

### III-070 - EFEITO DA MICROAERAÇÃO NA ESTABILIDADE OPERACIONAL E PRODUÇÃO DE METANO DE BIODIGESTORES TRATANDO RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

**Plínio Tavares Barbosa<sup>(1)</sup>**

Licenciado em Química pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN). Mestre em Energias Renováveis pelo Instituto Federal do Ceará (IFCE). Doutorando em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

**Camylla Rachelle Aguiar Araújo Dantas**

Engenheira Ambiental e Sanitarista pelo Instituto Federal do Ceará – *Campus* Maracanaú (IFCE). Mestra em Energias Renováveis pelo Instituto Federal do Ceará (IFCE). Doutoranda em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

**André Bezerra dos Santos**

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). PhD em Environmental Sciences pela Wageningen University, Holanda. Professor Associado do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC.

**Paulo Igor Milen Firmino**

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Doutor em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Professor Adjunto A do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC.

**Marcos Erick Rodrigues da Silva**

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Doutor em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Professor do Instituto Federal do Ceará – *Campus* Fortaleza.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Campus do Pici, Bloco 713, Pici – Fortaleza – CE - CEP: 60455-900 - Brasil - e-mail: [pliniotavaresapodi@hotmail.com](mailto:pliniotavaresapodi@hotmail.com)

#### RESUMO

A digestão anaeróbia é um processo natural realizado por microrganismos que pode ser empregada no tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos – FORSU e recuperação de energia na forma de biogás (metano). Nesse contexto, o uso da microaeração em sistemas anaeróbios pode ser uma estratégia para a melhoria da hidrólise da matéria orgânica particulada e contribuir na estabilidade operacional de digestores anaeróbios. O objetivo desse estudo foi avaliar o efeito da microaeração na estabilidade operacional e produção de metano em biodigestores anaeróbios tratando os resíduos sólidos orgânicos de um restaurante universitário. A pesquisa consistiu na operação de três reatores com volume útil de 2,8 litros operados em fluxo semicontínuo (R1, R2 e R3), inoculados com lodo de um reator UASB. O R1 (controle) não era adicionada microaeração, e no R2 e R3 eram aplicadas vazão de ar de 1 e 0,2 mL·min<sup>-1</sup>, respectivamente. A pesquisa foi dividida em dois experimentos. O experimento 1 foi dividido em fases I, II e III. A COV foi de 1,2 kgSV·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> na fase I, e elevada para 3,6 kgSV·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> nas fases II e III. Já no experimento 2, a COV foi de 2,2 kgSV·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>. Os reatores microaeróbios (R2 e R3) e anaeróbio (R1) apresentaram condições estáveis durante a operação com carga orgânica volumétrica de 1,2 kgSV·m<sup>-3</sup>·dia<sup>-1</sup>. Porém, não foi possível evidenciar o efeito da microaeração aplicada nos reatores R2 e R3, visto que não houve diferença significativa na remoção de sólidos voláteis e produção de metano entre os reatores. O aumento da carga de 1,2 para 3,6 kgSV·m<sup>-3</sup>·dia<sup>-1</sup> provocou o colapso na operação dos três reatores estudados, o que inviabilizou a análise do potencial de aplicação da tecnologia microaeróbia em reatores anaeróbios tratando resíduos alimentares.

**PALAVRAS-CHAVE:** Digestão anaeróbia, Microaeração, Resíduos sólidos urbanos, Biogás.

#### INTRODUÇÃO

O Brasil, assim como o resto do mundo, sofre com os problemas relacionados à produção e gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos – RSU. Várias técnicas estão disponíveis para o tratamento desses resíduos, dentre

elas estão a reciclagem, incineração, pirólise, hidrólise térmica, compostagem, vermicompostagem, encapsulamento, secagem/desidratação, digestão anaeróbia, disposição em aterro sanitário, dentre outras (SOUTO, 2005).

A digestão anaeróbia é um processo natural realizado por microrganismos anaeróbios, sendo o mesmo, amplamente utilizados como forma de recuperação de energia na forma de biogás (metano). Muitos pesquisadores, empresas e agências governamentais estão trabalhando ativamente para melhorar os processos envolvidos nessa tecnologia (WANG, et al., 2014, GUENDOUZ et al., 2010, MATA-ALVAREZ et al., 2000). Esse processo oferece muitas vantagens em relação à produção de energia renovável. Porém, os processos anaeróbios empregados no tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) ainda não constituem uma prática muito difundida no Brasil. A necessidade de construção de sistemas anaeróbios de tratamento, e, sobretudo, os cuidados operacionais necessários com a partida e operação do sistema limitam a implementação dessa técnica para o tratamento dos resíduos sólidos no país (SHAHRIARI *et al.*, 2012).

A produção de biogás pode ser potencializada pela escolha ou desenvolvimento de parâmetros fundamentais para o sistema, a escolha de lodo de inóculo adequado ao substrato, relações entre diferentes substratos, até mesmo condições operacionais dos reatores, tipos de reatores entre outros pontos, são imprescindíveis para otimizar o processo. No entanto, ainda existem muitos obstáculos e limitações em relação a essas tecnologias (ANDRÉ; PAUSS; RIBEIRO, 2018).

Uma técnica que atualmente vem se destacando na digestão anaeróbia é o uso da “microaeração”, caracterizada pela injeção de pequenas quantidades de ar ou oxigênio no interior de sistemas anaeróbios, que podem proporcionar o melhoramento da hidrólise da matéria orgânica particulada, oxidação dos sulfetos gerados a partir de compostos à base de enxofre presente nos substratos e, até mesmo, ajudar na estabilidade de digestores anaeróbios (JOHANSEN, BAKKE, 2006; HAO *et al.*, 2009; JAGADABHI, KAPARAJU, RINTALA, 2009; DÍAZ, FDZ-POLANCO, 2012).

Estima-se que sistemas anaeróbios possam ter uma tolerância considerável de oxigênio devido a vários mecanismos, o que favorece que microrganismos anaeróbios estritos possam sobreviver em condições microaeradas sem efeitos inibitórios, principalmente, devido a rápida capacidade de consumo de oxigênio pela fermentação de microrganismos facultativos, protegendo outros organismos e eliminando o oxigênio dissolvido (SONG, LOGAN, 2004; KATO, FIELD, LETTINGA, 1993).

Estudos mostraram que a aeração limitada pode trazer benefícios a sistemas anaeróbios, capaz de reduzir a formação de metabolitos tóxicos, como ácido láctico e etanol (ZENG, DECKWER, 1996). A microaeração também mostrou aumentar a hidrólise de carboidratos e proteínas (JOHANSEN, BAKKE, 2006), bem como a atividades de enzimas hidrolíticas de celulase e protease (CHARLES, WALKER, CORD-RUWISCH, 2009).

Contudo, o uso dessa tecnologia agregada a biodigestão anaeróbia ainda não está, de fato, consolidada. Quando se trata da aplicação no tratamento da FORSU, parâmetros como a taxa adequada de aeração para carga orgânica aplicada em sistemas anaeróbios necessita, ainda, de estudos. Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito da microaeração na estabilidade operacional e produção de metano de biodigestores anaeróbios tratando a fração orgânica dos resíduos sólidos de um restaurante universitário.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### **Substrato e lodo de inóculo**

O substrato utilizado nos ensaios era composto de restos de alimentos servidos no Restaurante Universitário da Universidade Federal do Ceará (UFC) - Campus do Pici em Fortaleza-CE. O resíduo foi coletado periodicamente em sacos plásticos e passavam por uma etapa de pré-tratamento, em que ocorria a retirada de ossos, plásticos, papel e qualquer matéria indesejada. Posteriormente, para aumentar a superfície de contato e melhorar a hidrólise, os resíduos eram triturados em liquidificador e diluídos com água e armazenado em uma temperatura de 5° C para evitar a degradação prematura.

O lodo de inóculo usado na pesquisa foi coletado de um reator anaeróbio do tipo UASB, utilizado para tratar esgoto doméstico, monitorado pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará – CAGECE.

### Reatores de fluxo semicontínuo

Foram utilizados, na pesquisa, três reatores confeccionados com recipientes plásticos com um volume útil de 2,8 litros, denominados neste trabalho de R1, R2 e R3 (Figura 1). Os reatores possuíam um sistema de agitação contínua e três pontos de amostragem. O ponto inferior de amostragem também era usado para realizar a alimentação dos reatores, o qual ocorreu de forma semicontínua, já o ponto de amostragem superior, era utilizado para a saída do efluente tratado.



**Figura 1: Reatores confeccionados com recipientes plásticos**

A alimentação dos reatores era realizada com auxílio de uma seringa de capacidade volumétrica de 450 mL. A seringa permitia injetar o volume diário da alimentação que foi determinado de acordo com o tempo de detenção hidráulica (TDH) estipulado para cada etapa do experimento. A alimentação dos reatores era preparada a partir dos resíduos de comida triturados, que eram diluídos com água até atingir a concentração de sólidos totais desejada em cada experimento.

### Procedimento experimental

A pesquisa foi dividida em dois experimentos, o primeiro foi dividido em três fases e o segundo ocorreu em apenas uma fase. Os parâmetros de operação adotados para os experimentos estão descritos na Tabela 1.

**Tabela 1 - Parâmetros adotados nos experimentos 1 e 2 em sistemas semicontínuo**

		TDH (dias)	Concentração de sólidos (gST·L <sup>-1</sup> )	COV* (kg·m <sup>-3</sup> ·d <sup>-1</sup> )	Volume útil (L)	Microaeração (mL·min <sup>-1</sup> )			Tempo (dias)
	Fase					R1	R2	R3	
Experimento 1	I	30	40	1,2	2,8	0	1,0	0,2	120
	II	20	80	3,6	2,8	0	1,0	0,2	
	III	20	80	3,6	2,8	0	1,0	0,2	
Experimento 2		20	50	2,2	2,8	0	1,0	0,2	85

\*(carga orgânica volumétrica – COV)

Foram operados, em paralelo, três biodigestores, sendo que no R1 (controle) não era adicionada microaeração, e no R2 e R3 eram aplicadas vazão de ar de 1 e 0,2 mL·min<sup>-1</sup>, respectivamente. Na primeira fase do experimento 1, a concentração de sólidos no afluente era de 40 gST·L<sup>-1</sup> e TDH de 30 dias. Além disso, a alimentação dos reatores foi realizada sem a correção do pH inicial e sem fornecimento de alcalinidade (bicarbonato de sódio). Já na fase II, a concentração de sólidos totais da alimentação foi duplicada e o TDH reduzido para 20 dias, permanecendo também sem a correção do pH e adição de alcalinidade na alimentação.

E, por último, na fase III, a alimentação dos reatores foi realizada com a correção do pH e suplementação de alcalinidade.

No experimento 2, os reatores foram ré-inoculados com lodo, a concentração de ST na alimentação foi conduzida de forma gradativa nos primeiros dias de operação, iniciou com concentração de  $30 \text{ gST} \cdot \text{L}^{-1}$  até atingir a concentração máxima preestabelecida para o experimento ( $50 \text{ gST} \cdot \text{L}^{-1}$ ). O pH da alimentação foi corrigido para próximo de 7,0 com solução de NaOH 1M e foi realizada a suplementação de alcalinidade através da adição de  $1 \text{ g}$  de  $\text{NaHCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  ao afluente.

### Monitoramento dos sistemas

A monitoramento da produção de biogás dos reatores foi realizada pelo método de deslocamento de líquido, que consistiu na instalação de frascos de Mariotte contendo uma solução salina de  $25 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$  de NaCl e acidificada com HCl até pH próximo de 2. O biogás foi caracterizado por cromatografia gasosa, utilizando um cromatógrafo GC 17A, da marca SHIMADZU acoplado a um detector de condutividade térmica (DCT) segundo Carneiro (2012).

Durante o monitoramento dos reatores eram analisados: sólidos totais (ST), sólido fixos (SF) e sólidos voláteis (SV), demanda química de oxigênio – DQO e pH (APHA - 2005). Já as análises de alcalinidade total (AT) e ácidos graxos voláteis (AGV) eram realizadas de acordo com (RIBAS, MORAES, FORESTI, 2007).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da caracterização físico-química do substrato e do lodo de inóculo utilizados nos experimentos são apresentados na Tabela 2.

**Tabela 2 - Caracterização físico-química do substrato e inóculo**

	Amostra	Sólidos Totais ( $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )	Sólidos Voláteis ( $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )	Sólidos Fixos ( $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )	Carbono Total (%)	Nitrogênio Total (%)	pH
1ª coleta	Restos de comida	306,89	255,00	51,89	53,16	3,20	4,5
2ª coleta		161,35	133,72	27,64	48,38	2,38	4,8
1ª coleta	Lodo (UASB)	58,66	35,95	22,71	-	-	7,3
2ª coleta		67,58	44,06	23,51	-	-	7,5

A relação de C/N encontrada nos restos de comida na primeira e segunda coleta foram de 16,61 e 20,32, respectivamente, apresentando-se dentro da faixa ideal (15-20) apontada na literatura (ZHANG *et al.*, 2013; ZHONG *et al.*, 2013), indicando que a biodigestão pode ocorrer sem limitações de carbono e nitrogênio. A variação entre os teores de sólidos totais, fixos e voláteis nas duas coletas pode ser atribuído a mudança na composição dos restos de comida servido no restaurante universitário.

Na Tabela 3 é mostrado os valores médios e desvios padrões dos dados obtidos nos experimentos da pesquisa para pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis.

**Tabela 3 – Média e desvio padrão do pH, AT e AGV dos reatores R1, R2 e R3 nos experimentos 1 e 2.**

Reatores	Experimento 1									Experimento 2		
	Fase I			Fase II			Fase III					
	pH	AT (mgCaCO <sub>3</sub> ·L <sup>-1</sup> )	AGV (mgHAc·L <sup>-1</sup> )	pH	AT (mgCaCO <sub>3</sub> ·L <sup>-1</sup> )	AGV (mgHAc·L <sup>-1</sup> )	pH	AT (mgCaCO <sub>3</sub> ·L <sup>-1</sup> )	AGV (mgHAc·L <sup>-1</sup> )	pH	AT (mgCaCO <sub>3</sub> ·L <sup>-1</sup> )	AGV (mgHAc·L <sup>-1</sup> )
<b>R1</b>	6,9 (0,3)	2819,4 (124,8)	920,9 (332,1)	5,0 (0,6)	1436,1 (664,6)	4581,5 (1968,4)	7,2 (0,3)	12505,8 (2669,2)	10392,0 (1687,9)	7,0 (0,3)	6786,4 (964,6)	6260,1 (3562,4)
<b>R2</b>	6,9 (0,3)	3036,1 (277,6)	1038,9 (371,1)	5,5 (1,0)	1919,4 (713,35)	4362,0 (2316,4)	7,3 (0,3)	12792,3 (2314,6)	9884,3 (1629,4)	7,1 (0,3)	6746,6 (995,1)	6329,6 (3557,0)
<b>R3</b>	7,0 (0,3)	2813,9 (267,5)	921,3 (419,2)	4,9 (0,4)	1216,7 (499,2)	4792,0 (1611,1)	7,2 (0,3)	12153,8 (3528,3)	11281,0 (1687,0)	6,9 (0,3)	6356,8 (979,6)	6514,8 (3665,0)

\*( ) - Desvio padrão

Durante a fase I, os valores de pH nos três reatores mantiveram-se dentro da faixa aceitável para a digestão anaeróbia, com médias próximas de 7. Assim, para a COV de 1,2 kgSV·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> e TDH de 30 dias, os reatores apresentaram boa estabilidade operacional tratando a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

Porém, na fase II do experimento 1, com o aumento da concentração sólidos totais da alimentação para 80 g·L<sup>-1</sup> (COV de 3,6 kgSV·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>) e um TDH de 20 dias, notou-se uma queda brusca no pH dos três reatores. Em geral, percebeu-se que a capacidade tamponante dos reatores não foi suficiente para manter o equilíbrio do pH diante da carga orgânica aplicada. Como os RSU apresentam elevada carga orgânica biodegradável, rapidamente, ocorre a formação de grande quantidade de ácidos orgânicos, o que acarretou o desequilíbrio do pH. De acordo com Riuji, (2009), os microrganismos metanogênicos são considerados sensíveis a grandes variações de pH, e a faixa ótima para seu desenvolvimento é relativamente estreita, que varia de 6,5 a 7,5, enquanto as bactérias acidogênicas, responsáveis pela produção dos AGVs, mostram-se ativas mesmo em pH abaixo de 4,5 (AQUINO; CHERNICHARO, 2005).

Com os baixos níveis de pH obtidos na fase II, optou-se pela suplementação de alcalinidade (bicarbonato de sódio) em sua alimentação, dando início a fase III do experimento 1. Após aproximadamente 86 dias de operação, o pH dos reatores atingiu valores próximos da neutralidade, como observado na Tabela 3. De acordo com Damasceno *et al.*, (2007), o uso de uma fonte externa de alcalinidade, pode ser uma alternativa para controlar a queda de pH em reatores anaeróbios, como por exemplo a adição de bicarbonatos. Porém, mesmo com a recuperação do pH, não conseguiu-se reestabelecer a produção de metano após a acidificação dos reatores ocorrida na fase anterior. Os AGVs podem ser acumulados devido às altas cargas orgânicas aplicadas resultando na diminuição do pH e, até mesmo, na falha em sistemas anaeróbios (BUYUKKAMACI; FILIBELI, 2004; PALACIO-BARCO et al., 2010; ZHANG et al., 2013).

Assim, com a acidificação provocada pelo acúmulo de AGV e, consequentemente, inibição da produção de metano nos reatores na fase III, optou pela ré-inoculação dos reatores com um novo lodo de inóculo (experimento 2). Para evitar que se repetisse a falha dos sistemas pela queda do pH, a alimentação dos reatores teve seu pH corrigido com solução de NaOH 1M até pH 7,3 e suplementada com alcalinidade adicionando 1g de NaHCO<sub>3</sub>·L<sup>-1</sup> de solução da alimentação nos primeiros dias de operação dos reatores. Contudo, com a suspensão da suplementação de alcalinidade, foi observado uma queda do pH para a faixa mínima da atividade metanogênica.

Mesmo estando dentro do nível aceitável, quando o pH baixou para 6,5, observou-se a diminuição da produção de biogás nos reatores. Possivelmente, a produção excessiva e rápida de ácidos intermediários da digestão anaeróbia provocou a diminuição da atividade das arqueias metanogênicas.

Em nenhuma das fases estudadas nos experimentos foi possível identificar a influência da microaeração na estabilidade dos reatores, mesmo avaliando duas taxas de microaeração (R2 e R3) com diferentes cargas orgânicas. Os experimentos realizados não geraram dados suficientes capaz de inferir que a técnica de microaeração possa ser utilizada como estratégia para estabilidade operacional de sistemas anaeróbios tratando RSU.



Na Tabela 4 estão apresentados os valores médios e desvio padrão dos dados obtidos nas análises de ST, e SV durante os experimentos 1 e 2.

**Tabela 4 - Valores médios e desvio padrão dos dados de ST e SV dos reatores R1, R2 e R3 semicontínuo**

Reatores			R1		R2		R3	
			ST	SV	ST	SV	ST	SV
Experimento 1	Fase I	Conc. (g·L <sup>-1</sup> )	26,8 (6,7)	17,4 (5,2)	25,6 (3,8)	17,1 (3,1)	24,1 (5,2)	15,1 (3,1)
		Remoção (%)	49,2 (15,9)	62,7 (14,9)	45,2 (9,0)	58,6 (9,0)	53,2 (12,3)	68,4 (8,9)
	Fase II	Conc. (g·L <sup>-1</sup> )	20,8 (2,0)	12,8 (2,2)	23,2 (1,7)	13,6 (2,1)	20,3 (2,5)	12,8 (1,9)
		Remoção (%)	73,2 (3,9)	80,0 (6,1)	70,2 (3,6)	80,8 (3,0)	55,6 (4,9)	60,9 (4,3)
	Fase III	Conc. (g·L <sup>-1</sup> )	31,2 (2,7)	11,6 (2,4)	34,9 (4,1)	13,3 (2,8)	34,5 (7,5)	14,0 (2,9)
		Remoção (%)	55,3 (3,9)	70,2 (6,1)	50,1 (5,9)	81,0 (4,1)	50,6 (10,7)	64,2 (7,4)
Experimento 2	Conc. (g·L <sup>-1</sup> )	26,7 (6,4)	14,4 (6,2)	29,3 (4,9)	16,7 (5,1)	26,8 (6,5)	14,9 (6,0)	
	Remoção (%)	46,4 (12,9)	67,1 (14,2)	41,1 (9,9)	61,8 (11,6)	46,2 (13)	65,7 (13,8)	

\*( ) - Desvio padrão

Observa-se na Tabela 4 que as maiores médias de remoção de ST e SV foram obtidas na fase II do experimento 1. Mesmo os sistemas estando em colapso nas fases II e III, houve uma remoção considerável de sólidos totais e sólidos voláteis, atingindo médias semelhantes ou até mesmo superiores a fase I. Esse fato pode ser atribuído à hidrólise da matéria orgânica particulada em material solúvel, como a conversão de ácido graxos voláteis intermediários da digestão anaeróbia, que justificaria a acidificação dos reatores nas fases II e III.

Reis (2012), na primeira fase do seu experimento tratando resíduos de comida, obteve uma eficiência máxima de remoção de 40% de ST e uma média de remoção de SV de 60%. Contudo, o autor também relatou ter enfrentado problemas de acidificação no reator após 60 dias de operação, atingindo valores de pH entre 4,2 e 5,0. Como medida corretiva, também foi utilizada a suplementação com bicarbonato de sódio.

Já no experimento 2, com a ré-inoculação, as médias de remoção entre os reatores foram semelhantes aos da fase I, variando de 61 a 67% de remoção de SV. Porém, o uso da microaeração nos reatores R2 e R3, aparentemente, não influenciou na remoção dos sólidos durante os experimentos, uma vez que, as médias entre o reator mantido sem microaeração, foi semelhante aos microaerados. Na Tabela 5 é mostrado o resumo das médias e desvios padrões das vazões de biogás nos experimentos 1 e 2.

**Tabela 5 - Valores médios e desvios padrões das vazões de metano e percentual de metano no biogás nos experimentos 1 e 2**

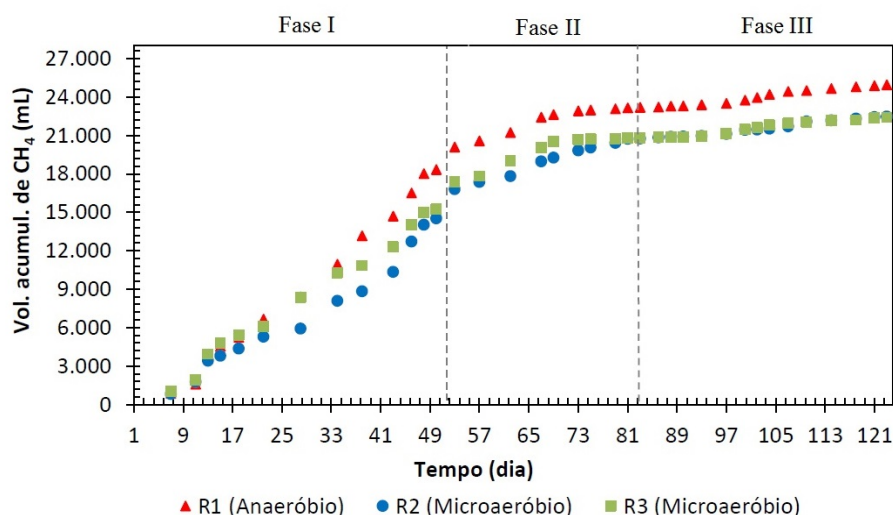
Reatores		R1	R2	R3	
Experimento 1	Fase I	Vazão de metano (mL·dia <sup>-1</sup> )	1319 (692)	1116 (661)	1178 (632)
		Percentual de metano no biogás	46,78% (6,60%)	39,25% (12,48%)	38,33% (11,53%)
	Fase II	Vazão de metano (mL·dia <sup>-1</sup> )	97 (87)	199 (184)	88 (150)
		Percentual de metano no biogás	17,18% (13,80%)	18,38% (18,85%)	10,52% (15,20%)
	Fase III	Vazão de metano (mL·dia <sup>-1</sup> )	117 (83)	106 (114)	115 (82)
		Percentual de metano no biogás	14,59% (6,47%)	9,94% (7,63%)	12,22% (6,21%)
Experimento 2	Vazão de metano (mL·dia <sup>-1</sup> )	1241 (801)	998 (626)	1265 (827)	
	Percentual de metano no biogás	43,70% (14,52%)	25,73% (12,42%)	39,48% (18,62%)	

\*( ) - Desvio padrão

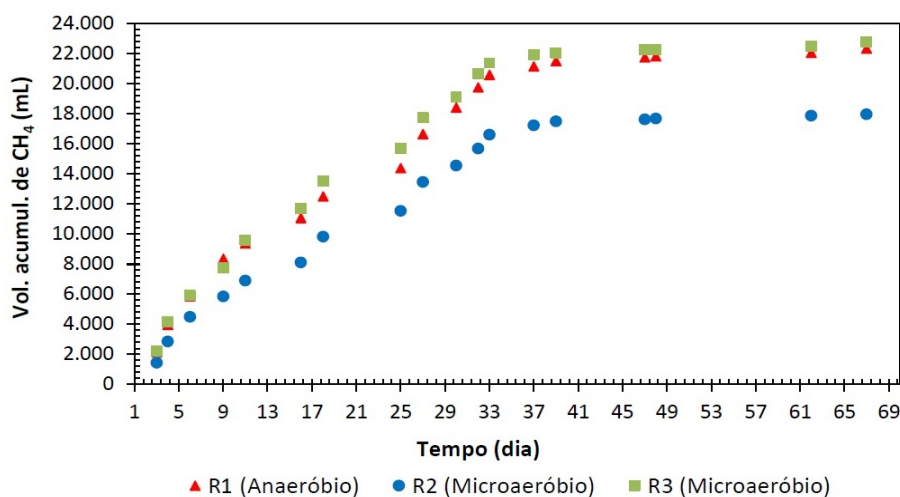
Observou-se que a maior produção de metano ocorreu durante a primeira fase do experimento 1, com destaque para o R1, que apresentou maior vazão. Além disso, observou-se que, nos reatores microaerados R2 e R3, as vazões médias foram muito próximas, sendo, portanto, impossível inferir a influência da microaeração na produção de biogás.

Na segunda fase, houve uma diminuição na produção de metano nos reatores, certamente, em virtude da queda do pH, provocada pelo acúmulo de AGVs, com produção de metano nos reatores inferior à fase I. Diante do exposto, comprovou-se a inatividade da atividade metanogênica ocasionada pelos baixos níveis de pH. Silva (2009) resalta que o acúmulo de AGVs leva a baixa produção de biogás, indicando desbalanceamento do processo em relação à produção e consumo de ácidos intermediários da digestão anaeróbia.

O monitoramento do biogás, ao longo de toda a pesquisa, foi realizado com base na caracterização do biogás por cromatografia gasosa, que determinava a concentração de metano presente no biogás, e na determinação da produção de biogás, através dos volumes medidos diariamente pelo sistema de deslocamento de líquido (frascos de Mariotte). As Figuras 2 e 3, mostram os volumes corrigidos de metano de cada reator durante cada etapa dos experimentos 1 e 2.



**Figura 2 - Volume acumulado de metano em R1, R2 e R3 durante o experimento 1**



**Figura 3 - Volume acumulado de metano em R1, R2 e R3 durante o experimento 2**

Como pode ser verificado, para todos os reatores avaliados, a maior produção de metano ocorreu durante a primeira etapa do experimento 1, com destaque para o R1, que apresentou uma vazão média de 1319 mL.dia<sup>-1</sup>. Além disso, observa-se que nos reatores microaerados R2 e R3, as vazões médias foram bem próximas, 1116 e 1178 mL.dia<sup>-1</sup>, respectivamente. Assim, na fase I, não foi possível inferir a influência da microaeração na digestão anaeróbia dos restos de comida.

Na segunda fase, a produção de metano nos reatores foi bem inferior a Fase I, houve uma diminuição na produção de metano nos reatores, certamente, em virtude da queda do pH, provocada pelo acúmulo de AGV nos sistemas, inviabilizando a metanogênese. Na fase III, com o fornecimento de alcalinidade nos sistemas e recuperação do pH, observou-se que a produção de metano manteve-se muito baixa quando comparado com a produção da primeira fase, com valores médios da ordem 100 mL.dia<sup>-1</sup>.

Malinowsky (2016), tratando restos de comida e resíduos de jardinagem como co-substrato, teve a atividade metanogênica interrompida provocada pelo acúmulo da AGVs e, consequentemente, queda do pH no reator quando a COV foi gradativamente elevada de 2 para 4 kgSV.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>.

Durante o experimento 2, com a COV de 2,2 kgSV.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, a produção média de metano entre os reatores não apresentou diferenças significativas. Porém, a produção foi afetada quando a suplementação de alcalinidade nos reatores foi suspensa e, consequentemente, os níveis de pH atingiram a 6,5. Mais uma vez, os níveis críticos de pH e AGVs nos sistemas podem ter ocasionado a inibição quase por completa da produção de biogás nos três reatores.

## CONCLUSÃO

A caracterização físico-química dos resíduos do restaurante universitário, em especial: relação C/N e teor de ST e SV, mostrou relações favoráveis à aplicação da digestão anaeróbia com opção de tratamento e produção de metano. O uso de lodo de esgoto doméstico oriundo de reator UASB como fonte de inóculo para a partida de reatores se mostrou promissor, uma vez que apresentou rápida adaptação aos resíduos de comida, produzindo biogás com mais de 50% de metano.

Os reatores microaeróbios (R2 e R3) e anaeróbio (R1) apresentaram condições estáveis durante a operação com carga orgânica volumétrica de 1,2 kgSV.m<sup>-3</sup>.dia<sup>-1</sup>. Nessa etapa, o pH do meio manteve-se próximo da neutralidade e não foi observado acúmulo de AGV ou inibição da atividade metanogênica. Porém, não foi possível evidenciar o efeito da microaeração aplicada nos reatores R2 e R3, visto que não houve diferença significativa na remoção de sólidos voláteis e produção de metano entre os reatores. Outro importante aspecto observado foi com o aumento da carga de 1,2 para 3,6 kgSV.m<sup>-3</sup>.dia<sup>-1</sup> que provocou o colapso na operação dos três reatores estudados, o que inviabilizou a análise do potencial de aplicação da tecnologia microaeróbia em reatores anaeróbios tratando resíduos alimentares, sendo imprescindível a determinação de cargas ótimas de matéria orgânica quando se trata da FORSU.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará através do Edital PROINFRA-2017.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANDRÉ, L.; PAUSS, A.; RIBEIRO, T. Solid anaerobic digestion: State-of-art, scientific and technological hurdles, Bioresource Technology, v. 247, p. 1027 – 1037, 2018.
2. APHA. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 21ª ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
3. AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. Eng. Sanitaria Ambiental, v. 10, n. 2, p. 152-161, 2005.



4. BUYUKKAMACI, N.; FILIBELI, A. Volatile fatty acid formation in an anaerobic Hybrid reactor. *Process Biochem*, v. 39, Ed.11, p. 1491-1494, 2004.
5. CARNEIRO, P. M. Remoção de btex em biorreatores anaeróbios sob condições metanogênicas, desnitrificantes e sulfetogênicas, 130f. Dissertação (mestrado) Universidade Federal do Ceará – Fortaleza, 2012.
6. DAMASCENO, L. H. S.; RODRIGUES, J. A. D.; RATUSZNEI, S. M.; MORAES, E M; ZAIAT, M; FORESTI, E. Effect of bicarbonate alkalinity on gravimetric solids analysis in anaerobic wastewater treatment. *Interciencia*, v. 32, n. 9, p. 610-614, 2007.
7. DÍAZ, I.; FDZ-POLANCO, M. Robustness of the microaerobic removal of hydrogen sulfide from biogás, *Water Science & Technology*, v. 65, n. 8, p. 1368-1374, 2012.
8. GUENDOUZ, J., BUFFIÈRE, P., CACHO, J., CARRÈRE, M., DELGENES, J.P., Dry anaerobic digestion in batch mode: design and operation of a laboratory-scale, completely mixed reactor. *Waste Manage.* v. 30 (10), p. 1768–1771, 2010.
9. HAO, L.; HE, P. J.; LU, F.; SHAO, L.; ZHU, M. Regulating the hydrolysis of organic waste by micro-aeration and effluent recirculation, *Waste Management*, v. 29, p. 2042-2050, 2009.
10. JAGADABHI, P. S.; KAPARAJU, P.; RINTALA, J. Effect of microaeration and leachate replacement on COD solubilization and VFA production during mono-digestion of grass-silage in one-stage leach-bed reactors, *Bioresource Technology*, vol. 101, p. 2818-2824, 2009.
11. JOHANSEN, J. E.; BAKKE, R. Enhancing hydrolysis with microaeration, *Water Science and Technology*, v. 53, n. 8, p. 43-50, 2006.
12. KATO, M. T.; FIELD, J. A.; LETTINGA, G. High tolerance of methanogens in granular sludge to oxygen, *Biotechnology and Bioengineering*, v. 42, p. 1360 -1366, 1993.
13. MALINOWSKY, C. Tratamento dos resíduos sólidos orgânicos da UFSC através de biodigestor anaeróbio. 123f. 2016 (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis, 2016.
14. MATA-ALVARES, J.; MACÉ, S.; LIBRES, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresour. Technol.* 74. pp. 3–16. 2000.
15. REIS, A. S. Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio. 2012. 63f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Caruarú, 2012.
16. RIBAS, M. M. F.; MORAES, E. M.; FORESTI, E. Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para monitoramento de reatores anaeróbios. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, nº. 3, p. 240-246, 2007.
17. RIUJI, L. C. Research on anaerobic digestion of organic solid waste at household level in Dar Es Salaam, Tanzania. 2009, 71f. (Bachelor Thesis), Zurich University of Applied Sciences in collaboration with EAWAG (Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology), 2009.
18. SHAHRIARI, H.; WARITH, M.; HAMODA, M.; KENNEDY, K. J. Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide. *Waste Management*, v.32, p.41–52, 2012.
19. SILVA, L. L.; ALVES, M. S.; SIVA, V. C.; ROCHA A. L. Princípios de Termoelétricas em Pequenas Propriedades Rurais. *International Workshop Advances in Cleaner Production*. São Paulo. 2009.
20. SONG, Y.; LOGAN, B. E. Effect of O<sub>2</sub> exposure on perchlorate reduction by *Dechlorosoma* sp. *KJ, Water Research*, vol. 38, p. 1626-1632, 2004.
21. SOUTO, G. D'A. B. Efeito da variação gradual da taxa de Recirculação do lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. 115f. (Dissertação de mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo - SP, 2005.
22. WALKER, L.; CHARLES, W.; CORD-RUWISCH, R. Comparison of static, in-vessel composting of MSW with thermophilic anaerobic digestion and combinations of the two processes. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 16, p. 3799–3807, 2009.
23. WANG, M., SUN, X., LI, P., YIN, L., LIU, D., ZHANG, Y., LI, W., ZHENG, G., A novel alternative feeding mode for semi-continuous anaerobic co-digestion of food waste with chicken manure. *Bioresour. Technol.* v.164, p. 309–314. 2014.
24. ZENG, A. P.; DECKWER, W. D. Bioreactor techniques under microaerobic conditions; from molecular level to pilot plant reactors, *Chemical Engineering Science*, v. 51, n. 10, p. 2305-2314, 1996.
25. ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. *Bioresour Technol*; v. 6, p. 129-170. 2013.

26. ZHONG W.; CHI, L.; LUO, Y.; ZHANG, Z.; WU, W. M. Enhanced methane production from Taihu Lake blue algae by anaerobic co-digestion with corn straw in continuous feed digesters. *Bioresour Technol*; p. 134:264, v. 70. 2013.