DIGESTÃO ANAERÓBIA SECA E PRODUÇÃO DE METANO DE RESÍDUO VINÍCOLA

Amorim, M.C.C[1]; Galvão, R.S.[2]; Gonçalves, Y.B.O.[2]; Silva, K. C.D.[3]
[1]Professora D.Sc. Tutora PET Saneamento Ambiental UNIVASF miriam.cleide@univasf.edu.br
[2]Graduando de Engenharia Civil; Bolsista do PET Saneamento Ambiental/UNIVASF.
[3]Graduando de Engenharia Agrícola e Ambiental; Bolsista do PET Saneamento Ambiental/UNIVASF.

Introdução

Um dos mercados de frutas que tem crescido bastante foi a voltada para o setor de vitivinicultura. De acordo com Mello (2016), em 2015 foram produzidas aproximadamente 1.500.000 toneladas de uvas no Brasil, onde 52% foram designadas para o processamento, seja de vinho, suco ou derivados e 48% foi destinado para o consumo *in natura*. Essa grande quantidade, após o processamento, gera resíduos, constituídos principalmente por bagaço da uva, engaço e borras de vinho (Zhang et al., 2017).

Kothari et al. (2014) mencionam que a prática de digestão anaeróbia por microrganismos é a mais economicamente viável, por sua alta transformação em energia pelo processo e por apresentar um baixo impacto ao meio ambiente, se tornando também atrativa e inovadora pela redução de volume e massa significativas, estabilizando os resíduos e gerando biogás e biofertilizante.

A DA pode ser dividida em dois processos diferentes, sendo eles, a digestão anaeróbia molhada (DAM) e a digestão anaeróbia seca (DAS). O processo de DA mais utilizado e comumente conhecido é a DAM, que em sua composição utiliza uma quantidade significativa de água, podendo chegar a ser igual ou até maior que a quantidade de biomassa utilizada, e consequentemente, um grande desperdício de água (Kothari et al., 2014), que deve ser evitado, entretanto o período de incubação deve ser longo para a DAS, pois alguns reatores podem apresentar uma fase lag, na produção de metano, maior que a DA (Capson-Tojo et al., 2017). A DAS tem sido estudada e se tornou atrativa e mais comum entre pesquisadores, pois tem um custo mais baixo e tem mostrado subprodutos de qualidade, além da quantidade de água que não necessita ser utilizada. Desta forma este processo dá origem a uma pequena quantidade de líquido lixiviado e resíduos sólidos que podem ser utilizados em processos de compostagem para a obtenção de biofertilizantes (Kothari et al., 2014).

Embora o processo de DA tenha eficiência, o processo pode ser limitado devido a presença de componentes lignocelulósicos, afetando a produção de biogás, logo a utilização de resíduos provenientes da agricultura torna a degradação pelos microrganismos mais complexa por apresentar, em sua composição, hemicelulose, celulose e lignina, que são os principais componentes complexos e difíceis de serem degradados pelos microrganismos atuantes na DA, sendo necessário um pré-tratamento da biomassa agrícola, pois no processo de hidrólise acontece uma redução de eficiência, se tornando um fator limitante (Sawatdeenarunat et al., 2015).

O biogás é um dos principais tipos de biocombustível, derivado das reações bioquímicas a partir de biomassa agrícola. A segunda geração de biocombustível, foca na utilização de biomassa não-comestível e resíduos de agricultura que incluem resíduos de madeira, de culturas, de vegetais, de frutas, excrementos e outros subprodutos oriundos de processos agrícolas (Paudel et al., 2017).

Desta forma, o presente trabalho tem o objetivo de avaliar a eficiência da digestão anaeróbia do resíduo de uva a partir da digestão anaeróbia seca por redução de sólidos totais voláteis e a produção de metano proveniente desse processo.

Materiais e métodos

Susbtrato e inóculo

O substrato utilizado foi obtido do esmagamento de uvas no processo de fabricação de suco da Vitivinícola Quintas São Braz localizada no Km 08, na zona rural do município de Petrolina, Pernambuco. O resíduo de uva foi composto por engaço e bagaço (o engaço é constituído pela parte lenhosa que sustenta o cacho da uva, e o bagaço é constituído pela casca, sementes e restos de polpa). Foram utilizados dois tipos de resíduos, um com sementes e engaço, e outro sem sementes e engaço, retirados manualmente, constituindo-se dois tratamentos T1 (resíduo completo formado por engaço, bagaço e sementes) e T2 (resíduo separado composto apenas por bagaço).

O inóculo utilizado foi lodo anaeróbio, obtido do reator anaeróbio UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) que trata esgotos sanitários na Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) em Petrolina, Pernambuco. As características dos substratos e do inóculo estão expressas na Tabela 1.

Tabela 1 – Caracterização dos Substratos e Inóculo

Parâmetro	Substratos				Lodo	DP (Lodo)
	Engaço, bagaço e sementes	DP	Bagaço	DP		
Umidade (%)	60,99 a	± 4,73	56,23 a	± 1,88	92,08 b	± 3,29
ST (g. Kg $^{-1}$)	428,51 a	± 24,60	469,28 b	± 10,84	89,96 c	± 1,76
STF (g. Kg $^{-1}$)	47,81 a	± 12,76	48,66 a	± 7,28	35,79 a	± 0,41
STV (g. Kg $^{-1}$)	380,69 a	± 15,14	420,63 b	± 7,69	54,16 c	± 2,10
STV/ST (%)	88,84 a	± 3,13	89,63 a	± 2,09	60,21 b	± 1,48
CT (%)	42,10 a	± 0,13	42,28 a	± 0,17	26,01 b	± 0,13

DP: Desvio Padrão; médias seguidas da mesma letra na linha, não diferem entre si, segundo o teste T a 5% de probabilidade.

A quantificação de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) foi realizada de acordo com a metodologia do APHA (2012), o teor de umidade foi analisado pelo método de Andreoli et al. (1998) e o Carbono Total (CT) foi analisado segundo a metodologia adotada por Carmo e Silva (2012).

Produção e Medição do Metano

O experimento foi disposto em um sistema de frascos reatores de vidro borossilicato em batelada, com volume de 1 L, com temperatura mesófila a 33°C ± 2°C em sala aquecida por um aquecedor Philco modelo Comfort PR 1500W. Para este trabalho foi adotada uma relação Inóculo/Substrato (I/S) de 0,75 ($gSTV.gSTV^{-1}$), logo foram adicionados no reatores 500 mL do inóculo, 88,26 g de substrato para o T1 e 77,83 g de substrato para o T2. Em seguida os frascos reatores foram selados com tampas providas de rosqueadores e borrachas (com septos incluídos para que ocorra a movimentação do gás). Os frascos foram envoltos em papel alumínio para a diminuição da incidência de luz na mistura inóculo-resíduo. O tempo de retenção ou da digestão anaeróbia de cada frasco reator foi determinado de acordo com a VDI 4630 (2016), onde a finalização da degradação deve ser realizada quando a produção diária de metano, de três dias consecutivos, pelo reator anaeróbico deverá estar abaixo de 1% da produção acumulada.

As medições de metano foram obtidas diariamente pelo método do deslocamento do hidróxido(Aquino et al, 2007). A produção de metano foi avaliada pelo cálculo do rendimento de metano, tomando o volume de metano produzido por quantidade de resíduo adicionado, expresso em NmL CH_4 . $gSTV_{adicionado}^{-1}$.

Análises estatísticas

Os dados foram tratados com análise estatística básica, de análise de variância e teste T a 5% de probabilidade, realizado no software Excel®.

Resultados e discussão

Eficiência da DAS

Ao comparar as diferentes composições do substrato (Tabela 1), observa-se que o teor de SVT em ST de 88,84% e 89,63% respectivamente para T1 e T2, mostra que o resíduo apresenta um alto conteúdo de material orgânico para a degradação, aumentando o potencial de produção de metano. Os teores de umidade dos substratos T1 e T2 com valores de 60,99% e 56,23% respectivamente, encontrando-se acima da faixa ótima de 45-55% para a digestão anaeróbia de acordo com Caramiello et. al. (2013). O percentual de umidade entre os substratos não apresenta diferença significativa, entretanto o inóculo apresenta em sua composição grande parte de água com valor de 92,08% de umidade.

O tempo de retenção hidráulica (TRH) dos tratamentos foi diferente, tendo sido de 46 dias para o T1 e de 36 dias para o T2. De acordo com a VDI 4630 (2016) este tempo é influenciado pela biodegradabilidade do substrato. No início do tratamento o sistema apresentava um teor de 434,85 e 474,79 g STV. kg^{-1}, sendo estes valores, a soma dos teores de STV do substrato com o inóculo (Tabela 1), para o T1 e T2 respectivamente, expressando uma quantidade considerável de material orgânico que pode ser degradado, sendo este maior no T2 por sua composição não apresentar componentes de difícil degradação como a lignina.

Tabela 2 – Características dos substratos após período de digestão.

Parâmetro	Substratos			
	Engaço, sementes e bagaço	DP	Bagaço	DP
ST (g. Kg $^{-1}$)	95,69 a	± 10,78	110,24 a	± 18,33
STF (g. Kg $^{-1}$)	22,33 a	± 6,70	38,19 a	± 9,74
STV (g. Kg $^{-1}$)	73,35 a	± 4,38	72,06 a	± 11,40
STV/ST (%)	77,25 a	± 4,86	65,67 b	± 3,01
Rem. STV (%)	83,13 a	± 1,46	85,17 a	± 3,18

DP: Desvio Padrão; médias seguidas da mesma letra na linha, não diferem entre si, segundo o teste T a 5% de probabilidade.

Após o período de digestão, o T1 apresentou uma redução de 434,85 para 73,35 g STV. kg^{-1} com 83,13% de eficiência na remoção, enquanto o T2 mostrou uma redução de 474,79 para 72,06 g STV. kg^{-1} e percentagem de 85,17% de eficiência de remoção, ou seja, a DAS para o substrato do T2 foi mais eficiente na remoção de STV, pois a composição do substrato inserido no sistema não apresentava componentes lignocelulósicos, facilitando a degradação, uma vez que componentes como lignina funcionam como uma camada protetora (Amin et al., 2017), enquanto que o T1 apresenta um teor mais alto de lignina no engaço e sementes, dificultando a degradação pelos microrganismos, embora estatisticamente não tenha havido diferença entre os tratamentos.

Levando em consideração que as concentrações de sólidos são afetadas pelas condições operacionais, a relação STV/ST reflete a estabilização do substrato (Ros et al., 2016), em que, houve diferença significativa entre os tratamentos estudados. O T1 que possui o maior TRH, foi caracterizado pelo maior percentual STV/ST, diferente de Ros et al. (2016) que obtiveram um menor percentual STV/ST para reatores trabalhando com TRH mais longas, devido a maior conversão de matéria orgânica.

Produção de Metano

Após o fim da degradação, o T1 (Engaços, sementes e bagaços) apresentou um volume de metano acumulado de 580,62 NmL CH_4, enquanto que o T2 (bagaço) produziu 205,07 NmL CH_4, Filho et al. (2018) encontraram em seu trabalho produções de 1.425,15 e 535,25 NmL CH_4 para substratos de bagaço e caule de uva respectivamente. Porém utilizaram uma relação inóculo/substrato (I/S) de, indicando que a utilização de uma relação I/S menor de 0,75, utilizada no presente estudo pode causar o comportamento inverso na produção de metano. O rendimento de metano por STV adicionados ao sistema se mostrou maior no T1, com valor máximo acumulado de 9,87 NmL CH_4 . $gSV_{adicionados}^{-1}$, enquanto que o T2 apresentou um rendimento máximo acumulado de 3,49 NmL CH_4 . $gSV_{adicionados}^{-1}$ (Figura 1). Embora a remoção tenha sido maior no T2, o maior rendimento de metano por STV adicionados pode indicar que presença e a disponibilidade de componentes lignocelulósicos promoveram um melhor aproveitamento pelos microrganismos para a degradação do material orgânico e sua transformação em metano.

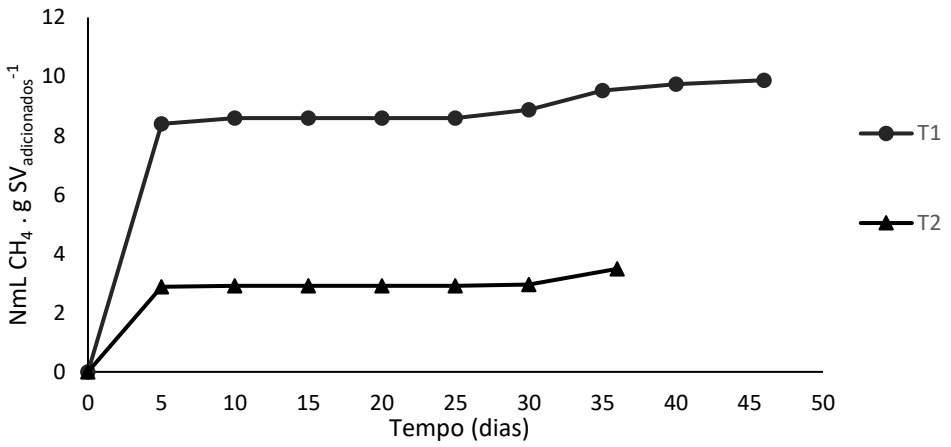


Figura 1 – Rendimento de metano acumulado por sólidos voláteis adicionados nos tratamentos aplicados

Conclusão

Conclui-se que a utilização da digestão anaeróbia seca para o tratamento de resíduo de vitivinicultura é eficiente seja para a redução do material orgânico do resíduo, quanto para a produção de metano.

A redução de sólidos se mostrou eficaz para os dois tratamentos utilizados neste trabalho com valores acima de 80% de redução, indicando que independentemente da composição do resíduo de uva, a remoção de sólidos é eficiente com a utilização de DAS.

A produção de metano foi maior para o resíduo com compostos lignocelulósicos, indicando que para a produção de metano, a composição do resíduo que apresenta estruturas lignocelulósicas promove um melhor desempenho pelos microrganismos para a conversão de material orgânico em metano. A relação I/S pode ter influenciado a produção de metano na DAS, sugerindo-se assim estudos dos efeitos da relação I/S na produção de metano para estes tipos de substrato.

Referências Bibliográficas

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA) & WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington. Estados Unidos. 23º edição. 2012.

AMIN, F. R., KHALID, H., ZHANG, H., RAHMAN, S., ZHANG, R., LIU, G., & CHEN, C. Pretreatment methods of lignocellulosic biomass for anaerobic digestion. AMB Express, 2017.

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.

AQUINO, S., CHERNICHARO, C. A. L., FORESTI,E., SANTOS, M. L. F., MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) em lodos anaeróbios. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n. 2, p.192-201, 2007.

CAPSON-TOJO, G., TRABLY, E., ROUEZ, M., CREST, M., STEYER, J.-P., DELGENÈS, J.-P. & ESCUDIÉ, R. Dry anaerobic digestion of food waste and cardboard at different substrate loads, solid contents and co-digestion proportions. Bioresource Technology, 233, 166–175, 2017.

CARAMIELLO C., LANCELLOTTI I., RIGHI F., TATÀNO F., TAURINO R. & BARBIERI L. Anaerobic digestion of selected Italian agricultural and industrial residues (grape seeds and leather dust): combined methane production and digestate characterization. Environmental Technology, 34:10, 1225-1237, 2017.

CARMO, D. L., SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 36, n. 4, p. 1211-1220, 2012.

FILHO, M. G., LUMI, M., HASAN, C., MARDER, M., LEITE, L. C. S., & KONRAD, O. Energy recovery from wine sector wastes: A study about the biogas generation potential in a vineyard from Rio Grande do Sul, Brazil. Sustainable Energy Technologies and Assessments, 29 (November), 44–49, 2018.

KOTHARI, R., PANDEY, A. K., KUMAR, S., TYAGI, V. V., & TYAGI, S. K. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 39, 174–195, 2014.

MELLO, L. M. R. Desempenho da vitivinicultura brasileira em 2015. Campo & Neg., pp. 108–116, 2016.

PAUDEL, S. R., BANJARA, S. P., CHOI, O. K., PARK, K. Y., KIM, Y. M., & LEE, J. W. Pretreatment of agricultural biomass for anaerobic digestion: Current state and challenges. Bioresource Technology, 245 (September), 1194–1205, 2017.

ROS C., CAVINATO C., BOLZONELLA D., & PAVAN P. Renewable energy from thermophilic anaerobic digestion of winery residue: Preliminary evidence from batch and continuous lab-scale trials. Biomass and Bioenergy, 91, 150-159, 2016.

SAWATDEENARUNAT, C., SURENDRA, K. C., TAKARA, D., OECHSNER, H., & KUMAR, S. Anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Challenges and opportunities. Bioresource Technology, 178, 178–186, 2015.

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

ZHANG, N., HOADLEY, A., PATEL, J., LIM, S., LI, C. Sustainable options for the utilization of solid residues from wine production. Waste Management v. 60 p. 173–183, 2017.