

ESTRATÉGIA DE ADAPTAÇÃO DE LODO ANAERÓBIO MESOFÍLICO COMO FONTE DE INÓCULO PARA BIODIGESTÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES

Vitor Rodrigues¹

Jandir Pereira Blasius²

Marcus Cesar Avezum Alves de Castro²

RESUMO

A fração de matéria orgânica representa mais de 51,4% do total de resíduos sólidos urbanos gerados no Brasil. Apesar do grande volume produzido, estes resíduos não recebem tratamento adequado e são fontes de passivos ambientais. Dentre os processos de tratamento dos resíduos orgânicos, a digestão anaeróbia destaca-se por ser adaptada a diferentes escalas e maior gama de substratos, além de gerar como subprodutos: biofertilizante e biogás. Para acelerar e otimizar este processo é recomendada a utilização de uma fonte de inóculo, aclimatada às condições impostas nos testes. Sendo assim, este trabalho avaliou diferentes períodos de adaptação de lodo anaeróbio mesofílico (15, 60 e 80 dias) com uso de substrato sintético (acetato), como estratégia para partida de biorreatores, em escala de batelada, operados com resíduos alimentares. Os resíduos do pré-preparo de alimentos e das sobras das refeições foram provenientes de restaurante universitário. Foram realizados testes de potencial bioquímico de metano (BMP), sendo avaliada a eficiência do processo em termos de remoção de carga orgânica. Os índices de BMP encontrados foram de 537, 837 e 868 mL de CH₄.g STV⁻¹ para os tempos de adaptação de 15, 60 e 80 dias, respectivamente. A eficiência na remoção da carga orgânica foi mais elevada para os tempos de 60 e 80 dias, porém com pouca variação entre estes períodos. Este trabalho elucidou a importância da adaptação dos microrganismos antes de sua aplicação nos testes com resíduos orgânicos e destacou elevada produção de metano e potencial para aproveitamento energético dos resíduos alimentares.

Palavras Chave: Potencial bioquímico de metano. Tratamento de resíduos orgânicos. Digestão anaeróbia. Metano.

¹ Engenheiro Ambiental pela Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP). E-mail: vtr.rodrigues7@gmail.com

² Mestre em Geociências e Meio Ambiente - UNESP - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro - SP. Engenheiro Ambiental e Sanitarista - UNIPAMPA - Universidade Federal do Pampa, Campus Caçapava do Sul - RS. Especialização em Engenharia de Segurança do Trabalho - UCAM - Universidade Cândido Mendes, Rio de Janeiro - RJ. E-mail: jandirblasius@gmail.com

³ Engenharia Mecânica (EESC-USP). Mestrado e Doutorado em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo. Livre docente em Resíduos Sólidos pela Universidade Estadual "Julio de Mesquita Filho" - UNESP. Professor adjunto (RDIDP) do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual Paulista "Júlio de

ADAPTATION STRATEGY OF MESOPHILIC ANAEROBIC SLUDGE AS A SOURCE OF INOCULUM FOR FOOD WASTE ANAEROBIC DIGESTION

ABSTRACT

The organic matter fraction represents more than 51,4% of the total municipal solid waste generated in Brazil. Despite the large volume produced, these wastes are not properly treated and are sources of environmental liabilities. Among the processes of treatment of organic waste, anaerobic digestion stands out for being adapted to different scales and larger range of substrates, besides generating as byproducts: biofertilizer and biogas. To accelerate and optimize this process it is recommended to use an inoculum source, acclimated to the conditions imposed in the tests. Therefore, this study evaluated different adaptation periods of anaerobic mesophilic sludge (15, 60 and 80 days) using synthetic substrate (acetate) as a strategy for batch scale bioreactors, operated with food waste. The waste from food preparation and meal leftovers came from a university's restaurant. Biochemical methane potential (BMP) tests were performed and the process efficiency in terms of organic load removal was evaluated. The BMP indices found were 537, 837 and 868 mL of CH₄.g STV⁻¹ for the adaptation times of 15, 60 and 80 days, respectively. The organic load removal efficiency was higher for the 60 and 80 days, but with little variation between these periods. This study clarified the importance of the adaptation of microorganisms before its application in the tests with organic waste and highlighted the high methane production and potential for energy use of food waste.

Keywords: Biochemical methane potential. Organic waste treatment. Anaerobic digestion. Methane.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a fração de matéria orgânica representa cerca de 51,4% da composição gravimétrica total dos resíduos sólidos urbanos (PNRS, 2020). Porém, apenas 3,4% da massa de resíduos orgânicos recebe tratamento adequado. Grande quantidade desses resíduos (59%) é destinada para os aterros sanitários, reduzindo o tempo de vida útil desses empreendimentos e onerando os custos para tratamento de gases e do lixiviado. Além disso, 9,6% são destinados a aterros controlados, e

10,3% a lixões, existindo ainda uma parcela de 17,7% sem informação, referente a pequenos municípios de até 30 mil habitantes (SNIS, 2016).

Atualmente, processos de compostagem e digestão anaeróbia podem ser empregados para o tratamento dos resíduos orgânicos. Dentre estes processos, a digestão anaeróbia destaca-se por ser adaptada a diferentes escalas e maior gama de substratos, além de gerar como subprodutos: biofertilizante e biogás.

O processo de digestão anaeróbia é amplamente empregado no tratamento de efluentes e águas residuárias, com sólidos conhecidos dos parâmetros e das condições ideais para sua operação (SCHIRMER *et al.*, 2017; MAINTINGER, *et al.* 2017). Porém, a aplicação desse processo em biodigestores operados com resíduos sólidos orgânicos enfrenta alguns desafios e limitações que necessitam de estudos mais aprofundados para que se alcance maior eficiência (CASTRO, 2013; BRAGUGLIA *et al.*, 2018).

Os desafios englobam a baixa taxa de aplicação de sólidos nos reatores, que implica na necessidade de grandes instalações, a vulnerabilidade da atividade metanogênica frente a elevadas cargas orgânicas, a variação e sazonalidade dos substratos, o longo tempo requerido para estabilização da matéria orgânica, as características do material digerido, além de desafios técnicos e tecnológicos e a quantidade e qualidade de inóculo (LI *et al.*, 2011; KHALID *et al.*, 2011; JEND *et al.*, 2015; SILVEIRA *et al.*, 2015; PARITOSH *et al.*, 2017; POSMANIK *et al.*, 2017; BLASIUS, 2020).

A biodegradação de resíduos orgânicos pode ocorrer de forma espontânea na natureza, porém para acelerar e otimizar o processo é recomendada a utilização de uma fonte de inóculo, aclimatada às condições impostas nos testes. Para condições ótimas de operação dos biorreatores é necessário adaptar os microrganismos com fonte de carbono, nutrientes e temperatura adequada, a fim de favorecer o crescimento das arqueias metanogênicas, que são os principais microrganismos de interesse na biometanização.

A falta de padronização na adaptação do inóculo nas pesquisas dificulta a comparação dos resultados dos testes, que utilizam diferentes substratos sintéticos: acetato (MONTEGGIA, 1997), bioetanol (CONTRERA *et al.*, 2008), glicose (HORTA, 2017).

Tendo em vista que a aclimação dos microrganismos responde pela eficiência do processo de digestão anaeróbia, este trabalho avaliou diferentes

períodos de adaptação de lodo anaeróbio mesofílico (15, 60 e 80 dias), com uso de substrato sintético (acetato), como estratégia para partida de biorreatores, em batelada, operados com resíduos alimentares.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Inóculo

Foi utilizado como fonte de inóculo um lodo proveniente de reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), operado em temperatura mesofílica (37°C), de uma Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) de abatedouro de aves. Após a coleta, o lodo foi mantido sob refrigeração (4°C) para reduzir a taxa metabólica dos microrganismos.

Antes dos testes de degradação anaeróbia dos resíduos orgânicos, foram testados diferentes períodos de aclimação do lodo: 15, 60 e 80 dias. Durante o tempo de adaptação os recipientes foram mantidos em temperatura ambiente (25°C) e foram adicionadas doses semanais de solução de acetato de sódio com concentração de 2 g.L⁻¹. A aclimação dos microrganismos em temperatura ambiente teve intuito de evitar um possível “choque térmico”.

Antes dos testes, o lodo foi caracterizado em termos de sólidos: Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV) de acordo com APHA (2005).

2.2 Substratos

Os substratos orgânicos utilizados consistiram em resíduos alimentares provenientes do restaurante universitário da UNESP - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, campus de Rio Claro (SP). A massa total coletada (% em base úmida) consistiu de Resíduos de Pré-Preparo (RPP) dos alimentos (couve - 12%, abobrinha - 5%, escarola - 5%, berinjela - 9%, chuchu - 10%, repolho - 10%, cenoura - 11% e beterraba - 10%) e Resíduos de Sobras (RS) das refeições (arroz - 11% e feijão - 14%).

Após a coleta, os resíduos foram triturados em liquidificador industrial. Para facilitar a trituração, os resíduos foram diluídos em proporção de 1:1 (1kg de resíduos para 1L de água). Após a trituração e homogeneização, os resíduos foram mantidos sob temperatura de -20°C até sua utilização nos testes.

Os resíduos foram caracterizados por parâmetros físicos, químicos e biológicos: pH, ST, STV, STF, Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de acordo com metodologia de APHA, 2005; alcalinidade total e ácidos graxos voláteis (DILALLO & ALBERTSON, 1961), biodegradabilidade – relação DQO/DBO (VON SPERLING, 2005); e relação Carbono/Nitrogênio (C/N) (GALVANI & GAERTNER, 2006).

2.3 Teste de Potencial Bioquímico de Metano (BMP)

Os testes de BMP (sigla do inglês *Biochemical Methane Potential*) foram realizados em batelada, em reatores com capacidade volumétrica de 500 mL.

A quantidade de inóculo adicionada aos reatores seguiu a relação substrato/inóculo 1:1, onde a quantidade de substrato adotada foi referente ao processo de digestão úmida convencional com concentração de sólidos totais inferior a 10% pois, de acordo com Liu *et al.* (2016), em testes com baixo teor de sólidos a produção de biogás ocorre de forma linear e são observados os melhores resultados em eficiência de processo. Foi estabelecida a concentração de 1,35 g de STV do substrato por 1,35 g de STV do inóculo.

Os testes de BMP foram realizados após a correção do pH com solução de hidróxido de sódio em concentração de 0,1 N. Também foram adicionados agentes tamponantes: fosfato de potássio monobásico e fosfato de potássio dibásico, em concentrações de 300 mg L⁻¹ e 400 mg L⁻¹, respectivamente, conforme recomendação de Aquino *et al.* (2007). A condição de anaerobiose no *headspace* dos reatores foi garantida através da troca de atmosfera gasosa dos reatores, com fluxo de gás nitrogênio por 20 minutos.

O volume de metano gerado nos testes foi aferido pelo método de deslocamento de volume líquido, que realiza a “lavagem” do biogás através da absorção do dióxido de carbono com solução de NaOH (hidróxido de sódio) em concentração de 15%, permitindo somente a passagem do gás metano (AQUINO *et al.*, 2007).

A composição dos reatores é mostrada na Figura 1. Para minimizar a possibilidade de erros e a superestimação da produção de metano foram operados, concomitantemente, reatores “controle”, contendo apenas água e inóculo. Os testes foram realizados em triplicata.

Figura 1 – Composição dos reatores dos testes de BMP com resíduos alimentares



O valor de BMP foi calculado subtraindo a produção de metano dos reatores “controle”, conforme a Equação 1, adaptada de Strömberg; Nistor & Liu (2014):

$$BMP = \frac{\text{Volume acumulado de } CH_4 \text{ (mL)} - \text{Volume do "controle" (mL)}}{\text{g de STV de substrato adicionada}} \quad (1)$$

2.4 Avaliação da eficiência do processo

A eficiência do processo de digestão anaeróbia foi avaliada pelos teores de remoção de DQO (colorimetria por refluxo fechado), de DBO e de STV (gravimetria) e variação de pH (potenciometria) segundo APHA (2005), consumo de carboidratos totais (DUBOIS *et al.*, 1956) e monitoramento da produção de metano (método de deslocamento de volume – AQUINO *et al.*, 2007).

A produção de metano foi monitorada a cada 24h, até que a geração se tornasse menor que 1% da produção média acumulada (considerada desprezível),

com exceção do primeiro dia de operação no qual foram realizadas 3 medidas para acompanhamento da fase exponencial da produção de metano.

A eficiência de cada parâmetro foi calculada de acordo a Equação 2, na qual E (%): percentual de eficiência; CI: concentração inicial; CF: concentração final.

$$E (\%) = \frac{CI - CF}{CI} \times 100 \quad (2)$$

2.5 Tratamentos dos dados

Os dados coletados foram tratados por métodos estatísticos utilizando o *software* MS Office Excel 2013. Para plotagem dos gráficos com barras de erros foi utilizado o *software* OriginPro 2017.

O *software* Statistica® (versão 8.0) foi utilizado para os cálculos de correlação dos dados e para a modelagem da geração de metano, por meio do modelo de Gompertz modificado (LAY *et al.*, 1998) conforme Equação 3:



The logo for RG&SA Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental features the letters 'RG&SA' in a bold, green, sans-serif font. The ampersand is yellow. To the right of the letters is a vertical yellow bar with the ISSN number 'ISSN 1238-8753' written vertically. Below the logo, the text 'Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental' is written in a smaller, green, sans-serif font.

$$R_{CH_4} = P \cdot \exp \left\{ - \exp \left[\frac{R_m \cdot e}{L} (L - t) \right] + 1 \right\} \quad (3)$$

Na qual: R_{CH_4} : Rendimento acumulado de metano no tempo t (mL.g⁻¹ STV); P : Potencial de produção de metano (mL.g⁻¹ STV); R_m : Taxa máxima de produção de metano (mL.g⁻¹ STV.d⁻¹); L : duração da fase *lag* (dias); t : tempo (dias); e : exp (1) = 2,7183.

3 RESULTADOS

3.1 Caracterização do inóculo e substrato

O lodo apresentou pH próximo da neutralidade e relação STV/ST de 81,65%, que indica baixa taxa de mineralização e provável riqueza de microrganismos. Liao e Li (2015) sugerem que quando a relação STV/ST for menor que 50%, a taxa de

degradação orgânica diminui para 25-35%, tornando inviável economicamente a recuperação energética. Portanto, o conteúdo orgânico do lodo empregado nesta pesquisa apresentou elevado potencial para utilização no processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares.

Na Tabela 1, são apresentados os dados de caracterização do lodo utilizado como fonte de inóculo e dos grupos de resíduos alimentares.

Tabela 1 - Caracterização das misturas de resíduos e do inóculo

| Parâmetros | Inóculo | Substratos | |
|--|--------------|--------------|---------------|
| | | RPP | RS |
| pH | 7,1 ± 0,02 | 4,53 ± 0,06 | 4,73 ± 0,03 |
| ST (g.L ⁻¹) | 39,13 ± 1,49 | 19,59 ± 1,02 | 128,38 ± 0,70 |
| STF (g.L ⁻¹) | 7,19 ± 0,45 | 4,13 ± 0,20 | 6,14 ± 0,04 |
| STV (g.L ⁻¹) | 31,94 ± 1,03 | 15,46 ± 0,86 | 122,23 ± 0,68 |
| STV/ST (%) | 81,65 ± 0,45 | 78,89 ± 0,57 | 95,21 ± 0,02 |
| STF/ST (%) | 18,35 ± 0,45 | 21,10 ± 0,57 | 4,78 ± 0,02 |
| Umidade (%) | - | 84,15 ± 0,01 | 74,6 ± 0,01 |
| Carboidratos (g.L ⁻¹) | - | 14,28 ± 1,02 | 9,67 ± 0,84 |
| AT (g CaCO ₃ .L ⁻¹) | - | 0,6 ± 0,15 | 0,9 ± 0,02 |
| AGV (g HAc.L ⁻¹) | - | 1,98 ± 0,03 | 2,21 ± 0,02 |
| DQO (g.L ⁻¹) | - | 31,9 ± 1,26 | 53,2 ± 2,40 |
| DBO (g.L ⁻¹) | - | 28,8 ± 1,62 | 43,6 ± 1,43 |
| Relação C/N (%) | - | 23,5 ± 0,45 | 29,1 ± 0,88 |

As análises de caracterização do inóculo e substratos foram realizadas em triplicata para garantir confiabilidade de dados. Os valores nos parênteses referem-se ao desvio padrão.

* RPP: Resíduos de Pré-Preparo; RS: Resíduos de Sobras; g HAc.L⁻¹ – g.L⁻¹ de ácido acético equivalente.

Fonte: Elaborado pelos autores.

Os dois substratos apresentaram pH ácido, com valores de 4,53 e 4,73 para os resíduos RPP e RS, respectivamente. Na caracterização físico-química de resíduos alimentares, Zhang *et al.* (2013) encontraram valor de pH de 4.2 ± 0,2. Enquanto, Pavi *et al.*, (2017), que avaliaram a produção de biogás de resíduos alimentares e FORSU (Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos), registraram o valor de pH de 4,66. Portanto, os valores encontrados neste trabalho estão alinhados a faixa de valores típicos de resíduos alimentares.

Os resíduos do grupo RS apresentaram 128,38 ($\pm 0,70$) g.L⁻¹ de ST, sendo este montante composto por 6,14 ($\pm 0,04$) g.L⁻¹ de STF e 122,23 ($\pm 0,68$) g.L⁻¹ de STV. Já os resíduos RPP apresentaram um valor 6,7 vezes menor, com uma concentração de 19,59 ($\pm 1,02$) g.L⁻¹ de ST, sendo 4,13 ($\pm 0,20$) g.L⁻¹ de STF e 15,46 ($\pm 0,86$) g.L⁻¹ de STV.

De tal maneira, a relação STV/ST encontrada para os dois tipos de resíduos foi de: 78,89% ($\pm 0,57$) para os RPP e 95,21% ($\pm 0,02$) para os RS. Os valores obtidos para os resíduos tipo RS estão em conformidade com valores encontrados por Zhang *et al.*, (2013), que encontraram valor de 90,9% de STV/ST para resíduos alimentares.

As análises de carboidratos totais revelaram um conteúdo de 14,28 ($\pm 1,02$) g.L⁻¹ para os resíduos do grupo RPP e 9,67 ($\pm 0,84$) g.L⁻¹ para o grupo de resíduos RS. Os resíduos do tipo RPP apresentaram um teor de carboidratos cerca de 48% maior que os resíduos RS, provavelmente, devido ao seu maior teor de açúcar.

Os resíduos apresentaram alcalinidade total de 0,6 ($\pm 0,15$) para o grupo RPP e 0,9 ($\pm 0,02$) g CaCO₃.L⁻¹. Esses valores, juntamente com os valores de pH ácido indicam uma baixa capacidade tampicante do sistema durante o processo de digestão anaeróbia (BLASIUS, 2019). De tal forma, foi realizado o ajuste do pH e aplicação de agentes tampicantes para que não intensificar o acúmulo de AGV (Ácidos Graxos Voláteis), o que é comum em processos de digestão anaeróbia de resíduos alimentares (DENNEHY *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2014).

Foram encontrados índices de DQO de 31,9 g.L⁻¹ ($\pm 1,26$) e 53,2 g.L⁻¹ ($\pm 2,40$) para os resíduos tipo RPP e RS, respectivamente. Analisando somente esse parâmetro, não é possível concluir se os substratos utilizados são compostos orgânicos biodegradáveis, não biodegradáveis ou inorgânicos oxidáveis (MORENO-CASILLAS; *et al.*, 2007).

O índice de biodegradabilidade (DBO/DQO) para os resíduos tipo RPP e RS foram de 0,9 e 0,81 respectivamente. Segundo Fresenius *et al.* (1990), estes índices indicam alta biodegradabilidade de compostos orgânicos, por apresentarem índices acima do valor 0,5.

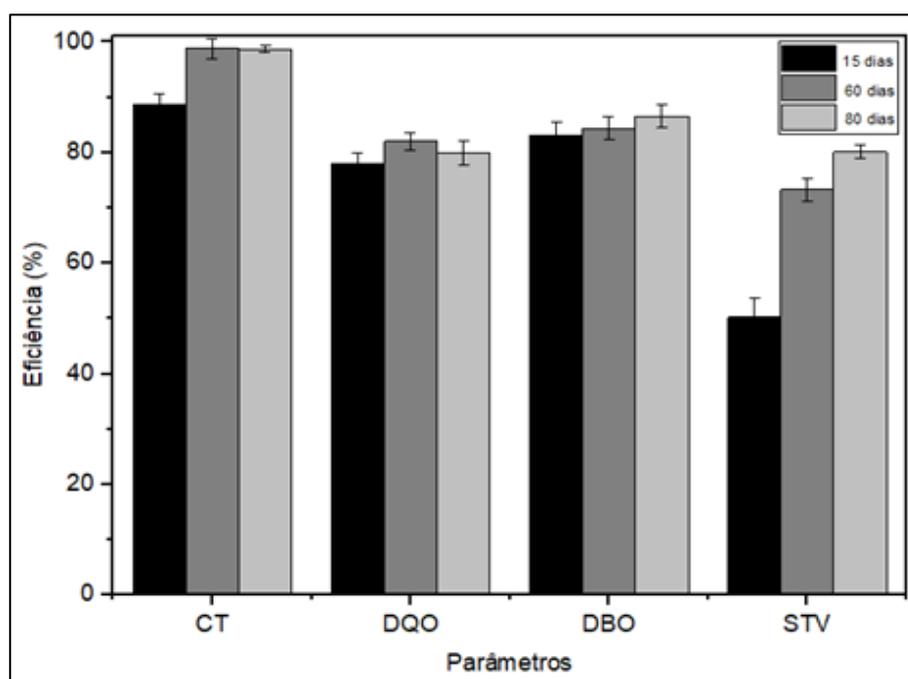
A mistura de resíduos do grupo RPP apresentou uma relação C/N de 23,5 ($\pm 0,45$), enquanto o grupo RS apresentou valor de 29,1 ($\pm 0,88$). Um intervalo ótimo deste parâmetro para uma digestão eficiente é entre 20 a 30 (BRAGUGLIA *et al.*, 2018). Portanto, os valores encontrados na determinação da relação C/N dos grupos

de resíduos revelou que ambas as misturas apresentaram valores próximos a índices tomados como referência de sucesso pelo processo de digestão anaeróbia.

3.2 Testes de BMP

A eficiência do processo de digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos com lodo adaptado sob diferentes tempos de adaptação, é apresentada na Figura 2.

Figura 2 - Eficiência na remoção da carga orgânica dos resíduos alimentares pelo processo de digestão anaeróbia



*CT: Carboidratos Totais; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; STV: Sólidos Totais Voláteis.

Fonte: Elaborado pelos autores.

Os consumos de carboidratos totais foram de 88,6%, 98,8% e 98,7% para os tempos de adaptação do lodo de 15, 60 e 80 dias, respectivamente. O desempenho entre a aclimação de 60 e 80 dias foi muito próxima, sinalizando que depois de 60 dias de adaptação, os microrganismos não respondem eficientemente ao estímulo de fonte de carbono.

A remoção de DQO das misturas de resíduos mostrou melhor desempenho do lodo adaptado por 60 dias (82%) quando comparado com os tempos de 15 (78,1%) e 80 (80%) dias.

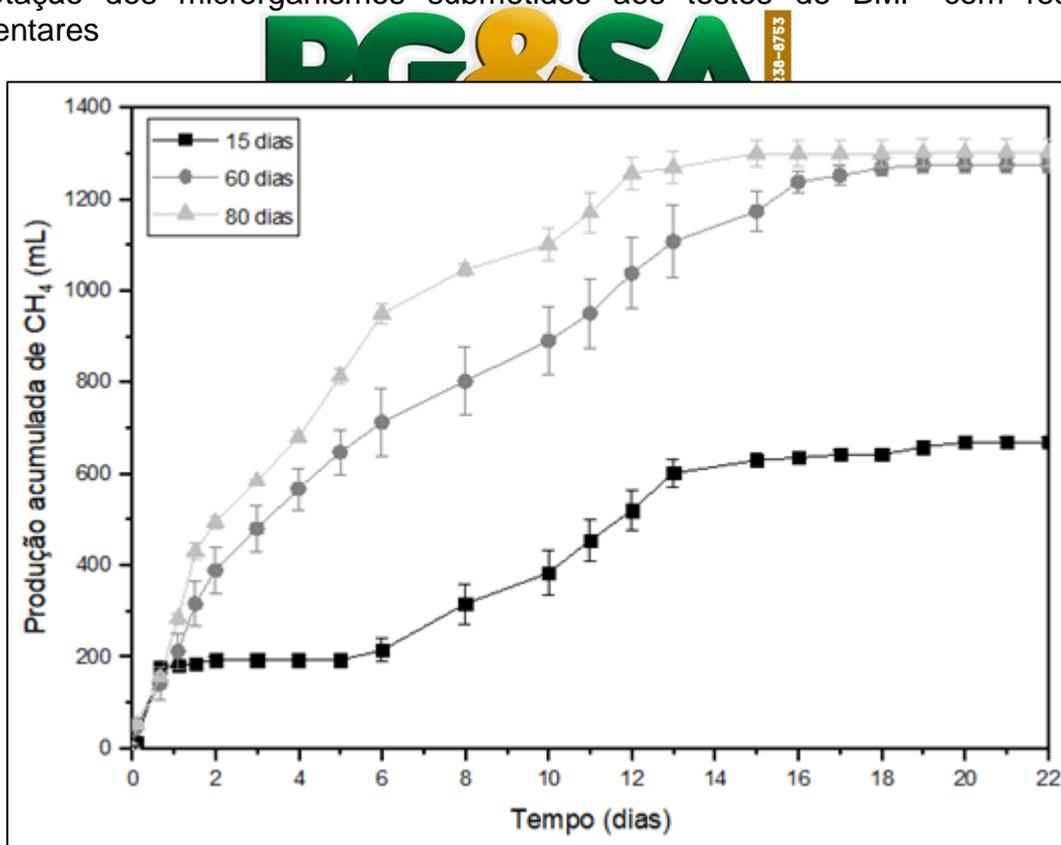
O teor de remoção de DBO foi superior no tempo de adaptação de 80 dias (86,6%), que nos tempos de 15 (83%) e 60 (84,4%) dias. Porém, devido a ínfima variação desse parâmetro, conclui-se que o tempo de adaptação do lodo não interferiu no desempenho do inóculo no processo.

Por outro lado, a remoção de STV foi ligeiramente superior no inóculo adaptado por 80 dias (80,1%), seguido pelo tempo de 60 (73,3%) e 15 (50,2%) dias. Estes valores podem estar correlacionados com a produção de metano, pois seguiu a mesma ordem, com disparidade comparável.

Em todos os testes, independente do período de adaptação, não foram observadas mudanças significativas de pH, que indica que a quantidade de agentes tamponantes foi suficiente para manter este parâmetro próximo da neutralidade.

As curvas de produção média acumulada de metano (CH_4) para os três tempos de adaptação do inóculo são apresentadas na Figura 3.

Figura 3 - Produção média acumulada de metano de acordo com o tempo de adaptação dos microrganismos submetidos aos testes de BMP com resíduos alimentares



Fonte: Elaborado pelos autores.

No teste de BMP foram verificadas produções médias acumuladas de metano de 671, 1256 e 1302 mL, respectivamente, para os tempos de adaptação de 15, 60 e 80 dias. Com tempo de adaptação de 60 dias, obteve-se valor de produção acumulada de metano em torno de 87,2% superior ao tempo de 15 dias. Enquanto, ao comparar os tempos de adaptação de 80 e 15 dias, a diferença foi ainda maior (94%). Portanto, foi observada uma forte correlação entre o tempo de adaptação do inóculo e a produção de metano nos testes.

No entanto, a análise entre os tempos de adaptação do lodo de 60 e 80 dias revelou diferença na produção de metano de 3,6%. Isso mostra que a partir de 60 dias de adaptação, provavelmente os microrganismos presentes no lodo atingiram quase seu potencial total de crescimento e que mesmo com o aumento do tempo de adaptação, não foi observado relevante eficiência na aclimação do lodo.

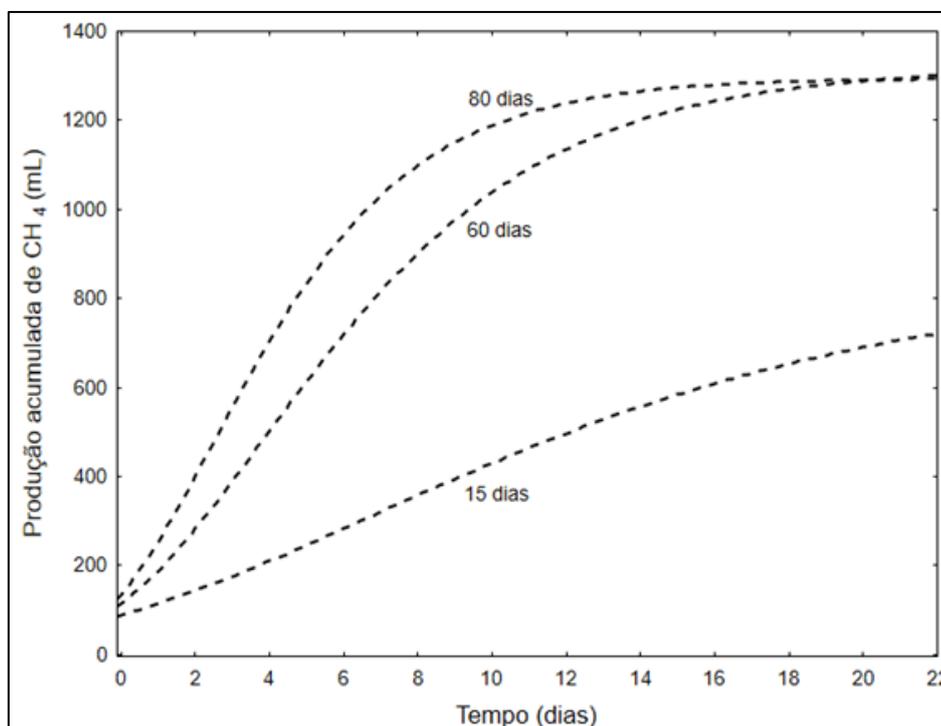
A modelagem dos dados (Figura 4) sinalizou comportamento mais acentuado nas curvas exponenciais referentes aos maiores períodos de adaptação, provavelmente associada à grande disponibilidade de macromoléculas orgânicas facilmente assimiláveis e maior atividade metabólica dos microrganismos em função do tempo de adaptação do lodo empregado.

A equação de Gompertz modificada superestimou produção de metano para os tempos de adaptação de 15 (26,0%) e 60 (+5,8%) dias (Tabela 2). Enquanto, para o tempo de 80 dias, houve uma subestimação reduzida da geração de metano (-1,2%).

O modelo de Gompertz estimou taxa de produção máxima de metano em torno de 37,51 (15 dias de adaptação), 113,09 (60 dias) e 191,12 mL.d⁻¹ (80 dias). Provavelmente, estes valores refletem maior atividade metabólica dos microrganismos de acordo com maior tempo de adaptação do lodo.



Figura 4 - Modelagem dos dados de produção acumulada de metano pelo modelo de Gompertz, modificado



Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 2 - Resumo dos parâmetros estimados pela equação de Gompertz modificada na modelagem dos dados

| Tempo de adaptação (dias) | Parâmetros | Valor estimado | Limite inferior | Limite superior | R ² |
|---------------------------|--------------------------------------|----------------|-----------------|-----------------|----------------|
| 15 | P (mL) | 845,09 | 625,05 | 1065,14 | 0,9757 |
| | R _m (mL.d ⁻¹) | 37,51 | 29,82 | 45,20 | |
| | L (d) | - | - | 0,158 | |
| 60 | P (mL) | 1319,45 | 1255,06 | 1383,19 | 0,9947 |
| | R _m (mL.d ⁻¹) | 113,09 | 100,76 | 125,42 | |
| | L (d) | - | - | 0,12 | |
| 80 | P (mL) | 1286,83 | 1237,38 | 1336,28 | 0,9813 |
| | R _m (mL.d ⁻¹) | 191,12 | 158,91 | 223,33 | |
| | L (d) | - | - | - | |

*P: Potencial de produção de metano (mL.g⁻¹ STV); R_m: Taxa máxima de produção de metano (mL.d⁻¹); L: duração da fase lag (dias);

Fonte: Elaborado pelos autores.

Para os três tempos de adaptação analisados, não foram observadas duração da fase Lag, representada pela variável “L”. Isso deve ter ocorrido devido ao fato do consórcio microbiano estar bem adaptado ao substrato, logo na partida dos reatores.

O coeficiente de determinação (variável R²) apresentou índices de 0,9757, 0,9947 e 0,9813 correspondente aos tempos de adaptação de 15, 60 e 80 dias, concomitantemente. Estes valores sinalizam boa correlação entre os dados observados nos testes e os dados estimados pelo modelo de Gompertz modificado. No teste de BMP foram encontrados índices de BMP de 537, 837 e 868 mL de CH₄.g STV⁻¹ (Tabela 3). Com tempo de adaptação de 60 dias, obteve-se valor BMP em torno de 55,9% superior ao índice observado para 15 dias. Ao comparar os valores de BMP para os tempos de adaptação de 80 e 15 dias, a diferença foi ainda maior (61,6%). Portanto, foi observada forte correlação entre o tempo de adaptação do inóculo e o índice de BMP. No entanto, o valor de BMP variou muito pouco (3,7%) entre os períodos de adaptação do lodo de 60 e 80 dias. Isso ressalta que a partir de 60 dias de adaptação, provavelmente não se obteve relevante eficiência na aclimação do lodo.



Tabela 3 - Comparação dos valores de BMP encontrados no presente estudo em referência a trabalhos da literatura com resíduos alimentares

| Tipo de resíduos | Tempo de adaptação (dias) | Índice de BMP (mL de CH ₄ .g STV ⁻¹) | Referência |
|--|---------------------------|---|----------------------------|
| Resíduos de frutas e verduras | - | 180 - 732 | Gunaseelan (2004) |
| Resíduos alimentares + dejetos bovinos | - | 317 - 388 | Zhang <i>et al.</i> (2013) |
| Resíduos alimentares + Lodo ativado | - | 353,5 | Liu <i>et al.</i> (2013) |
| Resíduos alimentares + Lodo ativado | - | 481 | Naran, Toor e Kim (2016) |
| Resíduos alimentares + Lodo de ETA | - | 330 - 350 | Koch <i>et al.</i> (2016) |
| Resíduos alimentares + lodo de esgoto | - | 823 | Prabhu e Mutnuri (2016) |
| Resíduos de frutas e verduras + resíduos alimentares | - | 164 - 396 | Pavi <i>et al.</i> (2017) |

| | | | |
|----------------------|--------------|-----------------|-----------------|
| Resíduos alimentares | 15; 60; e 80 | 537; 837; e 868 | Presente estudo |
|----------------------|--------------|-----------------|-----------------|

Fonte: Elaborado pelos autores.

De modo geral, os valores de BMP encontrados neste estudo (537 - 868 mL de CH₄.g STV⁻¹) alinham-se aos índices obtidos Gunaseelan (2004) (180 - 732 mL de CH₄.g STV⁻¹) e Prabhu e Mutnuri (2016) (823 mL de CH₄.g STV⁻¹). Porém, encontram-se acima dos valores encontrados por: Zhang *et al.* (2013) (317 - 388 mL de CH₄.g STV⁻¹); Liu *et al.* (2013) (353,5 mL de CH₄.g STV⁻¹); Naran, Toor e Kim (2016) (481 mL de CH₄.g STV⁻¹); Koch *et al.* (2016) (330 - 350 mL de CH₄.g STV⁻¹); e Pavi *et al.* (2017) (164 - 396 mL de CH₄.g STV⁻¹).

Entretanto, cabe lembrar que o valor de BMP é dependente das condições do processo (tipo de processo contínuo ou batelada, digestão úmida ou seca, temperatura e atividade do inóculo) e dos tipos e das propriedades dos resíduos (CAMPUZANO; GONZALEZ-MARTINEZ, 2016; BLASIUS *et al.*, 2020), que dificultam a comparação entre os trabalhos.



4 CONCLUSÃO

A caracterização do lodo mesofílico empregado no presente trabalho apresentou características favoráveis para bom desempenho do processo, uma vez que apresentou baixa taxa de mineralização e consequente elevada disponibilidade de microorganismos. Os resíduos alimentares apresentaram elevada biodegradabilidade, o que facilitou a metanização por processo anaeróbio.

Foi verificado que os diferentes tempos de adaptação do lodo resultaram em distintas performances do processo de digestão anaeróbia. Entre os tempos de adaptação testados, os melhores resultados de eficiência de processo foram referentes aos períodos de 60 e 80 dias.

Com os períodos de adaptação do lodo mais prolongados foram observados maiores teores de consumo de carboidratos totais, remoção de STV, DQO e DBO. Também foram verificadas fases exponenciais mais acentuadas, que refletem elevada capacidade dos microorganismos em converter substratos orgânicos em biogás. Os maiores valores de BMP foram observados nos tempos de 60 e 80 dias, 1256 e 1302

mL, respectivamente, indicando uma maior produção de metano para os inóculos com maior tempo de adaptação.

Apesar do tempo de adaptação do lodo ser considerado estratégia fundamental para partida de biorreatores, poucos trabalhos abordam este tema, tornando difícil a comparação com outros trabalhos. Porém, de forma geral os resultados encontrados do Potencial Bioquímico de Metano no presente trabalho estão acima dos valores encontrados na literatura.

REFERÊNCIAS

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 21ª Edition. Washington, 2005. 1368p.

AQUINO, S. F. *et al.* Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, p. 192-201, 2007.

BLASIUS, J. P. Influência de diferentes composições de resíduos alimentares no processo de biometanização. **Dissertação (Mestrado)**. Geociências e Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista - João de Mesquita Filho. 2019. 128p.

BLASIUS, J. P., CONTRERA, R. C., MAINTINGUER, S. I., CASTRO, M. C. A. A. Effects of temperature, proportion and organic loading rate on the performance of anaerobic digestion of food waste. **Biotechnology Reports**, e00503, 2020.

BRAGUGLIA, C. M. *et al.* Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 37–56, 2018.

CAMPUZANO, R.; GONZALEZ-MARTINEZ, S. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. **Waste Management**, v. 54, p. 3–12, 2016.

CASTRO, M. C. A. A.; ANTONIO, S. M; SCHALCH, Valdir; LEITE, Wellington Cyro de Almeida. Analysis of variation of concentration and methane gas flow in sanitary landfill in Brazil. In: 14A. **International Waste Management And Landfill Symposium**. Cagliari, Italy. Sardinia-2013. v.1. p.234 – 239.

CONTRERA, Ronan Cleber. Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial. **Tese (Doutorado)**. Universidade de São Paulo. 2008.

DENNEHY, C. *et al.* Synergism and effect of high initial volatile fatty acid concentrations during food waste and pig manure anaerobic co-digestion. **Waste**

Management, v. 56, p. 173–180, 2016.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. Volatile acids by direct titration. **Water Pollut Control Fed**, v. 33, n. 4, p. 356–365, 1961.

DUBOIS, M. et al. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, v. 28, p. 350–356, 1956.

FRESENIUS, W. Technologie des eaux residuaires – Production, collecte traitement et analyse des eaux residuaires. **Springer-Verlag**. Berlin. 1990.

GALVANI, F.; GAERTNER, E. Adequação da Metodologia Kjeldahl para determinação de Nitrogênio Total e Proteína Bruta. **EMBRAPA**. Circular T, n. ISSN 1517-1965, p. 9, 2006.

GUNASEELAN, V. N. Biochemical methane potential of fruits and vegetables solid waste feedstocks. **Fuel and Energy Abstracts**, v. 36, n. 5, p. 403-403, 2004.

HORTA, E. F. Influência do campo elétrico na degradação anaeróbia da glicose em reatores em batelada. **Dissertação (mestrado)**. Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP, Rio Claro-SP. 2017.

JEND, O. *et al.* Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil: substratos, digestores e uso de biogás / Probiogás: organizadores, Ministério das Cidades, **Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ)**. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 83p. 2015.



KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste management**, 31(8), 1737-1744., 2011.

KOCH, K. *et al.* Co-digestion of food waste in a municipal wastewater treatment plant: Comparison of batch tests and full-scale experiences. **Waste Management**, v. 47, p. 28–33, 2016.

LAY, J.-J.; LI, Y.-Y.; NOIKE, T. Developments of bacterial population and methanogenic activity in a laboratory-scale landfill bioreactor. **Water Research**, v. 32, n. 12, p. 3673-3679, Dez. 1998a.

LI, Y.; PARK, S. Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and sustainable energy reviews**, v. 15, n. 1, p. 821-826, 2011.stro

LIAO, X.; LI, H. Biogas production from low-organic-content sludge using a high-solids anaerobic digester with improved agitation. **Applied Energy**, v. 148, p. 252–259, 2015.

LIU, C. *et al.* Improve biogas production from low-organic-content sludge through high-solids anaerobic co-digestion with food waste. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 252–260, 2016.

LIU, X. *et al.* Hydrogen and methane production by co-digestion of waste activated

sludge and food waste in the two-stage fermentation process: Substrate conversion and energy yield. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 317–323, 2013.

MAINTINGUER, S. I.; MOURA TORQUATO, L. D.; DE ALMEIDA, S.; DE OLIVEIRA, J. E.; CRESPI, M. S. Thermal characterization of anaerobic sludges from wastewater treatments applied to biological generation of H₂. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 127(2), 1267-1275. 2017.

MONTEGGIA, L. O. Proposta de Metodologia para Avaliação do Parâmetro “Atividade Metanogênica Específica”. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES**. Foz do Iguaçu. 1997. p. 754 - 765.

MORENO-CASILLAS, H. A. .; COCKE, D. L.; GOMES, J. A.; MORKOVSKY, P. .; MOUNTEER, A. H. Avaliação ecotoxicológica de águas residuárias e seus respectivos corpos receptores. In: **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Belo Horizonte, Minas Gerais, p. 77–82, 2007.

NARAN, E.; TOOR, U. A.; KIM, D.-J. Effect of pretreatment and anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge on stabilization and methane production. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 113, p. 17–21, 2016.

PARITOSH, K. et al. Food Waste to Energy: An Overview of Sustainable Approaches for Food Waste Management and Nutrient Recycling. **BioMed Research International**, v. 2017, 2017.

PAVI, S. et al. Bioresource Technology. Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. **Bioresource Technology**, v. 228, p. 362–367, 2017.

PNRS – Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Consulta Pública do Plano Nacional-de Resíduos Sólidos. **Ministério de Meio Ambiente e Secretaria de Qualidade Ambiental**, 2020. 187p. Disponível em: <<http://consultaspublicas.mma.gov.br/planares/wp-content/uploads/2020/07/Plano-Nacional-de-Res%C3%ADduos-S%C3%B3lidos-Consulta-P%C3%ABlica.pdf>>. Acesso em: 03 set. 2020.

POSMANIK, R. et al. Coupling hydrothermal liquefaction and anaerobic digestion for energy valorization from model biomass feedstocks. **Bioresource Technology**, v. 233, p. 134-143, 2017.

PRABHU, M. S.; MUTNURI, S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste. **Waste Management & Research**, 34(4), 307–315. 2016.

SILVEIRA, B. et al. Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto. Brasília - DF. **Ministério das Cidades**. 2015. 183 p.

SCHIRMER, W. N.; OLIVEIRA. M. G.; STUMPF, G.; LEMES, J. L. V. B.; AGASSI, J. D.; VAN KAICK, T. Tratamento de esgoto por zona de raízes em comunidade rural– Parte 2: avaliação. *Revista Acadêmica: Ciência Animal*, 7(2). 2017.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2016. **Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental**. Brasília. p. 188, 2017. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2016>>. Acesso em: 05 ago. 2019.

STRÖMBERG, S.; NISTOR, M.; LIU, J. Towards eliminating systematic errors caused by the experimental conditions in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. **Waste Management**, v. 34, n. 11, p. 1939–1948, 2014.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 3. ed. Bel, 2005.

ZHANG, C.; SU, H.; TAN, T. Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid-liquid system. **Bioresource Technology**, v. 145, p. 10–16, 2013a.

ZHANG, C. *et al.* Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383–392, 2014.

