

Avaliação de emissões de biogás e geração de energia em aterro sanitário no semiárido brasileiro

O biogás gerado pela decomposição anaeróbia da fração orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), em aterros sanitários, configura-se como uma fonte alternativa de energia que pode ser utilizada na operação desses empreendimentos ou para outras finalidades. O aproveitamento do biogás contribui para minimizar os impactos ambientais adversos ao evitar emissões de gases do efeito estufa à atmosfera. No entanto, a geração dos gases de aterro está condicionada a vários fatores, dentre esses os relacionados às características dos resíduos e aos condicionantes climáticos. A região semiárida brasileira é caracterizada por condições ambientais peculiares, necessitando de estudos específicos para consolidar o conhecimento sobre a temática apresentada, através de uma base de dados mais ampla, que contemple as especificidades locais. Sendo assim, o objetivo deste artigo foi avaliar as emissões de biogás e geração de energia em aterro sanitário no semiárido brasileiro. Nesta pesquisa, essa base de dados foi construída por meio de estudo realizado no Aterro Sanitário em Campina Grande, Paraíba. A metodologia contemplou investigações in situ, relacionando aspectos da qualidade e quantidade do biogás gerado, bem como coleta de resíduos frescos e em estágio mais avançado de biodegradação. Por meio do estudo da biodegradabilidade dos resíduos foi possível obter o potencial de geração de metano e a constante de decaimento para a estimativa das emissões de biogás e geração de energia no aterro analisado. Foram verificadas concentrações máximas de metano, em torno de 55,0%, logo após a execução da camada de cobertura final do aterro. Em termos quantitativos, a vazão média de metano foi de 7,0 Nm³.h⁻¹ por dreno de gás, compatíveis com grandes aterros, a exemplo do Aterro Bandeirantes/SP. As estimativas realizadas neste estudo, mesmo quando considerado um cenário desfavorável de coleta e queima de biogás, apontam para uma potência de projeto de 2,5 MW.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Urbanos; Metano; Aproveitamento Energético.

Evaluation of biogas emissions and energy generation in landfill in brazilian semiarid

The biogas generated by the anaerobic decomposition of the organic fraction of Municipal Solid Waste (MSW) in landfills is an alternative energy source that can be used on the operation of these plants or for other purposes. The biogas use contributes to minimizing adverse environmental impacts by avoiding emissions of greenhouse gases to the atmosphere. However, the generation of landfill gas is conditioned by several factors, among them those related to the residues characteristics and climatic conditions. The Brazilian semiarid region is characterized by peculiar environmental conditions, requiring specific studies to consolidate the knowledge on the presented theme, through a broader database, that consider local specificities. Therefore, the objective of this article was to evaluate the biogas emissions and energy generation in a landfill located at the Brazilian semiarid region. In this research, this database was collected through studies carried out at the Campina Grande Landfill, Paraíba. The methodology included in situ investigations, relating aspects of the quality and quantity of biogas generated, as well as the collection of fresh and more advanced biodegradation residues. By studying the residues biodegradability it was possible to obtain the methane generation potential and the decay constant for the estimation of the biogas emissions and the energy generation in the analyzed landfill. Maximum methane concentrations, around 55.0%, were observed shortly after the final landfill covering layer. In quantitative terms, the average methane flow rate was 7.0 Nm³.h⁻¹ per gas drain, compatible with large landfills, such as Aterro Bandeirantes/SP. The estimates made in this study, even when it was considered an unfavorable scenario of biogas collection and burning, point to a project power of 2.5 MW.

Keywords: Municipal Solid Waste; Methane; Energy Use.

Topic: Engenharia Ambiental

Received: 10/02/2018

Approved: 24/03/2018

Reviewed anonymously in the process of blind peer.

Maria Josicleide Felipe Guedes 

Universidade Federal de Campina Grande, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/3341737489331381>

<http://orcid.org/0000-0002-1028-1040>

mjosicleide@ufersa.edu.br

Francisco Gleson dos Santos Moreira 

Universidade Federal de Campina Grande, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/6229478944559512>

<http://orcid.org/0000-0003-2964-2552>

glesongm@gmail.com

William de Paiva 

Universidade Estadual da Paraíba, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/2612977983185686>

<http://orcid.org/0000-0003-0220-1247>

wili123@ig.com.br

Rosires Catão Curi 

Universidade Federal de Campina Grande, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/7625445154639508>

<http://orcid.org/0000-0001-6924-4204>

rosirescuri@yahoo.com.br



DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2018.003.0016

Referencing this:

GUEDES, M. J. F.; MOREIRA, F. G. S.; PAIVA, W.; CURRI, R. C.. Avaliação de emissões de biogás e geração de energia em aterro sanitário no semiárido brasileiro. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.9, n.3, p.188-203, 2018. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.003.0016>

INTRODUÇÃO

Embora a geração total de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no Brasil tenha reduzido em 2%, entre os anos de 2015 e 2016, são produzidas no país cerca de 214.405 ton.dia⁻¹ de RSU. Desse total, 55.056 ton.dia⁻¹ de resíduos são provenientes da região Nordeste, que concentra 1.794 municípios, com população total de 46.995.094 habitantes. A quantidade de resíduos coletados nessa região compreende 43.355 ton.dia⁻¹, dos quais 35% são dispostos em aterros sanitários (ABRELPE, 2016; IBGE, 2017).

Do total de 1.794 municípios nordestinos, aproximadamente 60% (1.048 municípios) estão inseridos na região semiárida brasileira, caracterizada por irregularidades de chuvas, com precipitação pluviométrica média anual inferior a 800 mm, índice de aridez de até 0,5 e risco de seca maior que 60%. Essa região abrange oito dos nove estados nordestinos, além de parte de Minas Gerais, totalizando 1.133 municípios e uma população superior a 25 milhões de habitantes (BRASIL, 2007).

Os reduzidos índices pluviométricos do semiárido brasileiro, concentrados em apenas 3 a 4 meses do ano e associados a uma alta taxa de evapotranspiração, resultam em cerca de 8 meses por ano sem precipitações pluviométricas e também em ciclos de seca periódicas, com anos sucessivos com precipitações anuais bem abaixo da média. Esse é o cenário atual dessa região, que convive com a mais severa seca dos últimos anos. Diante dessa realidade, existe uma necessidade de desenvolvimento de políticas públicas que visam diminuir as desigualdades e estimular o desenvolvimento regional.

Esse desenvolvimento pode ser obtido, também, pela valorização dos resíduos sólidos da região. O aproveitamento dos RSU gerados podem trazer benefícios econômicos, ambientais e sociais para o semiárido brasileiro. Além disso, o fenômeno da seca compromete o fornecimento de energia por meio de hidrelétricas, que é um dos principais constituintes da matriz energética do Brasil.

Sendo assim, o gerenciamento adequado dos RSU, incluindo a disposição final dos resíduos em aterros sanitários, configura-se como um potencial energético adicional, por meio da coleta, tratamento e aproveitamento dos gases gerados. O biogás formado pela decomposição anaeróbia da fração orgânica dos RSU é constituído majoritariamente de gás metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), com composição típica de 45-60% e 40-60%, respectivamente (TCHOBANOGLIOUS et al., 1983). Ressalta-se que esses gases são responsáveis pela intensificação do efeito estufa global e, portanto, sua emissão para a atmosfera deve ser evitada. Além disso, o CH₄ possui um potencial de aquecimento em torno de 21 vezes maior que o CO₂ (ICLEI, 2009).

Entretanto, apesar do potencial poluidor do CH₄, esse gás possui um elevado poder energético. No Brasil, os projetos relacionados ao tratamento e aproveitamento do biogás em aterros sanitários são desenvolvidos no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), previsto pelo Protocolo de Quioto. Segundo Brasil (2016), existem 339 atividades de projeto MDL cadastradas no país, sendo 14,5% dessas atividades relacionadas a gás de aterro. Ao considerar a redução de Gás de Efeito Estufa (GEE), esses aterros sanitários correspondem a uma redução estimada de 88.066.890 tonCO₂eq (responsáveis por 23,5% das reduções totais de GEE). Dessa forma, cada projeto de aterro sanitário pode representar uma redução

expressiva desses gases para a atmosfera.

Com a recuperação do biogás de aterros, os impactos ambientais adversos são minimizados. Além disso, a recuperação de energia a partir de resíduos é uma área de interesse vital, uma vez que é uma tecnologia limpa, viável e mundialmente reconhecida de gerenciamento de resíduos (AYDI et al., 2015). Dentro desse contexto, o aproveitamento do biogás de aterro sanitário está condicionado ao estudo do potencial de geração desse gás, que é influenciado por vários aspectos. Dentre esses aspectos destacam-se aqueles relacionados à geometria e operação do aterro (impermeabilização, compactação dos resíduos, tipo de cobertura), às características dos RSU (composição, umidade, peso específico), ao ambiente interno (pH, temperatura, disponibilidade de nutrientes/bactérias) e ao ambiente externo (condições hidrometeorológicas) (HAM et al., 1989; PALMISANO et al., 1996; EL-FADEL et al., 1997; MACIEL, 2003; LASKRI et al., 2015).

Nesse sentido, faz-se necessário a consolidação de uma base de dados, que contemple uma visão mais realista das condições climáticas e das características dos resíduos do semiárido brasileiro, visto que há uma carência de estudos nessa temática para a região. Sendo assim, o objetivo deste artigo foi avaliar as emissões de biogás e geração de energia em aterro sanitário no semiárido brasileiro.

METODOLOGIA

Descrição do campo experimental: Aterro Sanitário em Campina Grande/PB

O campo experimental desta pesquisa compreendeu o Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), que está localizado na Fazenda Logradouro II, distrito de Catolé de Boa Vista, a 17 km do centro urbano do município; sob coordenadas geográficas 7°16'38" latitude Sul e 36°00'51" a oeste de Greenwich. O acesso principal ao ASCG é a PB-138, que se interliga a BR-230, a 10 km do aterro (Figura 1).



Figura 1: Vista aérea da localização do Aterro Sanitário em Campina Grande/PB. **Fonte:** Adaptada do Google Earth® (2015).

A área do aterro é de propriedade da ECOSOLO – Gestão Ambiental de Resíduos Ltda., empresa responsável pela implantação e operação do ASCG. A operação do aterro iniciou em 9 de julho de 2015, sob a Licença de Operação LO Nº C9/2015. O monitoramento geoambiental do aterro é realizado pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), por meio do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), desde

março de 2016. Esse monitoramento é efetivado por meio do Convênio N° 001/2015, celebrado entre a ECOSOLO e a UFCG, tendo como interveniente a Fundação Parque Tecnológico da Paraíba.

O aterro foi implantado em uma área de 64 ha, sendo 40 há destinados à disposição de RSU. Foi dimensionado para uma capacidade inicial de 350 ton.dia⁻¹ de resíduos, resultando em uma vida útil projetada de 25 anos (ECOTERRA, 2010). No período compreendido nesta pesquisa, o ASCG operou apenas células com RSU, sendo aterradas, aproximadamente, 500 ton.dia⁻¹ de resíduos sólidos provenientes de Campina Grande-PB e mais 4 (quatro) municípios vizinhos; por meio de Parceria Público Privada (PPP). Ressalta-se que os 407.754 habitantes do município de Campina Grande-PB (IBGE, 2017) contribuem com mais de 95% dos resíduos dispostos no ASCG.

Desde o início da operação do ASCG (julho de 2015) a setembro de 2017, foram encerradas 4 (quatro) células de resíduos, de 22 (vinte e duas) previstas no projeto. Essas células apresentam área de base de aproximadamente 100 x 100 m e altura em torno de 20 m, escalonadas em platôs de 5 m de altura, com bermas de 6 m de comprimento. Nesta pesquisa, os dados que forneceram subsídios para a avaliação das emissões de biogás e geração de energia foram provenientes do monitoramento geoambiental de uma célula de resíduos do ASCG, denominada de Célula 2. A operação dessa célula teve início em dezembro de 2015 e encerrou em maio de 2016, com uma massa total de 62.359,44 ton de RSU aterrados (Figuras 2a e 2b).

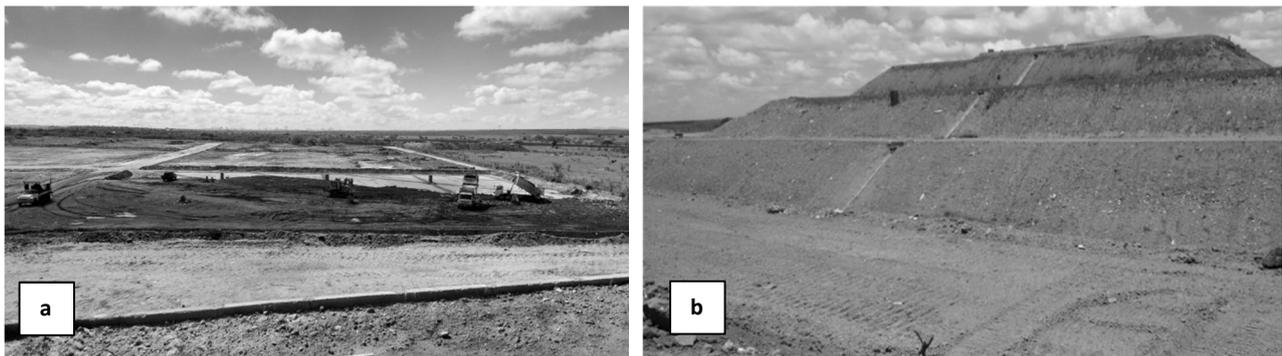


Figura 2: Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande/PB: (a) início da operação, em dezembro de 2015 e (b) encerramento, em maio de 2016.

Quadro 1: Características gerais da Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande/PB.

Aspectos relevantes	Características
Dimensões da base	• 105,99 x 117, 19 m
Impermeabilização da base	• solo compactado de baixa permeabilidade, sem adição de manta geotêxtil
Altura da Célula 2	• aproximadamente 17,00 m
Impermeabilização da camada de cobertura	• solo compactado de espessura variada, com média de 1,2 m no platô superior*
Impermeabilização dos taludes	• solo, sem adição de manta geotêxtil
Drenos verticais de gases	• 9 drenos
Sistema de drenagem de lixiviado	• constituída de drenos principais, drenos coletores e drenos secundários, que em conjunto são denominados 'espinha de peixe'

*dados obtidos por meio de sondagens superficiais realizadas na camada de cobertura da Célula 2.

No Quadro 1 é apresentada uma caracterização geral da Célula 2, em relação a alguns aspectos construtivos. Nos itens que seguem são fornecidos detalhes do sistema de drenagem de biogás na Célula 2 do ASCG e dos monitoramentos qualitativo e quantitativo desses gases, que propiciaram a realização da avaliação das emissões de biogás e geração de energia.

Sistema de drenagem do biogás

O sistema de drenagem do biogás no ASCG é composto por 9 (nove) Drenos Verticais, denominados de DV-01 a DV-09, distribuídos ao longo da Célula 2, conforme apresentado na Figura 3. Somente o dreno DV-01 perpassa todas as camadas de resíduos ao longo dessa célula, desde a base até o platô superior.

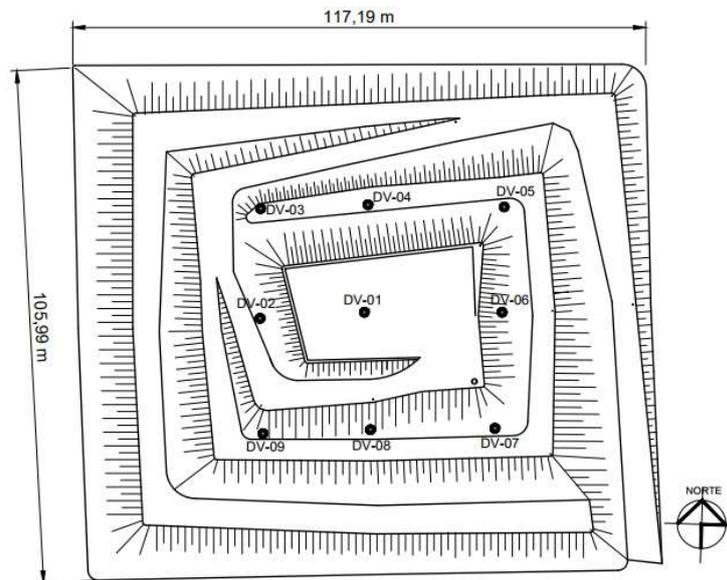


Figura 3: Planta baixa da Célula 2 e localização dos Drenos Verticais.

Os Drenos Verticais são compostos por tubos de concreto, dotados 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, os tubos são revestidos por britas nº 3 (38 mm), amarradas por malha de ferro de 15 x 15 cm. Dessa forma, o diâmetro total do DV varia de 0,90 a 0,92 m.

Monitoramento qualitativo e quantitativo da geração de biogás nos Drenos Verticais (DV)

O monitoramento qualitativo compreendeu medições da composição do biogás, em termos das concentrações de CH₄, CO₂ e O₂ (oxigênio) nos Drenos Verticais de gases (DV-01 a DV-09), com o aporte do equipamento portátil Dräger, modelo X-am 7000 (Figuras 4a e 4b). A frequência desse monitoramento foi mensal, entre junho/2016 a setembro/2017, contemplando 16 meses de monitoramento.

Esse método permite resultados em 3 a 5 minutos, com medições diretas nos drenos de gases, realizando medições na faixa de 0-100 %v/v das concentrações de CH₄, CO₂ e O₂. Salienta-se que as medições foram realizadas com os drenos abertos à atmosfera, sendo utilizada uma mangueira flexível, adaptável ao Dräger, de comprimento suficiente para atingir pontos de profundidade média desses drenos. Esta medida foi tomada a fim de monitorar o biogás com uma menor interferência do ar atmosférico.

Já o monitoramento quantitativo englobou medições da velocidade do biogás, por meio de um termoanemômetro a fio quente Highmed, modelo HM 385. Esse instrumento é utilizado para medir a

velocidade do ar, com faixa de leitura de 0,1 a 25,0 m.s⁻¹ e temperatura de 0 a 50 °C, e resolução de 0,01 m.s⁻¹ e 0,1 °C, respectivamente (Figuras 5a e 5b).

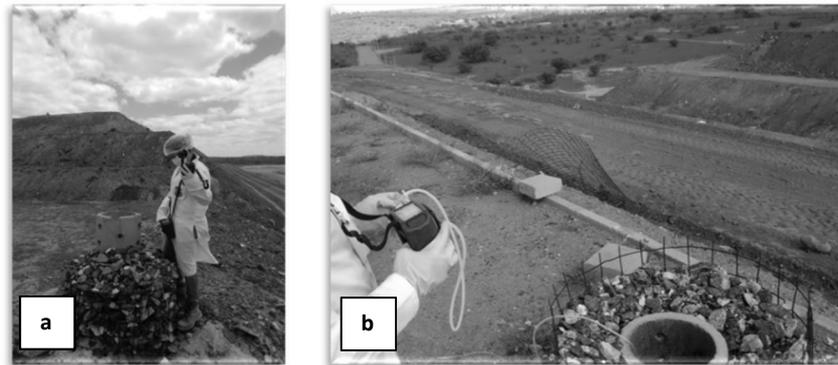


Figura 4: Drenos verticais (DV) de gases: (a) monitoramento com o detector portátil de gases; (b) detalhe do equipamento.

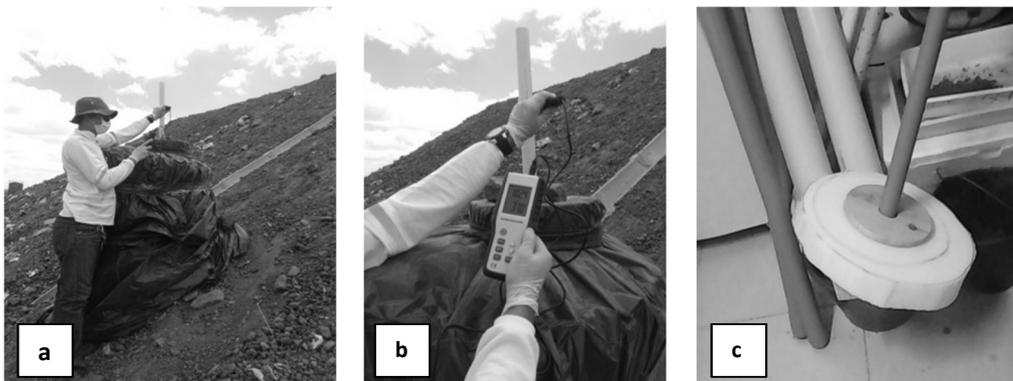


Figura 5: Monitoramento quantitativo do biogás: (a) medição de velocidade e temperatura; (b) detalhe do equipamento; (c) adaptação para estreitamento do dreno.

Foram realizadas 5 (cinco) campanhas de medições de velocidade e temperatura do biogás, entre os meses de fevereiro a junho/2017. Devido à baixa velocidade do biogás, foi realizada uma adaptação, com tubulação de diâmetro de 0,04 m, para estreitamento dos Drenos Verticais (Figura 5c). Esse procedimento possibilitou a redução da área superficial do DV e, conseqüentemente, o aumento da velocidade do biogás, além de minimizar a interferência do vento.

O procedimento para obtenção da vazão volumétrica de biogás é descrito em Candiani (2011). A vazão volumétrica de biogás foi determinada considerando que, na tubulação, o biogás ocupa todo o volume e apresenta uma velocidade média (v). Assim, nas condições normais de temperatura (T_0) e pressão (p_0), a vazão é dada pela Equação (1):

$$Q_{\text{biogás}} = 3.600 \times \frac{v \cdot A \cdot p \cdot T_0}{p_0 \cdot T} \quad (1)$$

Onde: $Q_{\text{biogás}}$ é a vazão volumétrica de biogás, na CNTP [m³.h⁻¹]; v é a velocidade média do biogás [m.s⁻¹]; A é a área da seção do tubo por onde passa o biogás [m²]; T é a temperatura do momento da saída do biogás [°C]; p é a pressão no momento da saída do biogás; T_0 [273,15 K] e p_0 [1 bar], na CNTP. Para determinação da vazão de CH₄, foi considerada a composição média do metano obtida por meio do analisador portátil de gases.

Estimativa da geração de metano

A estimativa da geração de CH₄ foi realizada por meio do software Biogás, versão 1.0, da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2006). Esse software emprega o modelo matemático da Equação (2), desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2001):

$$\sum Q_x = k.L_0 \sum (R_x e^{-k.(x-T)}) \quad (2)$$

Onde: Q_x é vazão de metano gerada no ano x pelo RSU depositado no ano T [m³CH₄.ano⁻¹]; k é a constante de decaimento [ano⁻¹]; R_x é o fluxo de resíduos no ano x [tonRSU.ano⁻¹]; L_0 é o potencial de geração de CH₄ [m³CH₄.kg⁻¹RSU]; T é ano de deposição do resíduo no aterro [ano]; x é o ano atual [ano].

Neste trabalho a obtenção do potencial de geração de CH₄ (L_0) foi realizada por meio da metodologia do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 1996). Esse parâmetro foi determinado para uma categoria de resíduos denominada de Material Biodegradável (MB), que incluiu as frações de material putrescível (resto de comida), têxteis sanitários, além de papel e papelão.

O MB foi obtido para resíduos com duas idades, frescos e com 2 anos de aterramento, obtendo-se dois tipos de amostras (MB_{fresco} e MB_{2anos}). Para tanto, procedeu-se a coleta dos resíduos frescos (Figura 6a) e em estágio mais avançado de biodegradação (resíduos mais antigos do ASCG, com 2 anos de idade), com o auxílio de uma retroescavadeira (Figuras 6b e 6c).



Figura 6: Coleta dos resíduos: (a) célula em operação – coleta de resíduos frescos; (b) retirada da camada de cobertura - célula com 2 anos; (c) coleta dos resíduos - célula com 2 anos.

A amostragem desses resíduos foi realizada segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004). Já a composição gravimétrica utilizada foi obtida por Araújo Neto (2016) para Campina Grande-PB; cujo percentual de material putrescível é de 46,5%, têxteis sanitários de 7,9% e papel e papelão de 11,0%. Para as amostras de resíduos, foram determinadas a umidade e o teor de sólidos voláteis (SV), de acordo com APHA (2012). Por meio da metodologia do IPCC (1996), L_0 , em tonCH₄.ton⁻¹RSU, é determinado de acordo com a Equação 3:

$$L_0 = FCM \times COD \times COD_F \times F \times \frac{16}{12} \quad (3)$$

Onde: FCM é o fator de correção do CH₄ referente ao gerenciamento dos locais de destinação [adimensional]; COD é o carbono orgânico degradável [tonC.ton⁻¹RSU]; COD_F é a fração do COD transformado em biogás [%]; F é a concentração de CH₄ no biogás [%]; 16/12 é a razão de conversão de carbono (C) para metano (CH₄) [adimensional].

O fator de correção do CH₄ (*FCM*) é definido pelo IPCC (1996) em 4 (quatro) categorias, sendo estas: vazadouros a céu aberto (lixões), aterro controlado, aterro sanitário e locais sem categoria. Para o caso de aterros sanitários, *FCM* assume o valor de 1,0. O cálculo do *COD* é fundamentada na composição do RSU bem como na quantidade de carbono presente em cada componente de sua massa (Equação 4) e *COD_F* é obtido por meio da Equação 5.

$$COD = (0,40 \times A) + (0,17 \times B) + (0,15 \times C) + (0,40 \times D) + (0,30 \times E) \quad (4)$$

Onde: *COD* é carbono orgânico degradável [tonC.ton⁻¹RSU]; *A* é a fração de papel e papelão no resíduo; *B* é a fração de resíduos originários de parques e jardins; *C* é a fração de restos de alimentos no resíduo; *D* é a fração de tecidos no resíduo; *E* é a fração de madeira no resíduo.

$$COD_F = 0,014 \times T + 0,28 \quad (5)$$

Onde: *COD_F* é a fração do COD transformado em biogás [%] e *T* é temperatura na zona anaeróbia [°C]. Para os resíduos com 2 anos de idade, o valor de *L₀* foi corrigido pela Equação 6, considerando a redução da fração biodegradável das categorias de resíduos com o tempo:

$$L_0 = FCM \times COD \times COD_F \times F \times \frac{16}{12} \times \left[\frac{SV_{(t)}}{SV_{(0)}} \right] \quad (6)$$

Onde: *SV_(t)* é o teor de sólidos voláteis no tempo (*t*) e *SV₍₀₎* é o teor de sólidos voláteis no tempo inicial (resíduos frescos).

Na determinação de *L₀* foram consideradas as parcelas referentes às frações de material putrescível (resto de comida) e papel e papelão (incluindo os têxteis sanitários), uma vez que as demais frações de resíduos que influenciam nesse parâmetro (resíduos de parques e jardins, tecidos, couro e madeira) não são explicitadas na composição gravimétrica determinada por Araújo Neto (2016). De posse do potencial de geração de CH₄ para o resíduo fresco (*L₍₀₎*) e para o resíduo de 2 anos (*L_(t)*), a constante de decaimento (*k*) foi determinada pela Equação (7):

$$\frac{L_{(t)}}{L_{(0)}} = e^{-k.t} \quad (7)$$

Como não se dispunha do fluxo de resíduos no aterro ao longo do tempo, visto que o ASCG possui apenas 2 anos de operação, esse foi estimado a partir de dados populacionais, envolvendo: i) ano de início e fechamento das atividades no aterro, 2015 e 2040, respectivamente; ii) taxa de crescimento populacional de 0,81% (ECOSAM, 2014); iii) população atual de 461.387 hab., envolvendo os municípios que dispõem seus resíduos no ASCG (IBGE, 2017); iv) taxa de geração de resíduos de 0,388 t.hab⁻¹.ano⁻¹, determinado por meio do fluxo de resíduos conhecido para o ano de 2016 no aterro (ECOSOLO, 2016); v) taxa de coleta de resíduos de 95% (SNIS, 2013).

Determinados os parâmetros cinéticos (*L₀* e *k*) e estimado o fluxo de resíduos no ASCG, a geração de metano foi determinada por meio de três cenários, denominados de otimista, moderado e pessimista, de acordo com a eficiência da coleta e queima do biogás. No cenário otimista, a eficiência da coleta e queima de biogás foi de 75 e 95%, respectivamente, sendo esses valores sugeridos pela CETESB (2006). Para o cenário

moderado e pessimista, os percentuais foram reduzidos para 60 e 80% e 45 e 65%, respectivamente.

Estimativa da potência disponível

A estimativa da potência disponível (P_x) foi realizada por meio da Equação (8), disponível no manual da CETESB (2006):

$$P_x = \frac{Q_x P_{c(\text{metano})}}{31.536.000} E_c \frac{k'}{1000} \quad (8)$$

Onde: P_x é a potência disponível a cada ano [KW]; Q_x é a vazão de metano a cada ano [$\text{m}^3\text{CH}_4\cdot\text{ano}^{-1}$]; $P_{c(\text{metano})}$ é o poder calorífico do metano [$35,53.106 \text{ J}\cdot\text{m}^{-3}\text{CH}_4$]; E_c é a eficiência de coleta de gases [%]; 31.536.000 é a quantidade de segundos em um ano [$\text{s}\cdot\text{ano}^{-1}$]; $k = 1.000$ [adimensional].

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Aspectos qualitativos das emissões de biogás

O monitoramento qualitativo do biogás na Célula 2 teve início em junho/16, um mês após o encerramento dessa célula e execução da camada de cobertura final de solo compactado, contemplando 16 meses (setembro/2017). Salienta-se que a operação da Célula 2 compreendeu aproximadamente 5 meses, entre dezembro/2015 e maio/2016, com um total de 62.359,44 ton de RSU depositados. Os resultados do monitoramento da qualidade do biogás, referentes à média dos 9 (nove) Drenos Verticais da Célula 2 (DV-01 a DV-09), são apresentados na Figura 7.

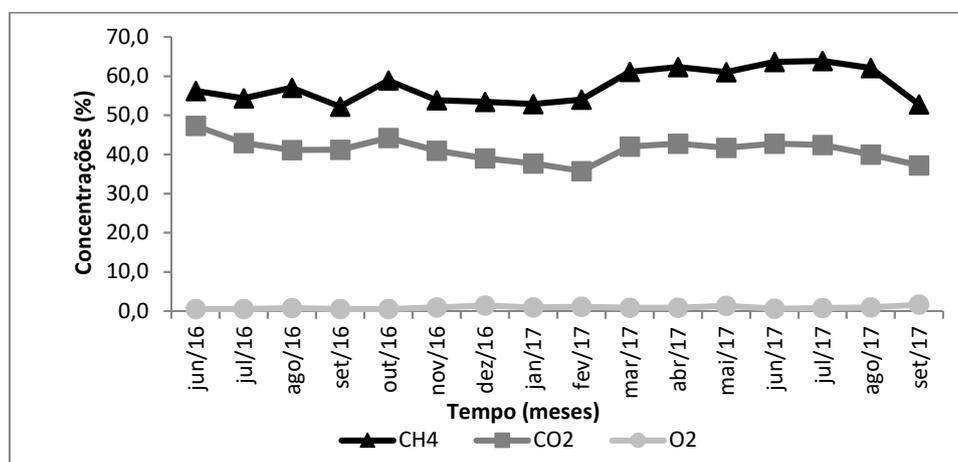


Figura 7: Concentrações médias de CH₄, CO₂ e O₂ na Célula 2 ao longo do tempo.

Analisando a Figura 7, observa-se que desde o início do monitoramento (junho/2016), a concentração média de CH₄ na Célula 2 atingiu valores superiores a 55,0%, indicando, dessa forma, o estabelecimento da fase metanogênica um mês após o encerramento dessa célula. As concentrações médias obtidas foram de 57,5% para o CH₄, 41,2% de CO₂ e 0,9% de O₂.

Ressalta-se que não foi possível avaliar a composição do biogás na Célula 2 referentes às fases iniciais do processo biodegradativo dos resíduos, conforme definidas por Tchobanoglous et al. (1993) como fase de ajuste inicial, de transição e ácida. Resultado semelhante foi observado por Maciel (2009), ao estudar a

composição do biogás em uma Célula Experimental no Aterro da Muribeca/PE, uma vez que a concentração de CH₄ atingiu valores na ordem de 50% logo após a conclusão da célula. Entretanto, no caso estudado por Maciel (2009), o processo de operação da Célula Experimental compreendeu 10 meses (abril/2007 a janeiro/2008).

As condições hidrometeorológicas do Aterro Sanitário em Campina Grande/PB e da Muribeca/PE são distintas. O primeiro está situado em região semiárida, cuja precipitação acumulada foi de 453,8 mm e temperatura média de 30,0 °C, referente ao período de 5 meses de operação da Célula 2. Enquanto o segundo, localizado no litoral pernambucano, apresentou precipitação acumulada de 1.646,4 mm e temperatura média de 22,3 °C, durante os 10 meses de operação da Célula Experimental. Vale destacar que: i) a massa de resíduos depositadas na Célula 2 compreendeu aproximadamente o dobro da quantidade de RSU disposta na Célula Experimental; e ii) o percentual de matéria orgânica nos dois casos são similares, 46,5 e 46%, respectivamente.

Embora a região semiárida apresente características hidrometeorológicas adversas, em função do déficit hídrico na maior parte do tempo, tais condições não foram desfavoráveis à evolução do processo biodegradativo dos resíduos, ao longo dos dois primeiros anos de idade da Célula 2. Nesse sentido, verifica-se a importância da umidade inicial dos resíduos, que é elevada em decorrência do alto percentual de matéria orgânica.

Os reduzidos índices pluviométricos da região em estudo, associada à execução de camadas de cobertura de solo compactado com baixa permeabilidade à água (na ordem de 10⁻⁸ m.s⁻¹), reduz significativamente a quantidade de líquidos que entram no sistema e, conseqüentemente, a geração de lixiviado. Isso é favorável à manutenção dos nutrientes no interior da célula, uma vez que a lixiviação só ocorrerá quando a capacidade de campo dos resíduos for ultrapassada. Essa assertiva confirma a importância da umidade inicial dos resíduos na evolução do processo biodegradativo dos RSU.

Além disso, as temperaturas médias verificadas na região semiárida minimizam a amplitude térmica entre os ambientes externo e interno às células de resíduos, atingindo rapidamente o equilíbrio entre os meios, reduzindo, assim, as trocas de calor. Tal condição apresenta-se como uma vantagem ao processo biodegradativo dos resíduos, devido as menores perturbações térmicas no sistema. Adicionalmente, Bockreis et al. (2004) concluíram, a partir de investigações sobre a influência da temperatura, que com o aumento da altura/profundidade do aterro, a transferência de calor é reduzida e a temperatura média no corpo do aterro é mais elevada. Essa situação resulta em condições mais favoráveis a anaerobiose.

Em termos gerais, as condições hidrometeorológicas da região semiárida são favoráveis à geração de biogás, com concentrações máximas de CH₄, compatíveis à fase metanogênica, em um curto intervalo de tempo e semelhantes a aterros localizados em regiões com condições climáticas distintas (MACIEL et al., 2011; CANDIANI et al., 2011; AGUILAR-VIRGEN et al., 2014). Entretanto, os baixos índices pluviométricos, associados à elevada taxa de evaporação, podem comprometer a umidade no interior da massa de resíduos com o passar do tempo e, conseqüentemente, o biogás gerado.

Menores entradas de água no maciço sanitário, sem recirculação de lixiviado, como é o caso do aterro

em estudo, resulta em uma perda de umidade do resíduo, tornando-o com característica seca. Essa perda de umidade poderá comprometer o processo biodegradativo dos RSU, com reflexos negativos na geração de biogás, pois a umidade é o meio de acesso dos microrganismos ao material a ser sintetizado.

De acordo com Leikam (2002), a quantidade de gás que é produzida em um aterro sanitário com o tempo é dependente da umidade e das temperaturas no interior do maciço. As investigações mostram que quando a umidade é inferior a 35% (peso úmido), nem todo o carbono biologicamente degradável pode ser convertido em CH₄ e CO₂ (ou é convertido em uma taxa muito mais lenta). Isso significa que os processos de degradação biológica diminuem, levando a um maior valor de meia-vida nos modelos de biogás, isto é, tempo para a fração de carbono orgânico degradável do resíduo decair para metade de sua massa.

Aspectos quantitativos das emissões de biogás

Na Tabela 1 é apresentada uma síntese do monitoramento quantitativo de biogás na Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande/PB. Observando os dados apresentados na Tabela 1, verifica-se que a vazão total de CH₄ foi de 63,0 Nm³.h⁻¹, considerando a contribuição dos 9 DVs instalados na Célula 2, o que resultou em uma vazão média de 7,0 Nm³.h⁻¹ de CH₄ por dreno de gás. Resultados semelhantes foram obtidos por Silva et al. (2013), para o Aterro Bandeirantes/SP, em área com disposição de RSU recentes. Nesse aterro, a vazão média de metano por dreno foi de 7,15 Nm³.h⁻¹, com vazão total de 457,6 Nm³. h⁻¹, captada em 64 drenos de biogás.

Tabela 1: Dados de monitoramento quantitativo do biogás na Célula 2.

Parâmetros	Célula 2*
Velocidade média do biogás (m.s ⁻¹)	3,0
Temperatura média do biogás (°C)	35,0
Vazão total de biogás (Nm ³ .h ⁻¹)**	104,0
Concentração média de CH ₄ (%)**	60,5
Vazão total de CH ₄ (Nm ³ .h ⁻¹)**	63,0
Vazão média de CH ₄ por dreno (Nm ³ .h ⁻¹)	7,0
Volume diário de biogás (Nm ³)	2.495,4
Volume diário de CH ₄ (Nm ³)	1.511,4

*referente ao monitoramento no período de fevereiro a junho/2017; **referente à média no período das campanhas de medições de velocidade do biogás.

No Aterro da Muribeca/PE, a faixa de captação de biogás foi de 15,1 a 58,4 Nm³.h⁻¹, os quais foram registrados logo após o fechamento da Célula Experimental. Após 550 dias, a captação de biogás foi significativamente reduzida nos drenos monitorados. A faixa de valores reduziu para 2,5 a 17,8 Nm³.h⁻¹. A redução percentual mais significativa, de 80% a 90%, foi identificada em dois drenos denominados DV-04 e DV-05 (MACIEL, 2009).

Em termos de emissões de biogás, o volume diário de metano é de, aproximadamente, 1.511,4 Nm³, que corresponde a 551.661 Nm³, em um ano, para a Célula 2 do ASCG. Em termos mássicos, isso consiste em 1 ton.dia⁻¹ de CH₄. Esse indicador sugere o potencial de aproveitamento energético do biogás gerado no ASCG. Na Figura 8 é apresentado o comportamento da vazão total de biogás, de metano e as concentrações médias de CH₄ para a Célula 2, no período de fevereiro a junho/2017. Ressalta-se que esse monitoramento teve início após 9 meses de encerramento da Célula 2 (fevereiro/2017).

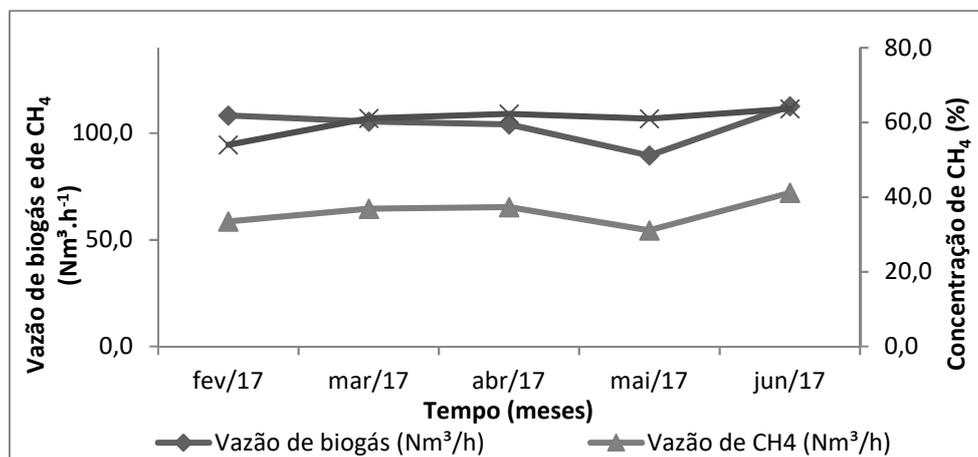


Figura 8: Vazão total de biogás e metano na Célula 2.

Observando a Figura 8, verifica-se que decorrido um ano de encerramento (maio/2017), a Célula 2 encontra-se em sua atividade máxima em termos qualitativos do biogás, com concentração média de metano superior a 60% e baixa oscilação nos valores de vazão no período monitorado. Esses valores são condizentes com a temperatura média do biogás medida na Célula 2, de 35,0 °C, dentro da faixa mesofílica, ideal para a atividade das arqueas metanogênicas (QIAN et al., 2001).

Os resultados apresentados na Figura 8 indicam que a vazão de biogás não variou significativamente ao longo do tempo monitorado, não sendo identificada, na Célula 2, uma tendência de crescimento na geração de biogás. Provavelmente, esse crescimento ocorreu entre a fase de enchimento dessa célula e os meses iniciais, os quais não foram contemplados nesse monitoramento.

Estimativa do potencial de geração de metano (L_0) e constante de decaimento (k)

Na Tabela 2 são apresentadas as características das categorias de resíduos consideradas neste estudo, em termos de umidade e sólidos voláteis (SV), que subsidiaram a obtenção dos valores de L_0 e k obtidos para as condições locais dos resíduos depositados no ASCG. De acordo com os resultados apresentados na Tabela 2, a umidade dos resíduos, frescos e com 2 anos de idade, apresentaram valores muito próximos; sendo de aproximadamente 1% a perda de umidade na categoria MB_{2anos}.

Os valores obtidos neste estudo condizem com a faixa típica de umidade para os resíduos aterrados sob as condições climáticas brasileiras, que, segundo Bidone et al. (1999), encontram-se na faixa de 40 a 60%. Vale destacar que essa faixa de umidade é considerada ótima para a atividade de diferentes grupos microbianos e fúngicos (MELO, 2011). Em relação os SV, houve uma redução desse teor em aproximadamente 35%, decorridos 2 anos de aterramento dos resíduos (Tabela 2). Entretanto, em termos percentuais, ambos os teores foram superiores a 70%, indicando a presença significativa de componentes dos resíduos a serem degradados.

Tabela 2: Caracterização das categorias de resíduos e parâmetros cinéticos.

Categoria de RSU	Umidade (%)	SV (g)	L_0 (m ³ CH ₄ .ton ⁻¹ RSU)	K (ano ⁻¹)
MB _{fresco}	55,32	15,87	118,68	0,21
MB _{2anos}	54,15	10,36	77,46	

O valor do parâmetro L_0 foi de $118,68 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{ton}^{-1}\text{RSU}$ para a categoria $\text{MB}_{\text{fresco}}$ e, decorridos 2 anos de aterramento dos resíduos, esse valor decaiu para $77,46 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{ton}^{-1}\text{RSU}$ ($\text{MB}_{2\text{anos}}$); reduzindo, desta forma, o potencial de geração de CH_4 em torno de 35% (Tabela 2). Aguilar-Virgen et al. (2014), obteve um valor de L_0 de $94,457 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{ton}^{-1}\text{RSU}$ para um aterro sanitário localizado no noroeste do México, com 36,20% de material putrescível (resto de comida) e com as seguintes características ambientais: i) precipitação média de 250 mm.ano^{-1} ; e ii) clima mediterrâneo, com temperaturas amenas quase todo o ano e chuvas no inverno.

Candiani (2011) obteve um valor de L_0 semelhante ao obtido neste estudo, para os resíduos biodegradáveis frescos (resto de comida, papel e papelão, tecidos, resto de jardim e madeira), de $112,6 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{ton}^{-1}\text{RSU}$, para uma célula experimental na Central de Tratamento de Resíduos (CTR-Caieiras) em São Paulo/SP. Ressalta-se que a célula experimental estudada por Candiani (2011) encontra-se em local com as seguintes características ambientais: i) temperatura média mensal no período considerado no estudo (janeiro/2009 a dezembro/2010) de $21,4 \text{ }^\circ\text{C}$; ii) pluviosidade média anual nesse período de $1679,5 \text{ mm}$; e iii) teor de material orgânico de 58,3 %.

Por meio dos resíduos analisados neste estudo, para a categoria $\text{MB}_{\text{fresco}}$ e $\text{MB}_{2\text{anos}}$, foi obtida uma constante de decaimento k de $0,21 \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 2). Machado et al. (2009) obteve um valor de $0,21 \text{ ano}^{-1}$ para o parâmetro k , quando consideradas amostras de resíduos com até 9 anos de idade provenientes do Aterro Sanitário Metropolitano Centro, em Salvador/BA. Aguilar-Virgen et al. (2014) cita valores de L_0 e k de $69 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{ton}^{-1}\text{RSU}$ e $0,1 \text{ ano}^{-1}$, respectivamente, para a categoria de resíduos rapidamente biodegradáveis na região noroeste e interior do norte do México. É importante destacar que em função das idades dos resíduos consideradas neste estudo (resíduos frescos e com 2 anos), os valores de L_0 e k obtidos referem-se à categoria de biodegradação rápida. Segundo Candiani (2011), nesse caso, os valores de L_0 tendem a ser menores, devido à contribuição apenas dos resíduos prontamente biodegradáveis (e de rápida biodegradação) e os valores de k são maiores, em virtude das elevadas taxas de biodegradação.

Estimativa da geração de metano e potência disponível

Os resultados obtidos para a estimativa da geração de metano nos cenários otimista, moderado e pessimista, para o ASCG, são apresentados na Tabela 3. Já a evolução do comportamento da vazão de CH_4 estimada, ao longo do tempo, é ilustrada na Figura 9.

Tabela 3: Geração de metano para os cenários simulados.

Cenários ¹	$Q_{\text{máx.}} (\times 10^3 \text{ m}^3.\text{ano}^{-1})^2$	$Q_{\text{máx. coletada}} (\times 10^3 \text{ m}^3.\text{ano}^{-1})^3$	$V_{\text{acumulada}} (\times 10^3 \text{ m}^3.\text{CH}_4)$
Otimista	25.954	19.465	475.355
Moderado	25.954	15.572	380.283
Pessimista	25.954	11.679	285.212

¹simulações realizados com valores de L_0 e k determinados neste estudo: $118,68 \text{ Nm}^3\text{CH}_4.\text{ton}^{-1}\text{RSU}$ e $0,21 \text{ ano}^{-1}$, respectivamente; ²ao final da disposição dos RSU no aterro, em 2040; ³em função da eficiência do sistema de coleta.

Observando a Figura 9, verifica-se que, no cenário pessimista, a vazão de CH_4 captada em 2017 seria de $4.674.000 \text{ m}^3.\text{ano}^{-1}$. Considerando que: i) a emissão média de metano medida na Célula 2 do ASCG, é de $1.511,4 \text{ Nm}^3.\text{dia}^{-1}$ (isto é, $551.661 \text{ Nm}^3.\text{ano}^{-1}$); ii) o ASCG dispõe de quatro células finalizadas; e iii) todas células do aterro geram a mesma quantidade de metano; observa-se que, mesmo no cenário pessimista,

houve uma superestimação da vazão de CH₄. Pois, a vazão total do aterro, para a quatro células, seria de 2.206.644 Nm³.dia⁻¹, o que corresponde a 47,2% do total estimado pelo modelo.

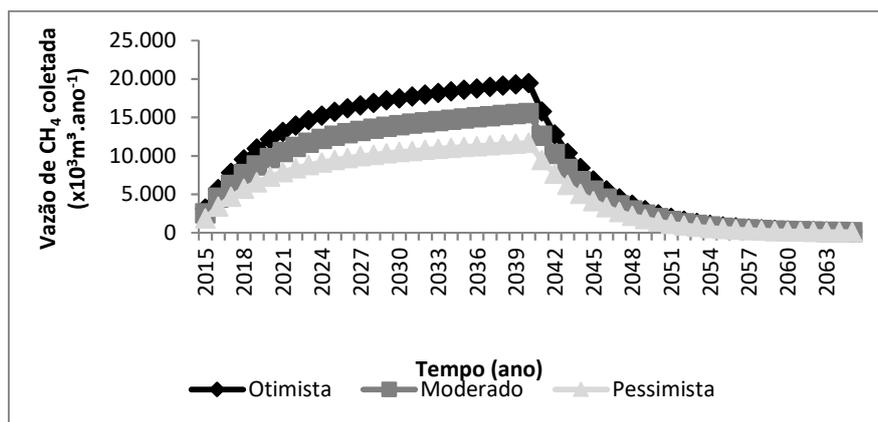


Figura 9: Vazão de metano estimada para o Aterro Sanitário de Campina Grande/PB.

Percebe-se, também que, nos três cenários simulados, a vazão máxima de CH₄ (Figura 9) ocorrerá no ano de 2040, período de encerramento das atividades do ASCG. Após 2040, haverá um decaimento exponencial da geração de CH₄. Nas simulações realizadas, verifica-se que mais de 80% da vazão coletada de metano no tempo, ocorrerá até 2040 (Figura 9). Na Tabela 4 é apresentado um resumo dos valores das potências estimadas em cada cenário, bem como a potência máxima obtida por meio da conversão do biogás gerado no ASCG em energia, utilizando um motor de combustão interna a pistão, com eficiência de conversão elétrica de 33%. A evolução da potência disponível para o ASCG é apresentada na Figura 10.

Tabela 4: Potências estimadas para os cenários simulados.

Cenários	P _{máx.} (MW) ¹	P _{máx.*} (MW) ²	P _{projeto} (MW) ³
Otimista	21,9	7,2	4,5
Moderado	17,5	5,8	3,5
Pessimista	13,2	4,3	2,5

¹ao final da disposição dos RSU no aterro, em 2040; ²utilizando um motor de combustão interna a pistão, com eficiência de conversão elétrica de 33%; ³potência constante disponível ao longo do tempo, no horizonte de 2020 a 2042.

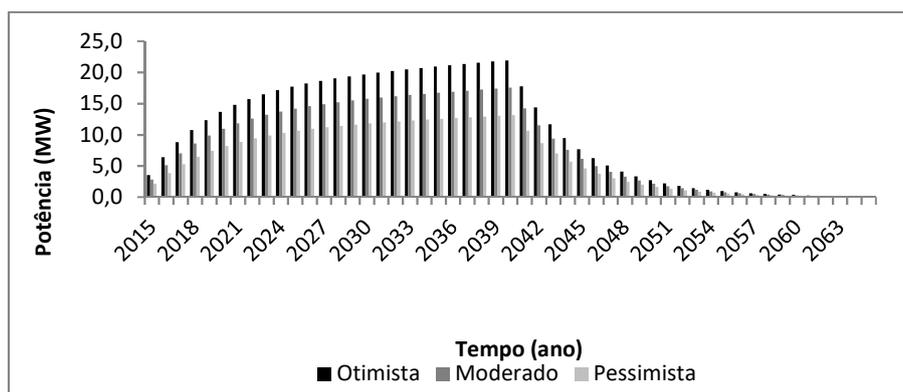


Figura 10: Energia disponível no aterro no Aterro Sanitário de Campina Grande/PB.

Observa-se que o comportamento da potência estimada obedece à tendência do crescimento e decaimento da vazão de metano gerada e que a potência disponível, mesmo no cenário pessimista, atingiu valor máximo de 13,2 MW (Tabela 4 e Figura 10). Entretanto, é necessário considerar um valor constante de geração de energia ao longo do tempo, para implantação de projetos de aproveitamento energético,

conforme apresentado na Tabela 4 (P_{projeto}). Dessa forma, a potência de projeto, para o cenário pessimista, seria de 2,5 MW, para o horizonte de 22 anos (2020 e 2042).

CONCLUSÕES

As condições ambientais peculiares do semiárido brasileiro são favoráveis à geração de biogás, com concentrações de metano, em torno de 55,0%, verificadas logo após a execução da camada de cobertura final do Aterro Sanitário em Campina Grande/PB; e vazão média de metano de 7,0 Nm³.h⁻¹ por dreno de gás, compatíveis com grandes aterros, a exemplo do Aterro Bandeirantes/SP. As informações apresentadas neste trabalho, incluindo as características de biodegradabilidade dos resíduos, permitiram uma abordagem mais realista dos parâmetros necessários para a estimativa da geração de metano em regiões semiáridas.

Por meio deste estudo foi possível apontar o grande desperdício proveniente das emissões de metano no município de Campina Grande/PB. O volume acumulado de metano, estimado entre os anos de 2015 e 2065, é de 475.355.000 m³, quando considerada uma eficiência da coleta e queima de biogás de 75 e 95%, respectivamente. Esse cenário é compatível com o projeto de uma usina de aproveitamento do biogás de 4,5 MW. Mesmo em um cenário pessimista, onde a eficiência da coleta e queima de biogás foi reduzida a 45 e 65%, respectivamente, haveria uma potência de projeto de 2,5 MW.

REFERÊNCIAS

ABNT. **NBR 10.004**: Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016**. São Paulo: ABRELPE, 2016.

AGUILAR-VIRGEN, Q.; TABOADA-GONZÁLEZ, P.; OJEDA-BENÍTEZ, S.. Analysis of the feasibility of the recovery of landfill gas: a case study of Mexico. **Journal of Cleaner Production**, v.79, p.53-60, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.025>

APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20 ed. APHA, AWWA and WEF: 2012.

ARAÚJO NETO, C. L.. **Análise do comportamento dos resíduos sólidos urbanos e desenvolvimento de modelos estatísticos para previsão das deformações de aterros sanitários**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

AYDI, A.; ABICHOU, T.; ZAIRI, M.; SDIRI, A.. Assessment of electrical generation potential and viability of gas collection from fugitive emissions in a Tunisian landfill. **Energy Strategy Reviews**, v.8, p.8-14, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.esr.2015.06.002>

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J.. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC, 1999.

BRASIL. **Nova delimitação do semiárido brasileiro**. Brasília: MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL, 2007.

BRASIL. **Status dos projetos do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil**. Brasília: Ministério Da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, 2016.

BOCKREIS, A.; STEINBERG, I.. Emissionen mechanisch-biologisch behandelte Abfälle bei der Deponierung – eine Bilanz aus Langzeitversuchen. In: KÜHLE-WEIDEMEIER, M.. **Abfallforschungstage: Auf dem Weg in eine nachhaltige Abfallwirtschaft**, Tagungsband. Göttingen: Cuvillier Verlag, 2004.

CANDIANI, G.. **Estudo da geração de metano em uma célula de aterro sanitário Santo André/SP**. Tese (Doutorado em Energia) – Universidade Federal do ABC, Santo André, 2011.

CANDIANI, G.; SILVA, M. R. M.. Análise do biogás no aterro sanitário Caieiras. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v.32, n.1, p.69-77, 2011. DOI: <http://10.5433/1679-0375.2011v32n1p69>

CETESB. **Biogás: geração e uso energético: aterro**, versão 1.0. São Paulo: CETESB, 2006.

ECOSAM. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de Campina Grande-PB**. João Pessoa: ECOSAM, 2014.

ECOSOLO. **Dados do monitoramento do Aterro Sanitário de Campina Grande**. Campina Grande: ECOSOLO, 2016.

ECOTERRA. **Projeto de implantação de um aterro sanitário para resíduos sólidos no município de Campina Grande/PB: Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA)**. 2010.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O.. Environmental impacts of solid waste landfilling. **Journal of Environmental Management**, ASCE, v.50, n.1, p.1-25, 1997. DOI: <http://doi.org/10.1006/jema.1995.0131>

HAM, R. K.; MORTON A. B.. **Measurement and prediction of landfill gas quality and quantity in sanitary landfilling: process, technology and environmental impact**. New York: Academic press, 1989.

IBGE. **Cidades**. Brasília: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2017.

ICLEI-BRASIL. **Manual para aproveitamento do biogás: volume um, aterros sanitários**. São Paulo: Secretariado para América Latina e Caribe (LACS), 2009.

IPCC. **Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories**. 1996.

LASKRI, N.; NEDJAH, N.. Comparative Study for Biogas Production from Different Wastes. **International Journal of Bio-Science and Bio-Technology**, v.7, n.4, p.39-46, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.14257/ijbsbt.2015.7.4.05>

LEIKAM, K.. **Bilanzierung der Stickstoff- und Kohlenstoffemissionen bei der biologischen Restabfallbehandlung und der Deponierung der Rotteendprodukte**. Hamburger Berichte Band 19: Abfallwirtschaft, Verlag Abfall aktuell, 2002.

MACHADO, S. L., CARVALHO, M. 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. DOI: <http://doi:10.1016/j.wasman.2008.02.017>

MACIEL, F. J.. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases pela camada de cobertura do Aterro de Resíduos**

Sólidos da Muribeca/PE. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MACIEL, F. J.. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T.. 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, 2011. DOI: <http://10.1016/j.wasman.2011.01.030>

MELO, M. C.. **Estudo da matéria orgânica nos recalques de resíduos sólidos urbanos aterrados**. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

PALMISANO, A. C.; BARLAZ, M. A.. **Microbiology of solid waste**. Flórida: CRC Press, 1996.

QIAN, X.; KOENER, R. M.; GRAY, D. H.. **Geotechnical Aspects of landfill design and construction**. Prentice: Hall, 2001.

SILVA, T. N.; FREITAS, F. S. N.; CANDIANI, G.. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, n.2, p.95-104, 2013.

SNIS. **Séries Históricas: Municípios**. Brasília: Ministério das Cidades, 2013.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VINIL, S.. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. New York: MacGraw-Hill, 1993.

USEPA. **Landfills**. Washington: Eastern Research Group, 2001.

A CBPC – Companhia Brasileira de Produção Científica (CNPJ: 11.221.422/0001-03) detém os direitos materiais desta publicação. Os direitos referem-se à publicação do trabalho em qualquer parte do mundo, incluindo os direitos às renovações, expansões e disseminações da contribuição, bem como outros direitos subsidiários. Todos os trabalhos publicados eletronicamente poderão posteriormente ser publicados em coletâneas impressas sob coordenação da **Sustenere Publishing**, da Companhia Brasileira de Produção Científica e seus parceiros autorizados. Os (as) autores (as) preservam os direitos autorais, mas não têm permissão para a publicação da contribuição em outro meio, impresso ou digital, em português ou em tradução.