing countries. **Waste Management**, v. 28, p. 690-698, 2008.

BECK-FRIIS, B.; PELL, M.; SONESSON, U.; JÖNSSON, H.; KIRCHMANN, H. Formation and emission of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> from compost heaps of organic household waste. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 62, p. 317-331, 2000.

EPSTEIN, E. **The science of composting**. Pennsylvania: Technomic Publishing, 1997. 493 p.

FUKUMOTO, Y.; OSADA, T.; HANAJIMA, D.; AGA, K. Patterns and quantities of NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions during swine manure composting without forced aeration – effect of compost pile scale. **Bioresource Technology**, v. 89, p. 109-114, 2003.

GAO, M.; LI, B.; YU, A.; LIANG, F.; YANG, L.; SUN, Y. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 1899-1903, 2010.

INÁCIO, C. T.; MILLER, P. R. M. **Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 156 p.

JÄCKEL, U.; THUMMESS, K.; KAMPFER, P. Thermophilic methane production and oxidation in compost. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 52, p.175-184, 2005.

MANIOS, T.; MANIADAKIS, K.; BOUTZAKIS, P.; LASARIDI, K.; MARKAKIS, G.; STENITIFORD, E. I. Methane and carbon dioxide emission in a two-phase olive oil mill sludge windrow pile during composting. **Waste Management**, v. 27, p. 1092-1098, 2007.

MILLER, F. C. Composting as a process base on the control of ecologically selective factors. In: METTING JR, F. B. **Soil microbial ecology**: applications in agricultural and environmental management. New York, N.Y: Marcel Dekker, 1992. p. 515-541.

PACHAURI, R. K.; REISINGER, A. **Climate change synthesis report. Intergovernmental panel on climate change**, Geneva: IPCC, 2007. p. 104. Disponível em: < [www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_ipcc\\_fourth\\_assessment\\_report\\_synthesis\\_report.htm](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm) >. Acesso em: 25 mai 2010.

PICKIN, J. G.; YUEN, S. T. S.; HENNINGS, H. Waste management options to reduce greenhouse gas emissions from paper in Australia. **Atmospheric Environment**, v. 36, p. 741-752, 2002.

SOMMER, S. G.; MCGINN, S. M.; HAO, X.; LARNEY, F. J. Techniques for measuring gas emissions from a composting stockpile of cattle manure. **Atmospheric Environment**, v. 38, p. 4643-4652, 2004.

SOMMER, S. G.; MOLLER, H. B. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. **Journal of Agricultural Science**, v. 134, p. 327-335, 2000.

SZANTO, G. L.; HAMELERS, H. V. M.; RULKENS, W. H.; VEEKEN, A. H. M. NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2659-2670, 2007.

THOMPSON, A. G.; WAGNER-RIDDLE, C.; FLEMING, R. Emissions of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> during the composting of liquid swine manure. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 91, p. 7-104, 2004.

UNFCCC. **Avoidance of methane emissions through controlled biological treatment of biomass - version 6**. Disponível em: <<http://unfccc.int/2860.php>>. Acesso em: 26 nov 2011.

Vandergheynst, J. S.; Cogan, D. J., Defelice, P. J., Gosset, J. M., Walker, L. P. Effect of process management on the emission of organosulfur compounds and gaseous antecedents from composting processes. *Environmental Science & Technology*, v.32, p.3713-3718, 1998.

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

WESTERMAN, P. W.; BICUDO, J. R. Management considerations for organic waste use in agriculture. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 215-221, 2005.