

### **III-026 - INFLUÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS NO PROCESSO DE CÓ-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS**

**Jorge Marcell M. Coelho**

Bacharel em Química Industrial pelo DQ/CCT/UEPB e Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pelo CCT/MCTA/UEPB. Av. Nourjaim Habid, S/N – Catolê, 58410- 260 – Campina Grande, PB. E-mail: [jorgemmc@gmail.com.br](mailto:jorgemmc@gmail.com.br)

**Valderi Duarte Leite**

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

**Wilton Silva Lopes**

Bacharel em Química Industrial pelo DQ/CCT/UEPB e Doutor em Química pelo DQ/CT/UFPB. Av. Nourjaim Habid, S/N – Catolê – 58410- 260 - Campina Grande – PB. Prof. Do DESA/CCT/UEPB

**José Tavares de Sousa**

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

**Mariah de Sordi**

Estudante de Engenharia Sanitária e Ambiental pelo DESA/CCT/UEPB e Bolsista de IC/CNPq/UEPB Av. Nourjaim Habid, S/N – Catolê – 58410- 260 - Campina Grande, PB. E-mail: [sordi@hotmail.com](mailto:sordi@hotmail.com)

#### **RESUMO**

Neste trabalho foi estudado a influência da concentração de sólidos totais no processo de digestão anaeróbia (DA) conjugada de resíduos sólidos orgânicos vegetais (RSOV) mais lodo de esgoto sanitário, em reatores anaeróbios em batelada (RAB). Os substratos utilizados na alimentação dos reatores foram preparados a partir da mistura de RSOV (resíduos sólidos orgânicos vegetais) e lodo anaeróbio de esgoto sanitário. O sistema experimental era constituído de nove (9) RAB com capacidade volumétrica unitária de 1,15 litros e de demais dispositivos complementares. O delineamento experimental foi níveis em função dos níveis de concentrações de sólidos totais adotadas (36,2; 48,5 e 59,9 gST.L<sup>-1</sup>). Após 160 dias de monitoramento, os reatores foram descarregados e os resíduos parcialmente bioestabilizados foram caracterizados em seus aspectos qualitativos e quantitativos. Dentre as condições estudadas, observou-se que o tratamento que melhor favoreceu o processo de DA foi o tratamento monitorado com substrato constituído por 36,2 gST. L<sup>-1</sup>, propiciando maior velocidade de bioestabilização e consequentemente maior produção de taxa de gás metano.

**PALAVRAS-CHAVE:** Resíduos sólidos vegetais, digestão anaeróbia, reator em batelada, concentração de sólidos.

#### **INTRODUÇÃO**

A falta de gerenciamento adequado com relação à separação e disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) tem como consequência a intensificação da degradação do local em que ocorrerá o seu descarte. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008), são coletados cerca de 260 mil toneladas de RSU, diariamente no Brasil, sendo que 50,8% deste quantitativo têm como destinação final lixões, 22,5% aterros controlados e 27,7% aterros sanitários.

Nesse contexto, a elaboração e implantação do projeto de gerenciamento de resíduos sólidos nas cidades, é, provavelmente, a solução mais adequada a ser adotada, possibilitando a implantação de técnicas e incentivo à coleta seletiva. A aplicação desse projeto favorece a separação dos RSU, permitindo que os resíduos passíveis de reciclagem sejam reintroduzidos no ciclo produtivo como matéria-prima, que os resíduos orgânicos possam ser tratados, possibilitando a geração de compostos ou biogás combustível, restando apenas o material inerte que seria destinado a aterros sanitários, tendo como consequência a redução das áreas requeridas por estes, assim como o aumento de sua vida útil e a redução de possíveis impactos ambientais.

Estudos de Casado et al. (2010) e Santos e Mota (2010), apontaram que cerca de 30% da composição dos RSU é representada por materiais passíveis de reciclagem, 50% de resíduos sólidos orgânicos (RSO) e os 20% restante de resíduos inertes.

Quando descartados de forma inadequada, a parcela de RSO sofre biodegradação, tornando-se responsável pela geração de compostos poluentes que causam grandes impactos ao meio ambiente. Para evitar tais problemas, se faz necessária a aplicação de métodos que possam ser utilizados como forma de tratamento. Entre esses métodos, destacam-se os processos biológicos.

Fdez.-Güelfo et al. (2011), mencionaram que dentre os processos biológicos, a digestão anaeróbia (DA) é a tecnologia mais econômica, devido a alta recuperação de energia e seu impacto ambiental reduzido.

De acordo com Raposo et al. (2011), a DA é um processo tecnológico bioquímico para o tratamento de substratos orgânicos como esgoto e efluentes industriais, esterco animal e substratos sólidos (culturas energéticas, resíduos da agricultura e rejeitos de alimentos). Este processo envolve a degradação e estabilização da matéria orgânica complexa pelo consórcio de microrganismos, produzindo biogás.

Leite et al. (2009), ressaltaram que durante a DA, diversas espécies de microrganismos interagem na conversão de substâncias complexas em substâncias mais simples, como metano ( $\text{CH}_4$ ), compostos inorgânicos, dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), nitrogênio ( $\text{N}_2$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ), gás sulfídrico e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular. Segundo Curry e Pillay (2012), o biogás rico em  $\text{CH}_4$  produzido no processo de DA é considerado fonte energética renovável, adequando-se à produção de energia, podendo vir a substituir as fontes energéticas fósseis.

A DA constitui-se como opção atrativa na rota de disposição e fonte alternativa de energia, sendo muito estudada com o objetivo de introduzi-la ao tratamento dos RSO. Para Fdez. - Güelfo et al. (2011), o principal obstáculo na difusão desta tecnologia está na baixa taxa de bioestabilização dos resíduos sólidos (devido à composição química e a estrutura de materiais ligno-celulósicos) em comparação aos resíduos líquidos.

Pesquisas visando o aumento da taxa de bioestabilização dos processos anaeróbios são realizadas com a finalidade de reduzir o seu tempo de estabilização, sendo a concentração de sólidos e a temperatura, fatores importantes que devem ser estudados para redução deste tempo.

De acordo com Leite e Povinelli (1999), o resíduo total presente no substrato, seja oriundo de fonte orgânica ou inorgânica, irá se referir à concentração de sólidos totais, e com isso se constituirá como indicador da massa total a ser tratada. Os autores ainda mencionam que devido no processo anaeróbio a bioconversão acontecer na fração orgânica do substrato, a taxa de bioconversão do resíduo aumentará à medida que a concentração de sólidos totais voláteis (STV) aumente.

Segundo Tchobanoglous et al. (1993), o tratamento anaeróbio possui duas alternativas, com relação à concentração de sólidos: tratamento anaeróbio com baixa concentração de sólidos que é caracterizado pelo teor de sólidos variando entre 4 e 8% e tratamento anaeróbio com alta concentração de sólidos onde o teor de sólidos situa-se em torno de 22%.

Segundo Dacanal (2006) as sobrecargas orgânica, hidráulica ou tóxica, podem ocasionar a acumulação de ácidos voláteis, devido à lavagem ou inibição das *Archaea* metanogênicas, ocasionando, consequentemente, a inibição da produção de  $\text{CH}_4$ .

## MATERIAL E MÉTODOS

O sistema experimental foi 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 ( $7^\circ 13' 11''$  sul,  $35^\circ 52' 31''$  oeste e 550 m acima do nível do mar). Os substratos utilizados na alimentação dos reatores anaeróbios em batelada (RAB), foram preparados a partir da mistura de resíduos sólidos vegetais (RSV) mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário, coletado em um reator USAB. Os RSV eram constituídos basicamente de restos de frutas e verduras e foram coletados na Empresa Paraibana de Abastecimento Agrícola (EMPASA) da cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, Brasil.

Após coletados, os RSV foram triturados com o auxílio de um triturador de resíduos orgânicos da marca Trapp-TR 2000. Os resíduos triturados foram peneirados em mesh 6mm, até obtenção um resíduo líquido

pastoso e de consistência uniforme. O substrato foi preparado a partir da mistura do licor dos resíduos vegetais mais lodo anaeróbico de esgoto sanitário na proporção de 80 e 20% (percentagem em peso) respectivamente e em seguida ajustadas as concentração de sólidos totais para  $36,2\text{g.L}^{-1}$ ,  $48,5$  e  $59,9\text{g.L}^{-1}$ .

O ajuste das concentrações de sólidos totais dos substratos foi realizado utilizando-se esgoto doméstico. Frente as características de alguns RSOV, o pH inicial do substrato situou-se em torno de 4,5, onde foi ajustado para a faixa de 6,5 a 7, com aplicação de bicarbonato de sódio (PA), objetivando favorecer as condições do processo anaeróbico. O monitoramento do sistema experimental consistiu da caracterização do substrato, da determinação da composição e do volume de biogás produzido nos reatores e da caracterização do substrato parcialmente bioestabilizado após o período de 160 dias de monitoramento

Os parâmetros monitorados, frequências, métodos e as referências de todas as análises são apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1. Parâmetros, frequências, métodos e referências para as análises das frações semissólida e gasosas.**

FRAÇÕES	PARÂMETROS	FREQUÊNCIA	MÉTODO	REFERÊNCIAS
FRAÇÃO SEMISSÓLIDA	ST e frações (g/L)	Entrada/ Saída	Gravimétrico	APHA (2005)
	COT (g/L)	Entrada/ Saída	Gravimétrico	Golueke (1977)
	DQO <sub>total</sub> (gO <sub>2</sub> /L)	Entrada/ Saída	Titulométrico	APHA (2005)
	NTK (g/L)	Entrada/ Saída	Micro Kjeldahl	APHA (2005)
	N-NH <sub>3</sub> (g/L)	Entrada/ Saída	Micro Kjeldahl	APHA (2005)
	NO <sub>2</sub> (g/L)	Entrada/ Saída	Espectrofotométrico	APHA (2005)
	NO <sub>3</sub> (g/L)	Entrada/ Saída	Espectrofotométrico	APHA (2005)
	P <sub>total</sub> (g/L)	Entrada/ Saída	Espectrofotométrico	APHA (2005)
	pH	Entrada/ Saída	Potenciométrico	APHA (2005)
FRAÇÃO GASOSA	CH <sub>4</sub> (%)	Semanalmente	Cromatográfico	CG - 35
	CO <sub>2</sub> (%)	Semanalmente	Cromatográfico	CG - 35
	N <sub>2</sub> (%)	Semanalmente	Cromatográfico	CG - 35
	biogás produzido	Diariamente	Instrumental	

O volume produzido de biogás era quantificado diariamente e uma vez por semana realizava-se a caracterização qualitativa. Para realização da caracterização qualitativa foi utilizado um Cromatógrafo Gasoso, com um detector de condutividades térmica de 250mA, 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, a uma vazão de 30 L/min. As temperaturas do vaporizador, da coluna e do detector foram mantidas a 75, 75 e 100°C, respectivamente.

## RESULTADOS

Os tipos de RSOV utilizados na preparação do substrato e os dados quantitativos dos pesos e percentuais relativos são apresentados na Tabela 2.

**Tabela 2. Tipos de RSOV e dados quantitativos de peso e percentual.**

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

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 2, percebe-se que dentre os RSOV descartados na EMPASA, os que foram encontrados em maiores quantidades, para o período coletado, foram banana (11,98%), tomate (10,80%), melão espanhol (10,33%) e melancia (10,28) e os encontrados em menores quantidades foram, coentro (0,21%) e acelga (1,45%). Na Tabela 3 são apresentados os dados da caracterização química dos 17 diferentes tipos de RSOV estudados, constata-se que dentre os resíduos caracterizados, os que apresentaram maiores concentrações de DQO foram batata (140,4 g.L<sup>-1</sup>) e cenoura (111,1 g.L<sup>-1</sup>), enquanto os que apresentaram menores concentrações de DQO foram acelga (7,7 g.L<sup>-1</sup>) e couve (11,3 g.L<sup>-1</sup>). Quanto à concentração de sólidos totais, a batata, banana e cenoura, foram as que apresentaram maiores concentrações, com respectivos valores (141,8, 122,8 e 122,2 g.L<sup>-1</sup>), já os RSOV que apresentaram as menores concentrações de sólidos totais foram pepino (24,1 g.L<sup>-1</sup>) e acelga (22,1 g.L<sup>-1</sup>). Constata-se que todos apresentaram concentrações de STV superiores a 50% da composição dos sólidos totais, o que é importante, pois como mencionado por Leite e Povinelle (1999), esta parcela é a que será bioconvertida a biogás, conforme dados apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Dados advindos da caracterização química dos resíduos sólidos vegetais utilizados na preparação do substrato.

**Tabela 3. Dados advindos da caracterização química dos resíduos sólidos vegetais utilizados na preparação do substrato.**

Tipo de Resíduo	Umidade	ST	STV	NTK	N-NH <sub>3</sub>	DQO	pH	AT	AGV
<b>Acelga</b>	97,7	22,1	12,0	1,2	0,5	7,7	7,9	3,8	2,1
<b>Batata</b>	85,8	141,8	128,3	1,1	0,2	140,4	3,7	0	4,1
<b>Banana</b>	87,7	122,8	97,5	1,4	0,1	67,0	3,8	0	13,5
<b>Berinjela</b>	94,8	51,6	44,7	1,8	0,4	15,8	7,5	4,4	2,1
<b>Cenoura</b>	87,7	122,2	76,9	1,8	0,2	111,1	4,2	0,8	6,7
<b>Chuchu</b>	96,0	39,8	35,6	0,8	0,2	22,1	5,5	1,8	2,6
<b>Coentro</b>	92,2	77,6	39,1	1,9	0,8	26,2	8,5	15,6	3,9
<b>Couve</b>	93,3	67,2	51,1	1,2	0,7	11,3	8,0	4,4	1,5
<b>Jerimum</b>	93,3	66,5	53,1	1,2	0,2	57,8	5,6	6	7,2
<b>Melancia</b>	95,3	47,2	31,7	1,1	0,1	40,7	4,2	0,2	2,8
<b>Melão Espanhol</b>	91,8	81,8	66,2	1,1	0,1	53,3	4,4	1,2	2,1
<b>Melão Português</b>	94,7	52,6	38,8	2,2	0,7	50,5	4,3	1,8	12,2
<b>Mamão</b>	93,8	61,3	51,9	2,1	0,1	44,5	3,6	0	11,7
<b>Pepino</b>	97,6	24,1	16,0	1,1	0,2	23,5	5,4	3,2	3,2
<b>Pimentão</b>	95,8	41,2	32,7	1,6	0,5	29,1	5,5	3,8	4,8
<b>Repolho</b>	96,3	36,5	26,9	2,3	1,4	14,5	7,6	6	3,5
<b>Tomate</b>	97,2	27,9	17,2	1,2	0,8	24	5,6	4,2	5,4

\*Todos os parâmetros estão expressos em g.L<sup>-1</sup>, exceto umidade (%), pH.

ST: sólidos totais; STV: sólidos totais voláteis;

Os RSOV que apresentaram maiores valores de pH foram coentro (8,5), couve (8,0) e acelga (7,9). Já os apresentaram os menores valores de pH foram mamão (3,6), a batata (3,7) e a banana (3,8). Levando-se em consideração os 17 tipos de RSOV estudados, verifica-se que o pH variou de 3,7 a 8,5, com valor médio de 5,6 unidades de pH, implicando em certa dificuldade para aplicação destes tipos de resíduos para o processo de digestão anaeróbia, tornando-se imperativa a correção deste valor de pH, em que no caso específico deste estudo, a adição de lodo de esgoto sanitário contribuiu para elevação do pH. Mesmo adicionando-se 20% em peso de lodo de esgoto sanitário à massa de RSOV, o pH não atingiu a magnitude ideal para o processo anaeróbio, fazendo-se necessidade da adição de bicarbonato de sódio.

Com relação às concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), os maiores valores encontrados foram para o repolho (2,38 g.L<sup>-1</sup>), melão português (2,24 g.L<sup>-1</sup>) e mamão (2,10 g.L<sup>-1</sup>), enquanto que a menor concentração encontrada, dentre os RSOV, foi para o chuchu (0,84 g.L<sup>-1</sup>).

A relação C/N dos RSOV estudados variou 5,3 e 63,7; apresentando em média 19,4; o que se situa abaixo da relação recomendada pela literatura, para tanto, a adição de lodo anaeróbio de esgoto sanitário, objetivou, além do acréscimo do pH, também ajustar esta relação, haja vista a necessidade de contribuir com o fornecimento de nutrientes aos microrganismos e favorecer o processo de digestão anaeróbia. Na Tabela 4 são apresentados os dados advindos da caracterização química do lodo anaeróbio de esgoto sanitário utilizado na preparação dos substrato.

**Tabela 4. Dados da caracterização química do lodo utilizado na preparação do substrato.**

Parâmetros	Lodo
Umidade (%)	93,61
ST (g.L <sup>-1</sup> )	63,9
STV (g.L <sup>-1</sup> )	29,62
STF (g.L <sup>-1</sup> )	34,29
COT (g.L <sup>-1</sup> )	16,46
NTK (g.L <sup>-1</sup> )	0,70
N-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> (g.L <sup>-1</sup> )	0,14
DQO <sub>total</sub> (g.L <sup>-1</sup> )	48,48
pH	8,03
AT (g.L <sup>-1</sup> )	7,05
AGV (g.L <sup>-1</sup> )	3,00
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	2,99
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	30,05
Massa Específica (g.L <sup>-1</sup> )	1029,1
P <sub>total</sub> (g.L <sup>-1</sup> )	0,6115
C/N	23,51
C/P	26,91

Na Tabela 4 são apresentados os dados relativos à caracterização das frações semissólidas, correspondente aos substratos utilizados nos reatores.

Ao analisar os dados apresentados na Tabela 4, constata-se que foram preparados substratos contendo concentrações de sólidos totais de 36,2; 48,5 e 59,9 g.L<sup>-1</sup>, obtendo concentrações de DQO de 34,26; 44,56 e 58,57 g.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Tais valores de sólidos totais foram obtidos após estes substratos serem submetidos ao ajuste do teor de umidade com esgoto sanitário, uma vez que a massa de resíduos gerada a partir da mistura dos RSOV (63,8 g.L<sup>-1</sup> de ST) e o lodo (63,9 g.L<sup>-1</sup> de ST) possuiu concentração de sólidos totais superior a desejada, fazendo-se necessário diluí-la para obtenção das concentrações desejadas.

Com relação à concentração de STV, todos os substratos possuíam concentrações superiores a 58% da concentração de sólidos totais, sendo que o substratos com 36,2 g.L<sup>-1</sup> de ST; apresentou 21,29 g.L<sup>-1</sup> de STV, o substrato 48,5 g.L<sup>-1</sup> de ST; 29,83 g.L<sup>-1</sup> de STV e o substrato com 59,9 g.L<sup>-1</sup> de ST; 37,46 g.L<sup>-1</sup> de STV.



**TABELA 4: Dados da caracterização química dos substratos utilizados para alimentação dos reatores.**

PARÂMETROS	SUBSTRATO 1	SUBSTRATO 2	SUBSTRATO 3
Umidade (%)	96,38	95,15	94,01
ST (g.L <sup>-1</sup> )	36,2	48,5	59,9
STV (g.L <sup>-1</sup> )	21,29	29,83	37,46
STF (g.L <sup>-1</sup> )	14,94	18,65	22,43
COT (g.L <sup>-1</sup> )	11,83	16,57	20,81
NTK (g.L <sup>-1</sup> )	0,63	0,91	1,12
N-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> (g.L <sup>-1</sup> )	0,17	0,21	0,25
DQO (g.L <sup>-1</sup> )	34,26	44,56	58,57
pH	6,52	6,33	6,45
AT (g.L <sup>-1</sup> )	8,95	12,45	15,1
AGV (g.L <sup>-1</sup> )	8,45	10,97	14,35
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	4,44	5,81	7,46
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	16,82	18,32	21,76
Massa Específica (g.L <sup>-1</sup> )	1009,6	1010,9	1015,9
P <sub>total</sub> (g.L <sup>-1</sup> )	0,1661	0,2795	0,2890
C/N	18,78	18,21	18,58
C/P	71,24	59,28	72,02

Com relação ao pH, mesmo ao adicionar-se o lodo, com pH 8,03, aos RSOV, com pH em torno 4,15, todos os substratos apresentaram pH em torno de 5,5, o que não favoreceria ao processo de bioestabilização anaeróbio, para tanto, foi adicionado NaHCO<sub>3</sub> para acréscimo deste pH, resultando em valores de pH de 6,52 (substrato com 36,2 g.L<sup>-1</sup> de ST); 6,33 (substrato com 48,5 g.L<sup>-1</sup> de ST) e 6,45 (substratos com 59,9 g.L<sup>-1</sup> de ST).

Quanto às concentrações de NTK, os substratos contendo 36,2; 48,5 e 59,9 g.L<sup>-1</sup> de ST apresentaram magnitudes respectivas de 0,63; 0,91 e 1,12 g.L<sup>-1</sup>, sendo que deste quantitativo 0,17; 0,21 e 0,25 g.L<sup>-1</sup> correspondiam a nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>). Estas concentrações de N-NH<sub>3</sub>, aparentemente, não demonstraram serem tóxicas para a digestão anaeróbia, o fato do pH do substrato estar próximo da neutralidade fazia com que a forma de N-NH<sub>3</sub> que seria predominante fosse a ionizada (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), que é menos tóxica aos microrganismos que a livre (NH<sub>3</sub>).

Quanto à relação C/N, foram obtidos valores de 18,78; 18,21 e 18,58, e para a relação C/P foram obtidos valores de 71,24; 59,28 e 72,02, para os substratos com 36,2; 48,5 e 59,9 g.L<sup>-1</sup> de ST, respectivamente, sendo verificado que tais relações não afetaram a eficiência do processo, apesar de estarem abaixo das condições favoráveis ao processo anaeróbio, que são C/N: 25 e C/P:100.

Na Tabela 5 são apresentados os dados da caracterização química dos substratos parcialmente bioestabilizados descarregados dos reatores.

Ao analisar os dados apresentados na Tabela 5, pode-se determinar o comportamento dos parâmetros analisados dos substratos, e por consequência determinar quais condições foram mais favoráveis ao processo anaeróbio.

Observa-se que em todos os tratamentos, houve decréscimo nos valores de pH, sendo obtido menor valor para o tratamento do substrato com 59,9 g.L<sup>-1</sup> de ST em temperatura ambiente, onde apresentou 5,53 unidades de pH, já o tratamento em que obteve maior valor de pH, dentre os estudados, foi o tratamento utilizando substrato 36,2 g.L<sup>-1</sup> de ST em temperatura de 50°C, obtendo valor de 6,48.

A redução dos valores de pH está associada a ação dos microrganismo acidogênicos que formam ácidos a partir da degradação da matéria orgânica. A geração de ácidos pode vir a afetar a etapa da metanogênese, caso venha a reduzir o pH do meio de forma expressiva, afetando o desenvolvimento da bactérias desta etapa.

A condição de tratamento em que foi obtido maior redução no valor de ácidos graxos voláteis (AGV) foi ao tratar o substrato 36,2 g.L<sup>-1</sup> de ST em temperatura ambiente, constatando concentração de AGV de 4,49 g.L<sup>-1</sup> (46,8% de remoção), enquanto que a condição em que em que obteve menor redução deste parâmetro foi ao tratar o substrato 59,9 g.L<sup>-1</sup> de ST em temperatura ambiente, com valor de 8,82 g.L<sup>-1</sup> (33,1% de remoção).

Segundo Leite et al. (2004) a relação ácidos graxos voláteis por alcalinidade total (AGV/AT), para a digestão anaeróbia, deve se situar em torno de 0,5 para favorecer o estado de equilíbrio dinâmico no reator. Neste estudo, observa-se que as concentrações de AGV só superaram as concentrações de AT para o tratamento com substrato 59,9 g.L<sup>-1</sup> de ST à temperatura ambiente, obtendo relações de AGV/AT de 1,1, e para o tratamento com o mesmo substrato em temperatura de 50°C, com relação de AGV/AT de 1,0. Porém todas as relações obtidas para os reatores superaram a favorável. Sendo que não foi verificado problemas no decorrer do monitoramento.

**Tabela 5. Dados advindos caracterização química dos substratos, parcialmente bioestabilizados, variando-se as concentrações de sólidos totais presentes no substrato e as temperaturas aplicadas aos tratamentos.**

Parâmetros	Substrato( 1) 36,2 g.L <sup>-1</sup> ST	Substrato( 2) 48,5 g.L <sup>-1</sup> ST	Substrato(3) 59,9 g.L <sup>-1</sup> ST
Umidade (%)	97,41	96,29	95,13
ST (g.L <sup>-1</sup> )	25,9	37,1	48,7
STV (g.L <sup>-1</sup> )	12,13	20,27	25,16
STF (g.L <sup>-1</sup> )	13,72	16,84	23,58
COT (g.L <sup>-1</sup> )	6,76	11,26	13,98
NTK (g.L <sup>-1</sup> )	0,45	0,63	0,81
N-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> (g.L <sup>-1</sup> )	0,23	0,33	0,45
DQO (g.L <sup>-1</sup> )	24,51	36,49	48,21
pH	6,27	5,88	5,53
AT (g.L <sup>-1</sup> )	5,56	7,63	8,82
AGV (g.L <sup>-1</sup> )	4,49	7,14	9,60
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	1,72	1,12	0,79
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	2,67	4,00	8,85
P <sub>total</sub> (g.L <sup>-1</sup> )	0,1184	0,1763	0,2146

Levando-se em consideração a concentração de NTK, observa-se que ocorreu redução em todos os substratos, sendo a condição de tratamento que apresentou maior redução de NTK, a temperatura de 40°C ao tratar o substrato 48,5 g.L<sup>-1</sup> de ST, apresentando valor de 0,62 g.L<sup>-1</sup> (eficiência de 32,2% de remoção), já a temperatura de 50°C tratando o substrato 36,2 g.L<sup>-1</sup> de ST removeu a menor quantidade, 0,56 g.L<sup>-1</sup>(eficiência de 10,2% de remoção).

A redução da concentração de NTK ocorre devido as fações de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, durante o processo anaeróbio, serem utilizadas como aceptores de elétrons para degradação da matéria orgânica, fazendo assim com que ocorra o processo de desnitrificação, gerando N<sub>2</sub>, que sairá do reator na forma de biogás, refletindo em redução da concentração de NTK dos substratos.

Constata-se que ocorreu aumento nas concentrações de NH<sub>3</sub> em todos os sistemas, evidenciando a sua formação como um dos produtos da digestão anaeróbia.



Segundo Silva (2009) devido o fato de o substrato ser de origem predominantemente orgânica, e suas hidrólises serem bem sucedida, ocorrerá acréscimo na concentração de nitrogênio amoniacal.

Em termos de DQO, o que se observa é que o aumento da temperatura, afeta de forma negativa o comportamento da degradação da matéria orgânica, obtendo maiores **remoções** para os tratamentos a temperatura ambiente. Quanto à concentração de sólidos totais presentes no substrato, constata-se que o aumento de sua concentração, pode refletir na redução da eficiência de degradação da matéria orgânica, isto possivelmente ocorre devido serem aplicados aos reatores maiores concentrações de matéria orgânica particulada, retardando o processo uma vez que estes materiais ainda deverão ser hidrolisados para, em seguida, serem metabolizados pelos microrganismos.

Dentre todas as condições estudadas, a que apresentou maior remoção de  $DQO_{total}$  foi quando se tratou o substrato  $36,2 \text{ g.L}^{-1}$  de ST a temperatura ambiente, obtendo valor de  $24,51 \text{ g.L}^{-1}$  (remoção de 28,5%), já a menor remoção observada, foi para o tratamento do mesmo substrato, porém em temperatura de  $50^{\circ}\text{C}$ , com valor de  $29,9 \text{ g.L}^{-1}$  (remoção de 12,7%).

De acordo com van Haandel e Marais (1999) a taxa de digestão anaeróbia aumenta com a temperatura até atingir uma faixa ótima de  $30$  a  $37^{\circ}\text{C}$ , tendendo a diminuir para temperaturas até  $42^{\circ}\text{C}$  e retornando a ter uma aceleração da taxa de degradação em uma faixa ótima de  $53$  a  $55^{\circ}\text{C}$ , decaindo novamente para temperaturas além de  $58^{\circ}\text{C}$ .

A aplicação do balanço de massa aos reatores apresentados propicia a avaliação mais sistemática da eficiência de transformação da massa de substrato apresentada nestes.

Na Tabela 6, são apresentados os dados quantitativos de DQO, STV e NTK advindos da aplicação do balanço de massa aos reatores nos diferentes tipos de tratamentos.

**Tabela 6. Balanço de massa dos parâmetros de DQO, STV e NTK aplicados ao reator.**

Tratamentos	DQO <sub>total</sub> (g)			STV (g)			NTK (g)		
	M <sub>ap</sub>	M <sub>ac</sub>	M <sub>tr</sub>	M <sub>ap</sub>	M <sub>ac</sub>	M <sub>tr</sub>	M <sub>ap</sub>	M <sub>ac</sub>	M <sub>tr</sub>
<b>Substrato 1</b>	34,26	24,51	9,75	21,29	12,13	9,16	1,26	0,89	0,37
<b>Substrato 2</b>	44,56	36,49	8,07	29,83	20,27	9,56	1,82	1,27	0,55
<b>Substrato 3</b>	58,57	48,21	10,36	37,46	25,16	12,30	2,24	1,62	0,62

Analisando-se os dados apresentado na Tabela 12, pode-se determinar qual é o efeito da temperatura e da concentração de sólidos totais na biodegradação anaeróbia. Constata-se que para o período de monitoramento de 160 dias, as massas de  $DQO_{total}$ , STV e NTK transformadas em biogás demonstram que dentre as condições estudadas, a mais eficiente foi quando se acondicionou os reatores com substrato apresentando menor concentração de sólidos totais.

De modo geral, foi observado com este estudo que a remoção de DQO foi mais expressiva com a redução da concentração de sólidos totais presentes no substrato, visto que com o aumento desta concentração, possivelmente, serão encontrados maiores concentrações de matéria orgânica particulada presentes no substrato, podendo-se dificultar a assimilação da matéria orgânica pelos microrganismos com o aumento desta concentração.

A constante cinética de decaimento (k) é um dos parâmetros cinéticos utilizados para avaliar. Os valores das constantes obtidas com este estudo são apresentadas na Tabela 7, para os parâmetros de  $DQO_{total}$ , STV e NTK.

**Tabela 7. Constantes de decaimento obtidas para os parâmetro de DQO<sub>total</sub>, STV e NTK.**

Tratamento	DQO <sub>total</sub>	STV	NTK
Substrato 1	0,00209*	0,00352*	0,00215*
Substrato 2	0,00125	0,00241	0,00224
Substrato 3	0,00122	0,00249	0,00202

\*unidade (dia<sup>-1</sup>)

Com a obtenção das constantes de decaimento, podem ser gerados modelos cinéticos para o decaimento dos parâmetros estudados. Os modelos cinéticos de decaimento obtidos neste estudo para os parâmetros de DQO<sub>total</sub>, STV e NTK, são apresentados na Tabela 8.

**TABELA 8: Modelos cinéticos de decaimento para os parâmetro de DQO<sub>total</sub>, STV e NTK.**

Tratamento	DQO <sub>total</sub>	STV	NTK
Substrato 1	$DQO = 34,26 \times e^{-0,00209t}$	$STV = 21,29 \times e^{-0,00352t}$	$NTK = 1,26 \times e^{-0,00215t}$
Substrato 2	$DQO = 44,56 \times e^{-0,00125t}$	$STV = 29,83 \times e^{-0,00221t}$	$NTK = 1,82 \times e^{-0,00224t}$
Substrato 3	$DQO = 58,57 \times e^{-0,00122t}$	$STV = 37,46 \times e^{-0,00249t}$	$NTK = 2,24 \times e^{-0,00202t}$

\*t :tempo (dias)

## CONCLUSOES

Dentre as concentrações de sólidos totais estudada ,a taxa de produção de biogás e de gás metano, foi mais significativa no substrato preparado com menor concentração se sólidos ( 36,2g/L). Para as demais concentrações de sólidos ( 48,5 e 59,9 g.L<sup>-1</sup>), as taxas de produção de biogás e de gás foram inversamente proporcionais as concentrações de sólidos totais.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.
2. CASADO, A. P. B.; BRASILEIRO, G. M. A.; LIMA, A. P. S.; SOARES, F. J. F.; ALMEIDA, L. C.; MENEZES, M. L. J.; **Diagnóstico da Gestão e Análise Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Pirambu/SE**. 3º Simpósio Iberoamericano de Ingeniería de Resíduos, 2º Seminário da Região Nordeste Sobre Resíduos Sólidos. João Pessoa-PB, 2010.
3. DACANAL, M.; **Tratamento de Lixiviado Através de Filtro Aeróbio Associado a Membrana de Microfiltração**. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Materiais, Universidade de Caxias do Sul, 2006.
4. FDEZ.-GÜELFO, L. A.; ÁLVAREZ-GALLEG0, C.; SALES, D.; GARCÍA, L. I. R.; **Determination of Critical and Optimum Conditions for Biomethanization of OFMSW in a Semi-Continuous Stirred Tank Reactor**, Chemical Engineering Journal, 171, p.418-424, 2011.
5. GOLUEKE, C. G.; **Biological Processing: Composting and Hydrolysis Solid Waste Management**. V.N. Reinholds Company, p.225,1977.
6. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico 2008**
7. LEITE, V. D; POVINELLI, J. Emprego do balanço de massa na avaliação do progresso de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos. Anais do 19º congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, Foz do Iguaçu-PR, 1998, V.único, p1.584-1.589.
8. LEITE, V.D; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD. S.; Silva, S. A. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*. **13:190,2009**.
9. RAPOSO, F.; de la RUBIA, M. A.;FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R.; **Anaerobic Digestion of Solid Organic Substrates in Batch Mode: An Overview relating to Methane Yields and Experimental Procedures**, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 16, p.861-877, 2011.

10. TCHOBANOGLOUS, G.T.; THEISEN, H.; VIGIL, S.A.; **Integrated Solid Waste Management.** Engineering principles and management issues. New York: McGraw-Hill, 978p,1993.
11. van HAANDEL. A.; MARAIS, G.; **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicação para Projetos e Operação.** ed.: EPGRAF, Campina Grande, Paraíba, Brasil, 1999.