

Potencial de geração de biometano de resíduos alimentares de restaurante universitário

RESUMO

Miriam Cleide Cavalcante De Amorim
Universidade Federal Do Vale Do
São Francisco, Petrolina,
Pernambuco, Brasil
miriam.cleide@univasf.edu.br

Este estudo objetiva avaliar a potencialidade energética dos resíduos alimentares do restaurante da Universidade Federal do Vale do São Francisco, por meio do ensaio de potencial bioquímico de metano (PBM) e contribuir para as diretrizes normativas da gestão de resíduos sólidos. O trabalho foi realizado em sistema de reatores em batelada, com medições diárias do biometano, por 32 dias, utilizando-se relações substrato/inóculo (S/I) de 0,5 e 1,0. A relação S/I 0,5 proporcionou a maior geração acumulada de biometano 154,2 NmLCH₄/gSTV_{rem}. O substrato formado por resíduos oriundos da preparação das refeições relativas ao almoço e jantar, foi o que obteve melhores rendimentos de metano, demonstrando a potencialidade da implementação de projetos para obtenção de biogás e biometano, reduzindo o volume destinado aos aterros sanitários, e o passivo ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: Digestão anaeróbia. Gestão de Resíduos. Metano. PBM.

INTRODUÇÃO

O gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é uma das metas da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) estabelecida na Lei Federal nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010), por ser a gestão de resíduos um desafio para a sociedade que busca processos sustentáveis economicamente. Segundo levantamento de Rodrigues et al. (2022), a geração de RSU no Brasil registrou um crescimento expressivo, superando a taxa de 29% no período de 2010 a 2018, estimando uma geração de 100 milhões de toneladas em 2025. Sendo os aterros sanitários a solução tecnológica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais (NBR 8419/1992).

Do total de RSU gerados no país, cerca de 51,4 % dos resíduos urbanos gerados no Brasil são representados por resíduos orgânicos (BRASIL, 2020; TERRA NOVA E BIAZINI FILHO, 2022) e os resíduos orgânicos alimentares provenientes de restaurantes universitários, constituem uma parcela desse montante, segundo estimativas de Oliveira et al. (2017), são produzidos diariamente nos restaurantes universitários brasileiros, cerca de 22,5 toneladas. O mesmo estudo apontou que entre 53 universidades nas cinco regiões brasileiras, a Universidade Federal do Vale do São Francisco foi a que apresentou a maior taxa de geração de resíduos alimentares por dia (2210 kg/dia).

Os resíduos alimentares tornaram-se uma questão tanto ambiental quanto social, com um alto impacto em países desenvolvidos e em desenvolvimento (WITHANAGE et al., 2021), de forma que a gestão adequada para a disposição desses resíduos se tornou uma preocupação crescente. Comumente são destinados aos aterros sanitários, que embora sejam uma forma de destinação estabelecida na PNRS, produz gases com efeito de estufa, como o metano (SANTOS et al., 2020) e os custos associados a coleta e transporte, aumentam com o aumento da produção dos RSU. Araújo et al. (2020) citam que a **prestação dos serviços de limpeza urbana no tocante à coleta de RSU representa uma parcela significativa dentro do orçamento das prefeituras. De fato, estudo a posteriori de Rodrigues et al. (2022) evidenciou a ineficiência do modelo convencional de coleta e gerenciamento dos resíduos centralizado e concentrado pelo Estado às empresas públicas municipais.**

Dessa forma, alternativas para reduzir a destinação de tais resíduos a aterros merecem ser consideradas, tendo a comunidade científica, os poderes públicos e a sociedade um desafio a ser enfrentado, exercendo cada ente o seu papel. Como destaca Bugelli & Felício (2019) cujo projeto desenvolvido na área de saneamento tornou-se um elo que ampliou a comunicação entre a academia e a sociedade.

Segundo Grimberg et al. (2015), os resíduos alimentares, que são atualmente enviados para aterros, detêm uma quantidade significativa de energia que pode ser recuperada utilizando tecnologias como a digestão anaeróbia (DA) para produção do biometano, contido no biogás por ela gerado. Neste sentido Freitas et al. (2024) verificaram em seu estudo que a disposição final de RSU em aterro sanitário se mostrou a pior opção com relação as emissões de gases do efeito estufa ao se comparar com o processo de DA desses resíduos.

UGWU et al. (2021) e UGWU et al. (2020), acrescentam que a prática da DA, resulta em benefícios tanto para as universidades quanto para os municípios e sociedade. Piadeh et al. (2024) fazem uma análise crítica do impacto da digestão anaeróbia nos objetivos de desenvolvimento sustentável, abordando a DA como uma ferramenta que está direta ou indiretamente associada a uma vasta gama de preocupações de sustentabilidade, especialmente o seu papel na prevenção da poluição, os seus impactos positivos na saúde e no bem-estar. Para os autores, a DA tem potencial para promover educação de qualidade, a promoção da igualdade de género e a redução das desigualdades para os grupos vulneráveis nos países em desenvolvimento e de baixo rendimento, por fornecer energia renovável.

Estudos demonstram que a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos urbanos está principalmente ligada aos aspectos de orientação social do desenvolvimento sustentável, visto que, esta prática pode promover a igualdade de acesso aos serviços básicos, evitando a poluição da água e do solo poluição da água e do solo causada pela eliminação incorreta de resíduos em rios, aquíferos e lagos. Podendo também diminuir o número de mortes e o número de pessoas expostas ou vulneráveis a catástrofes ambientais relacionados com os resíduos, em especial nas localidades vulneráveis (CHEN et al., 2023). De fato, para Barbera et al. (2022) o acesso à energia sustentável não só melhora as condições de vida, como também tem um efeito transformador nos meios de subsistência, na educação, na saúde e no bem-estar geral.

Até mesmo na questão cultural a DA pode ter contribuição positiva. Anaya-Reza et al. (2024) enfatizam ser necessário promover na sociedade uma cultura de separação de resíduos entre os cidadãos, com o objetivo de aumentar a eficiência e o rendimento do processo de digestão anaeróbia. O biometano gerado no processo de DA contribui para fornecimento de energia às redes elétricas e de gás natural, sendo um importante contribuinte na matriz energética em diversos países, como Alemanha, Estados Unidos, China, Brasil e outros (CAVALCANTI et al., 2023; ANAYA-REZA et al., 2024). O Brasil é considerado uma referência mundial na utilização de combustíveis renováveis em substituição às fontes fósseis de energia (MAINTINGUER et al., 2022)

Segundo Terra Nova e Biazini Filho (2022), no Brasil, a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, possui grande potencial de valorização por meio de iniciativas descentralizadas e em diferentes escalas, podendo ser implementadas por municípios de todos os portes e salienta que esta fração, pode ser recuperada por meio de rotas tecnológicas como a digestão anaeróbia até 2040. Sendo, a obtenção de biogás, uma estratégia elencada no Plano Nacional de Resíduos (Planares), instituído em 2022, para valorizar e aumentar a recuperação dos resíduos orgânicos, e reforçada pela Portaria nº 627/GM/MME/2022 e o Decreto Federal nº 11.003/2022 para promover o setor de bioenergia, incentivar programas e ações para reduzir as emissões de metano e contribuir para o cumprimento dos compromissos climáticos assumidos pelo Brasil.

Assim, a DA dos resíduos apresenta-se como uma alternativa tecnológica sustentável que atende, em parte, as disposições legais impostas pela PNRS e o Planares. Porém, para um processo de digestão anaeróbia eficiente e seguro energeticamente faz-se necessário estudos dos substratos (resíduos alimentares) e dos inóculos envolvidos nos ensaios. Tendo em vista que, esses beneficiam o

processo da degradação, por propiciar o equilíbrio da relação Carbono/Nitrogênio, fornecendo umidade e microrganismos, e aumentando a capacidade tampão do sistema sendo esse um processo bastante complexo, devido à quebra de carboidratos, proteínas, lipídeos, lignina, ácidos orgânicos em moléculas menores (SPEECE, 2008), mas que se realizado adequadamente pode ser uma fonte de energia alternativa advinda do metano (CH₄) (GALANAKIS, 2015).

Uma das técnicas, para tais estudos é avaliar a potencialidade energética dos substratos orgânicos e do inóculo, por meio do ensaio de Potencial Bioquímico de Metano (PBM), sendo esta uma ferramenta experimental para o tratamento dos resíduos orgânicos, que se baseia na incubação de substrato(s) mesclado(s) com inóculo anaeróbio, em batelada e em condições controladas (KUNZ et al., 2019).

O uso de ensaios de PBM é essencial para identificar a capacidade de biodegradabilidade anaeróbia dos resíduos (ELBESHBISHY et al., 2012) e para avaliar o potencial energético do biogás da digestão anaeróbia (GRELL et al., 2024), a partir do monitoramento do volume de biogás gerado, via produção total de biometano (SILVA et al., 2016), estando presente na literatura diversos estudos que seguiram mecanismos semelhantes (ESPOSITO et al., 2012; LISBOA & LANSING, 2013; ORTEGA et al., 2022; GRELL et al., 2024).

No entanto, estudos que abordem a relação ideal entre inóculo e substratos para este tipo de resíduos ainda são escassos. Holliger et al. (2016) afirmam que a proporção inóculo e substrato, é um parâmetro-chave dos testes de PBM e recomenda testes com várias relações de inóculos substratos. Visto que o inóculo é não apenas a fonte da comunidade microbiana necessária para a DA, mas também uma importante fonte de macro e micronutrientes, oligoelementos e vitaminas, bem como a capacidade de tamponamento do pH para o processo de digestão.

Diante disso, visando propor uma forma adequada de gestão dos diferentes resíduos sólidos alimentares, do Restaurante Universitário da Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus Juazeiro, o presente trabalho visa obter o potencial bioquímico de metano (PBM) de tais resíduos, avaliando-se duas relações de substrato/inóculo, por um período de 32 dias.

METODOLOGIA

Coleta e caracterização dos resíduos alimentares (substratos)

Os resíduos alimentares (RA) utilizados como substrato foram obtidos no Restaurante Universitário da Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus Juazeiro (9°24'41.5"S 40°30'54.0"W), o qual possui capacidade de 2.400 refeições/dia em uma área de 2.500m², com funcionamento de segunda-feira a sexta-feira, ofertando serviço de almoço e jantar, para a comunidade acadêmica e ao público em geral.

Foram coletadas amostras únicas de três tipos de substratos: resíduos oriundos da preparação das refeições almoço e jantar (T1), resíduos da sobra do buffet e restos dos pratos (T2) e mistura dos substratos anteriores (T3). Coletou-se 23,5 kg do T1

contendo, em sua maioria, cascas de cenoura, batata, laranja, abóbora e hortaliças e 115,1 kg do T2, formado por restos de pães, arroz, feijão preto, macarrão, cuscuz e frango.

Cada substrato foi homogeneizado e quarteado, conforme NBR 10.007 (ABNT, 2004). Por conseguinte, procedeu-se à trituração do substrato, a fim de facilitar a DA da matéria orgânica, utilizando um moinho de facas do tipo Rotor Vertical com Facas Móveis e Fixas, com peneira de granulometria de 1,7mm de diâmetro, conforme as metodologias de Silva (2014), Esposito et al. (2012) e Angelidaki et al. (2009). Após as etapas de coleta, quarteamento e trituração, os substratos foram caracterizados conforme parâmetros e metodologias do Quadro 1.

Quadro 1. Parâmetros e metodologias para caracterização dos resíduos alimentares e lixiviados.

Parâmetros	Procedimentos metodológicos
pH	Andreoli et al. (1998)
Alcalinidade Total (AT)	APHA (2012)
Sólidos totais (ST) Sólidos Totais Fixos (STF) Sólidos Totais Voláteis (STV)	APHA (2012) (Método: 2540 – B; 2540 – E), Norma Técnica Interna SABESP (NTS 013) (1999)
Teor de umidade (TU)	Andreoli et al. (1998)

Origem e caracterização do inóculo

O inóculo utilizado foi lodo anaeróbio, proveniente de um reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) tratando esgotos domésticos de uma Estação de Tratamento da Companhia Pernambucana de Saneamento, situada em Petrolina – PE, Brasil, sendo submetido à análise de Sólidos totais (ST) (90,73 g/kg), Sólidos Totais Voláteis (STV) (44,04 g/kg) e Sólidos Totais Fixos (STF) (46,69 g/kg).

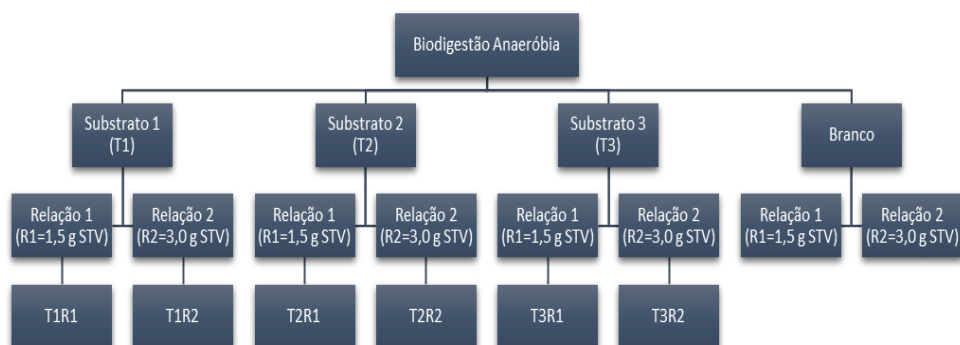
Configuração experimental dos ensaios de PBM

A metodologia para a configuração experimental dos ensaios de PBM foi baseada em Chen et al. (2010), com frascos reatores de borossilicato em batelada, com capacidade de 1L, vedados com tampas rosqueadas e borrachas, envoltos em papel alumínio para evitar a penetração de luz. Nos reatores continham substrato, inóculo e 20% de solução nutritiva. Por fim, reservou-se 20% do volume total dos frascos para o headspace (ANGELIDAKI et al., 2009).

As relações volumétricas presentes nos reatores foram determinadas com base na concentração de STV dos resíduos e do inóculo. Desse modo, foram testadas duas relações substrato/inóculo (S/I) de 0,5 e 1,0, alcançadas mantendo fixa a carga orgânica do substrato em 3,0 g STV/L, resultando em duas concentrações de inóculo distintas: 1,5 g STV/L e 3,0 g STV/L, nomeadas R1 e R2 respectivamente, resultando assim em seis tratamentos (T1R1, T1R2, T2R1, T2R2, T3R1 e T3R2) conforme Figura 1. Os ensaios duraram 32 dias, e todos os tratamentos foram realizados em triplicatas.

A avaliação da influência do substrato e das relações S/I utilizadas no PBM foi realizada por meio da medição da produção de metano e das características do líquido de entrada e saída (lixiviado) dos reatores realizados no início e término do processo de DA, respectivamente. Para tanto foram determinados os parâmetros de pH, Alcalinidade Total (AT), Sólidos Totais (ST), Teor de Sólidos Totais Voláteis (STV), conforme metodologias do Quadro 1.

Figura 1. Configuração experimental dos ensaios de Potencial Bioquímico de Metano.



Medição da produção acumulada de metano

Fez-se uso do método volumétrico de Medição Direta do Volume de Metano (AQUINO et al., 2007), onde lava-se o biogás produzido nos reatores com solução de soda a 3% para ocorrer a absorção do gás carbônico (CO₂), assumindo dessa forma que, os principais constituintes do biogás são o CO₂ e o CH₄. O volume de metano produzido pode ser conhecido através da medição do peso da soda expulsa do frasco.

Diariamente aferiu-se o volume de metano produzido, através da pesagem dos frascos que recebiam o hidróxido expelido, em balança analítica de precisão BEL Engineering Mark 6500. Todos os reatores eram homogeneizados, manualmente, 30 minutos antes da medição do peso dos frascos. Os valores de metano obtidos foram normalizados para as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNP) segundo a VDI 4630 (2016).

Análise e tratamento dos dados

Utilizou-se estatística descritiva para a análise dos dados, calculando média $\pm$ desvio padrão (DP) para os ensaios de caracterização dos substratos (DOMINGUES et al., 2016), e para a comparação dos frascos reatores no início e fim da DA, por meio EXCEL® (versão 2010).

Em relação à produção acumulada diária de metano fez-se uso da estatística experimental por meio do delineamento fatorial, tendo em vista que buscou-se analisar o efeito dos fatores tipo de substrato e concentrações de inóculo, simultaneamente para os seis tratamentos. Para tal empregou-se o software R PROJECT FOR STATISTICAL COMPUTING (versão 3.5.1®) para analisar os dados obtidos.

DESENVOLVIMENTO (RESULTADOS E DISCUSSÕES)

Caracterização dos substratos

Observa-se nos dados obtidos na Tabela 1, que as amostras de resíduos alimentares possuem teores de umidade acima de 70% e pH ácido para os substratos 2 e 3. Conforme Andreoli et al. (2003), o resíduo que possui elevado teor de umidade é capaz de contribuir no processo de geração de biogás.

Tabela 1. Caracterização dos substratos.

Parâmetros	Substratos		
	T1	T2	T3
pH	6,77	3,95	3,96
TU (%)	74,72	71,51	72,89
ST (g L ⁻¹)	283,18 ± 33,80	780,99 ± 69,31	560,95 ± 82,73
STF (g L ⁻¹)	10,64 ± 0,21	89,56 ± 12,49	38,07 ± 7,50
STV (g L ⁻¹)	272,54 ± 34,01	691,43 ± 57,37	522,88 ± 86,29

Quanto ao pH, Chernicharo (2007) afirma que as amostras de resíduos que possuem acidez dificultam o processo de metanogênese, tendo em vista que para o sucesso da digestão anaeróbia é recomendável manter o pH variando entre 6,5 a 7,5. A acidez encontrada nos substratos está em acordo com os estudos de Oliveira et al. (2018), Lucena (2016), Uchoa et al. (2008), Gueri et al. (2018) e Granzotto et al. (2021), que avaliando a DA de resíduos alimentares de restaurante universitário verificaram o pH dos substratos variando entre 4,8 a 6,3.

Silva (2014) afirma que a biodegradabilidade do material está ligada à composição, sendo imprescindível realizar a caracterização do substrato quanto ao teor de ST e STV. Nessa perspectiva, o resultado da série de sólidos indica que os substratos possuem alto potencial de biodegradabilidade, visto que as amostras T1, T2 e T3 os STV representam 96,24%, 88,53% e 93,21%, respectivamente dos ST, indicando alta fração orgânica. Destaca-se que esse parâmetro é recomendado como indicador primário do potencial biometanogênico.

Análise dos Parâmetros de avaliação do Ensaio de PBM

Os resultados analíticos dos parâmetros físico-químicos do lixiviado na entrada e saída dos reatores realizados no início e término da digestão anaeróbia encontram-se na Tabela 2. Os dados de pH indicam que o sistema apresentou acidificação do meio, em torno de 20% na saída, apesar da adição de bicarbonato de sódio nos reatores, haja vista que os microrganismos metanogênicos possuem crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4 (CHERNICHARO, 2007). Estudos semelhantes, indicam que esse fenômeno foi comum a outros autores, como Silva et al. (2013) que verificaram ao longo de 30 dias, pH na saída do reator igual a 5,0. Já Oliveira et al. (2018) constataram baixa produção de metano, sem a utilização de agente tamponante, devido à queda do pH do sistema para 5,38.

O pH exerce uma ação principal no sistema devido à capacidade de efeito tampão, estabelecendo uma relação intrínseca com a alcalinidade e os ácidos graxos voláteis. Assim, valores baixos do potencial hidrogeniônico favorecem a produção de AGV no meio, tornando-se um dos principais causadores do desequilíbrio do processo de digestão anaeróbia (WARD et al., 2008). Todos os reatores apresentaram aumento da alcalinidade total no sistema, ao fim do experimento. Chernicharo (2007) afirma que, a reação da alcalinidade com os ácidos orgânicos voláteis converte a alcalinidade bicarbonato em alcalinidade dos ácidos voláteis, pois os ácidos voláteis são mais fortes, ocorrendo na faixa de pH entre 3,75 e 5,75 e prejudicando a digestão anaeróbia. De fato, Monteiro et al. (2023) avaliando a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos de alimentos provenientes do restaurante universitário da Universidade Federal do Paraná por não suplementarem o processo com alcalinizante observaram mudanças bruscas de pH durante a fase de hidrólise e consequente estagnação na produção de biometano. Neste caso, o pH ficou próximo a 3,0 impossibilitando assim o crescimento de microrganismos metanogênicos.

Tabela 2. Parâmetros físico-químicos do líquido de entrada (dia 0) e saída (dia 32) dos reatores.

Parâmetro	pH	AT	ST (g/L)	STV (%)	
Dia 0	T1R1	7,00±0,0	84±4,0	67,06 ± 12,4	90,41±1,0
	T1R2	7,03±0,0	68±4,0	158,5±78,7	95,29±1,9
	T2R1	7,15±0,0	17,33±2,3	17,42±0,7	87,73±0,5
	T2R2	7,19±0,0	50,67±2,8	20,80±2,8	97,06±2,3
	T3R1	7,05±0,0	50,67±2,8	27,87±4,1	98,60±3,5
	T3R2	7,12±0,0	37,33±2,3	45,54±37,7	100±0,7
Dia 32	T1R1	6,44±0,1	226,67±12	23,41±1,74	65,19±1,7
	T1R2	7,32±0,1	201,33±2,8	24,40±3,39	61,37±2,3
	T2R1	4,76±0,0	158,67±2,8	19,91±8,05	79,05±2,3
	T2R2	5,87±1,0	117,33±14	18,01±2,90	71,10±2,5
	T3R1	4,76±0,0	174,67±8,4	16,00±1,31	60,52±0,14
	T3R2	4,72±0,0	177,33±2,8	16,48±0,63	76,12±0,62

Nessa perspectiva, Bouallagui et al. (2003) detectaram, em um período de 10 dias de digestão anaeróbia de resíduos de vegetais e frutas, que o pH decresceu rapidamente, e a conversão do substrato em biogás foi inibida devido ao aumento de AGV, favorecido pelo decréscimo do pH. Feng et al. (2017) detectaram desequilíbrio nos reatores devido ao aumento na produção de ácidos graxos voláteis oriundos do ácido propiônico. Já Mao et al. (2015) concluíram que os ácidos graxos voláteis são afetados diretamente pelo pH.

Em relação aos sólidos, os resultados para ST ao fim da digestão (aos 32 dias) mostraram que houve redução nos tratamentos, exceto para o T2R1, que

apresentou um aumento de ST de 15%. Já para os STV, em todos os tratamentos houve redução dos valores desse parâmetro, apresentando uma média de 27% para os seis tratamentos. O maior percentual de redução (38,63%) ocorreu para o T3R1 e o menor (9,89%) para o T2R1, ou seja, o único tratamento que não apresentou redução dos ST. Assim, embora não tenha havido redução dos sólidos totais para o T2R1, verifica-se a redução da parcela orgânica representada pelos STV.

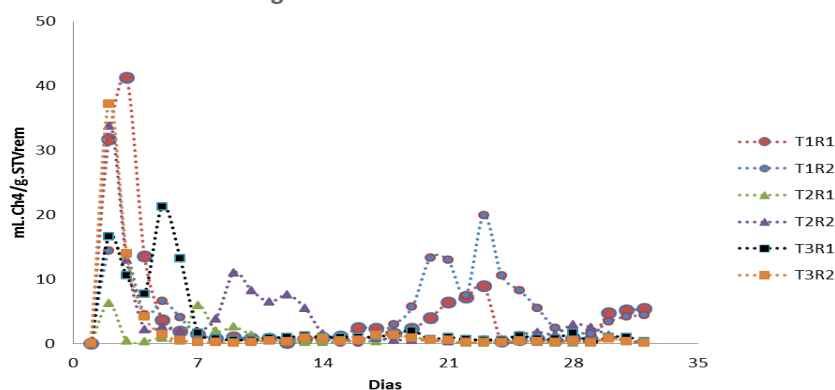
Oliveira et al. (2018), em estudo semelhante, observaram redução de 18,1 e 27,9% em relação aos sólidos, também utilizando resíduos alimentares como substrato e lodo anaeróbio como inóculo. Nesse estudo, verificou-se que, a utilização de alcalinizante para minimizar as alterações de pH, resultou em maior redução de sólidos (27,9%). Liu et al. (2012) obtiveram uma taxa de remoção de sólidos voláteis em torno de 65%, utilizando lodo de esgoto desidratado como inóculo e resíduos alimentares, oriundos do restaurante universitário da Universidade de Tsinghua, localizada em Pequim, China. Já Chen et al. (2010) obtiveram reduções de STV, sob condições mesofílicas e termofílicas, na faixa de 73% – 99% e 63% – 95%, respectivamente. Por fim, Gueri et al. (2018) reduziram de 24,04 g/L no afluente para 14,05 g/L no efluente, utilizando proporção 1:1 na relação substrato/inóculo.

Como os sólidos voláteis compreendem o material carbonáceo que será biodegradado e convertido em biogás, a remoção dos sólidos totais voláteis apresentou média de 62,9%. De acordo com Campos et al. (2004), o desempenho na remoção de sólidos totais voláteis ocorreu pela facilidade dos microrganismos em realizar o processo de degradação em biocompostos, como proteínas, açúcares e lipídios. Segundo Leite et al. (2001), substratos que possuem maior percentual de sólidos totais voláteis, tendem a gerar quantidade significativa de gás CH_4 , tornando essa alternativa de tratamento, economicamente viável.

Avaliação do potencial bioquímico de metano (PBM)

A avaliação do PBM se deu a partir do rendimento diário e acumulado de metano, no decorrer do experimento, conforme Figuras 2 e 3, respectivamente. Constatou-se que, nas primeiras 72h, ocorreu um pico de produção, com destaque para o tratamento T1R1, alcançando um quantitativo de 41,23 NmL $\text{CH}_4/\text{gSTV}_{\text{Rem}}$.

Figura 2. Rendimento diário de metano.



T1R1: resíduos das refeições almoço e jantar; substrato/inóculo (S/I) de 0,5
T1R2: resíduos das refeições almoço e jantar; substrato/inóculo (S/I) de 1,0

T2R1: resíduos da sobra do buffet e restos dos pratos; substrato/inóculo (S/I) de 0,5
T2R2: resíduos da sobra do buffet e restos dos pratos; substrato/inóculo (S/I) de 1,0
T3R1: mistura dos substratos anteriores; substrato/inóculo (S/I) de 0,5
T3R2: mistura dos substratos anteriores; substrato/inóculo (S/I) de 1,0

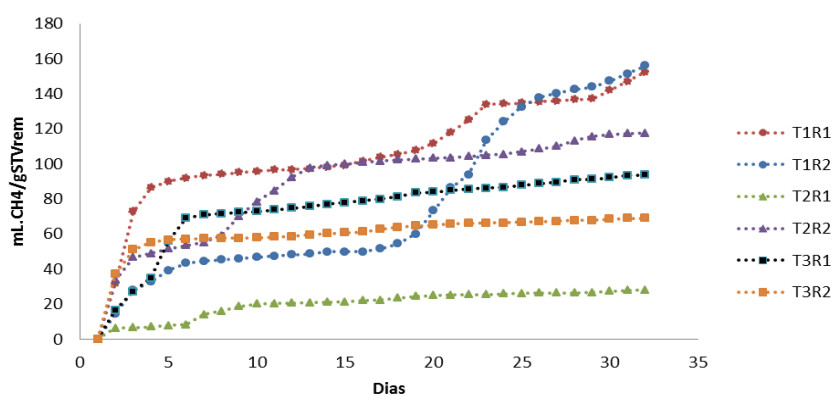
Os picos de produção apresentados pelos reatores nos primeiros dias, de modo geral, são característicos em estudos que abordam PBM e estão presentes na literatura. De acordo com Guerri et al. (2018), esse fenômeno acontece devido à presença de substratos com alto potencial de biodegradabilidade, além da anaerobiose do sistema ao dar partida no experimento. Desse modo, o processo de aclimação dos reatores é o que torna esse ambiente favorável à evolução das bactérias metanogênicas (FIRMO, 2013).

Chen et al. (2010), desenvolveram os ensaios utilizando como substrato sopa processada, resíduos de café e resíduos de cozinha, em temperatura mesófila e com relação S/I igual a 0,5 e 1,0, atingindo picos de biogás nos primeiros cinco dias de digestão. Já Firmo (2013) obteve o auge da produção de biogás nos primeiros dez dias de ensaio, mesmo período que Lucena (2016) alcançou ao tratar os resíduos com lodo industrial e lodo de esgoto.

Nota-se que os três resíduos caracterizados apresentaram produções similares nos primeiros dias, evidenciando a capacidade dos microrganismos se desenvolverem, adequadamente, na presença desses substratos, destacando também a influência da quantidade de inóculo introduzida, visto que os reatores que foram carregados com uma carga de 3,0 gSTV obtiveram picos maiores do que os que continham 1,5 gSTV. Nos ensaios realizados por Guerri et al. (2018), os tratamentos que continham 20% a mais de inóculo obtiveram maiores picos.

Quanto ao rendimento de metano acumulado (Figura 3), percebe-se que os tratamentos T2R1, T2R2, T3R1 e T3R2 tiveram produções acumuladas menores do que os tratamentos que continham substrato T1. Tal fato pode estar relacionado com a inibição da comunidade microbiana às gorduras solubilizadas e aos produtos cárneos (CHEN et al., 2010).

Figura 3. Rendimento acumulado de metano.



T1R1: resíduos das refeições almoço e jantar; substrato/inóculo (S/I) de 0,5
T1R2: resíduos das refeições almoço e jantar; substrato/inóculo (S/I) de 1,0

T2R1: resíduos da sobra do buffet e restos dos pratos; substrato/inóculo (S/I) de 0,5
T2R2: resíduos da sobra do buffet e restos dos pratos; substrato/inóculo (S/I) de 1,0
T3R1: mistura dos substratos anteriores; substrato/inóculo (S/I) de 0,5
T3R2: mistura dos substratos anteriores; substrato/inóculo (S/I) de 1,0

O T1, nas duas relações, apresenta um comportamento semelhante ao diáuxico, que é visualizado no formato das curvas de produção de gás metano, com duas fases de maior produção. Segundo Fernandes et al. (2003), esse tipo de comportamento é comum quando há a presença de substratos diferentes, onde o consumo do substrato mais complexo, somente acontece, após o consumo do substrato mais simples.

Ao longo dos trinta e dois dias, a média da produção acumulada em relação aos substratos foi igual a 94,30, 55,67 e 68,70 NmL CH₄/gSTV_{Rem} para o substrato T1, T2 e T3, respectivamente. Os valores corroboram com os resultados de Valença (2017) que, ao analisar a produção de resíduos alimentares com a adição de lodo de esgoto, obteve 79,81 NmLCH₄/gSSV. Já Elbeshbishy et al. (2012), ao testarem o potencial de produção de metano dos resíduos alimentares, na presença de inóculo pré incubado e sem incubação, obtiveram um quantitativo igual a 60 e 86 NmLCH₄/gSTV_{Rem}, respectivamente.

No tocante ao rendimento de metano acumulado, não houve diferença significativa entre as concentrações de inóculo (R1 e R2) aplicadas aos substratos. Portanto, adotou-se um delineamento inteiramente casualizado, a fim de testar se é significativa a diferença entre os substratos utilizados para a produção de biometano. O resultado do teste de Tukey (Tabela 3) obtido através do delineamento inteiramente casualizado, demonstrou que existem diferenças significativas entre os substratos T1 e T2 para a produção de biometano, sendo que o substrato T3 se assemelha com os anteriores, em razão de ser composto da mistura dos substratos T1 e T2. Visto que, os dados obtidos através da aplicação do teste de Tukey, resultaram em valores significativos, referentes ao *p valor* iguais a: 0,0492; 0,088; 0,967 para as diferenças entre os seguintes substratos: T2 – T1; T3 – T1; T3 – T2.

Tabela 3. Média de produção de metano por tipo de substrato.

Substrato	NmL CH ₄ /gSTV _{Rem}	CV%
T1	4,97a	13,19
T2	2,35b	69,64
T3	2,62ab	1,21

Médias seguidas de letras distintas diferem entre si, pelo teste de Tukey (P<0,05).

Um aspecto estatístico que deve ser considerado, refere-se ao coeficiente de variação (CV), tendo em vista que, de acordo com Malunga (2018), em seu estudo que envolveu produção de biogás, a partir de resíduos da cana-de-açúcar, o CV é a medida da variação residual relacionada ao tamanho da média, sendo que um alto valor desse parâmetro indica uma menor confiabilidade do experimento, enquanto o inverso retorna alta confiabilidade. Desse modo, os substratos T1 e T3 conferem maior confiança nos resultados obtidos, refletindo a estabilidade da

produção enquanto ocorria a biodigestão anaeróbia (SHEN et al., 2013; WANG et al., 2014).

Como a análise estatística identificou que as relações de inóculo se assemelham, constata-se que o principal fator na produção de metano, está relacionado ao tipo de substrato utilizado para realizar a digestão. Desse modo, o substrato T1 obteve a maior potencial para produção de metano, como foi possível constatar, a partir do gráfico de geração acumulada, ao fim do experimento. A variação da temperatura no decorrer do experimento esteve entre 29°C e 34°C com temperatura de 32 °C no pico na produção de metano. De fato, Monteiro et al. (2023), avaliando a DA de resíduos alimentares em frascos reatores de batelada, concluíram que os ensaios condicionados a temperatura de 35°C apresentaram valores acumulados de biogás estatisticamente significativos maiores quando comparados a 45°C.

Por fim, Granzotto et al. (2021) avaliando a DA de resíduos orgânicos de um restaurante universitário da Universidade Federal de Santa Maria concluem que que apesar da variabilidade na composição do substrato, os resultados mostraram alta eficiência da operação de DA na diminuição do potencial poluidor dos resíduos alimentares, gerando simultaneamente biogás e digestato, como potencial fertilizante orgânico. Este digestato apresenta as características dos adubos orgânicos minerais fertilizantes líquidos minerais orgânicos, apresentando concentrações ricas de nutrientes nitrogênio e potássio.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Todos os substratos analisados possuem potencial de produção de metano, com quantitativo que variam entre 33,8 a 41,2 NmLCH₄/gSTV_{rem}. No entanto, ao averiguar a produção ao longo dos 32 dias de degradação nos reatores, verifica-se que o substrato T1 na relação R2, teve maior geração acumulada de biometano, ao gerar 154,2 NmLCH₄/gSTV_{rem}. Entretanto, reitera-se que, deve-se ter controle do pH, a fim de alcançar o tamponamento dos reatores, para que o sistema não acidifique.

A aplicação da digestão anaeróbia aos resíduos alimentares do RU da UNIVASF é uma alternativa de gestão dos resíduos que contribuirá para redução do volume de resíduos destinados aos aterros sanitários e, conseqüentemente, redução de passivo ambiental com a produção energética limpa advinda do metano. É uma alternativa para contribuir no processo de gestão ambiental nos Campi da UNIVASF, assim como nas demais instituições de ensino brasileiras que possuam restaurantes. Além de contribuir para a eficiência econômica e energética dos governos municipais locais pela redução do volume de resíduos destinados ao aterro sanitário e pela geração de energia renovável, promovendo assim **uma gestão ambiental sustentável que vai além do campus universitário.**

A fim de complementar tais estudos recomenda-se a continuidade da pesquisa avaliando-se também a qualidade e potencialidade dos resíduos finais da digestão (digestato) para uso como biofertilizante fluido. Sugere-se ainda estudos teóricos para dimensionar processos em maiores escalas, analisando-se também a rentabilidade econômica ao se aplicar o biometano à rede elétrica da Universidade.

Assim buscou-se também, com a realização dessa pesquisa, contribuir para o desenvolvimento tecnológico, sustentável e social, estimulando a aplicação da digestão anaeróbia como uma alternativa de efetivação de políticas públicas voltadas ao setor energético já em vigor no país.

.

Potential for biomethane generation from food wastes from a university restaurant

ABSTRACT

This study aims to evaluate the energy potentiality of food waste from the restaurant of the Federal University of São Francisco Valley, through the biochemical methane potential (PBM) test and contribute to the regulatory guidelines for solid waste management. The work was performed in a batch reactor system, with daily measurements of biomethane, for 32 days, using substrate/inoculum (S/I) ratios of 0.5 and 1.0. The S/I 0.5 ratio provided the highest cumulative generation of biomethane 154.2 NmLCH₄/gSTVrem. The substrate formed by waste from the preparation of meals for lunch and dinner, was the one that obtained the best methane yields, demonstrating the potentiality of implementing projects to obtain biogas and biomethane, reducing the volume sent to landfills, and the environmental liability.

KEYWORDS: Anaerobic digestion. Food Waste Management. Methane. BPM

AGRADECIMENTOS

A UNIVASF por permitir o acesso aos dados e aos resíduos do restaurante. Ao FNDE/MEC pelo financiamento da pesquisa.

REFERÊNCIAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10007 - Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- APHA, AWWA, WEF. (2017). Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater (23. ed.). Washington DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- ANAYA-REZA, O., ALTAMIRANO-CORONA, M. F., BASURTO-GARCÍA, G., PATRICIO-FABIÁN, H., GARCÍA-GONZÁLEZ, S. A., MARTINEZ-HERNANDEZ, E., & DURÁN-MORENO, A. (2024). Wet anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste: experience with long-term pilot plant operation and industrial scale-up. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 47 (2), 235-247.
- ANDREOLI, C. V. et al. (2003). Secagem e higienização de lodos com aproveitamento de biogás. In Cassini, S. T. (Coord.). *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás* (pp. 121-165). Rio de Janeiro: ABES.
- ANDREOLI, C. V.; BONNET, B. R. P. (org.) **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto**. Curitiba: SANEPAR/PROSAB, 1998.
- ANGELIDAKI, I., ALVES, M., BOLZONELLA, D., BORZACCONI, L., CAMPOS, J. L., GUWY, A. J., KALYUZHNYI, S., JENICEK, P., & VAN LIER, J. B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science & Technology*, 59 (5), 927-934. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>
- AQUINO, S., CHERNICHARO, C. A. L., FORESTI, E., SANTOS, M. L. F., & MONTEGGIA, L. O. (2007). Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12 (2), 192-201.
- ARAUJO, L.P.S.; PAIXÃO, A.N.; PAIXÃO, M.C.S. 2020. Análise da eficiência técnica da prestação dos serviços de coleta de resíduos sólidos urbanos nos municípios paraibanos. *Rev. Tecnol. Soc.*, Curitiba, 16 (45), 260-271. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/rts/article/view/11799>. Acesso em: 27 de junho de 2024.
- BARBERA, E., MIO, A., PAVAN, A. M., BERTUCCO, A., FERMEGLIA, M. (2022). Fuelling power plants by natural gas: An analysis of energy efficiency, economical aspects and environmental footprint based on detailed process simulation of the whole carbon capture and storage system. *Energy Conversion and Management*, 252, 115072, <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2021.115072>.

BOUALLAGUI, H., CHEIKH, R. B., MAROUANI, L., & HAMDI, M. (2003). Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. *Bioresource Technology*, 86 (1), 85-89. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00097-4](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00097-4)

BRASIL. LEI Nº 12.305, de 2 de AGOSTO de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil (DOU). Publicado em: 3 de agosto de 2010. Disponível em: <<http://https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=LEI&numero=12305&ano=2010&ato=e3dgXUq1keVpWT0f1>> Acesso em 20/05/2023.

BRASIL. PLANARES (Plano Nacional de Resíduos Sólidos). Recuperado em 5 de março de 2023, <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>

BUGELLI, C. B.; FELÍCIO, J. D. 2019. Saneamento rural: a experiência da implementação de uma tecnologia de saneamento no Assentamento Nova São Carlos (São Carlos-SP). *R. Tecnol. Soc.*, 15 (35), 78-91. Disponível em <https://periodicos.utfpr.edu.br/rts/article/view/7698/5885>. Acesso em: 26/06/2024.

CAMPOS, C. M. M., LUIZ, F. A. R., BOTELHO, C. G., & DAMASCENO, L. H. SOARES. (2004). Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. *Ciência e Agrotecnologia*, 28(6), 1376-1384. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542004000600021>

CAVALCANTI, I. L. R., LEITE, V. D., OLIVEIRA, R. A. 2023. Bibliometric analysis on the applicability of anaerobic digestion in organic solid waste. *Rev. Ambient. Água* 18, e2891 , <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2891>

CHEN, X., ROMANO, R. T., & ZHANG, R. (2010). Anaerobic digestion of food wastes for biogas production. *Int J Agric & Biol Eng*, 3 (4), 61-72.

CHEN, L., FANG, W., LIANG, J., NABI, M., CAI, Y., WANG, Q., ZHANG, P., ZHANG, G. (2023). Biochar application in anaerobic digestion: performances, mechanisms, environmental assessment and circular economy. *Resour. Conserv. Recycl.* 188, 106720 <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106720>.

CHERNICHARO, C. A. L. (2007). Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Reatores anaeróbios (2a ed.). Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG.

DEUBLEIN, D., & STEINHAUSER, A. (2008). Biogas from waste and renewable resources: An introduction. WILEY VCH: Alemanha.

DOMINGUES, C. F. S., THOMAZ, D. P. C., SIMÕES, D. M., & WEBER, M. L. (2016). Geração de resíduos orgânicos em um restaurante universitário de São Paulo/SP. *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, 10 (5), 59-73. <https://doi.org/10.22292/mas.v10i5.490>

DUBOIS, M., GILLES, K. A., HAMILTON, J. K., REBERS, P. A., & SMITH, F. (1956). Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Anal. Chem*, 28, 350-356.

ELBESHISHY, E., NAKHLA, G., & HAFEZ, H. (2012). Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. *Bioresource Technology*, 110, 18-25.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.025>

ESPOSITO, G., FRUNZO, L., GIORDANO, A., LIOTTA, F., PANICO, A., & PIROZZI, F. (2012). Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Environmental Science Biotechnology*, 11 (4), 325-341. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9277-8>

FENG, L. WAHID, R., WARD, A. J., & MØLLER, H. B. (2017). Anaerobic co-digestion of cattle manure and meadow grass: Effect of serial configurations of continuous stirred tank reactors (CSTRs). *Biosystems Engineering*, 160, 1-11.
<https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.05.002>

FERNANDES, A. M., QUEIROZ, A. C., PEREIRA, J. C., LANA, R. P., BARBOSA, M. H. P., FONSECA, D. M., DETMANN, E., CABRAL, L. S., PEREIRA, E. S., & VITTORI, A. (2003). Fracionamento e cinética da degradação in vitro dos carboidratos constituintes da cana-de-açúcar com diferentes ciclos de produção em três idades de corte. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 32 (6), 1778-1785.
<https://doi.org/10.1590/S1516-35982003000700028>

FIRMO, A. L. B. (2013). Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos (Tese de Doutorado). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

FREITAS, G. P. DE, NÓBREGA, C. C., SÁ, A. C. N. DE, SOUZA, G. F. DE, LEITE, M. J. DE H., FARTO, C. D., & OLIVEIRA, A. C. N. (2024). Valoração de resíduos orgânicos em sistemas de biodigestores no contexto da bioeconomia. *Contribuciones A Las Ciencias Sociales*, 17 (3), e5673. <https://doi.org/10.55905/revconv.17n.3-280>

GALANAKIS, C. M. (2015). *Food waste recovery: Processing technologies and industrial techniques*. (1a ed.). San Diego: Elsevier-Academic Press.

GRANZOTTO, C. AITA, D.D. SILVEIRA, F.D. MAYER, S.B. PUJOL, J.A.V. PIÑAS, R. HOFFMANN. 2021. Use of anaerobic biodigester in the treatment of organic waste from a university restaurant. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9 (5), 105-795, <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105795>.

GRIMBERG, S. J., HILDERBRANDT, D., KINNUNEN, M., ROGERS, S. (2015). Anaerobic digestion of food waste through the operation of a mesophilic two-phase pilot scale digester - Assessment of variable loadings on system performance. *Bioresour. Technol.*, 178, 226-229.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.001>

GRELL, T., HARRIS, P. H., MARCHUK, S., JENKINS, S., MCCABE, B. K., TAIT, S. (2024) Biochemical methane potential of dairy manure residues and separated fractions: An Australia-wide study of the impact of production and cleaning systems

GUERI, M.V. D., SOUZA, S. N. M., KUCZMAN, O., SCHIRMER, W. N., BURATTO, W. G., RIBEIRO, C. B., & BESINELLA, G. B. (2018). Digestão anaeróbia de resíduos alimentares utilizando ensaios BMP. *Biofix Scientific Journal*, 3 (1), 08-16.
<http://dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.55831>

HOLLIGER, C., ALVES, M., ANDRADE, D., ANGELIDAKI, I., ASTALS, S., BAIER, U., BOUGRIER, C., BUFFIERE, P., CARBALLA, M., WILDE, V., EBERTSEDER, F., FERNANDEZ, B., FICARA, E.; FOTIDIS, I., FRIGON, J. C., LACLOS, H.F., GHASIMI, D.S.M., HACK, G., HARTEL, M., HEERENKLAGE, J., HORVATH, I.S., JENICEK, P., KOCH, K., KRAUTWALD, J., LIZASOAIN, J., LIU, J., MOSBERGER, L., NISTOR, M., OECHSNER, H., OLIVEIRA, J.V., PATERSON, M., PAUSS, A., POMMIER, S., PORQUEDDU, I., RAPOSO, F., RIBEIRO, T., RUSCH, F., STROMBERG, S., TORRIJOS, M., VAN EEKERT, M., VAN LIER, J., WEDWITSCHKA, H., WIERINCK, I. (2016) Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science & Technology*, 74 (11), 1– 9, <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>

KUNZ, A., STEINMETZ, R. L. R., & AMARAL, A. C. (2019). Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás uso e tratamento do digestato (1a ed.). Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves.

LEITE, V. D., LOPES, W. S., & PRASAD, S. (2001). Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 5 (1), 119-123.
<http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662001000100022>

LISBOA, M. S., & LANSING, S. (2013). Characterizing food waste substrates for co-digestion through biochemical methane potential (BMP) experiments. *Waste Management*, 33 (12), 2664–2669.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.004>

LIU, X., GAO, X., WANG, W., ZHENG, L., ZHOU, Y., SUN, Y. (2012). Pilot-scale anaerobic codigestion of municipal biomass waste: Focusing on biogas production and GHG reduction. *Renewable Energy*, 44, 463-468.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2012.01.092>

LOWRY, O. H., ROSEBROUGH, N. J., FARR, A. L., RANDALL, R. J. (1951). Protein measurement with the Folin phenol reagent. *The Journal of Biological Chemistry*, 193(1), 265-275.

LUCENA, T. V. (2016). Avaliação da geração de biogás sob diferentes condições de biodegradação de Resíduos alimentares (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MAINTINGUER, S. I., ANTONIOSI, L., RIBEIRO, M. L., FERRANTE, V. L. S. B. 2022. Cenários das políticas públicas adotadas do programa nacional de produção do biodiesel no Brasil. *Rev. Tecnol. Soc.*, Curitiba, 18 (51), 189-206, abr./jun., 2022. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/rts/article/view/14623>. Acesso em: 26/06/2024.

MALUNGA, S. P. (2018). Production of Biogas from Sugarcane Residues (Dissertação de Mestrado). Durban University of Technology, KwaZulu-Natal.

MAO, C., FENG, Y., WANG, X., & REN, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 540 – 555. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>

MONTEIRO, et al. (2023). Anaerobic digestion of food waste for biogas production in glass bottles. *Revista Observatorio De La Economia Latino Americana*, 21 (4), 1798-1817. Disponível em <https://ojs.observatoriolatinoamericano.com/ojs/index.php/olel/article/view/482/321>

OLIVEIRA, L. R. G., FILHO, D. A. S., SOARES, A. C., SILVA, A. C., & JUCÁ, J. F. T. (2017). Estimativa da geração de resíduos alimentares por restaurantes universitários brasileiros. In 8th International Symposium on Residue Management in Universities (pp. 167-169). Campina Grande: EPGRAF.

OLIVEIRA, L. R. G., FILHO, D. A. S., VASCONCELOS, K. C., LUCENA, T. V., JUCÁ, J. F. T., & SANTOS, A. F. M. S. (2018). Methanization potential of anaerobic biodigestion of solid food waste. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 22 (1), 69-73. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v22n1p69-73>.

ORTEGA, V.; DONOSO-BRAVO, A.; CHAMY-MAGGY, R.; CAMPOS, J. L.; MOSQUERA-CORRAL, A.; BELMONTE, M. (2022). Factors That Affect Methane Yield Using Raw Olive Alperujo (Unhydrolyzed) as Substrate in BMP Assays. *Recycling* 7 (2), 2-15. <https://doi.org/10.3390/recycling7020015>

PIADEH, F., OFFIE, I., BEHZADIAN, K., RIZZUTO, J. P., BYWATER, A., CÓRDOBA-PACHÓN, J.R., WALKER, M. (2024). A critical review for the impact of anaerobic digestion on the sustainable development goals. *Journal of Environmental Management*. 349, (1), 1-15. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479723022466?via%3Di> hub. Acesso em: 06 de jun 2024.

POSTMA, T. & STROES, J. A. (1968). Lipid screening in clinical chemistry. *Clinica Chimica Acta*, 22, 569-78.

RODRIGUES, A.S. e t al . A representatividade da compostagem na destinação dos resíduos orgânicos no Brasil e nordeste brasileiro. *Rev. Tecnol. Soc. , Curitiba*, 18 (5), 3 , 167 179 , seção temática, 2022. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/rtts/article/view/15479> . Acesso em: 06 de jun 2024.

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Norma Técnica Interna NTS 013, Sólidos, Método de ensaio. São Paulo, 1999.

SANTOS, G. O.; OLIVEIRA, F. C. H. P.; RIBEIRO, E. D.; FREIRE, S. C.; SILVA, R. A. C. Monitoramento das emissões fugitivas de CH₄ e CO₂ em camadas de cobertura de um aterro sanitário do Estado do Ceará, Brasil. *Revista Tecnologia e Sociedade*, Curitiba, v. 16, n. 41, p. 190 – 201, ed. esp. 2020.

SHEN, F., YUAN, H., PANG, Y., CHEN, S., ZHU, B., ZOU, D., LIU, Y., MA, J., YU, L., LI, X. (2013). Performances of anaerobic co-digestion of fruit & vegetable waste (FVW) and food waste (FW): Single-phase vs. two-phase. *Bioresource Technology*, 144, 80-85. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.099>

SILVA, G. A., MORAIS, J. A., & ROCHA, E. R. (2016). Proposta de procedimento operacional padrão para o teste do Potencial Bioquímico do Metano aplicado a resíduos sólidos urbanos. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21 (1), 11-16. <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100134484>

SILVA, M. C. P. (2014). Avaliação De Lodo Anaeróbio E Dejetos Bovino Como Potenciais Inóculos Para Partida De Digestores Anaeróbios De Resíduos Alimentares (Dissertação de mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

SILVA, W. R., LEITE, V. D., SOUSA, J. T., LOPES, W. S., & BARROS, A. J. M. (2013). Digestão Anaeróbia de Resíduos Vegetais com Baixa Concentração de Sólidos em Reator Compartmentado. *Gaia Scientia*, 7 (1), 42-49.

SPEECE, R. E. (2008). *Anaerobic biotechnology and Odor/Corrosion Control* (1a ed.). Nashville: Archae Press.

TERRA NOVA, C.; BIZINI FILHO, F. L. (2022). Planares: análise e sugestões de aperfeiçoamentos. *Revista Tecnologia e Sociedade* 18 (53), 72-92. Disponível em: <https://revistas.utfpr.edu.br/rt/article/viewFile/15795/9067>

UCHOA, A. M. A., COSTA, J. M. C., MAIA, G. A., SILVA, E. M. C., CARVALHO, A. F. F. U., & MEIRA, T. R. (2008). Parâmetros físico-químicos, teor de fibra bruta e alimentar de pós alimentícios obtidos de resíduos de frutas tropicais. *Segurança Alimentar e Nutricional*, 15 (2), 58-65.

UGWU, C. O., OZOEGBU, C. G., OZOR, P. A., AGWU, N., MBOHWA, C. (2021). Waste reduction and utilization strategies to improve municipal solid waste management on Nigerian campuses. *Fuel Communications*, 9, 100025. <https://doi.org/10.1016/j.fueco.2021.100025>.

UGWU, C. O., OZOEGBU, C. G., OZOR, P. A. (2020). Solid waste quantification and characterization in university of Nigeria, Nsukka campus, and recommendations for sustainable management. *Heliyon*, 6 (6). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04255>

VALENÇA, R. B. (2017). Avaliação da geração de biometano em diferentes cenários de biodegradação de resíduos alimentares (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

VDI 4630. Fermentation of organic materials. Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. Germany: Verein Deutscher Ingenieure – VDI, 2016. p. 92.

WANG, L., SHEN, F., YUAN, H., ZOU, D., LIU, Y., ZHU, B., & LI, X. (2014). Anaerobic co-digestion of kitchen waste and fruit/vegetable waste: lab-scale and pilot-scale

studies. Waste Management, 34 (12), 2627-2633.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.005>

WARD, J. A., HOBBS, P. J., HOLLIMAN, P. J., & JONES, D. L. (2008). Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. Bioresource Technology, 99 (17), 7928–7940. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.044>.

WITHANAGE, S. V., DIAS, G. M., & HABIB, K. (2021). Review of household food waste quantification methods: Focus on composition analysis. Journal of Cleaner Production, 279. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123722>.

Recebido: 03/07/2023

Aprovado: 05/07/2024

DOI: 10.3895/rts.v20n61.17214

Como citar:

AMORIM, Miriam Cleide Cavalcante De. Potencial de geração de biometano de resíduos alimentares de restaurante universitário. **Tecnol. Soc.**, Curitiba, v. 20, n. 61, p. 159-179, jul./set., 2024. Disponível em:

<https://periodicos.utfpr.edu.br/rts/article/view/17214>

Acesso em: XXX.

Correspondência:

Direito autoral: Este artigo está licenciado sob os termos da Licença Creative Commons-Atribuição 4.0 Internacional.

