

Codigestão anaeróbia de resíduos orgânicos

Anaerobic codigestion of organic waste

• **Data de entrada:**
02/09/2015

• **Data de aprovação:**
23/09/2016

Valderi Duarte Leite/ Aldre Jorge Morais Barros/ Jorge Marcell C. Menezes/ José Tavares de Sousa/ Wilton Silva Lopes DOI:10.4322/dae.2017.004

Resumo

Neste trabalho foi estudada a influência da concentração de resíduos vegetais (RV) mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário (LAES) na proporção de 80 mais 20% respectivamente (porcentagem em peso), denominado neste trabalho de substrato, no processo de codigestão anaeróbia (CDA). O sistema experimental era constituído de nove reatores anaeróbios com capacidade volumétrica unitária de 1,1 litro e de demais unidades complementares. O delineamento experimental foi realizado em função das concentrações de sólidos totais dos substratos, que foram de 36,2; 48,5 e 59,9 g ST.L⁻¹. Os reatores foram monitorados em temperatura ambiente e o período de monitoração foi de 160 dias. Foi constatado que o tratamento que apresentou melhor desempenho em termos de eficiência de transformação de massa de DQO e de taxa de produção de gás metano foi o do processo de CDA do substrato com concentração de sólidos totais igual a 36,2 g ST.L⁻¹.

Palavras-chave: Resíduos vegetais. Lodo anaeróbio de esgoto sanitário. Codigestão anaeróbia.

Abstract

In this work, it was studied the influence of concentration of vegetables residues (VR) plus anaerobic sludge sewage (ASS) in the ratio of 80 more 20%, respectively (percentage by weight), called this substrate work in the process of anaerobic codigestion (CDA). The experimental system was constituted of nine anaerobic reactors with unit volume capacity of 1.1 liter and other complementary units. The experiment was carried out on the basis of total solids concentrations of substrates were 36.2; 48.5 and 59.9 g ST.L⁻¹. The reactors were monitored at environment temperature and the monitoring period was 160 days. It has been found that treatment with the best performance in terms of mass conversion efficiency of COD and methane gas production rate was the process of CDA of substrate with total solids concentration equal to 36.2 g ST.L⁻¹.

Keywords: Vegetables residues. Anaerobic sludge sewage. Anaerobic codigestion.

Valderi Duarte Leite – Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/ USP). Mestre em Engenharia Sanitária pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Engenheiro Químico pela UFPB. Professor Adjunto da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Aldre Jorge Morais Barros – Doutor em Química pela Universidade Federal da Paraíba. Mestre em Engenharia Sanitária pela UFPB. Bacharel em Química Industrial pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Professor Associado da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

Jorge Marcell C. Menezes – Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Bacharel em Química Industrial pela UEPB. Técnico em química pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

José Tavares de Sousa – Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/ USP). Mestre em Engenharia Sanitária pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Engenheiro Químico pela UFPB. Professor Adjunto da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Wilton Silva Lopes – Doutor em Química pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Mestre em Saneamento Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Bacharel em Química Industrial pela UEPB. Professor Adjunto da UEPB.

1 INTRODUÇÃO

A taxa de geração per capita de resíduos quantificada em 23 países em desenvolvimento é de 0,77 kg hab⁻¹.dia⁻¹ e está aumentando progressivamente (TROSCHINETZ et al., 2009). Segundo Charles et al. (2009), no momento atual, a população do planeta Terra gera algo em torno de dois milhões de toneladas por ano de resíduos sólidos, e esse quantitativo deverá alcançar o patamar de três milhões de toneladas por ano em 2025.

No Brasil, com população estimada de 202.768.562 habitantes e em média 84% residente em zonas urbanas, a taxa de produção per capita de resíduos sólidos urbanos é de aproximadamente 0,9 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, propiciando um quantitativo de produção de resíduos sólidos urbanos de 153.298 toneladas.dia⁻¹ (IBGE, 2015). Em média, do quantitativo de resíduos sólidos urbanos produzidos no Brasil, 55% (porcentagem em peso) correspondem a matéria orgânica putrescível, algo em torno de 84.314 toneladas.dia⁻¹. Quando levadas em consideração as diversas outras frações de resíduos sólidos passíveis de fermentação, tais como os resíduos gerados nas atividades agrícolas, pecuária, agroindustrial e os lodos provenientes dos diversos sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas e de fontes específicas, seria obtida uma produção de resíduos sólidos ainda bem mais significativa (LEITE, 2010).

Segundo Bouallagui et al. (2005), a produção de frutas e de resíduos vegetais vem crescendo acentuadamente e tornando-se uma fonte de grandes preocupações, haja vista serem resíduos com grande potencial de biodegradabilidade que, com resíduos de outras fontes, estão sendo dispostos em aterros sanitários ou em locais não controlados, gerando impactos ambientais de diferentes magnitudes. Atualmente, a fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos tem sido reconhecida como um recurso valioso que pode ser convertido em energia e outros produtos por meio de transformações microbianas (YU, 2009;

LESTEUR et al., 2010). Existem vários métodos disponíveis para o tratamento de resíduos orgânicos putrescíveis, porém a digestão anaeróbia parece ser uma promissora alternativa tecnológica (LEE et al., 2009).

A digestão anaeróbia é um processo complexo e envolve uma série de reações metabólicas em cadeia, tais como a hidrólise, a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese (THEMELIS, 2007). Portanto, a digestão anaeróbia representa uma promissora alternativa tecnológica, pois propicia a redução da poluição ambiental, e, consequentemente, produz biogás e biofertilizantes. O tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos não é tão difundido quanto o processo aeróbio, principalmente devido ao longo tempo necessário para alcançar a bioestabilização (FERNANDEZ et al., 2010). O processo anaeróbio é também sensível a elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, em especial quando existe a biodegradação anaeróbia dos componentes proteicos ricos em nitrogênio (FOUNTOULASKIS et al., 2008).

O processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos pode ser influenciado por vários fatores, dentre os quais podem-se destacar a concentração de sólidos, a temperatura, a umidade, o pH e compostos orgânicos com características específicas de toxicidade, dentre outros (BEHERA et al., 2010; JEONG et al., 2010).

A digestão anaeróbia pode ser aplicada a uma ampla gama de material, incluindo a matéria orgânica putrescível presente nos resíduos sólidos urbanos, resíduos agrícolas, resíduos agroindustriais e determinados tipos de resíduo industrial (CHEN et al., 2008). Além disso, o processo anaeróbio tem algumas vantagens sobre o processo aeróbio frente ao baixo consumo de energia de operação e à baixa produção de lodo (KIM et al., 2006), além de ser considerada uma tecnologia viável ao tratamento de resíduos orgânicos energia renovável (JINGURA e MATENGAIFA, 2009).

A presença e a estrutura de materiais lignocelulósicos dificultam a taxa de biodegradação de resíduos sólidos orgânicos. Tem sido documentado que a hidrólise da matéria orgânica complexa de compostos solúveis é a etapa limitante da velocidade de processos anaeróbios de resíduos orgânicos putrescíveis, com elevada concentração de sólidos totais (MUMMEM et al., 2010). Portanto, a aplicação de vários pré-tratamentos físicos, químicos e enzimáticos é necessária para aumentar a solubilidade dos materiais passíveis de fermentação, e, conseqüentemente, acelerar a taxa de biodegradação (CHARLES et al., 2009).

A codigestão anaeróbia é um processo de tratamento de resíduos em que diferentes tipos de resíduo passíveis de fermentação são misturados e tratados conjuntamente (AGDAG, 2007).

A codigestão anaeróbia pode ser preferencialmente aplicada para melhorar o rendimento do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, haja vista poder propiciar o equilíbrio de nutrientes e aumentar o quantitativo de material orgânico com maior potencial de biodegradabilidade, além de incorporar biomassa mais adaptada à bioestabilização dos resíduos (LOPES et al., 2004).

Segundo Jingura e Matengaiifa (2009), quando mais de um tipo de resíduo é tratado conjuntamente há maior desempenho do processo, favorecendo um expressivo aumento na taxa de produção de biogás e uma melhor qualidade dos biossólidos produzidos.

Efeito estimulador sobre a síntese de gás metano foi observado quando lodo industrial foi cobioestabilizado com os resíduos sólidos urbanos (AGDAG, 2007). A codigestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos com lodo industrial na proporção de 1:2 (percentagem em peso) proporcionou aumento quantitativo de gás metano, em comparação com resíduos sólidos urbanos bioestabilizados isoladamente (LEITE et al., 2014). O processo também tem sido útil na obtenção de resíduo valioso

parcialmente bioestabilizado que pode eventualmente ser utilizado na correção do solo após tratamento secundário (GOMEZ et al., 2006). Portanto, o objetivo deste trabalho é avaliar a influência da concentração de sólidos totais no processo de codigestão anaeróbia de resíduos vegetais e lodo anaeróbio de esgoto sanitário.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O sistema experimental foi projetado, construído, instalado e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (Extrabes) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), na cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, nordeste do Brasil.

Os substratos utilizados na alimentação dos reatores foram preparados a partir da mistura de resíduos vegetais (RV) e lodo anaeróbio de esgoto sanitário (LAES). Os RV eram constituídos basicamente de restos de frutas e verduras descartados no pátio da Empresa Paraibana de Abastecimento Agrícola da cidade de Campina Grande. Após coletados, os RV foram devidamente condicionados em sacos plásticos e em seguida transportados para a Extrabes. Na Extrabes, os RV foram submetidos à caracterização gravimétrica e em seguida ao processo de trituração em triturador da marca Trapp-TR 2000. Concluída a trituração, os RV foram submetidos ao peneiramento em peneira de malha 06 mesh, sendo obtido um licor de resíduos de consistência pastosa e uniforme. Em 32 kg da massa pastosa de RV foram adicionados 8 kg de lodo anaeróbio de esgoto sanitário, propiciando uma relação de 80 e 20% de massa de RV e LAES em base úmida (percentagem em peso), denominado neste trabalho de substrato. O delineamento experimental foi constituído de três diferentes tratamentos (T1ST1: tratamento 1; T1ST2: tratamento 2 e T1ST3: tratamento 3) e todos os tratamentos foram realizados em triplicata, totalizando nove reatores. Nos três diferentes tratamentos as concentrações de sólidos totais

adotadas foram $d_{36,2}$; 44,5 e $58,57g.L^{-1}$ e tempo de monitoração de 160 dias. Em se tratando de RV com características predominantemente ácidas, a adição de 20% de lodo anaeróbico não foi suficiente para elevar o pH para uma faixa superior a 6,5, sendo nesse caso necessário realizar o ajuste do pH, adicionando-se uma espécie alcalina, para que o pH da massa de substrato ficasse na faixa de 6 a 6,5 unidade de pH. Na Figura 1 apresenta-se o desenho esquemático de um dos nove reatores anaeróbios em batelada utilizados para realização do processo de bioestabilização dos substratos.

A capacidade volumétrica unitária de cada reator era de 1,15 litro, sendo destinado cerca de 15% do volume total para o headspace.

Os reatores foram monitorados por um período de 160 dias, e os procedimentos básicos do processo de monitoramento consistiram na caracterização do substrato afluente, na determinação da composição e do volume de biogás produzidos nos reatores e na caracterização do substrato bioestabilizado ao término do período de monitoração. Os parâmetros analíticos foram quantificados com frequência semanal, levando-se em consideração os procedimentos analíticos preconizados em APHA (2012), sendo necessário em algumas determinações a aplicação de alguns ajustes, haja vista a complexidade dos substratos.

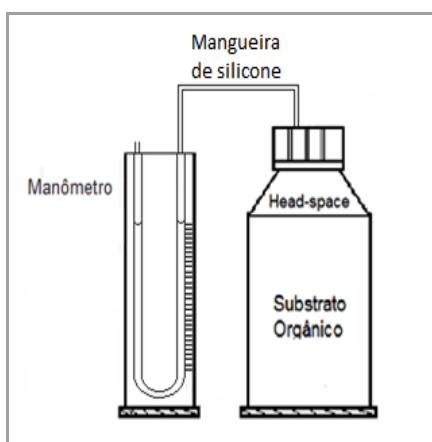


Figura 1. Desenho esquemático representativo dos reatores.

Para quantificação do volume de biogás produzido diariamente foi utilizado um manômetro de tubo em “U” (Figura 1), contendo como líquido manométrico álcool etílico hidratado 46° INPM. Diariamente quantificava-se a altura deslocada pelo líquido manométrico (h), resultante da pressão que o biogás exercia no manômetro. Com esse valor, associado ao dado da pressão atmosférica local (P_y), da massa específica do líquido manométrico (ρ) e da aceleração de gravidade (g), determinava-se a pressão exercida no head space reator (P_x). A partir dos dados dessa pressão, da constante dos gases (R), do volume do head space (V) e da temperatura ambiente (T), determinava-se o número de moles existente no biogás. Com o número de moles do biogás e levando-se em consideração as condições normais de temperatura e pressão (CNTP), quantificava-se o volume de biogás produzido.

Para a composição qualitativa do biogás, em relação à presença de N_2 , CH_4 e CO_2 , foi utilizado cromatógrafo gasoso, com um detector de condutividade térmica de 250 mA, coluna de aço inoxidável, preenchida com Porapak Q 100, de diâmetro interno de 2 mm, diâmetro externo de 6,4 mm e comprimento de 3 m. O gás de arraste utilizado nas determinações foi o hélio, com vazão de $30 L min^{-1}$. As temperaturas do vaporizador, da coluna e do detector foram mantidas a 75, 75 e $100 ^\circ C$, respectivamente. As amostras do biogás foram coletadas com o auxílio de uma seringa de 0,5 mL com trava para evitar a perda de gás para o ambiente. Para a coleta das amostras de gases, perfurava-se o septo localizado na tampa do reator, possibilitando o acesso da agulha ao *headspace* do reator, onde era acumulado o biogás. Lavava-se a seringa três vezes, com o próprio biogás a ser coletado, para possibilitar a remoção de biogás residual, e então, coletava-se 0,5 mL de amostra gasosa, sendo levada ao cromatógrafo para ser injetada e iniciada a análise.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 são apresentados nominalmente os 17 diferentes tipos de resíduo vegetal utilizados para preparação dos substratos (mistura dos dois diferentes tipos de resíduo), no processo de codigestão anaeróbia. A justificativa para coleta e utilização desses resíduos é associada diretamente a suas disponibilidades de descarte no pátio da Empasa (Empresa Paraibana de Alimentos e Serviços Agrícolas - unidade da cidade de Campina Grande) na época de realização do trabalho. Dos 17 diferentes tipos de resíduo vegetal coletados, a banana foi o que apresentou maior percentual, com 11,93%, seguido do tomate com 10,80% e o melão espanhol com 10,33%. Por outro lado, os resíduos que contribuíram com menores percentuais foram o coentro, a acelga e o jerimum, com percentuais de 0,4; 2,8 e 4,4%, respectivamente.

Salienta-se que não foram estabelecidos critérios metodológicos específicos para coleta desses resíduos, haja visto não ser objeto de estudo, podendo essa composição qualitativa e quantitativa ser diferente em outras situações. Vale salientar que no Brasil, por razões de ordem conjuntural, grande parte das frutas, verduras e legumes que são produzidos na zona rural não chegam às mesas dos consumidores finais, haja visto existir um percentual expressivo

de perdas durante o percurso compreendido desde a produção até a comercialização final.

Na Tabela 2 são apresentados os dados de alguns parâmetros químicos advindos da caracterização química dos 17 tipos de resíduo vegetal.

Tabela 1. Dados quantitativos dos resíduos sólidos vegetais e os respectivos percentuais em relação ao peso total.

Resíduo	Peso (kg)	Percentual (%)
Acelga	2,8	1,45
Banana (1º)	23,2	11,98
Batata	13,2	6,82
Berinjela	5,7	2,94
Cenoura	8,0	4,13
Chuchu	4,8	2,48
Coentro	0,4	0,21
Couve	11,7	6,04
Jerimum	4,4	2,27
Mamão (5º)	19,2	9,92
Melancia (4º)	19,9	10,28
Melão Espanhol (3º)	20	10,33
Melão Português	13,2	6,82
Pepino	8,6	4,44
Pimentão	8,2	4,24
Repolho	9,4	4,86
Tomate (2º)	20,9	10,80
TOTAL	193,6	100,00

Tabela 2. Dados advindos da caracterização química dos resíduos vegetais.

Tipo de Resíduo	Umidade (%)	ST (%)	STV (%)	NTK (%)	NH ₄ ⁺ (%)	DQO (%)	pH	AT (g.L ⁻¹)	AGV (g.L ⁻¹)
Acelga	97,79	2,21	1,20	0,12	0,05	0,77	7,97	3,8	2,18
Banana	85,82	14,18	12,83	0,11	0,02	14,0	3,71	0	4,15
Batata	87,72	12,28	9,75	0,14	0,01	6,70	3,81	0	13,53
Berinjela	94,84	5,16	4,47	0,18	0,04	1,58	7,55	4,4	2,18
Cenoura	87,78	12,22	7,69	0,18	0,03	11,11	4,26	0,8	6,76
Chuchu	96,02	3,98	3,56	0,084	0,03	2,21	5,5	1,8	2,62
Coentro	92,24	7,76	3,91	0,19	0,08	2,62	8,49	15,6	3,93
Couve	93,28	6,72	5,11	0,12	0,07	1,13	8,01	4,4	1,53
Jerimum	93,35	6,65	5,31	0,12	0,03	5,78	5,61	6	7,2
Melancia	95,28	4,72	3,17	0,11	0,01	4,0	4,26	0,2	2,84
Melão Espanhol	91,82	8,18	6,62	0,11	0,01	5,33	4,44	1,2	2,18
Melão Português	94,74	5,26	3,88	0,22	0,07	5,0	4,31	1,8	12,22
Mamão	93,87	6,13	5,19	0,21	0,01	4,45	3,67	0	11,78
Pepino	97,59	2,41	1,60	0,11	0,03	2,35	5,39	3,2	3,27
Pimentão	95,88	4,12	3,27	0,16	0,05	2,91	5,58	3,8	4,80
Repolho	96,35	3,65	2,69	0,23	0,01	1,45	7,67	6	3,49
Tomate	97,21	2,79	1,72	0,12	0,08	2,40	5,58	4,2	5,45

Os resíduos vegetais que apresentaram maior percentual de umidade foram a acelga, o tomate e o pepino, com percentual de umidade superior a 97%. Com percentual de umidade em torno de 96% estão o chuchu, a melancia e o repolho, enquanto a banana e a cenoura são os resíduos vegetais com percentual de umidade em torno de 87%. No geral, dos 17 tipos de resíduo vegetal estudados, o que apresentou menor percentual de umidade foi a batata inglesa, com percentual de umidade de 85,82% e com percentual de sólidos totais de 14,18%. Nos resíduos vegetais estudados, o percentual de sólidos totais variou de um mínimo de 2,21 para 14,18% e de sólidos totais voláteis o percentual de variação foi 54,3 (acelga) a 90,4% (batata), em relação aos sólidos totais. A porcentagem do NTK variou de 0,084 a 0,23%, enquanto o percentual de nitrogênio amoniacal variou de 0,01 a 0,08%, para uma variação de pH de 3,7 a 7,9.

Os dados advindos da caracterização química do lodo anaeróbio de esgoto sanitário utilizado para preparação dos três diferentes tipos de substrato são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Dados advindos da caracterização química do lodo anaeróbio de esgoto sanitário utilizado na preparação do substrato.

Parâmetros	Lodo
Umidade (%)	93,61
ST (g.L ⁻¹)	63,9
STV (g.L ⁻¹)	29,62
STF (g.L ⁻¹)	34,29
COT (g.L ⁻¹)	16,46
NTK (g.L ⁻¹)	0,70
N-NH ₃ ⁺ (g.L ⁻¹)	0,14
DQO _{total} (g.L ⁻¹)	48,48
pH	8,03
AT (g.L ⁻¹)	7,05
AGV (g.L ⁻¹)	3,00
Massa Específica (g.L ⁻¹)	1029,1
P _{total} (g.L ⁻¹)	0,6115
C/N	23,51
C/P	26,91

Analisando os dados apresentados na Tabela 3, pode ser constatado que o lodo anaeróbio apresentou concentração de sólidos totais de 63,9 g.L⁻¹ (6,39%) e de matéria orgânica expresso em termos de STV e de DQO de 29,62 (2,96%) e 48,48 g.L⁻¹ (4,84%) respectivamente. O pH do lodo estava em torno de 8,0 unidades de pH e contribuiu significativamente para a elevação do pH dos resíduos vegetais. Da totalidade dos resíduos utilizados, em torno de 70% apresentaram magnitudes de pH inferiores a 6,0, além de uma favorável relação C/N para o processo de bioestabilização anaeróbia.

Os dados da caracterização química dos três diferentes tipos de substrato (T1ST1; T1ST2 e T1ST3) são apresentados na Tabela 4.

Os percentuais de umidade nos três diferentes tipos de substrato utilizados neste trabalho de pesquisa foram 96,38; 95,15 e 94,01%, o que significa dizer que os percentuais de sólidos totais nos tratamentos T1ST1, T1ST2 e T1ST3 foram respectivamente de 3,62; 4,85 e 5,99% denotando que todos os tratamentos se enquadram na alternativa tecnológica denominada de baixa concentração de sólidos (TCHOBANOGLIOUS, 1993).

O pH dos substratos variou de 6,33 a 6,52; as relações AGV/AT variaram de 0,88 a 0,94, e as de C/N de 18,21 a 18,78, o que pode ser considerado dentro de um padrão favorável para o processo de digestão anaeróbia (LEITE, 2010). Do percentual de sólidos totais presentes nos substratos, os percentuais de DQO total foram respectivamente de 94,6; 91,8 e 97,7%, percentuais estes bastantes representativos e que podem justificar a utilização desses tipos de resíduo vegetal no processo de bioestabilização.

Tabela 4. Dados quantitativos dos diversos parâmetros dos substratos utilizados nos três diferentes tratamentos

Parâmetros/Tratamentos	T1ST1	T1ST2	T1ST3
Umidade (%)	96,38	95,15	94,01
ST (g.L ⁻¹)	36,20	48,50	59,90
STV (g.L ⁻¹)	21,29	29,83	37,46
STF (g.L ⁻¹)	14,94	18,65	22,43
COT (g.L ⁻¹)	11,83	16,57	20,81
NTK (g.L ⁻¹)	0,63	0,91	1,12
N-NH ₃ ⁺ (g.L ⁻¹)	0,17	0,21	0,25
DQO (g.L ⁻¹)	34,26	44,56	58,57
pH	6,52	6,33	6,45
AT (g.L ⁻¹)	8,95	12,45	15,1
AGV (g.L ⁻¹)	8,45	10,97	14,35
Massa Específica (g.L ⁻¹)	1009,6	1010,9	1015,9
P _{total} (g.L ⁻¹)	0,16	0,27	0,28
C/N	18,78	18,21	18,58
C/P	73,93	61,37	74,32

Na Tabela 5 são apresentados os dados advindos da caracterização química dos resíduos parcialmente bioestabilizados que foram descarregados dos reatores após a conclusão do período de monitoramento. Nos resíduos sólidos parcialmente bioestabilizados descarregados dos reatores, o pH variou de 5,53 a 6,27, denotando reduções nas magnitudes do pH, principalmente para os tratamentos com maiores concentrações de sólidos totais.

Tabela 5. Dados advindos da caracterização química dos resíduos parcialmente bioestabilizados.

Parâmetros/Tratamentos	RPB1	RPB2	RPB3
Umidade (%)	97,41	96,29	95,13
ST (g.L ⁻¹)	25,9	37,1	48,7
STV (gST.L ⁻¹)	12,13	20,27	25,16
STF (gST.L ⁻¹)	13,72	16,84	23,58
COT (g.L ⁻¹)	6,76	11,26	13,98
NTK (gST.L ⁻¹)	0,45	0,63	0,81
N-NH ₃ ⁺ (gST.L ⁻¹)	0,23	0,33	0,45
DQO (gST.L ⁻¹)	24,51	36,49	48,21
pH	6,27	5,88	5,53
AT (g.L ⁻¹)	5,56	7,63	8,82
AGV (g.L ⁻¹)	4,49	7,14	9,6
P _{total} (gST/L)	0,11	0,17	0,21
C/N	15,02	17,78	17,25
C/P	61,45	66,23	66,5

Foi constatado consumo de alcalinidade total em todos os tratamentos estudados, e o consumo de alcalinidade total foi diretamente proporcional à concentração de sólidos totais nos substratos. Em relação aos ácidos graxos voláteis, as suas concentrações nos substratos foram diretamente proporcionais às concentrações de sólidos totais. Esse mesmo comportamento foi constatado nos resíduos parcialmente bioestabilizados descarregados dos reatores. Em termos quantitativos, as eficiências de transformações de massa de ácidos graxos voláteis nos três diferentes tratamentos foram de 47,0; 35,0 e 32,7%, para os tratamentos 1, 2 e 3, respectivamente. Portanto, no caso específico deste trabalho, com concentração de sólidos totais no substrato de 3,62%, foi propiciada a mais expressiva eficiência de transformação de massa de ácidos graxos voláteis e de DQO, e consequentemente a maior taxa de produção de gás metano. Frente à não caracterização qualitativa dos ácidos graxos voláteis em relação aos substratos e às massas parcialmente bioestabilizadas e também aos tipos de reatores monitorados, não é possível tecnicamente inferir a influência da concentração de ácidos graxos voláteis no desempenho dos reatores, em especial no que se refere a problemas associados à toxicidade. Relações ácidos graxos voláteis/alcalinidade total nos substratos, porém, variaram de 0,88 a 0,95 g H_{AC} (gCaCO₃)⁻¹; nos resíduos parcialmente bioestabilizados, as variações foram de 0,8 a 1,05 g H_{AC} (gCaCO₃)⁻¹, o que denota ausência de equilíbrio metabólico no processo de bioestabilização (ARUNBAATAR et al., 2014).

As relações C/N nos resíduos parcialmente bioestabilizados foram reduzidas para 15,02; 17,78 e 17,25, com redução mais significativa no tratamento 1. Portanto, é notório ser percebido que o processo de bioestabilização de resíduos dessa natureza é um processo muito complexo, haja visto terem sido investigados substratos com percentual mínimo de sólidos totais de 3,62%, pH igual a 6,3, granulometria de 2 mm, período de

monitoração de 160 dias e temperatura ambiente de 25,5°C, e ainda não ter propiciado eficiência de transformação de material carbonáceo que possa indicar uma confortável relação custo/benefício quando objetivado o aproveitamento energético desses resíduos.

Os dados resultantes da aplicação do balanço material para DQO total, STV e NTK são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Dados advindos do balanço material dos parâmetros de DQO, STV e NTK

Tratamentos/ Parâmetros	DQO _{total} (g)			STV (g)			NTK (g)		
	M _{al}	M _{ac}	M _{tr}	M _{al}	M _{ac}	M _{tr}	M _{al}	M _{ac}	M _{tr}
T1ST1	34,26	24,51	9,75	21,29	12,13	9,16	1,26	0,89	0,37
T2ST2	44,56	36,49	8,07	29,83	20,27	9,56	1,82	1,27	0,55
T3ST3	58,57	48,21	10,36	37,46	25,16	12,30	2,24	1,62	0,62

Mal: massa alimentada; Mac: massa acumulada; MTR: massa transformada.

A variação do quantitativo de massa de DQO total aplicada aos reatores nos três diferentes tratamentos foi 34,26 a 58,57g. Portanto, é essa massa de DQO total alimentada aos reatores que, após passar pelas etapas do processo anaeróbio, que são basicamente a hidrólise, fermentação e metanogênese, será convertida em biogás. Nesse contexto, quanto maior o quantitativo de massa alimentada ao reator, e, conseqüentemente, a eficiência de transformação dessa massa, maior será o potencial de gás metano produzido.

No caso específico deste trabalho, a eficiência de transformação de massa de DQO variou de 17,6 a 28,4%, e a maior eficiência foi estabelecida no tratamento 1, em que a massa de DQO alimentada foi de apenas 34,26g, denotando que não foi o quantitativo de massa de DQO que limitou a eficiência de transformação, e sim o percentual de sólidos totais no substrato.

Portanto, para uma variação de carga de DQO total aplicada de 0,22 a 0,37 kg DQO m⁻³ dia⁻¹, a diferença da eficiência de transformação de massa de DQO total foi de 10,8%, no caso das condições deste trabalho. Em termos de produção teórica de gás metano e tomando-se como referência os dados deste trabalho, uma carga orgânica aplicada de 0,37 kg DQO m⁻³ dia⁻¹, produziria 68% a mais

de gás metano do que a carga orgânica aplicada de 0,22 kg DQO m⁻³ dia⁻¹, considerando que os reatores apresentassem a mesma eficiência de transformação de massa de DQO. Quanto aos STV, a massa aplicada variou de 21,29 a 37,46 g, e as eficiências de transformações de massa de STV foram de 43, 32 e 32,8% para os tratamentos 1, 2 e 3, respectivamente. No tocante à transformação de massa de material orgânico, expressa em termos de DQO total e STV, não foi verificada diferença significativa entre os tratamentos 2 e 3. Isso significa dizer que para um acréscimo de 24,5% de sólidos totais na massa do substrato não foram constatadas diferenças significativas nas eficiências de transformações desse parâmetro.

Em se tratando de reatores em batelada, em que o processo de bioestabilização é processado por uma série de reações metabólicas em cadeia, e de resíduos em que na composição química existe percentual significativo de material celulósico, a hidrólise passa a ser a etapa limitante (AGDAG, 2007). Portanto, para que o percentual de transformação de material orgânico possa ser mais expressivo, dentro de uma escala temporal mais reduzida, seria necessário que esses resíduos fossem submetidos a um processo de pré-tratamento térmico, químico ou enzimático (LEE et al., 2009).

As constantes cinéticas que expressam as velocidades de bioestabilização dos três diferentes tipos de substrato são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Magnitudes das constantes cinéticas dos parâmetros DQO, STV e NTK.

Tratamento	DQO _{total} (k)	STV (k)	NTK(k)
T1ST1	$2,09 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$	$3,52 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$	$2,15 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$
T2ST2	$1,25 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$	$2,41 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$	$2,24 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$
T3ST3	$1,22 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$	$2,49 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$	$2,02 \cdot 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$

As magnitudes das constantes cinéticas (k) expressam as velocidades de biodegradação dos substratos e que os parâmetros DQO, STV e NTK se biodegradaram na ordem de 10^{-3} dia^{-1} , o que é muito baixo quando comparado com velocidade de biodegradação de resíduos com percentual de sólidos totais em torno de 0,1%, que é o caso de águas residuárias.

Esta, porém, tem sido a magnitude da velocidade de biodegradação de resíduos sólidos de outras naturezas, bioestabilizados com concentrações de sólidos totais variando de 3 a 8%, dentro da faixa do tratamento anaeróbico de resíduos sólidos com baixa concentração de sólidos totais (TCHO-BANOGLIOUS et al., 1993).

Na Tabela 8 são apresentados os modelos cinéticos utilizados para estimativa do processo de bioestabilização das massas de DQO total, STV e NTK. O objetivo desses modelos é propiciar a quantificação da massa bioestabilizada de resíduo em função da DQO, STV e NTK em um tempo estipulado.

Tabela 8. Modelos cinéticos aplicados ao processo de bioestabilização.

Tratamento	DQO _{total}	STV	NTK
T1ST1	$DQO = 34,26 \times e^{-0,00209t}$	$STV = 21,29 \times e^{-0,00352t}$	$NTK = 1,26 \times e^{-0,00215t}$
T2ST2	$DQO = 44,56 \times e^{-0,00125t}$	$STV = 29,83 \times e^{-0,00221t}$	$NTK = 1,82 \times e^{-0,00224t}$
T3ST3	$DQO = 58,57 \times e^{-0,00122t}$	$STV = 37,46 \times e^{-0,00249t}$	$NTK = 2,24 \times e^{-0,00202t}$

Aplicando-se os modelos cinéticos apresentados na Tabela 8 para o tratamento 1 estudado neste trabalho e para um tempo de bioestabilização estipulado em 360 dias, as eficiências de transformações de massa de DQO, STV e NTK seriam de 53,4; 72,3 e 54,4% respectivamente.

Na Figura 2 apresenta-se o comportamento da variação temporal das porcentagens da massa de DQO total transformada durante o período de monitoração de 160 dias e as estimativas das transformações para um período de 1400 dias nos três tratamentos estudados.

Analisando os comportamentos das transformações do material orgânico expresso em termos de DQO total, pode-se constatar que, até o tempo de 160 dias de monitoração, os percentuais de transformações da massa de DQO total foram de 28,37; 18,11 e 17,72% para os tratamentos 1, 2 e 3, respectivamente.

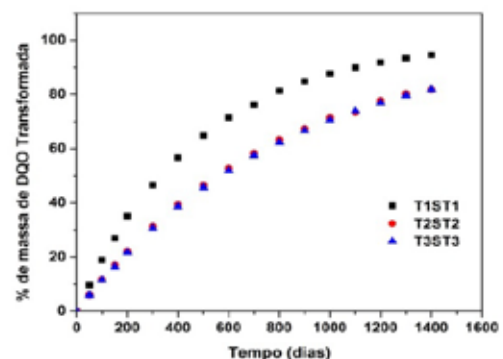


Figura 2. Comportamentos das porcentagens da massa de DQO total transformada.

Para um tempo de bioestabilização estimado em 1400 dias, as eficiências de transformações da massa de DQO total passariam a ser de 94,65; 81,88 e 81,88% também para os tratamentos 1, 2 e 3, respectivamente. Portanto, constata-se que o processo de codigestão anaeróbica de resíduos advindos do processamento de frutas e verduras e lodo anaeróbico de esgoto sanitário na proporção de 80 + 20% (percentagem em peso) exige

período de bioestabilização bastante longo, haja visto que a etapa da hidrólise limita significativamente o alcance da etapa metanogênica (LEITE, 2010). Analisando pontualmente as eficiências de transformações da massa de DQO total nos três diferentes tratamentos, pode-se constatar que no tratamento 1, em que a concentração de sólidos totais no substrato foi de $34,26 \text{ g L}^{-1}$, adotando-se um tempo de bioestabilização anaeróbia de 800 dias, seria alcançada eficiência de transformação de massa de DQO de 81,31%, percentual considerado bom, porém para um período de monitoramento bastante longo e que contribui negativamente para a aplicação desse tipo de processo em escala real.

Considerando o quantitativo de resíduos sólidos vegetais desperdiçados em feiras livres e centrais de abastecimento, o clima e as limitações das centrais hidroelétricas do Brasil, o aproveitamento dos resíduos sólidos vegetais mais lodo de esgoto sanitário na cocompostagem anaeróbia, seria uma promissora alternativa tecnológica para geração de energia limpa, porém ainda serão necessários substanciais ajustes em todas as etapas do processo, especialmente na etapa da hidrólise. Na Figura 3 são apresentados os comportamentos das variações temporais das produções de biogás em função da massa de DQO aplicada para os três tratamentos estudados.

No tratamento 1 (T1ST1), a massa de DQO aplicada foi de 34,26g, 71% menor do que a massa de DQO aplicada no tratamento 3 (T1ST3), que foi de 58,57g. A taxa média de produção de biogás do tratamento 1, porém, foi em média 98% superior à do tratamento 3. Isso pode ser explicado pela concentração de sólidos totais presente no substrato.

Portanto, uma diferença percentual de massa de DQO de 70% no substrato implica na redução de 98% do percentual da taxa de produção de biogás.

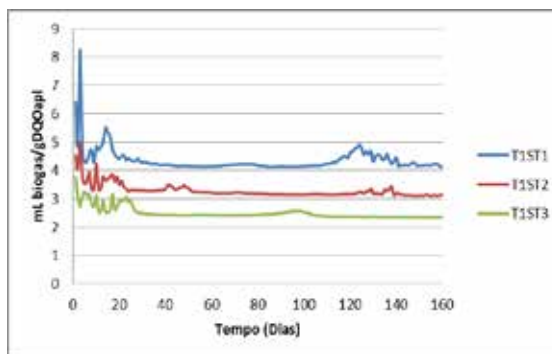


Figura 3. Comportamento da variação temporal da produção de biogás.

Em se tratando de reatores monitorados na temperatura ambiente ($25,5^{\circ}\text{C}$), mesma capacidade volumétrica, substrato de mesma origem e igual granulometria e massa específica, o parâmetro que realmente influenciou a taxa de produção de biogás foi a concentração de sólidos totais no substrato.

Os comportamentos das taxas de produção de gás metano em relação à massa de DQO aplicada são apresentados na Figura 4.

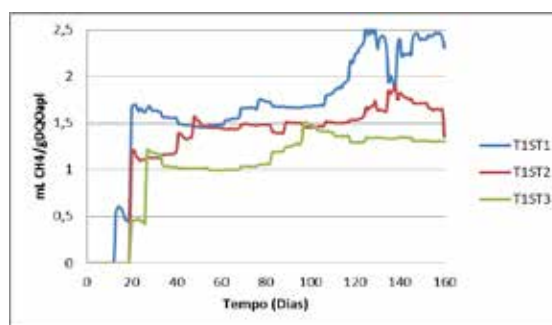


Figura 4. Comportamentos das taxas de produção de gás metano em função da massa de DQO aplicada.

As taxas de produção de gás metano foram inversamente proporcionais às massas de DQO aplicadas, o que significa dizer que, quanto menor a massa de DQO aplicada, maior foi a taxa de produção de gás metano. Ao longo do período de

monitoramento, as taxas de produção de gás metano variaram de 0,50 a 2,5 mLCH₄/GDQO_{aplicada} no tratamento 1 (T1ST1), 0,50 a 1,7mLCH₄/GDQO_{plicada} no tratamento 2 (T1ST2) e de 0,48 a 1,5mLCH₄/GDQO_{plicada} no tratamento 3 (T1ST3). Portanto, comparando os limites dos tratamentos em termos de massa de DQO aplicada, a taxa máxima de produção de gás metano no tratamento 1 foi 66,66% superior à taxa máxima de produção de gás metano do tratamento 3. Constata-se também que, neste caso, a concentração de sólidos totais no substrato influenciou diretamente a taxa de produção de gás metano.

O percentual de gás metano no biogás produzido pelo processo de bioestabilização do substrato nos três diferentes tratamentos é apresentado na Figura 5.

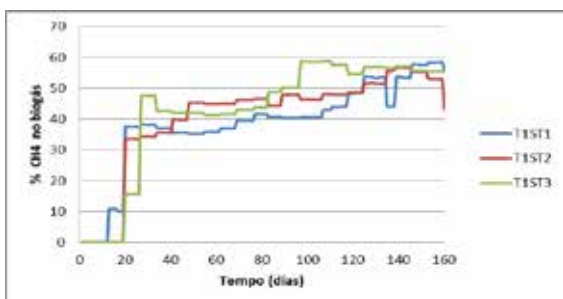


Figura 5. Comportamentos das variações temporais das porcentagens de gás metano no biogás.

Quanto ao percentual de gás metano no biogás, o tratamento 3 (T1ST3) foi o que apresentou melhor desempenho, alcançando, em torno dos cem dias de monitoração, 59% (percentagem em volume) de gás metano na composição química qualitativa do biogás. Foi nesse tratamento que ocorreu a menor eficiência de transformação de massa de DQO (17,68%); porém, da massa de DQO transformada, a maior fração foi metabolizada para gás metano.

A relação alcalinidade total/DQO total no substrato variou de 0,25 a 0,27 gAT/GDQO, e no resíduo parcialmente bioestabilizado a variação foi de 0,18 a 0,22 gAT/GDQO; essas relações indicam uma confortável estabilidade do processo. Por ou-

tro lado, as relações estabelecidas entre ácidos graxos voláteis e alcalinidade total variaram de 0,88 a 0,95 gH_{AC}/gCaCO₃ no substrato e de 0,80 a 1,0 gH_{AC}/gCaCO₃ no resíduo parcialmente bioestabilizado, e esses parâmetros estão acima do limite recomendado para um bom desempenho do processo anaeróbio, que deveria estar em torno de 0,5 gH_{AC}/gCaCO₃ (LEITE, 2010).

4 CONCLUSÕES

Analisando os dados deste trabalho, pode-se concluir que:

- (1) Os resíduos sólidos vegetais apresentam percentual significativo de matéria orgânica, expressa em termos de DQO totais e sólidos totais voláteis. A variação quantitativa desses resíduos descartados em feiras livres e em centrais de abastecimento é função das estações do ano, da distância dos centros produtores, da infraestrutura de transporte e do poder aquisitivo da população local. Eles, porém, são detentores de elevada acidez e com percentual significativa de material celulósico, o que dificulta substancialmente o seu aproveitamento no processo de bioestabilização anaeróbia;
- (2) A aplicação do processo de codigestão aos resíduos vegetais poderá se tornar uma promissora alternativa tecnológica de produção de energia limpa, desde que os demais resíduos utilizados possam propiciar aumento da densidade bacteriana, da biodegradabilidade e do pH e contribuir positivamente para balancear a relação de nutrientes;
- (3) A codigestão anaeróbia de resíduos vegetais mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário (substrato), na proporção de 80 e 20% (percentagem em peso), propiciou mais expressiva eficiência de transformação de massa de DQO e consequentemente maior taxa de produção de gás metano, para o substrato com concentração de sólidos totais igual a 36,2g.L⁻¹;

(4) Considerando a possibilidade da aplicação em escala real do processo de codigestão anaeróbia aos resíduos vegetais mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário ou outros resíduos com características químicas e microbiológicas assemelhadas para produção de gás metano, ainda será necessária a realização de significativos ajustes no campo técnico e científico, haja visto poder alcançar patamar de competitividade de relação custo/benefício.

5 REFERÊNCIAS

CAGDAG, O.N., SPONZA, D.T., Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. **J. Hazard Mat.** 140, p. 75-85, 2007.

APHA, AWWA, WPCF.; **Standard methods for examination of water and wastewater.** Washington, 2005. 1134 p, 19a ed..

ARUNBAATAR, J et al.. Pretreatment Methods to Enhance Anaerobic Digestion of Organic Solid Waste. **Applied Energy**, 123, p. 143 - 156, 2014.

BEHARA, S.K., PARK, J.M., KIM, K.H., PARK, H. Methane production from food waste leachate in laboratory-scale simulated landfill. **Waste Manage.** 30, p. 1502-1508, 2010.

BOUALLAGUI, H., TOUHAMI, Y., CHEIKH, R.B., HAMDI, M. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. **Process Biochem.** 40, p. 989 - 995, 2005.

CHARLES, W., WALKER, L., CORD-RUWISCHU, R. Effect of pre-aeration and inoculum on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste. **Bioresour. Technol.** 100, p. 2329-2335, 2009.

CHEN, Y., CHEN, J.J., CREAMER, K.S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresour. Technol.** 99, p. 4044-4064, 2008.

FERNANDEZ, J.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I. Kinetics of mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of initial total solid concentration. **Bioresour. Technol.** 101, p. 6322-6328, 2010.

FOUNTOULAKIS, M. S., DRAKOPOULOU, S., TERZAKIS, S., GEORGAKI, E., MANIOS, T. Potential for methane production from typical Mediterranean agro-industrial byproducts. **Biomass Bioenergy** 32, p. 155-161, 2008.

GOMEZ, X.M., CUETOS, J., CARA, J., MORAN, A., Garcia, A.I. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes: conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. **Renew. Energy** 31, p. 2017-2024, 2006.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2008)**, publicada em 20/08/2010 e última modificação realizada em

28/07/2014. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/>. Acesso em 15 de Agosto de 2015.

JEONG, E., KIM, H., NAM, J., SHIN, H. Enhancement of bioenergy production and effluent quality by integrating optimized acidification with submerged anaerobic membrane bioreactor. **Bioresour. Technol.** 101, p. 1873-2976, 2010.

JINGURA, R.M., MATENGAIFA, R. Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe. **Renew. Sust. Energy Rev.** 13, p. 1116-1120, 2009.

KIM, J.K., OH, B.R., CHUN, Y.N., KIM, S.W. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. **J. Biosci. Bioeng.** 102, p. 328- 332, 2006.

LESTEUR, M. et al. Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: a review. **Process Biochem.** 45, p. 431-440, 2010.

LEE, J., SONG, J., HWANG, S., 2009. Effects of acid pre-treatment on bio hydrogen production and microbial communities during dark fermentation. **Bioresour. Technol.** 100, 1491-1493.

LEITE, V.D; LOPES, W.S; SOUSA, J.T e PRASAD, S. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13 , p. 190-196, 2010.

LEITE, V.D. SOUSA, J.T.; LOPES, W. S.; HENRIQUE, I.N.; BARROS, A.J.M. Bioestabilização Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos: aspectos quantitativos. *Revista Tecnológica*, v. 18, n. 2 , p. 90 - 96, 2014.

LOPES, W.S., LEITE, V.D., PRASAD, S. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. **Bioresour. Technol.** 94, p. 261-266, 2004.

MUMME, J., LINKE, B., TOLLER, R. Novel upflow anaerobic solid-state (UASS) reactor. **Bioresour. Technol.** 101, p. 592-599, 2010.

TCHOBANOGLOUS, G. **Integrated solid Waste Management, Civil Engineering Series.** Mc Graw - Hill International Editions, 1993.

THEMELIS, N.J., ULLOA, P.A. Methane generation in landfills. **Renew. Energy** 32, p. 1243-1257, 2007.

TROSCHINETZ, A.M., MIHELICIC, J.R. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. **Waste Manage.** 29, p. 915-923, 2009.

YU, H., HUANG, G.H. Effects of sodium as a pH control amendment on the composting of food waste. **Bioresour. Technol.** 100, p. 2005-2011, 2009.