

Caracterização de lodo anaeróbio produzido em reatores de manta de lodo de baixo tempo de retenção sólidos

Characterization of anaerobic sludge produced on short solid retention time reactor in water treatment

- **Data de entrada:**
05/06/2017
- **Data de aprovação:**
26/02/2018

Ysa Helena Diniz Morais de Luna* | Wilza da Silva Lopes | Jose Tavares De Sousa | Wilton Silva Lopes DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.030>

Resumo

O tratamento do esgoto tem como consequência a produção de lodo biológico. Este trabalho investigou a influência de baixos tempos de retenção de sólidos (TRS) em reatores anaeróbios de manta de lodo nas características do lodo e analisou a eficiência dos reatores. Os reatores apresentaram TRS de 2, 6, 8, 10 e 20 dias, tempo de retenção hidráulico de 4 horas e volume útil de 2 litros. Houve aumento na concentração de nitrogênio, fósforo e de substâncias poliméricas extracelulares (EPS), e diminuição da concentração dos produtos microbianos solúveis (SMP), com o aumento do TRS. Quanto à eficiência, os reatores de TRS 2, 6 e 8 dias apresentaram remoções de DQO solúvel entre 30-40%, enquanto o de TRS de 10 e 20 dias apresentaram 64 e 58% respectivamente. O lodo de excesso dos reatores foi de 1,69 gST/d no reator de TRS de 2 dias, e de 0,30 gST/d no de 20 dias, que por meio de técnicas de tratamento podem vir a ser aproveitados para a produção de biogás e a recuperação de nutrientes.

Palavras-chave: Tratamento anaeróbio. Composição de lodo. Material solúvel. Substâncias poliméricas extracelulares (EPS).

Abstract

Sewage treatment results in the production of biological sludge. This study investigated the influence of low solids retention times (STR) on anaerobic sludge blanket reactors on sludge characteristics and analyzed the efficiency of these reactors. The reactors presented a STR of 2, 6, 8, 10 and 20 days, a hydraulic retention time of 4 hours and a 2-liter volume. There was an increase in the nitrogen, phosphorus and extracellular polymeric substances (EPS) concentrations, and an decreased of the soluble microbial products (SMP) concentrations, with the increase of the STR. As efficiency, reactors at STR of 2, 6 and 8 days showed soluble COD removals between 30-40%, whereas reactors at STR of 10 and 20 days were found to present 64 and 58%, respectively. The excess sludge from the reactors was of 1.69 gST / d for 2 days SRT reactor and 0.30 gST / d for 20 days STR reactor, which by means of treatment techniques can be used for the production of biogas and recovery of nutrients.

Keywords: Anaerobic treatment. Composition of sludge. Soluble material. Extracellular polymeric substances (EPS).

Ysa Helena Diniz Morais de Luna – Engenheira Ambiental pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Mestre em Ciência e Tecnologia pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Wilza da Silva Lopes – Engenheira Sanitária e Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG). Doutoranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Jose Tavares De Sousa – Bacharel em Química (UEPB). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFPB). Doutor em Engenharia Civil (EESC). Professor Doutor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Wilton Silva Lopes – Químico Industrial (UEPB). Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente (UFPB). Doutor em Química (UFPB). Professor Doutor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA). Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

***Endereço para correspondência:** Rua Golfo de San Fernando, nº 210, Intermares, CEP 58102-138, Cabedelo, PB. E-mail: ysa_luna@outlook.com.

1 INTRODUÇÃO

Os lodos gerados no tratamento de esgotos são geralmente classificados conforme a fase do tratamento em que foram originados. Assim, são designados como lodo primário o lodo originado no decantador primário, lodo secundário aquele originado nos processos de conversão biológica de tratamento, e lodo terciário o resultado de um processo terciário (biológico ou químico) de tratamento.

Em 2001, Andreoli e colaboradores citaram que a produção de lodo no Brasil estava estimada entre 150 mil e 220 mil toneladas de matéria seca por ano, mas há uma potencial tendência de ocorrer um incremento substancial na quantidade de lodo a ser disposto na década seguinte. Calculou-se que para a população urbana daquele ano (116 milhões de habitantes), caso o esgoto se fosse integralmente tratado, seria necessária uma produção de 325 mil a 473 mil toneladas de lodo por ano. Na região metropolitana de São Paulo, a produção diária das cinco maiores ETEs foi de cerca de 750 toneladas/dia de lodo (base seca) no ano de 2015 (SABESP, 2017), o que mostra a necessidade de medidas de tratamento e disposição desse material.

Os sistemas de tratamento devem conjugar baixos custos de implantação e operação, simplicidade operacional, índices mínimos de mecanização e sustentabilidade do sistema como um todo, bem como promover a recuperação e a utilização dos subprodutos gerados. Para o tratamento do lodo, a digestão anaeróbia é considerada a opção mais sustentável, devido à opção de destinar o resíduo para fins mais ecológicos (biossólido), e pela possibilidade de obtenção de biogás, além de ter um custo relativamente baixo (RANI et al., 2012).

O processo de digestão anaeróbia, que realiza decomposição biológica da matéria orgânica na ausência de oxigênio livre molecular, apresenta

algumas vantagens, tais como: redução do volume de lodo pela retirada da água, transformação da matéria orgânica altamente putrescível em matéria orgânica relativamente mais inerte, ou em resíduo inorgânico, recuperação de energia na forma de metano, e, finalmente, promove uma condição para disposição adequada segundo as normas vigentes (APPELS et al., 2008; KIM et al., 2003; XU et al., 2014).

A microbiologia da digestão anaeróbia é complexa, envolvendo vários grupos de microrganismos. Quatro processos principais podem ser observados: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, e um equilíbrio ecológico entre os tipos de microrganismos anaeróbios é essencial para a eficiência do sistema de tratamento.

A caracterização do lodo é importante, uma vez que esse resíduo pode ser uma fonte valiosa de materiais como os nutrientes, as proteínas e os carboidratos. Esses componentes de diferentes classes podem ser representados por Produtos Microbianos Solúveis (SMP), que são fracamente ligados às células ou estão dissolvidos; e pelas Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS), que estão fortemente ligadas à célula. Sendo o EPS de maior interesse, uma vez que se acumulam na superfície das células formando uma camada protetora e que também serve de reserva de energia para períodos críticos (LIU et al., 2013). Essa camada é composta em sua maioria por carboidratos e proteínas secretadas por microrganismos, bem como por produtos da lise celular e hidrólise de macromoléculas (SHENG et al., 2010).

Portanto, faz-se necessário conhecer a composição de lodos anaeróbios gerados em reatores de baixo tempo de retenção de sólidos (TRS), uma vez que podem-se buscar alternativas para o aproveitamento dos recursos no lodo, bem como o desempenho desses reatores nessa configuração, pois há uma relativa falta de conhecimento

sobre o tema, uma vez que há possibilidade de utilizar reatores de baixo TRS como “decantadores” que surgem na tentativa de minimizar o volume de lodo a ser tratado, uma vez que é gerada uma menor quantidade de lodo do que nos decantadores primários.

Tais lodos anaeróbios de baixo TRS ainda não estabilizados apresentam grandes quantidades de material orgânico biodegradável, e ainda não foi relatada a avaliação de seus componentes para que, mediante seu tratamento anaeróbio, haja o aproveitamento de seu potencial para produção de biogás e recuperação de nutrientes.

2 OBJETIVOS

Avaliar o desempenho de reatores anaeróbios de manta de lodo de diferentes tempos de retenção

de sólidos (2, 6, 8, 10 e 20 dias), de modo a analisar sua influência na caracterização dos principais constituintes do lodo.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Sistema experimental e operação

Foram monitorados reatores anaeróbio de fluxo ascendente (em escala de bancada), com volume de 2 L, tempo de detenção hidráulico (TDH) de 4 horas, vazão de 12 L/d e tempo de retenção de sólidos (TRS) variando de 2, 6, 8, 10 e 20 dias, os quais foram instalados e operados nas dependências da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), local pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (Campus I – Campina Grande/PB).

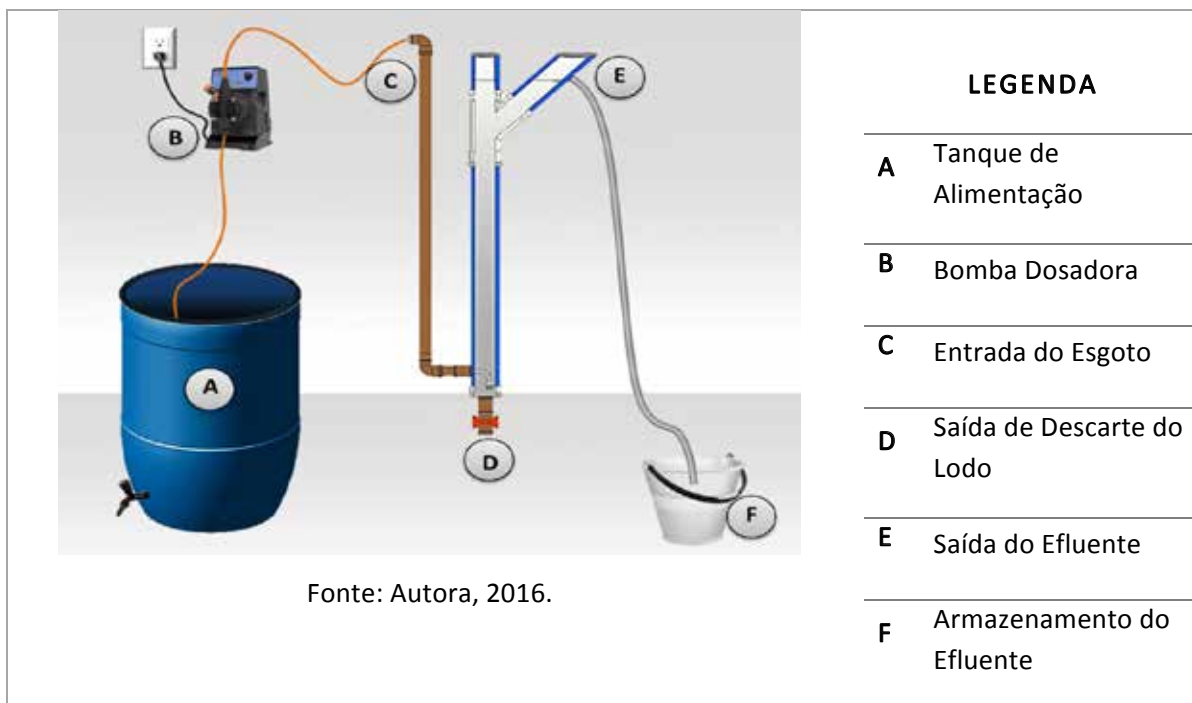


Figura 1. Desenho esquemático do sistema utilizado.

O sistema (Figura 1) foi alimentado diariamente, com esgoto sanitário proveniente do interceptor leste da rede coletora da cidade de Campina Grande, que era conduzido por bombeamento para o tanque de alimentação com homogeneizador mecânico (A), no qual havia limpeza diária com esvaziamento do volume residual do dia anterior e enchimento com esgoto fresco; esse esgoto era direcionado aos reatores através de bombas dosadoras (B) de vazões fixas. O afluente era introduzido nos reatores na parte inferior (C), e de modo ascendente o esgoto entrava em contato com a manta de lodo. A seguir, o efluente era coletado (E) e armazenado (F).

O esgoto sanitário utilizado no experimento apresenta como principais características: pH 7,62, alcalinidade total 454,8 mg CaCO₃/L, ST 1820 mg/L, SSV 360 mg/L, DQO total 764,5 mg/L, DQO solúvel 271,7 mg/L, fósforo total 14,5 mg/L e nitrogênio total Kjeldhal (NTK) 87,8 mg/L.

3.2 Coleta e análises

As coletas e análises dos lodos foram realizadas semanalmente, totalizando 6 coletas para os reatores de TRS de 2, 6 e 8 dias e 5 coletas para os reatores de TRS de 10 e 20 dias. Uma alíquota do volume de descarte se destinava às análises físico-químicas detalhadas na Tabela 1.

O método de descarte consistiu na retirada de todo o conteúdo do reator, seguida da homogeneização do mesmo, ou seja, lodo e sobrenadante (licor misto). Em seguida, efetuou-se a retirada do volume de descarte correspondente ao TRS do reator e o restante do material retornou para o reator. Do montante a ser descartado foi recolhida uma alíquota de 100mL de licor misto da amostra de lodo para realização das análises. O efluente tratado também foi coletado para verificação da eficiência do tratamento.

Tabela 1. Análises realizadas para a caracterização dos lodos anaeróbios estudados.

Análise	Metodologia/referência
Sólidos e suas frações	Sólidos Totais, Fixos e Voláteis em amostras sólidas e Semisólidas (2540 G) APHA (2012)
DQO total e solúvel	Refluxação Fechada, (5520 C) APHA (2012)
Nitrogênio total	Método Macro Kjeldahl, 4500-Norg B APHA (2012)
Fósforo total	Método do Ácido Ascórbico, 4500 – P E APHA (2012)
Alcalinidade	Método da Titulação, 2320 B APHA (2012)
pH	APHA (2012)
Carboidratos	Dubois et al. (1956)
Proteínas	Lowry (mod. by Frølund et al. (1996)).
AGV	Kaap (1984) apud Mota et al. 2015
EPS	Li e Yang (2007).

3.3 Preparação das amostras de lodo

Para as análises de sólidos e suas frações, DQO total (DQOT), Fósforo total e Nitrogênio total (NTK) utilizou-se a amostra de licor misto composta por

lodo in natura coletada e utilizada diretamente. Nas análises de pH, ácidos graxos voláteis (AGV) e alcalinidade total (AT) foi utilizado o sobrenadante após centrifugação (3500 rpm por 15 minutos) da amostra de licor misto. Para as análises de DQO

solúvel (DQOS), proteínas e carboidratos solúveis, utilizou-se o sobrenadante centrifugado filtrado em membrana de fibra vidro (GF-2, diâmetro 47 mm) de poro de 0,45 µm. Foram realizadas diluições quando necessário.

A nomenclatura das amostras representa o valor do TRS aplicado, ficando assim chamados de R2, R6, R8, R10 e R20 os reatores com TRS de 2, 6, 8, 10 e 20 dias.

4 RESULTADOS

4.1 Caracterização dos Lodos Anaeróbios.

O pH apresentou valores médios de $7,50 \pm 0,14$ e $8,06 \pm 0,08$, mínimo e máximo respectivamente nos reatores R2 e R10. Os valores de pH observados encontram-se dentro dos valores citados como condições ótimas para a digestão anaeróbia, sendo na faixa de pH 6,6 a 8,0 (CHERNICHARO, 2007), mostrando, dessa forma, que os reatores estudados apresentaram uma faixa de pH adequada para que o processo anaeróbio ocorresse de maneira adequada e estável.

No presente estudo observou-se nos lodos do R6 e R8 valores mais elevados de AGV, $109,75 \pm 53$ e $103,76 \pm 23$ mgHÁc/L-1 respectivamente, e os

demais reatores apresentaram valores na faixa de $44,77 \pm 19,0$ a $61,40 \pm 22,0$ mgHÁc/L-1, corroborando com Bouzas et al. (2007), que obtiveram dados de produções máximas de AGV em um TRS entre 6 e 8 dias.

Quanto aos valores de alcalinidade, os lodos dos reatores apresentaram concentrações médias que variaram de $380,67 \pm 219,00$ a $563,80 \pm 116,17$ mgCaCO₃/L, no R20 e R6 respectivamente, mostrando uma suave diminuição após o R8.

Os valores de sólidos totais e suspenso dos lodos apresentaram uma tendência de crescimento do R2 ao R8, com concentrações de sólidos totais que variaram de $13,53 \pm 2,54$ g/L no R2 e de $22,68 \pm 1,57$ g/L no R8. No R10 e R20, esses valores se mostraram bastante semelhantes, $20,54 \pm 1,75$ g/L e $20,69 \pm 1,56$ g/L. Observou-se que a fração volátil representava a maior parte do lodo, alcançando uma média de 70% dos sólidos totais. Esse valor é considerado adequado para lodos de tratamento de esgoto.

A Tabela 2 apresenta os valores médios para DQO total e solúvel, NTK e fósforo total e a Tabela 3 apresenta os valores percentuais de nitrogênio e fósforo em função dos sólidos totais.

Tabela 2. Valores médios e desvios padrão de Nitrogênio (NTK), Fósforo total, DQO_T e DQO_S.

	NTK (g/kg ST)	Fósforo total (g/kg ST)	DQO _T (g O ₂ /L)	DQO _S (mg O ₂ /L)
R2	41,1 ± 1,8	12,6 ± 2,2	20,5 ± 4,1	309,4 ± 70,6
R6	42,4 ± 2,4	12,2 ± 0,7	17,9 ± 8,2	312,0 ± 133,3
R8	46,2 ± 2,9	11,9 ± 1,7	33,1 ± 3,0	247,8 ± 109,5
R10	54,0 ± 1,8	19,3 ± 4,7	25,5 ± 1,5	171,5 ± 70,9
R20	52,6 ± 1,9	16,0 ± 3,6	27,2 ± 2,7	132,1 ± 70,3

Tabela 3. Relações NTK/ST e Fósforo/ST.

	R2	R6	R8	R10	R20
N/ST (%)	4,1%	5,5%	4,6%	5,4%	5,3%
P/ST (%)	1,2%	1,1%	1,2%	1,7%	1,6%

N – Nitrogênio Total Kjeldahl; ST- Sólidos Totais; P- Fósforo total.

Os valores médios das concentrações de fósforo e NTK (Tabela 2) mostram que as concentrações de NTK variaram de 38,38 a 54,49 g/kg ST. Quanto ao fósforo, os valores médios variaram de 11,22 a 19,31 g/kg ST. É relevante observar que tanto as concentrações de nitrogênio como as de fósforo tendem a aumentar com o aumento do TRS. Isso se explica devido à assimilação do nitrogênio e do fósforo presentes no esgoto, causada pelo anabolismo da biomassa de lodo que cresce dentro dos reatores e pela assimilação de compostos nitrogenados e fosforados pela camada de EPS formada nos flocos de lodo.

Segundo Metcalf e Eddy (2016), os valores percentuais de nitrogênio com relação aos sólidos totais (N,%-ST) para lodos secundários devem aparecer na faixa de 2,4% a 5%. Para o fósforo, a relação fósforo e sólidos totais (P,%-ST) deve aparecer dentro de uma faixa de 2,8 a 11,0%. As relações obtidas observadas na Tabela 3 demonstraram que para todos os lodos a relação do nitrogênio com os ST apresentou valores dentro da faixa. No entanto, foram observados valores muito baixos para a relação fósforo e ST, na qual todos os lodos estudados se apresentaram na faixa de lodo primário citada por Metcalf e Eddy (2016), 0,8% a 2,8 %. Isso pode ser justificado devido ao baixo TRS dos reatores anaeróbios, uma vez que não se realiza todo o processo de digestão anaeróbia pelo processo sintrófico das bactérias.

Quanto aos valores de DQO, observa-se na Tabela 2 que houve um crescimento nos valores de DQO_T até o R8, e em seguida uma sutil diminuição, seguindo uma tendência de aumento com o aumento do TRS. Esse comportamento se assemelha ao comportamento observado pelas frações voláteis dos sólidos, e isso pode ser justificado uma vez que existe uma relação entre os valores de SSV da biomassa e a DQO_T .

A porção solúvel apresentou um decréscimo nas concentrações de DQO_S , sendo o valor médio da maior concentração de $0,178 \pm 0,03 \text{ gO}_2\text{L}^{-1}$ encontrada no R8, e a mais baixa no R10 com valor de $0,098 \pm 0,03 \text{ gO}_2\text{L}^{-1}$. A DQO_S dos efluentes observada na Tabela 2 demonstra que em TRS de 2 a 6 dias há a liberação de material solúvel correspondendo à característica acidogênica da etapa da digestão anaeróbica. Em TRS maiores que 6, pode-se observar valores menores da DQO_S pois começa a ocorrer um consumo bastante elevado da DQO_S , uma vez que as metanogênicas surgem no consórcio microbiano. Essa ideia corrobora o afirmado por Miron et al. (2000), sendo esses os reatores onde a digestão anaeróbia passa a ocorrer de forma completa, convertendo os compostos solúveis em metano.

Com relação às EPS e ao SMP, foram analisados em termos de proteínas e carboidratos, sendo estes os principais componentes do lodo (SHENG et al., 2010). Li e Yang (2007) completam essa infor-

mação citando que tanto no EPS como no SMP as proteínas apresentaram-se em maior quantidade, e os carboidratos em menor quantidade. No presente estudo, as concentrações de proteínas foram maiores que as de carboidratos (Figura 2), corroborando os autores citados.

Nesse estudo de caracterização dos lodos anaeróbios provenientes de reatores com baixo TRS, os maiores valores médios para proteínas e carboidratos foram encontrados no R2, sendo 5,88 e 1,56 g/kgST, e os menores valores médios no R20, sendo 0,76 e 0,25 g/kgST. Observa-se que a concentração do material solúvel diminui significativamente com o aumento do TRS, corroborando Li e Yang (2007), e isso pode ser justificado uma vez

que, no processo de tratamento, os microrganismos vão assimilando o material solúvel que está presente na fração líquida, formando assim os agregados das células, ajudando na formação da estrutura do floco do lodo.

Segundo Barker e Stuckey (1999), a produção de SMP tende a diminuir com o aumento do TRS para um mínimo, e então tende a aumentar novamente, indicando a existência de um TRS ótimo para minimizar a produção de SMP, que para sistemas anaeróbicos é de aproximadamente TRS de 25 dias. Sendo assim, no presente trabalho, o valor mínimo ocorreu no TRS de 20 dias, seguindo o mesmo comportamento entre a influência do TRS e a concentração de SMP do referido autor.

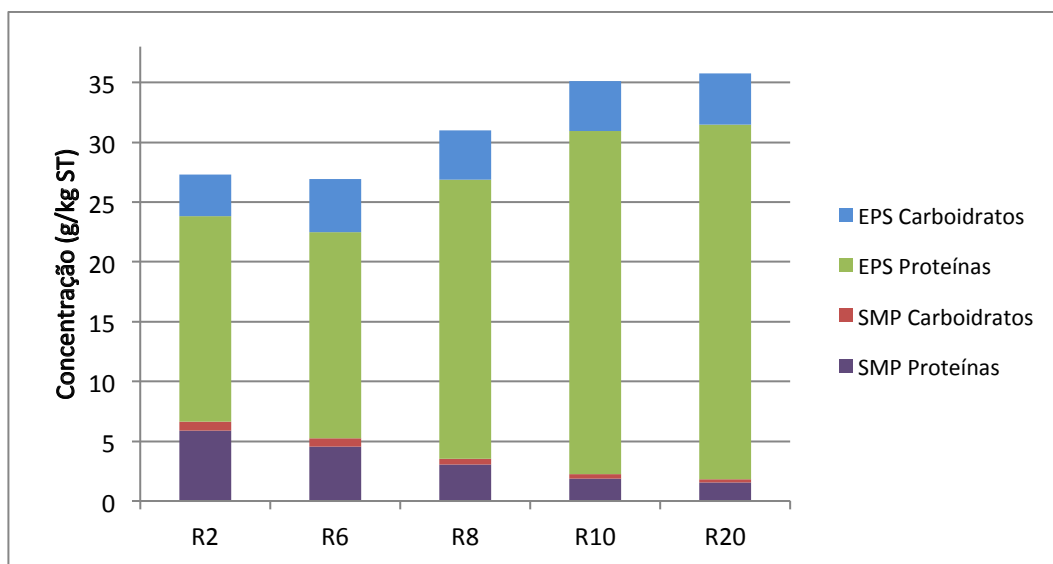


Figura 2. Distribuição de Carboidratos e Proteínas em EPS e SMP.

Segundo Barker e Stuckey (1999), a produção de SMP tende a diminuir com o aumento do TRS para um mínimo, e então tende a aumentar novamente, indicando a existência de um TRS ótimo para minimizar a produção de SMP, que para sistemas anaeróbicos é de aproximadamente TRS de 25 dias. Sendo assim, no presente trabalho, o valor mínimo ocorreu no TRS de 20 dias, seguindo o mesmo comportamento entre a influência do TRS e a concentração de SMP do referido autor.

No que se refere à concentração de EPS, observou-se também uma concentração de proteínas predominante em relação à de carboidratos. Os valores de proteínas máximos e mínimos foram de 17,16 e 29,65 g/kgST no R2 e R20 respectivamente, mostrando uma tendência de aumento da concentração ao longo do TRS. Para os valores máximos de carboidratos no EPS, foi de 4,41 e 3,5 g/kgST nos reatores R6 e R2 respectivamente, apresentando valores muito próximos entre si e sem mostrar grandes variações com o TRS, conforme encontrado no estudo de Li e Yang (2007).

A dinâmica do SMP e EPS no reator é fundamental para o bom funcionamento do sistema. Luna

et al. (2014) mostraram que a diminuição do SMP ocorre uma vez que o consumo de SMP pelos microrganismos é maior do que a produção, isso porque utilizam esse material como fonte de carbono; enquanto o EPS tem como principal função a adesão celular, criando a matriz para formação dos grânulos.

Sendo assim, observa-se que o aumento do TRS promoveu a diminuição do SMP, uma vez que esse consumo favorece a formação de aglomerados, aumentando os níveis de EPS, representando elevada atividade biológica, que permite melhor remoção de DQO.

4.2 Eficiência de remoção reatores anaeróbios de manta de lodo de fluxo ascendente

O desempenho dos reatores anaeróbios de manta de lodo de fluxo ascendente foi avaliado a partir da remoção de DQO solúvel. De acordo com a Figura 3, a eficiência de remoção encontrada nos reatores com TRS de 2 a 8 dias é baixa, situando-se entre 30-40%, e alcançando valores maiores nos reatores 10 e 20 dias apresentando remoções de 64 e 58%.

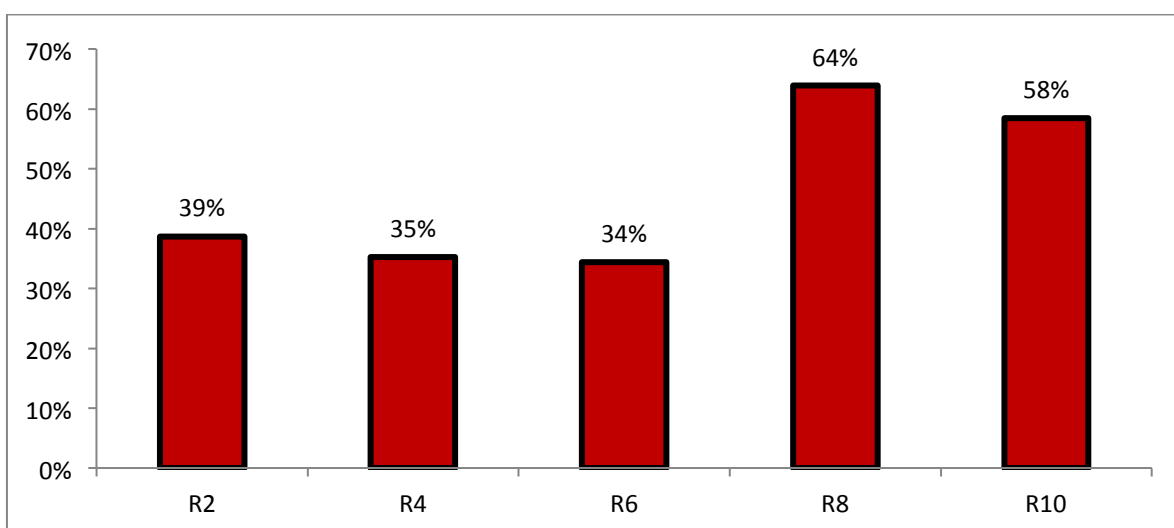


Figura 3. Valores remoção da DQO solúvel por reator.

Santiago-Díaz e Salazar-Peláez (2017), utilizando um sistema de tanque séptico e UASB com dois compartimentos, obtiveram uma remoção de DQO solúvel de 54,8% e DQO total de 75,2%. Al-Shayah e Mahmoud (2008) encontraram um percentual de 56% na DQO em um sistema tanque séptico UASB com único compartimento.

Observando esses valores, percebe-se que os reatores anaeróbios de manta de lodo de fluxo ascendente de baixos TRS apresentaram no R10 e R20 desempenho dentro dos valores encontrados na literatura. Quanto ao R2, R6 e R8, eles apresentaram percentuais de remoção de DQO solúvel abaixo. Segundo Van Hannandel et al. (2015), a idade de lodo ou TRS do reator é um parâmetro fundamental no tratamento; quanto menor for o TRS, maiores serão as concentrações de DQO no efluente e menor será a fração digerida no lodo.

Luna et al. (2014) relataram que a maior atividade biológica, bem como níveis mais altos de remoção de DQO, foram encontrados quando ocorreram níveis mais elevados de EPS no reator. O presente estudo também apresentou as maiores remoções de DQO nos reatores que apresentaram maiores concentrações de EPS no lodo, os quais R10 e R20.

A Tabela 4 apresenta os valores médios de sólidos totais de entrada e que são gerados diariamente nos reatores e compõem os lodos em cada reator anaeróbio estudado.

Tabela 4. Valores médios de entrada e produção de lodo nos reatores.

Reatores	Entrada Esgoto (g/d)	Saída Lodo (g/d)
R2	21,84	3,38
R6		3,85
R8		5,67
R10		5,87
R20		5,91

Com base nos valores da Tabela 4 percebe-se o aumento de sólidos totais em função do aumento

do TRS, ou seja, quanto maior o TRS, maior será a quantidade de lodo (sólidos) gerado. Ressalta-se que os dados apresentados referem-se à massa de sólidos gerada nos reatores, mas parte desse lodo vem a ser retirada diariamente dos reatores como descarte (chamado lodo de excesso), os quais 1,69 g, 0,64 g, 0,71 g, 0,59 g e 0,30 g para o R2, R6, R8, R10 e R20, respectivamente.

Salienta-se que o baixo TRS não permite a realização da digestão anaeróbia completa, fazendo com que esse lodo não esteja tão estabilizado quanto os gerados nos tratamentos onde há digestão anaeróbia completa. Assim, técnicas podem ser utilizadas para o tratamento e o aproveitamento do lodo, buscando associar a estabilização do lodo à produção de energia e à recuperação de nutrientes.

5 CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

A partir do estudo do lodo anaeróbio em diferentes TRS, foi possível observar que o pH e a alcalinidade não apresentaram alterações bruscas e promoveram condições ótimas para o desenvolvimento de todo o consórcio microbiológico necessário para efetuar a digestão anaeróbia. Com isso houve o crescimento da microbiota, representado pelo aumento valores de SSV ao longo do TRS.

Observando os valores presentes nos lodos percebeu-se que o material solúvel (proteínas e carboidratos) diminuiu com o aumento do TRS, pois se formaram agregados de células que utilizaram o material solúvel, indicando o início da fase metanogênica nos lodos de TRS mais elevados. Por outro lado, o nitrogênio e o fósforo no lodo aumentaram com TRS, fato que se deve ao acúmulo de matéria orgânica (microrganismos) no lodo e ao aumento de materiais aderidos à camada de EPS.

A DQO total nos lodos anaeróbios seguiu uma tendência de aumento de sua concentração com o aumento do TRS; no entanto, o R8 apresentou maiores concentrações. Na DQO solúvel, entretanto, foi observado o decréscimo com o aumento do TRS, fato explicado pelas condições acidogênicas nos lodos R2, R6 e R8 e pelo consumo dos materiais solúveis no R10 e R20, prevalecendo condições metanogênicas.

As frações de matéria orgânica analisadas demonstraram que os lodos anaeróbios apresentam uma quantidade baixa de SMP e elevadas quantidades de EPS em TRS mais elevados. Logo, pode-se dizer que há maior quantidade de material biodegradável em lodos de TRS mais elevados.

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente de baixo TRS deste estudo promoveram remoção de DQO solúvel de até 68%. Também proporcionaram um volume de lodo menor que aqueles gerados nos decantadores primários; isso porque o volume de lodo descartados nesse sistema é inferior, variando de 1,69 a 0,30 g/d. Apesar de os lodos não estarem estabilizados, há possibilidade de buscar técnicas para tratamento do lodo aplicando a digestão anaeróbia com potencial para produção de biogás e a recuperação dos nutrientes presente nos lodos.

6 AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio à presente pesquisa dado pela CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pelo CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) e pela FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos), na concessão de suporte financeiro para as atividades realizadas.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AL-SHAYAH, M.; MAHMOUD, N. Start-up of an UASB-septic tank for community on-site treatment of strong domestic sewage. **Bioresource Technology**, vol. 99, p. 7758–7766, 2008.
- ANDREOLI, C. V. (Org.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro : RiMa, FINEP/PROSAB, ABES, p. 282, 2001.
- APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington, p. 1360, 2012.
- APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGREVE, J.; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion os waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**. Vol.34. p.755-781. 2008.
- BARKER, D. J.; STUCKEY, D. C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. **Water Research**, vol. 33, n°. 14, p. 3063–3082, 1999.
- BOUZAS, A.; RIBES, J.; FERRER, J.; SECO, A. Fermentation and elutriation of primary sludge: Effect of SRT on process performance. **Water Research** vol. 41. p.747-756. 2007.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment Series**. Volume 4: Anaerobic Treatment. IWA Publishing, London, UK, p. 176, 2007.
- DUBOIS, M.; GILLES, K.A.; HAMILTON, J.K.; REBERS, P.A.; SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, n. 28, p. 350-356, 1956.
- FRØLUND, B.; PALMGREN, R.; KEIDING, K.; NIELSEN P. H.; Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin. **Water Research**, vol. 30, n° 8, p.1749-1758, 1996.
- KIM, J.; PARK,C.; KIM, T.; LEE, M.;KIM, S; KIM, S-W.; LEE, J. Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. Vol 95, n.3, p.271-275. 2003.
- LI, X. Y.; YANG, S. F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge. **Water Research**, Vol 41, p. 1022-1030, 2007.
- LIU, X.; DONG, B.; DAI, X. Hydrolysis and acidification of dewatered sludge under mesophilic, thermophilic and extreme thermophilic conditions: Effect of pH. **Bioresource Technology**, n. 148, p.461-466, 2013.
- METCALF & EDDY. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de recursos**. 5ª edição - Porto Alegre: AMGH, 1980 p., 2016.

MIRON, Y.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J. B.; LETTINGA, G. The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in cstr systems. **Water Research**, vol. 34, n. 5, p. 1705–1713, 2000.

MOTA, V. T.; SANTOS, S. F.; ARAÚJO, T. A.; AMARAL, M. C. S. Evaluation of titration methods for volatile fatty acids measurement: effect of the bicarbonate interference and feasibility for the monitoring of anaerobic reactors. **Water Practice & Technology**, vol 10, n. 3, p. 485-495, 2015.

LOWRY, O.; ROSEBROUGH, N.; FARR, A.; RANDALL, R. Protein measurement with the folin phenol reagent. **J. Biol. Chem.** 193, P.265–275, 1951.

LUNA, H.J.; BAÊTA, B.E.L.; AQUINO, S.F.; RODRÍGUEZ SUSAS, M.S. EPS and SMP dynamics at different heights of a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR). **Process Biochemistry**, vol. 49, p. 2241–2248, 2014.

RANI, R.U.; KALIAPPAN, S.; KUMAR, S.A.; BANU, J.R. Combined treatment of alkaline and disperser for improving solubilization and anaerobic biodegradability of dairy waste activated sludge. **Bioresource Technology**, n. 126, p. 107-116, 2012.

SABESP. **Destinação Final de Lodos de ETAs e ETEs**, 2015. Disponível em: <<https://www.tratamentodeagua.com.br/artigo/destinacao-final-de-lodos-de-et-as-e-et-es/>>. Acesso em: 05 de out. 2017.

SANTIAGO-DÍAZ, A. L and SALAZAR-PELÁEZ, M. L. Start-up phase of a UASB-septic tank used for high strength municipal wastewater treatment in Mexico. **Water Practice & Technology**, vol.12, nº. 2, p. 287-294, 2017.

SHENG, G.P.; YU, H. Q.; LI X. Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review. **Biotechnology Advances**, vol 28, p. 882-894, 2010.

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. L.; CHAVES, S. R. M.; COSTA, J. W. N. Influência do projeto do separador de fases no desempenho do reator UASB no tratamento de águas residuais municipais. **Revista DAE**, v. 63, p. 69-80, 2015.

XU, J.; YUAN, H.; LIN, J.; YUAN, W. Evaluation of thermal, thermal-alkaline, alkaline and electrochemical pretreatments on sludge to enhance anaerobic biogas production. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 45, p. 2531–2536, 2014.