UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO CENTRO TECNOLÓGICO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL MESTRADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Larissa Miranda Louzada

INFLUÊNCIA DA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE BIOMASSA MIXOTRÓFICA NO DESAGUAMENTO DO LODO DE DESCARTE DE UM UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

INFLUÊNCIA DA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE BIOMASSA MIXOTRÓFICA NO DESAGUAMENTO DO LODO DE DESCARTE DE UM UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

Larissa Miranda Louzada

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. D. Ing. Ricardo Franci Gonçalves.

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP) (Biblioteca Setorial Tecnológica, Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

Louzada, Larissa Miranda, 1993-

L895i Influência da codigestão anaeróbia de biomassa mixotrófica no desaguamento do lodo de descarte de um UASB tratando esgoto sanitário / Larissa Miranda Louzada. – 2018. 90 f. : il.

> Orientador: Ricardo Franci Gonçalves. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

 Digestão anaeróbia. 2. Microalga. 3. Lodo residual.
Águas residuais – Eliminação. 5. Reator UASB. I. Gonçalves, Ricardo Franci. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO CENTRO TECNOLÓGICO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Influência da Codigestão Anaeróbia de Biomassa Algácea no Desaguamento do Lodo de Descarte de um UASB Tratando Esgoto Sanitário

Larissa Miranda Louzada

Banca Examinadora:

cor

Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves Orientador / PPGEA/CT/UFES

Prof. Dr. Sérvio Túlio Alves Cassini Examinador Interno - PPGEA/CT/UFES

Prof. Dr. Neyson Martins Mendonça Examinador Externo – ITEC/UFPA

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

Vitória-ES, 2 de março 2018.

Av. Fernando Ferrari, 514 Campus Universitário, Golabeiras - Vitória - ES - CEP 29075-910 - Tel. (27) 3335 2324 - Ramal *9510.

"Seja a heroína da sua própria jornada." Elizabeth Gilbert

AGRADECIMENTOS

O período de mestrado costuma ser um momento de muito aprendizado. Precisamos lidar com incertezas, dificuldades e frustrações e isso, sem dúvidas, nos torna mais maduros profissional e pessoalmente. Mas em meio à tanta pressão e ao caos que ronda nosso psicológico, aprendemos a nos regojizar com cada pequena conquista e valorizar as amizades e o trabalho em grupo. Finalizo esta etapa sabendo que não cheguei ao topo da escada, mas que não estou mais no degrau de onde comecei.

Direciono à Deus meus primeiros agradecimentos. Ele nunca me faltou. Me capacita, me guarda, me direciona e sempre foi assim desde o dia que nasci. Também agradeço aos anjos que Ele me enviou na Terra, meu pai e minha mãe, que sempre fizeram de tudo para me preparar para a vida e para que eu corresse atrás dos meus sonhos.

Também sou grata ao Bruno, meu marido, que abraçou meus sonhos e fez destes os seus próprios. Está sempre a me apoiar como mulher e como profissional e acredita no meu potencial. Ainda, não deixaria de citar minha pequena irmã que me enxerga maior do que realmente sou e me faz querer ser cada vez melhor para fazer jus às suas expectativas.

Alguns pesquisadores fizeram parte desse momento onde pudemos trocar experiências e aprender um com o outro. Entre eles o meu orientador Ricardo Franci Gonçalves a quem sou grata pela oportunidade e ensinamentos, a professora Raquel Borges Machado por se fazer um exemplo de profissional competente e humana a quem tomo como exemplo, e colegas do Núcleo Água com quem pude dividir as conquistas e frustrações ao longo do caminho. Gostaria de deixar um agradecimento especial à Tatiana, Nattália, Caio e Maria. Enfrentamos um grande desafio ao dar o start-up, operar e monitorar uma ETE e tenho orgulho de ter feito parte desta competente equipe. Chegamos onde chegamos porque fomos capazes de dar tudo de nós.

Outros profissionais que foram imprescindíveis à execução deste trabalho foram os funcionários da Cesan e da Vila Velha Ambiental à quem sou grata por todo apoio técnico prestado.

Por fim, sou grata à CAPES e à FINEP pelo financiamento ao longo deste projeto e aos demais que não citei neste texto, mas que ajudaram a escrever esta parte da minha história. Meu muito obrigada!

RESUMO

Este trabalho teve por finalidade avaliar a influência da codigestão de biomassa mixotrófica na aptidão ao desaguamento do lodo de descarte de um UASB tratando esgoto sanitário. A codigestão anaeróbia de esgoto e uma segunda fonte carbonácea tem sido estudada visando fortalecer as vantagens da associação de sistemas de tratamento. Entretanto, apesar da relevância das etapas de processamento do lodo no que diz respeito às questões econômicas e ambientais de uma ETE, estudos sobre a influência dessa técnica sobre a desidratabilidade do lodo produzido são escassos. Nesta pesquisa, um reator UASB em escala piloto foi operado e monitorado ao longo de duas etapas. Na Etapa 1 observou-se dados inerentes à produção de lodo, promoveu-se ensaios de desaguamento natural em um DEV e realizou-se a caracterização física, química e biológica das amostras de lodo do UASB tratando esgoto sanitário à uma vazão de 0,12L/s e carga orgânica aplicada de 4,3 kgDQO/dia. Na Etapa 2 a mesma metodologia foi aplicada sobre o reator codigerindo esgoto sanitário e biomassa mixotrófica obtida pela via físico-química sem processamento prévio de hidrólise. Nesta etapa a vazão foi de 0,13L/s e a carga orgânica aplicada foi de 3,7 kgDQO/dia. A produção de lodo de 0,4 kgST/dia e 0,2 kgSV/dia na Fase 1 e de 0,3 kgST/dia e 0,2 kgSV/dia na Fase 2. A idade de lodo reduziu de 108 dias para 98 dias e a quantidade de água livre das amostras reduziu de 83% para 72%. Os melhores resultados do ensaio de desaguamento em DEV indicam 80% de redução do volume inicial para a Etapa 1 e 56% do mesmo parâmetro para a Etapa 2. Os dados sugerem que a codigestão realizada conforme a metodologia desta pesquisa trouxe prejuízos ao desaguamento do lodo por métodos não mecanizados e apontaram um comportamento anormal da manta de lodo devido à baixa densidade da biomassa mixotrófica, fazendo com que este sofra um arraste devido à velocidade ascensional. Não foram observadas alterações quanto à caracterização físico-química das amostras, entretanto, houve um aumento da quantidade de EPS no reator durante a Etapa 2. Os dados de AME mostraram não haver qualquer efeito inibitório causado pela alimentação do reator com lodo algáceo.

Palavras-chave: Codigestão anaeróbia, Microalgas, Lodo anaeróbio, Desaguamento.

ABSTRACT

The aim of this research was to evaluate the influence of the codigestion of mixotrofic biomass on the ability to dewatering sludge from a UASB treating sewage. The anaerobic codigestion of sewage and a second carbonaceous source have been studied aiming to fortify the advantages of combining treatment systems. However, despite the relevance of the sludge processing stages in relation to the economic and environmental issues of a WWTP, studies about the influence of this technique on the dewatering of the sludge produced are scarce. In this work, a pilot scale UASB reactor was operated and monitored over two stages. In Step 1, data on sludge production were observed, natural dewatering tests were carried out in an apparatus and the physical, chemical and biological characterization of the sludge samples was performed by UASB treating sanitary sewage at a flow rate of 0.12 L/s organic load rate of 4.3 kgCOD/d. In Step 2 the same methodology was applied on the reactor treating sewage and mixotrofic biomass obtained by the physical-chemical pathway without previous hydrolysis processing. At this stage the flow rate was 0.13 L/s and the organic load rate was 3.7 kgCOD/d. Sludge production was 0.4 kgTS/d and 0.2 kgVS/d in Phase 1 and 0.3 kgTS/d and 0.2 kgVS/d in Phase 2. The sludge age was reduced from 108 days to 98 days and the amount of free water in the samples reduced from 83% to 72%. The best results of the dewatering test indicate 80% reduction of initial volume for Step 1 and 56% of the same parameter for Step 2. The data suggest that the codigestion performed according to the methodology of this research has resulted in damage to the sludge dewatering by non-mechanized methods and pointed out an abnormal behavior of the sludge blanket due to the low density of the mixotrofic biomass, causing it to suffer a drag due to the ascensional velocity. No changes were observed in the physical-chemical characterization of the samples, however, there was an increase in the amount of EPS in the reactor during Step 2. The AME data showed that there was no inhibitory effect caused by the reactor feed with algae sludge.

Keywords: Anaerobic codigestion, Microalgae, Anaerobic sludge, Dewatering.

| LI | STA | ۱C | DE F | FIGURAS | ¢ |
|----|-------|-----|------|---|----|
| LI | STA | ۲C | DE 1 | ABELAS xii | ii |
| 1 | 11 | NT | RO | DUÇÃO14 | 4 |
| 2 | С |)B | JET | TVOS | 6 |
| | 2.1 | | OB | JETIVO GERAL | 6 |
| | 2.2 | | OB | JETIVOS ESPECÍFICOS10 | 6 |
| 3 | R | RΕ | VIS | ÃO BIBLIOGRÁFICA17 | 7 |
| | 3.1 | | PR | ODUÇÃO DE LODO EM SISTEMAS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO |) |
| | DE | Á | GUA | AS RESIDUÁRIAS17 | 7 |
| | 3 | 5.1 | .1 | O lodo do Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente18 | 8 |
| | 3 | 5.1 | .2 | A biomassa mixotrófica do fotobiorreator20 | 0 |
| | 3.2 | | ΑC | ODIGESTÃO DA BIOMASSA MIXOTRÓFICA NO REATOR ANAERÓBIC | C |
| | DE | Fl | LUX | O ASCENDENTE | 1 |
| | 3.3 | | TR | ATAMENTO DO LODO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUAS | S |
| | RE | SII | DUÁ | ÁRIAS22 | 2 |
| | 3.4 | | DIS | STRIBUIÇÃO DAS FRAÇÕES DE ÁGUA PRESENTES NO LODO24 | 4 |
| | 3.5 | | AV | ALIAÇÃO DA APTIDÃO DO LODO AO DESAGUAMENTO27 | 7 |
| | 3.6 | | O F | PROCESSO DE DRENAGEM DA ÁGUA LIVRE | 0 |
| 4 | А | B | ORI | DAGEM METODOLÓGICA3 | 3 |
| | 4.1 | | ÁR | EA DE ESTUDO | 3 |
| | 4.2 | | DE | SCRIÇÃO DAS ETAPAS DE TRABALHO | 6 |
| | 4.3 | | OP | ERAÇÃO E MONITORAMENTO DO REATOR QUANTO AO DESCARTE | Ξ |
| | DE | LC | DDC | D | 8 |
| | 4.4 | | СО | LETA DE LODO PARA OS ENSAIOS DE DESAGUAMENTO | 8 |
| | 4.5 | | QU | ANTIFICAÇÃO DA MASSA DE LODO | 9 |
| | 4.6 | | DE | TERMINAÇÃO DAS FRAÇÕES DE ÁGUA PRESENTES NO LODO40 | 0 |
| | 4.7 | | DE | TERMINAÇÃO DA APTIDÃO DO LODO AO DESAGUAMENTO4 [.] | 1 |
| | 4.7.1 | | .1 | Tempo de Sucção Capilar (TSC)42 | 2 |
| | 4 | .7 | .2 | Resistência Específica à Filtração (REF)43 | 3 |
| | 4.8 | | ΕN | SAIO DE DESAGUAMENTO DA ÁGUA LIVRE44 | 4 |
| | 4.9 | | CA | RACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE LODO46 | 6 |
| | 4 | .9 | .1 | Físico-química | 6 |

SUMÁRIO

| | 4.9 | 9.2 | Bioquímica | 46 |
|---|------|-----|--|----|
| | 4.10 | Т | RATAMENTO ESTATÍSTICO | 49 |
| 5 | RE | SUL | _TADOS E DISCUSSÃO | 50 |
| | 5.1 | QU | IANTIFICAÇÃO DA MASSA DE LODO | 50 |
| | 5.2 | DE | TERMINAÇÃO DAS FRAÇÕES DE ÁGUA | 53 |
| | 5.3 | DE | TERMINAÇÃO DOS ÍNDICES DE DESAGUAMENTO | 54 |
| | 5.3 | 8.1 | Tempo de Sucção Capilar (TSC) | 54 |
| | 5.3 | 3.2 | Resistência específica à filtração (REF) | 56 |
| | 5.3 | 3.3 | Correlação linear entre TSC normalizado e REF | 57 |
| | 5.4 | ΕN | SAIO DE DESAGUAMENTO DA ÁGUA LIVRE | 57 |
| | 5.4 | l.1 | Etapa 1 | 58 |
| | 5.4 | 1.2 | Etapa 2 | 61 |
| | 5.4 | 1.3 | Comparação entre etapas | 64 |
| | 5.4 | 1.4 | Cálculo do coeficiente de drenabilidade | 66 |
| | 5.4 | 1.5 | Correlação entre carga aplicada e eficiência de desaguamento | 66 |
| | 5.5 | CA | RACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LODO E DA TORTA | 68 |
| | 5.5 | 5.1 | Sólidos totais (ST) e sólidos voláteis totais (SV) | 68 |
| | 5.5 | 5.2 | DQO | 70 |
| | 5.5 | 5.3 | Carboidratos | 71 |
| | 5.5 | 5.4 | Lipídios | 71 |
| | 5.5 | 5.5 | Proteínas | 72 |
| | 5.6 | CA | RACTERIZAÇÃO BIOQUÍMICA DO LODO | 73 |
| | 5.6 | 5.1 | Substância polimérica extracelular (EPS) | 73 |
| | 5.6 | 6.2 | Atividade Metanogênica Específica (AME) | 76 |
| | 5.7 | RE | SUMO DOS PARÂMETROS TRABALHADOS | 79 |
| 6 | CC | NC | LUSÕES E SUGESTÕES | 81 |
| 7 | RE | FEF | RÊNCIAS | 83 |

LISTA DE FIGURAS

| Figura 1: Configuração de um reator tipo UASB | 19 |
|---|---------|
| Figura 2: Fluxograma adotado no gerenciamento de (a) lodos anaeróbios e (b) lodos aeróbios | 23 |
| Figura 3: Classificação das frações de água segundo o tipo de ligação com a partícula sólida | 25 |
| Figura 4: Curva característica de resultados para o método termogravimétrico | 26 |
| Figura 5: Desenho esquemático do aparato experimental denominado dilatômetro | 27 |
| Figura 6: Configuração de equipamento de medição de REF | 28 |
| Figura 7: Configuração de um equipamento de medição de TSC | 29 |
| Figura 8: Drenômetro utilizado nas pesquisas de Jeffrey(1959). | 31 |
| Figura 9: Esquema gráfico da formação da camada filtrante | 31 |
| Figura 10: Estação de tratamento de esgoto experimental localizada no Bairro Araçás. | 33 |
| Figura 11: Estruturação da estação Piloto. | 34 |
| Figura 12: Estruturação do ciclo de operação utilizado nesta pesquisa | 35 |
| Figura 13: Biomassa mixotrófica recuperada pelo sistema de separação físico-química. | 35 |
| Figura 14: Detalhes (a) do UASB, (b) das LATs e (c) do separador físico-químico. | 36 |
| Figura 15: Fluxograma das etapas de trabalho. | 36 |
| Figura 16: Atividades executadas em cada etapa. | 38 |
| Figura 17: Detalhe das torneiras de lodo do UASB | 39 |
| Figura 18: Divisão entre as regiões do reator para o cálculo do perfil de sólidos | 40 |
| Figura 19: Balança termogravimétrica. | 41 |
| Figura 20: Equipamento utilizado para medir o TSC. | 42 |
| Figura 21: Aparato de medição da REF | 43 |
| Figura 22: Desaguadores Estáticos Verticais. | 44 |
| Figura 23: Fluxograma do ensaio de desaguamento no DEV. | 45 |
| Figura 24: Fluxograma do protocolo de extração de EPS. | 47 |
| Figura 25: Fluxograma da montagem dos frascos de AME. | 48 |
| Figura 26: Disposição dos frascos reagentes da estufa. | 49 |
| Figura 27: Perfil de lodo no reator UASB para a Fase 1 e Fase 2 | 51 |
| Figura 28: Microscopia ótica do lodo de leito e de manta da Fase 2 | 52 |
| Figura 29: Resultado obtido em ensaio de termogravimetria | 53 |
| Figura 30: Distribuição das frações de água | 53 |
| Figura 31: Resultados para o parâmetro Tempo de Sucção Capilar (TSC). | 55 |
| Figura 32: Resultados para o parâmetro TSC normalizado | 56 |
| Figura 33: Resultados para o parâmetro Resistência Específica à Filtração (REF) | 57 |
| Figura 34: Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 3h – Etapa 1 | 59 |
| Figura 35: Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 24h – Etapa 1 | 59 |
| Figura 36: Gráfico de intervalo de confiança (95%) para os resultados dos ensaios realizados na Etapa 1 | 61 |
| Figura 37: Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 3h – Etapa 2 | 62 |
| Figura 38: Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 24h – Etapa 2 | 63 |
| Figura 39: Gráfico de intervalo de confiança (95%) para os resultados dos ensaios realizados na Etapa 2 | 64 |
| Figura 40: Diagrama de Sankey da distribuição de lodo ao longo do processo de desaguamento para a Eta | ipa 1, |
| onde I representa as entradas e E representa as saídas | 65 |
| Figura 41: Diagrama de Sankey da distribuição de lodo ao longo do processo de desaguamento para a Eta | ipa 2, |
| onde I representa as entradas e E representa as saídas | 65 |
| Figura 42: Variação dos dados de coeficiente de drenabilidade para um intervalo de confiança de 95% | 66 |
| Figura 43: Gráfico de dispersão entre a carga aplicada e o teor de sólidos na torta referente à Etapa 1, a) o | ensaio |
| de duração de 24h; b) ensaio de duração de 72h | 67 |
| Figura 44: Gráfico de dispersão entre a carga aplicada e o teor de sólidos na torta referente à Etapa 2, a) o | ensaio |
| de duração de 24h; b) ensaio de duração de 72h | 67 |
| Figura 45: Variação dos resultados de sólidos totais (em gramas de ST) com intervalo de confiança de 95% | 6 para |
| a a) Etapa 1 e b) Etapa 2 | 69 |
| Figura 46: Variação dos resultados de grau de estabilidade (SV/ST) com intervalo de confiança de 95% pa | ra a a) |
| Etapa 1 e b) Etapa 2 | 69 |
| Figura 47: Variação dos resultados de demanda química de oxigênio (em quilogramas O2) com intervalo c | le |
| confiança de 95% para a a) Etapa 1 e b) Etapa 2 | 70 |

| Figura 48: Variação dos resultados de quantidade de carboidratos (em gramas de carboidratos) com intervalo |) |
|---|-----|
| de confiança de 95% para a a) Etapa 1 e b) Etapa 2 | 71 |
| Figura 49: Variação dos resultados de quantidade de lipídios (em gramas de lipídios) com intervalo de confian | ıça |
| de 95% para a a) Etapa 1 e b) Etapa 2 | 72 |
| Figura 50: Variação dos resultados de quantidade de proteínas (em gramas de proteínas) com intervalo de | |
| confiança de 95% para a a) Etapa 1 e b) Etapa 2 | 73 |
| Figura 51: Caracterização da EPS no reator UASB durante a Etapa 1 | 74 |
| Figura 52: Caracterização da EPS no reator UASB durante a Etapa 2 | 75 |
| Figura 53: Gráficos de produção cumulativa de biogás para o lodo de a) manta e b) leito durante a Etapa 1 | 77 |
| Figura 54: Gráficos de produção cumulativa de biogás para o lodo de a) manta e b) leito durante a Etapa 2 | 78 |

LISTA DE TABELAS

| Tabela 1: Produção de lodo em diferentes sistemas de tratamento de águas residuárias. | 17 |
|---|----|
| Tabela 2: Características fisico-químicas de lodo de descarte do UASB. | 20 |
| Tabela 3: Caracterização a biomassa algácea segundo a espécie | 21 |
| Tabela 4: Caracterização do esgoto bruto, biomassa mixotrófica e efluente em ambas as fases de trabalho | 37 |
| Tabela 5: Resumo da variação dos parâmetros do ensaio de desaguamento | 45 |
| Tabela 6: Metodologias laboratoriais para análises fisico-químicas | 46 |
| Tabela 7: Composição da solução de nutrientes | 48 |
| Tabela 8: Faixa de valores encontrados para os índices de desaguamento | 54 |
| Tabela 9: Faixa de valores para os resultados de caracterização fisico-química do lodo de descarte | 68 |
| Tabela 10: Resumo dos resultados de AME. | 79 |
| Tabela 11: Resumo dos resultados quanto à influência de desaguamento sob a ótica de cada parâmetro | 79 |

1 INTRODUÇÃO

Os processos anaeróbios de tratamento de águas residuárias têm sido considerados as opções técnica e economicamente mais viáveis para locais de clima tropical e subtropical que são, em sua maioria, países em desenvolvimento (CHERNICHARO, 2007; PESTANA e GANGHIS, 2007). A baixa produção de lodo, a simplicidade operacional, o baixo custo de operação e a produção de biogás associados às condições ambientais favoráveis levam esse tipo de sistema a uma posição de destaque.

No entanto, um processo anaeróbio dificilmente consegue produzir um efluente cujos parâmetros de qualidade consigam atingir os limites estabelecidos por lei, mostrandose necessário promover associações com outros processos para elevar a qualidade do efluente final. Uma opção de associação que vem ganhando espaço é a do tipo processo anaeróbio seguido de processo algáceo. Isto porque o cultivo de algas também é compatível com ambientes de clima tropical, apresentando como vantagem o uso de resíduos e poluentes (do ar e da água) como fonte de nutrientes (ROBERTS *et al.,* 2013), além de eficiência na remoção de Nitrogênio e Fósforo e inserção de Oxigênio na massa líquida (PITTMAN *et al.,* 2011; RAWAT *et al.,* 2011).

Como todo sistema biológico aberto, o descarte de lodo faz parte do procedimento de operação da maioria dos reatores algáceos. Sua destinação final deve englobar uma etapa de digestão da biomassa para sua estabilização. Estudos têm sido realizados a fim de verificar a possibilidade de digestão anaeróbia desse material trazendo resultados positivos e fortalecendo as vantagens da associação entre os sistemas. (GONZALEZ-FERNANDES *et al.,* 2015; ZHEN *et al.,* 2016; NEUMANN *et al.,* 2015).

A digestão anaeróbia da biomassa algácea em reatores tipo UASB pode apresentarse como uma solução plausível visto que este tipo de reator permite um maior controle dos parâmetros operacionais e maiores cargas orgânicas (ZAMALLOA *et al.*, 2011). Entretanto, ainda se faz necessária a solução de gargalos de processo como, por exemplo, a etapa de hidrólise que é prejudicada pela parede celular resistente de células algáceas. Ainda pode-se citar o desequilíbrio entre a relação Carbono/Nitrogênio acarretando em uma amonificação do meio, tornando o ambiente hostil aos microrganismos da digestão anaeróbia. Diversos grupos de pesquisa têm voltado a atenção para a solução dos problemas supracitados, contudo, os gargalos de processo podem ir além dos parâmetros de tratabilidade do afluente. Juntamente ao desempenho do reator e à eficiência de digestão da biomassa algácea também deve ser observada a influência causada aos subprodutos de processo, sobretudo à desidratabilidade do lodo de descarte.

O manejo de lodo em estações de tratamento de esgotos representa altos custos operacionais e a escolha do sistema de tratamento no momento da concepção de projeto deve levar isto em consideração (SPAVIER, 2003). A escolha de um sistema que prejudique as etapas de gerenciamento do lodo pode acarretar em gastos excessivos, inviabilizando o projeto. O lodo de descarte de sistemas biológicos de tratamento de esgoto apresenta alto teor de umidade, o que torna necessária uma etapa de desaguamento para reduzir o volume do material e melhorar as condições de manejo (WANKE, 2005).

Apesar da relevância das etapas de processamento do lodo no que tange aos quesitos econômicos, estudos sobre a influência do processo de codigestão de esgoto e uma segunda fonte carbonácea nessa etapa são escassos na literatura e, até o momento de concepção deste trabalho, não foram encontrados estudos de desaguamento de lodo de codigestão de esgoto e biomassa algácea em escala piloto.

Mediante o exposto, este trabalho busca avaliar a influência da codigestão de biomassa algácea em reatores UASB na capacidade de desaguamento do lodo anaeróbio, fornecendo mais um ponto a ser considerado na análise técnico-financeira da associação dos sistemas.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a influência da codigestão de biomassa mixotrófica na aptidão ao desaguamento do lodo de descarte de um UASB tratando esgoto sanitário.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

• Caracterizar o lodo de descarte produzido no UASB, antes e após a etapa de codigestão do esgoto e da biomassa mixotrófica, quanto os parâmetros físico-químicos e biológicos;

Determinar a distribuição das frações de água de ambos os tipos de lodo;

• Estudar a aptidão ao desaguamento dos dois tipos de lodo através de índices de desaguamento;

• Avaliar o desaguamento dos dois tipos de lodo utilizando o Desaguador Estático Vertical (DEV) através da drenagem da água livre.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 PRODUÇÃO DE LODO EM SISTEMAS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

O lodo é um composto formado por matéria orgânica, agentes patogênicos, metais e outros contaminantes (VANZETTO, 2012). Sua produção é decorrente do processo de tratamento das águas residuárias, sendo inevitável qualquer que seja o sistema adotado (TO *et al.*, 2016).

Nas etapas biológicas dos processos de tratamento, configuradas por reatores de sistema aberto, a produção de lodo é resultado da remoção de matéria orgânica por meio da oxidação biológica da mesma (EL FELS *et al.,* 2014). Ao oxidar os compostos orgânicos, a biomassa realiza os processos de catabolismo para a manutenção celular, e de anabolismo, este promovendo a produção de novas células e aumentando sua quantidade no reator (GUO *et al.,* 2015).

As taxas de produção de lodo são influenciadas diretamente pela quantidade de matéria orgânica presente no afluente e pela capacidade de oxidação da biomassa utilizada para tal (HABERMACHER *et al.,* 2015; SEMBLANTE *et al.,* 2014; VON SPERLING e GONÇALVES, 2001). Sistemas aeróbios são mais eficientes nesta remoção e, por isso, apresentam maiores taxas de produção de lodo como pode ser verificado na Tabela 1.

Uma estimativa da quantidade de lodo produzido pode ser obtida através do número de habitantes atendidos com sistema de coleta e tratamento de esgoto. Para o ano de 2001, Von Sperling e Andreoli (2001) estimaram uma faixa de 90.000 a 350.000 toneladas por dia de lodo produzido para o Brasil. Esta quantidade tende a aumentar devido ao crescimento populacional, ampliação da cobertura de coleta e tratamento e o maior rigor nos padrões de lançamento de efluentes (TO *et al.,* 2016).

| Sistema de tratamento | Produção de lodo gSS/hab.dia |
|--|------------------------------|
| Lagoa facultativa | 20 -25 |
| Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa | 26 - 55 |
| Lagoa facultativa aerada | 8 - 24 |
| Lagoa aerada de mistura completa + lagoa de sedimentação | 12 - 30 |
| Lago anaeróbia + Lagoa facultativa + Lagoa de maturação | 26 - 55 |
| Lago anaeróbia + Lagoa facultativa + Lagoa de alta taxa | 26 - 55 |

Tabela 1: Produção de lodo em diferentes sistemas de tratamento de águas residuárias.

| Sistema de tratamento | Produção de lodo gSS/hab.dia |
|--|------------------------------|
| Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa + Remoção algácea | 30 - 60 |
| Tanque séptico + Filtro anaeróbio | 27 - 39 |
| Tanque séptico + Infiltração do solo | 20 - 30 |
| UASB | 12 - 18 |
| UASB + lodo ativado | 20 - 32 |
| UASB + Filtro submerso aerado | 20 - 32 |
| UASB + Filtro anaeróbio | 15 - 25 |
| UASB + Flotação por ar dissolvido | 33 - 40 |
| UASB + Lagoa de polimento | 15 - 20 |
| UASB + Lagoa facultativa aerada | 20 - 25 |
| UASB + Lagoa aerada de mistura completa + Lagoa de sedimentação | 20 - 25 |
| Lodo ativado convencional | 60 - 80 |
| Lodo ativado com aeração extendida | 40 - 65 |
| Lodo ativado convencional + Remoção biológica de N | 60 - 80 |
| Lodo ativado convencional + Remoção biológica de N/P | 65 - 85 |
| Fonte: VON SPERLING (200 | 7b). |

3.1.1 O lodo do Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente

Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (UASB) são sistemas de tratamento de esgoto de alta carga. O desenvolvimento do lodo anaeróbio em seu interior é resultante do processo de oxidação da matéria orgânica, ocasionando no crescimento da biomassa pelo anabolismo.

Após o processo de start-up, um lodo altamente espesso (entre 4 a 10% de ST) e com excelentes características de sedimentação, denominado lodo de leito, é produzido. Ainda no compartimento de digestão, acima do leito, uma região denominada manta apresenta um material menos concentrado (1 a 3%) e com menores velocidades de sedimentação. Na zona de manta, a presença de bolhas de gás (decorrentes da atividade anaeróbia) associadas aos flocos/grânulos diminuem a densidade do lodo tornando esta zona mais expandida (WANG *et al.,* 2014a). A Figura 1 apresenta a configuração de um reator do tipo UASB.



Figura 1: Configuração de um reator tipo UASB.

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007).

O biossólido produzido no reator pode apresentar-se de duas formas: a granular e a floculenta. Essa aglomeração é dada pelo tipo de associação instituída entre os microrganismos, que vai depender tanto das características do afluente quanto das condições hidrodinâmicas do reator.

Neste tipo de sistema, é importante que a entrada de afluente seja projetada de forma a evitar a criação de zonas mortas, pois a mistura do esgoto com a biomassa é crucial para o tratamento (CARVALHO *et al.,* 2008; GHANGREKAR *et al.,* 2005).

Como dito anteriormente, as características do lodo produzido dependem das características do afluente. Entretanto, este sempre terá uma fração de material inorgânico devido à floculação de sólidos minerais suspensos presentes no afluente ou a formação de sais gerados no próprio reator (JAYARAMAN e GÖKALP, 2015; VON SPERLING, 2007a).

A avaliação do lodo no UASB é realizada por meio do perfil de sólidos, assumindo a premissa de que a quantidade de sólidos voláteis representa bem a quantidade de microrganismos presentes na amostra. Além disso, também são verificados o teor de sólidos (%ST), o grau de estabilidade (SV/ST), tipo de ligação da água com a partícula sólida, densidade, toxicidade e conteúdo de patógenos. Entre estas, ganham destaque as duas primeiras, pois influenciam nas propriedades mecânicas afetando o manuseio e disposição final do material (SPAVIER, 2003). A Tabela 2 apresenta as características físico-químicas do lodo de descarte de UASB encontradas em literatura.

| Parâmetros | KHAN <i>et al.</i> (2015) | Braga <i>et al.</i> (2017) | RIZVI <i>et al.</i> (2015) | VERONEZ (2001) | VAN HAANDEL e LETTINGA (1994) |
|------------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------|--|
| Teor de sólidos (%ST) | 2,5 | - | - | 1,42 | 2,02 |
| Grau de estabilidade (SV/ST) | | 57 | 65 | 58,81 | 56 |

Tabela 2: Características fisico-químicas de lodo de descarte do UASB.

Fonte: Autoria própria.

3.1.2 A biomassa mixotrófica do fotobiorreator

A associação de sistemas anaeróbios e algáceos de tratamento de esgoto é uma realidade no Brasil visto a compatibilidade de ambos com o clima tropical. A biomassa algácea é capaz de converter resíduos da água e do ar em nutrientes necessários para seu crescimento (ROBERTS *et al.,* 2013) e são eficientes na remoção de Nitrogênio e Fósforo da massa líquida (PITTMAN *et al.,* 2011; RAWAT *et al.,* 2011). Além disso, a biomassa algácea tem emergido como a terceira geração da fonte de biocombustíveis devido a sua alta taxa de crescimento e a não competitividade com a produção de alimentos (ROBERTS *et al.,* 2013).

Visto que os custos de produção de microalgas são desfavoráveis para a produção de biocombustíveis por requerer a adição de substratos, o estudo do seu cultivo em efluentes de tratamento de esgoto com o foco na valorização energética tem despertado o interesse de pesquisadores, pois permite o barateamento do sistema de produção de biomassa para diversas finalidades, além de melhorar a qualidade do efluente, já que nutrientes são encontrados em abundância nesta base (OLSSON *et al.,* 2014).

A produção de biomassa em larga escala pode se dar em reatores abertos e fechados. Apesar de reatores fechados permitirem maior controle operacional e evitar contaminações, reatores abertos requerem menores custos de implantação (HARUN *et al.*, 2010; HADIYANTO *et al.*, 2013) e a escolha do sistema torna-se dependente de sua finalidade.

A escolha da cepa de microalgas também é dependente da finalidade do uso da biomassa. Algumas espécies são ricas em lipídios e, por isso, podem ser utilizadas para a produção de biodiesel. Outras apresentam-se ricas em carboidratos e podem ser utilizadas para a produção de bioetanol. A Tabela 3 apresenta a caracterização da biomassa algácea dada pela concentração de proteínas, lipídios e carboidratos.

| Proteína (%) | Carboidrato (%) | Lipídio (%) |
|--------------|--|--|
| 48 | 21 | 17 |
| 32 | 29 | 41 |
| 28 | 63 | 11 |
| 51-58 | 14-22 | 12-17 |
| 7 | 40 | 55 |
| 39-61 | 20-21 | 17-18 |
| 50-56 | 12-14 | 12-17 |
| 60-71 | 6-7 | 13-16 |
| 57 | 6 | 32 |
| | Proteína (%) 48 32 28 51-58 7 39-61 50-56 60-71 57 | Proteína (%) Carboidrato (%) 48 21 32 29 28 63 51-58 14-22 7 40 39-61 20-21 50-56 12-14 60-71 6-7 57 6 |

Tabela 3: Caracterização a biomassa algácea segundo a espécie

Fonte: Ometto (2014).

A eficiência de extração de biomassa mixotrófica é essencial para que o efluente atinja os padrões de lançamento estabelecidos pela lei. Os desafios desse processo estão relacionados ao tamanho das células (<20µm), densidade semelhante à da água e a carga da superfície da célula (altamente negativa, impedindo a formação de flocos) (BARROSO JÚNIOR, 2015). Dentre as opções utilizadas para a separação da biomassa algácea da massa líquida encontram-se processos de coagulação, floculação, sedimentação e centrifugação.

3.2 A CODIGESTÃO DA BIOMASSA MIXOTRÓFICA NO REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE

Resíduos orgânicos necessitam de tratamento antes da disposição final. Uma das etapas de tratamento é a chamada estabilização. Esta tem por objetivo estabilizar a fração biodegradável da matéria orgânica presente no material, reduzindo o risco de putrefação, bem como diminuir a concentração de patógenos (PERUZZI et al., 2015; SPAVIER, 2003).

A digestão anaeróbia é um processo comumente utilizado para tal, obtendo como subproduto o biogás. Neste processo a matéria orgânica é estabilizada através da mineralização dos macronutrientes como as proteínas, lipídios e carboidratos. A digestão anaeróbia de biomassa mixotrófica se mostra conveniente em plantas de associação de sistemas anaeróbios e algáceos, pois apresenta uma oportunidade de maior aproveitamento da planta.

Muitos pesquisadores têm voltado o foco de suas pesquisas para a obtenção de biocombustíveis a partir da biomassa algácea. Uma das possíveis vias é a produção de biogás pela digestão anaeróbia desse material. A mineralização da biomassa mixotrófica reduz compostos de alto e médio peso molecular a compostos simples como CO₂, CH₄, vapor d'água e outros, variando-se as concentrações e o conteúdo energético de acordo com as características das espécies algáceas envolvidas e a variação de parâmetros de projeto como a temperatura, tempo de detenção hidráulica e grau de mistura (OLSSON *et al.*, 2014; SREEKRISHNAN *et al.*, 2004).

No entanto, algumas questões devem ser observadas. A parede celular de algumas espécies de microalgas atua como uma barreira protetora contra ataques bacterianos (RAMOS-SUÁREZ e CARRERAS, 2014; FRIGON *et al.*, 2013). Outras, ainda, apresentam parede celular multicamada e à base de celulose (polímero resistente à degradação), o que reduz a biodegradabilidade do material. (NEUMMAN *et al.*, 2015). Outro inconveniente é o alto conteúdo de nitrogênio e a baixa relação Carbono/Nitrogênio. Isto pode levar a um excesso de produção de amônia que inibe o crescimento de microrganismos atrapalhando o processo de digestão (SIALVE *et al.*, 2009).

Uma possível solução para esses entraves é o uso de tratamentos que promovam a lise celular, tais como hidrólise ácida, básica ou térmica (LAMBERTI, 2017). Através disso, o conteúdo das células fica exposto à digestão anaeróbia aumentando a biodegradabilidade da biomassa mixotrófica.

A digestão anaeróbia da biomassa mixotrófica em reatores tipo UASB pode apresentar-se como uma solução plausível visto que este tipo de reator permite um maior controle dos parâmetros de processo e maiores cargas orgânicas (ZAMALLOA *et al.*, 2011). Além disso, o uso da biomassa mixotrófica para elevar a entrada de DQO desse reator pode aumentar a produção de biogás elevando o potencial energético do sistema, como mostram os resultados de Wang et al (2013), Ehimen *et al.* (2011) e Ferreira (2017).

3.3 TRATAMENTO DO LODO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Nas últimas décadas, o volume do lodo de esgoto sanitário e os custos do seu tratamento aumentaram devido à intensificação da purificação da água e o aumento do rigor das legislações de proteção ao ambiente. A redução desses custos depende diretamente de uma gestão adequada do material e da minimização do seu volume

através da redução do teor de umidade (MAHMOUD *et al.*, 2016; BERTANZA *et al.*, 2014).

O gerenciamento do lodo numa estação de tratamento de esgoto pode ser dividida entre as cinco principais etapas citadas abaixo (ZHOU *et al.*, 2014):

 Adensamento: etapa de aumento da concentração de sólidos no lodo. Pode ser realizada por meio da gravidade, flutuação de ar, flutuação biológica, centrifugação, entre outros processos. Em geral, esta etapa permite a concentração dos sólidos para a ordem de 6%;

• Estabilização: processo de redução do risco de putrefação do material e diminuição da concentração de patógenos pela mineralização da matéria orgânica;

 Condicionamento: preparação do lodo por meio de adições químicas objetivando aumentar a aptidão ao desaguamento facilitando a captura de sólidos;

Desaguamento: remoção da água livre para a redução do volume da solução.
Pode ser realizado por processos mecanizados ou não mecanizados como leitos de secagem, filtros prensa, secadores, entre outros. Espera-se uma redução do teor de umidade para 20 a 25% nesta etapa;

 Disposição final: etapa final do processamento do lodo. Os processos mais comuns são a reciclagem agrícola, a disposição em aterro sanitário, o uso para a recuperação dos solos, entre outros.

A escolha das etapas de processamento do lodo em cada planta varia de acordo com o tipo de sistema adotado e suas necessidades. A Figura 2 apresenta o fluxograma comumente adotado para as ETEs que aplicam a tecnologia UASB (anaeróbia) e para as que aplicam a tecnologia de lodos ativados (aeróbia).

Figura 2: Fluxograma adotado no gerenciamento de (a) lodos anaeróbios e (b) lodos aeróbios.





A complexidade do gerenciamento de grandes volumes e massas deste tipo de material faz da etapa de desaguamento uma das mais importantes do processo de gerenciamento. Um dos principais benefícios nesse sentido é o custo do transporte para o local de disposição final, que diminui significativamente com o desaguamento do lodo (FENG *et al.*, 2014; BERTANZA *et al.*, 2014; CHRISTENSEN *et al.*, 2015).

Quando um lodo é desaguado, aumentando o teor de sólidos inicial de 2% para 20%, o seu volume é reduzido de 90%, o que gera um impacto enorme nos custos de operação da estação (ZHOU *et al.*, 2014).

O desaguamento de lodos pode ser realizado por métodos mecanizados ou através de processos naturais. Dentre as principais vantagens dos processos mecanizados pode ser citada a pequena demanda de área e a capacidade de processar grandes volumes de lodo. Por outro lado, os investimentos necessários para a implantação, operação e manutenção, associados à complexidade operacional, geralmente inviabilizam seu emprego em pequenas e médias estações de tratamento (WANKE e GONÇALVES, 2005). Para estas, meios naturais de desaguamento, tal qual lagoas e leitos de secagem de lodo, são mais utilizados e recomendados.

3.4 DISTRIBUIÇÃO DAS FRAÇÕES DE ÁGUA PRESENTES NO LODO

O lodo bruto de uma estação de tratamento de esgoto é composto, em sua maior parte, de água e seu teor de sólidos raramente ultrapassa a ordem de 10%. O tipo de interação físico-química entre a água e a partícula sólida exerce grande influência na desaguabilidade do lodo. Quanto maior o percentual de água em estado livre, maior será sua capacidade de desaguamento (MORTARA, 2011). Visto isso, nota-se a importância do estudo da distribuição das frações de água no material. Sua realização garante um melhor entendimento do processo de desaguamento a ser realizado, permitindo uma maximização do seu desempenho (SPAVIER, 2003; TO *et al.*, 2016). Segundo Zhou *et al.* (2014), a classificação das frações de água intersticial, água superficial e água intracelular. A Figura 3 apresenta essa divisão em forma de diagrama.



Figura 3: Classificação das frações de água segundo o tipo de ligação com a partícula sólida.

Fonte: Adaptado de Mortara (2011).

Por definição (VESILIND e HSU, 1997):

 Água livre: água não associada a partículas sólidas e separadas facilmente por decantação gravitacional simples.

 Água intersticial: água presa na estrutura do floco. Apenas uma pequena quantidade desta água pode ser removida por dispositivos mecânicos de desidratação, tais quais filtros de vácuo ou centrífugas.

 Água superficial: água fisicamente mantida sobre a superfície de partículas sólidas por adsorção e aderência. Não podem ser separados por qualquer meio mecânico.

 Água intracelular: água ligada quimicamente às partículas sólidas. Só podem ser liberadas por agentes térmicos (altas temperaturas) ou químicos (secagem química).

A presença de sólidos no lodo causa a não-homogeneidade da mistura e a água pode se relacionar com o material sólido de diversas maneiras obtendo diferentes comportamentos (JIANG *et al.*, 2014). Várias técnicas foram desenvolvidas ao longo dos anos visando medir a distribuição da umidade de acordo com sua relação com a partícula sólida. Dentre estas técnicas estão o ensaio de secagem, também conhecido com termogravimetria, e a dilatometria.

A técnica termogravimétrica baseia-se na análise de uma curva com a suposição de que a taxa de evaporação da água depende do tipo de interação com a partícula. Ela utiliza a descontinuidade da variação da massa através da secagem realizada em temperatura controlada (30 a 40 °C). Na referida curva, podem ser observadas três períodos distintos: um a taxa constante seguidos de dois períodos diferentes de decaimento, que representam a diferença da natureza da água em cada período (CAI *et al.*, 2017; LIN *et al.*, 2015; COACKLEY e ALLOS apud SPAVIER, 2003).

Um resultado característico de um teste termogravimétrico é dado pela curva da Figura 4, onde podem ser distinguidos três tipos de água: água livre, água intersticial e água de ligação (água superficial + água intracelular).

Figura 4: Curva característica de resultados para o método termogravimétrico.



Massa H10 / Massa sólidos secos

A técnica dilatométrica, por sua vez, é baseada em propriedades de congelamento da água. Utilizando um aparato experimental denominado dilatômetro, a amostra é levada a um freezer com temperatura inferior à -20°C juntamente com uma substância indicadora de capacidade de expansão conhecida e a dilatação de ambos os fluidos é avaliada como forma de indicação da quantidade de água livre. A Figura 5 apresenta um esquema do dilatômetro.

Fonte: Spavier (2003).



Figura 5: Desenho esquemático do aparato experimental denominado dilatômetro.

Fonte: Spavier (2003).

Spavier (2003) utilizou ambos os métodos para avaliar amostras de lodo tratando esgoto doméstico em um sistema composto de UASB e biofiltro aerado submerso. Para lodos não condicionados, a autora encontrou 82% de água livre, 16% de água intersticial e 2% de água de união pelo método termogravimétrico enquanto que, para o método dilatométrico foi encontrado 67% de água livre e 32% de água intersticial + água de união.

A autora ainda avaliou os resultados de ambos os métodos comparando-os. Seus cálculos mostraram que, para a variável "conteúdo de água livre" as diferentes técnicas mostraram um coeficiente de correlação superior a 0,92. Entretanto, ela afirma que a precisão e a reprodutibilidade da técnica dilatométrica é mais confiável, pois a termogravimetria pode levar a erros de interpretação do gráfico quanto aos pontos críticos da curva.

3.5 AVALIAÇÃO DA APTIDÃO DO LODO AO DESAGUAMENTO

Vários métodos de avaliação da aptidão do lodo ao desaguamento foram estudados ao longo dos anos. De fato, cada índice possui sua particularidade e se aproxima mais de determinados mecanismos de desaguamento que outros. Como exemplos têm-se a Resistência Específica à Filtração (REF), que pode ser relacionado a técnicas de desaguamento que utilizam o princípio da filtração à vácuo, e o Tempo de Sucção Capilar (TSC), que pode ser relacionado à técnicas que utilizam o fenômeno da percolação (ZHOU *et al.*, 2014).

A REF tornou-se o primeiro método amplamente utilizado como índice de avaliação da desaguabilidade do lodo. Tal técnica consiste em medir a resistência do lodo à perda de água pela filtração à vácuo por um meio poroso. A configuração do instrumento de medição é apresentada na Figura 6.



Figura 6: Configuração de equipamento de medição de REF.

Fonte: Adaptado de To et al. (2016).

O teste é conduzido despejando um determinado volume de lodo por cima do papel filtro e, com a aplicação do vácuo, são medidos os volumes filtrados de acordo com o tempo. Esses dados são plotados em gráfico traçado com o fluxo inverso (tempo/volume filtrado) pelo volume de filtrado acumulado. Deste gráfico então é extraído o coeficiente de declividade que servirá para calcular a REF usando a seguinte equação (LIN *et al.*, 2015; MA *et al.*, 2017):

$$REF = \frac{2PA^2b}{\mu c}$$
 (Equação 1)

Onde P é a pressão aplicada (N/m²), A é a área do meio filtrante (m²), b é o valor do coeficiente de declividade (s/m⁶), μ é a viscosidade do filtrado (N.s/m²) e c é a massa de sólidos da torta seca por unidade de volume filtrado (kg/m³) e a REF é expressa em m/kg. Segundo To *et al.* (2016), valores para REF entre 10¹⁰ e 10¹¹ m/kg são considerados valores de fácil desaguabilidade, enquanto que valores acima de 10¹⁴ são atribuídos a lodos de difícil desaguabilidade.

Os testes de REF são muito utilizados em conjunto com o teste de Tempo de Sucção Capilar (TSC) para avaliar a aptidão de lodos ao desaguamento. Este outro método consiste na medição do tempo que um determinado volume de amostra leva para infiltrar por um papel poroso por meio da capilaridade. O TSC tem sido amplamente aplicado para avaliar os efeitos do condicionamento químico, bem como suas dosagens ideais. Para To *et al.* (2016), um TSC inferior a 20s é indicativo de um lodo facilmente desaguável, enquanto que lodos que apresentam dificuldade de desaguamento podem alcançar TSC de até 50.000 s.

A Figura 7 apresenta a configuração de um equipamento de medição de TSC. O teste é realizado despejando-se uma pequena quantidade de amostra no tubo. Por efeito de pressão capilar, o filtrado flui radialmente pelo meio filtrante até atingir os sensores indicados na Figura 7. O primeiro sensor ativa um temporizador que contabiliza o tempo que o filtrado leva até atingir o segundo sensor. A pressão de sucção capilar é muito maior do que a pressão hidrostática dentro do tubo e, portanto, o teste não depende da quantidade de amostra, desde que haja uma quantidade suficiente para a realização do teste (SPAVIER, 2003).





Fonte: To et al. (2016).

Algumas críticas rodeiam o método conhecido como TSC. A viabilidade econômica é um ponto criticado, uma vez que o meio filtrante utilizado é o papel filtro Whatman nº 17 que ainda possui alto custo de mercado. Outra crítica levantada é quando a dificuldade de se comparar lodos de diferentes sistemas de tratamento, uma vez que este valor é influenciado pela concentração de sólidos da amostra. Entretanto, tratase de um método de fácil e rápida reprodutibilidade e que trabalha com pequenos volumes de amostra (TO *et al.*, 2016).

Visando solucionar os gargalos do método de TSC, Yu *et al.* (2008) sugeriram o uso do TSC normalizado que consiste na divisão do TSC pela concentração de sólidos suspensos totais na amostra expressos na unidade de segundos por grama por litro (s.g⁻¹.L).

Peng *et al.* (2011) encontraram um coeficiente de correlação entre o REF e o TSC normalizado de 0,94, mostrando que o uso de apenas um dos parâmetros é o suficiente para a avaliação da aptidão do lodo ao desaguamento.

Apesar de a literatura apontar para alguns índices passíveis de serem utilizados na avaliação da aptidão do lodo ao desaguamento, até o momento não há um protocolo de ensaios ou norma técnica estabelecida em lei para auxiliar a tomada de decisões na fase de concepção do projeto. Essa carência pode levar à execução de projetos incompatíveis com o tipo de lodo produzido que não alcança as eficiências desejadas ou na execução de projetos mais robustos do que é requerido pelo sistema, levando à custos desnecessários.

3.6 O PROCESSO DE DRENAGEM DA ÁGUA LIVRE

O desaguamento de lodo pode ser realizado por meio de processos naturais ou mecânicos. Apesar de processos mecanizados resultarem em unidades mais sofisticadas, eficientes e compactas sob o ponto de vista de manutenção e operação, o uso de processos naturais ainda é muito empregado por serem mais simples e baratos.

Os meios naturais de desaguamento, tais como leitos de secagem e lagoas de lodo, requerem pouco investimento, porém ocupam grandes áreas. Seu mecanismo de funcionamento conta, principalmente, com os fenômenos de percolação e evaporação para a geração de uma torta de lodo com elevados teores de sólidos totais (PANDEY e JENSSEN, 2015; ADEMILUYI e EZE, 2014; OBIANYO e AGUNWAMBA, 2015).

Uggetti *et al.* (2012) afirmam que a desidratação de lodo deve ser estudada a partir da integração de três elementos: drenagem, evapotranspiração e precipitação. Ainda declaram que a percolação da água livre pode ser explicada pela teoria da consolidação. Nesta teoria, o lodo é observado como um tipo de solo saturado onde a pressão da coluna d'água age como uma força estática diminuindo o teor de água sem substituí-lo por ar.

Para avaliar o processo de drenagem da água livre por meios naturais, Jeffrey (1959) estudou a relação entre a altura da lâmina líquida, o tempo e a permeabilidade do lodo em um aparato denominado drenômetro, que consiste em um tubo de polietileno acoplado a um meio suporte e coberto com papel filme para evitar a interferência da evaporação. A Figura 8 apresenta uma imagem do equipamento. A partir do

experimento, o autor concluiu que a equação a seguir rege o desaguamento do lodo por meio da percolação.

$$\ln \frac{w_l}{w_o} = -kt/L$$
 (Equação 2)

Onde w_l é a diferença entre o volume aplicado e o volume da torta, w_o é o volume de água livre presente na amostra, k é o coeficiente de drenabilidade, t é o tempo e L é a altura da torta.

Figura 8: Drenômetro utilizado nas pesquisas de Jeffrey(1959).



Fonte: ADRIAN (1978).

Ao longo do processo de drenagem, os sólidos presentes no lodo aglomeram-se sobre o meio suporte formando uma camada filtrante composta de flocos e outras partículas. A Figura 9 mostra uma representação gráfica da formação da camada filtrante citada. Figura 9: Esquema gráfico da formação da camada filtrante.



Fonte: RHEA (2016).

Para lodos anaeróbios, esse processo é facilitado pelo tipo de lodo e suas propriedades. Isso se deve à diminuição da viscosidade, destruição dos coloides hidrofílicos e matéria orgânica, além da formação de bolhas de gás geradas pelo processo de digestão da matéria orgânica, que tendem a subir até a superfície criando

caminhos para a passagem de água e favorecendo o escoamento (WANG *et al.*, 2017a; ADRIAN, 1978). Durante as 48 primeiras horas ocorre uma grande eliminação do líquido através da drenagem; após este período o lodo torna-se pastoso e a perda de líquido passa a ocorrer através da evaporação superficial (PANDEY e JENSSEN, 2015; GONÇALVES *et al.*, 2001).

De forma geral, lodos anaeróbios podem apresentar uma boa eficiência de remoção da água livre por meio da percolação. Wanke e Gonçalves (2005) afirmam que a drenagem por meio da percolação da água livre, que ocorre em um curto intervalo de tempo, pode elevar o teor de sólidos totais de 2 a 4% para concentrações superiores a 15% na torta.

4 ABORDAGEM METODOLÓGICA

Visando alcançar os objetivos propostos neste trabalho, foram realizadas as etapas da metodologia delineada neste capítulo.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O desenvolvimento desta pesquisa foi realizado a partir de um sistema piloto de tratamento de águas residuárias. Tal sistema encontra-se em uma das Estações de Tratamento de Esgoto da CESAN, localizada no bairro Araçás, município de Vila Velha, Estado do Espírito Santo (20°22'48"S; 40°19'31"W) e conta com capacidade para tratar uma vazão média de 0,56 L/s de esgoto sanitário de características médias. É composta por um reator do tipo UASB convencional, um reator do tipo UASB modificado, dois reatores anaeróbios compartimentados (RAC), duas lagoas de alta taxa (LAT) e dois fotobiorreatores tubulares, além de sistemas de separação sólido-líquido da biomassa mixotrófica (microalgas e outros microorganismos) e sistemas de hidrólise dessa biomassa. A Figura 10 apresenta uma visão global da ETE piloto e a Figura 11 apresenta um esquema gráfico da estruturação da ETE piloto.



Figura 10: Estação de tratamento de esgoto experimental localizada no Bairro Araçás.

Fonte: Autoria própria.



Figura 11: Estruturação da estação Piloto.

Fonte: Autoria própria.

Como pode ser observado na Figura 11, a estruturação da ETE piloto apresenta-se de forma que os reatores algáceos são alimentados com efluente dos reatores anaeróbios que, por sua vez, são alimentados com esgoto bruto. Nesta pesquisa optou-se por limitar o ciclo de operação do sistema conforme o esquema gráfico da Figura 12 para obter um maior controle dos parâmetros operacionais e analíticos dos reatores utilizados.





Fonte: Autoria própria.

A biomassa do efluente algáceo foi separada da massa líquida por processos físicoquímico (floculação e decantação) utilizando o floculante de nome comercial TANAC®, aplicado a uma dosagem média de 50mg/L. A biomassa recuperada (Figura 13), denominada biomassa mixotrófica, foi introduzida no reator UASB para o processo de codigestão anaeróbia juntamente ao esgoto sanitário, sem passar por qualquer tipo de pré-tratamento para hidrólise.

Figura 13: Biomassa mixotrófica recuperada pelo sistema de separação físico-química.



Fonte: Assis (2017).

O lodo anaeróbio de descarte produzido pelo UASB convencional foi o objeto desta pesquisa. A Figura 4 apresenta detalhes do UASB, das LATs e do separador físicoquímico. Observa-se que as torneiras amostradoras de lodo do UASB estão dispostas a cada um metro ao longo de sua altura.

Figura 14: Detalhes (a) do UASB, (b) das LATs e (c) do separador físico-químico.



Fonte: Autoria própria.

4.2 DESCRIÇÃO DAS ETAPAS DE TRABALHO

A execução deste trabalho foi dividida em duas fases, cada uma compreendendo uma etapa, tal qual é apresentado na Figura 15.



Figura 15: Fluxograma das etapas de trabalho.

Fonte: Autoria própria.
A Fase 1 compreendeu a operação do UASB tratando esgoto sanitário de forma convencional e teve duração de 154 dias perdurando entre 2 de janeiro de 2017 a 4 de junho de 2017. A alimentação do reator deu-se de forma contínua com vazão média de 0,12 L/s. Nesta fase, o UASB apresentou eficiência média de remoção de DQO de 60% e TDH de 8,8h.

Posteriormente, a Fase 2 compreendeu a operação do mesmo reator codigerindo esgoto sanitário e biomassa mixotrófica proveniente do sistema de separação físicoquímico e teve duração de 118 dias perdurando entre 5 de junho de 2017 a 30 de setembro de 2017. A alimentação do reator com esgoto sanitário deu-se de forma contínua na vazão média de 0,11 L/s e, com a biomassa mixotrofica, deu-se de forma intermitente na vazão média de 7 mL/s, recebendo uma quantidade média de 147 L/dia. Nesta fase, o reator apresentou eficiência média de remoção de DQO de 67% e TDH de 9,5h. Dados da caracterização do afluente, efluente e da biomassa mixotrófica, bem como da eficiência de remoção de ambas as fases pode ser encontrada na Tabela 4.

| Fase 1 | | | Fase 2 | | | | |
|-----------------------------------|----------|----------|------------|----------|-------------------------|----------|------------|
| Parâmetros | Afluente | Efluente | Ef. (%) | Afluente | Biomassa mixotrófica | Efluente | Ef. (%) |
| DQO _{total} (mg/l) | 403,00 | 160,00 | 60 | 270,00 | 4939,00 | 108,00 | 67 |
| DQO _{filtrada} (mg/l) | 183,00 | 104,00 | 43 | 104,00 | - | 55,00 | 47 |
| Sulfato (mgSO₄/l) | 42,19 | 15,97 | 62 | 133,31 | 47,82 | 33,17 | 75 |
| SSed (mL/L) | - | 0,26 | - | - | - | 0,32 | - |
| SST (mg/l) | 183,16 | 48,60 | 73 | 115,21 | - | 41,59 | 64 |
| SSV (mg/l) | 133,51 | 33,95 | 74 | 79,10 | - | 22,87 | 71 |
| ST (mg/l) | 1097,47 | 802,35 | 27 | 961,20 | 3691,67 | 668,93 | 30 |
| SV (mg/l) | 309,63 | 145,98 | 53 | 354,93 | 2527,17 | 124,27 | 65 |
| NTK (mg/l) | 58,89 | 51,78 | 12 | 39,20 | 180,68 | 38,09 | 3 |
| P Total (mg/l) | 6,67 | 5,57 | 16 | 4,57 | 22,00 | 3,79 | 17 |
| Temperatura (ºC) | 26,84 | 26,50 | - | 23,21 | - | 22,84 | - |
| рН | 7,18 | 6,93 | - | 7,25 | - | 7,05 | - |
| Turbidez (NTU) | 103,78 | 58,50 | 44 | 102,91 | - | 59,14 | 42 |

Tabela 4: Caracterização do esgoto bruto, biomassa mixotrófica e efluente em ambas as fases de trabalho.

Fonte: Autoria própria.

Em cada etapa de trabalho das Fases 1 e 2 foram realizadas as atividades listadas na Figura 16 para alcançar os objetivos específicos propostos.



Figura 16: Atividades executadas em cada etapa.

4.3 OPERAÇÃO E MONITORAMENTO DO REATOR QUANTO AO DESCARTE DE LODO

Para monitorar a produção de lodo do reator, semanalmente foram coletadas amostras de lodo em cada torneira ao longo da altura do UASB, tomando-se o cuidado de descartar o primeiro jato referente ao acumulado dentro das tubulações de amostragem. As amostras foram submetidas às análises de sólidos totais e sólidos voláteis segundo APHA (2012).

Os resultados foram acompanhados observando-se o crescimento da altura da manta de lodo ao passar do tempo. Quando a manta de lodo atingia o compartimento de separação trifásico, era realizado o procedimento de descarte por uma torneira localizada a 2m de altura contados a partir do fundo do reator, compreendendo a região de manta. A cada descarte era retirados do reator um volume de 0,785 m³. O mesmo procedimento foi adotado nas duas fases de trabalho.

4.4 COLETA DE LODO PARA OS ENSAIOS DE DESAGUAMENTO

As amostras utilizadas para o desenvolvimento dos ensaios de desaguamento foram coletadas a partir da segunda torneira de amostragem do reator, localizada a 1,16m de altura a partir no fundo do reator e compreende a região do lodo de manta. A Figura 17 apresenta os detalhes das torneiras de amostragem.

Fonte: Autoria própria.

A amostra era retirada do reator e armazenada em bombona para garantir que, durante um mesmo ensaio, um lodo de mesmas características seria utilizado ao longo de todo o processo. Antes de cada retirada de lodo da bombona, o material era homogeneizado manualmente.

Figura 17: Detalhe das torneiras de lodo do UASB.



Fonte: Autoria própria.

4.5 QUANTIFICAÇÃO DA MASSA DE LODO

A quantificação do lodo dentro do reator foi realizada por meio do perfil de sólidos, onde eram contabilizadas as massas de sólidos referentes a cada região do UASB. Essa contabilização foi obtida através da equação 2.

$$M_i = V_i. C_i, \ 1 \le i \le 3 \tag{Equação 3}$$

Onde M_i é a massa de sólidos da região, V_i . é volume da região e C_i é a concentração de sólidos da região, este último parâmetro sendo calculado semanalmente pela média entre a concentração de ST e SV de duas torneiras consecutivas. A Figura 18 apresenta as regiões consideradas nos cálculos.



Figura 18: Divisão entre as regiões do reator para o cálculo do perfil de sólidos.

Fonte: Adaptado de Gonçalves (2015a).

A quantificação volumétrica do lodo descartado foi realizada através da soma do volume de todos os descarte ao longo de cada fase. Através do resultado da massa de sólidos obtida para a Região 3 calculada semanalmente, foi possível determinar também a massa de sólidos em cada descarte em termos de ST e SV caracterizando a quantificação de lodo descartado em termos de massa seca.

A partir desses dados, a idade de lodo foi calculada segundo a metodologia proposta por Cavalcanti *et al.* (1999) e replicada por Assis (2017), onde o parâmetro é calculado pela razão entre a massa de sólidos média contida no reator e a produção total de lodo.

4.6 DETERMINAÇÃO DAS FRAÇÕES DE ÁGUA PRESENTES NO LODO

O estudo das frações de água presentes no lodo é de importância crucial para entender os fenômenos envolvidos no desaguamento (SPAVIER, 2003). Neste trabalho, esse estudo foi realizado pelo ensaio de secagem, também conhecido como termogravimetria, por se tratar de um método de fácil reprodução e dispensar o uso de equipamentos que não são comumente encontrados em laboratórios de análise físico-química. Este método baseia-se na secagem térmica da amostra sob temperatura controlada. Utilizando uma balança acoplada a um sistema de secagem térmica (GEHAKA modelo BG200) apresentada na Figura 19, a amostra foi submetida a uma temperatura relativamente baixa (entre 35 a 40°C) recomendada por diversos autores (SMOLLEN, 1990; ROBINSON E KNOCKE, 1992), com pesagens periódicas até que não houvesse mais perda de massa. O mapeamento das águas foi realizado através de uma diferenciação entre as taxas de secagem que cada tipo de água possui. Esse procedimento foi realizado através da avaliação da curva termogravimétrica traçada pela taxa de secagem e pela razão entre a massa de água evaporada e a massa de sólidos totais secos.



Figura 19: Balança termogravimétrica.

Fonte: Autoria própria.

4.7 DETERMINAÇÃO DA APTIDÃO DO LODO AO DESAGUAMENTO

Para determinar a aptidão do lodo de descarte ao desaguamento foram utilizados dois métodos de avaliação. O Tempo de Sucção Capilar (TSC) e a Resistência Específica

à Filtração (REF) são parâmetros amplamente utilizados para tal fim, trazendo resultados confiáveis e permitindo comparação entre ambos, desde que feita de forma cuidadosa (TO *et al.*, 2016).

4.7.1 Tempo de Sucção Capilar (TSC)

O Tempo de Sucção Capilar é um ensaio simples e rápido, que consiste em medir o tempo exigido para que o líquido filtrado de uma amostra de lodo escoe por capilaridade entre dois círculos concêntricos sobre um papel filtro. A aparelhagem disponível comercialmente para medida do TSC funciona automaticamente, com registro de resultados por meio de cronômetro digital eletrônico.

O equipamento é composto por duas chapas de acrílico que se encaixam. Imagens do equipamento utilizado podem ser encontradas na Figura 20. Entre o encaixe há um espaço destinado para o uso do papel filtro e, acoplado à chapa superior, há um reservatório com volume de 6mL para a amostra a ser utilizada. O cronômetro é ativado quando o filtrado atinge o primeiro eletrodo e para quando o filtrado atinge o segundo eletrodo, marcando assim, o tempo necessário para que a água percole pelo papel por meio da capilaridade. O papel filtro utilizado foi o papel Whatman nº 17.

Figura 20: Equipamento utilizado para medir o TSC.



Fonte: Autoria própria.

Visando a comparação entre o parâmetro TSC e o parâmetro REF, os resultados de TSC foram normalizados pela concentração de sólidos totais na amostra, visto que

este valor aproxima-se da concentração de sólidos suspensos totais sugerido por Yu *et al.* (2008) e Peng *et al.* (2011).

4.7.2 Resistência Específica à Filtração (REF)

O ensaio de REF foi conduzido por um aparato experimental composto por um funil contendo um papel filtro e uma bomba a vácuo acoplada a uma proveta graduada para a aferição do volume filtrado. Após a montagem do aparato tal qual a Figura 21, o papel filtro foi lavado para permitir sua total aderência à superfície do funil. Uma alíquota de 100 mL de amostra foi colocada sobre o papel filtro e, aplicando o vácuo a uma pressão constante de 270mmHg, foram anotados os volumes filtrados e o tempo entre cada medição até que se encontrasse sobre o filtro uma torta relativamente seca. O papel filtro utilizado foi o Papel filtro quantitativo Whatman nº 40 e a viscosidade adotada para o filtrado foi a viscosidade da água.



Figura 21: Aparato de medição da REF.

Fonte: Autoria própria.

4.8 ENSAIO DE DESAGUAMENTO DA ÁGUA LIVRE

Os ensaios de desaguamento foram utilizados nesta pesquisa como fonte de estudo da capacidade de desaguamento da amostra em meios naturais. Não foi utilizado qualquer tipo de aditivo químico para facilitar o processo, tal como polímero catiônico. O aparato experimental utilizado nesta etapa é denominado Desaguador Estático Vertical (DEV).

O DEV é um equipamento que promove o desaguamento do lodo por métodos naturais em telas filtrantes. Seu sistema de funcionamento é baseado nos fenômenos de percolação e evaporação, assim como os leitos de secagem.

O aparato utilizado neste estudo possui dimensões em escala de bancada. Ele é constituído por tubos de PVC de 75 mm de diâmetro, com altura total de 800 mm acima do flange de retenção da tela filtrante. A tela filtrante é constituída por uma trama de fios de aço inox de 100 mesh. Na parte inferior do tubo é acoplado um funil, cuja função é coletar e direcionar o líquido percolado para as provetas onde seu volume é medido. Provetas de 1000 mL foram encaixadas abaixo do funil para medição do volume escoado durante o teste. A Figura 22 apresenta o DEV e seus componentes.





Fonte: Adaptado de Gonçalves (2015b).

Os ensaios de desaguamento foram realizados em quatro etapas: (1) carga, (2) desaguamento, (3) descarga e (4) lavagem do piloto. As duas primeiras etapas foram repetidas por três vezes como apresentado na Figura 23.

Figura 23: Fluxograma do ensaio de desaguamento no DEV.



Fonte: Autoria própria.

No momento da segunda e terceira cargas do desaguador, tomou-se o cuidado de realizar o lançamento de lodo de forma a não revolver a massa líquida já presente para preservar a camada filtrante já formada.

Durante os ensaios, foram variados alguns parâmetros a fim de compreender sua influência na cinética de desaguamento. A Tabela 5 apresenta um resumo da variação dos parâmetros utilizados no ensaio.

Tabela 5: Resumo da variação dos parâmetros do ensaio de desaguamento

| Variações |
|-----------------|
| 3h |
| 24h |
| ependente do |
| or de sólidos e |
| do volume |
| aplicado |
| |

Fonte: Autoria própria.

Os dados obtidos foram aplicados no modelo de Jeffrey (1959) apresentado no Item 3.6, equação 2.

4.9 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE LODO

4.9.1 Físico-química

A caracterização físico-química quanto os parâmetros DQO, série de sólidos, proteínas, lipídios e carboidratos foi realizada segundo as metodologias citadas na Tabela 6.

| boratoriais para análises fis | sico-químicas. |
|-------------------------------|--|
| Princípio do método | Referência |
| Gravimetria | APHA, 2012 |
| Gravimetria | APHA, 2012 |
| Gravimetria | APHA, 2012 |
| Colorimetria | APHA, 2012 |
| Titulometria | GALVANI e GAERTNER, 2006 |
| Gravimetria | APHA, 2012 |
| Colorimetria | DUBOIS et al., 1956 |
| | boratoriais para análises fis Princípio do método Gravimetria Gravimetria Colorimetria Titulometria Gravimetria Colorimetria |

Fonte: Autoria própria.

4.9.2 Bioquímica

• Substância polimérica extracelular (EPS)

A extração, quantificação e qualificação da EPS foram realizadas para as quatro torneiras amostradoras de lodo do reator UASB durante as Fases 1 e 2, a fim de permitir uma análise da distribuição dessas substâncias no reator.

Para a extração das substâncias poliméricas extracelulares, 50mL de cada amostra foram centrifugadas a 3000 rpm por 20 minutos, descartando-se o sobrenadante ao final. O sedimentado foi ressuspendido com uma solução de EDTA 2% conforme aplicado por diversos autores (COMTE *et al.*, 2007; FELZ *et al.*, 2016; LIU e FANG, 2002) e armazenado sob refrigeração por 24h. Em seguida, a solução foi novamente centrifugada a 3000 rpm por 20 minutos, onde coletou-se o sobrenadante, descartando-se o sedimentado. O sobrenadante foi filtrado em membrana de celulose com porosidade de 0,45µm e conservado sob refrigeração para a realização das análises laboratoriais. Todo o procedimento foi replicado trocando-se a solução de EDTA 2% por água ultrapura para a obtenção de uma amostra controle.

Após a extração, a EPS foi quantificada pela concentração de sólidos voláteis. Também foram realizadas as análises de carboidratos e proteínas para a qualificação do material. Conjuntamente, foram determinadas as concentrações de sólidos totais e voláteis da amostra bruta para a análise relativa dos dados de EPS. As metodologias utilizadas para as análises laboratoriais podem ser encontradas na Tabela 6 e a Figura 24 apresenta um esquema gráfico do protocolo de extração.



Figura 24: Fluxograma do protocolo de extração de EPS.



• Atividade metanogênica específica (AME) e teste de biodegradabilidade

Tais ensaios foram realizados a fim de avaliar a capacidade de digestão de matéria orgânica, possíveis efeitos inibitórios da codigestão e influência na produção de biogás. A metodologia utilizada foi o ensaio de respirometria, replicada por Ferreira (2017), onde o volume de biogás produzido é medido a partir do volume de água deslocado.

As amostras foram coletadas a partir das torneiras referentes ao leito e manta do UASB, que foram submetidas a análises laboratoriais para a identificação da concentração de sólidos voláteis. Com esses resultados, calculou-se o volume necessário de cada amostra para a montagem dos frascos e o volume de solução de acetato de sódio, respeitando-se a relação F/M de 0,5 gDQO/gSV. O volume de solução de nutrientes foi o mesmo para todos os frascos. Para o teste de biodegradabilidade repetiu-se o protocolo substituindo-se a solução de acetato de sódio por água deionizada nas mesmas proporções. A Figura 25 apresenta o protocolo de montagem dos frascos reagentes, a composição da solução de nutrientes pode ser encontrada na Tabela 7 e a Figura 26 apresenta a disposição dos frascos dentro da estufa.



Figura 25: Fluxograma da montagem dos frascos de AME.

Fonte: Autoria própria.

Tabela 7: Composição da solução de nutrientes.

| Solução | Reagente | Concentração | Função | |
|----------------------------|--------------------------------------|----------------|-----------------|--|
| 1 | KH ₂ PO ₄ | 1500 mg/L | Tampão | |
| | K ₂ HPO ₄ | 1500 mg/L | | |
| | NH ₄ CI | 500 mg/L | Macronutrientes | |
| | Na ₂ S.7H ₂ O | 50 mg/L | | |
| - - - - - - | FeCl ₃ .6H ₂ O | 2000 mg/L | | |
| | ZnCl ₂ | 50 mg/L | | |
| | CuCl ₂ .2H ₂ O | 24,77 mg/L | | |
| | MnCl ₂ .4H ₂ O | 611 mg/L | Microputriontos | |
| | (NH4)6.M07O244H2O | 50 mg/L | Micronuthentes | |
| | AICI ₃ | 90,84 mg/L | | |
| | CoCl ₃ .6H ₂ O | 2000 mg/L | | |
| | HCI (P.A.) | 1 ml | | |
| | Fonte: Fe | rreira (2017). | | |



Figura 26: Disposição dos frascos reagentes da estufa.

Fonte: Autoria própria.

4.10TRATAMENTO ESTATÍSTICO

O tratamento estatístico dos dados foi aplicado dividindo-os em grupos segundo cada parâmetro. O software Excel versão 2013 foi utilizado para a determinar parâmetros da estatística descritiva dos mesmos, bem como gráficos de linha e de dispersão.

O teste de Shapiro-Wilk foi utilizado para verificar a normalidade da distribuição em um intervalo de confiança de 95% com o auxílio do software R versão 3.4.1 (R Team, 2017).

Foram aplicados três diferentes testes para analisar a variância dos dados. Os testes foram escolhidos segundo as características de cada grupo de dados:

- Teste de Tukey: Aplicado para os grupos de dados relacionados ao ensaio de desaguamento, pois estes apresentavam disrtibuição normal requerendo a comparação entre três grupos.
- Teste U de Mann-Whitney: Aplicado para os grupos de dados relacionados ao coeficiente de drenabilidade, pois estes não apresentaram distribuição normal requerendo a comparação entre dois grupos.
- Teste de Kruskal-Wallis: Aplicado aos grupos de dados relacionados à caracterização físico-química, pois estes não apresentaram distribuição normal requerendo a comparação entre três grupos.

Todos os testes de ANOVA foram aplicados utilizando o software R versão 3.4.1 (R Team, 2017).

Por fim, a elaboração dos gráficos de intervalo de confiança de 95% foi realizada utilizando-se o software Statística na versão 12.0.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 QUANTIFICAÇÃO DA MASSA DE LODO

No período da Fase 1 foram descartados um total de 2840L de lodo em um intervalo de tempo de 154 dias, caracterizando uma produção diária de lodo de descarte média de 18,4L/dia. Em termos de sólidos, no mesmo período foram descartados um total de 54,1 kgST e 36,8 kgSV, caracterizando uma produção diária média de 1,3 gST/hab.dia e 0,7 gSV/hab.dia. Para a Fase 2, o volume total de lodo descartado foi de 2809L em um intervalo de tempo de 118 dias, totalizando uma produção média de 23,8L/dia. O descarte no mesmo período foi de 32,8 kgST e 23,4kgSV, sendo a produção diária de 1,0 gST/hab.dia e 0,7 kgSV/hab.dia, em média.

A produção diária de lodo de descarte em termos de sólidos totais foi abaixo dos valores encontrados em literatura para as duas fases. Gomes e Bernadino (2013) encontraram uma produção de lodo de 3,0 gST/hab.dia para um reator UASB tratando esgoto sanitário a uma vazão de trabalho de 3,5L/s. A ETE – Vale Encantado foi o objeto de estudo dos autores, a qual estava localizada próximo à estação experimental da pesquisa aqui proposta sendo alimentada com esgoto sanitário de mesmas características.

Vale destacar que o procedimento de descarte foi o mesmo nas duas fases, sendo realizado sempre que o nível da manta de lodo atingia o compartimento de separação trifásico. Observou-se um aumento da produção média diária de lodo de descarte em termos de volume quando o reator foi operado com codigestão de esgoto sanitário e biomassa mixotrófica não hidrolisada. Entretanto, as produções diárias em termos de ST e SV sofreram redução, indicando que o lodo de descarte produzido na Fase 2 apresentou menor densidade quando comparado com a Fase 1.

A alteração nas características do lodo de descarte em razão do processo de codigestão foi objeto de estudo de algumas pesquisas. Maragkaki *et al.* (2017) e Ma *et al.* (2008) concluíram que houve um aumento da biomassa ativa de reatores UASB ao suplementá-lo com glicerol como fonte carbonácea extra. Ma *et al.* (2008) encontraram um aumento de 3 gSS/L em 33 dias de observação. O mesmo aumento pode não ter sido identificado neste trabalho devido à complexidade da fonte carbonácea extra e ao baixo TDH quando comparado às pesquisas supracitadas, dificultando o processo de digestão. Além disso, acredita-se que a queda da DQO_{total}

na Fase 2 influenciou no crescimento da biomassa devido à diminuição da concentração de substrato de fácil assimilação.

Já a idade do lodo, calculada segundo a metodologia de Cavalcanti *et al.* (1999), foi de 108 dias na Fase 1, para 98 dias na Fase 2 (9,3% de redução). Como a produção diária de sólidos não sofreu mudanças significativas, a redução da idade do lodo indica uma diminuição da retenção do lodo dentro do reator, sugerindo que houve um arraste do material na Fase 2. Isto reforça a maior frequência de descarte da Fase 2 levando a maiores volumes descartados e corrobora com os dados de perfil de lodo apresentados a seguir.

Os dados de perfil de lodo apresentaram distribuição normal e o parâmetro média aritmética foi utilizado para elaborar a Figura 27, que mostra o perfil de lodo do reator para ambas as fases.



Figura 27: Perfil de lodo no reator UASB para a Fase 1 e Fase 2.

Fonte: Adaptado de Gonçalves (2015a).

Observa-se que houve uma redução da quantidade de sólidos presentes no leito de lodo para a Fase 2. Na manta de lodo as quantidades não sofreram variações significativas. Esses dados corroboram com os resultados de produção relativa de

lodo de descarte e de idade de lodo sugerindo que ocorre um arraste do material no sentido de fluxo do reator (ascensional).

Embora maiores volumes tenham sido descartados na Fase 2, esse comportamento não se repetiu em termos de ST e SV. Deduz-se que essa massa de sólidos foi descartada pelo reator por meio do efluente, o que pode ser reforçado pelos dados de sólidos sedimentáveis indicados no item 4.2 (Tabela 4) que apresentam 0,26mL/L para a Fase 1 e 0,32 mL/L para a Fase 2.

Com o objetivo de compreender melhor os fenômenos envolvidos, amostras do lodo de leito e de manta da Fase 2 foram observados através da microscopia ótica. As imagens obtidas estão apresentadas na Figura 28.



Figura 28: Microscopia ótica do lodo de leito e de manta da Fase 2.

Fonte: Adaptado de Assis (2017).

Durante a análise observou-se que é possível encontrar células algáceas em abundância no lodo de manta, enquanto no lodo de leito a quantidade dessas células parece ser menor. Portanto infere-se que, devido à baixa densidade da biomassa mixotrófica, esse material é arrastado pela velocidade ascensional do reator atingindo o compartimento de separação trifásico, levando a maiores frequências de descarte e diminuindo a idade de lodo.

5.2 DETERMINAÇÃO DAS FRAÇÕES DE ÁGUA

As curvas termogravimétricas obtidas assemelharam-se à curva modelo apresentada no item 3.4 (Figura 4). A diferenciação das taxas de secagem foi identificada através da curva, tal qual apresentado na Figura 29.



Figura 29: Resultado obtido em ensaio de termogravimetria.

Os conjuntos de dados obtidos nos ensaios apresentaram distribuição normal, permitindo sua avaliação por meio da média aritmética. A Figura 30 apresenta a distribuição das frações de água das amostras coletadas na Etapa 1 e na Etapa 2.



Figura 30: Distribuição das frações de água.

Fonte: Autoria própria.

Fonte: Autoria própria.

Os valores apresentados para cada fração são semelhantes aos valores encontrados em literatura para lodos anaeróbios (SPAVIER, 2003; KOPP e DICHTL, 2001) que apontam faixas entre 83% e 94% para a água livre e 5% a 18% para a água intersticial somada à água de união.

Os testes estatísticos mostraram não haver diferença significativa entre os resultados da Etapa 1 e da Etapa 2 em um intervalo de confiança de 95%. Entretanto, pelos valores médios apresentados na Figura 30, observa-se uma tendência de diminuição da quantidade de água livre e de aumento da quantidade de água intersticial e de água de união na Etapa 2. Isto pode ser explicado pela influência da biomassa mixotrófica no lodo anaeróbio de codigestão. A biomassa mixotrófica é formada através de ligações químicas fortes entre a molécula do floculante e a célula (MANGRICH *et al.*, 2013). Ao criar essas ligações, moléculas de água podem ficar aprisionadas na estrutura formadora do floco, aumentando os teores de água intersticial e de união.

Por isso, os resultados induzem à percepção de uma influência negativa da codigestão de biomassa mixotrófica não hidrolisada no desaguamento do lodo de descarte, visto a diminuição da porcentagem de água livre (MORTARA, 2011).

5.3 DETERMINAÇÃO DOS ÍNDICES DE DESAGUAMENTO

A Tabela 8 apresenta as faixas de valores encontradas para os índices de desaguamento avaliados.

| | TSC | TSC norm. | REF |
|----------------------|-----------------|---------------|-------------------------------------|
| Etapa 1 | 15,35 – 72-56 | 0,99 – 2,25 | 10 ¹³ |
| Etapa 2 | 172,55 – 605,50 | 19,39 – 31,65 | 10 ¹³ - 10 ¹⁴ |
| Valor de referência* | 120 - 230 | 6,3 – 31,65 | 10 ¹² |

Tabela 8: Faixa de valores encontrados para os índices de desaguamento.

*Baseado em resultados de outros trabalhos para lodos anaeróbios (WACLAWEK et al., 2016; WU et al., 2018; WANG et al., 2014b; SPAVIER, 2003; DERELI et al., 2014)

Fonte: Autoria própria.

5.3.1 Tempo de Sucção Capilar (TSC)

Na Etapa 1 os valores para o TSC variaram entre 15,35 e 72,56s, enquanto na Etapa 2 os valores variaram entre 172,55 e 605,58s. Para o TSC normalizado a faixa de variação foi de 0,99 a 2,25 s.L/g para a Etapa 1 e de 19,39 a 31,65 s.L/g para a Etapa

2. A Figura 31 e a Figura 32 apresentam tais variações pelo gráfico de máximas e mínimas.

Para ambas as etapas, os resultados se mostraram típicos de lodos de alta capacidade de desaguamento (TO *et al.*, 2016). A literatura aponta valores entre 120 e 230s para TSC de lodos digeridos anaerobicamente (WACLAWEK *et al.*, 2016; WU *et al.*, 2018) e 6,3 a 139 s.L/g para TSC normalizado do mesmo material (WACLAWEK *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2014b), indicando que os valores obtidos estão compatíveis com os resultados de outros autores.

A comparação entre as Etapas 1 e 2 pelos parâmetros TSC e TSC normalizado mostra que a codigestão de biomassa mixotrófica sem pré-tratamento dificultou o processo de desaguamento da água livre. Para ambos os parâmetros os valores foram maiores na Etapa 2. As EPS advindas da biomassa mixotrófica e o processo de coagulação das células algáceas podem ter contribuído para a retenção da molécula de água, dificultando o processo de desaguamento por capilaridade.



Figura 31: Resultados para o parâmetro Tempo de Sucção Capilar (TSC).

Fonte: Autoria própria.



Figura 32: Resultados para o parâmetro TSC normalizado.



5.3.2 Resistência específica à filtração (REF)

Para o parâmetro REF não foi possível observar diferença significativa entre as amostras. Todos os valores da Etapa 1 estiveram na ordem de 10¹³ m/kg. Na Etapa 2 os valores mostraram maior variação entre os dados apresentando-se na ordem de 10¹³ e 10¹⁴ m/kg. A Figura 33 apresenta a variação dos dados de REF em um gráfico de máximas e mínimas.

A literatura aponta resultados na ordem de grandeza de 10¹² para lodos anaeróbios e anaerobicamente digeridos (SPAVIER, 2003; WANG *et al.*, 2014b; DERELI *et al.*, 2014), indicando uma faixa consideravelmente maior do que a observada nos resultados deste trabalho.

A REF é dependente da estrutura do floco e do tamanho das partículas presentes no lodo (WANG *et al.*, 2014b). Uma estrutura mais resistente permite a percolação da água livre evitando a colmatação do papel filtro, enquanto uma estrutura pouco resistente colmata os poros dificultando a drenagem. Essa estrutura pode ser afetada por parâmetros como a presença de EPS ou a relação SV/ST. Se por um lado, o aumento da quantidade de EPS poderia levar a maiores valores de REF pelo aumento da resistência estrutural dos flocos (WANG *et al.*, 2016), por outro, a alta relação SV/ST aumenta a instabilidade pela alta quantidade de matéria orgânica levando a redução da resistência à filtração. Com a codigestão de biomassa mixotrófica, espera-

se o aumento dos dois parâmetros citados. A relação SV/ST e a quantidade de EPS serão discutidas no Item 5.5.1 e no Item 5.6.1, respectivamente.



Figura 33: Resultados para o parâmetro Resistência Específica à Filtração (REF).



5.3.3 Correlação linear entre TSC normalizado e REF

A correlação linear entre os parâmetros TSC normalizado e REF foi baixa para ambas as etapas. Na Etapa 1 o coeficiente de correlação foi de 0,48 e na Etapa 2 foi de 0,35. Peng *et al.* (2011) correlacionaram os mesmos parâmetros e encontraram um coeficiente de $R^2 = 0,94$.

Segundo Wang *et al.* (2014b), na maioria dos estudos, os valores de TSC se correlacionam bem com os valores de REF. Entretanto estes autores encontraram uma baixa correlação e atribuíram isso ao aumento da quantidade de EPS nas amostras. Também relacionaram o fato à baixa relação SV/ST que indicou maior resistência da estrutura afetando os resultados de REF.

5.4 ENSAIO DE DESAGUAMENTO DA ÁGUA LIVRE

Os ensaios de desaguamento realizados neste trabalho contaram com o fenômeno da percolação para a remoção da água livre visto que o intervalo de tempo entre a última carga e o fim do ensaio foram inferiores a 48h (PANDEY e JENSSEN, 2015; GONÇALVES *et al.*, 2001). Vale ressaltar que não foi utilizado qualquer tipo de aditivo

químico para facilitar o processo. Todos os grupos de ensaios apresentaram distribuição normal.

5.4.1 Etapa 1

O lodo aplicado nos ensaios de desaguamento para a Etapa 1 apresentou aspecto floculento e coloração escura. Os estudos de Wang *et al.* (2017b) e de Rizvi *et al.* (2015) também apresentaram lodo de UASB de características semelhantes. O aspecto floculento do lodo deve-se a baixa carga orgânica aplicada no reator utilizado neste estudo, uma vez que lodos anaeróbios granulares estão relacionados à reatores alimentados com alta carga orgânica (VAN HAANDEL E LETINGA, 1994; SANTOS *et al.*, 2014).

Tomando-se o cuidado de promover os lançamentos de lodo de forma a evitar grandes perturbações na massa líquida observou-se a formação de uma camada filtrante estável aos primeiros 5 minutos, que se manteve ao longo de todo o ensaio. Notou-se que a velocidade de formação da camada filtrante era diretamente proporcional ao teor de sólidos presentes no lodo, visto que quanto maior o teor de sólidos e o tamanho dos grânulos/flocos, mais rápido será o assentamento destes sobre o meio suporte promovendo a construção da camada de filtração (BARROSO JÚNIOR, 2015; ABBASI e ABBASI, 2012).

Após a formação desta camada a percolação deu-se de forma lenta reduzindo sua velocidade ao longo do tempo até o momento do próximo lançamento. A Figura 34 e a Figura 35 apresentam a curva de cinética de desaguamento dos ensaios da Etapa 1 cujo lodo aplicado apresentava um teor de sólidos totais de 2,2%.



Figura 34: Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 3h - Etapa 1.

Fonte: Autoria própria.

Figura 35: Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 24h - Etapa 1.



Fonte: Autoria própria.

Observa-se que nos ensaios intervalados em 24h, logo após um lançamento a velocidade de percolação apresentou um pequeno acréscimo. Isto não foi observado nos ensaios intervalados em 3h e pode ser explicado pela quantidade de água livre presente no meio. Nesta primeira tipologia de ensaio, ao fim de cada lançamento o teor de água livre no lodo está reduzido e, por isso, a velocidade de percolação também fica reduzida.

Vale ressaltar que o fenômeno de percolação se dá por meio da coesão entre as moléculas de água em processo dinâmico e a percolação de água livre tende a encontrar um ponto de equilíbrio desse processo (UGGETTI *et al.*, 2012; SALOMÃO, 1998). A natureza da torta de lodo é compressível e a água retida após o sistema atingir o ponto de equilíbrio só pode ser removida aplicando uma força de compressão sobre o sistema, também conhecido na reologia como processo de expressão (WAKEMAN, 2007). No momento do novo lançamento, a quantidade de água livre no meio aumenta perturbando o equilíbrio do processo, elevando a velocidade de escoamento da água. O mesmo não pode ser observado nos ensaios intervalados em 3h uma vez que no momento do próximo lançamento, o sistema ainda não atingiu o ponto de equilíbrio.

Apesar de os ensaios mostrarem uma maior eficiência de redução do volume inicial para os ensaios de intervalo de lançamento de 24h, acredita-se que isto tenha ocorrido devido o maior tempo de duração do ensaio. Isto permitiu maior tempo de ação da percolação permitindo a remoção de maiores quantidade de água livre. Observou-se também que os ensaios de intervalo de lançamento de 24h utilizaram-se de uma menor altura útil do DEV permitindo melhor aproveitamento do aparato.

A Figura 36 apresenta um gráfico de variação dos dados de desaguamento de lodo com intervalos de lançamento de 3h e de 24h para a Etapa 1, onde o eixo y representa o volume percolado



Figura 36: Gráfico de intervalo de confiança (95%) para os resultados dos ensaios realizados na Etapa 1.



Os ensaios com intervalo de lançamento de 3h (i=3h) e duração total de 24h promoveu uma redução do volume em torno de 50%. Já os ensaios com intervalo de 24h (i=24h) e duração total de 72h reduziu o volume para valores próximos de 30% do volume inicial. Observa-se que a torta para intervalos de 24h (T (i=24h)) apresentaram volumes menores que a torta para intervalos de 3h (T (i=3h)) mostrando a maior eficiência de redução de volume para ensaios mais duradouros.

5.4.2 Etapa 2

O lodo aplicado nos ensaios de desaguamento para a Etapa 2 também apresentou aspecto floculento, entretanto com uma coloração esverdeada. Muitos autores afirmam que as microalgas tem capacidade de passar pelo reator de digestão anaeróbia de forma intacta devido a capacidade de resistir ao ataque das enzimas, além de ficarem retidas no reator dias após a carga (PANPONG *et al.*, 2015; WARD *et al.*, 2012; SIALVE *et al.*, 2009). Isto pode explicar a coloração esverdeada encontrada no lodo de descarte, que deve estar relacionada à presença de algas retidas no lodo, tendo em vista a observação de microalgas por microscopia óptica.

O aspecto floculento também pode ser explicado pela baixa carga orgânica de alimentação, assim como discutido no item 5.4.1. Apesar de o reator ter recebido duas fontes carbonáceas na Etapa 2, a carga orgânica foi ainda mais baixa que na Etapa 1

devido à diluição do esgoto, impedindo a formação de lodos granulares (VAN HAANDEL E LETINGA, 1994; SANTOS *et al.*, 2014).

O mesmo cuidado no momento do lançamento para evitar perturbações na massa líquida foi tomado nos ensaios da Etapa 2. A camada filtrante foi formada nos primeiros 5 minutos de desaguamento, bem como na Etapa 1, entretanto a camada não se manteve estável ao longo de todo o ensaio.

A percolação deu-se de forma lenta após a formação da camada filtrante, apresentando redução da velocidade ao longo do tempo até o momento do próximo lançamento. A Figura 37 e a Figura 38 apresentam a curva de cinética de desaguamento dos ensaios da Etapa 2 cujo o lodo aplicado também apresentava um teor de sólidos totais de 2,2%.



Figura 37: Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 3h - Etapa 2

Fonte: Autoria própria.



Figura 38: Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 24h - Etapa 2

Fonte: Autoria própria.

As mesmas observações feitas para a cinética de desaguamento podem ser constatadas nos gráficos da Etapa 2. Também foram constatadas maiores eficiências de redução do volume inicial para ensaios de duração total de 72h e este ensaio demandou menor altura útil do aparato, bem como nos ensaios da Etapa 1.

A Figura 39 apresenta um gráfico de variação dos dados de desaguamento de lodo com intervalos de lançamento de 3h e de 24h para a Etapa, onde o eixo y representa o volume percolado.



Figura 39: Gráfico de intervalo de confiança (95%) para os resultados dos ensaios realizados na Etapa 2.



Observa-se que os resultados da Etapa 2 apresentam maior variação dos dados. Isto pode ter acontecido pela falta de estabilidade da camada filtrante formada sobre o meio suporte que pode estar relacionado com a presença de EPS e com a relação SV/ST (WANG *et al.*, 2014b). Estes pontos serão discutidos mais à frente. Apesar da maior variação dos dados, os testes estatísticos mostraram não haver diferença entre os ensaios de mesmas características da Etapa 1 e da Etapa 2.

Na Etapa 2 os ensaios mais curtos também promoveram reduções de volume menores que os ensaios mais longos, reforçando a premissa de que o tempo de exposição é um importante parâmetro para o desaguamento natural.

5.4.3 Comparação entre etapas

Como todos os grupos de dados apresentaram distribuição normal, a média aritmética foi utilizada para representar cada grupo na elaboração dos diagramas de Sankey apresentados na Figura 40 e na Figura 41. Para a elaboração dos diagramas foi utilizado o software Stan 2.6.801. Os dados apresentam o volume destinado à cada fração do desaguamento.





Fonte: Autoria própria.

Figura 41: Diagrama de Sankey da distribuição de lodo ao longo do processo de desaguamento para a Etapa 2, onde I representa as entradas e E representa as saídas.



Fonte: Autoria própria.

Os diagramas reforçam a ideia de que o tempo de exposição do material aumenta a eficiência de redução de volume pela percolação. Pode-se notar que os volumes evaporados também foram maiores nos ensaios mais duradouros.

Apesar de os diagramas sugerirem maiores eficiências de redução de volume para os ensaios da Etapa 2, os testes estatísticos de análise de variância negam esse fato, conforme já discutido anteriormente. As sugestões apresentadas pelos diagramas são reflexo da alta variabilidade dos dados na Etapa 2.

5.4.4 Cálculo do coeficiente de drenabilidade

Os dados coletados nos ensaios de desaguamento e aplicados no modelo de Jeffrey (1959) forneceram dois grupos de dados de coeficiente de drenabilidade, representando as Etapas 1 e 2. A Figura 42 apresenta o gráfico de variação dos dados com intervalo de confiança de 95%.

Figura 42: Variação dos dados de coeficiente de drenabilidade para um intervalo de confiança de 95%.



Fonte: Autoria própria,

O dados não apresentaram distribuição normal. O teste estatístico mostrou que não há diferença entre os dois grupos de dados, sugerindo que o coeficiente de drenabilidade não sofreu variações com a codigestão de biomassa mixotrófica. Entretanto, considera-se que houve uma tendência dos dados a apresentarem uma diferenciação entre os grupos, de forma que o coeficiente da Etapa 2 se apresente menor que o coeficiente da Etapa 1.

5.4.5 Correlação entre carga aplicada e eficiência de desaguamento

Os gráficos de dispersão entre a carga aplicada e a eficiência de desaguamento para as Etapas 1 e 2 estão apresentados na Figura 43 e na Figura 44, respectivamente. O teor de sólidos na torta de lodo foi utilizado como indicador da eficiência de desaguamento do processo tal qual Uggetti (2009) e Kopp e Dich (2001).



Figura 43: Gráfico de dispersão entre a carga aplicada e o teor de sólidos na torta referente à Etapa 1, a) ensaio de duração de 24h; b) ensaio de duração de 72h.

Fonte: Autoria própria,

Figura 44: Gráfico de dispersão entre a carga aplicada e o teor de sólidos na torta referente à Etapa 2, a) ensaio de duração de 24h; b) ensaio de duração de 72h





Na Etapa 1 nota-se uma correlação entre os dois parâmetros indicando que quanto maior a carga aplicada, maior é a eficiência de desaguamento. Os resultados mostram que cargas aplicadas maiores que o limite de 15 kgSST/m² estabelecido pela ABNT NBR 12.209/92 – Norma técnica brasileira que dispõe sobre parâmetros para projetos de leito de secagem – tendem a ocasionar em altas eficiências de desaguamento. Isto sugere que o limite pode ser questionado, permitindo novas configurações de descarte de lodo e aproveitamento das estruturas de desaguamento.

Na Etapa 2, o grupo de dados para ensaios de duração de 24h também apresentou alta correlação entre os dados. Já os dados dos ensaios de duração de 72h apresentaram coeficiente de correlação muito baixo. Isto pode ter ocorrido devido à baixa estabilidade da camada filtrante estabelecida sobre o meio suporte, conforme discutido no item 5.4.2.

5.5 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LODO E DA TORTA

Para analisar os dados desta seção, optou-se por uma avaliação em termos de quantidade aplicada nos desaguadores e quantidade retida na torta em unidade de massa. Esses dados foram obtidos através da seguinte equação.

M = C.V (Equação 5)

Onde M é a massa do composto em questão (g), C é a concentração (g/L) e V é o volume da fração analisada (L).

Os grupos de dados desta seção não apresentaram distribuição normal. Uma faixa de valores para cada variável pode ser encontrada na Tabela 9.

| Variável | Faixa |
|----------------------|---------------|
| Sólidos totais (g/L) | 10,25 – 25,64 |
| DQO (kgO2/L) | 15,38 – 35,89 |
| Carboidratos (g/L) | 1,02 – 2,30 |
| Lipídios (g/L) | 1,02 – 5,12 |
| Proteínas (g/L) | 0,76 - 6,41 |
| | |

Tabela 9: Faixa de valores para os resultados de caracterização fisico-química do lodo de descarte.

Fonte: Autoria própria.

5.5.1 Sólidos totais (ST) e sólidos voláteis totais (SV)

Os gráficos da Figura 45 apresentam a variação dos dados de sólidos apresentados em um intervalo de confiança de 95%.



Figura 45: Variação dos resultados de sólidos totais (em gramas de ST) com intervalo de confiança de 95% para a a) Etapa 1 e b) Etapa 2.

Fonte: Autoria própria.

Os resultados obtidos para a concentração de lodo bruto estão dentro da faixa proposta na literatura para lodo de manta (10 a 30 g/L). Tendo em vista que o volume aplicado de lodo bruto nos ensaios foi de 3,9L, espera-se uma variação de massa de 39 a 117g nos gráficos. Não houve variações significativas do teor de sólidos do lodo de descarte entre as etapas de trabalho. Observa-se que de toda a massa de sólidos aplicada, metade permaneceu retida na torta para ambas as etapas.

Para avaliar a estabilidade do lodo, foi utilizada a variável SV/ST e seus resultados estão dispostos no gráfico da Figura 46.



Figura 46: Variação dos resultados de grau de estabilidade (SV/ST) com intervalo de confiança de 95% para a a) Etapa 1 e b) Etapa 2.

Fonte: Autoria própria.

O teste estatístico apresentou diferenças entre às etapas quanto o parâmetro grau de estabilidade. O lodo da Etapa 1 mostrou-se estável conforme já é consolidado na literatura para lodos anaeróbios provenientes de reatores UASB. Entretanto a Etapa 2 apresentou um lodo menos estabilizado devido à presença de matéria orgânica não digerida advinda da biomassa mixotrófica e esta instabilidade foi refletida no grau de estabilidade da torta. A ABNT NBR 12.209/92 que dispõe de parâmetros para a construção de leitos de secagem impões que este tipo de sistema deve ser usado para a desidratação de lodos estabilizados. Portanto a influência no grau de estabilidade do material poderia inviabilizar a aplicação direta em métodos de desaguamento natural, levando à necessidade de implantação de um etapa de estabilização do lodo, como tanques digestores.

5.5.2 DQO

A Figura 47 apresenta os resultados obtidos para o parâmetro DQO.





Fonte: Autoria própria.

O teste estatístico mostrou que o lodo aplicado nos ensaios da Etapa 2 tinha menor demanda química de oxigênio que o lodo aplicado na Etapa 1. Lembrando que a DQO da biomassa mixotrófica aplicads foi de 4,9 g/L (Tabela 4), acredita-se que, pela retenção deste material nas porções do reator referente ao lodo de manta, este lodo possa ter influenciado na DQO do lodo de codigestão. A DQO do esgoto afluente do reator também pode ter sido a causa da queda de DQO, uma vez que os resultados

deste parâmetro na Etapa 2 mostraram-se menores que na Etapa 1 devido às diluição causada pelas chuvas.

5.5.3 Carboidratos

A Figura 48 apresenta os resultados obtidos para o parâmetro quantidade de carboidratos.

Figura 48: Variação dos resultados de quantidade de carboidratos (em gramas de carboidratos) com intervalo de confiança de 95% para a a) Etapa 1 e b) Etapa 2.



Fonte: Autoria própria.

Os testes estatísticos mostraram não haver diferenças significativas entre os grupos de dados. Isso mostra que cerca de metade da quantidade de carboidratos aplicada ficou retida na torta, assim como mostraram os resultados de sólidos totais, o que sugere que a quantidade de carboidratos presente no lodo está vinculada aos sólidos e não a massa líquida.

5.5.4 Lipídios

A Figura 49 apresenta os resultados obtidos para o parâmetro quantidade de lipídios.



Figura 49: Variação dos resultados de quantidade de lipídios (em gramas de lipídios) com intervalo de confiança de 95% para a a) Etapa 1 e b) Etapa 2.

A variabilidade dos dados para o lodo de codigestão foi muito alta, o que pode ter ocorrido devido à hidrólise de células algáceas. Com isto, o teste estatístico não mostrou diferenças significativas quando comparados os mesmos grupos da Etapa 1 e da Etapa 2. Entretanto deve-se atentar a este parâmetro, pois altos teores de lipídios podem afetar a densidade do lodo devido à dificuldade de liberação dos gases produzidos no processo, levando-o a flotar dentro do reator (MENDES *et al.*, 2005).

5.5.5 Proteínas

A Figura 50 apresenta os resultados obtidos para o parâmetro quantidade de proteínas.


Figura 50: Variação dos resultados de quantidade de proteínas (em gramas de proteínas) com intervalo de confiança de 95% para a a) Etapa 1 e b) Etapa 2.

Fonte: Autoria própria.

Este parâmetro também apresentou muita variação nos dados da Etapa 2. A variação pode estar relacionada a secreção de EPS a partir das células algáceas através da exposição à ambientes hostis (ADAV e LEE, 2008), assim como à liberação do conteúdo celular pela hidrólise. Isto será discutido no item 5.6.1.

Pelos testes estatísticos também infere-se que a quantidade de proteínas presentes no lodo está associada à partícula sólida. Neste caso, por meio de substâncias poliméricas extracelulares.

5.6 CARACTERIZAÇÃO BIOQUÍMICA DO LODO

5.6.1 Substância polimérica extracelular (EPS)

A Figura 51 apresenta os resultados referentes à caracterização quantitativa e qualitativa da EPS para a Etapa 1.



Figura 51: Caracterização da EPS no reator UASB durante a Etapa 1.

Fonte: Autoria própria.

A quantificação de EPS apresentou valores muito próximos em cada porção do reator. Entretanto ao analisar de forma relativa conforme é proposto por diversos autores (COMTE *et al.*, 2007; FELZ *et al.*, 2016; LIU *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2017), nota-se que a quantificação de EPS fracamente ligado é maior nas porções superiores.

Visto que a EPS é uma substância secretada para a proteção da célula contra o ambiente externo (ADAV e LEE, 2008; LIU e FANG, 2002) e para a formação de uma reserva energética durante as fases de escassez (LIU e FANG, 2002), era esperado que a quantidade de EPS fosse maior nas porções superiores, pois estas apresentam menores teores de matéria orgânica dissolvida.

Nota-se que a caracterização qualitativa mostrou que mais da metade das substâncias poliméricas extracelulares é formada por proteínas, o que corrobora com os resultados apontados por Liu e Fang (2002) que estudaram a composição de EPS fracamente ligado para o lodo metanogênico.

Além da porção referente às proteínas da EPS que podem estar relacionadas a metabólitos e enzimas secretados pelas células, outra porção de grande representatividade é a porção descrita como "outros". Nela estão inclusos diversos tipos de ácidos orgânicos, substância húmica, fosfolipídeos, entre outros (FELZ *et al.*, 2016; CHEN *et al.*, 2015), e podem estar relacionados com a liberação do conteúdo celular devido à hidrólise decorrente da digestão endógena (COMTE *et al.*, 2007; CHEN *et al.*, 2015).

A Figura 52 apresenta a caracterização quantitativa e qualitativa da EPS relacionado à Etapa 2.



Figura 52: Caracterização da EPS no reator UASB durante a Etapa 2.

Fonte: Autoria própria.

A quantidade de EPS em cada porção do reator também apresentou valores muito próximos na Etapa 2, entretanto estes apresentaram um pequeno acréscimo relacionado às quantidades apresentadas na Etapa 1 (11% em relação ao quantitativo total). A quantificação relativa também apresentou valores maiores, principalmente na porção mais inferior do reator. Como não houveram variações significativas da

composição do esgoto bruto que alimenta o reator, infere-se que os acréscimos na quantidade de substância polimérica extracelular estejam relacionados à alimentação do reator com biomassa mixotrófica (COMTE *et al.*, 2007).

Os resultados de EPS estão de acordo com os resultados de termogravimetria apresentados na seção 5.2, pois o aumento da quantidade de EPS no lodo permite o aprisionamento de moléculas de água nas cadeias poliméricas aumentando a quantidade de água intersticial e reduzindo a quantidade de água livre (WANG *et al.*, 2016; LI *et al.*, 2017).

Nota-se que a caracterização qualitativa apresentou variações significativas quando comparada com a Etapa 1. Desta vez, a porção mais inferior do reator apresenta uma EPS constituída por grande parte de proteínas enquanto as porções central e superior apresentam grandes quantidades de ácidos orgânicos, substância húmica, polissacarídeos, entre outros.

Como as proteínas na EPS estão relacionadas com a liberação de metabólitos e enzimas (LIU e FANG, 2002; COMTE *et al.*, 2007), acredita-se que o aumento de substâncias poliméricas extracelulares na porção inferior do reator é uma resposta metabólica do lodo anaeróbio na tentativa de digerir um material de baixa biodegradabilidade como o lodo anaeróbio. A dificuldade do rompimento da parece celular reforçada de microalgas (NEUMMAN *et al.*, 2015) faria com que as células anaeróbias secretassem maior quantidade de enzimas para realizar a tarefa.

Quanto à porção central e a porção superior, partindo da premissa discutida no item 5.1 em que a biomassa miixotrófica sofre um arraste pela velocidade ascensional devido sua baixa densidade, presume-se que a EPS seja secretado pelas células algáceas. Por um lado, a secreção poderia ser uma resposta metabólica de células algáceas frente a um ambiente altamente hostil (ADAV e LEE, 2008). Por outro lado, devido à composição encontrada pelas análises laboratoriais realizadas, acredita-se que essa EPS seja referente à liberação do conteúdo celular de células hidrolisadas dentro do reator UASB (WANG *et al.*, 2014b).

5.6.2 Atividade Metanogênica Específica (AME)

Os gráficos de produção cumulativa de metano para as amostras da Etapa 1 estão apresentados na Figura 53.



Figura 53: Gráficos de produção cumulativa de biogás para o lodo de a) manta e b) leito durante a Etapa 1.

Fonte: Autoria própria.

Os valores de produção específica de metano foram de 33,5 mLCH₄/gSV.d para a amostra de manta alimentada com acetato, 25,2 mLCH4/gSV.d para a amostra de manta alimentada com água ultrapura (controle negativo), 29,3 mLCH4/gSV.d para o lodo de leito alimentado com acetato e 33,4 mLCH4/gSV.d para a amostra de leito alimentada com água ultrapura (controle negativo). Durante a Etapa 1 o lodo de leito se mostrou mais ativo que o lodo de manta nos testes de controle negativo, entretanto o teste realizado com acetato sugere que o lodo de manta apresentou-se com maior fração de organismos metanogênicos.

Esposito *et al.* (2012) afirma que as curvas que se apresentam mais próximas do eixo y até o quinto dia de medição indicam uma maior capacidade de biodegradabilidade. Observa-se que as curvas referentes às amostras alimentadas com acetato apresentaram esta característica. Isto era de se esperar uma vez que o metano é produzido a partir da metabolização direta do acetato (HUSSAIN e DUBEY; 2014). No controle negativo, a produção de metano depende da oxidação de outras substâncias orgânicas, sendo necessário passar pelas etapas de hidrólise, acidogênese e acetogênese antes da etapa de metanogênese.

Os gráficos referentes à Etapa 2 estão apresentados na Figura 54.



Figura 54: Gráficos de produção cumulativa de biogás para o lodo de a) manta e b) leito durante a Etapa 2.

Fonte: Autoria própria.

Os valores de produção específica de metano foram de 54,9 mLCH4/gSV.d para a amostra de manta alimentada com acetato, 48,3 mLCH4/gSV.d para a amostra de manta alimentada com água ultrapura (controle negativo), 34,0 mLCH4/gSV.d para o lodo de leito alimentado com acetato e 32,7 mLCH4/gSV.d para a amostra de leito alimentada com água ultrapura (controle negativo). Diferente da primeira etapa, os resultados mostram que durante a Etapa 2 o lodo de manta se mostrou mais ativo que o lodo de leito tanto para o controle negativo quanto para os ensaios com acetato. Vale ressaltar que o tempo de detenção durante os ensaios de AME foi de 60 dias e isso pode ter favorecido a digestão anaeróbia de microalgas permitindo maior tempo de contato para a ocorrência da hidrólise.

As amostras alimentadas com o substrato à base de acetato também apresentaram uma curva de produção de metano mais próxima do eixo y até os primeiros cinco dias de medição. Observa-se que as curvas apresentam-se mais próximas ao eixo y na Etapa 2 do que na Etapa 1 e isso mostra que as amostras de lodo do reator realizando a codigestão apresenta maior capacidade biodegradação, indicando que não houveram efeitos inibitórios quanto à alimentação do reator com a biomassa mixotrófica (ESPOSITO *et al.*, 2012).

A Tabela 10 apresenta um resumo dos valores apresentados neste item. Vale ressaltar que, apesar de realizados em diplicata, os ensaios de AME não

acompanharam o desenvolvimento do reator. Por isso os dados se apresentam com carater preliminar indicando tendências.

| Lodo | Substrato | Etapa 1 | Etapa 2 |
|---|-------------------|------------------|------------------|
| Leito | Controle negativo | 33,4 mLCH₄/gSV.d | 32,7 mLCH₄/gSV.d |
| | Acetato | 29,3 mLCH₄/gSV.d | 34,0 mLCH₄/gSV.d |
| MantaControle negativo25,2 mLCH4/gSV.dAcetato33,5 mLCH4/gSV.d | Controle negativo | 25,2 mLCH₄/gSV.d | 48,3 mLCH₄/gSV.d |
| | 54,9 mLCH₄/gSV.d | | |

| Tabela 10: Resumo dos resultados de AM |
|--|
|--|

5.7 RESUMO DOS PARÂMETROS TRABALHADOS

A Tabela 11 apresenta um resumo dos parâmetros avaliados neste trabalho e o resultado quanto à influência no desaguamento sob a ótica de cada parâmetro.

Tabela 11: Resumo dos resultados quanto à influência de desaguamento sob a ótica de cada parâmetro.

| Variáveis de desaguamento Termogravimetria x TSC x Coeficiente de drenabilidade x Capacidade de desaguamento x | ência sitiva |
|--|-----------------|
| Variáveis de desaguamento TSC x Coeficiente de drenabilidade x Capacidade de desaguamento x | |
| Variavels de desaguamento REF x Coeficiente de drenabilidade x Capacidade de desaguamento x | |
| Coeficiente de drenabilidade x Capacidade de desaguamento x | |
| Capacidade de desaguamento x | |
| | |
| Produção de lodo x | |
| Variaveis Idade de lodo x | |
| Perfil de lodo x | |
| ST x | |
| SV/ST x | |
| Variáveis de DQO x | |
| qualidade Carboidrato x | |
| Lipídio x | |
| Proteínas x | |

Fonte: Autoria própria.

Destaca-se que nenhum grupo de variáveis apresentou influência positiva, demonstrando que a codigestão de biomassa mixotrófica sem qualquer processo de pré-tratamento em um reator UASB tratando esgoto sanitário não age como um potencializador do processo de desaguamento natural.

Para o grupo de variáveis de desaguamento observou-se uma influência negativa quando realizada a codigestão de esgoto e biomassa mixotrófica para a maioria dos

parâmetros. Acredita-se que a REF demonstrou-se indiferente devido à baixa sensibilidade do método a diferentes tipos de lodo.

O grupo de variáveis operacionais também apontou influência negativa na alimentação do reator com esgoto e biomassa mixotrófica quando comparado com uma alimentação convencional. Isto demonstra que essa fonte carbonácea extra alterou o equilíbrio dinâmico da manta de lodo, podendo trazer prejuízos ao funcionamento do UASB. Espera-se que essa influência possa ser neutralizada adicionando-se a etapa de pré-tratamento da biomassa mixotrófica. Isto traria estabilidade e facilitaria o processo de digestão do material podendo- inclusive, alterar a influência da codigestão nas variáveis de desaguamento.

Finalmente, o grupo de variáveis de qualidade apresentou indiferença para a maioria dos parâmetros estudados. Este estudo mostrou que a inserção da biomassa mixotrófica no UASB não alterou significativamente a qualidade do lodo produzido e da torta resultante do processo de desaguamento natural. A relação SV/ST apresentou diferenças que podem ser explicadas pela instabilidade da biomassa mixotrófica e que podem ser corrigidas por um processo de pré-tratamento hidrolítico.

6 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Objetivou-se nesta pesquisa avaliar se a inserção de biomassa mixotrófica obtida pela via físico-química e não-hidrolisada no reator UASB para o processo de codigestão influencia significativamente no processo de desaguamento natural do lodo de descarte.

O monitoramento dos parâmetros de produção de lodo do reator mostrou que codigerir biomassa mixotrófica não-hidrolisada aumentou a frequência necessária do processo de descarte de lodo. Entretanto, esse material apresentou-se com um teor de sólidos mais baixo que o observado no processo convencional. Os dados de perfil de lodo reforçados pelos dados de sólidos sedimentáveis e pelas imagens de microscopia ótica do efluente permitem inferir que, devido à baixa densidade da biomassa mixotrófica, esse material é arrastado pela velocidade ascensional do reator atingindo o compartimento de separação trifásico, levando a maiores frequências de descarte e diminuindo a idade de lodo.

O mapeamento dos tipos de água nas amostras mostrou que a codigestão da fonte carbonácea extra trouxe uma mudança na interação físico-química entra as moléculas de água e sólidos, reduzindo o percentual de água livre nas amostras da Etapa 2. Isto é interpretado na literatura como um prejuízo no processo de desaguamento natural visto que a etapa de percolação consiste na drenagem desta tipologia de água.

Em relação aos índices de desaguamento obtidos por ensaios laboratoriais, a REF mostrou-se indiferente à variação das amostras. Entretanto o TSC apontou uma influência negativa no desaguamento do lodo provando ser um índice mais sensível para a comparação da desaguabilidade de diferentes tipos de materiais.

Os ensaios de desaguamento utilizando o DEV, bem como o cálculo do coeficiente de drenabilidade proposto por Jeffrey (1959) também detectaram prejuízos ao processo de desaguamento na Etapa 2 associados com a retenção de umidade pelo EPS, à instabilidade da camada filtrante e a falta de mineralização nos sólidos apontada pela relação SV/ST.

Os parâmetros da caracterização fisico-química mostraram-se indeferentes à variação das amostras, com a exceção da relação SV/ST que apontou dificuldade de mineralização na torta de lodo da Etapa 2.

Por fim, a caracterização bioquímica das amostras mostrou uma maior quantidade de EPS na Etapa 2 que pode ter sido causada tanto pela lise celular das microalgas e exposição do seu conteúdo quanto pela secreção de enzimas por parte de células algáceas devido à exposição à ambientes hostis. Já os dados de AME provaram não haver efeitos inibitórios na digestão anaeróbia causada pela inserção da biomassa mixotrófica na dosagem aplicada pela metodologia desta pesquisa.

Portanto, é possível concluir que a codigestão de biomassa mixotrófica e esgoto em reatores UASB sem uma etapa de pré-tratamento de hidrólise para expor o conteúdo celular afeta negativamente o processo de desaguamento de lodo por vias naturais. Essa influência pode ser observada em parâmetros operacionais e testes de desaguamento, mas fica omitida nos dados de qualidade do lodo produzido, fazendo com que estes não sejam os parâmetros ideais para esta avaliação.

Para trabalhos futuros recomenda-se:

 Testar a influência do processo de hidrólise na capacidade do desaguamento do lodo de descarte de um UASB codigerindo esgoto e biomassa mixotrófica, pois esta pode neutralizar os efeitos negativos observados nesta pesquisa;

 Usar equipamentos mais precisos nos ensaios de desaguamento objetivando avaliar com mais rigor as taxas de percolação da água livre presente no lodo ao longo do tempo de exposição da amostra;

• Usar a metodologia proposta neste trabalho para o controle de reatores a fim de gerar uma base de dados de desaguamento de lodo;

• Elaborar um protocolo de testes preliminares de desaguamento de lodo para auxílio na tomada de decisões no momento de concepção do projeto.

7 REFERÊNCIAS

ABBASI, T.; ABBASI, S. A. Formation and impact of granules in fostering clean energy production and wastewater treatment in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 3, p. 1696-1708, 2012.

ADAV, S. S.; LEE, D. Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure. **Journal of hazardous materials**, v. 154, n. 1-3, p. 1120-1126, 2008.

ADEMILUYI, J. O.; EZE, B. I. FMTL x L y L z Dimensional Equation for Sludge Drying Beds. **Nigerian Journal of Technology**, v. 33, n. 3, p. 367-374, 2014.

ADRIAN, D. D. **Sludge Dewatering and Drying on Sand Beds**. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Municipal Environmental Research Laboratory, 1978.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, Washington, DC, 2012.

ASSIS, T. I. Codigestão anaeróbia de esgoto sanitário e lodo algáceo em um reator UASB. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável,

Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.

Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. **NBR 12209**: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1992.

BARROSO JÚNIOR, J. C. A. Produção de biomassa de algas em lagoas de alta taxa alimentadas com esgoto sanitário com posterior separação por flotação por ar dissolvido. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

BERTANZA, G. *et al.* How can sludge dewatering devices be assessed? Development of a new DSS and its application to real case studies. **Journal of environmental management**, v. 137, p. 86-92, 2014.

BRAGA, A. F. M. *et al.* Metal fractionation in sludge from sewage UASB treatment. **Journal of environmental management**, v. 193, p. 98-107, 2017.

CAI, C.; LIU, H.; WANG, M. Characterization of antibiotic mycelial residue (AMR) dewatering performance with microwave treatment. **Chemosphere**, v. 174, p. 20-27, 2017.

CARVALHO, K. Q. *et al.* Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão. **Engenharia Sanitária e ambiental**, v. 13, n. 2, p. 226-235, 2008.

CAVALCANTI, P. F. F. *et al.* Excess sludge discharge frequency for UASB reactors. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 8, p. 211-219, 1999.

CHEN, B. *et al.* Role of extracellular polymeric substances from Chlorella vulgaris in the removal of ammonium and orthophosphate under the stress of cadmium. **Bioresource technology**, v. 190, p. 299-306, 2015.

CHERNICHARO, C. A. Biological Wastewater Treatment Series. Volume four: Anaerobic reactors. Londres, Inglaterra: IWA Publishing, 2007.

CHRISTENSEN, M. L. *et al.* Dewatering in biological wastewater treatment: a review. **Water research**, v. 82, p. 14-24, 2015.

COMTE, S.; GUIBAUD, G.; BAUDU, M. Effect of extraction method on EPS from activated sludge: an HPSEC investigation. **Journal of hazardous materials**, v. 140, n. 1-2, p. 129-137, 2007.

DERELI, R. K. *et al.* Implications of changes in solids retention time on long term evolution of sludge filterability in anaerobic membrane bioreactors treating high strength industrial wastewater. **Water research**, v. 59, p. 11-22, 2014.

DUBOIS M. et al. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Anal. Chem.**, v. 28, p. 350-356, 1956.

EHIMEN, E. A. *et al.* Anaerobic digestion of microalgae residues resulting from the biodiesel production process. **Applied Energy.** Nova Zelândia, v. 88, p. 3454-3463, 2011.

EL FELS, L. *et al.* Two culture approaches used to determine the co-composting stages by assess of the total microflora changes during sewage sludge and date palm waste co-composting. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 12, n. 1, p. 132, 2014.

ESPOSITO, G. *et al.* Bio-methane potential tests to measure the biogas production from the digestion and co-digestion of complex organic substrates. **The Open Environmental Engineering Journal**, v. 5, n. 1, 2012.

FELZ, S. *et al.* Extraction of structural extracellular polymeric substances from aerobic granular sludge. **Journal of visualized experiments: JoVE**, n. 115, 2016.

FENG, G. *et al.* Effects of thermal treatment on physical and expression dewatering characteristics of municipal sludge. **Chemical Engineering Journal**, v. 247, p. 223-230, 2014.

FERREIRA, G. H. L. Potencial Biológico de produção de Metano a partir da digestão anaeróbia de biomassa algácea submetida à hidrólise térmica e hidrólise alcalina. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.

FRIGON, J. C. *et al.* Screening microalgae strains for their productivity in methane following anaerobic digestion. **Applied energy**, v. 108, p. 100-107, 2013.

GALVANI, F.; GAERTNER, E. Adequação da metodologia Kjeldahl para determinação de nitrogênio total e proteína bruta. **XI MET**, p. 34, 2006.

GHANGREKAR, M. M.; ASOLEKAR, S. R.; JOSHI, S. G. Characteristics of sludge developed under *different* loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. **Water research**, v. 39, n. 6, p. 1123-1133, 2005.

GOMES, I. H.; BERNADINO, U. B. Estudo comparativo da produção de lodo das estações de tratamento de esgoto de Mulembá e Vale Encantado e avaliação dos custos com sua disposição. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Faculdades Integradas Espiritossantenses, Vitória, 2013.

GONÇALVES, R. F. *et al.* Remoção da umidade de lodo de esgotos. In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. v.6. Belo Horizonte: FCO, 2001. cap. 5, p.159-259.

GONÇALVES, R.F., Projeto Hidráulico. Desenho técnico, preto e branco. 2015b.

GONÇALVES, R.F., **Projeto Hidráulico.** Planta de implantação, preto e branco. 2015a.

GONZALEZ-FERNANDEZ, C.; SIALVE, B.; MOLINUEVO-SALCES, B. Anaerobic digestion of microalgal biomass: Challenges, opportunities and research needs. **Bioresource technology**, v. 198, p. 896-906, 2015.

GUO, J. *et al.* Enhanced dewatering of sludge with the composite of bioflocculant MBFGA1 and P (AM-DMC) as a conditioner. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 99, n. 7, p. 2989-2998, 2015.

HABERMACHER, J. *et al.* The effect of different aeration conditions in activated sludge–side-stream system on sludge production, sludge degradation rates, active biomass and extracellular polymeric substances. **Water research**, v. 85, p. 46-56, 2015.

HADYANTO, H.; ELMORE, S.; GERVEN, T. V.; STANKIEWICZ, A. Hydrodynmic evaluations in high rate algae pond (HRAP) design. **Chemical Engineering Journal**. 217, 231-239, 2013.

HARUN, R.; SINGH, M.; FORDE, G.M.; DANQUAH, M.K. Bioprocess engineering of microalgae to produce a variety of consumer products. **Renewable and Sustainable Energy Reviews.** v.14, p.1037-1047, 2010.

HUSSAIN, A.; DUBEY, S. K. Specific methanogenic activity test for anaerobic treatment of phenolic wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v. 52, n. 37-39, p. 7015-7025, 2014.

JAYARAMAN, K.; GÖKALP, I. Pyrolysis, combustion and gasification characteristics of miscanthus and sewage sludge. **Energy Conversion and Management**, v. 89, p. 83-91, 2015.

JEFFREY, E. A. Laboratory Study of the dewatering rates for digested sludge in lagoons. **Industrial Waste Conference**, Purdue University, 1959.

JIANG, J. *et al.* Rheological characteristics of highly concentrated anaerobic digested sludge. **Biochemical engineering journal**, v. 86, p. 57-61, 2014

KHAN, A. A.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Sludge profiling at varied organic loadings and performance evaluation of UASB reactor treating sewage. **Biosystems Engineering**, v. 131, p. 32-40, 2015.

KOPP, J.; DICHTL, N. Influence of the free water content on the dewaterability of sewage sludges. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 10, p. 177-183, 2001.

LAMBERTI, G. G. Solubilização de matéria orgânica do lodo algáceo de uma lagoa de estabilização através de processos hidrolíticos alcalinos e térmicos. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.

LI, C. *et al.* Hydrothermal and alkaline hydrothermal pretreatments plus anaerobic digestion of sewage sludge for dewatering and biogas production: Bench-scale research and pilot-scale verification. **Water research**, v. 117, p. 49-57, 2017.

LIN, Q. *et al.* Synthesis, characterization, and secondary sludge dewatering performance of a novel combined silicon–aluminum–iron–starch flocculant. **Journal of hazardous materials**, v. 285, p. 199-206, 2015.

LIU, H. *et al.* Towards understanding the dewatering mechanism of sewage sludge improved by bioleaching processing. **Separation and Purification Technology**, v. 165, p. 53-59, 2016.

LIU, H.; FANG, H. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges. **Journal of biotechnology**, v. 95, n. 3, p. 249-256, 2002.

MA, W *et al.* Improvement of sludge dewaterability with modified cinder via affecting EPS. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 11, n. 6, p. 19, 2017.

MA, J. *et al.* Improvement of the anaerobic treatment of potato processing wastewater in a UASB reactor by co-digestion with glycerol. **Biotechnology letters**, v. 30, n. 5, p. 861-867, 2008.

MAHMOUD, A. *et al.* Influence of process operating parameters on dryness level and energy saving during wastewater sludge electro-dewatering. **Water research**, v. 103, p. 109-123, 2016.

MANGRICH, A. S. *et al.* Química verde no tratamento de águas: uso de coagulante derivado de tanino de Acacia mearnsii. **Revista Virtual de Química**, v. 6, n. 1, p. 2-15, 2013.

MARAGKAKI, A. E. *et al.* Pilot-scale anaerobic co-digestion of sewage sludge with agro-industrial by-products for increased biogas production of existing digesters at wastewater treatment plants. **Waste Management**, v. 59, p. 362-370, 2017.

MENDES, A. A. *et al.* Aplicação de lipases no tratamento de águas residuárias com elevados teores de lipídeos. **Química Nova**, v. 28, n. 2, p. 296-305, 2005.

MORTARA, F. C. **Utilização de leitos de drenagem no desaguamento de lodos anaeróbios**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2011.

NEUMANN, P. *et al.* Anaerobic co-digestion of lipid-spent microalgae with waste activated sludge and glycerol in batch mode. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 100, p. 85-88, 2015.

OBIANYO, J. I.; AGUNWAMBA, J. C. Modeling of Evaporation Losses in Sewage Sludge Drying Bed. **Nigerian Journal of Technology**, v. 34, n. 4, p. 890-897, 2015.

OLSSON, J. *et al.* Co-digestion of cultivated microalgae and sewage sludge from municipal waste water treatment. **Bioresource technology**, v. 171, p. 203-210, 2014. OMETTO, F. **Microalgae to energy: biomass recovery and pre-treatments optimisation for biogas production integrated with wastewater nutrients removal**. Tese de PhD (Doutorado em Filosofia) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Aplicadas da Universidade de Cranfield, Cranfield, 2014.

PANDEY, M. K.; JENSSEN, P. D. Reed beds for sludge dewatering and stabilization. Journal of Environmental Protection, v. 6, n. 04, p. 341, 2015.

PANPONG, K. *et al.* Anaerobic Co-Digestion Biomethanation of Cannery Seafood Wastewater with Microcystis SP; Blue Green Algae with/without Glycerol Waste. **Energy Procedia**, v. 79, p. 103-110, 2015.

PENG, G. *et al.* Comparative investigation of parameters for determining the dewaterability of activated sludge. **Water Environment Research** 83 (7), 667–671, 2011.

PERUZZI, E. *et al.* Organic matter and pollutants monitoring in reed bed systems for sludge stabilization: a case study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 4, p. 2447-2454, 2015.

PESTANA, M.; GANGHIS, D. Tratamento de efluentes. Salvador:
IFBA/Departamento de Administração e Processos Industriais. 69p. Apostila, 2007.
PITTMAN, J. K.; DEAN, A. P.; OSUNDEKO, O. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. Bioresource technology, v. 102, n.

1, p. 17-25, 2011.

R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.Rproject.org/.

RAMOS-SUÁREZ, J. L.; CARRERAS, N. Use of microalgae residues for biogas production. **Chemical Engineering Journal.** Espanha, v. 242, p. 86-95, 2014.

RAWAT, I. *et al.* Dual role of microalgae: phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3411-3424, 2011.

RIZVI, H. *et al.* Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 8, n. 6, p. 780-786, 2015.

ROBERTS, G. W. *et al.* Promising pathway for algal biofuels through wastewater cultivation and hydrothermal conversion. **Energy & Fuels**, v. 27, n. 2, p. 857-867, 2013.

ROBINSON, J.; KNOCKE, R. W. Use of dilatometric and drying techniques for assessing sludge dewatering characteristics. **Water Environment Research**, v. 64, n.1, p. 60-68. 1992.

SALOMÃO, M. C. *et al.* Caracterização de reservatorios pela utilização da teoria da percolação conjugada as propriedades de correlação espacial. Tese de doutorado (Doutorado em Engenharia de Petróleo) – Programa de Pós-Graduação da faculdade de engenharia mecânica da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1988.

SANTOS, E. V. M. *et al.* Avaliação da sedimentabilidade de biomassa granular e floculenta em sistemas de lodo ativado. **HOLOS**, v. 30, n. 3, p. 319, 2014.

SEMBLANTE, G. U. *et al.* Sludge cycling between aerobic, anoxic and anaerobic regimes to reduce sludge production during wastewater treatment: Performance, mechanisms, and implications. **Bioresource technology**, v. 155, p. 395-409, 2014.

SIALVE, B.; BERNET, N.; BERNARD, O. Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable. **Biotechnology advances**, v. 27, n. 4, p. 409-416, 2009.

SMOLLEN, M. Evaluation of municipal sludge drying and dewatering with respect to sludge volume reduction. **Water Science and Technology**, v. 22, n.12, p. 153-161. 1990.

SPAVIER, L. C. **Distribuição das Diferentes Frações de Água em Lodos de Estações de tratamento de água Residuárias.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

SREEKRISHNAN, T. R. *et al.* Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques—a review. **Bioresource technology**, v. 95, n. 1, p. 1-10, 2004.

TO, V. H. P. *et al.* A review on sludge dewatering indices. **Water Science and Technology**, p. wst2016102, 2016.

UGGETTI, E. *et al.* Dewatering model for optimal operation of sludge treatment wetlands. **Water research**, v. 46, n. 2, p. 335-344, 2012.

UGGETTI, E. *et al.* Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: characterization of three full-scale systems in Catalonia, Spain. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 17, p. 3882-3890, 2009.

VAN HAANDEL, A., LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente. In:**Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Epgraf, 1994.

VANZETTO, A. S. Análise das alternativas tecnológicas de desaguamento de lodos produzidos em estações de tratamento de esgoto. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de tecnologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

VERONEZ, F. A. Desempenho de um reator UASB tratando esgoto sanitário e realizando concomitantemente o adensamento e a digestão do lodo de descarte de biofiltros aerados submersos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001.

VESILIND, P.; HSU, C. Limits of sludge dewaterability. Water Science and Technology 36 (11), 87–91, 1997.

VON SPERLING, M. Biological Wastewater Treatment Series. Volume one: Basic principles of wastewater treatment. Londres, Inglaterra: IWA Publishing, 2007a.

VON SPERLING, M. Biological Wastewater Treatment Series. Volume two: Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal. Londres, Inglaterra: IWA Publishing, 2007b.

VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C. V. Capítulo 1: Introdução. In: ANDREOLI,
Cleverson Vitório; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. Lodo de Esgotos:
Tratamento e Disposição Final. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia
Sanitária e Ambiental, UFMG. Companhia de Saneamento do Paraná, 2001.

VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F.; Capítulo 2: Lodo de Esgotos:
Características e Produção. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.;
FERNANDES, F. Lodo de Esgotos: Tratamento e Disposição Final. Belo
Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Companhia
de Saneamento do Paraná, 2001.

WACŁAWEK, S. *et al.* A novel approach for simultaneous improvement of dewaterability, post-digestion liquor properties and toluene removal from anaerobically digested sludge. **Chemical Engineering Journal**, v. 291, p. 192-198, 2016.

WAKEMAN, R. J. Separation technologies for sludge dewatering. **Journal of hazardous materials**, v. 144, n. 3, p. 614-619, 2007.

WANG, M. *et al.* Anaerobic co-digestion of microalgae Chlorella sp. and waste activated sludge. **Bioresource Technology**, v. 142, p. 585–590, 2013.

WANG, M. *et al.* Kinetics of nutrient removal and expression of extracellular polymeric substances of the microalgae, Chlorella sp. and Micractinium sp., in wastewater treatment. **Bioresource technology**, v. 154, p. 131-137, 2014b.

WANG, R. *et al.* Chemoautotrophic denitrification based on ferrous iron oxidation: Reactor performance and sludge characteristics. **Chemical Engineering Journal**, v. 313, p. 693-701, 2017b.

WANG, T. *et al.* Digestion and dewatering characteristics of waste activated sludge treated by an anaerobic biofilm system. **Bioresource technology**, v. 153, p. 131-136, 2014a.

WANG, W. *et al.* Characteristics and distribution research on extracellular polymer substance extracted from sewage sludge. **Journal of environmental biology**, v. 37, n. 2, p. 305, 2016.

WANG, W. *et al.* Effect of SDS and Neutral Protease on the Release of Extracellular Polymeric Substances (EPS) from Mechanical Dewatered Sludge. **Waste and Biomass Valorization**, p. 1-12, 2017a.

WANKE, R. Drenagem Natural da Água Livre de Lodos de Reator UASB
Condicionados com Polieletrólitos em Desaguador Estático Vertical com Tela.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

WANKE, R.; GONÇALVES, R. F. Desaguadores estáticos verticais para remoção não mecanizada da água livre de lodos de reatores UASB. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 23. ABES, 2005.

WARD, A. J.; LEWIS, D. M.; GREEN, F. B. Anaerobic digestion of algae biomass: a review. **Algal Research**, v. 5, p. 204-214, 2014.

WU, J. *et al.* Role of free nitrous acid in the pretreatment of waste activated sludge: Extracellular polymeric substances disruption or cells lysis?. **Chemical Engineering Journal**, v. 336, p. 28-37, 2018.

YU, G. H. *et al.* Stratification structure of sludge flocs with implications to dewaterability. **Environmental Science and Technology** 42 (21), 7944–7949, 2008.

ZAMALLOA, C. *et al.* The techno-economic potential of renewable energy through the anaerobic digestion of microalgae. **Bioresource technology**, v. 102, n. 2, p. 1149-1158, 2011.

ZHEN, G. *et al.* Anaerobic co-digestion on improving methane production from mixed microalgae (Scenedesmus sp., Chlorella sp.) and food waste: Kinetic modeling and synergistic impact evaluation. **Chemical Engineering Journal**, v. 299, p. 332-341, 2016.

ZHOU, X. *et al.* A review on sludge conditioning by sludge pre-treatment with a focus on advanced oxidation. **Rsc Advances**, v. 4, n. 92, p. 50644-50652, 2014.