

## BIOESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS: ASPECTOS QUANTITATIVOS

Valderi Duarte Leite<sup>1\*</sup>; José Tavares de Sousa<sup>1</sup>; Wilton Silva Lopes<sup>1</sup>; Israel Nunes Henrique<sup>1</sup>; Aldre Jorge Morais Barros<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, CCT, Universidade Estadual da Paraíba, 58109-970, Campina Grande – PB, Brasil.

<sup>2</sup>Unidade Acadêmica de Tecnologia do Desenvolvimento, CDSA, Universidade Federal de Campina Grande, 58540-000, Sumé, PB, Brasil.

\*E-mail: [valderileite@uol.com.br](mailto:valderileite@uol.com.br)

Recebido em 25 de dezembro de 2013

Aceito em 30 de dezembro de 2014

### RESUMO

Estima-se que no Brasil, os resíduos sólidos urbanos produzidos são constituídos em média por 55% de resíduos sólidos orgânicos fermentáveis e que este quantitativo poderá ser aplicado em processo de estabilização aeróbia ou anaeróbia. A digestão anaeróbia é uma importante alternativa para o tratamento de diferentes tipos de resíduos potencialmente fermentáveis, haja vista propiciar fonte alternativa de energia, que poderá ser usada em substituição aos combustíveis fósseis. Para realização da parte experimental deste trabalho, foi construído e monitorado um sistema experimental constituído de um reator anaeróbio em batelada, unidade de trituração de resíduos orgânicos fermentáveis e, demais dispositivos complementares. Os resíduos orgânicos fermentáveis eram constituídos por restos de frutas e verduras e foram coletados na EMPASA (Empresa Paraibana de Alimentos e Serviços Agrícolas), localizada na cidade de Campina Grande-PB. Os resíduos foram coletados e transportados para a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES), onde foram processados e utilizados para preparação do substrato. O substrato consistiu da mistura de resíduos orgânicos fermentáveis, mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário na proporção de 80 e 20% respectivamente. No caso específico deste trabalho, foi constatado que 1,00 m<sup>3</sup> do substrato com concentração de DQO total igual a 169,00 g L<sup>-1</sup>, considerando a eficiência do reator igual a 80%, a produção de CH<sub>4</sub> seria de aproximadamente 47,25 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>. Portanto, os resíduos orgânicos fermentáveis, quando submetidos ao processo de tratamento anaeróbio, produz um quantitativo de gás metano, além do composto parcialmente bioestabilizado que poderá ser aplicado como agente condicionador de solo. Palavras-chave: digestão anaeróbia; resíduos sólidos; reator em batelada; potencial energético.

**Palavras-chave:** processo anaeróbio, resíduos orgânicos, potencial energético

### 1 Introdução

Os resíduos sólidos orgânicos constituem grande parte dos resíduos sólidos urbanos, dos resíduos sólidos rurais ou agrícolas, de alguns tipos de resíduos industriais e de lodo de estação de tratamento de esgoto doméstico. Na América Latina, os resíduos sólidos orgânicos presentes nos resíduos sólidos urbanos, estão sendo em sua grande maioria dispostos em aterro sanitário, que em muitos municípios não dispõe de infraestrutura básica para conseguir obedecer aos pré-requisitos mínimos da engenharia sanitária e ambiental, passando a gerar lixiviado com elevada concentração de DQO e de determinados metais pesados que são lançados de forma inadequada ao meio ambiente, além do biogás que é constituído volumetricamente de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S e N<sub>2</sub>, que são lançados diretamente na atmosfera [1].

As características do material orgânico fermentável presente nesses resíduos sólidos orgânicos são modificadas no decorrer do tempo frente à ação de microrganismos decompositores. A fração orgânica fermentável dos resíduos sólidos urbanos é biodegradada naturalmente com o passar do tempo, quando depositada em aterros sanitários, produzindo vários tipos de gases, inclusive aqueles responsáveis pelo efeito estufa, além de propiciar significativa concentração de material orgânico e nitrogenado no lixiviado gerado [2]. Atualmente, os processos de tratamento mais utilizados para a fração orgânica fermentável presente nos resíduos sólidos urbanos são a compostagem aeróbia, quando se deseja a produção de composto orgânico e a digestão anaeróbia objetivada para produção de energia [3].

Estima-se que no Brasil, os resíduos sólidos orgânicos fermentáveis constituem em média 55%

(percentual em peso), dos resíduos sólidos urbanos produzidos. Esse material orgânico quando destinado em aterro controlado ou aterro sanitário gera lixiviado, que é responsável pela contaminação dos corpos aquáticos e do solo, o qual apresenta elevada concentração de DQO e, em muitos casos, dependendo do tipo de resíduo, a presença de metais pesados [4]. No geral, o lixiviado gerado pelo processo de biodecomposição da fração orgânica fermentável dos resíduos sólidos, apresenta características de difícil tratabilidade biológica, haja vista a presença significativa de material recalcitrante, baixa relação  $DBO_5/DQO$  e elevada concentração de nitrogênio amoniacal [5]. Na Tabela 1 são apresentados dados percentuais relativos à fração orgânica fermentável presente nos resíduos sólidos urbanos de seis cidades brasileiras.

Tabela 1- Dados percentuais da matéria orgânica fermentável presente nos resíduos sólidos urbanos.

Cidades	Matéria Orgânica Putrescível (% p/b)
Campina Grande (PB)	56,80
Caxias do Sul (RS)	58,80
Porto Alegre (RS)	41,90
Ouro Preto (MG)	53,70
Vitória (ES)	53,10
Criciúma (SC)	45,20

Fonte: [6]

Pode-se observar que os dois maiores percentuais de matéria orgânica fermentável foram observados nas cidades de Caxias do Sul-RS e Campina Grande-PB, indicando que o tratamento de tais resíduos pode ser possível em função de sua disponibilidade.

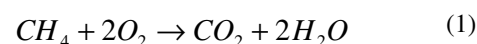
Os resíduos sólidos vegetais, mais especificamente resíduos de frutas e verduras são provenientes de atividades desenvolvidas em feiras livres, supermercados e centrais de abastecimento. O percentual de matéria orgânica nos resíduos sólidos vegetais alcança o patamar de 87% expresso em termos de STV (sólidos totais voláteis), percentual médio de 75% de açúcares, 9% de material celulósico e 5% de lignina [7].

A digestão anaeróbia de resíduos orgânicos tem sido apresentada como uma tecnologia amplamente utilizada e eficiente no tratamento de destes resíduos, resultando na produção de energia renovável a partir da geração do biogás. Atualmente, a digestão anaeróbia é considerada como uma importante alternativa para o tratamento de diferentes tipos de resíduos, com elevadas concentrações de material orgânico, devido aos baixos custos

operacionais e oferecer alternativa para substituição de combustíveis fósseis, minimizando a emissão de gases responsáveis pelo efeito estufa [8].

Compostos orgânicos complexos do tipo carboidratos, lipídios e proteínas são convertidos em outros compostos mais simples, principalmente, ácidos voláteis [9]. No entanto, a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos é um processo microbiano de flora mista, onde a matéria orgânica, em ausência de oxigênio molecular, é convertida a gases que são constituídos predominantemente de metano e dióxido de carbono [10].

No processo da Bioestabilização anaeróbia, onde ocorre a conversão da matéria orgânica em ausência de oxigênio molecular, são utilizados como aceptores finais de elétrons íons do tipo  $NO_3^-$ , resultando na redução de nitrato a nitrogênio molecular;  $SO_4^{2-}$ , na redução de sulfato a gás sulfídrico  $H_2S$  e  $CO_2$  reduzindo-se a metano [11]. Não é possível a produção de metano em ambientes onde se encontra exclusivamente oxigênio, nitrato ou sulfato funcionando prontamente como aceptores finais de elétrons. A estequiometria do processo de oxidação do metano é apresentada na Equação 1.



A partir da Equação (1), verifica-se que um mol de metano requer dois moles de oxigênio para ser oxidado a dióxido de carbono e água. No entanto, necessariamente, a DQO teórica do metano produzido deve ser igual à DQO do material orgânico digerido para sua produção, ou seja, cada 16 g de metano produzido corresponde à remoção de 64 g de DQO do material orgânico, o que corresponde a  $0,25 \text{ g O}_2 \text{ g}^{-1}$  de DQO. Nas condições normais de temperatura e pressão, o valor corrigido para a produção de metano passa a ser de  $0,35 \text{ N L de CH}_4 \text{ g}^{-1}$  de DQO degradada.

Em processos biológicos de tratamento de resíduos, a principal fase no perfil do crescimento microbiano é do crescimento logarítmico, visto que a taxa de degradação do material orgânico é função do número de microrganismos presentes e é nesta fase que a concentração máxima da massa de microrganismos seja alcançada e conseqüentemente a concentração do substrato (S) tende a diminuir com o passar do tempo, já que ocorre um aumento da massa de microrganismos e, dessa forma, se tem um maior consumo da massa do substrato. Neste modelo, a velocidade de consumo de substrato pode ser representada pela Equação 2.

$$r_s = -\frac{dS}{dt} \quad (2)$$

A velocidade específica de consumo de substrato pode ser determinada pela Equação 3.

$$r_s = -\frac{dS}{dt} \Rightarrow \frac{r_s}{S} = -\frac{dS}{dt} \frac{1}{S} \Rightarrow k = -\frac{1}{S} \frac{dS}{dt} \quad (3)$$

Integrando a equação 3, tem-se:

$$S = S_0 \cdot e^{-(t_1-t_2) \cdot k} \quad (4)$$

Em que: S é a concentração do substrato no instante t (mg L<sup>-1</sup>); S<sub>0</sub> é a concentração inicial do substrato (mg L<sup>-1</sup>); k é a constante de biodegradabilidade do substrato (dia<sup>-1</sup>); t é o tempo (dia).

## 2 Parte Experimental

O trabalho experimental foi realizado nas dependências do Laboratório de Saneamento Ambiental da EXTRABES. Para realização da parte experimental do trabalho foi construído, instalado e monitorado um reator anaeróbio de batelada com capacidade unitária de 2.200,0 Litros. O substrato utilizado para alimentação do reator era constituído de resíduos tipicamente vegetais, advindo de central de abastecimento e feiras livres, além de lodo de esgoto sanitário originado em sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas. Os resíduos vegetais foram coletados e transportados para o Laboratório de Saneamento. No laboratório, os resíduos eram submetidos ao processo de trituração em triturador de resíduos sólidos orgânicos Modelo TR 2000 e posterior controle da umidade e granulometria, que

foi determinada em peneira com aberturas de malhas de 3,36mm. Depois de atingido o percentual de umidade desejado, os resíduos foram submetidos à caracterização química, sendo determinados os seguintes parâmetros: pH, STV, COT, DQO e NTK., em consonância com os métodos analíticos preconizados por APHA [12]. Conhecendo o percentual de COT e NTK nos resíduos sólidos vegetais e no lodo de esgoto sanitário, determinava-se o percentual em peso de cada tipo de resíduo para a preparação do substrato. No geral o substrato (mistura de resíduos sólidos vegetais mais lodo de esgoto sanitário) era constituído por 80% de resíduos sólidos vegetais mais 20% de lodo de esgoto sanitário (percentagem em peso). A preparação do substrato sempre acontecia diariamente, haja vista a variação dos resíduos sólidos vegetais, propiciada pela própria dinâmica de material comercializado na central de abastecimento. O processo de monitoração do reator consistiu da quantificação e qualificação em dias alternados do lixiviado e do biogás produzido. O reator anaeróbio em batelada foi alimentado com uma massa total de 2.088,0 kg de substrato, sendo 1.670,0 kg de resíduos sólidos vegetais mais 418,0kg de lodo anaeróbio de esgoto sanitário. O tempo de retenção de sólidos aplicado ao reator foi de 270 dias e a carga orgânica aplicada em termos de DQO foi de 285,7 g DQO m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>.

Na Figura 1 apresenta-se o desenho esquemático do reator anaeróbio em batelada utilizado para realização da parte experimental do trabalho e na Tabela 2 os parâmetros operacionais aplicados ao reator anaeróbio em batelada.

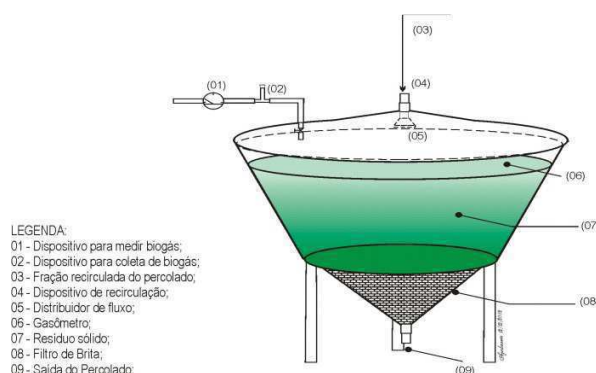


Figura 1- Desenho esquemático de reator anaeróbio em batelada.

Tabela 2 - Parâmetros operacionais aplicados ao reator anaeróbio em batelada.

Parâmetros	V <sub>R</sub> (L)	M <sub>RSV</sub> (kg)	M <sub>LES</sub> (kg)	TU (%)	TOP (dias)	M <sub>DQO</sub> (kg)	Proporção RSV/LES (%)
Magnitude	2200	1670	418	80	270	169,7	80/20

Em que:  $V_R$  é o volume do reator;  $M_{RSV}$  é a massa de resíduos sólidos vegetais;  $M_{LES}$  é a massa de lodo anaeróbico;  $M_{DQO}$  é a massa de DQO; TU é o teor de umidade; TOP é o tempo de operação.

Após o período de monitoração, foi realizada a caracterização química do material parcialmente bioestabilizado e acumulado no interior do reator, haja vista a necessidade do balanço de massa, para determinação da eficiência de transformação de massa do substrato em termos de STV e DQO. As análises das amostras sólidas e líquidas foram realizadas em consonância com o que preconiza APHA [12].

### 3 Resultados e Discussão

Na Tabela 3 são apresentados os dados advindos da caracterização química do substrato alimentado ao reator durante todo o período de monitoração.

Analisando os dados apresentados na Tabela 3, pode ser constatado que o substrato apresentava relação C/N inferior ao teoricamente recomendado para processo de tratamento biológico, mesmo assim não foi evidenciados problemas relacionados à toxicidade, haja vista não ter sido evidenciada redução na taxa de produção de biogás e de gás metano, quando comparado com dados advindos de outros reatores com configurações e escalas similares tratando substratos com relação C/N em torno de 25. O percentual de STV esteve sempre em torno de 70% (percentagem em peso), justificando a utilização

destes resíduos como uma promissora fonte alternativa de energia. Salienta-se ainda que a combinação de resíduos sólidos vegetais mais lodo anaeróbico de esgoto sanitário, propicia a formação de substrato com característica neutra sem que seja necessária a utilização de espécies químicas alcalinizantes, além de contribuir para a formação de uma maior densidade bacteriana. Na Tabela 4 são apresentados os principais modelos ajustados com os dados advindos do processo de monitoração e quantificados, tendo sido utilizado para tal o princípio do balanço de massa.

As magnitudes das constantes cinéticas determinadas em relação à DQO, STV e NTK, ficaram no patamar de  $10^{-3}$ , o que expressa à baixa velocidade de biodegradação do material orgânico e nitrogenado presente no substrato. A taxa de utilização de substrato pelos microrganismos durante todo o período de monitoração foi quantificada aplicando-se a Equação 5.

$$TUS = COA \cdot ET \quad (5)$$

TUS: taxa de utilização do substrato ( $\text{g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ );  
COA: carga orgânica aplicada ( $\text{g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ );  
ET: eficiência de transformação (%).

Na Tabela 5 são apresentadas as taxas de utilização de substrato em relação à DQO, STV e NTK.

Tabela 3 – Magnitude dos parâmetros químicos do substrato.

Parâmetro	TU (%)	pH	DQO (%)	STV (%)	COT (%)	NTK (%)	PT (%)	C/N
Magnitude	76,4	6,9	40,6	69,7	38,7	2,3	0,4	16,8

COT: carbono orgânico total; NTK:nitrogênio total Kjeldahl; PT: fósforo total; STV:sólidos totais voláteis; TU: teor de umidade; DQO: demanda química de oxigênio.

Tabela 4 – Modelos matemáticos ajustados para os parâmetros DQO, STV e NTK.

Parâmetro	DQO	STV	NTK
Modelos	$DQO=169,5 \cdot e^{-0,00278 t}$	$STV=291,1 \cdot e^{-0,00262 t}$	$NTK=9,6 \cdot e^{-0,00157 t}$

DQO: demanda química de oxigênio; STV: sólidos totais voláteis; NTK: nitrogênio total Kjeldahl.

Tabela 5 – Taxas de utilização do substrato

Parâmetro	DQO		STV		NTK	
	COA ( $\text{g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ )	TUS ( $\text{g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ )	COA ( $\text{g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ )	TUS ( $\text{g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ )	COA ( $\text{g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ )	TUS ( $\text{g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ )
Magnitude	285,7	145,7	490	245	14	5,7

COA: carga orgânica aplicada; TSU: taxa de utilização de substrato.

Os dados apresentados na Tabela 5, possibilita a estimativa do quantitativo diário de massa de DQO aplicada que foi utilizada pelos microrganismos envolvidos no processo de bioestabilização, algo em torno de 51%. Este mesmo percentual foi verificado em relação à massa aplicada de sólidos totais voláteis. Com relação ao nitrogênio total, o percentual de utilização foi de 41%, propiciando relação C/N igual a 24 na massa de resíduos vegetais parcialmente bioestabilizada. Frente a considerável presença de material orgânico e nitrogenado na massa de resíduo, existe a possibilidade desta massa de resíduo ser aplicada como agente condicionador de solo, preferencialmente após ser submetida ao processo de bioestabilização aeróbia e vermicompostagem. Na Figura 2 é apresentado o volume acumulado de biogás e de gás metano quantificado ao longo do período experimental.

Na Figura 2, observa-se que a produção de biogás foi de 33,1 m<sup>3</sup>, com composição média em torno de 64% de gás metano, o que equivale a 21,18

m<sup>3</sup> de metano. Na Tabela 6 são apresentados os dados das taxas de produção de metano em relação aos valores teóricos e experimentais. Os valores são expressos em m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> de massa de DQO transformada.

Constata-se que de um volume teórico de gás metano estimado em 30,28 m<sup>3</sup>, a produção experimental foi de 21,40 m<sup>3</sup> de gás metano, alcançando a taxa de produção de gás metano de 0,25 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> de massa de DQO transformada. Possivelmente, esta taxa de produção de gás metano poderia alcançar um valor ainda bem mais representativo, caso fosse catalisado mecanismos que favorecesse a quebra de material orgânico de cadeia mais longa, no mesmo espaço de tempo do material orgânico mais solúvel. Por outro lado, poderia se trabalhar com tempo de detenção de sólidos mais longo, desde que se levasse em consideração a relação custo/benefício do processo em sua totalidade.

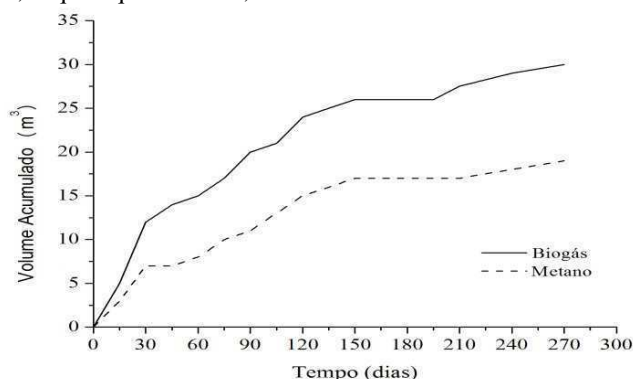


Figura 2 – Volume acumulado de biogás e de gás metano.

Tabela 6 – Taxa de produção de metano.

Parâmetros	M <sub>DQO</sub> (Transf)	Volume de CH <sub>4</sub> (T)	Volume de CH <sub>4</sub> (E)	TPM (T)	TPM (E)
Magnitude	86,50 (kg)	30,28 (m <sup>3</sup> )	21,40 (m <sup>3</sup> )	0,35	0,25

E: valor experimental; T: valor teórico; M<sub>DQO</sub> (Transf): massa de DQO transformada; TPM: taxa de produção de metano (Nm<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup>DQO transformada).

## 5 CONCLUSÕES

Frente à análise dos dados apresentados neste trabalho, pode-se concluir que:

- A eficiência de transformação de massa de DQO atingiu o patamar de 51%, acontecendo o mesmo para os sólidos totais voláteis;
- A mistura dos tipos de resíduos, que no caso específico deste trabalho foram resíduos vegetais mais lodo de esgoto sanitário, na proporção de 80 e 20%(percentagem em

peso) respectivamente, contribuiu significativamente para o ajustamento do percentual de umidade do substrato, para a correção da relação C/N e para o aumento da densidade de microrganismos, propiciando consequentemente maior eficiência de transformação de massa de material carbonáceo.

- A taxa de produção média de gás metano obtida foi de 0,25 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> de DQO transformada, para o tempo de monitoração de 270 dias.

- Frente ao quantitativo de massa de resíduos vegetais gerada em centrais de abastecimento de todo o Brasil, o aproveitamento energético desta massa de resíduo, poderá contribuir significativamente com a matriz energética nacional e reduzir substancialmente o lançamento para a atmosfera de gases metano e dióxido de carbono.

#### Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq o apoio financeiro concedido em termos de rubricas de custeio e capital destinados a realização deste trabalho. Agradecemos ainda a toda a equipe técnica da EXTRABES pelo esforço dispensado na realização das atividades diárias do processo coleta e trituração dos resíduos vegetais e do monitoramento do reator.

#### BIOESTABILIZATION ANAEROBIC SOLID WASTE ORGANIC: QUANTITATIVE ASPECTS

**ABSTRACT:** It is estimated that in Brazil, the municipal solid waste produced are constituted on average 55% of fermentable organic solid waste and that this quantity can be applied in aerobic or anaerobic stabilization process. Anaerobic digestion is an important alternative for the treatment of different types of potentially fermentable waste, considering providing an alternative source of energy that can be used to replace fossil fuels. To perform the experimental part of this work was constructed and monitored an experimental system consisting of an anaerobic batch reactor, shredding unit of fermentable organic wastes and additional devices. Fermentable organic wastes consisted of leftover fruits and vegetables and were listed in EMPASA (Paraibana Company of Food and Agricultural Services), located in the city of Campina Grande- PB. The residues were collected and transported to the Experimental Station Biological Sewage Treatment (EXTRABES) where they were processed and used for substrate preparation. The substrate consisted of a mixture of fermentable organic waste, more anaerobic sewage sludge in the proportion of 80 and 20 % respectively. In the specific case of this study, it was found that 1m<sup>3</sup> of substrate concentration of total COD equal to 169 g L<sup>-1</sup>, considering the reactor efficiency equal to 80 %, the production of CH<sub>4</sub> would be approximately 47.25 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>. Therefore, fermentable organic waste, when subjected to anaerobic treatment process produces a quantity of methane gas in addition to the partially biostabilized

compound may be applied as a soil conditioning agent.

**Keywords:** anaerobic process, organic waste, energy potential

#### Referências

- [1] LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S.; SILVA, S. A.; Tratamento Anaeróbio de Resíduos Sólidos Orgânicos com Alta e Baixa Concentração de Sólidos. *Rev. Bras. de Eng. Agr. e Amb.* Vol.13, n. 2, p. 190-196, 2009.
- [2] ZHU, B.; CIKAS, P.; ZHANG, R.; LORD, J.; JENKINS, B.; LI, X.; Characteristics and biogas Production Potential of Municipal Solid Wastes Pretreated with a Rotary Drum Reactor. *Biores. Techn.*, Vol. 100, n. 3, p. 1122–1129, 2009.
- [3] GÓMEZ, X.. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes – Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate, *Renew. Ener.*, Vol. 31, p. 2017-2022, 2006.
- [4] LEITE, V. D.; SOUSA, J.T.; LOPES, W.S.; PRASAD, S. Perfil Quali/quantitativo dos Resíduos Sólidos Urbanos no Estado da Paraíba. In: VI Seminário Nacional de Resíduos Sólidos, 2002, Gramado – RS. Anais...Gramado-RS: UFRGS, 2002,
- [5] LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S. Tratamento Anaeróbio de Resíduos Orgânicos com Baixa Concentração de Sólidos. *Rev. de Eng. Sanit. e Amb.* Vol. 9, n. 4, p. 280-284, 2004.
- [6] RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R.; Anaerobic Digestion of Solid Organic Substrates in Batch Mode: An Overview relating to Methane Yields and Experimental Procedures, *Renew. and Sust. Ener. Rev.*, Vol. 16, p.861–877, 2011.
- [7] BOUALLAGUI, H.; Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Proc. Biochem.*, Vol. 40, p. 989-995, 2005.
- [8] CUETOS, M. J. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Biochem. Eng. J.*, Vol. 40, p. 99/ 105, 2008.

- [9] TICM, Spanish Ministry of Tourism, Trade and Industry; Spanish Royal Decree R. D. 661/2007, de 25 de Mayo, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica régimen especial. BOE 126, p. 22846–22886, 2007. (in Spanish).
- [10] FUENTES, M.; SCENNA, N. J.; AGUIRRE, P. A.; MUSSATI, M. C.; Application of two anaerobic digestion models to biofilm systems. *Biochem. Eng. J.*, Vol 38, p. 259, 2008.
- [11] MASSEY, M. L.; POHLAND, F. G.; Phase separation of anaerobic stabilization by kinetic controls. *J. Wat. Pollut. Control. Fed.*, Vol 50, p. 2204-2222, 1978.
- [12] LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; PRASAD, S.; Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for testing municipal solid waste. *Biores. Techn.*, Vol 94, p. 261-266, 2004.
- [13] APHA, AWWA, WPCF.; Standard methods for examination of water and wastewater. 19th ed. Washington, 2005, 1134 p.