

Emissões fugitivas de biogás em camada de cobertura de solo compactado em aterro sanitário

Fugitive emissions of biogas in coverage liner of compacted soil in a landfill

Francisco Gleson dos Santos Moreira^{1*} , Maria Josicleide Felipe Guedes² , Veruschka Escarião Dessoles Monteiro¹ , Márcio Camargo de Melo¹ 

RESUMO

As emissões fugitivas de biogás podem representar parcela significativa do fluxo de gases em aterros sanitários, inviabilizar o aproveitamento energético do metano (CH₄), além de oferecer riscos à saúde ambiental das comunidades circunvizinhas ao empreendimento. Nesse contexto, este trabalho teve por objetivo avaliar as emissões fugitivas e os fatores que interferem no fluxo de biogás em camada de cobertura final (*liner*) de aterro sanitário. A área de estudo consistiu em uma célula de resíduos, com massa de 62.359,44 t de resíduos sólidos urbanos (RSU) depositados, no aterro sanitário de Campina Grande, Paraíba, Brasil. Nessa célula, foram realizadas medições das emissões fugitivas de biogás, por meio da metodologia de placa de fluxo estática, análises das concentrações de gases na interface solo-resíduo, utilizando dispositivos de medição de concentração de gases (DMC) e mapeamentos das emissões de gases na célula de resíduos, aplicando técnicas de interpolação de dados baseada na Krigagem. Foram verificados fluxos de CH₄ e dióxido de carbono (CO₂) variando de 0 a 0,09 e 24,62 a 331,31 g.m⁻².dia⁻¹, respectivamente. O percentual de retenção do CH₄ e do CO₂ pela *liner* foi elevado, acima de 95%, sendo influenciado principalmente pelo elevado grau de compactação (GC) médio obtido para a célula (91,84%) e pela eficiência do sistema de drenagem de gases. O mapeamento das emissões de biogás na célula de resíduos mostrou-se uma ferramenta importante na identificação das áreas com maior potencial de geração e de fluxo de biogás pela camada de cobertura.

Palavras-chave: fluxo de gases; metano; dióxido de carbono; mapeamento de emissões de gases.

ABSTRACT

Fugitive biogas emissions can represent a significant part of the gas flow in landfills, make the methane (CH₄) energy use unfeasible, and also pose risks to the environmental health of the surrounding communities. In this context, this work aimed to evaluate the fugitive emissions and the factors that interfere in the biogas flow in the final landfill liner. The study area consisted of a Waste Cell, with a mass of 62,359.44 t of MSW deposited at the Campina Grande Sanitary Landfill, Paraíba, Brazil. In this Cell, measurements of the fugitive emissions of biogas were carried out, using the static chamber methodology; analysis of the concentration of gases at the soil-waste interface, using Gas Concentration Measurement Devices (CMD); and mapping of the gas emissions in the Waste Cell, applying data interpolation techniques based on Kriging. Flows of CH₄ and carbon dioxide (CO₂) ranging from 0 to 0.09 and 24.62 to 331.31 g.m⁻².day⁻¹, respectively. The percentage of retention of CH₄ and CO₂ by the liner was high, above 95%, being influenced mainly by the high degree of average compaction obtained for the Waste Cell (91.84%) and by the efficiency of the gas drainage system. The mapping of biogas emissions in the Waste Cell proved to be an important tool in the identification of the areas with the greatest potential for biogas generation and flow through the cover liner.

Keywords: gas flow; methane; carbon dioxide; mapping of gas emissions.

INTRODUÇÃO

Os aterros sanitários constituem importante fonte de emissões antrópicas de gases do efeito estufa (GEE) (BOGNER *et al.*, 2008), especialmente o metano (CH₄) (ISHIGAKI *et al.*, 2005; FIGUEROA *et al.*, 2009; KORMI *et al.*, 2017), que apresenta potencial de aquecimento global 20 vezes maior que o dióxido de carbono (CO₂) (SOLOMON *et al.*,

2007). Estima-se que, entre os anos de 2010 e 2030, 13% das emissões antropogênicas globais de CH₄ serão provenientes de aterros sanitários (USEPA, 2014).

Diante disso, o sistema de cobertura final dos resíduos caracteriza-se como um dos principais mecanismos para evitar ou minimizar a fuga de gases em aterros sanitários. No sistema de cobertura convencional, os resíduos são cobertos por uma camada de solo compactado (*liner*),

¹Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande (PB), Brasil.

²Universidade Federal Rural do Semi-Árido - Mossoró (RN), Brasil.

*Autor correspondente: glesongm@gmail.com

Recebido: 28/12/2017 - Aceito: 01/02/2019 - Reg. ABES: 189648

formando uma barreira impermeabilizante. No entanto, a *liner* está suscetível às variações das condições ambientais, que podem possibilitar a redução de sua eficiência ao longo do tempo e, conseqüentemente, ampliar o escape de gases (emissões fugitivas), mesmo quando o aterro apresenta um sistema de captação de biogás (SILVA; FREITAS; CANDIANI, 2013).

As emissões fugitivas de biogás podem oferecer riscos à saúde ambiental das comunidades circunvizinhas ao aterro, além de inviabilizar o aproveitamento energético do CH_4 . Portanto os aterros sanitários, mesmo com um sistema de coleta de gases, são responsáveis por emissões de CH_4 , que devem ser quantificadas e mitigadas (GONZALEZ-VALENCIA *et al.*, 2016; PARK; KANG; LEE, 2016).

As emissões fugitivas são influenciadas por vários fatores, relacionados ao ambiente interno e externo aos resíduos e à camada de cobertura, tais como a profundidade e a quantidade de drenos de gases, as dimensões da célula onde os resíduos estão dispostos, a idade dos resíduos, as condições climáticas da região, a presença de fissuras na camada, as propriedades do solo e a espessura da *liner* (MACIEL, 2003; MARIANO; JUCÁ, 2010; RACHOR *et al.*, 2013; NG *et al.*, 2015). Quanto maior a espessura da *liner*, maior a possibilidade de retenção física, química e biológica dos gases (MACIEL, 2003). Todavia, maiores volumes de solos serão necessários, acarretando dificuldades ambientais e econômicas pela limitação de jazidas licenciadas e pelos maiores custos de aquisição de solo. Dados o número e a variabilidade desses fatores, as emissões de CH_4 podem variar muito espacial e temporalmente em um aterro sanitário (GONZALEZ-VALENCIA *et al.*, 2016).

Ressalta-se que, em muitos aterros, a fuga de gases pela *liner* pode ser mais significativa que o fluxo de gás pelos drenos verticais (DV). Audibert e Fernandes (2012) relatam que as emissões fugitivas de

biogás, no aterro de Londrina (PR), representaram mais de 80% do total gerado no empreendimento. Dessa forma, o estudo e a quantificação das emissões de CH_4 tornam-se relevantes para melhorar as estimativas de emissões de CH_4 , avaliar as medidas de controle de gases de aterro e direcionar o aproveitamento energético do biogás (DELKASH *et al.*, 2016). Nesse sentido, este trabalho teve por objetivo avaliar as emissões fugitivas e os fatores que interferem no fluxo de biogás em *liner* de aterro sanitário.

METODOLOGIA

Área de estudo

A área de estudo refere-se ao aterro sanitário de Campina Grande (ASCG), especificamente a célula 2. O aterro está localizado a 10 km da área urbana desse município, sob coordenadas geográficas 7°16'38" latitude Sul e 36°00'51" a oeste de Greenwich. O ASCG foi projetado para finalizar com 22 células em um tempo de vida útil de 25 anos. Atualmente, o ASCG possui quatro células de disposição de resíduos, com área de base de aproximadamente 100 × 100 m, altura em torno de 20 m, escalonadas em platôs de 5 m, com bermas de 6 m.

A célula 2 do aterro (Figura 1), onde foi realizado este estudo, iniciou a operação em dezembro de 2015 e finalizou em maio de 2016, com uma massa total de 62.359.438 kg de resíduos depositados, sendo mais de 95% proveniente do município de Campina Grande (PB) (ECOSOLO, 2016).

O sistema de drenagem do biogás é composto de nove DV, denominados de DV-01 a DV-09, distribuídos ao longo da célula 2 (Figura 2). Apenas o DV-01 perpassa todas as camadas de resíduos ao longo da célula, desde a base até o platô superior. Os drenos são compostos de



Figura 1 – Célula 2 do aterro sanitário em Campina Grande (PB).

manilhas de concreto dotadas de orifícios, para possibilitar a entrada do biogás ao longo de seu comprimento, com diâmetro interno de 0,28 m e externo de 0,37 m. Para proteger a tubulação de drenagem, as manilhas são revestidas por britas nº 3 (0,038 m), amarradas por malha de ferro de 0,15 × 0,15 m, com diâmetro variando entre 0,90 e 0,92 m.

Monitoramento e mapeamento das emissões fugitivas de biogás

As emissões fugitivas de biogás pela camada de cobertura de solo compactado da célula 2 foram determinadas por meio de ensaio de placa de fluxo estática, conforme metodologia descrita por Maciel e Jucá (2011). Esse método consiste em instalar placas na superfície da *liner* e, posteriormente, avaliar o aumento da concentração de gases no interior da

placa com o tempo, permitindo assim a determinação do fluxo em um ponto específico. As placas de fluxo permitem a determinação da emissão pontual de gás, além de apresentar baixo custo, simples instalação e possibilitar a avaliação simultânea de diversos gases (MACIEL, 2003).

A placa utilizada nos ensaios deste estudo para determinação do fluxo de biogás pela *liner* foi construída em aço galvanizado de 0,002 m de espessura e com dimensões de 0,40 × 0,40 m, área útil de 0,16 m² e volume útil de 0,008 m³, conforme Figuras 3A e 3B.

Após a cravação da placa de fluxo, foram conectados, em suas conexões de saída, os equipamentos (Figura 3B):

- analisador de gases Dräger (modelo X-am 7000);
- manômetro digital portátil (modelo 477-2), para aferição da pressão diferencial;

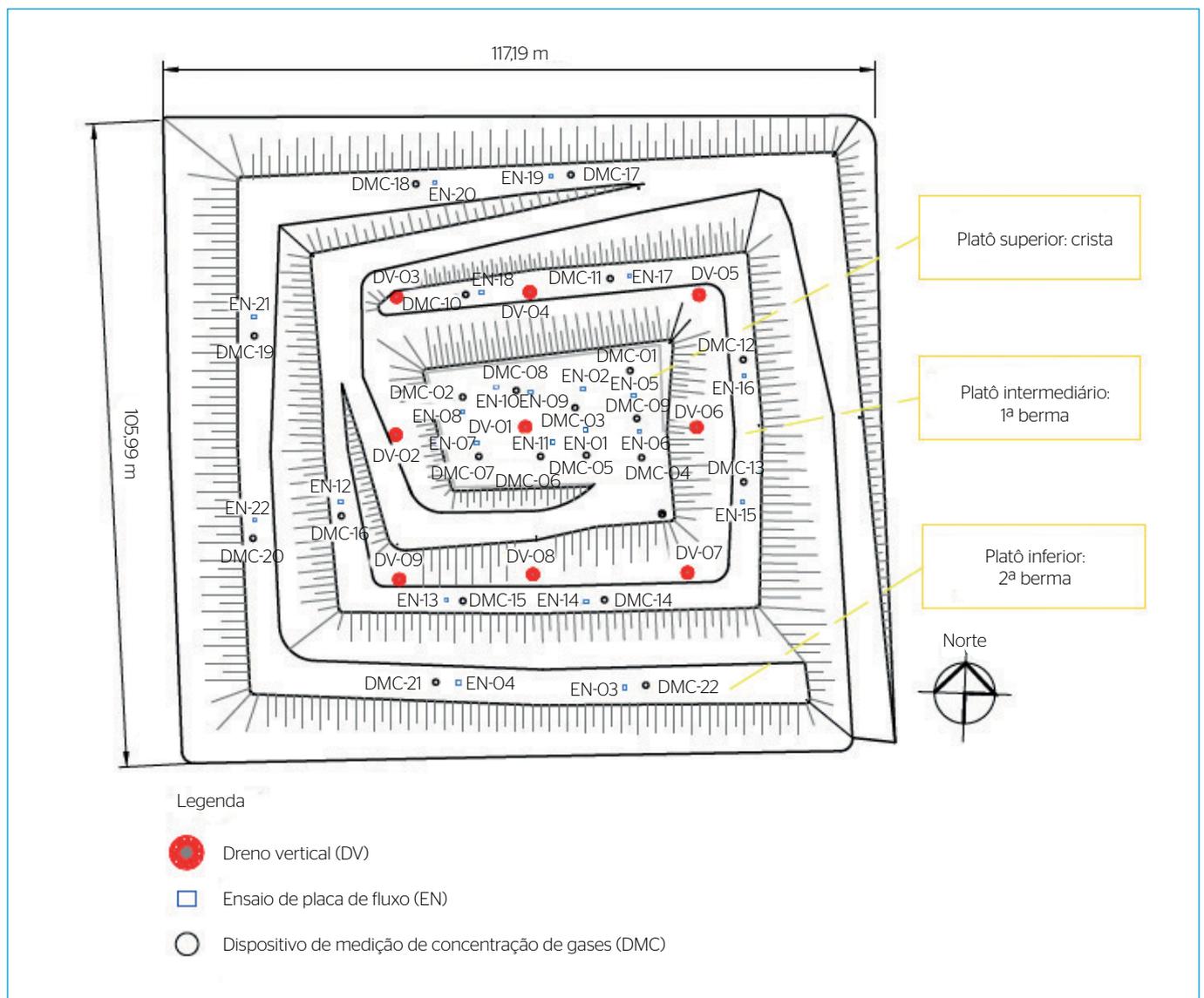


Figura 2 - Planta baixa da célula 2.

- termômetro digital portátil (modelo Minipa MT-600), para medição da temperatura no interior da placa.

O ensaio foi iniciado logo após a instalação da placa no solo da superfície da célula 2, com leituras simultâneas de concentração dos gases, temperatura e pressão, em intervalos de tempo de 10 minutos, até completar os 60 minutos iniciais, e posteriormente o intervalo das medições foi espaçado para 20 minutos. A duração total do ensaio foi de 150 minutos para cada ponto analisado na *liner*.

Com base nos dados obtidos em cada ensaio, determinou-se o fluxo mássico dos gases conforme a equação desenvolvida por Czepiel *et al.* (1996), em que os resultados foram normalizados para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP). As Equações 1 e 2 foram utilizadas para a determinação da taxa de emissão superficial em termos volumétricos e mássicos:

$$Q_{ES} = \frac{V_{placa}}{A_{placa}} \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{273,15}{(273,15 + T_{iint.})} \times \frac{P_{atm}}{1.000} \quad (1)$$

$$J = Q_{ES} \times \rho \quad (2)$$

Em que:

Q_{ES} = taxa de emissão volumétrica superficial do gás (NL.s⁻¹.m⁻²);

J = taxa de emissão mássica superficial do gás (g.s⁻¹.m⁻²);

V_{placa} = volume útil da placa de fluxo (L);

A_{placa} = área de solo coberta pela placa (m²);

$\Delta C/\Delta t$ = variação da concentração do gás (% V/V) com o tempo (s);

$T_{iint.}$ = temperatura interna do gás na placa (°C);

P_{atm} = pressão atmosférica (mbar);

ρ = massa específica do gás (kg.m⁻³).

O fluxo de biogás, neste estudo, é apresentado em termos mássicos. Dessa forma, realizou-se a correção da densidade dos gases (CH₄ e CO₂) em função das leituras das temperaturas internas durante o ensaio de placa de fluxo, conforme Equações 3 e 4:

$$\rho_{CH4} (T_{iint.}) = \frac{\rho_{CH4} (0^{\circ}C) \times 273}{[273 + t(^{\circ}C)]} \quad (3)$$

$$\rho_{CO2} (T_{iint.}) = \frac{\rho_{CH4} (0^{\circ}C) \times PM_{CO2}}{PM_{CH4}} \quad (4)$$

Em que:

$\rho_{CH4} (t)$ = densidade do CH₄ em função da temperatura (°C);

$\rho_{CH4} = 0,716$ kg.m⁻³;

$\rho_{CO2} (t)$ = densidade do CO₂ em função da temperatura (°C);

$T_{iint.}$ = temperatura interna do gás na placa (°C);

PM_{CO2} = peso molecular do CO₂ = 44;

PM_{CH4} = peso molecular do CH₄ = 16.

Ao término de cada ensaio, a placa de fluxo foi retirada. Posteriormente, instalou-se um cilindro de cravação para determinação da densidade *in situ* do solo em cada ponto analisado, de acordo com a Norma Brasileira 9.813 (NBR) (ABNT, 2016b). Em seguida, a amostra de solo foi encaminhada para o Laboratório de Geotecnia Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) para determinação da umidade, conforme NBR 6.457 (ABNT, 2016a).

O mapeamento das emissões ao longo da célula 2 foi obtido por meio de técnicas de interpolação de dados de Krigagem, conforme descrição apresentada por Ishigaki *et al.* (2005) e Di Bella, Trapani e Viviani (2011), e do uso do *software* SURFER® 14 Free Trial.

Definição do número de ensaios

O número de ensaios de placa de fluxo foi definido de acordo com metodologia descrita pela United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2004) para áreas superiores a 5.000 m² (Equação 5).

$$n = 6 + 0,15 \times A^{0,5} \quad (5)$$

Em que:

n = número de ensaios de placa de fluxo;

A = área investigada do aterro (m²).

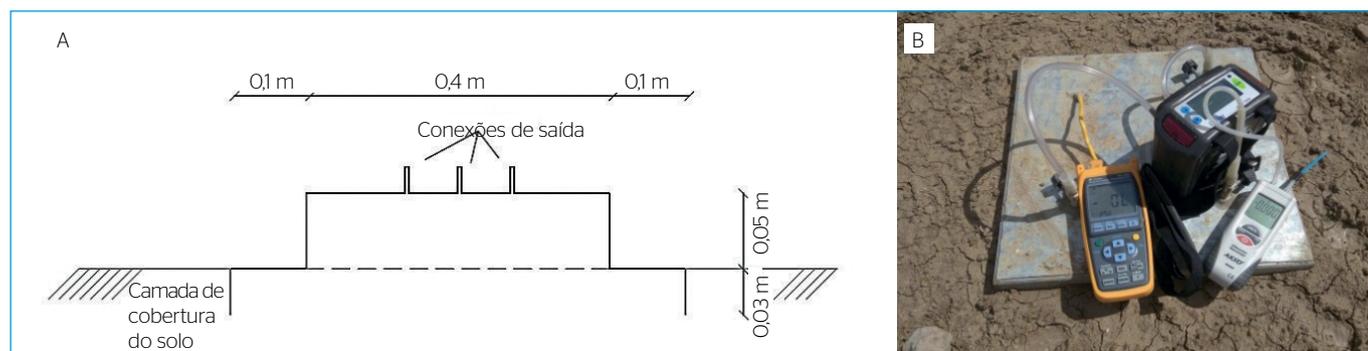


Figura 3 - Placa de fluxo estática: (A) esquema simplificado; (B) equipamentos conectados à placa de fluxo para realização dos ensaios.

De acordo Maciel (2009), o número de ensaios obtidos pela metodologia da USEPA (2004) deve ser utilizado como cenário inicial de investigação, o qual deve sofrer ajustes em função das taxas de emissões encontradas em campo e da necessidade de uma melhor discretização espacial, principalmente nas regiões que apresentam pico de fluxo de biogás.

Como no presente estudo não houve variação significativa dos resultados de fluxo de biogás pela *liner*, realizou-se o número mínimo de ensaios conforme calculado pela Equação 5. Dessa forma, foram estudados 22 pontos ao longo da célula 2, cuja distribuição está representada na Figura 2. Ressalta-se que para cada ensaio de placa de fluxo foi instalado um dispositivo de medição de concentração de gases (DMC) para avaliação da concentração de biogás na interface solo-resíduo.

Monitoramento da concentração de biogás na interface solo-resíduo

Com o intuito de conhecer a geração de gases nas proximidades dos pontos de realização dos ensaios de placa de fluxo, foram instalados os DMC na interface solo/resíduo, de acordo com metodologia descrita por Mariano e Jucá (2010).

A instalação dos DMC fundamenta-se na necessidade de comparar a geração de biogás na interface solo/resíduo e o eventual fluxo pela *liner*, fornecendo assim um indicativo da eficiência de retenção desses gases pela camada de cobertura de solo compactado.

Os DMC foram construídos com tubos de PVC, de comprimento variável, de acordo com o perfil do solo na *liner*, e diâmetro de 100 mm. Esses dispositivos foram instalados em diferentes pontos, distando de 1 a 3 m das áreas onde foram realizados os ensaios de placa de fluxo. Para a instalação dos DMC (Figuras 4A, 4B e 4C), efetuou-se um furo superficial na camada de cobertura de solo até atingir a massa de resíduos, sobre a qual se aplicou uma camada de brita com espessura de, aproximadamente, 0,05 m.

Esse procedimento foi necessário para prevenir a oclusão do DMC com resíduos e, assim, possibilitar o fluxo de gases para o interior desse dispositivo. Ressalta-se, ainda, que os DMC possuem uma tela na parte inferior para evitar sua obstrução, e na parte superior do CAP é instalado um sistema para acoplar o equipamento de leitura do biogás (Figura 4D).



Figura 4 - Estudo da concentração de gases na interface solo-resíduo: (A) início da sondagem superficial; (B) finalização da sondagem e medição da espessura da *liner*; (C) instalação do dispositivo de medição de concentração de gases (DMC); (D) monitoramento da concentração de gases.

Retenção de biogás pela liner

A retenção dos gases pela *liner* foi calculada de acordo com a Equação 6, descrita por Mariano (2008).

$$\text{retenção (\%)}_{\text{gás}} = 1 - \frac{\% \text{gás}_{\text{placa}}}{\% \text{gás}_{\text{DMC}}} = 1 - \frac{C}{C_c} \quad (6)$$

Em que:

Retenção (%)_{gás} = percentual de retenção de gases pela camada de cobertura;

%gás_{placa} (C) = concentração dos gases emitidos para a atmosfera (obtido no ensaio de placa de fluxo);

%gás_{DMC} (C_c) = concentração dos gases na interface solo-resíduo (obtido nos DMC).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Emissões fugitivas de biogás pela camada de cobertura de solo compactado

Os ensaios de placa de fluxo foram realizados no período de 21 de agosto a 15 de setembro de 2017, sendo executados nove ensaios na crista, sete na primeira berma e seis na segunda berma da célula 2 (Figura 2). Na Figura 5 são apresentados os fluxos mássicos de CH₄ e CO₂ nos 22 pontos estudados.

Os fluxos de CH₄ obtidos nesta pesquisa variaram de 0 a 0,09 g.m⁻².dia⁻¹. Já o fluxo total para a célula 2, calculado por meio de curvas de isofluxo, foi de 2,85 g.m⁻².dia⁻¹. Ressalta-se que as emissões de CH₄ foram verificadas em apenas 32% dos ensaios realizados. Valores semelhantes foram obtidos por Oliveira, Ritter e Mannarino (2013) no lixão remediado de Seropédica (RJ) cujo fluxo de CH₄ variou de 0 a 2,10 g.m⁻².dia⁻¹.

No entanto, os valores obtidos neste estudo são considerados baixos quando comparados a fluxos mássicos verificados em outros aterros sanitários. Maciel e Jucá (2011) constataram emissões fugitivas de CH₄ na faixa de 2,10 a 984,70 g.m⁻².dia⁻¹, com média de 161,50 g.m⁻².dia⁻¹. Esses valores foram observados em camada de cobertura convencional, no aterro da Muribeca, localizado na região metropolitana do Recife (PE), cujo grau de compactação (GC) médio foi de 83,9%.

Emissões fugitivas de CH₄ são reportadas para o aterro de Palermo, na Itália, por Trapani, Bella e Viviani (2013), cuja faixa de valores foi de 0,09 a 1.118,00 g.m⁻².dia⁻¹. Já Capaccioni *et al.* (2011) verificaram fluxos de CH₄ variando de 0 a 2.483,00 g.m⁻².dia⁻¹ para o aterro de Fano, também na Itália. Os fluxos mássicos de CH₄ reportados por esses autores consistem em uma faixa de valores com amplitude elevada quando comparada aos resultados obtidos para o aterro em estudo. Embora fluxos mássicos de CH₄ tenham sido verificados na célula 2 do ASCG, o valor total obtido para essa célula foi muito inferior ao

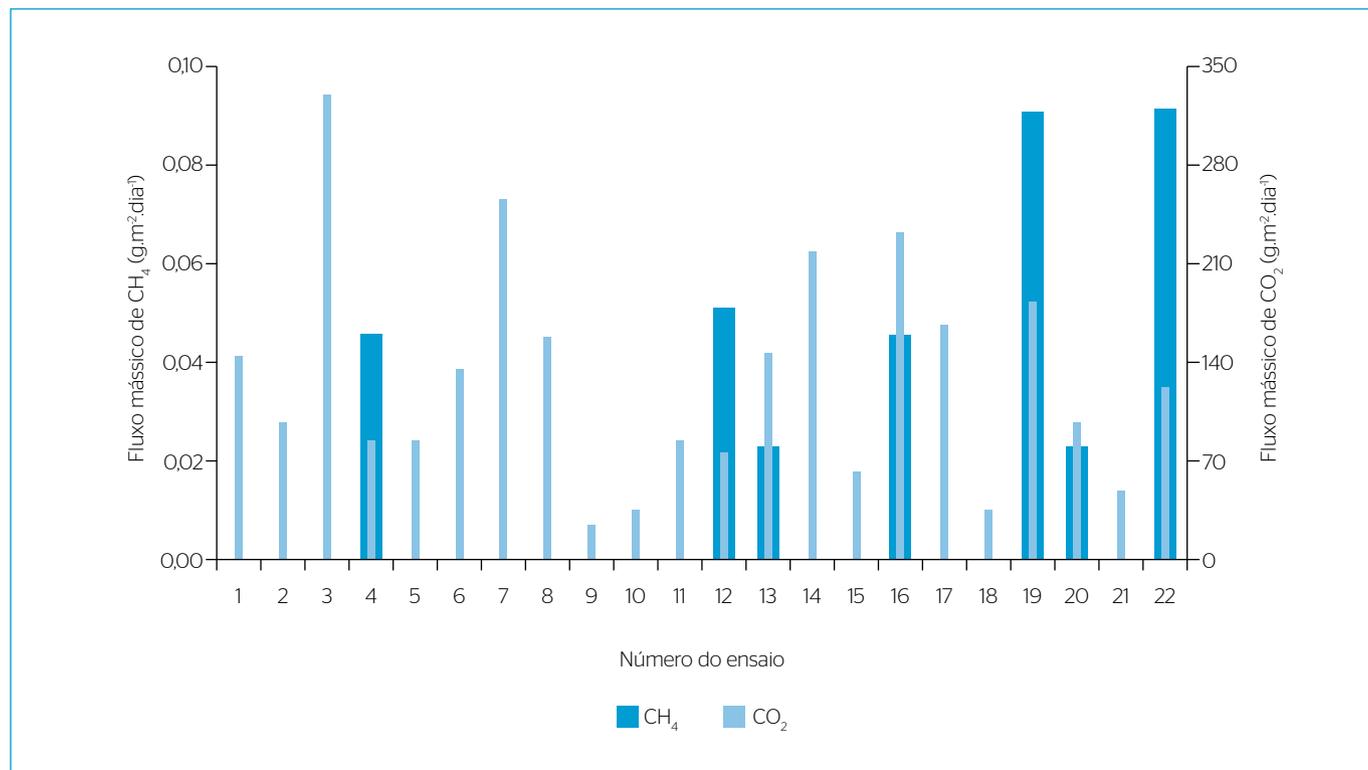


Figura 5 - Fluxo mássico de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) na célula 2.

estabelecido pela normativa australiana Carbon Farming Initiative (CFI, 2013). Essa normativa permite um fluxo máximo de CH_4 de $64,96 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para camada de cobertura final de aterros sanitários. Nesse sentido, o fluxo total de CH_4 foi 23 vezes inferior ao preconizado pela CFI (2013).

Esse resultado é bastante favorável quando se pretende implantar sistemas de aproveitamento energético do biogás, no âmbito do mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL), uma vez que a investigação realizada aponta para a eficiência da camada de cobertura da célula e, consequentemente, do sistema de drenagem vertical.

Em relação ao fluxo de CO_2 , foram verificados valores na faixa de $24,62$ a $331,31 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Embora as emissões de CO_2 tenham sido superiores àquelas obtidas para o fluxo de CH_4 , esses valores são inferiores aos reportados por Lopes (2011) e Oliveira (2011), que obtiveram fluxos de CO_2 variando de 0 a $1.899,70$ e de 0 a $2.075,67 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, respectivamente, nos aterros da Muribeca e oeste de Caucaia (CE).

Mariano (2008) reporta que as emissões de CO_2 em *liners* de aterros sanitários são, geralmente, maiores que as emissões de CH_4 . Esse fato pode ser explicado, pois parte do CH_4 que percola pela *liner* é convertido em CO_2 em virtude da atividade metabólica das bactérias metanotróficas, sendo esse processo denominado de oxidação do CH_4 . Estudos indicam que essa atividade microbiana pode converter até 20% do CH_4 em CO_2 . Já Trapani, Bella e Viviani (2013) apontam para um percentual de oxidação do CH_4 em *liner* na ordem de 10%.

Fatores que interferiram no fluxo de biogás na *liner*

Os resultados referentes às características do solo da *liner* no ponto de realização do ensaio de placa de fluxo bem como a concentração média de biogás nos DMC são apresentados na Tabela 1.

O grau de saturação médio obtido para o solo da célula 2 foi de 40,20%, portanto ele encontra-se no estado não saturado. Ng *et al.* (2015) afirmam que os solos não saturados são mais favoráveis aos

Tabela 1 - Características do solo da *liner* e concentração média de biogás nos pontos de realização dos ensaios de placa de fluxo.

Área de realização do ensaio	Número do ensaio	Grau de saturação do solo (%)	Grau de compactação do solo (%)	Espessura da <i>liner</i> no ponto dos ensaios de PF (m)	DMC ² próximos aos ensaios de PF	Concentração média nos DMC (%)	
						CH_4	CO_2
Crista	EN - 01	36,82	94,31	1,3	DMC-03/DMC-05	54,8	40,8
	EN - 02	76,33	103,39	1,4	DMC-03	55,5	39,6
	EN - 05	37,43	94,98	1,1	DMC-01/DMC-09	35,8	36,0
	EN - 06	57,78	96,53	1,2	DMC-09/DMC-04	40,9	37,1
	EN - 07	60,35	96,79	1,5	DMC-07	19,5	32,0
	EN - 08	72,27	98,57	1,3	DMC-02	19,8	29,9
	EN - 09	32,68	86,01	0,9	DMC-08	1,1	6,1
	EN - 10	35,11	87,52	1,1	DMC-08/DMC-02	10,4	18,0
	EN - 11	34,27	91,51	1,0	DMC-06	3,3	20,2
	1ª Berma	EN - 12	39,55	93,81	1,3	DMC-16	17,5
EN - 13		43,70	84,05	0,9	DMC-15	53,7	40,0
EN - 14		32,26	85,32	1,0	DMC-14	20,4	32,7
EN - 15		35,86	82,73	0,7	DMC-13	11,0	26,5
EN - 16		30,39	88,69	0,7	DMC-12	29,7	34,0
EN - 17		36,36	87,54	1,2	DMC-11	64,3	44,0
EN - 18		26,47	86,99	0,9	DMC-10	16,7	23,8
2ª Berma		EN - 03	36,16	104,02	0,7	DMC-22	41,0
	EN - 04	29,35	96,26	1,2	DMC-21	11,9	29,5
	EN - 19	23,64	89,03	1,0	DMC-17	61,3	43,0
	EN - 20	23,34	79,86	1,1	DMC-18	2,0	18,5
	EN - 21	41,82	93,08	1,0	DMC-19	0,4	16,7
	EN - 22	42,42	99,57	1,1	DMC-20	60,3	45,0
Média		40,20	91,84	1,1	-	28,7	31,0

PF: placa de fluxo; DMC: dispositivo de medição de concentração de biogás na interface solo-resíduo; EN: Ensaio de placa de fluxo.

fluxos de gases do que os solos saturados, uma vez que, quando há aumento do grau de saturação, o ar presente nos vazios do solo deixa de ser contínuo e passa a ser ocluso, reduzindo a permeabilidade ao ar e, portanto, a taxa de emissão de biogás.

Embora o solo da *liner* estivesse em estado não saturado, com grau de saturação médio de 40,20%, verificou-se que o fluxo de biogás pela camada de cobertura não foi significativo, o que sugere que esse parâmetro não foi um fator determinante para favorecer as emissões fugitivas de gases na célula 2. Desse modo, os principais fatores responsáveis pela redução do fluxo de CH_4 podem estar relacionados ao GC do solo e à espessura da *liner*, bem como ao desempenho do sistema de drenagem vertical. Deve-se salientar que o fluxo de gases pela camada de cobertura pode ser influenciado ainda pelos microrganismos que convertem CH_4 a CO_2 .

Quanto ao GC, esse variou de 79,86 a 104,02%, com média de 91,84% para a célula 2. No platô superior, primeira berma e segunda berma, o GC oscilou entre 86,01 e 103,39%, 82,73 e 93,81%, 79,86 e 104,02%, com média de 94,40, 87,02 e 93,64%, respectivamente. Verifica-se que a crista e a primeira berma apresentaram GC médio superior à média da célula e semelhante ao verificado por Araujo (2017), que obteve GC superior a 95% para a *liner* da célula 1 do ASCG. Já no lixão remediado de Seropédica, pesquisado por Oliveira, Ritter e Mannarino (2013), cujo fluxo de CH_4 foi semelhante ao obtido para este estudo, o GC do solo variou de 86,55 e 91,45%, com espessura da *liner* de 1,1 m.

Pode-se inferir que o GC contribuiu significativamente para a redução das emissões fugitivas de gases pela *liner* da célula 2, uma vez que, quanto maior o GC, menor são os vazios do solo e, conseqüentemente, menor o fluxo de biogás pela camada de cobertura.

Com relação à espessura da *liner* em estudo, essa variou de 0,7 a 1,5 m, com média de 1,1 m, mostrando que não houve controle da espessura na execução da camada de cobertura final. No entanto, somente seis pontos de realização dos ensaios de placa de fluxo apresentaram espessura da *liner* inferior a 1 m. Segundo Lopes, Maciel e Jucá (2012), no Brasil não existe nenhuma normatização legal que determine o tipo de material e a espessura da camada de cobertura final em aterros sanitários. Na NBR 13.896 (ABNT, 1997), é estabelecida apenas a necessidade do projeto e da implantação da cobertura final do aterro, que consiste em um sistema de impermeabilização superior. Nesse sentido, usualmente são adotadas *liners* com material argiloso e espessura variando entre 0,5 e 1,0 m.

Quanto aos valores de concentração de gases na interface solo-resíduo (Tabela 1), houve uma variação de 0,4 a 64,3% para o CH_4 e 6,1 a 45% para o CO_2 , com valores médios de 31 e 28,7%, respectivamente. Resultados semelhantes foram obtidos por Audibert e Fernandes (2013), no aterro sanitário de Londrina, que verificaram concentrações de 2,1 a 42% para o CH_4 e de 0,8 a 50% para CO_2 . Lopes (2011) observou valores entre 0,7 e 58% para o CH_4 e de 0,8 e 41% para o CO_2 . No que se

refere ao fluxo de CH_4 pela *liner*, observa-se que mesmo as áreas com elevada concentração desse gás na interface, acima de 40%, a exemplo dos pontos 1, 2, 3, 6, 13, 17, 19 e 22, não apresentaram emissões significativas do gás. Diante disso, esse parâmetro não constituiu fator que interferiu no fluxo de CH_4 pela camada.

Os valores obtidos para concentração dos gases na interface podem refletir a heterogeneidade dos RSU dispostos ao longo da célula 2 e, conseqüentemente, o seu estágio biodegradativo (fase anaeróbica não metanogênica ou metanogênica). É possível que as áreas com maiores concentrações de CH_4 indiquem regiões onde os resíduos depositados sejam mais rapidamente biodegradados (restos de comida, papel, papelão etc.) e, portanto, o estabelecimento da fase metanogênica ocorra de forma mais acelerada. Já as áreas com baixas concentrações de CH_4 podem indicar regiões com disposição de resíduos cujo tempo de decomposição é mais lento, a exemplo de madeira, couro etc.

Outro fator que provavelmente contribuiu para a heterogeneidade espacial das concentrações de biogás no interior da célula de resíduos é a propriedade de difusão dos gases. Assim, os gases percolam o interior do maciço sanitário, no sentido de áreas com elevada geração e concentração de biogás para regiões com menores concentrações, acarretando a formação de um gradiente de concentração no interior da célula de resíduos. Nesse sentido, as medições da qualidade do biogás em uma área específica da *liner* pode ser resultado do somatório e das contribuições das regiões circunvizinhas.

Mapeamento das emissões de CH_4 na célula 2

O mapeamento da concentração do gás CH_4 oriunda dos DV e dos DMC está ilustrado na Figura 6A. A distribuição espacial do fluxo de CH_4 pela camada de cobertura da célula 2 é apresentada na Figura 6B.

Na Figura 6A, pode-se observar que o processo biodegradativo dos resíduos não ocorre de forma igualitária ao longo da célula 2. Isso acontece pela heterogeneidade dos RSU depositados nesse maciço sanitário, uma vez que diferentes tipos de resíduos possuem taxas distintas de biodegradação. Nesse sentido, há áreas na célula onde o estágio de decomposição dos RSU está mais avançado que em outras.

As maiores concentrações de CH_4 (acima de 50%) estão localizadas na área central da célula, indicando melhor estabelecimento das condições anaeróbicas e, conseqüentemente, do desenvolvimento da fase metanogênica nessa região. No entanto, somente duas áreas periféricas, correspondentes aos DMC 17 e 20 (situados na segunda berma), apresentaram concentrações de CH_4 semelhantes às áreas centrais.

Na Figura 6B, verifica-se que a região central do aterro (platô superior) apresentou percentual de retenção de CH_4 igual a 100%, ou seja, não foram detectadas emissões desse gás nessa área. Isso se deve, entre outros fatores, pela maior proximidade dessa região aos DV, que exercem uma captação mais efetiva dos gases, bem como ao elevado GC obtido no topo da célula.

As emissões máximas de CH_4 ($0,09 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) foram verificadas nas áreas correspondentes aos DMC 17 e 20, situados na segunda berma. Essas regiões periféricas apresentaram elevadas concentrações de CH_4 na interface solo-resíduo e estão situadas mais distantes dos DV quando comparadas às áreas centrais da célula 2. Isso sugere que a eficiência de captação de gases dos DV diminui com o aumento da distância, no sentido do centro para as margens externas da célula.

Fato semelhante pode ser observado nos estudos de Abushammala, Basri e Elfithri (2013) em uma célula desativada no aterro sanitário

Air Hitam, localizado a sudoeste da cidade de Kuala Lumpur, Malásia, bem como em Candiani (2011) em uma célula experimental no CTR Caieiras (SP). Esse autor relata que as áreas de maior fluxo de CH_4 pela camada de cobertura se encontram nas extremidades do aterro sanitário, diminuindo no sentido da região central, que constitui uma região de menor emissão de CH_4 .

Eficiência de retenção de gases na *liner*

Os percentuais de retenção de CH_4 e CO_2 pela *liner* da célula 2, calculados conforme Equação 6, são apresentados na Figura 7.

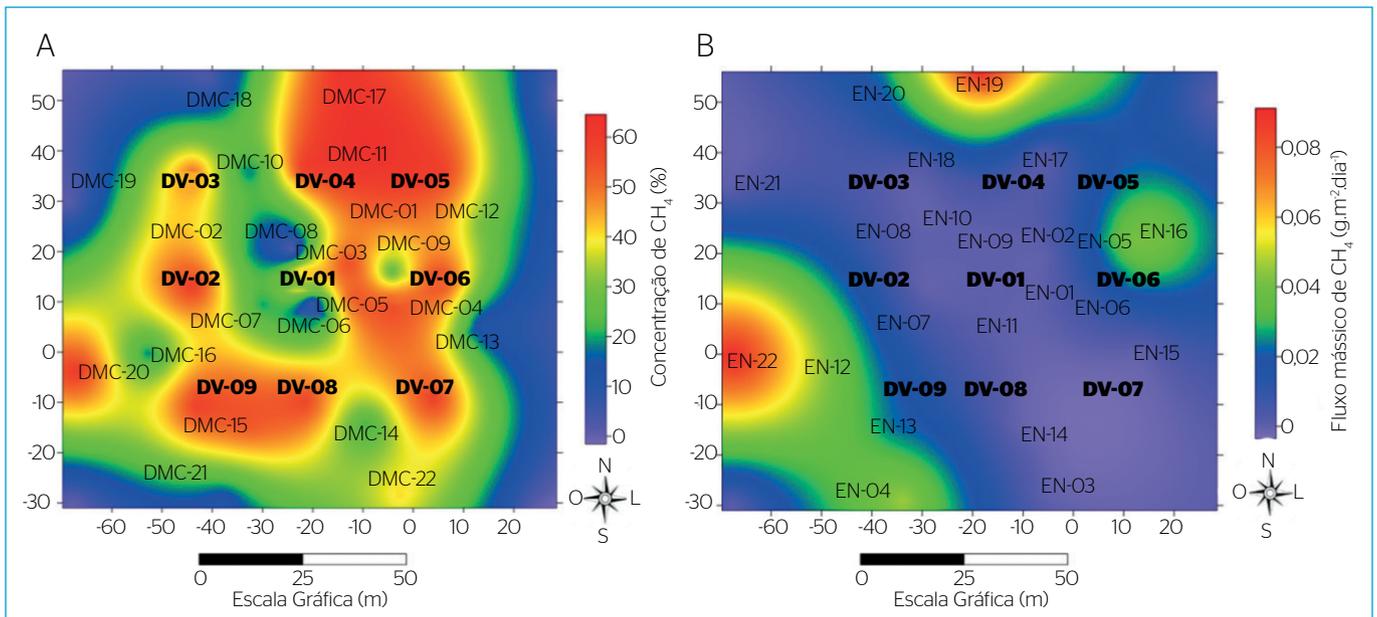


Figura 6 - Mapeamento das emissões de CH_4 na célula 2: (A) concentração de CH_4 dos drenos verticais (DV) e dispositivos de medição de concentração de gases (DMCs); (B) fluxo mássico de CH_4 .

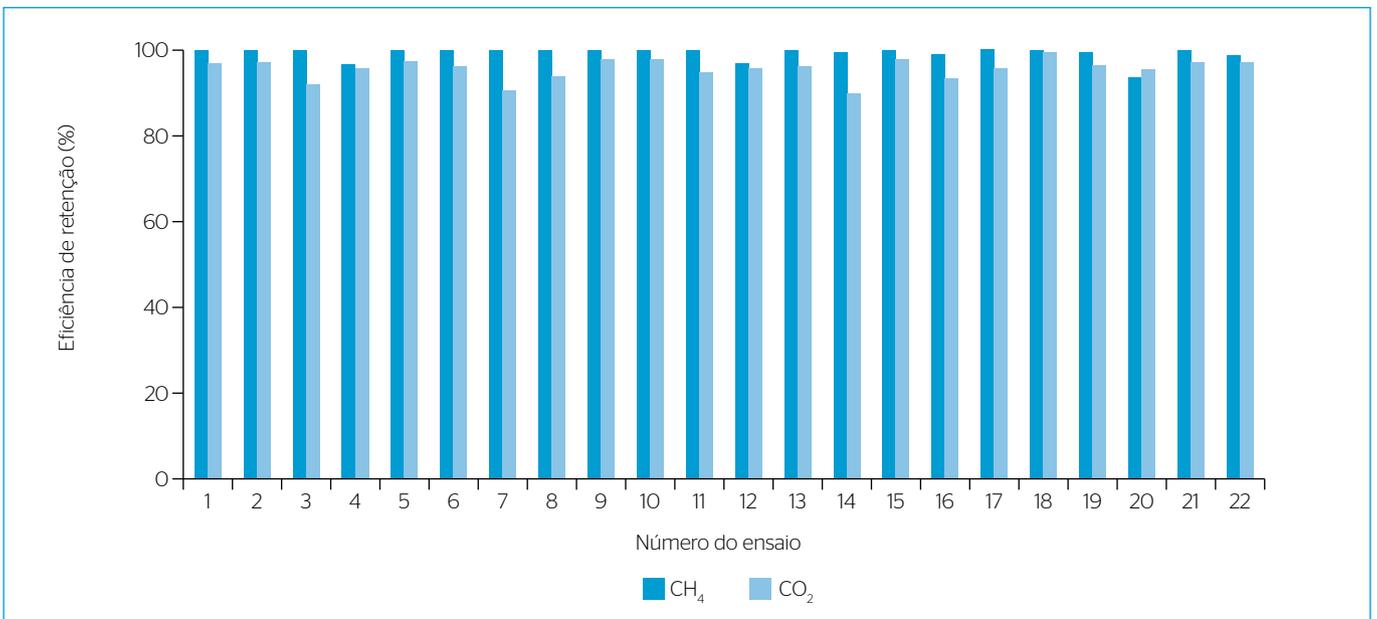


Figura 7 - Retenção de gases pela *liner* da célula 2.

Analisando a Figura 7, observa-se que o percentual de retenção dos gases foi elevado, com média de 99,27% para o CH₄ e de 95,62% para o CO₂. Esses resultados são decorrentes da interação de vários fatores que contribuíram para minimizar as emissões de biogás pela *liner* da célula 2. Destacam-se o elevado GC obtido para a célula (GC_{médio} igual a 91,84%), a espessura da *liner* e o desempenho do sistema de drenagem vertical de gases, que está sendo eficiente na coleta do biogás gerado ao longo do maciço sanitário, impedindo o fluxo de gases pela camada de cobertura. Já o grau de saturação médio de 40,20%, favorável à emissão de gás pela *liner*, não foi um fator determinante para propiciar fluxos significativos.

A espessura da *liner*, cuja variação foi de 0,7 a 1,5 m (Tabela 1), constitui fator a ser analisado com maior rigorosidade, uma vez que pontos com menor espessura (0,7 m) apresentaram a mesma eficiência de retenção de CH₄ que as áreas com maior profundidade da camada (1,5 m). Esses resultados sugerem que a espessura de 0,7 m da camada de cobertura já é suficiente para a retenção de gases. Essa assertiva indica a possibilidade de redução da espessura da *liner* da célula 2, sem que haja perda de eficiência na retenção desse gás. No entanto, é necessário que seja mantido um GC igual ou superior ao obtido para a média da célula.

Nesse sentido, considerando-se a crista da célula que apresenta área de 800 m² e profundidade média da *liner* de 1,2 m, se houvesse controle da espessura desse platô com redução da camada de cobertura para 0,7 m, haveria economia de aproximadamente 400 m³ de solo

compactado. Essa ação reduziria os custos econômicos e ambientais com jazidas licenciadas para o aterro sanitário.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos neste estudo, pôde-se concluir:

- os maiores fluxos de CH₄, na ordem de 0,09 g.m⁻².dia⁻¹, ocorreram nas extremidades da célula de resíduos, sendo essas regiões mais distantes dos DV e com elevada concentração de biogás na interface solo-resíduo;
- os fatores que mais contribuíram para a redução das emissões de gases pela camada de cobertura foram o elevado GC, a espessura da *liner* e a eficiência do sistema de drenagem vertical de gases;
- o mapeamento das emissões de biogás na célula de resíduos mostrou-se uma ferramenta importante na identificação das áreas com maior potencial de geração e de fluxo de biogás pela camada de cobertura;
- a camada de cobertura final de solo compactado da célula 2 apresentou-se eficiente na retenção de biogás, principalmente do gás CH₄;
- verificou-se a possibilidade de reduzir a espessura da *liner* sem que haja perda de eficiência na retenção de gases na célula de resíduos. Essa medida exigirá um rigoroso controle topográfico e de compactação do solo e proporcionará ganhos econômicos e ambientais ao empreendimento.

REFERÊNCIAS

- ABUSHAMMALA, M.F.M.; BASRI, N.E.A.; ELFITHRI, R. (2013) Assessment of methane emission and oxidation at Air Hitam Landfill site cover soil in wet tropical climate. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 185, n. 12, p. 9967-9978. <http://doi.org/10.1007/s10661-013-3305-1>
- ARAUJO, P. da S. (2017) *Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). (1997) *NBR 13.896: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação*. Rio de Janeiro: ABNT.
- _____. (2016a) *NBR 6.457: Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização*. Rio de Janeiro: ABNT.
- _____. (2016b) *NBR 9.813: Determinação da massa específica aparente in situ, com emprego de cilindro de cravação*. Rio de Janeiro: ABNT.
- AUDIBERT, J.L.; FERNANDES, F. (2012) Avaliação qualitativa e quantitativa da emissão de biogás em aterro controlado de médio porte. *Revista DAE*, n. 190, p. 56-73. <http://doi.org/10.4322/dae.2014.093>
- AUDIBERT, J.L.; FERNANDES, F. (2013) Preliminary qualitative and quantitative assessment of gases from biodigestion of solid wastes in the landfill of Londrina, Paraná State, Brazil. *Acta Scientiarum Technology*, v. 35, n. 1, p. 45-52. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v35i1.11453>
- BOGNER, J.; PIPATTI, R.; HASHIMOTO, S.; DIAZ, C.; MARECKOVA, K.; DIAZ, L.; KJELDSSEN, P.; MONNI, S.; FAAIJ, A.; GAO, Q.; ZHANG, T.; AHMED, M.A.; SUTAMIHARDJA, R.T.; GREGORY, R. (2008) Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation). *Waste Management & Research*, v. 26, n. 1, p. 11-32. <https://doi.org/10.1177/0734242X07088433>

- CANDIANI, G. (2011) *Estudo da geração de metano em uma célula de aterros sanitários*. Tese (Doutorado em Energia) - Universidade Federal do ABC, Santo André.
- CAPACCIONI, B.; CARAMIELLO, C.; TATANO, F.; VISCIONE, A. (2011) Effects of a temporary HDPE cover on landfill gas emissions: Multiyear evaluation with the static chamber approach at an Italian landfill. *Waste Management*, v. 31, n. 5, p. 956-965. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.004>
- CARBON FARMING INITIATIVE (CFI). (2013) *Guidelines for Calculating Regulatory Baselines for Legacy Waste Landfill Methane Projects*. Australian Government.
- CZEPIEL, P.M.; MOSHER, B.; CRILL, P.M.; HARRISS, R.C. (1996) Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. *Journal of Geophysical Research*, v. 101, n. D11, p. 16721-16729. <https://doi.org/10.1029/96JD00222>
- DELKASH, M.; ZHOU, B.; HAN, B.; CHOW, F.K.; RELLA, C.W.; IMHOFF, P.T. (2016) Short-term landfill methane emissions dependency on wind. *Waste Management*, v. 55, p. 288-298. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.009>
- DI BELLA, G.; TRAPANI, D.D.; VIVIANI, G. (2011) Evaluation of methane emissions from Palermo municipal landfill: Comparison between field measurements and models. *Waste Management*, v. 31, n. 8, p. 1820-1826. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.013>
- ECOSOLO. (2016) *Gestão Ambiental de Resíduos LTDA. Dados do monitoramento do Aterro Sanitário de Campina Grande*. ECOSOLO.
- FIGUEROA, V.K.; MACKIE, K.R.; GUARRIELLO, N.; COOPER, C.D. (2009) A robust method for estimating landfill methane emissions. *Journal of the Air & Waste Management Association*, v. 59, n. 8, p. 925-935. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.59.8.925>
- GONZALEZ-VALENCIA, R.; MAGANA-RODRIGUEZ, F.; CRISTÓBAL, J.; THALASSO, F. (2016) Hotspot detection and spatial distribution of methane emissions from landfills by a surface probe method. *Waste Management*, v. 55, p. 299-305. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.004>
- ISHIGAKI, T.; YAMADA, M.; NAGAMORI, M.; ONO, Y.; INOUE, Y. (2005) Estimation of methane emission from whole waste landfill site using correlation between flux and ground temperature. *Environmental Geology*, v. 48, p. 845-853. <https://doi.org/10.1007/s00254-005-0008-0>
- KORMI, T.; ALI, N.B.H.; ABICHOU, T.; GREEN, R. (2017) Estimation of landfill methane emissions using stochastic search methods. *Atmospheric Pollution Research*, v. 8, n. 4, p. 597-605. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2016.12.020>
- LOPES, R.L. (2011) *Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Pernambuco, Recife.
- LOPES, R.L.; MACIEL, F.J.; JUCÁ, J.F.T. (2012) Avaliação da emissão de metano em aterro experimental de resíduos sólidos na Muribeca/PE - Brasil. *REVISTA AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, v. 5, n. 1, p. 107-116. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2012.5.1.31699>
- MACIEL, F.J. (2003) *Estudo da geração, percolação e emissão de gases no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca - PE*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Pernambuco, Recife.
- MACIEL, F.J. (2009) *Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- MACIEL, F.J.; JUCÁ, J.F.T. (2011) Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil. *Waste Management*, v. 31, n. 5, p. 966-977. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.01.030>
- MARIANO, M.O.H. (2008) *Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Pernambuco, Recife.
- MARIANO, M.O.H.; JUCÁ, J.F.T. (2010) Ensaios de campo para a determinação de emissões de biogás em camada de cobertura de aterros de resíduos sólidos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 3. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522010000300004>
- NG, C.W.W.; CHEN, Z.K.; COO, J.L.; CHEN, R.; ZHOU, C. (2015) Gas breakthrough and emission through unsaturated compacted clay in landfill final cover. *Waste Management*, v. 44, p. 155-163. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.042>
- OLIVEIRA, A.C.E.; RITTER, E.; MANNARINO, C.F. (2013) Diagnóstico e avaliação de emissões fugitivas de biogás na camada de cobertura final da central de tratamento de resíduos de Nova Iguaçu e do lixão de Seropédica, Rio de Janeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2013, Goiânia. *Anais...* Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. p. 1-8.
- OLIVEIRA, C.A.A. (2011) *Análise do fluxo de gases na camada de cobertura do Aterro Sanitário Municipal Oeste de Caucaia (ASMOC)*. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- PARK, J.K.; KANG, J.Y.; LEE, N.H. (2016) Estimation of methane emission flux at landfill surface using laser methane detector: Influence of gauge pressure. *Waste Management & Research*, v. 34, n. 8, p. 784-792. <https://doi.org/10.1177/0734242X16654976>
- RACHOR, I.M.; GEBERT, J.; GRÖNGRÖFT, A.; PFEIFFER, E.M. (2013) Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales. *European Journal of Soil Science*, v. 64, n. 1, p. 16-26. <https://doi.org/10.1111/ejss.12004>
- SILVA, T.N.; FREITAS, F.S.N.; CANDIANI, G. (2013) Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 2, p. 95-104.

SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M.; MILLER, H.L. (2007) *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.

TRAPANI, D.; BELLA, G.; VIVIANI, G. (2013) Uncontrolled methane emissions from a MSW landfill surface: Influence of landfill features and side slopes. *Waste Management*, v. 33, n. 10, p. 2108-2115. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.032>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). (2004) *Monitoring Approaches for Landfill Bioreactors*. EPA/600/R-04/301. Cincinnati: National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). (2014) *Global Mitigation of Non-CO2 Greenhouse Gases: 2010-2030*. National Service Center for Environmental Publications (NSCEP). Washington, D.C..

