

# Avaliação da produção de metano a partir da codigestão de resíduos sólidos orgânicos com macrófitas aquáticas

## *Methane production assessment from the codigestion of organic solid waste with aquatic macrophytes*

• **Data de entrada:**  
20/02/2020


• **Data de aprovação:**  
14/01/2022

Augusto Francisco Medeiros<sup>1</sup> | Tales Abreu Tavares de Sousa<sup>1,\*</sup> | Nelson Libardi Junior<sup>1</sup> | Rodrigo de Almeida Mohedano<sup>1</sup> | Paulo Belli Filho<sup>1</sup>

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.009>

### ORCID ID

de Sousa TAT  <https://orcid.org/0000-0003-0921-979X>

Libardi Junior N  <https://orcid.org/0000-0001-8149-648X>

Mohedano RA  <https://orcid.org/0000-0003-2860-639X>

Belli Filho P  <https://orcid.org/0000-0003-4338-2830>

### Resumo

O inadequado gerenciamento de resíduos orgânicos é uma prática ambientalmente ultrapassada que deve ser evitada em pequena, média e larga escala. Por outro lado, a adequada disposição final desses resíduos implica em elevados custos operacionais, que se forem mal geridos ainda podem desencadear danos ambientais de difícil remediação, como a poluição de corpos hídricos, solo e atmosfera com a dispersão irrestrita de gases de efeito estufa, além das questões de saúde pública. É uma problemática que demanda soluções técnicas e integradoras que transformem essas adversidades em oportunidades sociais e econômicas. Nesse contexto, a digestão anaeróbia (DA) tem sido amplamente utilizada no tratamento de resíduos, tanto para reduzir o volume final desses resíduos como para recuperar recursos como nutrientes, energia e água. De fato, a recuperação de energia, na forma de gás metano, tem sido o recurso mais visado. No entanto, recentes pesquisas demonstram que a utilização de dois ou mais resíduos, em processo de codigestão anaeróbia, pode elevar satisfatoriamente a produção de metano. O presente estudo avaliou a utilização de macrófitas aquáticas (MA) (*Landoltia punctata*, *Pistia Stratoties* e *Salvinia molesta*) como cossustrato para digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos (RSO) de um restaurante universitário. A metodologia de pesquisa foi desenvolvida em três etapas: caracterização das macrófitas e do RSO, cálculo teórico de produção de metano da codigestão de ambos os substratos e uma etapa experimental avaliando os índices teóricos. A produção acumulada de metano utilizando somente RSO, e as proporções 10MA/90RSO e 50MA/50RSO foram de 236,98, 288,5 e 289,06 Nml.gSV<sup>-1</sup>. Foi verificado que a adição de pequenas porções de MA do tipo *Landoltia punctata* ao RSO eleva a produção de metano e que foi obtido acréscimo de 17% de metano para codigestão com 10 e com 50 % de *Landoltia punctata*. A redução de sólidos voláteis (SV) foi aproximadamente 28% superior nos processos de codigestão frente à DA de RSO, o que em escala real pode apresentar grandes benefícios econômicos e ambientais.

**Palavras-chave:** Codigestão. Macrófitas aquáticas. *Landoltia punctata*. Resíduo sólido orgânico. Metano.

<sup>1</sup> Universidade Federal de Santa Catarina - Florianópolis - Santa Catarina - Brasil.

\* **Autor correspondente:** [mrtales@hotmail.com](mailto:mrtales@hotmail.com).

## Abstract

The inadequate management of organic waste is an environmentally outdated practice that should be avoided on a small, medium and large scale. On the other hand, the proper final disposal of these wastes implies high operating costs, which if poorly managed can still trigger environmental damage that is difficult to remediate, such as the pollution of water bodies, soil and atmosphere with the unrestricted dispersion of greenhouse gases, in addition to public health issues. It is a problem that demands technical and integrative solutions that transform these adversities into social and economic opportunities. In this context, anaerobic digestion (AD) has been widely used in waste treatment, both to reduce the final volume of these wastes, and to recover resources such as nutrients, energy and water. In fact, energy recovery, in the form of methane gas, has been the most targeted resource. However, recent research show that the use of two or more residues, in anaerobic co-digestion process, can satisfactorily increase methane production. The present study evaluated the use of aquatic macrophytes (AM) (*Landoltia punctata*, *Pistia Stratoties* and *Salvinia molesta*) as co-substrate for anaerobic digestion of organic solid residue (OSR) in a university restaurant. The research methodology was developed in three stages: characterization of macrophytes and OSR, theoretical calculation of methane production from the co-digestion of both substrates, and an experimental stage evaluating the theoretical index. The accumulated production of methane using only OSR, and the 10AM/90OSR and 50AM/50OSR proportions were 236.98, 288.5 and 289.06 Nml.gSV<sup>-1</sup>. It was verified that the addition of small amounts of *Landoltia punctata* to the OSR increases the methane production and that an increase of 17% of methane was obtained for co-digestion with 10 and 50% of *Landoltia punctata*. The reduction of volatile solids (VS) was approximately 28% higher in the co-digestion processes compared to the AD of OSR, which in full scale, can present great economic and environmental benefits.

**Keywords:** Sanitation. Indicator. Index. Planning. Delphi.

## 1 INTRODUÇÃO

Devido aos problemas relacionados à geração de resíduos e à falta de conhecimento sobre alternativas para o destino final dos resíduos sólidos urbanos (RSU), em diversos lugares do mundo o poder público recorre à criação de diretrizes gerais aplicáveis ao gerenciamento de resíduos sólidos. Dentro desse propósito, no Brasil, a partir do ano de 2004, o Ministério do Meio Ambiente concentrou esforços na elaboração de uma Política para gerenciar os RSU. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), implementada pela lei Nº 12.305/10, passa a não considerar mais os resíduos orgânicos como rejeitos, orientando outras destinações mais apropriadas que sua mera disposição nos aterros sanitários (BRASIL, 2010). A compostagem e a biodigestão são os principais processos de tratamento atualmente

empregados no mundo para a reciclagem dos resíduos sólidos orgânicos (RSO). A biodigestão de RSO é ainda mais interessante quando a fração orgânica já é encontrada separada do restante do RSU, como ocorre em grandes restaurantes universitários (RU).

A fração orgânica dos RSU é uma fonte potencial de energia quando tratada por meio da digestão anaeróbia (DA), tornando-se uma importante fonte de energia verde. Neste sentido, vêm-se buscando formas de otimizar a produção do metano a partir do processo de DA, seja por meio de processo de pré-solubilização para aumentar a biodegradabilidade do resíduo (DE SOUSA et al., 2021; DO Ó et al., 2021; GONZALEZ et al., 2018), ou da codigestão de diferentes substratos, onde há a adição de um co-substrato a outro substrato, promovendo um equilíbrio principal-

mente nos teores de nutrientes necessários para o biodigestor (CUETOS et al., 2008; HARTMANN; AHRING, 2005; INSAM; MARKT, 2016; TYAGI et al., 2018). Além da possibilidade de combinar a codigestão com processo de pré-solubilização dos resíduos (DOS SANTOS FERREIRA et al., 2020; PORSELVAM; SOUNDARA VISHAL; SRINIVASAN, 2017; ZHANG et al., 2017). De modo geral, estudos indicam que materiais orgânicos provindos de diferentes processos, como casca de coco, resíduos de poda e jardinagem, palha de milho e macrófitas aquáticas (MA) usadas enquanto cossustrato, aumentam a capacidade de biodegradação anaeróbia de materiais orgânicos como restos de comida, esterco bovino e efluentes domésticos enquanto substratos (ALVAREZ; LIDÉN, 2008; CECCHI; PAVAN; MATA-ALVAREZ, 1996; FARHAN; LATTIEFF; ATIYA, 2018; PENA et al., 2017; TYAGI et al., 2018).

As MA são organismos presentes em corpos d'água, mesmo em baixas concentrações, e são fundamentais para o metabolismo dos ecossistemas e para a ciclagem de nutrientes. Sua proliferação exacerbada está intimamente relacionada com a eutrofização, problema ocasionado sobretudo pela ação antrópica. Nesse caso, as MA podem rapidamente colonizar extensas áreas, acarretando em prejuízos aos múltiplos usos dos reservatórios e corpos hídricos (POMPÊO, 2017). A Comissão Mundial de Barragens (2000) comprovou que os reservatórios fornecem serviços significativos para o desenvolvimento de macrófitas em mais de 140 países. Em escala global, as barragens hidrelétricas respondem por 19% da eletricidade gerada, e por até 16% da produção global de alimentos, visto que metade dessas grandes barragens foi construída exclusiva ou primordialmente para fins de irrigação. Outros 12% das grandes barragens provêm água para uso doméstico e industrial, e em mais de 70 países, as grandes barragens prestam serviços de controle do fluxo de inundações. Nesse

contexto, a presença de MA pode trazer impactos que ultrapassam a esfera econômica.

Se de um lado as MA assimilam satisfatoriamente os nutrientes presentes no corpo hídrico, do outro há uma cadeia de adversidades proveniente de sua presença quando em grande quantidade: depleção do oxigênio dissolvido, mortalidade de peixes, redução de pH do meio, perda de biodiversidade e problemas relacionados à sua onerosa remoção e disposição final. As MA podem ser utilizadas com o objetivo de tratar efluentes e gerar bioprodutos a partir de sua biomassa rica em nutrientes. Essas já são utilizadas no pós-tratamentos de efluentes, principalmente para remoção de nutrientes, como em lagoas de polimento, *wetlands* e no tratamento direto das águas na piscicultura. A alta taxa de crescimento implica na produção de rica biomassa passível de biodegradação, e quando feita em ambiente anaeróbio combinado a um inóculo, possibilita a produção de metano. As MA possuem um elevado potencial na remoção de nutrientes, principalmente compostos nitrogenados e fosfatados, podendo atingir 4,1 g de NTK.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (MOHEDANO et al., 2012) e 1,0 g de P.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Além de seu potencial de absorção de nutrientes de efluentes, as lagoas de lemnas possuem elevado potencial de fixação de CO<sub>2</sub> atmosférico. De acordo com MOHEDANO et al. (2019), as lagoas de lemnas têm a capacidade de fixar 3 vezes mais carbono (19,6 – 42,0 g CO<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>) do que emitem durante seu metabolismo.

O gás metano é detentor de elevado poder calorífico, cerca de 50 MJ/ kg (PCI), ligeiramente superior ao poder calorífico do diesel e da gasolina, 44 MJ/kg e 42,5 MJ/kg, respectivamente. A produção de metano derivada de RSO e/ou MA é uma forma sustentável de obter biocombustíveis. Biodigestores podem ser dispostos nas proximidades de fontes geradoras de resíduos e/ou circunvizinhos a unidades consumidoras de gás metano, de forma a evitar grandes empecilhos

no seu transporte rodoviário ou construção de faraônicos gasodutos.

O presente trabalho tem como objetivo avaliar por meio de um cálculo teórico de produção bioquímica de metano (TBMP - *Theoretical Biochemical Methane Potential*) a melhor espécie de macrófita aquática, dentre três diferentes tipos (*Landoltia punctata*, *Pistia Stratoties* e *Salvinia molesta*), que pode ser cossustrato com os resíduos sólidos orgânicos advindos do restaurante universitário da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) para codigestão anaeróbia visando à recuperação de gás metano como fonte de energia renovável. Para então, com a macrófita que foi melhor no TBMP, avaliar experimentalmente a melhor relação MA/RSO na produção de metano na biodegradação anaeróbia dos resíduos orgânicos.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Etapa I: caracterização dos substratos

O RSO foi fornecido pelo RU da UFSC, campus Florianópolis. De acordo com a administração do restaurante, são servidas, em média, 10 mil refeições diárias, na proporção de 70:30 entre almoço e jantar. A geração de resíduos sólidos orgânicos chega a 570 kg.dia<sup>-1</sup> nos meses de maior demanda, sendo que aproximadamente 39% são provenientes de cascas e ossos. Os RSO foram coletados nas dependências do RU, aproximadamente às 14 horas, logo após a finalização das refeições. Estes foram triturados por um processador de alimentos e congelados em freezer a -17 °C até a semana dos ensaios. Para os ensaios, foram realizadas as análises para caracterização da composição centesimal conforme metodologias descritas na Tabela 1, e em seguida os testes de bancada.

**Tabela 1** - Metodologias aplicadas para caracterização dos substratos.

Parâmetro	Método
Sólidos Voláteis	Método 950.01 (AOAC,1999)
Sólidos Totais	Método 942.01 (AOAC,1999)
DQO	Standard Methods 21 <sup>a</sup> ed. 3500 B, 3-58.
Carboidratos	ENN (%) <sup>a</sup>
Proteínas	Método 945.01 (NTK, fator de conversão 6,25)
Fibras	FDN <sup>b</sup> (VAN SOEST, 1967)
Lipídios	Extrato etéreo por Soxhlet pelo método 920.69C
Cinzas	Método 942.05 (AOAC,1999)
Fósforo Total	Método 965.17 (AOAC,1999)

<sup>a</sup>Extrato Não Nitrogenado, representa a quantidade aproximada de carboidratos não estruturais dos resíduos; ENN%<sup>a</sup>= [100 - (Umidade + Proteína bruta + Extrato etéreo + Matéria mineral + Fibra em detergente neutro)]. <sup>b</sup>Fibra em Detergente Neutro

Para avaliação da codigestão foram selecionadas três espécies diferentes de MA, e todas foram coletadas no Estado de Santa Catarina, sendo duas de distintos pontos na capital Florianópolis, e uma no município de Braço do Norte ao sul do estado. Para fins de repetibilidade, os pontos de coleta foram identificados de acordo com as coordenadas geográficas do Google Earth; *Landoltia punctata* (Braço do Norte: Latitude: 28°13'58"; Longitude: 49°06'15"), *Salvinia molesta* (Florianópolis: Latitude: 27°25'36"; Longitude: 48°26'20"), e *Pistia stratoties* (Florianópolis: Latitude: 27°39'33"; Longitude: 48°28'44"). Todas as MA foram caracterizadas da mesma forma que o RSO do RU.

A espécie *Landoltia punctata* era proveniente de uma lagoa de pós-tratamento de um biodigestor ligado em série a uma lagoa de armazenamento; esse sistema é operado para tratar dejetos da produção de suínos. A lagoa das Lemnáceas era em área aberta, exposta à incidência solar, e foi projetada para operar aerobiamente com área superficial de 150 m<sup>2</sup>, com profundidade de 0,8 metros.

A *Salvinia molesta* era proveniente da Lagoa Pequena, um bairro localizado na região leste de

Florianópolis, a 600 m da praia do Campeche. Oficialmente a Lagoa Pequena é formada por água doce, que vem do afloramento do lençol freático, e por terra arenosa, e não é corpo receptor de efluentes, porém existe uma elevada ocupação da área em seu entorno e, devido à ausência de rede coletora, as soluções de tratamento, quando existem, são individuais.

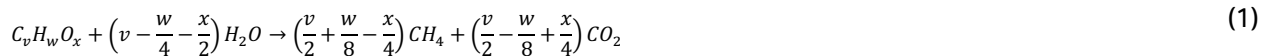
As *Pistia stratiotes* utilizadas foram coletadas no Rio do Braz, que fica localizado no bairro de Canasvieiras da cidade de Florianópolis. Esse rio está situado em uma região urbanizada e por muito tempo recebeu o efluente da estação de tratamento de esgotos de Canasvieiras.

O lodo anaeróbico utilizado como inóculo nesta pesquisa foi coletado de um biorreator anaeróbico de fluxo ascendente do tipo UASB (*Upflow Anaero-*

*bic Sludge Blanket*), de uma das estações de tratamento de esgotos (ETE) da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), no município de Florianópolis.

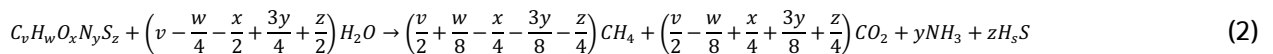
## 2.2 Etapa II: cálculo teórica de produção de metano

Buswell e Mueller (1952) representaram estequiometricamente o potencial teórico de bioconversão anaeróbia de um dado substrato,  $C_vH_wO_x$ ; que na presença de água e microrganismos anaeróbios sofrem oxirredução formando dois produtos mineralizados e simples, em sua forma mais oxidada, dióxido de carbono ( $CO_2$ ), e mais reduzida na forma de gás metano ( $CH_4$ ), conforme Eq. 1. Nesse balanço estequiométrico é possível identificar que, quando o material afluyente é rico em carbono e hidrogênio a produção de metano é favorecida.



De acordo com a literatura (ACHINAS; EUVERINK, 2016), a equação de Buswell e Mueller pode incluir outras variáveis no balanço estequiométrico, como o nitrogênio e o enxofre, tornando mais complexo o substrato orgânico ( $C_vH_wO_xN_yS_z$ ), conforme Eq. 2. Assim, o balanço pode ser aplicado

a qualquer afluyente com relações conhecidas de carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e enxofre; para estimar teoricamente quanto de  $CH_4$ ,  $CO_2$ , gás amônia ( $NH_3$ ) e gás sulfídrico na forma de sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) será formado no efluente.



O modelo assume condições ideais: temperatura constante; perfeita homogeneização; condições bacteriológicas e atividade metanogênica ideais; digestão completa; substrato de entrada constituídos apenas por C, H, O, N e S; produtos finais da reação  $CH_4$ ,  $CO_2$ ,  $NH_3$  e  $H_2S$ ; e não há acúmulo de cinzas. Apesar das simplificações desse modelo, a quantidade de biogás produzido, o rendimento de metano e a absorção de água são possíveis de

serem estimados a partir da composição elementar da biomassa de entrada. Portanto, o potencial bioquímico teórico de metano, TBMP, pode ser calculado a partir da massa molar (22,4) assumindo condições normais de temperatura e pressão (CNTP) frente à composição conhecida do substrato de entrada ( $CHONS$ ), e sua respectiva massa molar (ACHINAS; EUVERINK, 2016; BUSWELL; MUELLER, 1952; SANTANGELO et al., 2020).

$$TBMP(ml\ CH_4/g.SV) = \frac{22,4 \left( \frac{v}{2} + \frac{w}{8} - \frac{x}{4} - \frac{3y}{8} - \frac{z}{4} \right)}{12,017v + 1,0079w + 15,999x + 14,0067y + 32,065z} \quad (3)$$

Entretanto, nesse trabalho foram considerados apenas quatro elementos constituintes de matéria orgânica: carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio (*CHON*). Desconsiderado o elemento enxofre, o cálculo do TBMP foi adaptado para a Eq. 4. Para carboidratos, lipídios e proteínas, as concentrações de *CHON* foram obtidas com

$$TBMP(ml\ CH_4/g.SV) = \frac{22,4 \left( \frac{v}{2} + \frac{w}{8} - \frac{x}{4} - \frac{3y}{8} \right)}{12,017v + 1,0079w + 15,999x + 14,0067y} \quad (4)$$

### 2.3 Etapa III: Experimental – Teste de Produção de metano

A etapa experimental foi desenvolvida em escala de bancada com base nos resultados da segunda etapa. Testes de produção bioquímica de metano (BMP - *biochemical methane potential*) foram realizados utilizando o sistema automático de teste de produção de metano (AMPTS® – *Automatic Methane Potential Test System*), da *Bioprocess Control*. O teste BMP foi aplicado nesse estudo para quantificar experimentalmente a capacidade metanogênica dos substratos selecionados conforme resultado da análise teórica, quantificando a fração do substrato que atinge a forma mais reduzida ( $CH_4$ ). Os testes seguiram metodologia estabelecida na literatura (ANGELIDAKI et al., 2009). Conforme metodologia, para a fase de incubação do teste o volume adequado para o reator foi previamente determinado ( $m_{reator} = 400g$ ) em massa, e a relação aplicada entre o *inóculo* e *substrato* foi de 2/1, com base no SV. Por meio da análise de sólidos e suas frações, a concentração dos sólidos suspensos voláteis do substrato ( $SV_{substrato}$ ) e do *inóculo* ( $SV_{inóculo}$ ) eram conhecidas, assim as massas requeridas foram calculadas.

base nos resultados da caracterização da composição centesimal desenvolvida na primeira etapa. A relação RSO/MA foi calculada para diferentes taxas, variando de 5 em 5% dentro dos limites de 0 a 100 %, foram 21 distintas condições avaliadas para cada espécie de MA codigeadas com o RSO.

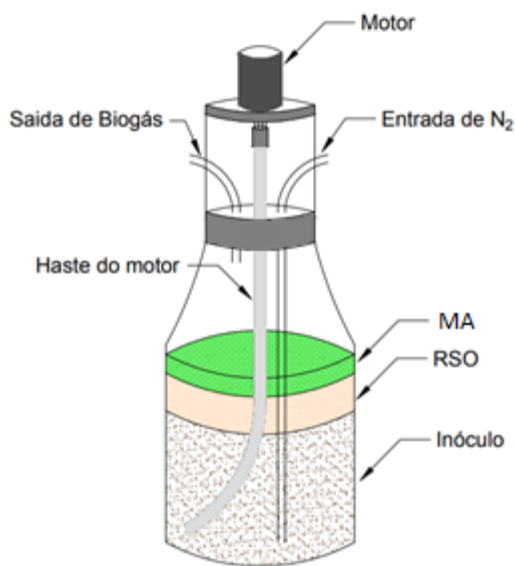
$$m_{inóculo} + m_{substrato} = m_{reator} = 400g \quad (5)$$

$$\frac{m_{inóculo} * SV_{inóculo}}{m_{substrato} * SV_{substrato}} = 2 \quad (6)$$

Os substratos utilizados nessa terceira etapa foram: RSO como o único substrato; e RSO como cossustrato que foi a MA selecionada na segunda etapa que apresentou melhor resultado teórico no TBMP. Para essa codigestão, diferentes relações de RSO e MA foram estabelecidas ainda com base no resultado teórico do TBMP. Experimentalmente foram analisadas três condições: RSO puro (0 % de MA); 10MA/90RSO composto por 90 % de RSO com 10 % de MA; e 50MA/50RSO composto por 50 % de RSO e 50 % de MA. Além dessas três condições submetidas ao teste de bancada, a prova em branco também foi submetida, composta somente pelo *inóculo*. Para compor um único substrato para realização do teste de bancada a mistura foi realizada com base nos SV do RSO ( $SV_{RSO}$ ) e MA ( $SV_{MA}$ ), compondo  $SV_{substrato}$  (Eq. 7), as frações de ambos foram calculadas sendo RSO o substrato ( $\%_{RSO}$ ), e MA o cossustrato ( $\%_{MA}$ ).

$$SV_{substrato} = \frac{100}{\frac{\%MA}{SV_{MA}} + \frac{\%RSO}{SV_{RSO}}} \quad (7)$$

Na sequência, as massas necessárias de RSO e a de MA são calculadas separadamente. As proporções do substrato (RSO e MA), bem como as do inóculo, foram pesadas separadamente e então adicionadas ao reator (Fig. 1). Esse procedimento foi feito para cada uma das triplicatas.



**Figura 1** - Reator com as proporções de Inóculo e Substrato (MA + RSO)

De acordo com o manual do AMPTS II, o ensaio deve ser encerrado somente quando a produção diária de metano for insignificante, isto é  $<5 \text{ Nml. dia}^{-1}$ . Após esse momento, foi realizada a análise de sólidos finais das triplicatas e coletados os dados de produção acumulada de metano. E, para plotagem dos perfis de produção de metano, foram calculadas em função das concentrações  $SV_{substrato}$ . Assim, a produção de gás metano das três condições investigadas (RSO; 10MA/90RSO; 50MA/50RSO) foi calculada subtraindo proporcionalmente a produção de metano proveniente do inóculo, que foi a prova em branco (Eq. 8).

$$BMP = \frac{VM_{reator} - VM_{branco} * \frac{gSV_{isr}}{gSV_{isb}}}{gSV_{MA}} \quad (8)$$

Sendo:

$BMP$  = Volume normalizado de metano produzido por grama de sólido volátil de Lemna adicionado ( $\text{Nml.gSV}^{-1}$ );

$VM_{reator}$  = Volume de metano produzido no reator (ml);

$VM_{branco}$  = Volume de metano produzido pela prova em branco (ml);

$gSV_{isr}$  = Sólidos Voláteis Totais da mistura Inóculo + RSO no reator (g);

$gSV_{isb}$  = Sólidos Voláteis Totais do inóculo no reator da prova em branco (g);

$gSV_{MA}$  = Sólidos Voláteis da MA adicionada no reator (g).

O modelo modificado de Gompertz (JIUNN-JYI; YU-YOU; NOIKE, 1997) foi aplicado para interpretação matemática dos resultados do teste BMP (Eq. 9), onde  $M$  é a produção acumulada de metano,  $P$  é o potencial de produção de metano,  $R_m$  é a taxa de produção máxima de metano,  $\lambda$  é o tempo da fase lag,  $t$  é o tempo de incubação do teste, e  $e$  é igual a 2,718.

$$M = P \times \exp \left\{ - \exp \left[ \frac{R_m e}{P} \times (l - t) + 1 \right] \right\} \quad (9)$$

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Etapa I: caracterização dos substratos

Conforme exposto na Tabela 2, está apresentada uma síntese dos resultados referente à caracterização da composição centesimal dos substratos utilizados nesse estudo, o RSO e as três MA. A predominância orgânica dos substratos é constatada analisando a relação SV/ST, o que é um indicador da viabilidade para tratamento por processo biológico.

**Tabela 2** - Caracterização da composição centesimal dos substratos.

Parâmetros	Porcentagem em relação a matéria seca			
	RSO	<i>Landoltia punctata</i>	<i>Salvinia molesta</i>	<i>Pistia stratiotes</i>
Sólidos totais (%)	22,91	100,17	100,67	99,38
Sólidos Voláteis (%)	20,8	90,6	89,1	72,69
SV/ST	0,91	0,9	0,89	0,73
DQO (mgO <sub>2</sub> ,gSV <sup>-1</sup> )	732,76	1134,29	946,72	835,44
Cinzas (%)	2,11	9,57	11,57	26,69
Fibras	8,55	29,85	23,13	29,93
Carboidratos (%)	49,07	30,65	51,6	44,78
Proteína bruta (%)	26,71	29,15	8,9	20,94
Lípidios (%)	13,52	9,57	4,98	3,76
Carbono (%)	49,4	49,24	45,88	46,43
Hidrogênio (%)	7,13	7,8	6,9	7,09
Nitrogênio (%)	8,1	8,06	4,82	5,78
Oxigênio (%)	42,37	34,9	42,4	40,7
Fósforo (%)	0,44	0,78	0,08	0,59
C/N	8,64	6,11	14,23	8,03

Uma das principais características que podem indicar uma boa relação para codigestão é a relação C/N. Observando a Tabela 8, nenhum dos substratos analisados possui a relação C/N de 25 a 30, que é preconizada como a mais propensa à produção de bioenergia proveniente da recuperação de gás metano (BOUALLAGUI et al., 2009). Assim, em uma análise teórica, nenhuma combinação entre RSO e MA obteria a relação desejada. As MA da espécie *Landoltia punctata* foram identificadas por possuírem a menor relação C/N (6,11) dentre os resíduos analisados, o que pode ocorrer devido ao elevado teor de proteína bruta (29,15%), que foi o maior da Tabela 8. Ainda sobre a *Landoltia punctata*, essa espécie foi a única MA da pesquisa coletada em uma lagoa de pós-tratamento de efluentes, que provavelmente era um meio mais rico em nutrientes, o que pode ser ratificado ao se identificarem as maiores concentrações de nitrogênio e fósforo conforme o resultado da composição centesimal, 8,06 e 0,78% respectivamente.

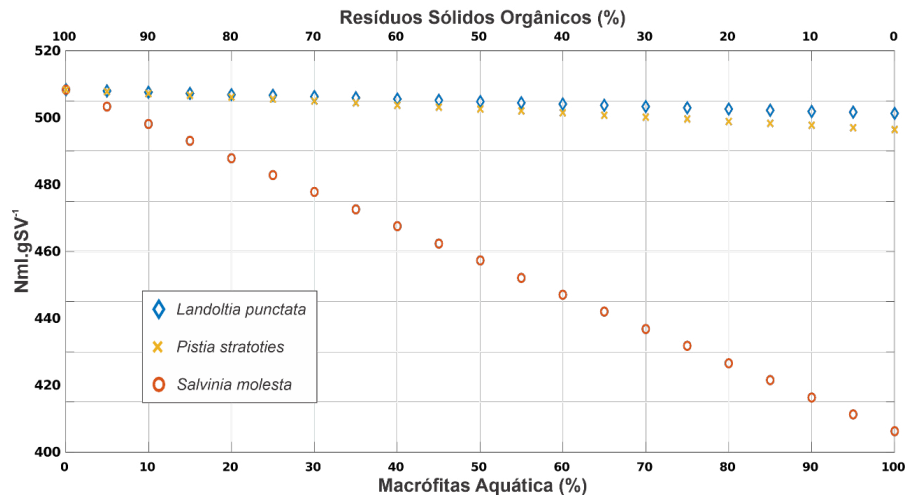
Referente à concentração dos SV, e das cinzas como material remanescente não orgânico, com

exceção da MA da espécie *Pistia stratiotes*, todos os substratos analisados possuem uma predominante concentração de SV, de aproximadamente 90% ou mais, bem como baixa concentração de cinzas, aproximadamente 10 % ou menos. Conforme discussão anterior, maior concentração de SV indica maior presença de biomassa suscetível à biodegradação, então essa característica da *Pistia stratiotes* é um indicativo teórico de que essa espécie seja a menos indicada para codigestão com o RSO.

### 3.2 Etapa II: cálculo teórico de produção de metano

Tomando como base a equação adaptada de Buswell e Muller (BUSWELL; MUELLER, 1952), o volume teórico de metano que pode ser produzido para cada grama de SV por meio da bioconversão anaeróbia foi calculado codigerindo RSO e cada uma das MA avaliadas na primeira etapa. Sendo que a relação RSO/MA foi variando de 5 em 5 %, conforme Fig. 2.





**Figura 2** - Produção teórica de metano para a codigestão de cada espécie de MA com RSO.

Analisando a Fig. 1, é possível observar que a maior eficiência teórica de produção de metano, dentre as relações RSO/MA propostas, foi na bioconversão de RSO sem codigestão com MA, alcançando aproximadamente 512 ml.gSV<sup>-1</sup>, a maior taxa. E, para todas as taxas de codigestão analisadas teoricamente, a MA influenciaria negativamente a produção de metano, diminuindo à medida que a concentração de RSO diminui e a de MA aumenta. Dentre as MA estudadas, a maior redução teórica de metano, com diferença significativa, seria com a presença de *Salvinia molesta*. É interessante observar que esse resultado se difere do esperado ao analisar a Tabela 2, pois a *Salvinia molesta* foi a que apresentou a maior relação C/N, além de ter sido uma das duas maiores concentrações de SV. No entanto, foi a MA identificada com maior percentual de carboidratos (Tabela 2), e a literatura reporta ser responsável por baixa taxa de bioconversão, apenas 0,830 L.g<sup>-1</sup>, com apenas 50% de metano no biogás (LI et al., 2002). Por outro lado, a adição das MA *Pistia stratiotes* e *Landoltia punctata* pouco reduziu a produção de metano; sem diferença significativa, variaram teoricamente apenas 7,97 ml.gSV<sup>-1</sup> (512,25-504,28) e 4,78 ml.gSV<sup>-1</sup> (512,25-507,47), respectivamente. Ambas as MA foram

coletadas de ambientes eutrofizados e possuem concentrações significativas de nutrientes, nitrogênio e fósforo, superiores às concentrações presentes na *Salvinia molesta*, fator esse que foi reportado como relevante para codigestão, especialmente no início do processo (TCHOBANO-GLOUS; BURTON; STENSEL, 2003). Além disso, os lipídios são reportados com elevado potencial de produção de biogás, 1,425 L.g<sup>-1</sup>, com percentual de metano de 69,55 % (LI et al., 2002). De fato, o RSO foi o substrato com maior porcentagem de lipídios (13,52 %), o que pode ser um indicativo para justificar a maior produção de metano desse substrato sem ser codigerido com MA.

É necessário destacar que o cálculo de TBMP fornece uma estimativa para condições de bioconversão ideais para produção de metano, na qual todo os SV afluentes são convertidos em gases, constituindo o biogás. Apesar de não haver diferença significativa, no cálculo teórico a *Landoltia punctata* co-digerida com RSO, ou não, apresentou melhor desempenho entre as MA avaliadas (Fig. 1). De acordo com Siegert e Banks (2005), o fator de conversão de SV de 80% é satisfatório para adequar as condições iniciais assumidas para o cálculo de TBMP para as condições reais. Tal fator sugere TBMP da *Landoltia punctata* de

409,80, 409,42 e 407,89 Nml.gSV<sup>-1</sup> para as proporções 100, 90, e 50 % de RSO respectivamente.

### 3.3 Etapa III: Experimental – Teste de Produção de metano

Com base no resultado teórico do cálculo de TBMP desenvolvido na segunda etapa, a MA selecionada foi a *Landoltia punctata*. Então, para início da terceira etapa foi realizada a amostragem dos SV do inóculo, substrato (RSO) e do cossubstrato selecionado (MA). Conforme apresentado na Tabela 3, existe elevada diferença entre as proporções de SV dos substratos (Tabela 3).

**Tabela 3** - SV do Inóculo, substrato e cossubstrato da etapa experimental.

Item	Decimal	Unidade	%
RSO	0.208	gSV.g <sup>-1</sup>	20.8%
<i>Landoltia punctata</i>	0.778	gSV.g <sup>-1</sup>	77.8%

Assim, para dar sequência à etapa experimental, foram determinadas as quantidades de cada afluente de cada reator, referente ao inóculo, substrato e cossubstrato, conforme proporções propostas na metodologia (RSO, 10MA/90RSO, 50MA/50RSO, e prova em branco) de forma a obter massa final de 400g em cada reator (Tabela 4).

**Tabela 4** - Massas adicionadas aos reatores na fase experimental.

Triplicata	Prova em branco	RSO	10MA/90RSO	50MA/50RSO
Substrato (%)	0	100	90	50
cossubstrato (%)	0	0	10	50
gSV reator (g)	4,32	6,32	6,33	6,38
gSV inóculo (g)	4,32	4,21	4,22	4,25
gSV subs/co-subs (g)	Ñ	2,11	2,11	2,13
gSV substrato (g)	Ñ	2,11	1,9	1,06
gSV cossubstrato (g)	Ñ	0	0,21	1,06
Massa inóculo (g)	400	389,97	390,69	393,58
Massa substrato (g)	0	10,03	9,04	5,06
Massa cossubstrato (g)	0	0	0,27	1,36
Massa total (g)	400	400	400	400

O inóculo utilizado possuía baixa concentração de SV, então, para manter a relação entre inóculo e substrato desejada de 2/1, as adições de substrato e cossubstrato foram inferiores ao esperado. O teste BMP foi realizado ao longo de 25 dias, até a estabilização da produção acumulada de metano ser identificada para todos os reatores (Fig. 3), conforme descrito na metodologia. Observando os perfis de produção de metano da Fig. 3, a produção de metano de ambos os reatores que codigeriram MA e RSO (10MA/90RSO; e 50MA/50RSO) foram superiores ao reator que digeriu somente RSO, resultado esse que divergiu do esperado, conforme cálculo teórico de TBMP. Ou seja, a codigestão de RSO com *Landol-*

*tia punctata* interfere positivamente na produção de metano, como fonte renovável de bioenergia, mesmo quando sua fração foi de apenas 10 % do substrato. Esse aumento na taxa de produção de metano pode ser consequência da maior conversão de material carbonácea (ELBESHISHY; NAKHLA, 2012). É interessante observar que apesar da adição de *Landoltia punctata* elevar a produção de metano, esse enriquecimento de gás metano não foi diretamente proporcional ao aumento da fração de MA no substrato afluente do reator. Para melhor identificar o exato ponto de conversão seria necessário realizar mais testes de bancada com frações de *Landoltia punctata* variando entre 10 e 50 % do substrato.

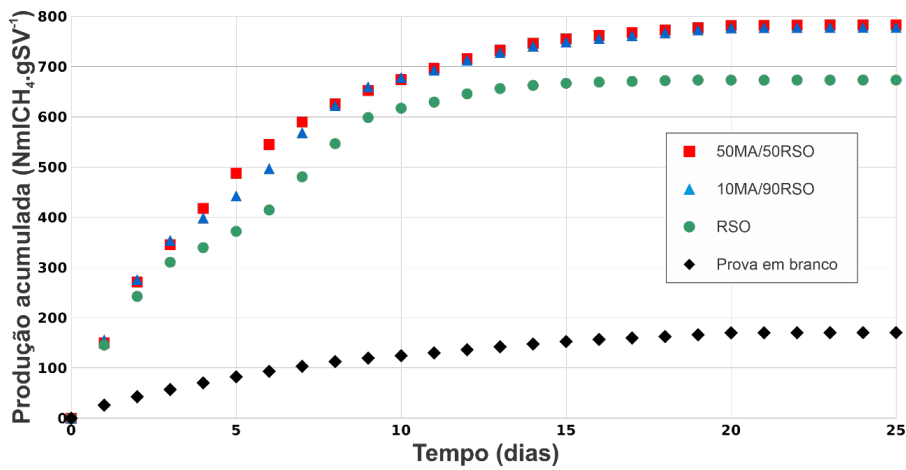


Figura 3 - Produção acumulada de gás metano

É necessário observar que o lodo anaeróbio utilizado como inóculo ainda não estava estabilizado, por isso ele também foi avaliado de forma isolada, como uma prova em branco (Fig. 3). A prova em branco, contendo apenas o inóculo, resultou em uma produção acumulada de metano de

aproximadamente  $170 \text{ NmICH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1}$ . Para melhor interpretar os perfis de produção acumulada de metano, o gráfico de produção foi recalculado removendo a fração de metano correspondente à prova em branco dos perfis de produção dos substratos analisados (Fig. 3).

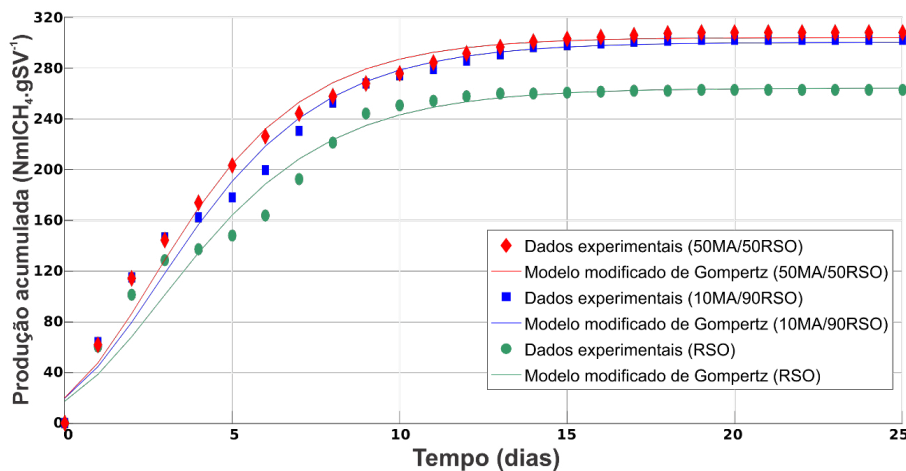


Figura 4 - Produção acumulada de gás metano sem a fração correspondente ao inóculo.

Analisando os perfis da Fig. 4, a produção correspondente apenas aos substratos submetidos ao teste BMP (RSO; 10MA/90RSO; 50MA/50RSO) foi evidentemente inferior aos perfis quando considerado o valor de metano produzido pelo inóculo.

A aplicação do modelo modificado de Gompertz, que também está apresentado na Fig. 4, confirma matematicamente os dados experimentais. Considerando que  $1 \text{ gSSV} \cong 1,42 \text{ gDQO}$ , com base na composição de biomassa heterotrófica ( $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ ),

um montante total de 497 ml (CNTP) de  $CH_4$  é esperado para 100% de conversão do SSV, valor teórico que muito se diverge do resultado experimental. O que pode ser consequência da recalitrância do material, apesar de predominância orgânica, mas para confirmar que realmente tenha sido isso é necessário testes de solubilização (DE SOUSA et al., 2021; REN et al., 2018).

A produção de metano respectiva aos substratos afluentes está condizente com valores encontrados na literatura (Tabela 5). Tonon (2016) obteve valores de  $330 \text{ Nml.gSV}^{-1}$  em experimentos de biodegradação de Lemnáceas apenas. Porém, Gaur e Suthar (2017), obtiveram produções de  $311 \text{ ml.gSV}^{-1}$  para a codigestão de Lemnáceas e lodos provenientes do tratamento aeróbio de esgoto. Na Tabela 5 são apresentados os valores de produção de metano acumulados ao final do experimento codigerindo RSO e *Landoltia punctata*.

**Tabela 5** - Produção de metano por SV para cada condição testada no BMP.

Proporção	gSV (g)	Produção acumulada (Nml)	Produção acumulada (Nml.gSV <sup>-1</sup> )
Inóculo	4,32	170	39,35
RSO	2,11	500,03	236,98
10MA/90RSO	2,11	608,73	288,50
50MA/50RSO	2,12	612,80	289,06

Foi possível observar que a adição de uma pequena fração de biomassa de *Landoltia punctata* alterou significativamente a produção de metano. A substituição de apenas 10% de SV de RSO por *Landoltia punctata* incrementou a produção de metano em até 17%. De acordo com Pena et al. (2017), que avaliaram a adição de Lemnáceas do tipo Lemna minor na codigestão com dejetos de suínos pré-tratados, a adição de 20% da MA ao processo elevou a produção de metano em 41% em seus experimentos.

**Tabela 6** - Análise do digestato remanescente, reduções de ST e SV

Estágio	Reator (Inóculo + substrato + cossustrato)						Substrato/Cossustrato		
	Inicial		Final		Redução		Inicial	Final	Redução
Parâmetro	ST (g.L <sup>-1</sup> )	SV (g.L <sup>-1</sup> )	ST (g.L <sup>-1</sup> )	SV (g.L <sup>-1</sup> )	ST (%)	SV (%)	SV (g.L <sup>-1</sup> )	SV (g.L <sup>-1</sup> )	SV (%)
Inóculo	16,92	10,80	15,78	9,57	6,75	11,43	0,00	0,00	0,00
RSO	21,99	15,80	17,44	12,13	20,72	23,20	5,28	2,81	46,67
10MA/90RSO	22,07	15,83	16,84	11,50	23,67	27,30	5,28	2,16	59,05
50MA/50RSO	22,35	15,93	17,14	11,60	23,31	27,18	5,30	2,19	58,74

Como parte essencial de um sistema de tratamento, a disposição final do digestato também deve ser analisada, portanto o percentual de remoção de ST e SV é apresentado na Tabela 6. O menor percentual de remoção, tanto para ST como para SV, foi na média da triplicata do inóculo, o que se deve ao procedimento metodológico, no qual o inóculo permaneceu em processo de estabilização durante uma semana antes do início da etapa experimental. No entanto, remoções satisfatórias de sólidos foram observadas após DA do RSO, de aproximadamente 46%. Porém, nos processos de

codigestão é que foram verificadas taxas de remoção de SV mais expressivas, de aproximadamente 59 % tanto para 10MA/90RSO como para 50MA/50RSO. As remoções de SV do ensaio de bancada corroboram outros trabalhos na linha de pesquisa da codigestão. Gaur e Suthar (2017) obtiveram reduções de SV entre 43 e 70,9% para ensaios de codigestão de Lemnáceas com resíduos de lodo ativado, sendo que a maior taxa de redução foi verificada para concentrações de Lemnáceas de 50% do substrato afluente do reator, que foi a maior relação do estudo.

### 3.4 Comparação dos resultados do TBMP e do teste BMP

Foi verificado que a remoção de SV obtida na etapa experimental foi significativamente maior que a sugerida por Siegert e Banks (2005), de 80%. Na Tabela 7 está apresentada uma compa-

ração entre os resultados experimentais do teste BMP e o resultado teórico do TBMP utilizando o fator de conversão de SV (redução de SV), obtido na etapa experimental (Tabela 6). Diferenças de no máximo 5% foram observadas entre os dados teóricos e o experimento de bancada.

**Tabela 7** - Resultados do TBMP e do teste BMP

Triplicata	Conversão SV (%)	TBMP (NmL.gSV <sup>-1</sup> )	TBMP*Con.SV (%)	BMP (NmL.gSV <sup>-1</sup> )	Diferença (BMP X TBMP*Conv) (%)
RSO	46,67	512,25	239,07	236,98	-0,881
10MA/90RSO	59,05	511,78	302,21	288,50	-4,751
50MA/50RSO	58,74	509,86	299,49	289,06	-3,609

## 4 CONCLUSÃO

A adição de pequena fração de *Landoltia punctata* na digestão anaeróbia de RSO altera significativamente a produção de gás metano. É possível que qualquer adição entre 10 e 50 % de *Landoltia punctata*, em SV, mantenha a produção de metano constante. Aparentemente, sua adição pode ser realizada para codigestão com RSO sem controle de sua fração, pois independentemente da relação dos substratos, as lemnáceas não reduziram a produção de metano.

Apesar de o cálculo de TBMP ser robusto, a conversão da matéria orgânica em metano é obtida apenas em termos percentuais de metano/biogás, considerando que a reação ocorreu com 100% de conversão dos SV em biogás. Dessa maneira, o TBMP não deve substituir o teste BMP, mas apenas fornecer uma estimativa inicial de produção de metano.

A análise da composição centesimal da caracterização evidencia a alta capacidade de assimilação de nutrientes por parte das MA. Maiores concentrações de nitrogênio foram encontradas para as *Landoltia punctata* utilizadas em lagoas de pós-tratamento de efluente da criação de suínos; em segundo lugar, *Pistia stratiotes*, coletadas no Rio do Braz, próximo a uma ETE; em terceiro, com concentração de nutrientes muito inferiores, *Salvinia molesta*, encontradas na Lagoa Pequena.

## 5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

## 6 REFERÊNCIAS

- ACHINAS, S.; EUVERINK, G. J. W. Theoretical analysis of biogas potential prediction from agricultural waste. **Resource-Efficient Technologies**, v. 2, n. 3, p. 143–147, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.reffit.2016.08.001>
- ALVAREZ, R.; LIDÉN, G. Anaerobic co-digestion of aquatic flora and quinoa with manures from Bolivian Altiplano. **Waste Management**, v. 28, n. 10, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.11.002>
- ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 5, p. 927–934, 2009. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>
- BOUALLAGUI, H.; LAHDHEB, H. BEN ROMDAN, E. RACHDI, B. HAMDI, M. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 5, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.002>
- BRASIL. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasil, 2010. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm)>
- BUSWELL, A. M.; MUELLER, H. F. Mechanism of Methane Fermentation. **Industrial & Engineering Chemistry**, v. 44, n. 3, p. 550–552, 1952. <https://doi.org/10.1021/ie50507a033>
- CECCHI, F.; PAVAN, P.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of sewage sludge: Application to the macroalgae from the Venice

- lagoon. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 17, n. 1, 1996. [https://doi.org/10.1016/0921-3449\(96\)88182-1](https://doi.org/10.1016/0921-3449(96)88182-1)
- CUETOS, M. J.; GÓMEZ, X.; OTERO, M.; MORÁN, A.. 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, p. 99–106, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2007.11.019>
- DE SOUSA, T. A. T.; DO MONTE, F. P.; SILVA, J. V. N.; LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; VAN LIER, J. B.; SOUSA, J. T. Alkaline and acid solubilisation of waste activated sludge. **Water Science and Technology**, v. 83, n. 12, p. 2980–2996, 15 jun. 2021. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.179>
- DO Ó, K. D. S.; DE SOUSA, T. A. T.; HENRIQUE, I. N.; LEITE, V. D.; RAMOS, R. O.; SOUSA, J. T. Assessing of alkaline and enzymatic pre-treatment: comparison as WAS solubilisation process to maximize its potential as carbonaceous source. **Biomass Conversion and Biorefinery**, p. 1–12, 27 ago. 2021. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01834-x>
- DOS SANTOS FERREIRA, J. et al. Enzymatic pretreatment and anaerobic co-digestion as a new technology to high-methane production. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 104, n. 10, p. 4235–4246, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00253-020-10526-x>
- ELBESHISHY, E.; NAKHLA, G. Batch anaerobic co-digestion of proteins and carbohydrates. **Bioresource Technology**, v. 116, p. 170–178, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.052>
- FARHAN, D. A.; LATTIEFF, F. A.; ATIYA, M. A. Co-digestion of Shumblan with Different Wastes as a Source for the Biogas Production. **Al-Khwarizmi Engineering Journal**, v. 14, n. 4, p. 83–91, 1 dez. 2018. <https://doi.org/10.22153/kej.2018.04.004>
- GAUR, R. Z.; SUTHAR, S. **Anaerobic digestion of activated sludge, anaerobic granular sludge and cow dung with food waste for enhanced methane production**. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.201>
- GONZALEZ, A. et al. Pre-treatments to enhance the biodegradability of waste activated sludge: Elucidating the rate limiting step. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 5, p. 1434–1469, 1 set. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.06.001>
- HARTMANN, H.; AHRING, B. K. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure. **Water Research**, v. 39, p. 1543–1552, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.02.001>
- INSAM, H.; MARKT, R. Comment Comment on “Synergistic co-digestion of solid-organic-waste and municipal-sewage-sludge: 1 plus 1 equals more than 2 in terms of biogas production and solids reduction”. **Water Research** 87, 416e423. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.033>
- JUINN-JYI, L.; YU-YOU, L.; NOIKE, T. Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. **Water Research**, v. 31, n. 6, p. 1518–1524, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00413-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00413-7)
- LI, Y. Y. et al. High-rate methane fermentation of lipid-rich food wastes by a high-solids co-digestion process. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 12, p. 143–150, 1 jun. 2002. <https://doi.org/10.2166/WST.2002.0420>
- MOHEDANO, R. A. et al. **High nutrient removal rate from swine wastes and protein biomass production by full-scale duckweed ponds**. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.083>
- MOHEDANO, R. A. et al. Does duckweed ponds used for wastewater treatment emit or sequester greenhouse gases? **Science of The Total Environment**, v. 691, p. 1043–1050, 15 nov. 2019. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.07.169>
- PENA, L. et al. Potential of duckweed for swine wastewater nutrient removal and biomass valorisation through anaerobic co-digestion. **Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems**, v. 5, n. 2, p. 127–138, 2017. <https://doi.org/10.13044/j.sdewes.d5.0137>
- POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. [s.l.] Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências, 2017. <https://doi.org/10.11606/9788585658670>
- PORSELVAM, S.; SOUNDARA VISHAL, N.; SRINIVASAN, S. V. Enhanced biogas yield by thermo-alkali solubilization followed by co-digestion of intestine waste from slaughterhouse with food waste. **3 Biotech**, v. 7, n. 5, p. 1–10, 2017. <https://doi.org/10.1007/s13205-017-0936-x>
- REN, H. et al. Enhanced Biogas Production in the Duckweed Anaerobic Digestion Process. **Journal of Energy Resources Technology**, v. 140, n. 4, 1 abr. 2018. <https://doi.org/10.1115/1.4039782>
- SANTANGELO, E. et al. Evaluation of tomato introgression lines diversified for peel color as a source of functional biocompounds and biomass for energy recovery. **Biomass and Bioenergy**, v. 141, n. July, p. 105735, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105735>
- SIEGERT, I.; BANKS, C. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 11, p. 3412–3418, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.01.025>
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater Engineering Treatment and Reuse. **Journal of Wastewater Engineering**, p. 4th edition, 2003.
- TONON, G. **Avaliação de lagoas de lemnas para o polimento de esgoto doméstico: emissões de GEE e valorização de biomassa na produção de biometano**. 2016. <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/171996>
- TYAGI, V. K. et al. Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Progress and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 93, n. May, p. 380–399, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.051>
- ZHANG, J. et al. **Enhancement of biogas production in anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge by biological co-pretreatment**. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.02.163>