

III-183 - ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE METANO NO ATERRO SANITÁRIO METROPOLITANO CENTRO, SALVADOR-BA

Átila Caldas Santos⁽¹⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal da Bahia (UFBA). Mestre em Engenharia Ambiental Urbana pela UFBA. Atualmente é pesquisador do Laboratório de Geotecnia Ambiental (GEOAMB).

Sandro Lemos Machado

Engenheiro Civil pela UFBA. Mestre em Geotecnia pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Doutor em Geotecnia pela EESC/USP. Pós-Doutorado pela Université Joseph Fourier- LIRIGM. Atualmente é professor Associado I da UFBA e coordenador do GEOAMB.

Miriam de Fátima Carvalho

Engenheira Civil pela Escola de Engenharia Kennedy. Mestre em Geotecnia pela EESC/USP. Doutora em Geotecnia pela EESC/USP. Pós-Doutorado pela Université Joseph Fourier- LIRIGM. Atualmente é professora e pesquisadora da Universidade Católica do Salvador e colaboradora em pesquisa no GEOAMB.

Júlio César Fialho do Nascimento

Engenheiro Civil pela UFBA. Mestre em Geotecnia pela EESC/USP. Atualmente é professor da Universidade Federal do Recôncavo Baiano (UFRB) e colaborador em pesquisa no GEOAMB.

Endereço⁽¹⁾: Rua Aristides Novis, 2 - 8º andar - Federação - Salvador - Ba - CEP: 40210-630 - Brasil - Tel: +55 (71) 3283-9461 - e-mail: atilaeng@hotmail.com

RESUMO

Este artigo apresenta a comparação da geração de metano (CH_4) aferida em campo com a previsão da geração desse gás obtida de método empírico. Resultados da caracterização de Resíduos Sólidos Urbanos - RSU (teor de umidade, composição gravimétrica, sólidos totais voláteis e lignina) obtidos em amostras de Resíduos Novos - RN coletadas na frente de lançamento no Aterro Sanitário Metropolitano Centro - ASMC foram utilizados para determinação do potencial de geração de CH_4 (L_0). Amostras de resíduos com diferentes tempos de aterramento (1 a 9 anos) foram utilizadas para obtenção do potencial de geração de CH_4 remanescente $L_0(t)$ e da constante relacionada à taxa de geração de CH_4 , k . Análises estatísticas para o L_0 e para a previsão da geração de CH_4 no ASMC foram efetuadas, considerando um intervalo de confiança (I.C.) de 70%. A curva do comportamento da geração de CH_4 forneceu bons resultados, indicando que no início da captação do biogás em campo a geração de CH_4 apresentou-se dentro do I.C., e que somente a partir do ano de 2009 essa geração passou a apresentar valores abaixo do limite inferior do I.C., devido às mudanças ocorridas na operação do ASMC.

PALAVRAS-CHAVE: Metano, Aterro Sanitário, Resíduos Sólidos.

INTRODUÇÃO

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são constituídos de diversos componentes, tais como, materiais orgânicos, papel/papelão, metal, têxtil, plásticos, pedra/cerâmica etc. A disposição de RSU acontece de diversas maneiras, merecendo destaque a disposição em aterros sanitários, a qual aponta-se como bastante atrativa no que tange a questões das emissões atmosféricas.

O aterro sanitário é contextualizado por Carvalho *et al.* (2008) como um grande reator bioquímico, que tem RSU e água como produtos de entrada, biogás e lixiviados como saída. Nesse local, os resíduos estão sujeitos ao processo de digestão anaeróbia que gera em maior concentração, metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), além de vapor d'água e traços de gases em menor concentração. Boscov (2008) afirma que o aterro deixou de ser somente um local para confinamento de RSU e passou a ser um local utilizado também para o tratamento dos mesmos, e nesse caso a decomposição microbiana do maciço de RSU deve ser favorecida, visando a reduzir a massa e o volume do maciço e, principalmente, a geração do biogás para o aproveitamento energético.

Ensaio laboratoriais a exemplo do ensaio de determinação do Potencial Bioquímico de Metano (BMP) são comumente utilizados para estimativa do potencial de geração de CH₄ (L₀) em aterros sanitários. Além desses métodos, o L₀ pode ser obtido por meio de métodos expeditos que normalmente baseiam-se na caracterização dos RSU.

Um método para estimativa do L₀ e da constante relacionada à taxa de geração de CH₄ (k) em aterros sanitários foi utilizado nesta pesquisa, o procedimento proposto por Machado *et al.* (2009), este com base na caracterização dos RSU (composição, teor de umidade, Sólidos Totais Voláteis - STV e lignina). As determinações de L₀ e k possibilitaram a realização de uma análise da geração total de CH₄ no Aterro Sanitário Metropolitan Centro (ASMC).

Fazendo uso do procedimento proposto por Machado *et al.* (2009), este trabalho avalia a geração de CH₄ no ASMC, com objetivo de obter parâmetros mais realistas com as condições locais e características dos resíduos da cidade do Salvador. Para melhor compreensão dos resultados, realiza-se uma análise estatística para o L₀, considerando um intervalo de confiança (I.C.) de 70%. Os resultados de previsão obtidos para as células do ASMC foram comparados com a geração de CH₄ medida na estação de captação ao longo dos últimos anos.

GERAÇÃO DE CH₄ EM ATERROS SANITÁRIOS

ESTIMATIVA DO L₀

Utiliza-se o modelo de decaimento de primeira ordem como uma primeira aproximação que é recomendada pela EPA (USEPA, 2005) e pelo IPCC (IPCC, 2006), visando a determinar a emissão de CH₄ em aterros sanitários, conforme se observa na Equação 1, em que q é a taxa específica de geração de CH₄ (m³ CH₄/ano Mg-resíduo), L₀ é o potencial de geração de CH₄ (m³ CH₄/Mg-resíduo), k é a taxa constante de geração de CH₄ por ano e t é o tempo de disposição do resíduo (ano).

$$q = L_0 \cdot k \cdot e^{-k \cdot t} \quad (1)$$

O valor de k pode ser afetado por inúmeros fatores relativos à composição do resíduo, às condições climáticas do local onde o aterro está implantado, características inerentes ao aterro, práticas de disposição dos resíduos, dentre outros. Altas taxas de decaimento podem ser superiores a k=0,2 ano⁻¹. Associam-se a condições de umidade elevada e presença de material com alta taxa de degradação (como os resíduos alimentares). As menores taxas de decaimento fazem referência a lugares secos e/ou com presença de resíduos moderadamente degradáveis, tais como papéis e madeira (IPCC, 2006).

Algumas estratégias são sugeridas pela USEPA (2005) e pelo IPCC (2006) para obtenção de valores de L₀ e k, incluindo a sugestão de faixas de valores para cada parâmetro. Embora os modelos em uso e os parâmetros tenham sofrido ajustes e refinamentos com o passar dos anos, os valores dessas variáveis ainda são motivo de discussão e os modelos mais elaborados são muito complexos e com muitas variáveis que dependem do local de aterramento (IPCC, 2006). Neste sentido, continuam-se adaptando os modelos correntes, especialmente nos tópicos relativos aos parâmetros de previsão, aquisição e validação.

No modelo proposto por Machado *et al.* (2009), baseado na caracterização dos RSU, o L₀ é calculado por meio da equação (2), a qual considera o produto entre a fração biodegradável de um componente do resíduo (BF) e o valor previsto pelas equações estequiométricas (C_m), nos quais é assumida a completa conversão do material orgânico em produtos gasosos. Nessa equação esses mesmos autores sugerem corrigir esse produto com o teor de umidade (w) do resíduo em base seca (BS) para considerar somente a geração de CH₄ por unidade de massa seca. A fração biodegradável do resíduo como um todo, BF_w, é calculada a partir da equação 3. A fração biodegradável remanescente do resíduo, BF_w(t), é obtida pelo emprego da equação 4. Emprega-se nesta equação uma relação entre o conteúdo de Sólidos Voláteis no RSU em determinado instante, VS(t) e o valor inicial de VS, VS₀, para correção da fração biodegradável de cada componente com o tempo.

$$L_0 = \frac{BF_w \cdot C_m}{1+w} \quad (2)$$

$$BF_w = \sum_{i=1}^n BF_i \cdot FR_i$$

(3)

$$BF_w(t) = \sum_{i=1}^n BF_i \cdot FR_i \cdot \left[\frac{VS(t)}{VS(0)} \right]$$

(4)

Os valores de C_m sofrem variações de acordo com os componentes considerados. Todavia, eles estão normalmente entre 400 a 500 L CH₄/kg-RSU seco. Segundo Barlaz *et al.* (1990), valores de C_m de 414,18 e 424,2 L CH₄/kg-seco podem ser considerados para a celulose e hemicelulose, nesta ordem.

A Tabela 01, reproduzida de Lobo (2003), apresenta valores de BF para diferentes materiais constituintes do resíduo. A Tabela 02 mostra valores de C_m para diferentes componentes do resíduo.

Tabela 01. Valores de BF sugeridos na literatura.

| Autor | BF | | | | | |
|--|-------------|---------|----------------------|-------------------|-------------|-------------|
| | Papel | Papelão | Resíduos alimentares | Resíduo de jardim | Madeira | Têxteis |
| Tchobanoglous <i>et al.</i> (1993) e Bonori <i>et al.</i> (2001) | 0,44 | 0,38 | 0,58 | 0,45 | 0,61 | 0,40 |
| Barlaz <i>et al.</i> (1997) | 0,19 – 0,56 | 0,39 | 0,70 | 0,70 – 0,34 | 0,14 | - |
| Harries <i>et al.</i> (2001) | 0,30 – 0,40 | 0,44 | - | 0,20 – 0,51 | 0,30 - 0,33 | 0,17 - 0,25 |
| Lobo (2003) - Adotado | 0,40 | 0,41 | 0,64 | 0,35 | 0,17 | 0,32 |

Fonte: Modificado de Lobo (2003)

Tabela 02. Valores de C_m para diversos componentes

| Componente orgânico do resíduo | C_m m ³ CH ₄ /Mg RSU seco | Consumo de H ₂ O H ₂ O kg/kg RSU seco |
|--------------------------------|--|--|
| Resíduos alimentares | 505,01 | 0,26 |
| Papel | 418,51 | 0,20 |
| Papelão | 438,70 | 0,16 |
| Couro | 573,87 | 0,41 |
| Têxtil | 759,58 | 0,64 |
| Resíduo de jardim | 481,72 | 0,28 |
| Madeira | 484,94 | 0,24 |

Fonte: Tchobanoglous *et al.*, 1993

Para obtenção do valor de k, Machado *et al.* (2009) recomendam utilizar a Equação 5, fazendo uso de valores de $L_0(t)$ relativos à amostras de resíduos de diferentes tempos de aterramento. Desta forma, o valor de k obtido refletiria às condições de degradação em campo.

$$\frac{L_0(t)}{L_0} = e^{-kt}$$

(5)

MATERIAIS E MÉTODOS

CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A caracterização dos RSU corresponde à determinação da composição gravimétrica do resíduo por meio da separação manual dos seus constituintes, determinação do teor de umidade (w) do RSU como um todo (umidade global) e dos seus constituintes, teor de STV e teor de lignina, esses dois últimos, indicadores da quantidade de matéria orgânica facilmente degradável e da matéria orgânica praticamente não degradável presentes na fração pastosa dos RSU. O termo fração pastosa compreende materiais orgânicos facilmente degradáveis (frutas, verduras, restos de alimentos), moderadamente degradáveis (folhas) e aqueles que não podem ser identificados ou não são possíveis de serem inseridos em outras categorias.

As 14 amostras representativas de RN foram coletadas ao longo de 7 anos separando-se material de duas carretas provenientes da Estação de Transbordo de Canabrava, que recebe resíduos de boa parte de Salvador. No instante da descarga, coletou-se cerca de 400 litros de resíduo em cada carreta com auxílio de uma escavadeira. Em seguida o material foi disposto sobre manta plástica e procedeu-se a homogeneização e quarteamento do mesmo. Retirou-se duas amostras, sendo uma, de cerca de 60 kg, destinada a caracterização dos resíduos e a outra, com 15 kg, para obtenção do teor de umidade. As amostras coletadas no interior do aterro foram obtidas por meio da abertura de cavas (C) no ano de 2008, com auxílio de uma retroescavadeira, e por meio de perfurações com trado mecânico (tradagens - T) de 40 cm de diâmetro no ano de 2010, e o material coletado foi depositado sobre a manta, seguindo o mesmo procedimento descrito para RN. Apenas a amostra de resíduo velho com idade de 1 ano teve coleta diferenciada, a qual foi coletada com auxílio de um trado helicoidal com 30 cm de diâmetro.

Posteriormente a coleta procede-se a separação manual dos constituintes dos RSU, pesagem e secagem em estufa à 70°C para determinação do teor de umidade em BS e em base úmida (BW) e da composição gravimétrica dos resíduos. Após secagem, utiliza-se a fração pastosa para determinação dos teores de STV e de lignina.

Maiores detalhes sobre as técnicas de realização destes ensaios, além de outros a exemplo da curva de granulometria do resíduo e pesos específicos, podem ser encontrados em Machado *et al.*, (2006a) e Machado *et al.*, (2006b).

RESULTADOS

Os resultados dos teores de umidade considerando o resíduo como um todo são mostrados na Tabela 03. Esses resultados mostram considerável variação nos teores de umidade para algumas amostragens de RV, sendo contudo, pequena a diferença observada nos valores médios obtidos nas duas formas de quantificação, o que indica ser pequena a perda de água por evaporação durante a etapa de segregação dos componentes. O teor de umidade global médio (97,80% em BS) com que os RSU chegam ao ASMC é inferior ao resultado obtido por Maciel (2009) para o Aterro da Muribeca/PE que é de 126% em BS, porém é superior aos resultados obtidos por Alves (2008) em três períodos distintos para esse mesmo aterro (67, 77 e 80% em BS), o que demonstra certa especificidade do resíduo de cada local. O processo de anaerobiose consome água durante as suas fases, fato que explica perfeitamente porque os RN, que ainda não foram intensamente degradados, apresentarem teor de umidade superior aos RSU velhos.

A Tabela 04 apresenta a composição gravimétrica para as amostras de RSU de diferentes tempos de aterramento. Para o RN, o resultado apresentado é a média de 14 amostragens. O termo inerte faz referência aos constituintes, metal, plástico, isopor, borracha, pedra/cerâmica, têxtil e vidro.

Quanto à composição física dos RSU (Tabela 04), não se observa correlação com o tempo de aterramento. Nota-se uma redução do teor de papel/papelão ao longo do tempo de aterramento, bem como um aumento no teor de inertes conforme estabilização dos RSU. Os RV, normalmente apresentam fração pastosa maior que RN por conta da incorporação de materiais de difícil distinção durante o processo de separação, dificuldade encontrada também para papel/papelão que depois de algum tempo de aterramento torna-se em parte muito difícil de ser visualmente identificado e separado.

A Tabela 05 apresenta o teor de STV, Matéria Orgânica (M.O.), lignina, BF, C_m e o $L_0(t)$ para os RSU estudados. O teor de M.O. da fração pastosa (FR vezes STV) apresenta tendência de diminuição com o tempo de aterramento dos RSU. O STV médio dos RN foi de 56,24%. Maciel (2009) obteve para amostras de RN um teor de STV médio da ordem de $47,4 \pm 9,2$, o qual apresenta valor mínimo e máximo inferiores aos dos RSU da capital baiana. Kelly *et al.* (2006) indicam que amostras com STV inferiores a 10% são consideradas estabilizadas por conter pouca M.O. Os RSU aterrados do ASMC apresentaram STV superiores a 10%, demonstrando que os RSU locais ainda não estão estabilizados, o que aventa para o L_0 remanescente nas células do aterro.

Tabela 03. Teor de umidade dos RSU do ASMC

| Amostra | Identificação | | Umidade dos RSU em base seca - BS (%) | | Umidade dos RSU em base seca - BS (%) |
|------------|-----------------------------|-------------------|---------------------------------------|-------|---------------------------------------|
| | Tempo de aterramento (anos) | RSU como coletado | Após separação dos componentes | | |
| RN - média | 0 | 97,80 | 102,93 | 48,93 | |
| *T1 | 1 | 176,20 | 176,10 | 63,78 | |
| T2 | 2,00 | - | 76,22 | 43,25 | |
| C7 | 3,92 | 57,10 | 63,90 | 36,30 | |
| C1 | 4 | 90,20 | - | 47,42 | |
| T3 | 4,23 | 37,18 | 52,00 | 27,10 | |
| T5 | 4,32 | 51,64 | 57,68 | 34,06 | |
| C6 | 4,42 | 85,20 | 79,70 | 46,10 | |
| C4 | 5,50 | 70,30 | 77,40 | 41,30 | |
| T6 | 6,15 | 58,72 | 67,16 | 37,00 | |
| T7 | 6,26 | 42,73 | 36,05 | 29,94 | |
| T4 | 6,32 | 54,00 | 47,45 | 35,07 | |
| C3 | 7,84 | 70,10 | 65,90 | 41,20 | |
| C2 | 8,76 | 69,40 | 39,20 | 40,90 | |
| C5 | 9,09 | 63,70 | 68,80 | 38,91 | |

* obtida por meio da abertura manual de cava no ano de 2003

Tabela 04. Composição gravimétrica dos RSU do ASMC

| Amostra | Identificação | | Porcentagem de ocorrência (%) | | | |
|------------|-----------------------------|--|-------------------------------|---------------|---------|----------------|
| | Tempo de aterramento (anos) | | Inertes | Papel/papelão | Madeira | Fração Pastosa |
| RN - média | 0 | | 41,06 | 17,80 | 5,73 | 35,41 |
| T1 | 1 | | 41,45 | 4,22 | 8,15 | 46,18 |
| T2 | 2 | | 49,78 | 1,35 | 6,76 | 42,11 |
| C7 | 3,92 | | 66,41 | 5,60 | 18,12 | 9,87 |
| C1 | 4 | | 38,93 | 5,20 | 5,67 | 50,20 |
| T3 | 4,23 | | 53,53 | 9,42 | 4,59 | 32,46 |
| T5 | 4,32 | | 57,09 | 7,68 | 8,54 | 26,70 |
| C6 | 4,42 | | 57,08 | 3,65 | 15,23 | 24,05 |
| C4 | 5,50 | | 59,49 | 9,74 | 8,65 | 22,11 |
| T6 | 6,15 | | 26,16 | 5,91 | 3,37 | 64,56 |
| T7 | 6,26 | | 34,90 | 1,55 | 6,95 | 56,60 |
| T4 | 6,32 | | 75,38 | 1,15 | 6,52 | 16,95 |
| C3 | 7,84 | | 50,54 | 6,05 | 7,04 | 36,37 |
| C2 | 8,76 | | 59,42 | | 40,58 | |
| C5 | 9,09 | | 52,54 | 5,52 | 9,51 | 32,42 |

Tabela 05. Teor de STV, Matéria orgânica (M.O), lignina, BF, C_m e L₀(t) dos RSU do ASMC

| Amostra | STV (%) | Matéria Orgânica (%) | Lignina (%) | BF total (%) | C _m (m ³ CH ₄ / Mg - RSU) | L ₀ (m ³ CH ₄ / Mg - RSU) |
|------------|---------|----------------------|-------------|--------------|--|--|
| RN - média | 56,24 | 19,99 | 19,66 | 26,93 | 479,53 | 63,61 |
| T1 | 28,73 | 13,27 | - | 15,78 | 481,96 | 37,47 |
| T2 | 22,39 | 9,43 | 10,47 | 10,00 | 488,85 | 24,08 |
| C7 | 23,21 | 2,29 | 14,23 | 7,36 | 469,90 | 17,05 |
| C1 | 19,76 | 9,92 | - | 12,60 | 488,17 | 30,31 |
| T3 | 26,00 | 8,44 | 9,23 | 12,02 | 472,27 | 27,99 |
| T5 | 28,47 | 7,60 | 14,44 | 11,25 | 474,38 | 26,30 |
| C6 | 16,04 | 3,86 | 9,00 | 7,46 | 477,61 | 17,56 |
| C4 | 20,95 | 4,63 | 11,73 | 9,49 | 465,15 | 21,76 |
| T6 | 19,72 | 12,73 | 10,26 | 14,17 | 482,09 | 33,67 |
| T7 | 11,68 | 6,61 | 5,72 | 7,63 | 486,73 | 18,30 |
| T4 | 21,56 | 3,65 | 5,87 | 4,79 | 485,11 | 11,45 |
| C3 | 17,97 | 6,54 | 11,09 | 9,40 | 475,41 | 22,02 |
| C2 | 19,68 | 7,99 | 12,18 | 7,03 | 493,37 | 17,09 |
| C5 | 16,19 | 5,25 | 9,09 | 8,47 | 474,67 | 19,82 |

Empregando-se o procedimento proposto por Machado *et al.* (2009), obteve-se para os RN um valor médio de $L_0 = 63,61$ e esse valor decresce para $L_0(t) = 19,82 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ quando amostras de RSU com 9 anos de aterramento são consideradas (vide Tabela 05).

Empregando-se a equação 05 para ajuste dos valores de L_0 e utilizando-se o método dos mínimos quadrados, obteve-se um desvio padrão de $\sigma_y = 8,83 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ para o procedimento proposto por Machado *et al.* (2009). Um valor de $k = 0,21 \text{ ano}^{-1}$ foi obtido para os RSU do ASMC para o procedimento expedito. Os resultados experimentais dos valores de $L_0(t)$ para RSU, bem como o comportamento desse parâmetro ao longo do tempo de aterramento podem ser visualizados na Figura 01.

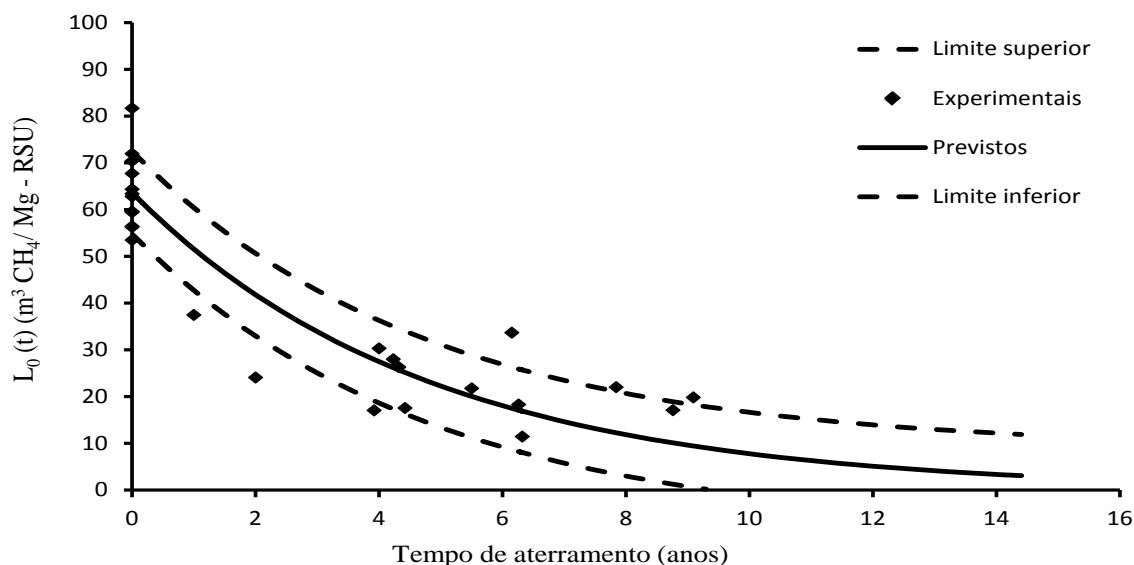


Figura 01. Valores experimentais de $L_0(t)$ - Machado *et al.* (2009)

De acordo com a Figura 01, a maioria dos resultados de $L_0(t)$ calculados pelo procedimento proposto por Machado *et al.* (2009) encontram-se dentro do I.C. considerado. Outro fato que merece destaque é que a equação 5 parece não se ajustar perfeitamente aos valores de $L_0(t)$ obtidos. Nos primeiros anos de aterramento (Figura 01) o processo de digestão anaeróbia se mostra mais vigoroso que o previsto pelo modelo de decaimento de primeira ordem. A partir de 4 anos de aterramento, contudo, quando o valor de L_0 previsto pela curva de ajustamento se encontra na faixa de $20 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ esse processo se torna bem lento e as condições de operação do ASMC não se apresentam eficientes para o aproveitamento do $L_0(t)$.

De posse de L_0 e k obtidos por meio de Machado *et al.* (2009) e com o histórico mensal da disposição de RSU no ASMC, determinou-se a geração horária de CH_4 (Q) estimada para as células do aterro, para o período de operação da central de captação do biogás, a qual foi comparada com os valores de Q em campo. O comportamento de Q aferida em campo e Q previsto são mostrados na Figura 02. As curvas que delimitam os limites superiores e inferiores para um I.C. de 70% dos resultados são também apresentadas nessa figura. Destaca-se que esses resultados são dependentes das condições de operação do aterro (cobertura diária dos resíduos, número de sopradores ou sugadores de gás, entre outros).

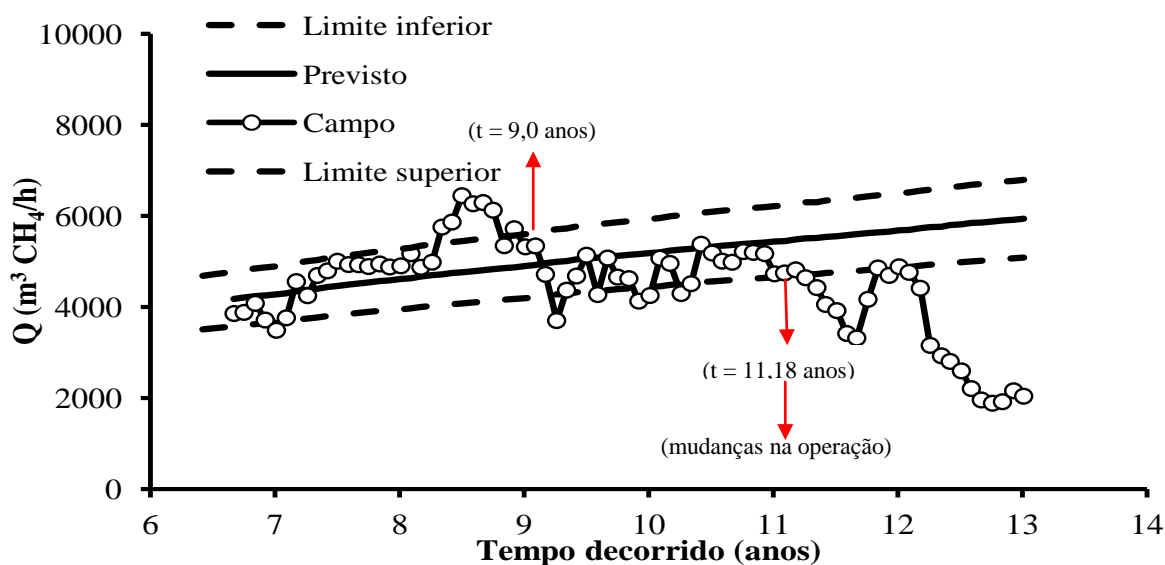


Figura 02. Geração de CH₄ no ASMC

Observa-se da Figura 02 um decréscimo de Q em campo a partir de $t = 9$ anos (outubro de 2006). Essa geração que chegou a situar-se acima dos valores máximos do I.C. passou a apresentar resultados em torno dos valores mínimos previstos até o mês de dezembro de 2008 ($t = 11,18$ anos). A partir desse instante, Q em campo apresentou-se sempre inferior aos valores mínimos do I.C., o que é justificado pelo histórico de operação do aterro que informou complicações técnicas na cobertura diária dos RSU, o que contribuiu para o aumento das emissões fugitivas de CH₄ para a atmosfera. A geração de CH₄ atual do ASMC corresponde a 35% do valor esperado a partir dos dados de laboratório.

Em reforço ao aduzido da Figura 02, a equipe de campo informou que no período que antecedeu a primeira queda de Q (outubro de 2006 a dezembro de 2008) ocorreram mudanças na operação, tais como disposição de RN sobre RSU já aterrados, o que altera o ambiente de decomposição estabelecido no interior do maciço, em que bactérias metanogênicas sofreram com a influência das bactérias acidogênicas. A segunda queda de Q (a partir de janeiro de 2009) foi antecedida pela disposição de RN sobre RV e pela não cobertura diária de grandes áreas contendo resíduos, o que aumentou as emissões fugitivas de CH₄. A não cobertura diária dos RSU prolongou a duração da fase aeróbia devido à aeração constante do ambiente interno das células, e provocou lixiviação de nutrientes e de microrganismos essenciais à fase metanogênica.

CONCLUSÃO

O L_0 dos RN, obtido por meio do procedimento proposto por Machado *et al.* (2009), variou de 53,89 a 82,98 m³ CH₄/Mg RSU e encontra-se situado na faixa de valores publicados na literatura nacional. Utilizando-se desse mesmo procedimento, as amostras de RV com 1 a 9 anos apresentaram $L_0(t)$ variando de 37,47 a 19,82 m³ CH₄/Mg RSU, embora tenha sido obtido nesse intervalo de idade, valores de $L_0(t) = 11,45$ m³ CH₄/Mg RSU para RV com 6,32 anos e $L_0(t) = 30,31$ m³ CH₄/Mg RSU para RV com 4 anos.

Os resultados de L_0 obtidos por meio dos procedimentos de caracterização dos resíduos são inferiores aos resultados comumente apresentados na literatura internacional para países em desenvolvimento e de clima tropical. Esse fato tem relação direta com os altos teores de umidade encontrados para os RSU do ASMC (acima de 50% em BS) que somados a ocorrência de altos teores de matéria orgânica (20% em BS para a fração pastosa dos RN), favorecem a digestão anaeróbia. O valor de k (0,21 ano⁻¹), obtido pelo método expedito é coerente com as indicações do IPCC (2006) e fazem jus às condições encontradas em campo (altas temperaturas e teor de umidade), as quais tendem a acelerar o processo de digestão anaeróbia dos RSU.

A análise considerando um I.C. de 70% para os resultados de L_0 mostrou que a maioria dos valores obtidos encontra-se dentro desse I.C., excetuando-se apenas alguns dados. Quando a esse mesmo intervalo é aplicado a geração de CH₄ no ASMC, percebeu-se que os dados de campo obedecem quase que totalmente ao

comportamento da curva de geração prevista pelo procedimento proposto por Machado *et al.* (2009), porém a partir do mês de janeiro de 2009 devido às mudanças realizadas na operação em campo, a geração de CH₄ passou a ficar abaixo do limite inferior do I.C..

As mudanças ocorridas na operação interferiram na geração de CH₄ e nas emissões fugitivas de gases para a atmosfera. As emissões fugitivas concentravam-se na faixa de 5% durante os primeiros anos de operação e a partir de 2009 certamente aumentaram devido às manobras realizadas no ASMC (aumento das áreas descobertas e demora na cobertura dos RN). Além disso, a disposição de RN sobre RV altera o ambiente interno, possivelmente prejudicando a fase metanogênica que já estava estabelecida, e perfurações para instalação de novos sopradores etc. Uma maneira de aumentar a captação de CH₄ é diminuir a quantidade de áreas descobertas no ASMC e reduzir o tempo esperado para instalação de sopradores (2 anos), pois embora com uma composição em torno de 10% do biogás, a geração de CH₄ é iniciada nos primeiros 15 dias da disposição dos RSU.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à BATTRE pelo apoio e parceria ao projeto de pesquisa e à FAPESB pela concessão da bolsa de mestrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALVES, I. F. S.. Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos. 2008. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, UFPE, Recife, 2008.
2. BARLAZ, M. A., HAM, R. K., SCHAEFER, D. M.. Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.19, n.6, p.557-584, 1990.
3. BARLAZ, M.A., ELEAZER, W.E., ODLE, W.S., QIAN, X., WANG, Y-S.. Biodegradative analysis of municipal solid waste in laboratory-scale landfills. EPA-600/SR-97/071, U.S. Env. Protection Agency, 1997.
4. BONORI, B., PASQUALI, G., BERGONZONI, M.. Landfill gas production valued with a mathematical method. In: *Proceedings Sardinia, Eighth International Waste Management and Landfills Symposium*, 2001, Cagliari, Italy. Anais... Cagliari: CISA, 2001, p. 443-450.
5. BOSCOV, M. E. G. Geomecânica dos resíduos sólidos urbanos. In: _____. *Geotecnia Ambiental*. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. cap. 2, p.31-62.
6. CARVALHO, M. F., MACHADO, S. L., NASCIMENTO, J. C. F., CALDAS, Á. S.. Procedimento simplificado para obtenção de parâmetros de geração de metano em regiões tropicais. In: *XIV COBRAMSEG - Congresso Brasileiro de Mecânica dos solos e Engenharia Geotécnica*, 2008, Búzios, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: COBRAMSEG, 2008.
7. HARRIES, C.R., CROSS, C.J., SMITH, R.. Development of a biochemical methane potential (BMP) test and application to testing of municipal solid waste samples. In: *Proceedings Sardinia, Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, 2001, Cagliari, Italy. Anais... Cagliari: CISA, 2001, p.579-588.
8. IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Intergovernmental Panel on Climate Change*. Japan: IGES, 2006.
9. KELLY, R. J., SHEARER, B. D., KIM, J., GOLDSMITH, C. D., HATER, G. R., NOVAK, J. T.. Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability. *Waste Management*, v.26, p.1349-1356, 2006.
10. LOBO, A. G. de C.. Desarrollo de MODUELO 2: herramienta para La evaluación de La contaminación producida em vertederos de resíduos sólidos urbanos. 2003. 335 f. Tesis (Doctoral) - Departamento de Ciencias y Técnicas del Água y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander, 2003.
11. MACHADO, S.L., CARVALHO, M.F., DOURADO, K.A., ROCHA, M.B., NASCIMENTO, J.C.F.. Study of the MSW time differed compressibility in the Metropolitan Center Landfill. *Proc. 5th International Congress on Environmental Geotechnics*, London, UK, v. 2, p. 1447-1454., 2006a.
12. MACHADO, S.L., CARVALHO, M.F., NASCIMENTO, J.C.F., DOURADO, K.A.. Aging effect on MSW mechanical behaviour. *Proc. 5th International Congress on Environmental Geotechnics*, London, UK, v. 2, p. 1439-1446., 2006b.

13. MACHADO, S. L., CARVALHO, M. de F., GOURC, J. P., VILAR, O. M., NASCIMENTO, J. C. F.. Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results. *Waste Management*, v.29, p.153-161, 2009.
14. MACIEL, F. J.. Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos. 2009. 333 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, UFPE, Recife, 2009.
15. TCHOBANOGLOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. (1993). *Integrated solid waste management: Engineering Principles and Management Issues*. New York: McGraw-Hill, 1993.
16. USEPA - United States Environmental Protection Agency. *First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills*. U. S., 2005.