

Estimativa da geração de metano em aterro sanitário utilizando a composição de Resíduos Sólidos Urbanos e ensaios de BMP

Átila Caldas Santos

Escola Politécnica/UFBA, Salvador, Bahia, Brasil, atilaeng@hotmail.com

Sandro Lemos Machado

Escola Politécnica/UFBA, Salvador, Bahia, Brasil, smachado@ufba.br

Miriam de Fátima Carvalho

Escola de Engenharia/UCSal, Salvador, Bahia, Brasil, miriam@ucsal.br

Júlio César Fialho do Nascimento

Centro de ciências exatas e tecnologias/UFRB, Cruz das Almas, Bahia, Brasil, fialhoeng@yahoo.com.br

RESUMO: Este artigo apresenta a comparação da geração de metano (CH_4) aferida em campo com a previsão da geração desse gás obtida de métodos empíricos e de laboratórios. 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), o qual também foi obtido por meio do ensaio de Potencial Bioquímico de Metano (BMP). 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 a 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 as mudanças ocorridas na operação do ASMC.

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

1 INTRODUÇÃO

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são um dos principais problemas da humanidade, tendo em vista que são gerados inevitavelmente nas atividades desenvolvidas nas cidades e necessitam de local adequado para sua disposição final. Os RSU são formados por diversos componentes, tais como, papel, plástico, vidro e matéria orgânica. No Brasil, os RSU são dispostos em aterros sanitários, aterros controlados e em lixões. Do ponto de vista ambiental, o aterro sanitário é indicado como uma forma de disposição final adequada por confinar RSU com base em critérios de engenharia com vistas à proteção e preservação

do meio ambiente.

Carvalho *et al.* (2008) contextualizam aterro sanitário como um grande reator bioquímico, que tem RSU e água como produtos de entrada, biogás e lixiviados como saída. Nos aterros, 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. 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 (Boskov, 2008).

Métodos expeditos podem ser utilizados para estimar o potencial de geração de CH₄ (L₀) em aterros sanitários. Além desses métodos, o L₀ pode ser obtido em laboratório por meio do ensaio de determinação do Potencial Bioquímico de Metano (BMP).

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). A determinação desses 2 parâmetros, L₀ e k, também foi realizada por meio do ensaio de BMP. As determinações de L₀ e k possibilitaram a realização de uma análise da geração de CH₄ no Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC).

Fazendo uso de método expedito e do ensaio de BMP, 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.

2 GERAÇÃO DE CH₄ EM ATERROS SANITÁRIOS

2.1 Estimativa do L₀

O modelo de decaimento de primeira ordem é usado 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 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 , VS_0 , para correção da fração biodegradável de cada componente com o tempo.

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

$$BF_w = \sum_{i=1}^n BF_i \cdot FR_i \quad (3)$$

$$BF_w(t) = \sum_{i=1}^n BF_i \cdot FR_i \cdot \left[\frac{VS_{(t)}}{VS_{(0)}} \right] \quad (4)$$

Os valores de C_m sofrem variações de acordo com os componentes considerados. Não

obstante, eles estão normalmente entre 400 a 500 L CH_4 /kg-RSU seco. Segundo Barlaz *et al.* (1990), valores de C_m de 414,18 e 424,2 L CH_4 /kg-seco podem ser considerados para a celulose e hemicelulose, nesta ordem.

A Tabela 1, reproduzida de Lobo (2003), apresenta valores de BF para diferentes materiais constituintes do resíduo. A Tabela 2 mostra valores de C_m para diferentes componentes do resíduo.

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.

Tabela 1. Valores de BF sugeridos na literatura. Modificado de Lobo (2003)

Autor	BF					
	Papel	Papelão	Resíduos alimentares	Resíduo de jardim	Madeira	Têxteis
Tchobanaglou <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

Tabela 2. Valores de C_m para diversos componentes (Tchobanaglou *et al.*, 1993)

Componente orgânico do resíduo	C_m	Consumo de H_2O
	$m^3 CH_4/Mg$ RSU seco	H_2O 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

$$\frac{L_0(t)}{L_0} = e^{-k \cdot t} \quad (5)$$

2.2 Potencial Bioquímico de CH_4

Segundo Harries *et al.* (2001) *apud* Alves (2008), testes laboratoriais que quantificam o CH_4 produzido durante a decomposição de RSU são conhecidos como ensaios de BMP, e estes

têm sido muito utilizados por especialistas em pesquisas de laboratório. Esse teste foi originalmente desenvolvido para estimar a biodegradabilidade de efluentes, todavia está sendo muito utilizado para determinar a biodegradabilidade anaeróbia da matéria orgânica contida em amostras de RSU.

O BMP é medido utilizando-se diversos métodos, tendo como abordagem básica a incubação anaeróbia de pequena quantidade de resíduo em conjunto com um inóculo, em seguida aferindo-se simultaneamente o volume de biogás e a sua composição (Hansen *et al.* 2004). Os diversos trabalhos publicados apresentam variações em relação aos métodos empregados nos ensaios do BMP, em termos da escolha da amostra, inóculo utilizado, técnica de aferição dos gases e incubação dos digestores (Palmisano e Barlaz, 1996).

Alves (2008), citando Chen *et al.* (1995), relata que diversos trabalhos utilizando ensaios de BMP como ferramenta para avaliação do L_0 de RSU são feitos em função do conteúdo de STV, quantidade de RSU ou em termos de BS.

Segundo os autores esse fato demonstra a não-padronização para os ensaios e a variabilidade na apresentação dos resultados obtidos, sendo necessária a apresentação dos dados nas Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP) em várias unidades tais como NmL/g, NmL/gMS ou NmL/SV.

Segundo Hansen *et al.* (2004), o ensaio de BMP é simples e tem potencial para ser comumente utilizado, tanto para a medição do L_0 quanto para avaliar substâncias inibidoras da geração de gás em aterros. Esses autores sugerem que os resultados obtidos pelas diversas experiências sejam publicados para análise do procedimento e construção de uma ampla base de dados, o que permitirá melhor comparação entre resultados experimentais e de campo.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 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.

A caracterização de RSU é iniciada com a coleta de amostras na frente de lançamento do ASMC, para o caso dos resíduos novos (RN), e para os resíduos velhos (RV) a coleta é realizada por meio de perfurações com trado mecânico em diversas profundidades nas células de resíduos. 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.

3.2 Ensaio do Potencial Bioquímico de Metano

Os equipamentos utilizados para realização dos ensaios de BMP correspondem a um triturador de resíduos orgânicos - TR 200 de fabricação da empresa TRAPP para redução do tamanho das partículas dos RSU, transdutor de pressão acoplado a uma agulha metálica e a um equipamento digital para leitura da pressão do biogás no interior dos reatores, frasco de vidro em borossilicato (digestor) de 2000 mL com tampa plástica e ramificação lateral para penetração da agulha, cilindro de gás N_2 para mudança do ar atmosférico por N_2 nos digestores e monitor de fluxo de gás portátil - GEMIM 2000 com precisão de 0,5 a ± 1 na aferição volumétrica dos gases para determinação da composição do biogás gerado nos digestores.

Parte do aparato experimental do ensaio do BMP é mostrado na Figura 01. A sequência das atividades para realização dos ensaios de BMP é iniciada com a trituração e homogeneização da amostra de RSU, seguida pela colocação do material nos digestores, revestimento dos digestores com papel de alumínio, armazenamento em ambiente térmico (38-40°C), monitoramento da pressão interna e por fim, medição da composição do biogás.



Figura 1. Aparato experimental do ensaio de BMP

Os ensaios de BMP foram realizados com amostras de RSU com diferentes tempos de aterramento, abrangendo um intervalo de 0 a 6

anos. Para dar celeridade a anaerobiose, utilizou-se lixiviado coletado em lagoas de armazenamento localizadas no próprio aterro que recebem contribuição dos lixiviados de todas as células e os encaminha ao tratamento. O acréscimo de pressões de gás gerado pelo lixiviado foi monitorado por meio da incubação de digestores sem a presença de RSU, os quais foram confinados em paralelo aos ensaios com RSU. Ao término dos ensaios o valor da pressão total obtida nos digestores contendo RSU e lixiviado foi subtraído do acréscimo de pressão fornecido pelo lixiviado.

4 RESULTADOS

Os resultados dos teores de umidade considerando o resíduo como um todo são mostrados na Tabela 1. 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, apresentam teor de umidade superior aos RSU velhos.

Tabela 1. Teor de umidade dos RSU do ASMC

Identificação dos RSU	RSU como coletado	Após separação dos componentes	umidade - base úmida
RN - média	97,80	102,93	48,93
2 anos	-	76,22	43,25
4,23 anos	37,18	52,00	27,10
4,32 anos	51,64	57,68	34,06
6,15 anos	58,72	67,16	37,00
6,26 anos	42,73	36,05	29,94
6,32 anos	54,00	47,45	35,07

A Tabela 2 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.

Tabela 2. Composição gravimétrica dos RSU do ASMC

RSU	Porcentagem de ocorrência (%)			
	Inertes	Papel/papelão	Madeira	Fração Pastosa
RN - média	41,06	17,80	5,73	35,41
2 anos	49,78	1,35	6,76	42,11
4,23 anos	53,53	9,42	4,59	32,46
4,32 anos	57,09	7,68	8,54	26,70
6,15 anos	26,16	5,91	3,37	64,56
6,26 anos	34,90	1,55	6,95	56,60
6,32 anos	75,38	1,15	6,52	16,95

Quanto à composição física dos RSU (Tabela 2), 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 3 apresenta o teor de STV, Matéria Orgânica (M.O.) e lignina para a fração pastosa dos RSU estudados. O teor de M.O. da pasta (FR vezes STV) apresenta tendência de diminuição com o tempo de aterramento dos RSU. O STV dos RN variou de 47 a 66% com valor médio 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 L₀ remanescente nas células do aterro.

Tabela 3. Teor de STV, Matéria orgânica (M.O) e lignina dos RSU do ASMC

Identificação dos RSU	STV	M.O. da pasta	lignina
RN - média	56,24	19,91	19,66
2 anos	22,39	9,43	10,47
4,23 anos	26,00	8,44	9,23
4,32 anos	28,47	7,60	14,44
6,15 anos	19,72	12,73	10,26
6,26 anos	11,68	6,61	5,72
6,32 anos	21,56	3,65	5,87

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. Obteve-se um valor médio de $L_0 = 83,83 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ para RN no ensaio de BMP e esse valor decresce para $2,87 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ quando amostras de 6,26 anos são consideradas.

Empregando-se a equação 5 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) e de $\sigma_y = 9,33 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ utilizando-se do BMP. Um valor de $k = 0,21 \text{ ano}^{-1}$ foi obtido para os RSU do ASMC para os procedimentos expeditos e de $k = 0,38 \text{ ano}^{-1}$ utilizando-se o ensaio de BMP. 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 nas Figuras 2 e 3.

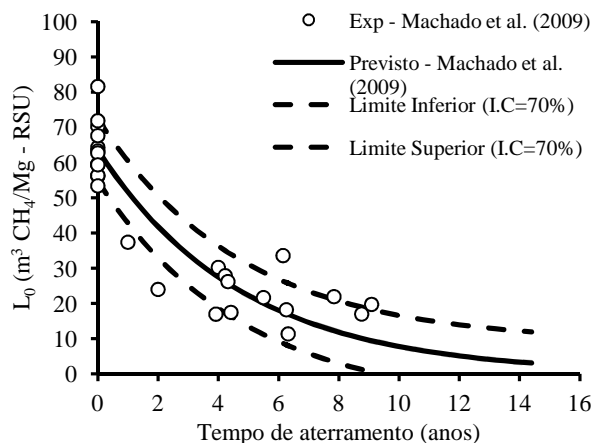


Figura 2. Valores experimentais de $L_0(t)$ - Machado *et al.* (2009)

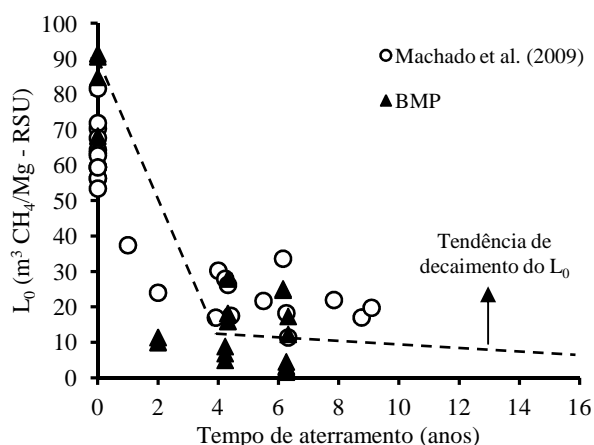


Figura 3. Valores experimentais de $L_0(t)$ - Machado *et al.* (2009) e BMP

De acordo com a Figura 3, os resultados dos ensaios de BMP seguem a mesma tendência de variação dos valores de L_0 calculados a partir dos procedimentos de Machado *et al.* (2009) e IPCC (2006). Outro fato que merece destaque é que a equação 5 parece não se ajustar perfeitamente aos valores de L_0 obtidos. Nos primeiros anos de aterramento (Figura 3) 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 do BMP 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 $L_0(t)$. Uma suposta tendência de decaimento do L_0 é apresentada também nessa figura, refletindo com mais realidade o comportamento do L_0 nos primeiros 4 anos (decaimento brusco) e após 4 anos de aterramento (decaimento brando).

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 4. As curvas que delimitam os limites superiores e inferiores para um I.C. de 70% dos resultados são também apresentadas nessas figuras. 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).

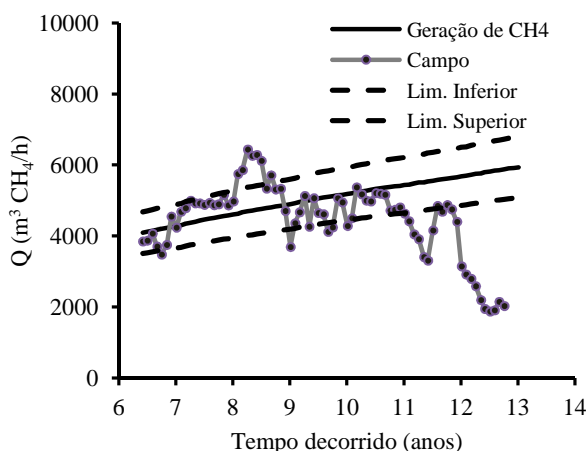


Figura 4. Geração de CH₄ no ASMC

Observa-se da Figura 4 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 4, 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.

5 CONCLUSÃO

O L_0 dos RN, obtido por meio dos ensaios de BMP, variou de 68,27 a 91,50 m³ CH₄/Mg RSU e encontra-se situado na faixa de valores publicados na literatura nacional. Esses resultados são superiores ao L_0 determinado pelos métodos expeditos (53,89 a 82,94 m³ CH₄/Mg RSU), pois os ensaios de BMP são realizados em condições ótimas de degradação anaeróbia. Utilizando-se dos ensaios de BMP, as amostras de RV com 2 a 6,32 anos apresentaram $L_0(t)$ variando de 17,66 a 26,80 mL CH₄/g MS, embora tenha sido obtido nesse intervalo de idade, valores de $L_0(t) = 2,38$ mL CH₄/g MS para RV com 6,26 anos e $L_0(t) = 42,40$ mL CH₄/g MS para RV com 4,32 anos. Esses resultados de $L_0(t)$ estão dentro do intervalo de dados publicados na literatura que é de 6,3 a 229 mL CH₄/g MS para RV com 2 e 7 anos, respectivamente, Maciel (2009) e Bayard *et al.* (2005).

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 pelos métodos expeditos 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 dos diferentes procedimentos realizados. 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

- Alves, I. F. S. (2008) *Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFPE, 118 p.
- Bayard, R., Gachet, C., Achour, F., De Brauer, C., Gourdon, R. (2005) Organic matter stabilization of sorted MSW under leachate recirculation. Proc. Sardinia, Tenth International *Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Barlaz, M. A., Ham, R. K., Schaefer, D. M. (1990). Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics. *Critical Rev. Environmental Science and Technology*, Vol.19, n.6, p.557-584.
- Barlaz, M. A., Eleazer, W. E., Odle, W. S., Qian, X., Wang, Y-S. (1997). Biodegradative analysis of municipal solid waste in laboratory-scale landfills. EPA-600/SR-97/071, U.S. *Env. Protection Agency*.
- Boscoy, M. E. G. (2008) *Geomecânica dos resíduos sólidos urbanos* in *Geotecnia Ambiental*, 1nd. ed., Oficina de Textos, São Paulo, SP, Brasil, 248 p.
- Carvalho, M. F., Machado, S. L., Nascimento, J. C. F., Caldas, A. C. (2008). Procedimento simplificado para obtenção de parâmetros de geração de metano em regiões tropicais. In: XIV Congresso Brasileiro de Mecânica dos solos e Engenharia Geotécnica, 2008, Búzios, RJ, Brasil.
- Chen, H., Ecke, H., Kylefork, K., Bergman, A., Lagerkvist, A. (1995) Biochemical Methane Potential assays of solid waste samples. Proc. Sardinia 1995, Fifth International *Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Hansen, T.L., Schmidt J.E., Angelidaki I., Marca E., Jansen J.C., Mosbaek H., Christensen, T. H. (2004). Method for determination of methane potentials of solid organic waste. *Waste Management*, Vol. 24, p.393-400.
- Harries, C.R., Cross, C.J., Smith, R.. (2001) Development of a biochemical methane potential test and application to testing of municipal solid waste samples. Proc. Sardinia 2001, Eight International *Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- IPCC., (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Intergovernmental Panel on Climate Change, Vol. 5 - Waste, IGES, Japan.
- Kelly, R. J., Shearer, B. D., Kim, J., Goldsmith, C. D., Hater, G. R., Novak, J. T. (2006). Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability. *WasteManagement*, Elmsford, Vol. 26, p. 1349-1356.
- Lobo, AG.C., (2003). *Modulo 2: A tool to be used to evaluate Municipal Solid Waste landfills contamination*. PhD Thesis, University of Cantabria, Spain. (In spanish).
- Machado, S. L., Carvalho, M. F., Vilar, O. M., Gourc, J. P., Nascimento, J. C. F. (2009). Methane Generation in Tropical Landfills: simplified methods and fields results. *WasteManagement*, Elmsford, Vol. 29, p. 153-161.
- Maciel, F. J. (2009) *Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos*, Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFPE, 333 p.
- Palmisano, A. C., Barlaz, M. A. (1996) *Microbiology of Solid Waste*. New York, USA.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. (1993). *Integrated solid waste management in Engineering Principles and Management Issues*, McGraw Hill, New York, NY, USA, 978 p.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills. U. S., 2005.