

# Estimativa do potencial de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos usando modelos matemáticos de biodigestão anaeróbia e incineração

*Estimation of municipal solid waste energy recovery potential using mathematical models of anaerobic biodigestion and incineration*

Elissando Rocha da Silva<sup>1\*</sup> ,  
Juliana Tófano de Campos Leite Toneli<sup>1</sup> , Reynaldo Palacios-Bereche<sup>1</sup> 

## RESUMO

Atualmente, um dos grandes problemas enfrentados pelos gestores de resíduos sólidos urbanos (RSU) é a disposição final dos resíduos gerados por sua população. As disposições de resíduos devem ser feitas em espaços e sob condições adequadas de modo a minimizar os impactos socioeconômicos e ambientais. Nesse contexto, este artigo teve por objetivo estimar o potencial de recuperação energética de RSU usando modelos de simulação matemática para a biodigestão anaeróbia e a incineração. Como objeto de estudo, foram considerados os resíduos dispostos no aterro sanitário de Caieiras, localizado no município de Caieiras (SP). Para avaliação da biodigestão anaeróbia, foram analisados modelos matemáticos que permitem estimar a produção de metano em função dos diversos fatores que interferem no processo (concentração de acetato e de micro-organismos, variação do pH, entre outros). No caso da incineração, foram considerados modelos matemáticos empíricos (baseados nas análises imediata, gravimétrica e elemental) para estimar o poder calorífico inferior dos RSU. De acordo com os resultados obtidos, para a biodigestão anaeróbia seria possível obter potência média de 38,8 MW. Caso a incineração fosse adotada como método de tratamento dos RSU, seria possível obter potência elétrica média de 214 MW (considerando a incineração de 100% dos resíduos). Com base nas simulações realizadas para a biodigestão anaeróbia e a incineração como possíveis métodos de destinação dos RSU, conclui-se que o processo de incineração apresenta potencial de geração de eletricidade aproximadamente cinco vezes maior do que a conversão energética da biodigestão anaeróbia.

**Palavras-chave:** modelagem matemática; estimativa; gás metano; potencial energético.

## ABSTRACT

Currently, one of the major problems faced by managers of solid urban waste is the final disposal of the waste generated by their population. Waste disposals should be done in spaces and/or under appropriate conditions, in order to minimize socioeconomic and environmental impacts. In this context, this article aims at estimating the energy recovery potential of urban solid waste using mathematical simulation models for anaerobic biodigestion and incineration. As object of study, the waste disposed in Caieiras landfill, located in the city of Caieiras/SP, was considered. To evaluate the anaerobic digestion, mathematical models were used to estimate methane production as function of the various factors that influence the process (acetate and microorganisms concentration, pH variation among others). In the case of incineration, empirical mathematical models (based on immediate, gravimetric and elementary analysis) were used to estimate the lower heating value of urban solid waste. According to the results obtained, it would be possible to obtain an average power of 38.8 MW for anaerobic digestion. If the incineration method was adopted, it would be possible to obtain an average electrical power of 214 MW (considering the total incineration of the waste). Based on the simulations carried out for anaerobic biodigestion and incineration as possible methods of municipal solid waste disposal, it is concluded that the incineration process of municipal solid waste presents a greater potential of electricity generation, approximately five times higher than the energy conversion potential of anaerobic digestion.

**Keywords:** mathematical modeling; estimate; methane gas; energy potential.

<sup>1</sup>Universidade Federal do ABC - Santo André (SP), Brasil.

\*Autor correspondente: elissando@yahoo.com.br

Recebido: 06/05/2017 - Aceito: 06/03/2018 - Reg. ABES: 179023

## INTRODUÇÃO

Resíduos sólidos urbanos (RSU) estão presentes em qualquer sociedade como resultado das atividades humanas, sendo constituídos por diversos componentes, tais como: materiais orgânicos, papel/papelão, metais, vidros e plásticos. Sua taxa de produção e sua composição física variam geograficamente, pois dependem do nível socioeconômico e cultural da população e das condições climáticas da região, além de sofrerem influências sazonais (AKINCI; GUVEN; GOK, 2012; AL-JARALLAH & ALEISA, 2014).

Os principais métodos de tratamento de RSU com recuperação de energia incluem a incineração com recuperação energética, a digestão anaeróbia em biodigestores e a disposição em aterros sanitários com aproveitamento do biogás. No Brasil, a disposição em aterros sanitários é a opção mais utilizada. O aterro sanitário é indispensável em sistemas integrados de gestão de RSU, uma vez que qualquer outro método de tratamento gerará rejeitos que não poderão ser reutilizados ou recuperados (SILVA, 2015).

A escolha da alternativa mais adequada para a gestão dos RSU de determinada região deve ser baseada em fatores econômicos, sociais, ambientais e técnicos. Entre os fatores técnicos, um dos mais importantes é a composição dos RSU. A composição da fração orgânica dos RSU (FORSU) constitui o fator determinante para a viabilidade da compostagem e da biodigestão anaeróbia, ao passo que a composição da fração combustível (papel, papelão, plásticos e têxteis) determina a viabilidade da incineração em razão dos elevados valores do poder calorífico desses materiais (SILVA, 2015).

A biodigestão anaeróbia de RSU pode ser realizada em aterros sanitários ou em biodigestores projetados para otimizar a eficiência do processo. Existem vários tipos de biodigestores para biodigestão da FORSU, os quais se dividem em três grupos principais: estágio único, dois estágios e batelada. Nos biodigestores de estágio único, as reações bioquímicas ocorrem num único reator (WARD *et al.*, 2008). Já nos biodigestores de dois estágios, as fases de hidrólise e acidogênese ocorrem em um reator e as fases de acetogênese e metanogênese em outro (VERMA, 2002). Nos biodigestores em batelada, a FORSU é depositada uma única vez por ciclo (LISSENS *et al.*, 2001).

O potencial de recuperação energética da FORSU via biodigestão anaeróbia é obtido por meio do potencial energético do gás metano, um dos produtos da decomposição da matéria orgânica pela ação das bactérias. Esse potencial energético pode ser estimado por modelos matemáticos, os quais, no entanto, são complexos, pois envolvem uma série de variáveis associadas à composição heterogênea da biomassa e à grande variedade de micro-organismos envolvidos no processo e nas etapas. A hidrólise é a primeira fase do processo, na qual a matéria orgânica complexa (polímeros) é hidrolisada em compostos mais simples; a acidogênese é a segunda fase, na qual os produtos da hidrólise são convertidos em substratos para a metanogênese; a terceira fase é a

acetogênese, na qual são convertidos os produtos da acidogênese que não sofrem metanogênese diretamente; a última fase é a metanogênese, na qual é produzido o metano (AL SEADI *et al.*, 2008; EPE, 2014).

Na literatura são encontrados diversos modelos matemáticos para a estimativa de biogás produzido em biodigestores anaeróbios. Andrews (1969) propôs um modelo matemático que relaciona a concentração de ácido volátil com a taxa de crescimento das bactérias. Buhr e Andrews (1977) desenvolveram um modelo que incorpora os efeitos da temperatura sobre variáveis biológicas. Moletta, Verrier e Albagnac (1986) elaboraram um modelo que inclui as duas fases da digestão anaeróbia (acidogênica e metanogênica). Em 2002, a International Water Association (IWA) desenvolveu o Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1), que inclui os principais processos envolvidos na digestão anaeróbia, mas emprega grande número de coeficientes e constantes, o que dificulta a simulação da produção de biogás (DERBAL *et al.*, 2009). Liu *et al.* (2008) propuseram um modelo que inclui a hidrólise do substrato, o consumo do substrato solúvel e a produção de metano.

Outra tecnologia de recuperação energética de RSU é a incineração, difundida principalmente na Europa e na Ásia. Diferentes técnicas são utilizadas para a incineração de RSU, destacando-se os incineradores de grelha, os de leito fluidizado e os rotativos. Os incineradores de grelha são os mais utilizados para incineração de RSU (YIN; ROSENDAHL; KÆR, 2008), enquanto os incineradores de leito fluidizado funcionam com partículas de areia em suspensão (BONTOUX, 2000). Já os incineradores rotativos são empregados na incineração de resíduos perigosos, como os resíduos hospitalares (TCHOBANOGLIOUS & KREIT, 2002).

A incineração transforma os RSU basicamente em cinzas, gases da combustão e calor. O calor gerado pode ser aproveitado para geração de eletricidade (BRITO, 2013). Para a recuperação energética dos RSU via processo de incineração, é importante conhecer o poder calorífico inferior (PCI) (SILVA *et al.*, 2014; ZHOU *et al.*, 2014). Geralmente, o PCI é obtido a partir de relações matemáticas, do poder calorífico superior (PCS), do teor de umidade e da fração mássica de hidrogênio. O PCS é obtido experimentalmente com auxílio de um calorímetro, no entanto esse método requer mais tempo para obtenção do poder calorífico e apresenta custo elevado. Assim, faz-se necessário o uso de modelos matemáticos para a estimativa do PCI dos RSU (LIU; PAODE; HOLSEN, 1996; SHU *et al.*, 2006; CHANG *et al.*, 2007).

Vários modelos matemáticos empíricos foram desenvolvidos para estimar o PCI dos RSU, por diversos autores, dividindo-se em três tipos: os baseados na composição gravimétrica; os baseados na análise imediata; e os baseados na análise elementar (LIU; PAODE; HOLSEN, 1996; MERAZ *et al.*, 2003; SHU *et al.*, 2006; CHANG *et al.*, 2007).

Diante do exposto, este artigo teve por objetivo estimar o potencial de conversão energética dos RSU dispostos no aterro sanitário de Caieiras levando em consideração a biodigestão anaeróbia e a incineração. Como objeto de estudo, foram considerados os RSU dispostos

no aterro sanitário de Caieiras. Para atingir o objetivo deste trabalho, foram aplicados modelos matemáticos a fim de estimar o potencial de conversão energética dos RSU.

## METODOLOGIA

### Local de estudo

O aterro sanitário de Caieiras está localizado no município de Caieiras (SP) e possui área de aproximadamente 3,5 milhões de m<sup>2</sup>, sendo que 1,5 milhão de m<sup>2</sup> foram destinados à área de reserva legal e 2,0 milhões de m<sup>2</sup> à disposição de RSU. O aterro iniciou suas atividades operacionais de recebimento de RSU em 2002 e recebe resíduos oriundos de vários municípios do estado de São Paulo: Caieiras, Franco da Rocha, Francisco Morato, Cajamar, Campo Limpo Paulista, Várzea Paulista e Mairiporã, Taboão da Serra, Embu-Guaçu, Itapeverica da Serra e São Paulo. Atualmente, o aterro recebe em média 9.800 toneladas de RSU por dia (60% provenientes da cidade de São Paulo).

### Modelagem matemática para a biodigestão anaeróbia de RSU

Neste artigo, a taxa de geração de metano foi obtida a partir dos modelos de Moletta, Verrier e Albagnac (1986) e Liu *et al.* (2008). O modelo de Moletta, Verrier e Albagnac (1986) considera que as taxas de produção de biomassa e metabólitos são descritas por relações distintas. Esse modelo não inclui a inibição da taxa de degradação do propionato por hidrogênio e acetato. A taxa de variação de bactérias acidogênicas com tempo é expressa pela Equação 1:

$$\frac{dX_a}{dt} = D(X_{ain} - X_a) = \mu_a X_a - K_d X_a \quad (1)$$

Em que:

D = taxa de diluição (d<sup>-1</sup>);

X<sub>ain</sub> = concentração de bactérias do afluente (g.L<sup>-1</sup>);

X<sub>a</sub> = concentração de bactérias (g.L<sup>-1</sup>);

K<sub>d</sub> = taxa de mortalidade das bactérias (d<sup>-1</sup>);

μ<sub>a</sub> = taxa de crescimento das bactérias (d<sup>-1</sup>), expressa pela Equação 2:

$$\mu_a = \frac{\mu_{amax}}{1 + (K_{xa}/S) + (A_h/K_{ixa})} \quad (2)$$

Em que:

A<sub>h</sub> = concentração de ácido acético não ionizado (g.L<sup>-1</sup>);

K<sub>xa</sub> = uma constante de saturação do crescimento dos micro-organismos (g.L<sup>-1</sup>);

K<sub>ixa</sub> = uma constante de inibição do crescimento das bactérias (g.L<sup>-1</sup>);

μ<sub>amax</sub> = taxa máxima de crescimento das acidogênicas (d<sup>-1</sup>);

S = concentração equivalente de glicose do substrato (g.L<sup>-1</sup>).

A taxa de variação de glicose equivalente no substrato na fase acidogênica (g.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>) pode ser obtida pela Equação 3:

$$\frac{dS_a}{dt} = D(S_{inf} - S) - \left(\frac{dS}{dt}\right)_x - \left(\frac{dS}{dt}\right)_{ac} \quad (3)$$

Em que:

S<sub>inf</sub> = concentração do substrato do afluente (g.L<sup>-1</sup>);

(dS/dt)<sub>x</sub> = taxa de conversão do substrato para biomassa acidogênica (g.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>);

(dS/dt)<sub>ac</sub> = taxa de conversão de substrato para ácido acético (g.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>).

A concentração de ácido acético não ionizado é obtida pela Equação 4:

$$A_h = \frac{A}{1 + (K_e / H^+)} \quad (4)$$

Em que:

A = concentração total de ácido acético (g.L<sup>-1</sup>);

K<sub>e</sub> = constante de dissociação do ácido acético, a 35°C;

H<sup>+</sup> (= 10<sup>-pH</sup>) = concentração de íons de hidrogênio (g.L<sup>-1</sup>).

A taxa de variação das bactérias metanogênicas pode ser obtida pela Equação 5:

$$\frac{dX_m}{dt} = D(X_0 - X_m) + \mu_m X_m - K_{dm} X_m \quad (5)$$

Em que:

o índice m = fase metanogênica;

X<sub>0</sub> = concentração de bactérias metanogênicas do afluente (g.L<sup>-1</sup>);

X<sub>m</sub> = concentração de bactérias no biodigestor (g.L<sup>-1</sup>);

K<sub>dm</sub> = taxa de mortalidade das bactérias na fase metanogênica;

μ<sub>m</sub> = taxa de crescimento das bactérias metanogênicas (d<sup>-1</sup>), expressa pela Equação 6:

$$\mu_m = \frac{\mu_{mmax}}{1 + (K_{sm}/A_h) + (A_h/K_{ixm})} \quad (6)$$

Em que:

K<sub>sm</sub> = constante de saturação do crescimento das bactérias (g.L<sup>-1</sup>);

K<sub>ixm</sub> = constante de inibição do crescimento das bactérias (g.L<sup>-1</sup>);

μ<sub>mmax</sub> = taxa máxima de crescimento das bactérias (d<sup>-1</sup>).

A taxa de produção de metano, expressa por (g.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>), descrita pelo modelo de Moletta, Verrier e Albagnac (1986), é obtida pela Equação 7:

$$\frac{dCH_4}{dt} = V_{mmax} X_m \left( \frac{A_h}{A_h + K_m} \right) \left( \frac{K_{im}}{K_{im} + A_h} \right) \quad (7)$$

Em que:

V<sub>mmax</sub> = taxa máxima de rendimento da geração de CH<sub>4</sub> (a 0°C e com pressão de 1 atm) por grama de bactérias metanogênicas, por dia (g.g<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>);

$K_{im}$  = constante de inibição do acetato ( $g.L^{-1}$ );

$K_m$  = constante de saturação da geração de  $CH_4$  ( $g.L^{-1}$ ).

No modelo de Liu *et al.* (2008), o processo de digestão anaeróbia foi dividido em três etapas: hidrólise de substratos; consumo de substrato solúvel; e produção de  $CH_4$  e  $CO_2$ . A taxa de variação das bactérias hidrolíticas pode ser obtida pela Equação 8:

$$\frac{dX_h}{dt} = \mu_h X_h - K_{dh} X_h \quad (8)$$

Em que:

$X_h$  = concentração das bactérias hidrolíticas ( $g.L^{-1}$ );

$k_{dh}$  = taxa de mortalidade das bactérias hidrolíticas ( $d^{-1}$ );

$\mu_h$  = taxa de crescimento das bactérias hidrolíticas ( $d^{-1}$ ), expressa pela Equação 9:

$$\mu_h = \frac{\mu_{hmax} S_h}{K_{sh} + S_h} \quad (9)$$

Em que:

$\mu_{hmax}$  = taxa máxima de crescimento das bactérias ( $d^{-1}$ );

$K_{sh}$  = coeficiente de meia saturação para bactérias ( $g.L^{-1}$ );

$S_h$  = concentração de glicose equivalente dos substratos orgânicos biodegradáveis ( $g.L^{-1}$ ).

A taxa de variação do substrato solúvel na fase acidogênica é obtida pela Equação 10:

$$\frac{dS_a}{dt} = \frac{\mu_h X_h}{Y_{vh}} - \frac{\mu_a X_a}{Y_a} \quad (10)$$

Em que:

$X_a$  = concentração de bactérias ( $g.L^{-1}$ );

$Y_a$  e  $Y_{vh}$  = coeficientes de degradação e rendimento de  $S_a$ , respectivamente.

A biomassa acidogênica é obtida pela Equação 11:

$$\frac{dX_a}{dt} = \mu_a X_a - K_{da} X_a \quad (11)$$

Em que:

$X_{0a}$  = concentração inicial de bactérias acidogênicas ( $g.L^{-1}$ ).

A taxa de crescimento das bactérias acidogênicas pode ser obtida pela Equação 12:

$$\mu_a = \mu_{amax} \frac{1}{1 + (K_{sa} / S_a) + (A_h / K_{ia})} \quad (12)$$

Em que:

$\mu_{amax}$  = taxa máxima de crescimento das bactérias acidogênicas ( $d^{-1}$ );

$K_{sa}$  = uma constante de crescimento das bactérias ( $g.L^{-1}$ );

$K_{ia}$  = coeficiente de inibição do acetato não ionizado ( $g.L^{-1}$ ).

A variação da concentração do acetato é dada pela Equação 13:

$$\frac{dA}{dt} = \frac{\mu_a X_a}{Y_{va}} - \frac{\mu_m X_m}{Y_m} \quad (13)$$

Em que:

$Y_m$  = coeficiente de degradação de A;

$Y_{va}$  = coeficiente de rendimento de A.

O balanço de ionização é dado por  $A = A_u + A_c$ , em que  $A_c$  é a concentração de acetato ionizado ( $g.L^{-1}$ ) e  $A_u$ , a concentração de acetato não ionizado ( $g.L^{-1}$ ).

A concentração de acetato não ionizado é obtida pela Equação 14:

$$A_u = \frac{Ac^{-1} \times H^+}{K^e} \quad (14)$$

A taxa de variação das bactérias metanogênicas, descrita pelo modelo de Liu *et al.* (2008), pode ser obtida pela Equação 15, e o crescimento das bactérias metanogênicas, pela Equação 16:

$$\frac{dX_m}{dt} = \mu_m X_m - K_{dm} X_m \quad (15)$$

$$\mu_m = \frac{\mu_{mmax}}{1 + (K_{sm} / A_u) + (A_u / K_{ism}) + (NH_{3(u)} / K_{iam})} \quad (16)$$

Em que:

$NH_{3(u)}$  = concentração de amônia não ionizada ( $g.L^{-1}$ );

$K_{iam}$  = coeficiente de inibição de amônia não ionizada ( $g.L^{-1}$ ).

A taxa de variação da amônia é dada pela Equação 17:

$$\frac{dNH_m}{dt} = \mu_h X_h Y_{NH3} - (\mu_h - K_{dh} + \mu_a - K_{da} + \mu_m - K_{dm}) \times Y_N \quad (17)$$

Em que:

$NH_3$  = concentração total de amônia ( $g.L^{-1}$ );

$Y_{NH3}$  = coeficiente de rendimento de amônia;

$Y_N$  = coeficiente de consumo de amônia.

A taxa de produção de metano, expressa por ( $g.L^{-1}.d^{-1}$ ), descrita pelo modelo de Liu *et al.* (2008), pode ser obtida pela Equação 18:

$$\frac{dCH_4}{dt} = V_{mmax} X_m \left( \frac{Ac^{-1} \times 10^{-pH}}{Ac^{-1} \times 10^{-pH} + K_e K_m} \right) \times \left( \frac{K_{im} K_e}{K_{im} K_e + Ac^{-1} \times 10^{-pH}} \right) \quad (18)$$

A potência elétrica,  $P_{AD}$ , obtida a partir da taxa de geração de metano em biodigestores anaeróbios ( $R_{AD}$ , expressa por  $(m^3.s^{-1})$ ), é dada pela Equação 19:

$$P_{AD} = \eta_m \eta_g F_c PCI_{CH_4} R_{AD} \tag{19}$$

Em que:

$\eta_m$  (28%) = eficiência térmica dos motores de combustão interna;

$\eta_g$  (98%) = eficiência do gerador elétrico;

$F_c$  (0,90) = fator de capacidade;

$P_{CH_4}$  = PCI do  $CH_4$ .

**Parâmetros adotados para estimar a taxa de produção de metano**

Na Tabela 1 são apresentadas as constantes utilizadas pelos modelos para estimar a geração de  $CH_4$  em biodigestores. A Tabela 2 apresenta os parâmetros cinéticos utilizados para as estimativas de  $CH_4$  com variação de sólidos totais (TS) de 2,4 a 39%. Esses parâmetros devem ter sido determinados para as mesmas condições de temperatura, tempo de retenção hidráulico (HRT) e TS. Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros calculados a partir dos dados apresentados nas Tabelas 1 e 2.

**Tabela 1 - Constantes utilizadas pelos modelos de Moletta, Verrier e Albagnac (1986) e Liu et al. (2008).**

Parâmetros	Valor <sup>1</sup>	Parâmetros	Valor <sup>2</sup>	Parâmetros	Valor <sup>3</sup>
$K_m$ (g.L <sup>-1</sup> )	0,086	$V_{mmax}$ (g.g <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,50	$\mu_{mmax}$ (d <sup>-1</sup> )	0,60
$K_{im}$ (g.L <sup>-1</sup> )	0,086	$K_{xm}$ (g.L <sup>-1</sup> )	0,04	$\mu_{amax}$ (d <sup>-1</sup> )	0,40
$K_{sm}$ (g.L <sup>-1</sup> )	0,10	$K_{ia}$ (g.L <sup>-1</sup> )	0,02	$K_{iam}$ (g.L <sup>-1</sup> )	0,12
$K_{dm}$ (d <sup>-1</sup> )	0,069	$Y_{NH_3}$	0,183	$K_N$	$5,3 \times 10^{-10}$
$\mu_{hmax}$ (d <sup>-1</sup> )	0,069	$Y_N$	0,15	$Y_a$	0,188
$K_{sh}$ (g.L <sup>-1</sup> )	0,069	$Y_{vh}$	0,22	$Y_{va}$	2,65
$K_{dh}$ (d <sup>-1</sup> )	0,069	$K_e$	$1,728 \times 10^{-5}$	$Y_m$	0,08

Fonte: <sup>1</sup>Siegrist et al. (2002); <sup>2</sup>Moletta, Verrier e Albagnac (1986); <sup>3</sup>Kiely et al. (1997).

**Tabela 2 - Parâmetros utilizados para as estimativas de biogás.**

Parâmetros	Valor <sup>1</sup>	Valor <sup>2</sup>	Valor <sup>3</sup>	Valor <sup>4</sup>
TS (%)	2,4	11	16	39
T (°C)	37	30	30	37
pH	7,7	7,2	7,15	7,4
Ac (g.L <sup>-1</sup> )	0,5	0,5	0,55	1,8*
$NH_4^+$ (g.L <sup>-1</sup> )	0,1	0,5	0,60	2,65

Fonte: <sup>1</sup>Zhang & Jahng (2012); <sup>2,3</sup>Dong, Zhenhong e Yongming (2010); <sup>4</sup>Derbal et al. (2009). \*Assumido com base nos valores experimentais de Forster-Carneiro, Pérez e Romero (2008).

**Potencial energético dos RSU: incineração**

Para a estimativa do potencial de conversão energética dos RSU a partir do processo de incineração, foram analisadas três alternativas:

- potencial energético tomando-se como base a coleta indiferenciada, isto é, deixando 100% dos RSU para incineração;
- potencial energético considerando-se a segregação de parte dos materiais recicláveis (foram considerados os índices de reciclagem no Brasil, no ano de 2012);
- potencial energético considerando-se a segregação de 100% da FORSU.

**Modelagem matemática para incineração de RSU**

Os modelos de análise imediata baseiam-se no teor de umidade e na matéria combustível (matéria volátil e carbono fixo). As Equações 20 e 21 permitem estimar o PCI (kcal.kg<sup>-1</sup>) dos RSU com base nas frações dos componentes combustíveis e no teor de umidade:

$$PCI = 45V - 6W \tag{20}$$

$$PCI = 44,75V - 5,85W + 21,2 \tag{21}$$

Em que:

V = fração mássica da matéria combustível (%);

W = teor de umidade (%) dos RSU em base úmida.

Os modelos para análise da composição gravimétrica baseiam-se nas frações dos componentes dos RSU (plásticos, orgânicos, têxteis, borracha, papel/papelão etc.).

A Equação 22 permite estimar o PCI (kcal.kg<sup>-1</sup>) dos RSU a partir da análise gravimétrica:

$$PCI = \left[ 88,2 P_{pl} + 40,5 (P_{fo} + P_{pa}) \right] \left( \frac{100 - W}{W} \right) - 6W \tag{22}$$

Em que:

$P_{pl}$  = fração de plásticos (%);

$P_{fo}$  = fração dos resíduos de alimentos (%);

$P_{pa}$  = fração de papel/papelão (%).

**Tabela 3 - Parâmetros calculados e utilizados para estimar a taxa de produção de metano.**

Parâmetros	TS=2,4%	TS=11%	TS=16%	TS=39%
$\mu_m$ (d <sup>-1</sup> )*	$3,40 \times 10^{-3}$	$1,10 \times 10^{-2}$	$1,30 \times 10^{-2}$	$2,40 \times 10^{-2}$
$\mu_m$ (d <sup>-1</sup> )**	$3,40 \times 10^{-3}$	$1,10 \times 10^{-2}$	$1,30 \times 10^{-2}$	$1,70 \times 10^{-2}$
$A_u$ (g.L <sup>-1</sup> )	$5,77 \times 10^{-4}$	$1,80 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^{-3}$	$4,00 \times 10^{-3}$
$H^+$ (g.L <sup>-1</sup> )	$1,99 \times 10^{-8}$	$6,31 \times 10^{-8}$	$7,08 \times 10^{-8}$	$3,98 \times 10^{-8}$
$NH_3$ (g.L <sup>-1</sup> )	$4,50 \times 10^{-2}$	$7,20 \times 10^{-2}$	$7,60 \times 10^{-2}$	$6,00 \times 10^{-1}$
$X_m$ (g.L <sup>-1</sup> ***)	$4,0 \times 10^1$	$4,0 \times 10^1$	$4,0 \times 10^1$	$5,0 \times 10^1$

\*Calculado a partir da Equação 6; \*\*calculado a partir da Equação 18; \*\*\*assumidos com base nos valores sugeridos por Mu et al. (2008), que podem variar de 0,15 a 15,0 (g.L<sup>-1</sup>).

As Equações 20 a 22 foram propostas pela Fundação Nacional Japonesa de Resíduos Sólidos Urbanos (JNMSWF, 1991). Os modelos de análise elementar envolvem tipicamente a determinação das frações de carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N) e enxofre (S). As Equações 23 a 25, propostas por Wilson (1977), permitem estimar o PCI (kcal.kg<sup>-1</sup>) de RSU a partir da composição química dos resíduos:

$$PCI = 81C + 342,5 \left( H - \frac{O}{8} \right) + 22,5S - 6(W + 9H) \quad (23)$$

$$PCI = 81 \left( C - \frac{3}{8} \times O \right) + 57 \times \frac{3}{8} O + 345 \left( H - \frac{O}{16} \right) + 25S - 6(W + 9H) \quad (24)$$

$$PCI = 81 \left( C - \frac{3}{4} O \right) + 342,5H + 22,5S + 57 \times \frac{3}{4} O - 6(W + 9H) \quad (25)$$

Em que:

C, O, H e S = percentuais de carbono, oxigênio, hidrogênio e enxofre dos RSU, respectivamente.

De acordo com Shu *et al.* (2006), Chang *et al.* (2007) e Lin *et al.* (2013), equações baseadas na análise elementar apresentam maior precisão.

A Equação 26 fornece a potência elétrica, P<sub>inc</sub>, obtida a partir da combustão dos RSU:

$$P_{inc} = \eta_v \eta_g F_c M_{in} PCI \quad (26)$$

Em que:

M<sub>in</sub> = taxa de incineração de RSU (kg.s<sup>-1</sup>);

PCI = poder calorífico inferior dos RSU (MJ.kg<sup>-1</sup>);

η<sub>v</sub> (33%) = eficiência térmica do ciclo a vapor (SILVA, 2015).

### Caracterização gravimétrica dos RSU

Na Tabela 4 é apresentada a gravimetria dos RSU dispostos no aterro sanitário de Caieiras. O teor médio de umidade dos RSU é de 60,5%; de cinzas, 5,6%; e a fração de matéria volátil e carbono fixo, de 33,9% (ESSENCIS SOLUÇÕES AMBIENTAIS S.A., 2012).

**Tabela 4 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos dispostos no aterro de Caieiras (SP).**

Componente	Percentual (%)	Componente	Percentual (%)
Orgânicos	55,7	Borracha	0,6
Papel/papelão	15,8	Metais	2,9
Plásticos	11,6	Vidros	1,7
Madeira	2,8	Terra/pedras	2,7
Têxteis	2,3	Outros	3,9

Fonte: ESSENCIS, 2012.

Para estimar o PCI dos RSU a partir dos modelos de análise elementar, foram utilizados dados da literatura referentes à composição química típica das frações que compõem esses resíduos. Na Tabela 5 é apresentada a composição química dos RSU em base seca.

Para estimar o PCI dos RSU considerando-se a separação de parte dos materiais recicláveis, foram utilizados os índices de reciclagem no Brasil, no ano de 2012. Nesse ano, foram reciclados 21,7% dos plásticos, 29,9% de papel/papelão, 97,9% das latas de alumínio, 46,7% das latas de aço e 47% dos vidros (CEMPRE, 2013). A Tabela 6 apresenta a composição gravimétrica dos resíduos remanescentes após a separação de parte dos materiais recicláveis contidos nos RSU. Após a separação, foram estimados o teor de umidade em 66% e o teor de cinzas em 5,1%.

Na Tabela 7 é apresentada a composição gravimétrica dos resíduos remanescentes após a segregação da fração orgânica dos RSU dispostos

**Tabela 5 - Composição química típica de resíduos sólidos urbanos em base seca.**

Resíduos	% em massa – base seca					
	C	H	O	N	S	Cinzas
Orgânicos	48,0	6,4	37,6	2,6	0,4	5,0
Madeira	49,5	6,0	42,7	0,2	0,1	1,5
Papel/papelão	43,5	6,0	44,0	0,3	0,2	6,0
Borracha	78,0	10,0	-	2,0	-	10
Plásticos	60,0	7,2	22,8	-	-	10
Têxteis	55,0	6,6	31,2	4,6	0,15	2,5
Metais	4,5	0,6	4,3	0,1	-	90,5
Vidros	0,5	0,1	0,4	0,1	-	98,9

Fonte: Tchobanoglous e Kreith (2002); Meraz *et al.* (2003); Poletto e Silva (2009).

**Tabela 6 - Composição dos resíduos remanescentes após a separação de parte dos materiais recicláveis.**

Resíduos	(%) massa	Resíduos	(%) massa
Orgânicos	61,5	Borracha	0,7
Papel/papelão	12,2	Metais	1,7
Plásticos	10,0	Vidros	1,0
Madeira	3,1	Terra/pedras	3,0
Têxteis	2,5	Outros	4,3

**Tabela 7 - Composição dos resíduos remanescentes após a segregação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.**

Composição após a segregação de 100% da fração orgânica			
Resíduos	(%) massa	Resíduos	(%) massa
Orgânicos	-	Borracha	1,4
Papel/papelão	35,7	Metais	6,5
Plásticos	26,2	Vidros	3,8
Madeira	6,3	Terra/pedras	6,1
Têxteis	5,2	Outros	8,8

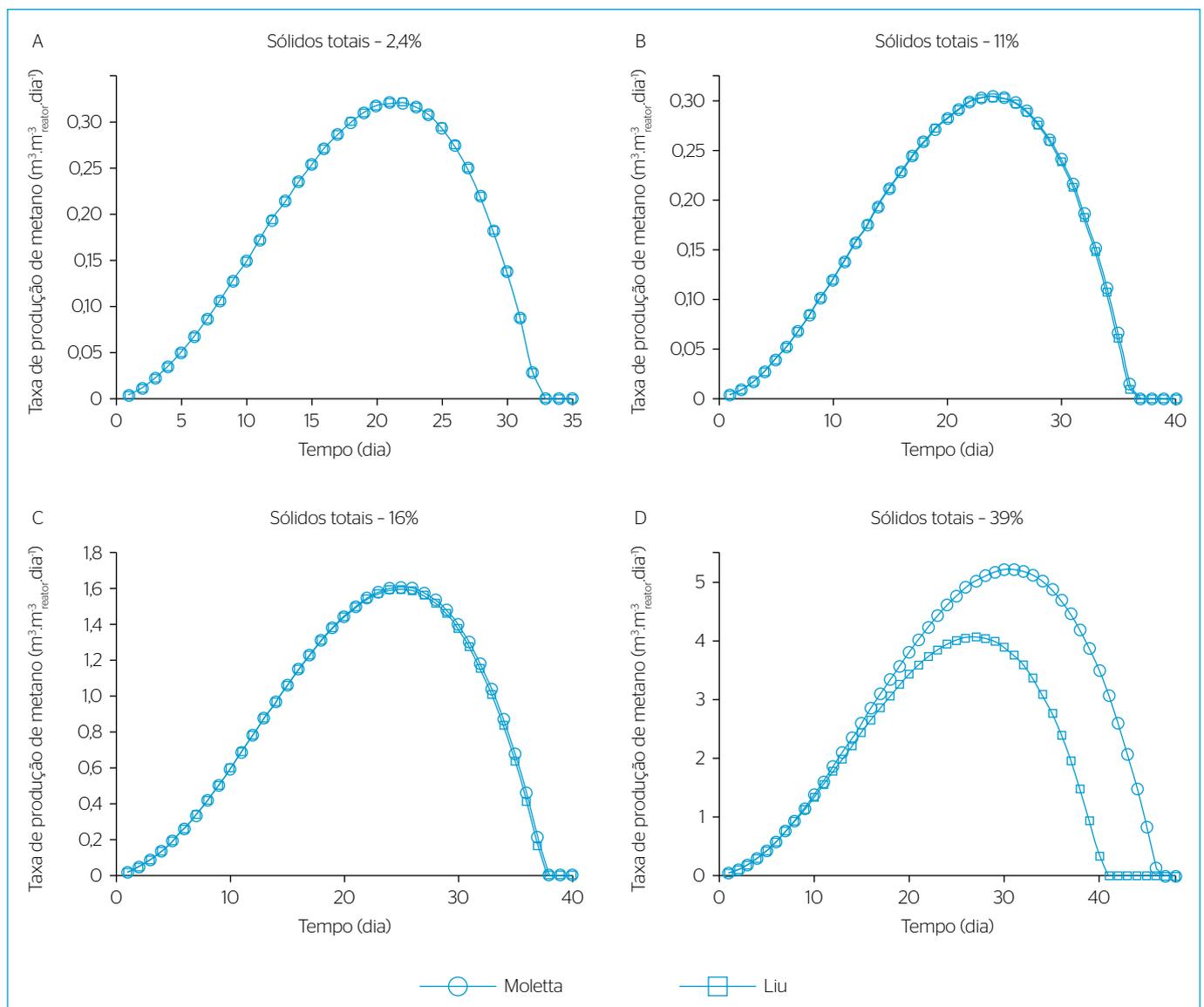
no aterro sanitário de Caieiras. Após a segregação da fração orgânica, foram estimados o teor de umidade em 7,5% e o teor de cinzas em 12,5%.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Um algoritmo foi desenvolvido em Matlab® (MATLAB, 2012) para estimar a taxa de produção de  $\text{CH}_4$ . Na Figura 1 são apresentadas as estimativas do potencial de produção de  $\text{CH}_4$  em biodigestores anaeróbios.

Nas Figuras 1A, 1B e 1C, as simulações realizadas mostraram que os modelos de Moletta, Verrier e Albagnac (1986) e Liu *et al.* (2008) apresentaram resultados iguais. Nas condições de simulações da Figura 1D, o modelo de Liu *et al.* (2008) apresentou resultados inferiores aos de Moletta, Verrier e Albagnac (1986). Basicamente, o que difere esses dois modelos é o termo inibitório ( $\text{NH}_{3(u)}$ ) introduzido

por Liu *et al.* (2008) na equação do crescimento dos micro-organismos metanogênicos (Equação 16). Assim, se a quantidade de amônia for elevada, o modelo de Liu *et al.* (2008) fornecerá valores menores para a taxa de produção de metano. Cabe ressaltar que diversos micro-organismos que atuam no processo de biodigestão anaeróbia utilizam amônia (íon), mas o excesso desse composto pode inibir a degradação da matéria orgânica, a produção de ácidos voláteis e a metanogênese (KELLEHER *et al.*, 2002). Além disso, a amônia pode ser tóxica em concentrações acima de  $1,5 \text{ (g.L}^{-1}\text{)}$  (MATA-ALVAREZ, 2003). A redução da taxa de produção de  $\text{CH}_4$ , observada na Figura 1D (modelo de Liu *et al.*, 2008), pode ser explicada pelo fato de a simulação ter sido realizada para condições de biodigestor com elevado teor de amônia. Por outro lado, a concentração elevada de acetato pode influenciar positivamente na taxa de produção de  $\text{CH}_4$ , embora aumente o HRT.



**Figura 1** - Estimativa da geração de metano em biodigestores: (A) TS=2,4%; (B) TS=11%; (C) TS=16%; (D) TS=39%.

Na Tabela 8 são apresentadas as estimativas das taxas de produção de metano. O total de CH<sub>4</sub> foi obtido a partir da FORSU depositada no aterro de Caieiras em 2016. Nesse ano foram depositadas 3,57 milhões de toneladas de RSU, das quais 55,7% eram de FORSU, o equivalente a 1,99 milhão de toneladas.

De acordo com as simulações realizadas, para o modelo de Moletta, Verrier e Albagnac (1986) foi obtida média de (72,5±7,5) Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>.ton<sup>-1</sup>. FORSU<sup>-1</sup>. Já para o modelo de Liu *et al.* (2008) obteve-se média de (66,0±5,8) Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>.ton<sup>-1</sup>.FORSU<sup>-1</sup>. A produção de biogás em biodigestores anaeróbios depende da composição dos resíduos, do HRT e dos parâmetros de operação, entre outros fatores.

Na literatura são reportados diferentes valores para o potencial de produção de CH<sub>4</sub> em biodigestores anaeróbios, para diferentes condições de operação (CUETOS *et al.*, 2008; DONG; ZHENHONG; YONGMING, 2010; ZHANG & JAHNG, 2012). A Tabela 9 apresenta taxas de produção de CH<sub>4</sub> determinadas experimentalmente, para diferentes concentrações de TS, as quais variaram de 2,4 a 39%.

Na Figura 2 são apresentadas as simulações matemáticas para a potência elétrica que poderia ser obtida a partir da degradação da FORSU em biodigestores anaeróbios. De acordo com as simulações realizadas usando o modelo de Moletta, Verrier e Albagnac (1986), seria possível obter potência média de (40,6±4,2) MW. Já nas simulações realizadas usando o modelo de Liu *et al.* (2008), seria possível obter potência média de (37,0±3,3) (MW).

**Tabela 8 - Estimativa da produção de metano em biodigestores anaeróbios.**

Modelo	TS (%)	CH <sub>4</sub> (m <sup>3</sup> .ton <sup>-1</sup> )	CH <sub>4</sub> (m <sup>3</sup> .ano <sup>-1</sup> )	R <sub>AD</sub> (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )
Moletta, Verrier e Albagnac (1986)	2,4	74	147.201.840	4,67
	11	68	135.266.550	4,29
	16	64	127.309.700	4,04
	39	84	167.093.980	5,30
Liu <i>et al.</i> (2008)	2,4	74	147.201.840	4,67
	11	68	135.266.550	4,29
	16	64	127.309.700	4,04
	39	58	115.374.410	3,66

TS: sólidos totais.

**Tabela 9 - Taxas de produção de metano em biodigestores determinadas por vários autores.**

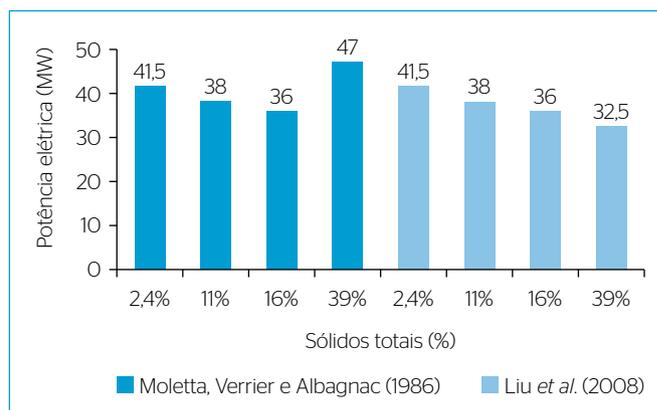
Referência	TS (%)	CH <sub>4</sub> (Nm <sup>3</sup> /ton FORSU)
Zhang & Jahng (2012)	2,40	77
Dong, Zhenhong e Yongming (2010)	11,0	58
	16,0	50
Cuetos <i>et al.</i> (2008)	27,2	80

TS: sólidos totais; FORSU: fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

Entre as principais vantagens da tecnologia de biodigestão anaeróbia, podem-se citar: retirada da FORSU que seria depositada em aterros sanitários, aumentando sua vida útil; e redução da emissão de gases de efeito estufa (NAIK; TKACHENKO; WUNG, 2013). As desvantagens apresentadas são: necessidade de pré-tratamento dos resíduos; o fato de que a tecnologia de biodigestão anaeróbia é de pequena e média escala para o tratamento da FORSU; e alta sensibilidade de bactérias metanogênicas a um grande número de compostos químicos (ABDELGADIR *et al.*, 2014).

Para simular o PCI dos RSU dispostos no aterro de Caieiras foram utilizados os dados apresentados nas Tabelas 4 a 7 e as Equações 20 a 25. Na Tabela 10 são apresentadas as estimativas do PCI dos RSU considerando-se a coleta indiferenciada e a segregação dos materiais recicláveis e da FORSU.

Considerando-se a coleta indiferenciada, foi obtido (via simulação) valor médio para o PCI de (6,50±1,29) MJ.kg<sup>-1</sup>, o qual é comparável ao valor médio de 6,80 MJ.kg<sup>-1</sup> determinado experimentalmente por Essencis Soluções Ambientais S.A. (2012). Considerando-se a segregação de parte dos materiais recicláveis, o PCI médio estimado foi de (5,54±1,30) MJ.kg<sup>-1</sup>, valor aproximadamente 15% menor do



**Figura 2 - Potência simulada para a biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos do aterro de Caieiras.**

**Tabela 10 - Estimativa do poder calorífico inferior dos resíduos sólidos urbanos.**

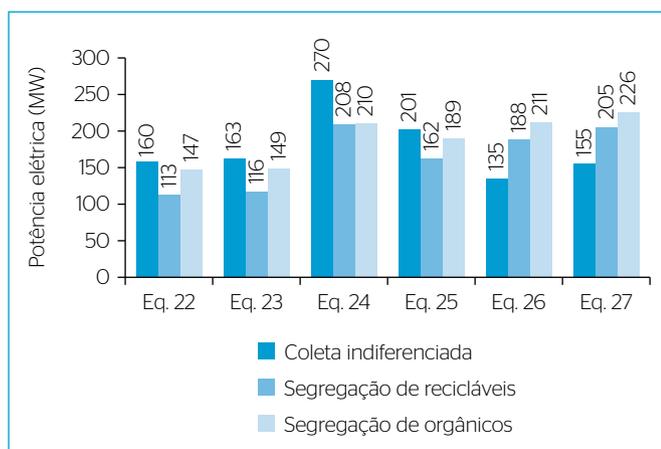
Modelo	PCI (MJ.kg <sup>-1</sup> ) Coleta indiferenciada	PCI (MJ.kg <sup>-1</sup> ) Separação de recicláveis	PCI (MJ.kg <sup>-1</sup> ) Segregação de orgânicos
Equação 20	4,87	3,79	10,1
Equação 21	4,96	3,89	10,2
Equação 22	8,20	6,99	14,4
Equação 23	6,11	5,41	13,0
Equação 24	7,12	6,29	14,5
Equação 25	7,75	6,86	15,5

PCI: poder calorífico inferior.

que o estimado para a coleta indiferenciada. Essa diminuição pode ser atribuída à redução dos materiais com elevado poder calorífico (plásticos, madeira, borracha, papel e papelão). A segregação desses materiais afeta negativamente o processo de incineração, reduzindo o potencial de conversão energética dos RSU. Para o caso da segregação da FORSU, o PCI médio estimado foi de  $(12,95 \pm 2,11)$  MJ.kg<sup>-1</sup>, valor cerca de duas vezes maior do que o obtido para a coleta indiferenciada. Pode-se atribuir esse aumento do PCI à redução de materiais com baixo poder calorífico (resíduos orgânicos).

A potência elétrica simulada para o processo de incineração (coleta indiferenciada) foi obtida considerando-se o total de RSU depositado no aterro de Caieiras no ano de 2016 (3,57 milhões de toneladas), que corresponde a uma taxa de incineração de 113,2 kg.s<sup>-1</sup>. Considerando-se a segregação de parte dos materiais recicláveis, a quantidade de RSU disponível para incineração seria de 3,23 milhões de toneladas por ano, o que equivale a uma taxa de incineração de 102,5 kg.s<sup>-1</sup>. Quando se considera a segregação da FORSU, a quantidade de RSU disponível para incineração seria de 1,58 milhão de toneladas por ano (44,3%), o que corresponde a uma taxa de incineração de 50,1 kg.s<sup>-1</sup>. Na Figura 3 são apresentadas as simulações realizadas para potência elétrica via processo de incineração.

Nota-se que há bastante variação entre os resultados apresentados na Figura 3. Considerando a condição da coleta indiferenciada, a Equação 20 forneceu o menor valor para a potência elétrica (160 MW) e a Equação 22, o maior valor (270 MW), uma diferença de cerca de 40%. A potência elétrica média, simulada para a condição da coleta indiferenciada, foi de  $(214 \pm 42,7)$  MW. Os modelos baseados na análise centesimal (Equações 20 e 21) forneceram os menores valores para a potência elétrica, enquanto o modelo baseado na composição física forneceu o maior resultado (Equação 22). Já os modelos baseados na análise elementar (Equações 23 a 25) apresentaram valores intermediários aos resultados dos modelos de análise centesimal e composição



**Figura 3** - Potência simulada para a incineração dos resíduos sólidos urbanos do aterro de Caieiras.

física. Considerando a condição de segregação de parte dos materiais recicláveis, a potência elétrica média estimada foi de  $(165 \pm 38,9)$  MW. Quando se considera a segregação da FORSU, a potência elétrica média estimada foi de  $(189 \pm 39,7)$  MW.

A tecnologia de incineração de RSU apresenta algumas vantagens, tais como: redução da massa e do volume dos resíduos; não exigir grandes áreas (apenas a área da usina), ao contrário dos aterros sanitários; e maior potencial de recuperação energética em comparação às tecnologias de biodigestão anaeróbia e aterro sanitário. Entre as desvantagens da incineração destacam-se: emissão de poluentes (CO<sub>2</sub>, CO, SOx, NOx, entre outros); custo de implantação e operação elevado (principalmente em razão dos controles de emissão de poluentes); e necessidade de pré-tratamento de resíduos com elevado teor de umidade (PARO *et al.*, 2008).

O aproveitamento energético dos RSU, desde se que utilizem rotas tecnológicas apropriadas e devidamente analisadas quanto aos riscos de sua implementação, é uma alternativa ambientalmente adequada ao tratamento desses resíduos. A gestão adequada dos RSU é essencial para a redução da área necessária à destinação final dos resíduos na forma de aterros sanitários, resultando na redução dos custos e das áreas degradadas e impactadas. A sustentabilidade dos aterros sanitários é motivo de preocupação, uma vez que os volumes crescentes de RSU consomem um espaço de aterro finito. A mera disposição final dos RSU em aterros sanitários não é suficiente para a redução das emissões atmosféricas. A incineração e a biodigestão anaeróbia (em biodigestores) podem ajudar a aliviar a carga sobre os aterros sanitários. Dessa forma, é necessário traçar metas para a não geração, redução, reutilização, reciclagem e, quando necessário, tratamento dos resíduos.

## CONCLUSÕES

Neste trabalho foram avaliados modelos matemáticos de estimativa da produção de metano em biodigestores anaeróbios. Foi sugerido um conjunto de parâmetros cinéticos para a estimativa da taxa de produção de biogás em biodigestores. Foram estimadas a taxa de produção de metano em biodigestores e a potência elétrica que poderia ser obtida a partir da combustão desse gás. As simulações realizadas para os RSU do aterro de Caieiras mostraram que é possível obter potência elétrica média de  $(40,6 \pm 4,2)$  MW para o modelo de Moletta, Verrier e Albagnac (1986) e de  $(37,0 \pm 3,3)$  MW para o modelo de Liu *et al.* (2008).

Comparando-se os dados das Tabelas 8 e 9, pode-se concluir que os valores simulados para a produção de metano em biodigestores são comparáveis aos dados reportados na literatura. Dessa forma, conclui-se que os modelos matemáticos de Liu *et al.* (2008) e Moletta, Verrier e Albagnac (1986) e o conjunto de parâmetros sugerido neste trabalho fornecem resultados satisfatórios para a estimativa do potencial de produção de metano em biodigestores.

No caso da incineração, foram avaliados vários modelos matemáticos para estimar o PCI e a potência elétrica que poderia ser obtida a partir da incineração dos RSU dispostos no aterro sanitário de Caieiras. De acordo com as simulações, foi obtido PCI médio de (214+42,7) MW para a condição da coleta indiferenciada.

Com base nas simulações realizadas, conclui-se que é possível obter maior quantidade de energia a partir do processo de incineração

(considerando os RSU do aterro de Caieiras). Espera-se que este trabalho estimule os gestores públicos municipais e os responsáveis pelo gerenciamento dos RSU no Brasil a analisarem as tecnologias que permitam maior potencial de aproveitamento energético desses resíduos. A avaliação dos modelos de biodigestão e incineração proporcionou um estudo simplificado, sob o ponto de vista energético, dos sistemas de destinação final dos RSU.

## REFERÊNCIAS

- ABDELGADIR, A.; CHEN, X.; LIU, J.; XIE, X.; ZHANG, J.; ZHANG, K.; WANG, H.; LIU, N. (2014) Characteristics, process parameters, and inner components of anaerobic bioreactors. *BioMed Research International*, v. 2014. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/841573>
- AKINCI, G.; GUVEN, E.D.; GOK, G. (2012) Evaluation of waste management options and resource conservation potentials according to the waste characteristics and household income: A case study in Aegean Region, Turkey. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 58, p. 114-124. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.11.005>
- AL-JARALLAH, R.; ALEISA, E. (2014) A baseline study characterizing the municipal solid waste in the State of Kuwait. *Waste Management*, v. 34, n. 5, p. 952-960. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.015>
- AL SEADI, T.; RUTZ, D.; PRASSL, H.; KÖTTNER, M.; FINSTERWALDER, T.; VOLK, S.; JANSSEN, R. (2008) *Biogas Handbook*. Big East Biogas for Eastern Europe.
- ANDREWS, J.F. (1969) Dynamic model of the anaerobic digestion process. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, v. 95, n. 1, p. 95-116.
- BONTOUX, L. (2000) *The incineration of waste in Europe: issues and perspectives*. Europa: ECSC-EEC-EAEC.
- BRITO, A.P. (2013) *Análise econômica preliminar da implantação de incinerador de resíduos sólidos urbanos na região de Bauru*. 2013. 85f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Bauru.
- BUHR, H.O.; ANDREWS, J.F. (1977) The thermophilic anaerobic digestion process. *Water Research*, v. 11, n. 2, p. 129-143. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(77\)90118-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(77)90118-X)
- CHANG, Y.F.; LIN, C.J.; CHYAN, J.M.; CHEN, I.M.; CHANG, J.E. (2007) Multiple regression models for the lower heating value of municipal solid waste in Taiwan. *Journal of Environmental Management*, v. 85, n. 4, p. 891-899. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.10.025>
- COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM (CEMPRE). (2013) *Artigos e publicações: fichas técnicas*. São Paulo: CEMPRE.
- Disponível em: <[cempre.org.br/artigo-publicacao/ficha-tecnica](http://cempre.org.br/artigo-publicacao/ficha-tecnica)>. Acesso em: set. 2014.
- CUETOS, M.J.; GÓMEZ, X.; OTERO, M.; MORÁN, A. (2008) Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Biochemical Engineering Journal*, v. 40, n. 1, p. 99-106. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2007.11.019>
- DERBAL, K.; BENCHEIKH-IEHOCINE, M.; CECCHI, F.; MENIAI, A.H.; PAVAN, P. (2009) Application of the IWA ADM1 model to simulate anaerobic co-digestion of organic waste with waste activated sludge in mesophilic condition. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 4, p. 1539-1543. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.07.064>
- DONG, L.; ZHENHONG, Y.; YONGMING, S. (2010) Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste (WS-OFMSW). *Bioresource Technology*, v. 101, n. 8, p. 2722-2728. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.007>
- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). (2014) *Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos*. Rio de Janeiro: EPE.
- ESSENCIS SOLUÇÕES AMBIENTAIS S.A. (2012) *Relatório de Análises Físico-Químicas e Gravimétricas dos Resíduos Sólidos Domiciliares*. Caieiras: Essencis Soluções Ambientais S.A. 234 p.
- FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I. (2008) Anaerobic digestion of municipal solid wastes: dry thermophilic performance. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 17, p. 8180-8184. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.03.021>
- FUNDAÇÃO NACIONAL JAPONESA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (JNMSWF). (1991) *Design Guide for the Facility of Solid Waste Disposal*. Tóquio: Japan National Municipal Solid Waste Foundation.
- KELLEHER, B.P.; LEAHY, J.J.; HENIHAN, A.M.; O'DWYER, T.F.; SUTTON, D.; LEAHY, M.J. (2002) Advances in poultry litter disposal technology—a review. *Bioresource Technology*, v. 83, n. 1, p. 27-36. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00133-X](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00133-X)
- KIELY, G.; TAYFUR, G.; DOLAN, C.; TANJI, K. (1997) Physical and mathematical modelling of anaerobic digestion of organic wastes. *Water Research*, v. 31, n. 3, p. 534-540. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00175-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00175-3)

- LIN, C.J.; CHYAN, J.M.; CHEN, I.M.; WANG, Y.T. (2013) Swift model for a lower heating value prediction based on wet-based physical components of municipal solid waste. *Waste Management*, v. 33, n. 2, p. 268-276. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.11.003>
- LISSENS, G.; VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L.; BIEY, E.M.; VERSTRAE, W. (2001) Solid waste digestors: process performance and practice for municipal solid waste digestion. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 8, p. 91-102. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2001.0473>
- LIU, C.F.; YUAN, X.Z.; ZENG, G.M.; LI, W.W.; LI, J. (2008) Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 4, p. 882-888. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.013>
- LIU, J.-I.; PAODE, R.D.; HOLSEN, T.M. (1996) Modeling the energy content of municipal solid waste using multiple regression analysis. *Journal of the Air & Waste Management Association*, v. 46, n. 7, p. 650-656. <https://doi.org/10.1080/104732891996.10467499>
- MATA-ALVAREZ, J. (2003) *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. Londres: IWA.
- MATLAB. (2012) *The language of technical computing*, version 7.14.0.739, Matlab, R2012. Matlab.
- MERAZ, L.; DOMÍNGUEZ, A.; KORNHAUSER, I.; ROJAS, F. (2003) A thermochemical concept-based equation to estimate waste combustion enthalpy from elemental composition. *Fuel*, v. 82, n. 12, p. 1499-1507. [https://doi.org/10.1016/S0016-2361\(03\)00075-9](https://doi.org/10.1016/S0016-2361(03)00075-9)
- MOLETTA, R.; VERRIER, D.; ALBAGNAC, G. (1986) Dynamic modelling of anaerobic digestion. *Water Research*, v. 20, n. 4, p. 427-434. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(86\)90189-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(86)90189-2)
- MU, S.J.; ZENG, Y.; WU, P.; LOU, S.J.; TARTAKOVSKY, B. (2008) Anaerobic digestion model no. 1-based distributed parameter model of an anaerobic reactor: I. Model development. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 9, p. 3665-3675. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2007.07.060>
- NAIK, N.; TKACHENKO, E.; WUNG, R. (2013) The anaerobic digestion of organic municipal solid waste in California. Berkeley: Universidade da Califórnia, v. 234, p. 5.
- PARO, A.C.; COSTA, F.C.; COELHO, S.T. (2008) Estudo comparativo para o tratamento de resíduos sólidos urbanos: aterros sanitários x incineração. *Revista Brasileira de Energia*, v. 14, n. 2, p. 113-125.
- POLETTI, J.A.; SILVA, C.L. (2009) Influencia de la separación de residuos sólidos urbanos para reciclaje en el proceso de incineración con generación de energía. *Información Tecnológica*, v. 20, n. 2, p. 105-112. <http://dx.doi.org/10.1612/inftecno.4062it.08>
- SHU, H.Y.; LU, H.C.; FAN, H.J.; CHANG, M.C.; CHEN, J.C. (2006) Prediction for energy content of Taiwan municipal solid waste using multilayer perceptron neural networks. *Journal of the Air & Waste Management Association*, v. 56, n. 6, p. 852-858. <http://dx.doi.org/10.1080/10473289.2006.10464497>
- SIEGRIST, H.; VOGT, D.; GARCIA-HERAS, J.L.; GUJER, W. (2002) Mathematical model for meso-and thermophilic anaerobic sewage sludge digestion. *Environmental Science & Technology*, v. 36, n. 5, p. 1113-1123. <http://dx.doi.org/10.1021/es010139p>
- SILVA, E.R. (2015) *Estimativa do Potencial Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos por Diferentes Rotas de Tratamento*. 2015. 202f. Tese (Doutorado em Energia) - Pós-Graduação em Energia, Universidade Federal do ABC, Santo André.
- SILVA, E.R.; VAZ JUNIOR, N.; TONELLI, J.T.C.L.; MARTINS, G. (2014) Estimativa do Potencial de Conversão Energética de Resíduos Sólidos Urbanos Através do Processo de Incineração. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, v. 18, p. 609-616.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. (2002) *Handbook of solid waste management*. Nova York: McGraw-Hill. 834 p.
- VERMA, S. (2002) *Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes*. 2002. Tese (Doutorado) - Universidade de Colúmbia, Colúmbia.
- WARD, A.J.; HOBBS, P.J.; HOLLIMAN, P.J.; JONES, D.L. (2008) Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 17, p. 7928-7940. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.044>
- WILSON, D.G. (1977) *Handbook of Solid Waste Management*. Nova York: Van Nostrand Reinhold. 752 p.
- YIN, C.; ROSENDAHL, L.A.; KÆR, S.K. (2008) Grate-firing of biomass for heat and power production. *Progress in Energy and Combustion Science*, v. 34, n. 6, p. 725-754. <https://doi.org/10.1016/j.pecc.2008.05.002>
- ZHANG, L.; JAHNG, D. (2012) Long-term anaerobic digestion of food waste stabilized by trace elements. *Waste Management*, v. 32, n. 8, p. 1509-1515. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.03.015>
- ZHOU, H.; MENG, A.; LONG, Y.; LI, Q.; ZHANG, Y. (2014) An overview of characteristics of municipal solid waste fuel in China: physical, chemical composition and heating value. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 36, p. 107-122. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.024>