

III-025 - DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS VEGETAIS

Welligton Régis Silva

Bacharel em Química Industrial pelo DQ/CCT/UEPB e Doutor em Química pelo DQ/CT/UFPB. Av. Noujaim Habid, S/N – Catolé – 58410- 260 - Campina Grande – PB.

Valderi Duarte Leite

Engenheiro Químico pela UFPB e Doutor em engenharia Civil pela EESC/USP. Prof. Do DESA/CCT/UEPB. Av. Noujaim Habid, S/N – Catolé – 58410- 260 – Campina Grande – PB. E:mail – valderileite@uol.com.br

José Tavares de Sousa

Engenheiro Químico pela UFPB e Doutor em engenharia Civil pela EESC/USP. Prof. do DESA/CCT/UEPB. Av. Noujaim Habid, S/N – Catolé – 58410- 260 – Campina Grande – PB. E:mail – tavaresuepb@gmail.com

Aldre Jorge M Barros

Bacharel em Química Industrial pelo DQ/CCT/UEPB e Doutor em Química pelo DQ/CT/UFPB. Av. Noujaim Habid, S/N – Catolé – 58410- 260 - Campina Grande – PB. Prof. da UFCG

Raquel Lima Fernandes.

Engenheira Sanitária e Ambiental pelo DESA/CCT/UEPB e Mestranda pelo MCTA/CCT/UEPB. . Av. Noujaim Habid, S/N – Catolé – 58410- 260 - Campina Grande, PB. E:mail:Raquel_05lima@hotmail.com.

RESUMO

Neste trabalho foi estudado o processo de bioestabilização anaeróbio de resíduos de frutas e verduras descartados em feiras livres e centrais de abastecimento, objetivando o aproveitamento energético em forma de gás metano e demais subprodutos. Para a realização da parte experimental, foi construído, instalado e monitorado um reator anaeróbio compartimentado de mistura completa, contendo três câmaras individuais de reação, construídas com placas de vidro, contendo volumes unitários de 25 litros. O sistema foi monitorado a temperatura ambiente (25 ± 5 °C), por um período de 120 dias. Os resíduos de frutas e verduras foram coletados na EMPASA (Empresa Paraibana de Abastecimentos e Serviços Agrícolas) e de feiras livres da cidade de Campina Grande-PB. Os resíduos de frutas e verduras foram triturados, peneirados e ajustada a concentração de sólidos totais com a adição de esgoto doméstico. Os principais resultados indicaram que da massa total de DQO alimentada ao reator, no período de 290 dias apenas 25% (percentagem em peso) foi transformada em biogás, com percentual médio de gás metano de 61,5% (percentagem em volume). No geral, em se tratando de resíduos com significativa concentração de demanda química de oxigênio, a maior parte da massa de DQO é constituída por material de natureza celulósica, que exigirá um maior tempo de bioestabilização e conseqüentemente uma mais representativa taxa de produção de gás metano. Portanto, mesmo reconhecendo as limitações da aplicação do processo de bioestabilização para resíduos sólidos vegetais, pode-se acreditar que esta é ainda uma promissora alternativa tecnológica para aproveitamento destes resíduos, haja vista evitar o seu lançamento em lixões a céu aberto ou mesmo em aterro sanitário, propiciando a geração de biogás e de lixiviado.

PALAVRAS-CHAVE: Digestão anaeróbia, resíduos sólidos vegetais, reator de mistura completa.

INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos vegetais (RSV) são produzidos predominantemente nas centrais de abastecimento, nas feiras livres, nas feiras de frutas, nos grandes supermercados, etc. Estes resíduos causam uma série impactos a terrenos municipais, em conseqüência de sua alta biodegradabilidade (Bouallagui *et al.*, 2005), citado por RIZK *et al* 2007.

Segundo Bouallagui *et al.*, (2005), o desperdício de resíduos de frutas e legumes, no mercado central de distribuição de alimentos, em Mercabarna (Barcelona) chega a aproximadamente 90 toneladas por dia, num período de 250 dias por ano; em Tunes (Tunísia) gera-se algo em torno de 180 toneladas de resíduos de frutas e verduras por mês; na Índia, se produz algo em torno de 5,6 toneladas de (RSV) por ano, sendo estes resíduos depositados aos arredores das cidades.

Os resíduos de sólidos vegetais são caracterizados por apresentarem elevados percentuais de umidade, superiores a (80%), e elevadas concentrações de sólidos totais voláteis, geralmente acima de (95%) (Mata Avarez *et al.*, 1990). Segundo Bouallagui *et al.*, (2005), a concentração de sólidos totais presente nos RSV situa-se na faixa de 8 a 18%, com concentração de sólidos totais voláteis de aproximadamente 87%. Frente à

elevada concentração de matéria orgânica, o percentual de açúcares é de aproximadamente 75%, com 9% de material celulósico e 5% de lignina.

Em Cingapura são desperdiçados aproximadamente 1 milhão de toneladas de alimentos, matéria orgânica passível de bioestabilização, destes, apenas 1% é reciclado. Os resíduos são reciclados a partir de processos de compostagem ou utilizados como ração animal (Stabnikova *et al.*, 2005). Segundo Pinto *et al.*, (2000), o resíduo sólido urbano domiciliar brasileiro apresenta uma grande quantidade de resíduos orgânicos em sua composição. Do total de resíduos sólidos produzidos em nível nacional, um percentual médio de 55% é de matéria orgânica putrescível passível de fermentação (IPT/CEMPRE, 2000).

No Nordeste brasileiro, do total de resíduos sólidos produzidos, apenas 1% recebe tratamento adequado, os 99% restantes são dispostos a céu aberto no solo, nos barrancos de rios, em canais, em terrenos baldios e nas próprias vias urbanas, provocando uma série de impactos ambientais (Leite & Lopes, 1999). Um fato de elevada relevância é o desperdício de alimentos em um país que leva toneladas de produtos para os lixões. Benincasa & Lucas Jr., (2000), relatam que cerca de 10% dos produtos comercializados nas centrais de abastecimento são diretamente descartados para os lixões.

Em relação aos esgotos sanitários domésticos a problemática também é significativa. Segundo a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES (2003), citado por Cassini *et al.*, (2003), aproximadamente 50% dos esgotos sanitários produzidos no Brasil são coletados em rede pública, destes, apenas 25% são designados a algum tipo de tratamento. O restante é lançado nos corpos d'água ou dispostos em alguns tipos de sistemas individuais precários, que por sua vez, acabam contaminando o lençol freático e as águas superficiais, ocasionando uma série de impactos. Os sistemas de tratamento de esgotos tornam-se indispensáveis, a fim de garantir a saúde pública e a preservação do meio ambiente. O principal objetivo do tratamento de esgotos é corrigir as formas de poluição, isto é, suas características indesejáveis, de modo que o seu lançamento possa obedecer às regras e os critérios definidos pela legislação ambiental.

Uma alternativa atraente e, que vem sendo aceita com relevante aplicabilidade é o tratamento conjugado de tais tipos de resíduos e o seu aproveitamento energético, a partir da implantação de sistemas de tratamento por processos anaeróbios. Visando o aproveitamento energético da fração orgânica putrescível, resultante da bioestabilização anaeróbia. Os subprodutos resultantes do processo de bioestabilização anaeróbia são bastante variáveis, suas características dependem exclusivamente do composto orgânico a ser degradado e das condições ambientais presentes no conteúdo do reator. O biogás produzido no tratamento anaeróbio é constituído basicamente de CH₄, NH₃, N₂ e CO₂, sendo que, o principal constituinte desse biogás é o CH₄. No caso de resíduos orgânicos, provenientes de centrais de abastecimento, os resíduos remanescentes do processo de biodigestão podem ser utilizados diretamente no cultivo agrícola e o biogás produzido, após a devida purificação, poderá ser utilizado como combustível automotivo, gás de cozinha, substituir a energia elétrica, etc.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho experimental foi realizado nas dependências físicas da EXTRABES (Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos). O processo de digestão anaeróbia foi realizado em reator anaeróbio compartimentado (RAC), submetido a agitação intermitente e alimentado em regime alternado de bateladas. O substrato utilizado para alimentação do reator foi preparado com doze diferentes tipos de resíduos sólidos vegetais, com concentração de sólidos totais igual a 40 g/L. Os resíduos sólidos vegetais utilizados na preparação do substrato eram constituídos por resíduos de frutas e verduras e foram coletados na EMPASA (Empresa Paraibana de Alimentos e Serviços Agrícolas), na cidade de Campina Grande-PB. Na Tabela 1 são apresentados os doze diferentes tipos de resíduos sólidos vegetais utilizados na preparação do substrato.

Tabela 1. Tipos de resíduos sólidos vegetais e suas respectivas frações.

Tipos de resíduos	Frações	
	(%)	(kg)
Maracujá	0,34	0,09
Tomate	2,23	0,60
Pepino	4,64	1,24
Mamão	4,83	1,29
Laranja	5,89	1,57
Cenoura	7,07	1,89
Goiaba	10,08	2,69
Manga	10,09	2,70
Melão	10,59	2,83
Melancia	12,67	3,39
Banana	13,82	3,70
Jerimum	17,75	4,75
Total	100,00	26,73

Após os procedimentos de coleta e caracterização física, os doze diferentes tipos de resíduos sólidos vegetais foram submetidos ao processo de trituração, utilizando-se o triturador de resíduos orgânico de marca Trapp-TR 2000.

Após o processo de trituração, obteve-se um substrato de consistência pastosa, o qual foi submetido a um procedimento de peneiração em peneira de 3,3 mm de malha acoplada a um recipiente para receber o substrato peneirado e com granulometria homogênea.

O RAC apresenta forma geométrica retangular e de base quadrada, construído em placas de vidro de 8 mm de espessura e assentado em uma estrutura metálica regulável. As dimensões do reator são basicamente: 40 x 25 x 25 cm (altura *versus* largura *versus* comprimento, respectivamente), totalizando um volume de 25 L, sendo 20 L destinado à câmara de reação e os 5 L remanescentes na parte superior que constitui o denominado *head-space*, destinado ao armazenamento do biogás gerado.

O conteúdo da massa de substrato na câmara de reação foi mantida sob agitação mecânica a 75 rpm, em períodos alternados de tempo (agitação intermitente), sendo a rotação aplicada a um eixo central metálico fixado no centro da câmara do reator, onde foram instaladas as paletas, em número de cinco, com dimensões de 2 x 10 cm (largura x comprimento), sendo que a primeira paleta, na parte inferior do reator continha 20 cm de comprimento. O motor era ligado/desligado por um temporizador. Este, por sua vez, era programado para cada período de três horas e meia acionava o motor por meia hora. O processo de monitoramento consistia na coleta e caracterização analítica do substrato alimentado a primeira câmara do reator e do resíduo efluente de cada câmara, com frequência semanal.

RESULTADOS

Na Tabela 2 são apresentados os dados dos parâmetros químicos advindos da caracterização do substrato utilizado para alimentação do reator durante o período monitoração.

Tabela 2. Parâmetros químicos dos resíduos sólidos vegetais

Parâmetros	Câmaras		
	C ₁	C ₂	C ₃
TU %	96,0	97,72	97,68
ST (g/L)	40,0	22,8	23,2
STV (g/L)	26,6	14,8	15,2
STF (g/L)	13,4	8,0	8,0
SST (g/L)	21,9	8,9	10,3
SSV (g/L)	17,2	1,2	1,2
SSF (g/L)	4,7	7,7	9,1
DQO _t (g/L)	75,4	42,2	59,5
DQO _s (g/L)	48,4	36,6	32,2
NTK (mg/L)	632,6	796,7	999,2
Relação C/N	23,4	10,3	8,5
COT (g/L)	14,8	8,2	8,4
NO ₂ ⁻ (mg/L)	1,2	1,5	0,03
NO ₃ ⁻ (mg/L)	20,3	26,0	4,4
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	542,3	274,1	305,8
PT (mg/L)	138,0	159,5	227,5
P. orto (mg/L)	117,1	153,0	142,8
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	205,6	239,3	362,0
S ²⁻ (mg/L)	223,0	348,0	158,4
pH	6,68	4,86	4,56
AT(gCaCO ₃ /L)	11,3	4,9	4,4
AGV(gH-Ac/L)	7,4	7,3	6,7

Na Figura 1 apresenta –se o perfil do comportamento temporal da alcalinidade total monitorada nas três câmaras do reator.

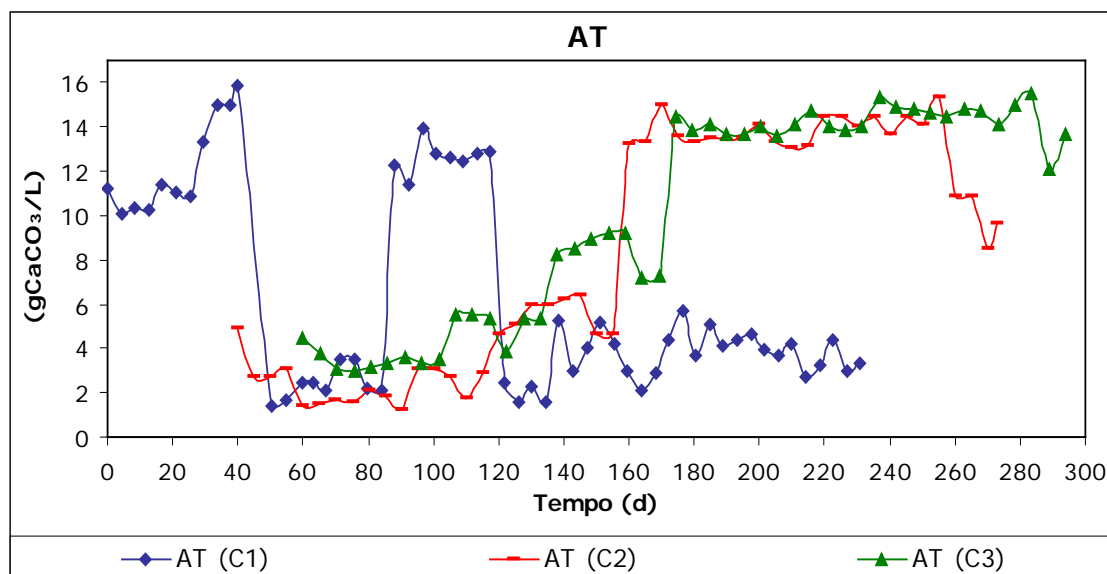


Figura 1. Comportamento do perfil temporal da alcalinidade total

Analisando-se o comportamento da Figura 1, verifica-se que nos primeiros 40 dias de monitoramento a alcalinidade total no conteúdo da câmara C₁ tendeu a aumentar, variando de 11,3 para 15,8 gCaCO₃/L. Este fato deve-se a adição de bicarbonato de sódio ao conteúdo da câmara.

Aos 84 dias de monitoramento os conteúdos das câmaras C₁ e C₂ são transferidos e é perceptível a elevação da concentração de alcalinidade total para as três câmaras de reação, até os 118 dias. A partir deste período é notória a redução na concentração de alcalinidade total (9 AT) para as três câmaras de reação, mais especificamente para primeira câmara. Vale salientar que a partir dos 176 dias de monitoramento do reator o valor da concentração de AT para primeira câmara manteve-se em torno de 4,0 gCaCO₃/L.

METCALF e EDDY (2003) mencionam que quando o processo de digestão anaeróbia está ocorrendo de forma satisfatória a alcalinidade terá valores situados entre 2 e 4 gCaCO₃/L. Observa-se que após os 176 dias de monitoramento do reator o conteúdo da primeira câmara se encontra na faixa teoricamente recomendada pelos autores para o bom desempenho do processo de digestão anaeróbia. A redução nos valores da alcalinidade total é evidenciada a partir das reduções nos valores de pH, em maior relevância para primeira câmara de reação, onde a alcalinidade acompanhou este decréscimo, atingindo valor mínimo de 1,6 gCaCO₃/L aos 134 dias de monitoração. Este fato foi verificado por FELIZOLA (2006), a autora ressalta que estas variações devem-se ao fato de no interior da primeira câmara ter ocorrido à predominância das etapas de hidrólise e acidogênese, ocasionando à produção dos ácidos graxos voláteis.

AQUINO e CHERNICHARO (2005) relatam que a inibição de microrganismos pela acumulação de produtos provenientes da acidogênese resulta na acumulação de ácidos graxos voláteis, contribuindo para o consumo de alcalinidade e redução no valor do pH.

Na Figura 2 apresenta-se o comportamento da evolução temporal das concentrações de ácidos graxos voláteis, ao longo do período de monitoração,

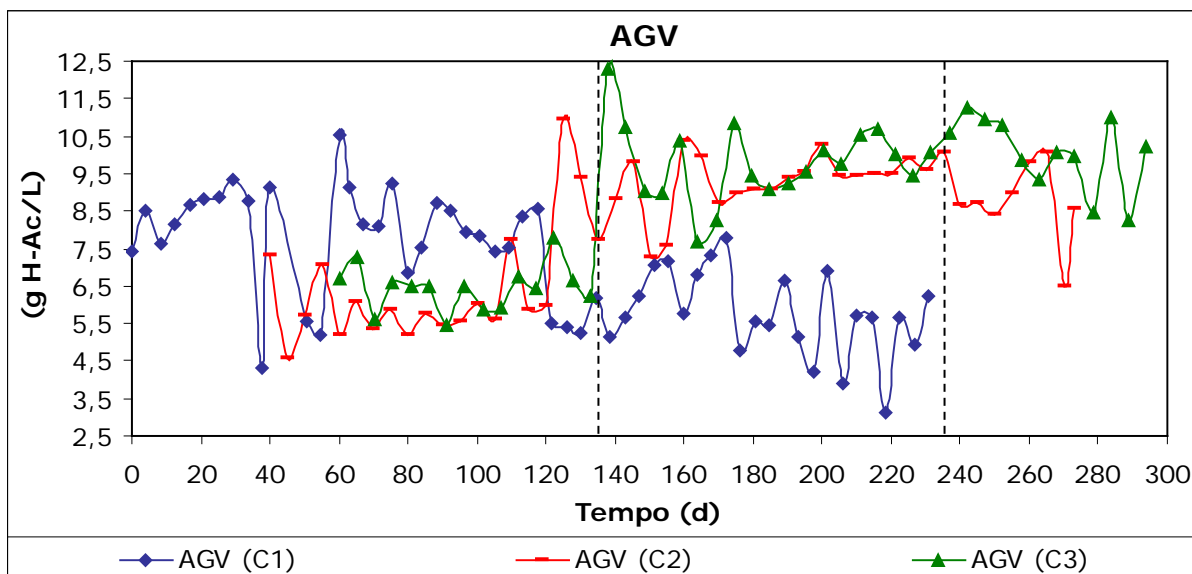


Figura 2, Comportamento da evolução temporal da concentração de ácidos graxos voláteis durante a segunda etapa do trabalho.

Analisando o comportamento da Figura 2, verifica-se que as concentrações de ácidos graxos voláteis no apresentaram tendências de evolução de 7,8-10,1 gH-Ac/L e de 6,2-10,5 gH-Ac/L para as câmaras C₂ e C₃, respectivamente, mais especificamente entre 135 e 235 dias de monitoramento, atingindo valores médios de 9,2 e 9,8 gH-Ac/L, respectivamente para este intervalo, haja vista o substrato aflrente já apresentar elevada concentração de AGV, na magnitude de 7,3 e 6,7 gH-Ac/L para as duas câmaras. Apesar dos elevados percentuais de remoção de DQO total e solúvel verificados para as câmaras C₂ e C₃ a concentração de AGV ainda permaneceu elevada. Este comportamento também foi verificado por SALGADO (2003), ao analisar o processo de digestão anaeróbia aplicada à fração orgânica de resíduos sólidos urbanos recirculado com percolado. Entretanto, a câmara que apresentou maior estabilidade em termos de remoção de AGV foi C₁, com concentração média de 5,8 gH-Ac/L, entre 135 e 231 dias de monitoramento.

PICANÇO (2004) ao monitorar um reator anaeróbio de batelada de um estágio sem recirculação, tratando fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (ST = 13%), inoculado com lixiviado de aterro sanitário só obteve redução gradual na concentração de AGV após 100 dias de monitoramento.

Na Figura 3 apresenta-se o perfil da variação temporal da DQO total ao longo do período de monitoração.

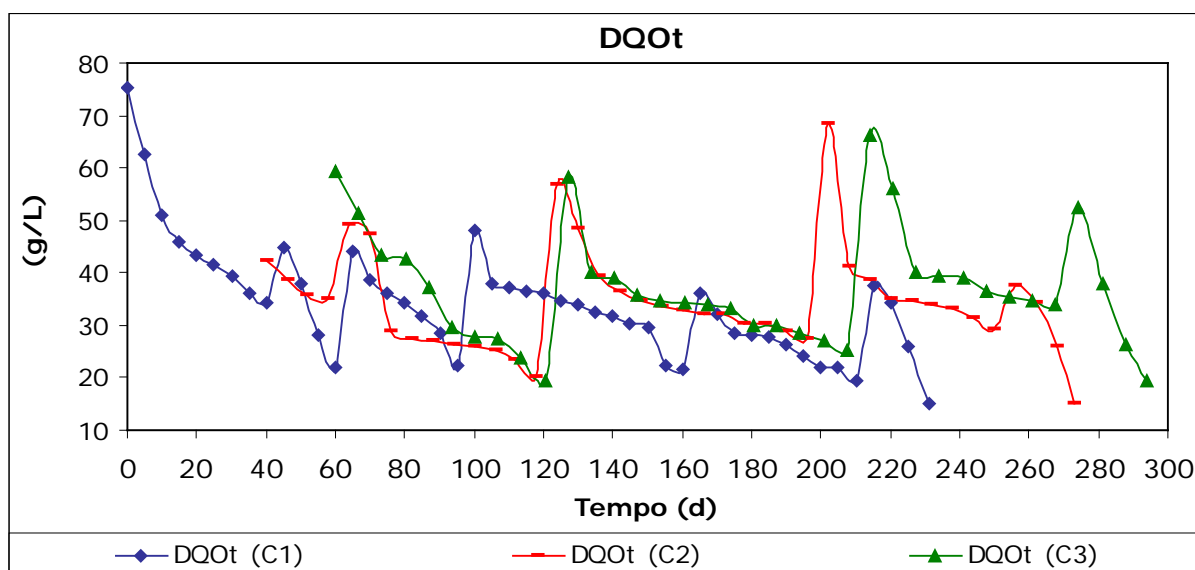


Figura 3. Perfil da concentração da DQO total ao longo do período de monitoração na três diferentes câmaras.

Analisando-se o comportamento da Figura 3 é possível se verificar elevadas variações nas concentrações de DQO total para as três câmaras de reação.. As variações são decorrentes do regime de alimentação aplicado ao reator e da transferência de material parcialmente bioestabilizado para as câmaras C₂ e C₃. Foi constatado que no início de cada alimentação, as concentrações de DQO total são sempre superiores para cada câmara, no decorrer do tempo, as mesmas tentem a diminuir gradativamente. Na Câmara C1 a eficiência de remoção de DQOt foi de 79,8%.

Nota-se claramente que ao fim do período de monitoração a câmara que propiciou melhor desempenho foi a primeira câmara, haja vista as eficiências alcançadas para as câmaras C₂ e C₃ terem sido de 77,7% e 70,9%, respectivamente.

Constata-se que os valores obtidos para as remoções das formas de DQO no presente trabalho foram bem superiores ao encontrado por LEITE et al. (2009), ao tratarem resíduos sólidos vegetais em reator anaeróbio compartimentado sem agitação, onde foi obtido 40% de eficiência de remoção de DQO total.

O volume de biogás produzido durante o processo de bioestabilização anaeróbia do material orgânico estudado foi quantificado continuamente e os volumes da produção acumulada do biogás são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Produção acumulada do biogás produzido durante o período de monitoração do sistema experimental.

Câmaras	Período de Monitoração (dias)	Produção Acumulada de Biogás (L)
C ₁	231	56,0
C ₂	273	25,3
C ₃	294	7,4

Analisando o comportamento da produção acumulada de biogás apresentado na Tabela 3, observa-se que ao final do período de monitoração do reator o maior volume quantificado de biogás foi obtido para primeira câmara de reação, , haja vista os maiores percentuais de remoção de material orgânico terem ocorrido no conteúdo da referida câmara.

O menor volume de biogás foi obtido para terceira câmara. A média geral de produção de biogás por câmara de reação ao fim do período de monitoração do reator variou na seguinte ordem: C₁ = 79,6 L; C₂ = 25,3 L e C₃ = 7,4 L.. Vale salientar que as medidas de volumes foram realizadas à temperatura ambiente 20±5 °C, e pressão de 1 atm.

A redução na taxa de produção de biogás observada para as câmaras C₂ e C₃ pode estar associada à predominância da etapa acidogênica, ocasionando à elevação das concentrações de ácidos graxos voláteis originadas no conteúdo do reator.

Na Tabela 4 são apresentadas às taxas de produção de biogás em função das massas de DQO total e STV transformadas, durante o período de monitoração do sistema experimental.

Tabela 4. Taxas de produções específicas de biogás em função das massas de DQO total e STV aplicadas.

Câmaras	L biogás.g ⁻¹ .DQOt	L biogás.g ⁻¹ .STV
C ₁	0,25	0,71
C ₂	0,49	1,41
C ₃	0,15	0,57

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 4, observa-se que a taxa de produção de biogás em função da massa de DQO_i aplicada em C₂ foi cerca de 2 vezes maior que a obtida em C₁, sendo esta aproximadamente 3 vezes maior que a obtida em C₃. O mesmo caso foi verificado para produção de biogás em função das massas de STV aplicadas. Na Tabela 5 são apresentados os volumes da produção acumulada de gás metano contido no biogás, produzido nas três câmaras do reator,

Ao longo do período de bioestabilização anaeróbia ocorrerá a redução das fontes de carbono e nutrientes, ocasionando a redução do metano no biogás.

Tabela 5. Produção acumulada de metano ao longo da segunda etapa do trabalho.

Câmaras	Período de Monitoração (dias)	Produção Acumulada de CH ₄ (L)
C ₁	231	3,44
C ₂	273	1,84
C ₃	294	0,12

A tendência de produção de metano em reator anaeróbio tratando resíduos sólidos orgânicos é aumentar no decorrer do tempo, haja vista a presença de compostos carbonáceos, de nutrientes e de condições ambientais favoráveis.

bactérias sintróficas acetogênicas e arqueas metanogênicas (Isa et al. 1986; Harada et al. 1994).

Entretanto, a deficiência de produção de metano verificada na terceira câmara pode estar associada a processos de redução de sulfato, ocasionando a toxicidade por sulfetos. Embora se tenha constatado evidência de redução de sulfato na primeira câmara, implica dizer que os processos sulfetogênicos e metanogênicos podem ter ocorrido simultaneamente, sem prejuízos para ambos.

CONCLUSÕES

Existe significativa perda de resíduos sólidos vegetais na central de abastecimento e feiras livres instaladas e em pleno funcionamento na cidade de Campina Grande (PB). Estes resíduos sólidos vegetais poderão ser aproveitados para geração de biossólidos (processo aeróbio) ou aproveitados como fonte energética (processo anaeróbio), propiciando a redução da concentração de material orgânico presente em lixiviado de aterro sanitário e a emissão de CO₂ e CH₄. O aproveitamento energético destes resíduos precisa ser ainda estudado, haja vista existir a necessidade de ajustamento de parâmetros operacionais, principalmente quando se pensar em instalação de unidades em escala real. Um dos fatores limitantes deste resíduos é a acidez que deverá ser minimamente corrigida e a redução do tamanho das partículas. Com relação a acidez, está poderá ser melhorada significativamente com a adição de lodo anaeróbio de esgoto sanitário, que além de propiciar a elevação do pH, contribuirá para equilibrar a relação carbono/nitrogênio. Quanto a granulometria os resíduos deverão ser triturados e peneirados e em seguida ajustada a concentração de sólidos totais, que é um dos parâmetros fundamentais no processo de digestão anaeróbia para estes tipos de resíduos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, AWWA, WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18.ed. Washington, 1995. p.1193.
2. AQUINO, S. F de; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 10:152,2005.
3. BENGTTSSON, S. et al. Acidogenic fermentation of industrial wastewaters: Effects of chemostat retention time and pH on volatile fatty acids production. *Biochemical Engineering Journal*, 40:492, 2008.

4. BOUALLAGUI, H. et al. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*, **40**: 989, 2005.
5. CASSINI, S. T.; VOZOLLER, R. F.; PINTO, M. T. Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. Rio de Janeiro: ABES, RiMA, **2003**, Capítulo 1, 13p.
6. FELIZOLA, C. de S. et al. Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. *Agropecuária Técnica*, 27:53, 2006.
7. GONÇALVES, S.C. *Efeito da agitação mecânica na co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos*. Fortaleza, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento, UFC, **2005**. Dissertação de mestrado, 86p.
8. ISA, Z. et al. Sulfate relative to methane production in high-rate anaerobic digestion: microbiological aspects. *Applied and Environmental Microbiology*, **51**:580, 1986.
9. IPT- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS / CEMPRE – COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. *Lixo municipal*. Manual de Gerenciamento Integrado. 2^a ed., São Paulo-SP, **2000**, p.370.
10. LEITE, V. D; POVINELLI, J. Comportamento dos sólidos totais no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. **3**:229, 1999.
11. LUNA, M.L.D. *Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos para pequenas comunidades*. Campina Grande-PB, Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, UFPB/UEPB, **2003**. Dissertação de mestrado, 53p.
12. MATA-ALVAREZ, J. et al. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, **74**:3, 2000.
13. METCALF, E.; EDDY, M. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4^a ed. New York: McGraw-Hill, **2003**. p.1.820.
14. PICANÇO, A. P. Influência da recirculação de percolado em sistemas de batelada de uma fase e híbrido na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. São Carlos, Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento, USP, 2004. Tese de doutorado, 135p.
15. PINTO, R. O. *Avaliação da digestão anaeróbia na bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos, lodos de tanques sépticos, dejetos suínos e lixiviado*. Florianópolis, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC, **2006**. Tese de doutorado, 173p.
16. SALGADO, M. T. *Influência da variação da taxa de recirculação de percolado na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos*. São Carlos, Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento, USP, 2003. Dissertação de mestrado, 76p.