



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL

CAROLINA GARCIA MELO NÓBREGA

**INFLUÊNCIA DO PROCESSO DE HIDRÓLISE NA CAPACIDADE DO
DESAGUAMENTO DO LODO DE DESCARTE DE UM UASB CODIGERINDO
ESGOTO SANITÁRIO E LODO ALGÁCEO.**

VITÓRIA
2019

CAROLINA GARCIA MELO NÓBREGA

**INFLUÊNCIA DO PROCESSO DE HIDRÓLISE NA CAPACIDADE DO
DESAGUAMENTO DO LODO DE DESCARTE DE UM UASB CODIGERINDO
ESGOTO SANITÁRIO E LODO ALGÁCEO.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável (Modalidade Profissional) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, área de concentração em Saneamento Ambiental e Saúde Pública.

Orientador: Prof. D. Ing. Ricardo Franci Gonçalves.
Coorientadora: Prof. D. Sc. Rosane Hein de Campos.

VITÓRIA

2019

“O período de maior ganho em conhecimento e experiência é o período é o período mais difícil da vida de alguém”.

- Dalai Lama

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Mônica e Jorge, pelo apoio incondicional, incentivo e por entenderem o fato de eu “ainda estar estudando”.

Aos meus irmãos, Guilherme e Juliana, pelos momentos de distração e confiança.

Ao meu orientador, Ricardo Franci Gonçalves, pela confiança e pela oportunidade de trabalhar nesse projeto tão especial.

À minha coorientadora, Rosane Hein de Campos, por ter me guiado e sempre acreditado no meu potencial.

Aos meus colegas do Núcleo Água, pelos momentos de acolhimento durante a pesquisa, em especial Gustavo Henrique Ferreira, Janaína Simões, Mario Peres, Rodrigo Oss e Solaine Sampaio.

À primeira equipe Araçás (Karina Sampaio, Larissa Miranda, Nattalia e Maria) por toda paciência em ensinar e disponibilidade mesmo após o término de suas pesquisas.

À Gabriela Boechat, por todo companheirismo nas atividades de Araçás.

À equipe Araçás atual (Constansa Valadares, Larissa Paulino, Lorenzo&Danilo Gomes e Rodolfo Agostini) que não mediu esforços para dividir todas as dificuldades comigo e sempre me fizeram acreditar que eu era capaz.

À dois grandes amigos que a UFES me deu, Breno Ramos e Ludimila Azeredo, pelas inúmeras conversas que me traziam paz e força para aguentar o cansaço da rotina de estudos.

Aos operadores da Vila Velha ambiental que me deram todo o suporte operacional e trouxeram alegria para os dias difíceis, em especial Cleiton, Felipe, Jhonatan e Tiago.

À CESAN por permitir o desenvolvimento deste projeto no Parque Experimental localizado na Estação de Tratamento de Esgoto de Araçás.

Aos amigos da CESAN: Josemir, Jhonatan, Mariana, Marceli Tainan e Wagner, pela parceria integral durante a pesquisa, pelos churrascos animados e confiança constante no trabalho que desenvolvemos na ETE piloto. Sem vocês, isso não seria possível.

RESUMO

Essa pesquisa objetivou avaliar a influência da hidrólise alcalina na aptidão ao desaguamento do lodo de descarte de um UASB codigerindo esgoto sanitário e lodo algáceo hidrolisado. O pré-tratamento hidrolítico, dentre as principais etapas utilizadas para tratamento do esgoto e disposição final de lodo, se torna indispensável quando falamos em codigestão anaeróbia, a fim de otimizar a produção de biogás, facilitar o processo de degradação da matéria orgânica e, principalmente, auxiliar no processo de desaguamento do lodo. Nesta pesquisa, um reator UASB, em escala piloto, codigerindo esgoto sanitário e lodo algáceo, com processamento prévio de hidrólise alcalina, foi operado à uma vazão média de 0,11 L/s durante 370 dias, produzindo cerca de 1,6 kgST/dia e 1,2 kgSV/dia. Promoveu-se ensaios de desaguamento natural em um DEV e realizou-se a caracterização física, química e bioquímica das amostras de lodo do UASB. Obteve-se uma redução na idade de lodo de 98 para 64 dias e a quantidade de água livre das amostras aumentou de 72% para 76%. Os dados do ensaio de desaguamento em DEV apontaram redução de apenas 20% do volume inicial, concluindo que o pré-tratamento da biomassa algácea trouxe perda nos parâmetros utilizados para mensurar a capacidade ao desaguamento do lodo por métodos não mecanizados.

Palavras-chave: Codigestão anaeróbia, hidrólise alcalina, desaguamento.

ABSTRACT

This research aimed to evaluate the influence of alkaline hydrolysis on the dewatering suitability of wastewater from a UASB coding sanitary sewage and hydrolyzed algae sludge. Hydrolytic pretreatment, among the main steps used for sewage treatment and final sludge disposal, becomes indispensable when we talk about anaerobic codigestion, in order to optimize biogas production, facilitate the process of degradation of organic matter and, especially, assist in the sludge dewatering process. In this research, a pilot scale UASB reactor coding sanitary sewage and algal sludge, with previous alkaline hydrolysis processing, was operated at an average flow rate of 0.11 L / s for 370 days, producing about 1.6 kgST / day and 1.2 kgSV / day. Natural dewatering tests were promoted in a DEV and the physical, chemical and biochemical characterization of UASB sludge samples were performed. A reduction in sludge age from 98 to 64 days was obtained and the amount of free water in the samples increased from 72% to 76%. Data from the DEV dewatering test showed a reduction of only 20% of the initial volume, concluding that the pretreatment of algal biomass brought loss in the parameters used to measure sludge dewatering capacity by non-mechanized methods

Keywords: Anaerobic codigestion, alkaline hydrolysis, dewatering.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Rotas metabólicas da digestão anaeróbia.....	15
Figura 2 – Fluxograma adotado no gerenciamento de lodos.....	21
Figura 3 – Frações de água presentes no lodo.....	27
Figura 4 – Curva termogravimétrica.....	27
Figura 5 – Equipamento de medição de TSC.....	30
Figura 6 – Foto aérea da ETE Araçás.....	32
Figura 7 – Parque experimental localizado em Araçás.....	33
Figura 8 – Fluxograma da ETE piloto.....	33
Figura 9 – (a) Vista do reator UASB 1. (b) Desenho esquemático do reator.....	34
Figura 10 – Lagoas de alta taxa (LAT 1 e LAT 2).....	35
Figura 11 – Sistema de separação sólido-líquido.....	35
Figura 12 – Biomassa algácea após processo de separação sólido-líquido.....	36
Figura 13 – Caixa de distribuição 02: Ponto de aferição da vazão do UASB.....	36
Figura 14 – Reservatório de lodo algáceo.....	38
Figura 15 – Protocolo de extração da EPS.....	40
Figura 16 – (a) Balança Termogravimétrica (b) Fim do teste termogravimétrico.....	42
Figura 17 – Aparato utilizado para o ensaio de REF.....	43
Figura 18 – Desaguadores Estáticos Verticais.....	44
Figura 19 – Procedimento do DEV.....	45
Figura 20 – Perfil de lodo no reator UASB.....	49
Figura 21 – Box-plot da concentração de ST nos diferentes tratamentos.....	51
Figura 22 – Box-plot da concentração de SV nos diferentes tratamentos.....	51
Figura 23 – Box-plot da relação SV/ST nos diferentes tratamentos.....	52
Figura 24 – Box-plot da DQO nos diferentes tratamentos.....	53
Figura 25 – Box-plot do carboidrato nos diferentes tratamentos.....	54
Figura 26 – Box-plot do lipídio nos diferentes tratamentos.....	55
Figura 27 – Box-plot da proteína nos diferentes tratamentos.....	56
Figura 28 – Caracterização da EPS no reator UASB.....	57
Figura 29 – Distribuição das frações de água nos diferentes tratamentos.....	59
Figura 30 – Curva termogravimétrica obtida no ensaio.....	60
Figura 31 – Dados obtidos no ensaio de resistência à filtração.....	61
Figura 32 – Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 3h.....	62
Figura 33 – Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 24h.....	63
Figura 34 – Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 3h.....	64
Figura 35 – Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 24h.....	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Produção de biogás e metano em reator UASB.....	18
Tabela 2 – Produção adicional de metano a partir da co-digestão da biomassa de microalgas.....	18
Tabela 3 – Processos hidrolíticos alcalinos encontrados em literatura.....	20
Tabela 4 – Processos hidrolíticos térmicos encontrados em literatura.....	21
Tabela 5 – Processos hidrolíticos por ultra-som encontrados em literatura.....	22
Tabela 6 – Comparação de métodos de pré-tratamento para aumentar a biodegradabilidade anaeróbica de microalgas.....	23
Tabela 7 – Métodos físicos de extração do EPS.....	26
Tabela 8 – Métodos químicos de extração do EPS.....	27
Tabela 9 – Índices utilizados na medição da eficiência de desidratação do lodo.....	31
Tabela 10 – Tipos de lodo versus REF.....	33
Tabela 11 – Principais características do reator UASB.....	36
Tabela 12 – Parâmetros operacionais do UASB.....	39
Tabela 13 – Análises de monitoramento do UASB.....	40
Tabela 14 – Análises e métodos utilizados.....	41
Tabela 15 – Análises físico-químicas para caracterização do lodo anaeróbio.....	42
Tabela 16 – Análises laboratoriais para a EPS.....	44
Tabela 17 – Variações no ensaio de desaguamento.....	47
Tabela 18 – Caracterização do afluente e efluente do UASB.....	50
Tabela 19 – Caracterização físico-química do lodo de descarte.....	53
Tabela 20 – Sólidos antes e após hidrólise.....	53
Tabela 21 – DQO antes e após hidrólise.....	55
Tabela 22 – Carboidrato antes e após hidrólise.....	56
Tabela 23 – Lipídios antes e após hidrólise.....	57
Tabela 24 – Proteínas antes e após hidrólise.....	58
Tabela 25 – Comparativo da caracterização quantitativa da EPS.....	61
Tabela 26 – Comparativo da caracterização quantitativa da EPS.....	61
Tabela 27 – Eficiências alcançadas na redução de volume do lodo.....	68
Tabela 28 – Caracterização físico-química da torta obtida nos ensaios com duração de 24h.....	68
Tabela 29 – Caracterização físico-química da torta obtida nos ensaios com duração de 72h.....	68
Tabela 31 – DQO antes e após hidrólise.....	69
Tabela 32 – Carboidrato antes e após hidrólise.....	70
Tabela 33 – Lipídios antes e após hidrólise.....	70
Tabela 34 – Proteínas antes e após hidrólise.....	70

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	11
2. OBJETIVOS.....	13
2.1. OBJETIVO GERAL.....	13
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	13
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
3.1. SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO INTEGRANDO PROCESSOS ANAERÓBIOS E PROCESSOS ALGÁCEOS.....	14
3.2. O PROCESSO DE CODIGESTÃO DO LODO ALGÁCEO NO REATOR UASB.....	15
3.3. A HIDRÓLISE APLICADA A SISTEMAS DE MICROALGAS.....	18
3.3.1. <i>Hidrólise alcalina</i>	18
3.3.2. <i>Hidrólise térmica</i>	19
3.3.3. <i>Hidrólise mecânica por ultrassom</i>	20
3.3.4. <i>Comparação entre os métodos de pré-tratamentos hidrolíticos</i>	21
3.4. COMPONENTES DO LODO E OS IMPACTOS NO DESAGUAMENTO.....	22
3.5. DISTRIBUIÇÃO DAS FRAÇÕES DE ÁGUA PRESENTES NO LODO.....	27
3.5.1. <i>Método termogravimétrico</i>	28
3.5.2. <i>Metódo dilatométrico</i>	29
3.6. AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE DESAGUAMENTO DO LODO.....	29
3.6.1. <i>Tempo de sucção capilar (TSC)</i>	30
3.6.2. <i>Resistência específica à filtração (REF)</i>	31
4. METODOLOGIA.....	33
4.1. ÁREA DE ESTUDO.....	33
4.1.1. <i>Operação e monitoramento do reator UASB</i>	37
4.1.2. <i>Hidrólise alcalina</i>	39
4.2. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LODO ANAERÓBIO.....	40
4.3. CARACTERIZAÇÃO BIOQUÍMICA DO LODO ANAERÓBIO.....	41
4.4. DISTRIBUIÇÃO DAS FRAÇÕES DE ÁGUA.....	42
4.5. APTIDÃO AO DESAGUAMENTO.....	43
4.6. CINÉTICA DE DESAGUAMENTO.....	44
4.7. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS.....	47
5. RESULTADOS.....	48
5.1. CONDIÇÕES OPERACIONAIS.....	48
5.2. PRODUÇÃO DE SÓLIDOS.....	49
5.3. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO LODO DE DESCARTE.....	51
5.4. CARACTERIZAÇÃO BIOQUÍMICA DO LODO DE DESCARTE.....	57
5.5. DISTRIBUIÇÃO DAS FRAÇÕES DE ÁGUA NO LODO DE DESCARTE.....	60
5.6. APTIDÃO AO DESAGUAMENTO DO LODO DE DESCARTE.....	62
5.7. CINÉTICA DE DESAGUAMENTO.....	63
6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES.....	67
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	68

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, a utilização de reatores anaeróbios de fluxo ascendente de manta de lodo – UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) é crescente e tem se destacado devido ao baixo custo de operação, à baixa produção de sólidos e à produção de biogás (HINKEN *et al*, 2014). Entretanto, estes tipos de sistemas anaeróbios necessitam de pós-tratamento para que o efluente final esteja de acordo com os parâmetros de qualidade exigidos nas legislações ambientais.

Novas configurações de estações de tratamentos de esgotos (ETEs) estão sendo propostas baseadas na associação de processo anaeróbio seguido do processo algáceo. Essa integração representa um tópico chave para o apoio do desenvolvimento do saneamento ambiental (GONZALEZ-FERNANDEZ *et al*, 2015).

A tecnologia de baixo nível necessária para a utilização dos processos anaeróbios e algáceo faz dessa integração uma abordagem ainda mais atrativa para os países em desenvolvimento, uma vez que possuem baixo custo e simplicidade operacional (PITTMAN *et al*, 2011).

Além disso, há melhorias na eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo, devido à utilização destes nutrientes para o crescimento das microalgas (RAWAT *et al*, 2011); valorização energética dessa biomassa, através da produção de biogás e outros biocombustíveis (COUTO, 2016); bem como a liberação de oxigênio no decorrer do crescimento fotossintético, que é capaz de favorecer a degradação da matéria orgânica (PRAJAPATI *et al*, 2013).

As lagoas de alta taxa (LATs), que consistem em lagoas abertas com agitação contínua do meio por pás giratórias, são consideradas mais adequadas para a produção de microalgas em efluentes (COUTO, 2016). A radiação homogeneizada, em consequência de sua pequena profundidade, contribui para a alta atividade fotossintética, essencial para o crescimento das microalgas.

A biomassa algácea, recuperada de lagoas de alta taxa, associada ao esgoto sanitário, em um processo de codigestão anaeróbia no reator UASB, torna-se uma estratégia para aumentar a carga orgânica aplicada no reator e, assim, otimizar a produção de biogás (ASSIS, 2017). Tal prática favorece, ainda, a implantação do conceito de resíduo zero.

Porém, em qualquer que seja o sistema utilizado, a oxidação da matéria orgânica resulta na produção de lodo, que representa o subproduto das ETEs de maior volume e complexidade na etapa de tratamento e disposição final (VANZETTO, 2012).

Tal subproduto, por possuir alto teor de umidade, necessita de uma etapa de desaguamento para que seu volume seja reduzido. O lodo, quando desaguado, pode sofrer redução de até 90% do seu volume inicial, gerando grandes consequências nos custos de transporte e disposição final (OUTWATER, 1994).

O custo de tratamento e disposição final do lodo pode chegar a 60% do custo operacional da ETE (PROSAB – Uso e Manejo do Lodo de Esgoto na Agricultura, 1999), corroborando, assim, com o uso dos reatores UASB, que permitem que os descartes de lodo sejam eventuais.

Embora tais dados expressem a magnitude da problemática concernente às etapas de processamento do lodo, muitos estudos estão centrados em buscar soluções relacionadas ao desempenho do reator e à eficiência de digestão da biomassa. Desconsiderando o impacto dessas soluções nos subprodutos oriundos do processo, especialmente à desidratabilidade do lodo de descarte (LOUZADA, 2018). Todavia, o estudo feito por Louzada (2018), mostrou que a codigestão anaeróbia em reator UASB de esgoto bruto com lodo algáceo, por exemplo, afetou negativamente no processo de desague do lodo, visto que aumentou a frequência do descarte de lodo e trouxe uma mudança na interação físico-química entre as moléculas de água e sólidos, reduzindo o percentual de água livre, portanto trazendo prejuízo no processo de desaguamento natural.

Isso pode ser explicado pela dificuldade de biodegradação das algas, devido sua parede celular (OMETTO, 2014; COSTA *et al*, 2013). Desse modo, a inserção do pré-tratamento hidrolítico, dentre as principais etapas utilizadas para tratamento do esgoto e disposição final de lodo, se torna indispensável quando falamos em codigestão anaeróbia, a fim de otimizar a produção de biogás, facilitar o processo de degradação da matéria orgânica e, principalmente, auxiliar no processo de desaguamento do lodo.

Mediante o exposto, este trabalho busca avaliar a influência do processo de hidrólise na capacidade do desaguamento do lodo de descarte de um UASB codigerindo esgoto sanitário e lodo algáceo hidrolisado.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo geral desta pesquisa é avaliar o desaguamento do lodo de um UASB codigerindo esgoto sanitário e biomassa algácea hidrolisada pela via alcalina.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para tal, serão implementados os seguintes objetivos específicos:

- ✓ Caracterizar o lodo de descarte produzido no UASB, após a etapa de codigestão do esgoto e da biomassa algácea hidrolisada, quanto aos parâmetros físico-químicos e bioquímicos;
- ✓ Determinar a distribuição das frações de água do lodo;
- ✓ Estudar a aptidão ao desaguamento do lodo;
- ✓ Avaliar a cinética de desaguamento do lodo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO INTEGRANDO PROCESSOS ANAERÓBIOS E PROCESSOS ALGÁCEOS

Sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto, tais como as lagoas anaeróbias, os tanques sépticos, filtros anaeróbios e reatores de alta taxa, apresentam vantagens em comparação ao tratamento convencional aeróbio devido sua capacidade de diminuir o potencial poluente de cargas orgânicas, simultaneamente à produção de biogás (TORRES, 2014; PITTMAN, 2011), menor produção de lodo, menor demanda de área e seu custo inferior (POSADAS et al., 2015).

Além disso, em regiões de climas tropical e subtropical, como é o caso do Brasil, a digestão anaeróbia revela-se como uma notável alternativa econômica e ambiental no tratamento de esgotos sanitários, pois temperaturas superiores a 20°C facilitam o metabolismo dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica (METCALF e EDDY, 2016).

Dentre os processos anaeróbios mais utilizados encontra-se o sistema de fluxo ascendente de manta de lodo, também conhecido como reatores UASB (Upflow Anerobic Sludge Blanket). Entretanto, tais sistemas não são eficazes na remoção de nutrientes, nitrogênio e fósforo, tornado indispensável o pós-tratamento a fim de adequar o efluente final às legislações ambientais.

A utilização de lagoas de alta taxa (LATs) são alternativas interessantes para o pós-tratamento, pois operam o metabolismo respiratório e fotossintético através de misturadores mecânicos, proporcionando um ambiente ideal para o crescimento das algas, onde CO₂, carbono orgânico e outros nutrientes são simultaneamente assimilados (BARROSO JÚNIOR, 2015).

Em comparação aos métodos tradicionais de tratamento, as LATs se mostram ainda mais atraentes devido à simplicidade operacional e ao potencial de redução de custos (PITTMAN, 2011), visto que a geração de O₂, oriunda das atividades fotossintéticas, negará a necessidade de aeração mecânica da lagoa e, portanto, o alto custo operacional (MALLICK, 2002).

Ainda do ponto de vista econômico, há possibilidade de utilização da biomassa algácea como fonte de matéria-prima para produção de biocombustíveis (RASHIDA et al., 2013). Ela pode ser recuperada e reinserida no reator UASB, a fim de valorizar energeticamente a biomassa através da produção de biogás. Os desafios relacionados à esse processo são: 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). Para isso, processos de coagulação, floculação, sedimentação e centrifugação são utilizados para a separação da biomassa algácea da massa líquida.

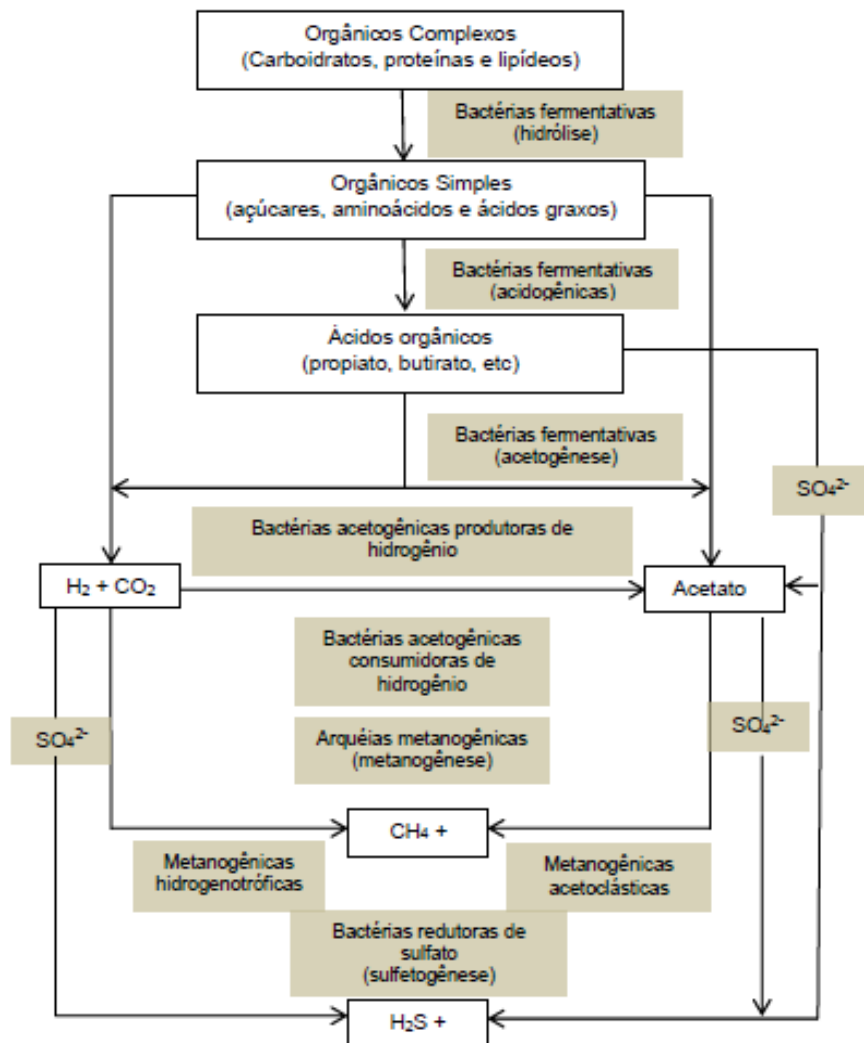
3.2. O PROCESSO DE CODIGESTÃO DO LODO ALGÁCEO NO REATOR UASB

A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual diversos tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio, transformam compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples como metano e gás carbônico (AZEREDO, 2016; SPAVIER, 2003). As principais rotas metabólicas estão demonstradas na Figura 1.

Recentemente, percebeu-se que a digestão anaeróbia, como tal, se torna mais estável quando a variedade de substratos aplicados simultaneamente é aumentada, ou seja, quando dois ou mais substratos são adicionados ao processo (MARAGKAKI, *et al*, 2017). Tal processo é conhecido como co-digestão anaeróbia.

Muitos estudos têm voltado à atenção para a co-digestão anaeróbia da biomassa algácea com o objetivo de otimizar a produção de biogás (GONZALEZ-FERNANDEZ *et al*, 2015; PASSOS *et al*, 2014; OMETTO, 2014; MATA-ALVAREZ *et al.*, 2014). O biogás é produzido na fase metanogênica do metabolismo anaeróbio, apresentando cerca de 70 a 80% de metano, 5 a 10% de dióxido de carbono e de 10 a 25% de nitrogênio - dissolvidos no esgoto doméstico (ELLER, 2013; CHERNICHARO, 2007). Segundo Alvarez e Liden (2008), a codigestão entre as microalgas e um substrato rico em carbono melhora o processo de degradação da matéria orgânica, uma vez que a biomassa algácea pode ficar mais tempo no reator, aumentando as atividades enzimáticas e o saldo de nutrientes (ZAMALLOA *et al* 2011).

Figura 1 – Rotas metabólicas da digestão anaeróbia.



Fonte: Assis (2017).

A Tabela 1 apresenta a produção de biogás e metano em reator UASB encontradas em literatura.

Tabela 1 – Produção de biogás e metano em reator UASB

Referência	Produção de biogás (L/hab.dia)	Volume de metano (L/hab.dia)
Azeredo, 2016	20,8	14,56
França Junior, 2008	27,2	15,2
Metcalf & Eddy, 2003	17,9	12,5
Veronez e Gonçalves, 2002	35,9	25,13

Fonte: Adaptado de Azeredo, 2016.

Na Tabela 2 estão relatados estudos referentes à produção adicional de metano após a co-digestão das microalgas no reator UASB.

Tabela 2 – Produção adicional de metano a partir da co-digestão da biomassa de microalgas.

Referência	Produção adicional de metano (LCH ₄ /gSSV)
Passos et al., 2013	0,15
Tartakovsky, 2015	0,18
Andrada, 2005	0,21
Sialve et al., 2009	0,28

Fonte: Azeredo, 2016.

Entretanto, estudos como o de Caporgno *et al.* (2015) demonstraram que não houve aumento na produção de biogás codigerindo o lodo anaeróbico com as espécies de microalgas *Isochrysis galbana* e *Selenastrum capricornutum*. Esse resultado negativo pode estar associado às características da parede celular das microalgas e à baixa relação carbono/nitrogênio que tem como consequência a produção de amônia, inibindo o crescimento de microrganismos e levando ao insucesso do processo de digestão (ZOPPAS *et al.*, 2016).

O estudo feito por Louzada (2018) mostrou, ainda, que a codigestão afetou negativamente o processo de desaguamento, visto que aumentou a frequência do descarte de lodo e trouxe uma mudança na interação físico-química entre as moléculas de água e sólidos, reduzindo o percentual de água livre e trazendo prejuízo ao desague natural.

À vista disso, visando mitigar essa problemática, estudos vêm sendo feitos a respeito do pré-tratamento da biomassa algácea através de processos físicos, químicos e biológicos (LAMBERTI, 2017).

A codigestão é uma estratégia válida para elevar a produção de metano em estações de tratamento de esgoto. Porém, o pré-tratamento representa uma etapa essencial para potencializar a biodegradabilidade da célula algácea, explorando todo

o potencial de produção de biogás (CASSINI, 2003), e auxiliando o processo de desague com o aumento de percentual de água livre.

3.3. A HIDRÓLISE APLICADA A SISTEMAS DE MICROALGAS

Com o objetivo de favorecer a biodegradabilidade da biomassa algácea durante a digestão anaeróbia, diferentes tipos de hidrólise têm sido estudados para promover a lise celular algácea (XUAN et al., 2009).

A escolha do processo hidrolítico vai depender das características específicas do grupo predominante. Os métodos de pré-tratamento incluem: mecânico (ultrassons), hidrólise térmica, biológica (enzimas), química (tratamentos alcalinos e adição de ácidos) e métodos combinados (OMETTO, F., 2014).

3.3.1. Hidrólise alcalina

O processo de hidrólise alcalina provoca o aumento da área superficial específica devido ao inchaço pelas reações de saponificação, além da redução da cristalinidade da celulose por quebra de ligação de carboidratos glicosídicos (LAMBERTI, 2017; ARIUNBAATAR *et al.*, 2014).

Tais processos auxiliam a ação de bactérias hidrolíticas e solubilização dos compostos orgânicos (COSTA et al., 2013). Os álcalis mais utilizados são o hidróxido de sódio, amônia, cálcio e potássio.

López Torres e Espinosa Lloréns (2008) constataram que o hidróxido de sódio (NaOH) obteve melhores resultados quando comparado ao hidróxido de cálcio (Ca(OH)₂). Diversamente, Li et al. (2017) atingiram condições ótimas com hidróxido de cálcio em 160°C, durante 1 hora com pH=10.

A Tabela 3 traz alguns autores que atuaram com processos hidrolíticos alcalinos.

Tabela 3 – Processos hidrolíticos alcalinos encontrados em literatura.

Referências	Dosagem	Biomassa
BOHUTSKYI <i>et al.</i> , 2014	0- 21g NaOH.L ⁻¹	Biomassa de <i>Chlorella sp.</i> ; <i>Nannochloropsis sp.</i> ; <i>Thalassiosira weissflogii</i> ; <i>Tetraselmis sp.</i> ; e <i>Pavlova_cf sp.</i>
CASSINI <i>et al.</i> , 2006	20, 40, 80 e 100 meq NaOH.L ⁻¹ , 25°C	Lodo anaeróbico e lodo aeróbico.
LI <i>et al.</i> , 2017	0,051g – 0,105 g Ca(OH) ₂ .gST-1	Lodo anaeróbico.
MENDEZ <i>et al.</i> , 2013	NaOH 4M até atingir pH 10	<i>Chlorella vulgaris</i> .
ZHANG <i>et al.</i> , 2015	20, 40, 60,80 mg NaOH.gST ⁻¹ , 4°C	Lodo aeróbio em alta concentração.

Fonte: Autoria própria.

Deve-se, porém, atentar à dose que será utilizada, pois além de interferir na eficiência da hidrólise, os produtos dos componentes solubilizados podem inibir a ação dos microrganismos anaeróbios (YEN e CHI, 2007).

Após o tratamento alcalino, o decaimento de pH deve ser analisado também. Yang et al (2011) constataram que quando o pH inicial variava entre 12 e 13, após 24h esse valor permanecia perto de 12, carecendo de neutralização ácida antes de ser injetado no reator.

3.3.2. Hidrólise térmica

A hidrólise térmica consiste em solubilizar a biomassa algácea a partir de adição de calor, no qual a temperatura ótima para a solubilização da matéria orgânica depende das características da biomassa utilizada. Estudos registram ensaios com temperaturas variando de 50 a 270°C (CARRÈRE *et al.*, 2010).

Os pré-tratamentos térmicos resultam em altas taxas de produção de biogás, mas quando comparados aos tratamentos químicos detêm um elevado gasto energético.

A Tabela 4 traz alguns autores que atuaram com tratamentos térmicos.

Tabela 4 – Processos hidrolíticos térmicos encontrados em literatura

Referências	Temperatura	Biomassa
BOHUTSKYI <i>et al.</i> , 2014	121°C	Biomassa de <i>Chlorella sp.</i> ; <i>Nannochloropsis sp.</i> ; <i>Thalassiosira weissflogii</i> ; <i>Tetraselmis sp.</i> ; e <i>Pavlova_cf sp.</i>
CHO <i>et al.</i> , 2013	50°C, 80°C	Consórcio <i>Chlorella sp.</i> e <i>Scenedesmus sp</i>
PASSOS e FERRER, 2014	75°C, 95°C	Consórcio de algas (lagoas de alta taxa)
ZHANG <i>et al.</i> , 2015	80°C, 100°C, 120°C	Lodo aeróbio em alta concentração.

Fonte: Autoria própria.

3.3.3. Hidrólise mecânica por ultrassom

O ultrassom promove a ruptura da parede celular das microalgas e a solubilização da matéria orgânica; através de ciclos rápidos de compressão e decompressão de ondas sonoras. A energia específica aplicada dependerá das espécies de microalgas e das condições de pré-tratamento (PASSOS *et al.*, 2014).

A Tabela 5 traz alguns autores que atuaram com tratamentos mecânicos.

Tabela 5 – Processos hidrolíticos por ultra-som encontrados em literatura

Referências	Condições	Biomassa
ALZATE <i>et al.</i> , 2012	10, 27, 40, 57 MJ/kg ST	<i>Chlamydomonas sp.</i> ; <i>Scenedesmus sp.</i> ; e <i>Nannochloropsis sp.</i>
CHO <i>et al.</i> , 2013	39, 117 e 234 MJ/kg SV	Consórcio <i>Chlorella sp.</i> e <i>Scenedesmus sp</i>
PASSOS <i>et al.</i> , 2014	8–34 MJ/kg ST; 19 g ST.L ⁻¹	Biomassa de microalgas

Fonte: Autoria própria.

3.3.4. Comparação entre os métodos de pré-tratamentos hidrolíticos.

A parede celular das microalgas é composta principalmente de compostos orgânicos com baixa biodegradabilidade, como celulose e hemicelulose. A celulose representa uma barreira importante na digestão das microalgas, proporcionando proteção contra ataques de bactérias (FERREIRA, 2017). Tais características explicam os elevados tempos de detenção hidráulica – de 30 dias até 6 meses – relatados por Golueke *et al* (1957); Hernandez e Trvieso-Cordoba (1993) e Mussgnung *et al* (2010).

Analisando a Tabela 6, o pré-tratamento térmico apresenta a melhor eficiência no aumento da produção de metano quando comparado aos métodos mecânico, químico e biológico. Entretanto, a desidratação da biomassa é um elemento crítico nessa pesquisa, desfavorecendo também o uso do ultrassom.

Dentre os métodos químicos, o pré-tratamento alcalino é o mais aplicado para microalgas. Embora comumente utilizado e eficiente na solubilização de material orgânico, os efeitos são específicos para cada tipo de biomassa algácea e, por isso, pode ser visto como um método não adequado em alguns estudos (PASSOS *et al.*, 2014).

Tabela 6 – Comparação de métodos de pré-tratamento para aumentar a biodegradabilidade anaeróbica de microalgas.

Método	Solubilização da biomassa	Aumento na produção de metano	Vantagens	Desvantagens
Térmico	✓✓✓	✓✓	Escalabilidade.	Alto tempo de exposição; alta demanda de calor; desidratação da biomassa.
Químico	✓	✓	Baixa demanda de energia.	Custo; contaminação química; risco de formação de inibidores.
Ultrassom	✓	✓	Escalabilidade.	Alta demanda de energia; desidratação da biomassa.
Enzimática	✓	✓	Baixa demanda de energia.	Custo; condições estéreis.

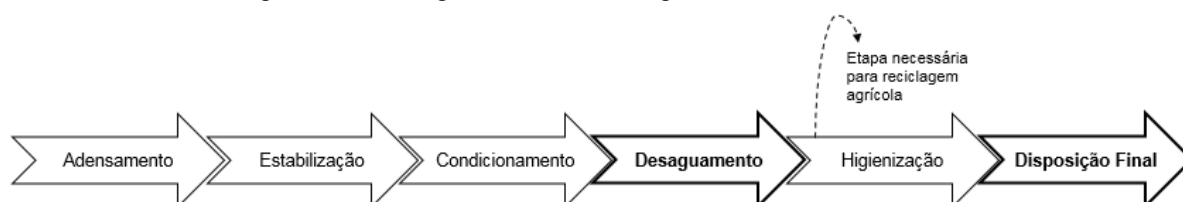
Fonte: Adaptado de Passos *et al.*, 2014.

3.4. COMPONENTES DO LODO E OS IMPACTOS NO DESAGUAMENTO

O processo de oxidação da matéria orgânica em Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (UASB) resulta no desenvolvimento do lodo anaeróbio, ocasionado pela alta carga aplicada nesse tipo de tratamento. O manuseio e disposição final desse lodo é de extrema importância para as estações de tratamento de esgoto, pois representam grandes custos de operação e transporte.

A Figura 2 mostra as principais etapas do gerenciamento do lodo em ETE's.

Figura 2 – Fluxograma adotado no gerenciamento de lodos.



Fonte: Autoria própria.

O lodo de leito é altamente espesso (entre 4 a 10% de ST) e com alta capacidade de sedimentação (LOUZADA, 2018). Logo acima da região do leito, uma área denominada manta contém uma massa menos concentrada (1 a 3%) e com características de sedimentação inferiores.

Devido estas características, as duas primeiras etapas, apresentadas na Figura 2, não possuem importância no tratamento de lodos anaeróbios, pois: o lodo de leito já deixa o sistema bem estabilizado e sua alta concentração de sólidos é pouco influenciada pelo processo de adensamento.

Vários fatores influenciam no desaguamento deste material. Os principais são: tipo de ligação da água com a partícula sólida, grau de estabilidade, teor de umidade e a relação entre os sólidos voláteis e totais. Tais características são modificadas com o progresso do tratamento (VON SPERLING e GONÇALVES, 2001).

Processos naturais de desaguamento retiram a água que não está ligada à partícula sólida do material. Em contrapartida, caso a água esteja unida à partícula sólida, haverá necessidade de utilização de processos mecânicos, físicos ou químicos. Segundo Spavier (2003), o grau de estabilidade é crucial para a avaliação da aptidão ao desaguamento do lodo. Quanto menor a relação SV/ST maior será a facilidade de desidratação do material.

Além dos fatores acima, Ma *et al* (2017) constatou que a presença de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) podem aprisionar a água e induzir viscosidade, devido à presença de polissacarídeo e proteínas existentes em sua composição. Tais substâncias podem ser encontradas em duas condições: EPS solúvel e EPS ligado. Sendo o último ramificado em: EPS fracamente ligado e EPS fortemente ligado (TO *et al.*, 2019).

Os efeitos dos diferentes tipos de substâncias poliméricas extracelulares no condicionamento e desidratação foram investigados por diversas pesquisas. Yu *et al* (2009) evidenciaram os impactos positivos na biofloculação exercidos pelo EPS fortemente ligado, enquanto o EPS fracamente ligado influenciou negativamente na sedimentação de lodos (LI e YANG, 2007; YANG e LI, 2009). No que diz respeito à fração solúvel do EPS, To *et al* (2016) destacaram sua importância na determinação do consumo de polímeros no processo de desaguamento do lodo.

França (2018) e Lu *et al* (2015), sob outra perspectiva, expressam a influência desses polímeros no processo de granulação anaeróbia. No estudo desenvolvido por Lu *et al* (2015), os autores concluíram que as zonas inferiores do reator produziram quantidades superiores de EPS e asseguraram um lodo granular com melhor sedimentabilidade e estabilidade operacional.

De forma análoga, Wang *et al.* (2018) apontaram que o processo de granulação no reator esteve diretamente relacionado à concentração de EPS e ao aumento sucessivo da carga orgânica volumétrica, assegurando a estabilização da biomassa e a quantidade necessária de nutrientes para manter as vias metabólicas dos organismos abrangidos.

A composição e distribuição das substâncias poliméricas extracelulares estão associadas ao tipo de efluente e sistema de tratamento utilizados (SHENG *et al.*, 2010). Portanto, métodos distintos são utilizados para extrair e qualificar o material como pode ser visto nas Tabela 7 e 8. O método de extração ideal deve causar o menor rompimento possível da membrana celular, a fim de não desestruturar as interações que mantêm os componentes da matéria juntos (NOUHA *et al.*, 2018; CASSINI *et al.*, 2006).

Tabela **7** – Métodos físicos de extração do EPS.

Método	Mecanismo	Observações
Centrifugação	O EPS separa-se da superfície da célula e dissolve-se sob a força centrífuga.	Usado para a separação da fração solúvel de EPS da biomassa celular; Comparativamente menos lise celular; EPS ligado não pode ser extraído de forma significativa.
Aquecimento	O movimento molecular é aprimorado, acelerando a dissolução do EPS.	Lise significativa e ruptura de células.
Ultrassom	A pressão impulsiva que é criada pelo ultrassom retira parte do EPS	Desintegra os flocos de lodo e libera as enzimas; Suave e eficaz. Método mais usado para lodo
Ultrassom / Centrifugação	O EPS se dissolve em solução sob a pressão impulsiva criada pelo ultrassom e pela força centrífuga.	Desintegra os flocos de lodo e libera as enzimas; Suave e eficaz. Método amplamente utilizado.
Tratamento ácido	Melhora a força repulsiva e interrompe a interação entre EPS e células, fazendo com que o EPS retirado da superfície da célula.	Desintegra efetivamente os flocos de lodo; Lise e ruptura celular.

Fonte: Adaptado de More *et al.*, 2014.

Tabela 8 – Métodos químicos de extração do EPS.

Método	Mecanismo	Observações
Tratamento alcalino	O tratamento alcalino com a adição de NaOH faz com que os grupos, tais como os grupos carboxílicos, sejam ionizados, resultando numa forte repulsão entre o EPS e as células, e assim faz com que o EPS se dissolva.	Eficaz para extrair EPS ligado ao alumínio; Grave lise celular e rompimento de macromoléculas.
CER	CER remove os cátions divalentes, causando a retirada do EPS.	Alta eficiência e baixa lise celular; Altamente seletivo para Ca e Mg ligado ao EPS.
EDTA	Os cátions divalentes são muito importantes para ligações de compostos da matriz de EPS, e, portanto, a remoção desses cátions usando EDTA faz com que a matriz de EPS se desfaça.	Alta eficiência de extração e baixa lise celular; Resíduo de EDTA pode contaminar a extração de EPS e induzir erros na determinação de proteínas no método de Lowry.
Extração enzimática	As enzimas de quebra de carboidrato e proteínas são usadas para interromper a estrutura do lodo e dissolver o EPS.	Suave e eficaz; Baixa eficiência de extração.
Extração etanol	Desnatura o EPS e reduz a força de união entre o EPS e as células.	Suave e eficaz; Método comumente utilizado.
Glutaraldeído	Como o glutaraldeído tem a capacidade de fixar células e desnaturar EPS, também pode ser usado para extrair EPS	Suave e eficaz; Baixa eficiência de extração.
NaCl	A troca de cátions é promovida usando uma alta concentração de NaCl.	Método suave, eficaz e mais barato.
NH ₄ OH / EDTA	Este método combina os métodos de ajuste de pH e troca iônica para melhorar a eficiência da extração. O uso de uma base forte como o NH ₄ OH reduz a lise celular.	Desintegra efetivamente os flocos de lodo.

Fonte: Adaptado de More *et al.*, 2014.

3.5. DISTRIBUIÇÃO DAS FRAÇÕES DE ÁGUA PRESENTES NO LODO

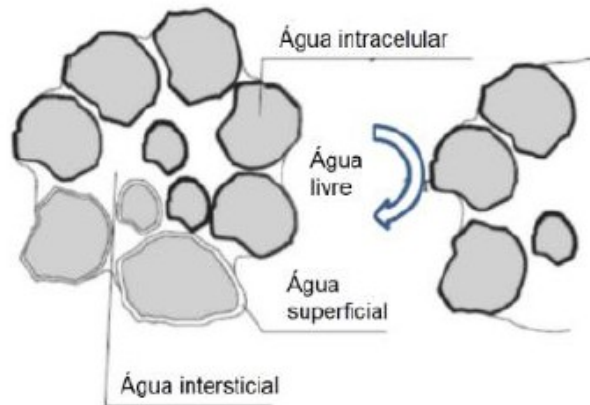
Uma etapa primordial para os processos de desaguamento é o conhecimento das diferentes formas de ligação da água com as partículas sólidas (SPAVIER, 2003). De acordo com o tipo de água predominante, pode-se identificar o melhor processo de desaguamento a ser utilizado (GAZBAR, 1993).

A Figura 3 evidencia os diferentes tipos de ligação da água aos sólidos, são elas:

- Água livre: água não associada a partículas sólidas e separada facilmente por decantação gravitacional simples. A remoção de água livre pode resultar em uma redução de volume da ordem de 60% do volume original (GONÇALVES, LUDUVICE E VON SPERLING, 2001).
- Água intersticial: água presa na estrutura do floco. Se os flocos são quebrados a água intersticial torna-se água livre (VESILIND E MARTEL, 1989). 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. Representa cerca de 2% do volume total e não pode ser separada por qualquer meio mecânico (SANIN, CLARKSON, VESILIND, 2011). A água ligada quimicamente aos polímeros extracelulares também é considerada água superficial.
- Água intracelular: água ligada quimicamente às partículas sólidas. Representa cerca de 3% do volume total e só pode ser liberada por agentes térmicos (altas temperaturas) ou químicos (secagem química) (SANIN, CLARKSON, VESILIND, 2011).

Além dos quatro tipos de água, o termo “água de união” é utilizado para se referir à quantidade de água superficial somada à quantidade de água intracelular.

Figura 3 – Frações de água presentes no lodo



Fonte: Louzada (2018).

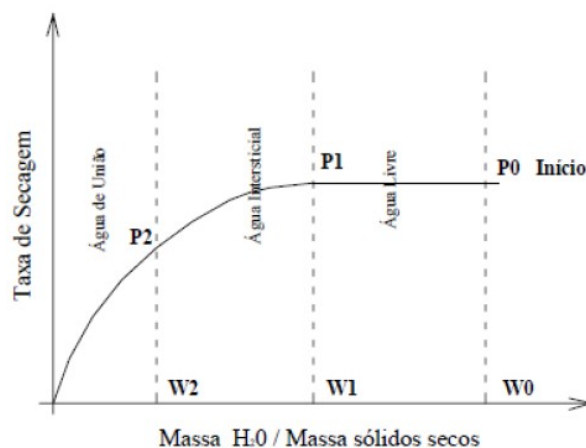
A fim de mensurar a distribuição da umidade de acordo com sua relação com a partícula sólida, várias técnicas foram desenvolvidas. Dentre elas, estão a termogravimetria e a dilatometria.

3.5.1. Método termogravimétrico

A termogravimetria é um método de secagem térmica sob temperatura controlada, que permite o estudo das frações de água presentes na amostra examinada. O método proposto por Smollen (1998) quantifica os diferentes tipos de água que compõem o lodo através de uma diferenciação entre as taxas de secagem que cada tipo possui.

A secagem segue três fases distintas, retratada na Figura 4 e descritas a seguir:

Figura 4 – Curva termogravimétrica



Fonte: Spavier (2003).

Fase 1: Caracterizada por apresentar uma taxa de secagem constante e linear. A água evaporada nesta fase é considerada água livre e é medida até o primeiro ponto crítico (P_1). Após esse processo, as forças capilares são afetadas e a taxa de secagem sofre o primeiro decaimento.

Fase 2: Após eliminação da água livre, a secagem atinge os interstícios dos flocos do lodo, eliminando a água intersticial. A fase 2 localiza-se entre as umidades críticas 1 e 2 (W_1 e W_2).

Fase 3: Essa fase é caracterizada pelo segundo decaimento da taxa de secagem. Nesta zona a superfície é seca e a evaporação se produz no interior do sólido, correspondente à água superficial e intracelular.

3.5.2. Método dilatométrico

A dilatometria qualifica a água presente no lodo em dois grupos: água livre (água livre e água intersticial) e água de união (água superficial e água intracelular). Baseia-se no fato da temperatura de congelamento da água de união ser inferior àquela da água livre. A quantidade de água de união é determinada através da diferença entre a quantidade total de água e a quantidade de água livre (SPAVIER, 2003).

O método dilatométrico é dependente da temperatura de congelamento e da concentração de sólidos do lodo. Por isso, o método torna-se mais preciso para temperaturas de congelamento abaixo de -20°C e altas ($>2,5\%$) concentrações de sólidos no lodo (SMITH e VESILIND, 1995).

3.6. AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE DESAGUAMENTO DO LODO

A eficiência de desidratação do lodo depende não apenas da taxa de desidratação, mas também da proporção da desidratação. Por isso, os índices mais utilizados são a resistência específica à filtração (REF) e o tempo de sucção capilar (TSC) como mostra a Tabela 9 (ZHOU *et al.*, 2014).

Porém, a revisão feita por To *et al* (2016) valida que as técnicas usadas para avaliar a capacidade de desidratação do lodo são específicas para cada tipo de mecanismo utilizado. Os autores também sugerem que a REF é o indicador de eficiência mais adequado quando se refere à equipamentos de filtragem.

Além dos índices de eficiência, medições do desempenho da desidratação do lodo são feitas através de:

- Técnicas de classificação e medição de água (Termogravimetria e Dilatometria);
- Conteúdo de umidade, condicionamento de lodo e desidratação;
- Reologia e caracterização do lodo.

Tabela 9 – Índices utilizados na medição da eficiência de desidratação do lodo

Referência	Tipo de lodo	TSC	REF	Métodos adicionais
Louzada, 2018	UASB	✓	✓	Termogravimetria
Peng <i>et al</i> , 2011	Lodo ativado	✓	✓	Dilatometria
Spavier, 2003	UASB + Biofiltro	✓	✓	Termogravimetria, Dilatometria
Lin e Shien, 2001	Lodo bilógico	✓	✓	Reologia
Lee e Liu, 2000	Lodo ativado	✓	✓	-

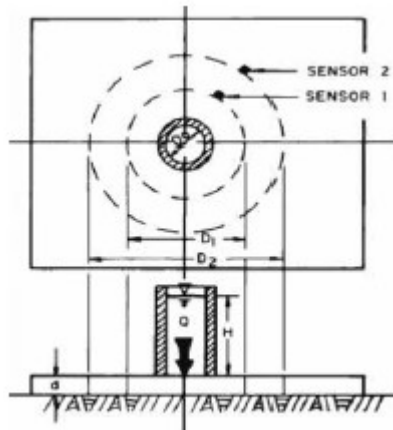
Fonte: Autoria própria.

3.6.1. Tempo de sucção capilar (TSC)

Este método 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 (SPAVIER, 2003).

O equipamento é composto por duas chapas de acrílico que se encaixam. 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 atingir o primeiro eletrodo e para quando o filtrado atingir o segundo eletrodo. Marcando, assim, o tempo necessário para que a água percole pelo papel por meio da capilaridade. A figura 4 apresenta a configuração de um equipamento de medição de TSC.

Figura 5 – Equipamento de medição de TSC.



Fonte: To *et al* (2016).

Yu *et al* (2008) sugeriram o uso do TSC normalizado devido alguns impedimentos do método, tais como: alto custo de mercado e comparação de lodos de diferentes sistemas de tratamento. Essa adaptação consiste na divisão do TSC pela concentração de sólidos suspensos na amostra, expressos na unidade de segundos por grama por litro (s/(g/L)).

3.6.2. Resistência específica à filtração (REF)

O objetivo desse teste é simular filtros prensas à vácuo para avaliar a aptidão do lodo ao desaguamento. O ensaio é conduzido por um aparato experimental composto por um funil Buchner com papel filtro e uma bomba à vácuo, acoplados à uma proveta graduada para a aferição do volume filtrado.

Segundo Louzada (2018), a REF é a resistência do lodo à perda de água pela filtração à vácuo por um meio poroso. O teste consiste em despejar um dado volume sobre o papel filtro quantitativo Whatmman nº 40. Após a lavagem do papel para a aderência no funil, um dado volume é despejado sobre o filtro, com a bomba à vácuo já ligada.

Os tempos associados ao volume filtrado serão registrados, até que a torta sobre o papel se mostre relativamente seca. Os dados serão compilados em forma de gráfico para obter o valor do coeficiente angular da reta que será utilizado na Equação 1 (LIN *et al*, 2015).

Equação **1** – Cálculo da resistência específica à filtração.

$$REF = \frac{2PA^2b}{\mu c}$$

Onde:

P = pressão aplicada (N/m²);

A = área do meio filtrante (m²);

B = valor do coeficiente de declividade (s/mL²)

μ = viscosidade do filtrado (N.s/m²);

c = massa de sólidos da torta seca (g/mL)

A Tabela 10 apresenta dados comumente encontrados em literatura. Valores entre 10¹⁰ e 10¹¹ m/kg estão na faixa de fácil desaguabilidade. Lodos de difícil desaguabilidade terão valores de REF acima de 10¹⁴. Aspectos que influenciam nos resultados do teste: tipo do lodo, concentração de sólidos do lodo, volume de lodo filtrado, pressão aplicada e área do pape filtro (GONÇAVES LUDUVICE e VON SPERLING, 2001).

Tabela **10** – Tipos de lodo versus REF

Referência	Tipo de lodo	REF (m/kg)
Louzada, 2018	UASB	10 ¹³
Peng <i>et al</i> , 2011	Lodo ativado	10 ⁸
Spavier, 2003	UASB + Biofiltro	10 ¹⁰
Lin e Shien, 2001	Lodo bilógico	10 ¹¹
Lee e Liu, 2000	Lodo ativado	10 ¹²

Fonte: Autoria própria.

A correlação entre o TSC e a REF é um debate científico permanente. Incontáveis estudos (LIN e SHIEN, 2001; LEE e LIU, 2000; FENG *et al.*, 2009; GHEBREMICHAEL e HULTMAN, 2004; ZHANG e CHEN, 2009) expuseram que o TSC normalizado estava significativamente correlacionado com o índice REF. Como ambos foram aplicados para determinar a desidratação do mesmo lodo, Peng *et al* (2011) constataram, através de um coeficiente de correlação de 0,94, que o uso de apenas um dos métodos é satisfatório para a avaliação da aptidão do lodo ao desaguamento.

4. METODOLOGIA

4.1. ÁREA DE ESTUDO

Esta pesquisa foi desenvolvida no âmbito do projeto: “Soluções tecnológicas integradas para potencializar a geração de biocombustíveis em estações de tratamento de esgotos que utilizam processos à base de microalgas”, financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), por meio da Seleção Pública MCTI/FINEP/FNDCT – Subvenção Econômica à Inovação – 02/2013.

Os recursos do projeto viabilizaram a instalação do parque experimental em escala piloto, ilustrado na Figura 6, localizado na área da Estação de Tratamento de Esgoto de Araçás (ETE Araçás) da Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN).

Figura 6 – Foto aérea da ETE Araçás



Fonte: Google Earth. Adaptado. Acesso em 08/04/2019.

A ETE Araçás recebe 520L/s de esgoto afluyente, dos quais 0,56L/s são desviados para a ETE piloto (Figura 7), após tratamento preliminar por gradeamentos grosseiro, fino e desarenação.

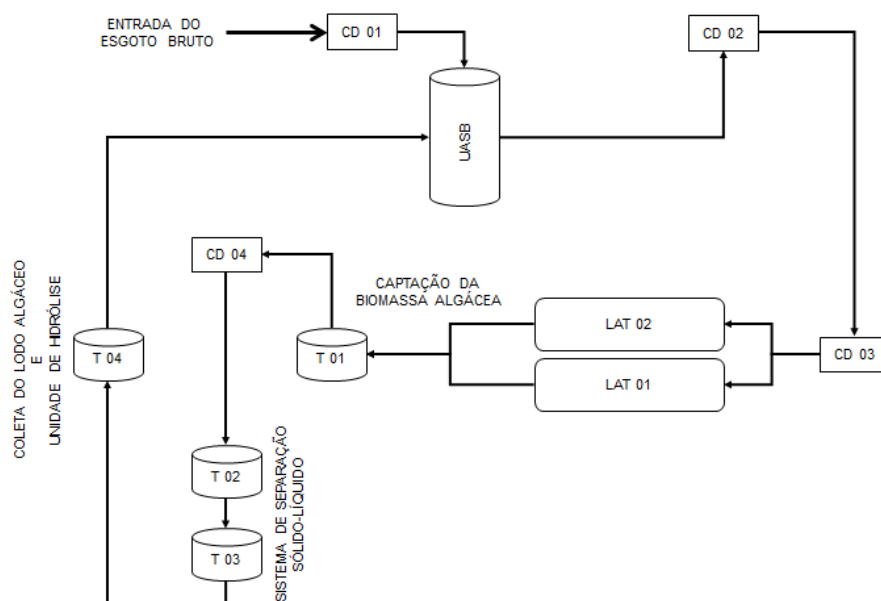
Figura 7 – Parque experimental localizado em Araçás



Fonte: Autoria própria.

O parque experimental é composto 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 algácea e tanques destinados à hidrólise dessa biomassa. A fim de obter um melhor controle dos parâmetros operacionais e analíticos dos reatores utilizados nessa pesquisa, limitou-se o ciclo de operação do sistema conforme o fluxograma apresentado na Figura 8.

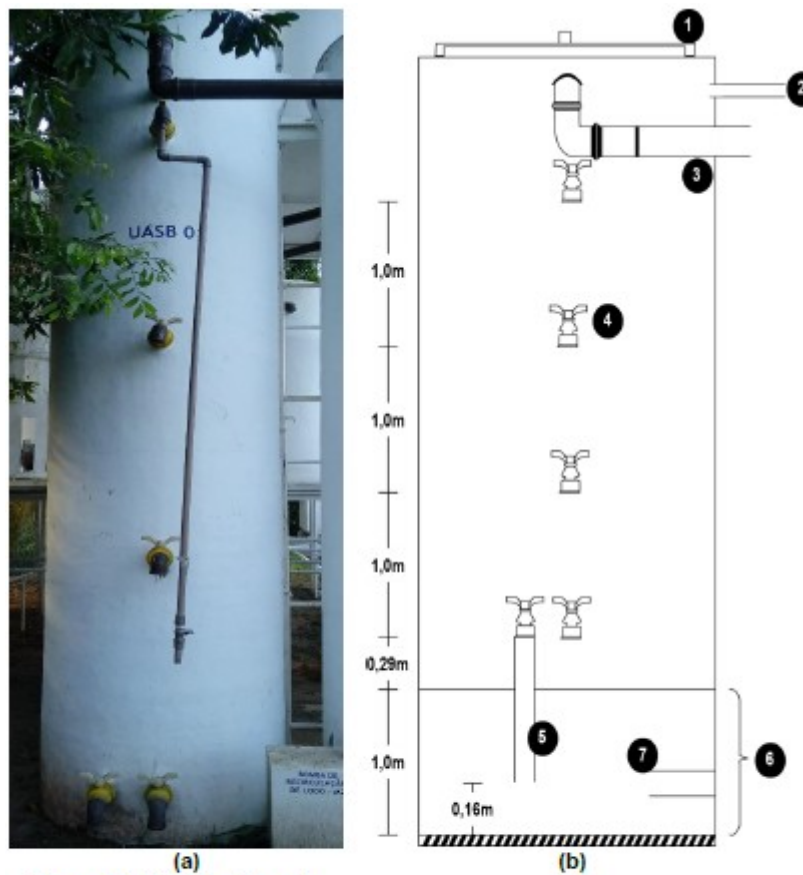
Figura 8 – Fluxograma da ETE piloto



Fonte: Autoria própria.

O reator UASB 01, construído em plástico reforçado com fibra de vidro (PRFV), possui uma altura útil de 4,8m, sendo 1 metro enterrado, e equipado com um separador de fases (Figura 9). As principais características do reator UASB estão apresentadas na Tabela 11.

Figura 9 – (a) Vista do reator UASB 1. (b) Desenho esquemático do reator.



- Tampa de PRFV (D = 50 cm);
- Tubulação de PVC (D = 25 mm) para coleta do biogás;
- Tubulação de PVC (D=75mm) para a saída do efluente;
- Registro de amostragem de lodo em PVC (D=50mm);
- Tubulação de PVC interna acoplada ao registro de amostragem;
- Zona de digestão correspondente ao leito do reator enterrada a um metro;
- Tubulação (D=75mm) de chegada do esgoto bruto.

Fonte: Assis (2017).

Tabela 11 – Principais características do reator UASB

Características do reator UASB			
Diâmetro (m)	1,0	Altura da torneira 2 (m)	1,29
Altura útil (m)	4,8	Altura da torneira 3 (m)	2,29
Volume útil (m ³)	3,78	Altura da torneira 4 (m)	3,29

Altura da torneira 1 (m)	0,16	Altura da torneira 5 (m)	4,29
--------------------------	------	--------------------------	------

Fonte: Autoria própria.

As lagoas de alta taxa (LAT1 e LAT2), construídas em plástico reforçado com fibra de vidro (PRFV), possuem volume útil total de 13,7 m³, cada uma dotada de dois canais com largura de 2,4 m, comprimento de 10,0 m, e área de 22,8 m² (Figura 10). Submetidas a um TDH de 3 dias, a produção média de microalgas nas LAT foi de 20 mg SSV/m²d.

Figura **10** – Lagoas de alta taxa (LAT 1 e LAT 2)



Fonte: Assis (2017).

O processo de separação físico-químico utilizado para concentrar a biomassa de microalgas é composto por uma unidade de mistura rápida e um decantador (Figura 11). O coagulante utilizado foi o tanino modificado linha Tanfloc SG da marca TANAC® com dose média de 50 mg/L. A vazão média da bomba dosadora (marca EMEC modelo FCE) foi de 0,23ml/s.

Figura **11** – Sistema de separação sólido-líquido



Fonte: Assis (2017).

Para o processo de codigestão, a biomassa recuperada (Figura 12), denominada biomassa algácea, foi pré-tratada com base na metodologia adotada por Lamberti (2017) e, após o tratamento, introduzida no reator UASB para o processo de codigestão anaeróbia juntamente ao esgoto sanitário.

Figura **12** – Biomassa algácea após processo de separação sólido-líquido



Fonte: Assis (2017).

4.1.1. Operação e monitoramento do reator UASB

A fim de usar o trabalho realizado por Louzada (2018) como referência, o monitoramento de todo o sistema foi realizado diariamente visando manter as condições de trabalho similares e, dessa forma, traçar um comparativo.

Portanto, a vazão do reator UASB foi controlada diariamente através da caixa de distribuição de vazões 02, com o método volumétrico (Figura 13). Utilizou-se um béquer de 2L para medir o volume e um cronômetro para medir o tempo.

Figura **13** – Caixa de distribuição 02: Ponto de aferição da vazão do UASB.



Fonte: Maciel, 2019.

O tempo de detenção hidráulica médio (TDH) do reator era mantido próximo a 8 horas. Por isso, os ajustes na vazão afluyente eram feitos para alcançar a vazão de referência (0,11L/s).

Para acompanhar a produção de lodo do reator, semanalmente foram coletadas amostras de lodo em todas as torneiras: T₁, T₂, T₃, T₄ e T₅. Os primeiros 500ml, referente ao acumulado dentro das tubulações de amostragem, foram descartados e cerca de 200ml de lodo foram coletados para realização das análises de sólidos totais e sólidos voláteis, seguindo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Observou-se o crescimento da altura da manta de lodo ao passar do tempo, a fim de verificar quando a manta de lodo atingia o compartimento de separação trifásico. O descarte era feito quando a manta de lodo ultrapassa a T₄ através da torneira localizada a 2m de altura contados a partir do fundo do reator, compreendendo a região de manta.

Amostras do esgoto bruto e o efluente do reator foram coletadas semanalmente e analisadas, conforme a Tabela 13, com o objetivo de avaliar o desempenho do UASB.

Tabela **12** – Análises de monitoramento do UASB

Parâmetro	Método	Referência
Sólidos Totais (ST)	Gravimétrico 2540B; 2540E	APHA,2012
Sólidos Voláteis (SV)	Gravimétrico 2540B; 2540E	APHA,2012
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Gravimétrico 2540B; 2540D	APHA,2012
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	Gravimétrico 2540B; 2540D; 2540E	APHA,2012
DQO total	Colorimétrico 5220D	APHA,2012
DQO filtrada	Colorimétrico 5220D	APHA,2012
Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK)	Titulometria – 4500-N _{org} B	APHA,2012

Fonte: Autoria própria.

4.1.2. Hidrólise alcalina

A biomassa recuperada por meio do processo de coagulação, floculação e sedimentação do sistema de separação sólido-líquido era encaminhada por gravidade para a elevatória de lodo, onde o processo hidrolítico era realizado.

O pré-tratamento foi feito de acordo com a metodologia aplicada por Lamberti (2017), onde a solução de NaOH 1M era adicionada e ficava sob agitação durante uma hora, para elevar o pH a 12. Antes de ser introduzido no reator, o lodo algáceo era neutralizado a pH 7,0 com HCl 1M.

Após a hidrólise e neutralização, com o auxílio de uma bomba submersível, o lodo era bombeado para o reservatório de lodo algáceo (Figura 14), localizado na plataforma de chegada do esgoto bruto, e introduzido no reator por gravidade.

Figura **14** – Reservatório de lodo algáceo



Fonte: Autoria própria.

A codigestão com a biomassa algácea hidrolisada era realizada diariamente e ocorreu no período de 27/08/2018 até 01/09/2019. Semanalmente amostras da biomassa, antes e após o processo hidrolítico, eram coletadas e analisadas físico-quimicamente, de acordo com a Tabela 14.

Tabela **13** – Análises e métodos utilizados.

Parâmetros	Método	Referência
Sólidos Totais (ST)	Gravimétrico 2540B; 2540E	APHA,2012
Sólidos Voláteis (SV)	Gravimétrico 2540B; 2540E	APHA,2012
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Gravimétrico 2540B; 2540D	APHA,2012
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	Gravimétrico 2540B; 2540D; 2540E	APHA,2012
Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK)	Titulometria – 4500-N _{org} B	APHA,2012

Fonte: Autoria própria.

4.2. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LODO ANAERÓBIO

Para a realização dos ensaios de desaguamento, aptidão ao desague e determinação das frações de água presentes no lodo, amostras da segunda torneira (1,29m) eram coletadas e armazenadas em uma única bombona. Antes de cada retirada de lodo, o material era homogeneizado manualmente para garantir que todos os ensaios operassem com um lodo de mesma característica.

Objetivando caracterizar físico-quimicamente as amostras de lodo anaeróbio, durante o processo de codigestão do esgoto sanitário e biomassa algácea hidrolisada, foram realizadas as análises laboratoriais descritas na Tabela 15.

Tabela **14** – Análises físico-químicas para caracterização do lodo anaeróbio

Parâmetros	Método	Referência
Sólidos Totais (ST)	Gravimétrico	APHA,2012
Sólidos Voláteis (SV)	Gravimétrico	APHA,2012
DQO total	Colorimétrico	APHA,2012
Concentração de lipídeos	Gravimétrico	APHA,2012
Concentração de proteínas	Titulométrico	GALVANI e GAERTNER, 2006
Concentração de carboidratos	Colorimétrico	DUBOIS <i>et al.</i> , 1956

Fonte: Autoria própria.

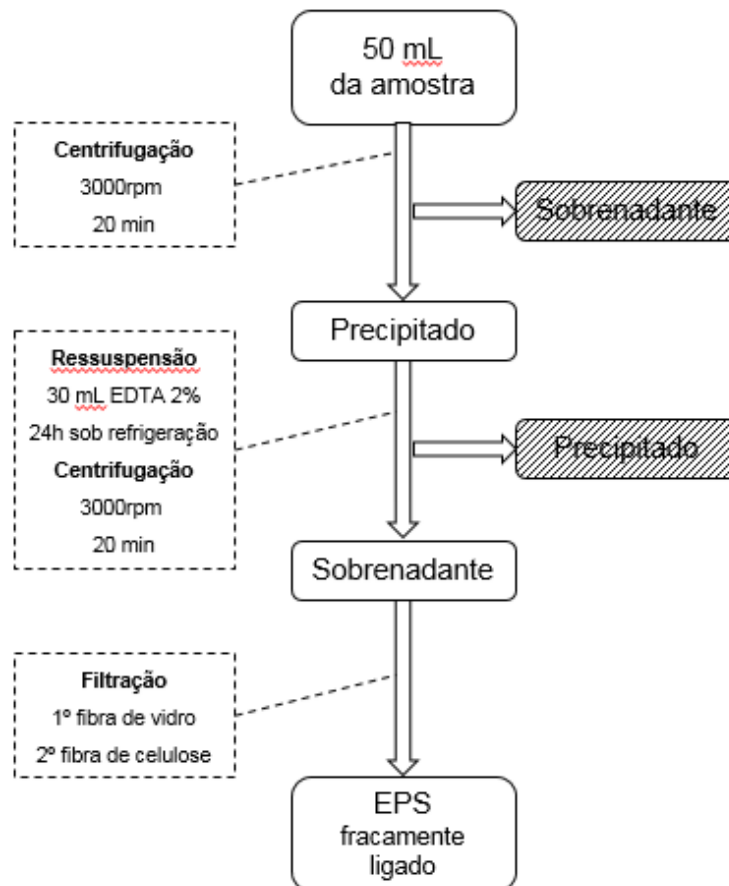
As amostras eram coletadas no mesmo dia do início dos ensaios de desaguamento com o Desaguador Estático Vertical (DEV) e os experimentos foram feitos em duplicata.

4.3. CARACTERIZAÇÃO BIOQUÍMICA DO LODO ANAERÓBIO

A extração, quantificação e qualificação da substância polimérica extracelular (EPS) foram realizadas para as primeiras quatro torneiras do reator UASB (coletadas conforme Item 4.1.1.), durante o processo de codigestão do esgoto sanitário e biomassa algácea hidrolisada, a fim de examinar a distribuição dessas substâncias ao longo do reator.

Conforme aplicado por alguns autores (LOUZADA, 2018; COMTE *et al.*, 2007; LIU e FANG, 2002; FELZ), essa pesquisa utilizou a via química para realizar a extração da EPS e o protocolo, que foi feito em triplicata, está explícito na Figura 15.

Figura **15** – Protocolo de extração da EPS



Fonte: Autoria própria.

Uma alíquota de 50mL de cada amostra foi centrifugada a 3000 rpm por 20 minutos, desprezando-se o sobrenadante ao final. O precipitado foi ressuspensionado com 30ml de uma solução de EDTA 2% e mantido sob refrigeração por 24h. Na sequência, a solução foi novamente centrifugada a 3000 rpm por 20 minutos, onde coletou-se o sobrenadante, desprezando-se o precipitado. O sobrenadante foi filtrado primeiro em membrana de fibra de vidro e em seguida em membrana de celulose com porosidade de 0,45µm.

Trocou-se a solução de EDTA 2% por água ultrapura para a obtenção de uma amostra controle e todo o procedimento foi reproduzido conforme a metodologia acima. Após a extração, as amostras foram mantidas sob refrigeração para a realização das análises laboratoriais mostradas na Tabela 16.

Tabela **15** – Análises laboratoriais para a EPS

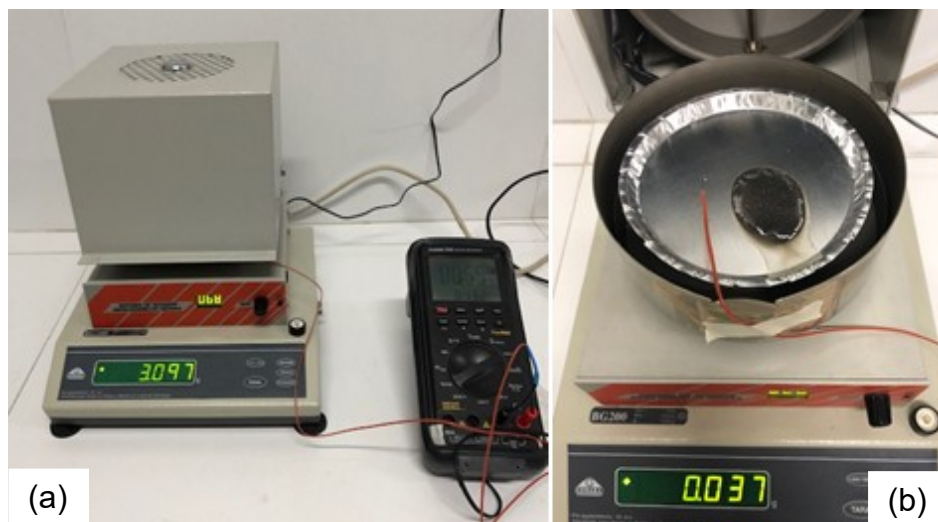
Parâmetros	Método	Referência	Objetivo
Sólidos Voláteis (SV)	Gravimétrico	APHA,2012	Quantificação da EPS
Concentração de proteínas	Titulométrico	GALVANI e GAERTNER, 2006	Qualificação da EPS
Concentração de carboidratos	Colorimétrico	DUBOIS <i>et al.</i> , 1956	Qualificação da EPS

Fonte: Autoria própria.

4.4. DISTRIBUIÇÃO DAS FRAÇÕES DE ÁGUA

Para o estudo das frações de água presentes no lodo, análises termogravimétricas foram realizadas, em duplicata, com as amostras coletadas e descritas no item 4.2. O método consiste em submeter as amostras ao processo de secagem térmica sob temperatura controlada (entre 35° e 40°C), utilizando uma balança acoplada a um sistema de secagem (GEHAKA modelo BG200) apresentada na Figura 16.

Figura **16** – (a) Balança Termogravimétrica (b) Fim do teste termogravimétrico



Fonte: Autoria própria.

A massa de sólidos totais presentes nas amostras brutas foi previamente determinada pelo método gravimétrico seguindo as recomendações da APHA (2012). Posteriormente, 12g da amostra será colocada no equipamento e as pesagens serão feitas em intervalos regulares de minuto a minuto, até não haver

mais perda de massa. Com isso, a curva termogravimétrica será traçada, onde as variações das taxas de secagem e o tipo de ligação entre a água e a partícula sólida serão analisadas, a fim de determinar as frações de água presentes na amostra.

4.5. APTIDÃO AO DESAGUAMENTO

O ensaio de REF será conduzido por um aparato experimental composto por um funil contendo um papel filtro e uma proveta graduada para a aferição do volume filtrado, ambos acoplados à uma bomba à vácuo (Figura 17).

Figura **17** – Aparato utilizado para o ensaio de REF



Fonte: Autoria própria.

A massa de sólidos totais presentes nas amostras brutas – coletadas e descritas no Item 4.2 – foi previamente determinada pelo método gravimétrico seguindo as recomendações da APHA (2012). O ensaio foi realizado em duplicata.

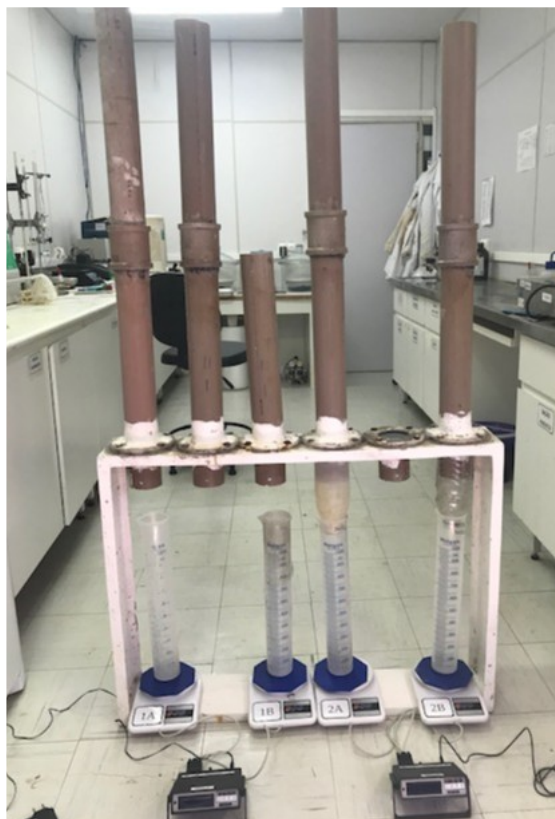
Após a lavagem do papel filtro quantitativo Whatmman nº 40, para a aderência no funil, uma alíquota de 100 mL é despejada sobre ele com a bomba ligada. Foram anotados os tempos associados ao volume filtrado até que a torta sobre o papel se mostre seca. Os dados foram compilados em forma de gráfico para obter o valor do coeficiente angular da reta para utilizar nos cálculos. Os valores da pressão aplicada e diâmetro do funil são, respectivamente, 500 mmHg e 9 cm.

4.6. CINÉTICA DE DESAGUAMENTO

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 a ser utilizado nesta pesquisa possui dimensões em escala de bancada, conforme Figura 18. 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. Provetas de 1000mL foram encaixadas abaixo do funil e o volume escoado, durante o teste, foi aferido pelas balanças a cada minuto, nos dez primeiros minutos, e a cada trinta minutos até o término do ensaio.

Figura **18** – Desaguadores Estáticos Verticais

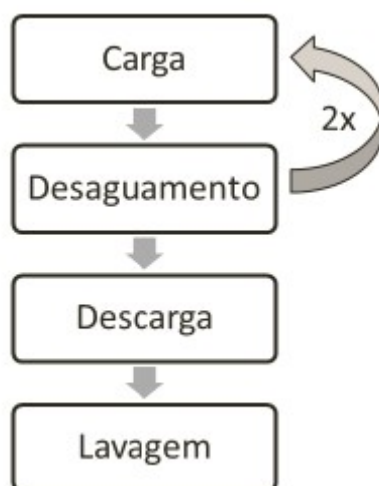


Fonte: Autoria própria.

Assim como nos Itens 4.4 e 4.5, a massa de sólidos totais presentes nas amostras brutas – coletadas e descritas no Item 4.2 – foi previamente determinada pelo método gravimétrico seguindo as recomendações da APHA (2012).

O fluxograma apresentado na Figura 19 mostra as etapas que compõem o ensaio de desague.

Figura **19** – Procedimento do DEV



Fonte: Louzada (2018).

Os ensaios foram feitos em duplicata e sofreram variações no tempo de descarga para que a cinética de desague pudesse ser investigada, assim como Louzada (2018) fez em sua pesquisa. Na Tabela 17 estão descritas as variações utilizadas no ensaio.

Tabela **16** – Variações no ensaio de desaguamento

Tempo entre as cargas	Quantidade de cargas	Duração do ensaio
3h	3	24h
24h	3	72h

Fonte: Autoria própria.

Esse fracionamento do descarte de lodo permite o alcance de altas eficiências de remoção de umidade (MIRANDA *et al.*, 2017) e traz novas configurações para as estruturas de desaguamento que tenham cargas aplicadas superiores ao limite, estabelecido pela ABNT NBR 12.209/92, de 15 kgSST/m².

4.7. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Preliminarmente, as variáveis foram examinadas em relação à sua normalidade para a escolha apropriada do teste a ser empregado. Portanto, o teste de Shapiro-Wilk foi realizado com o recurso do software R (versão 3.6.1).

Para as variáveis que apresentaram distribuição normal ($p > 0,05$) foi aplicado um teste de Tukey.

Nos grupos de dados que não apresentaram distribuição normal foram aplicados dois testes diferentes, de acordo com suas características. São eles:

- Teste Wilcoxon: Aplicado aos grupos de dados que não apresentaram distribuição normal e demandaram um comparativo entre dois grupos.
- Teste de Kruskal-Wallis: Aplicado aos grupos de dados que não apresentaram distribuição normal e demandaram um comparativo entre três grupos.

Todos os testes foram aplicados utilizando o software R versão 3.6.1 e utilizou-se o software Statística na versão 10.0 para gerar os gráficos box-plot.

5. RESULTADOS

5.1. CONDIÇÕES OPERACIONAIS

A fim de traçar um comparativo com o estudo desenvolvido por Louzada (2018), o monitoramento de todo o sistema foi realizado diariamente visando manter as condições de trabalho similares. A Tabela 18 traz os dados de caracterização do afluente e efluente do reator UASB.

Tabela **17** – Caracterização do afluente e efluente do UASB

Parâmetros	Louzada (2018)				Esta pesquisa				
	Afluente	Biomassa algácea	Efluente	Ef. (%)	Afluente	Biomassa algácea	Biomassa algácea hidrolisada	Efluente	Ef. (%)
ST (mg/L)	961,2	3691,67	668,93	30	1133,50	2090,00	3950,13	670,29	41
SV (mg/L)	354,93	2527,17	124,27	65	279,50	1428,50	1975,44	118,43	58
SST (mg/L)	115,21	-	41,59	64	145,67	1263,01	-	48,06	67
SSV (mg/L)	79,1	-	22,87	71	174,09	1158,70	-	35,92	79
SSed (mL/L)	-	-	0,32	-	-	-	-	0,31	-
DQO _{total} (mg/l)	270	4939	108	60	277,3	9910	13360	150,48	46
DQO _{filtrada} (mg/l)	104	-	55	47	194,24	-	-	67,19	65
NTK (mg/L)	39,2	180,68	38,09	3	17,22	77	70	16,87	2
Temperatura (°C)	23,21	-	22,84	-	25	-	-	24,9	-
pH	7,25	-	7,05	-	7,32	-	-	7,17	-
Turbidez (NTU)	102,91	-	59,14	43	112,8	-	-	56,23	50

Fonte: Autoria própria.

O trabalho de Louzada (2018) compreendeu um período de 118 dias operando o reator de forma contínua com uma vazão média de 0,11L/s, recebendo uma média de 147L/dia de biomassa algácea. Nesse período, o reator apresentou eficiência média de remoção de DQO de 67% e TDH de 9,5h.

Neste trabalho, o reator foi operado por 370 dias com alimentação contínua a uma vazão média de 0,11L/s, recebendo uma média de 186L/dia de biomassa algácea

hidrolisada. Durante o processo, o reator apresentou eficiência média de remoção de DQO de 46% e TDH de 9,5h.

O lodo algáceo sem pré-tratamento utilizado como substrato no trabalho de Louzada (2018) apresentou uma concentração média de 0,37% de ST e 0,25% de SV. Além disso, a média de SV/ST alcançou 0,73, apresentado um lodo com elevada matéria orgânica biodegradável. Diversamente, o pré-tratamento alcalino realizado neste trabalho originou um lodo com uma média de SV/ST de 0,45 e concentrações médias de 0,40% de ST e 0,20% de SV.

5.2. PRODUÇÃO DE SÓLIDOS

Durante o período de codigestão anaeróbia, utilizando a biomassa algácea hidrolisada pela via alcalina, houve uma produção diária de lodo de descarte média de 38,3L/dia, totalizando 14200L em um intervalo de 370 dias. O descarte total, em teor de sólidos, foi de 183,1 kgST e 129,6 kgSV caracterizando uma produção diária média de 1,6 gST/hab.dia e 1,2 gSV/hab.dia.

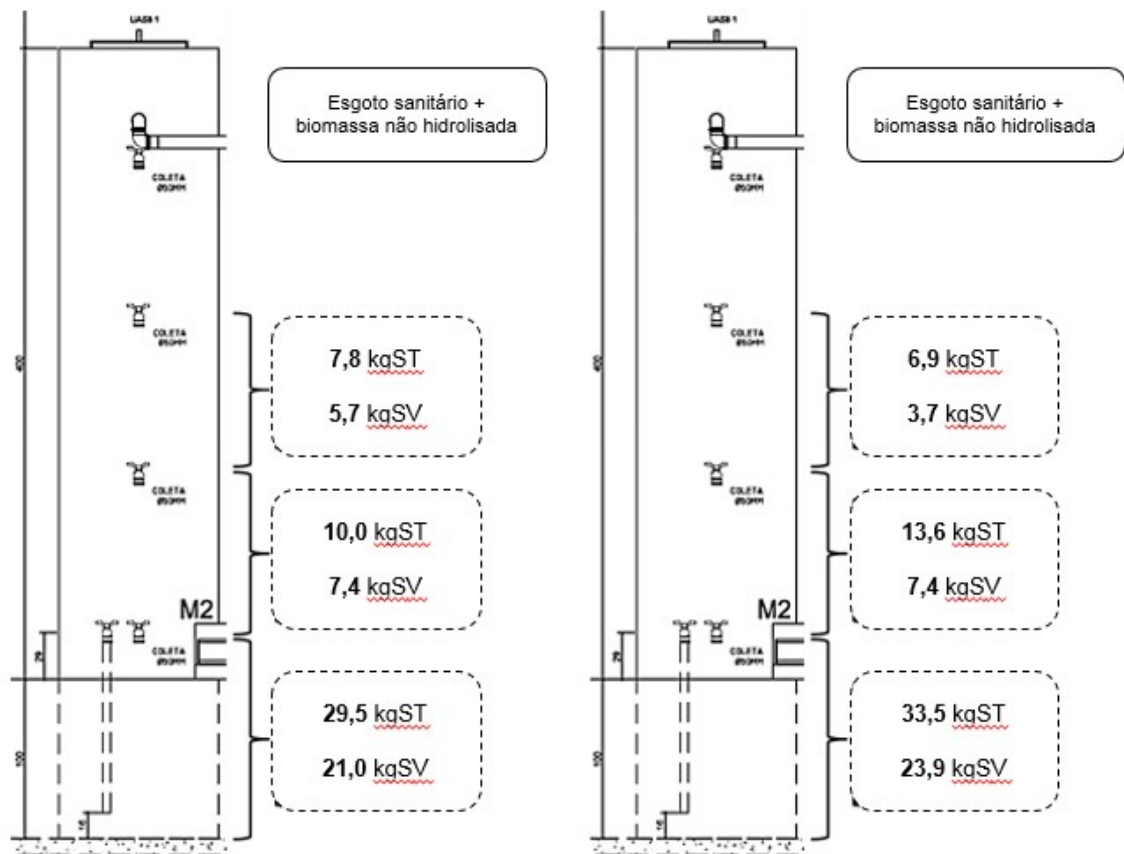
Quando o mesmo reator foi operado com codigestão de esgoto sanitário e biomassa algácea não hidrolisada (LOUZADA, 2018), o volume total de lodo descartado foi de 2809L operando por 118 dias, totalizando uma produção média de 23,8L/dia, sendo a produção diária, em teor de sólidos, de 32,8 kgST e 23,4 kgSV.

Verificou-se um aumento de 61,2% da produção média diária de lodo de descarte em termos de volume e um aumento de 76-78% em teor de ST e SV, quando o reator foi operado com codigestão de esgoto sanitário e biomassa hidrolisada.

É possível pressupor que esse aumento é consequência da redução da concentração de substrato de fácil absorção, contradizendo os valores de DQO_{total} apresentados na Tabela 18. Visto que a fração orgânica é superior à fração inorgânica em esgoto doméstico, a DQO é comumente utilizada para quantificar a matéria orgânica oxidável existente (AQUINO *et al.*, 2006). Porém, quantidades significativas de substâncias inorgânicas reduzidas podem ser oxidadas pelo dicromato e causar DQO.

Os valores de perfil de lodo apresentaram distribuição normal e a média aritmética foi usada para elaborar a Figura 20, que mostra o perfil de lodo do reator UASB quando o mesmo foi operado com codigestão de esgoto sanitário e biomassa não hidrolisada (LOUZADA, 2018) e o perfil de lodo encontrado nesta pesquisa.

Figura 20 – Perfil de lodo no reator UASB



Fonte: Adaptado de Louzada (2018).

As quantidades de sólidos presentes no leito e na manta do reator não sofreram variações significativas. Posto que houve uma maior produção de sólidos no tratamento com a biomassa hidrolisada e que a idade de lodo foi de 98 dias para 64 (34,7% de redução), infere-se que esse volume de sólidos foi expelido através do efluente do reator.

Tal hipótese também foi levantada por Louzada (2018), que deduziu que a baixa densidade da biomassa algácea faz com que esse material seja arrastado, atingindo o compartimento de separação trifásico e levando a maiores frequências de descarte e redução da idade de lodo.

5.3. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO LODO DE DESCARTE

Nessa seção, os grupos de dados não apresentaram distribuição normal. Uma faixa de valores para cada parâmetro analisado está apresentada na Tabela 19.

Tabela **18** – Caracterização físico-química do lodo de descarte

Parâmetros	Faixa
Sólidos totais (g/L)	12,35 – 19,26
DQO (gO ₂ /L)	27,22 – 42,91
Carboidratos (g/L)	0,76 – 1,39
Lipídios (g/L)	3,85 – 6,13
Proteínas (g/L)	0,53 – 2,98

Fonte: Autoria própria.

5.3.1. Sólidos Totais (ST) e sólidos voláteis totais (SV)

As faixas de sólidos obtidos nesta pesquisa e no estudo feito por Louzada (2018) estão apresentadas na Tabela 20 e as variações dos dados, em um intervalo de confiança de 95%, estão apresentados graficamente nas Figuras 21, 22 e 23.

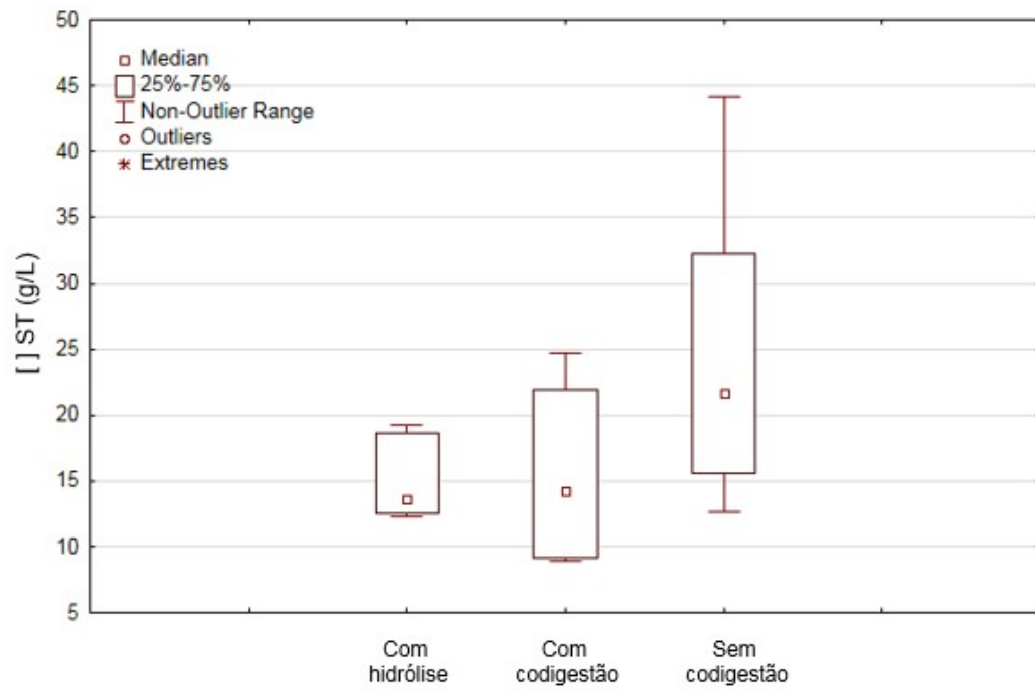
Tabela **19** – Sólidos antes e após hidrólise

Condições	[] ST (g/L)	[] SV (g/L)	SV/ST	Referência
Sem codigestão	12,65 – 44,18	8,73 – 25,05	0,52 – 0,70	Louzada, 2018
Com codigestão	8,90 – 24,74	6,41 – 18,79	0,71 – 0,76	Louzada, 2018
Com hidrólise	12,35 – 19,26	8,70 – 13,69	0,70 – 0,73	Esta pesquisa

Fonte: Autoria própria.

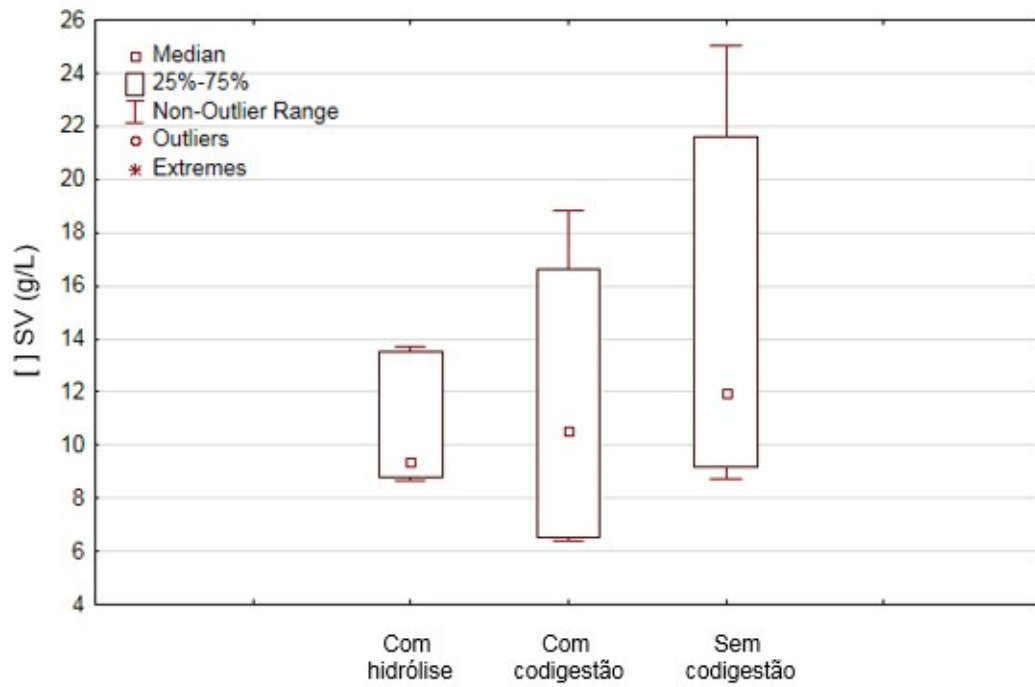
Os dados obtidos para a concentração de sólidos estão dentro da faixa proposta na literatura para lodo de manta (10 a 30 g/L). Não houve variações significativas do teor de sólidos totais e voláteis do lodo de descarte.

Figura 21 – Box-plot da concentração de ST nos diferentes tratamentos.



Fonte: Autoria própria.

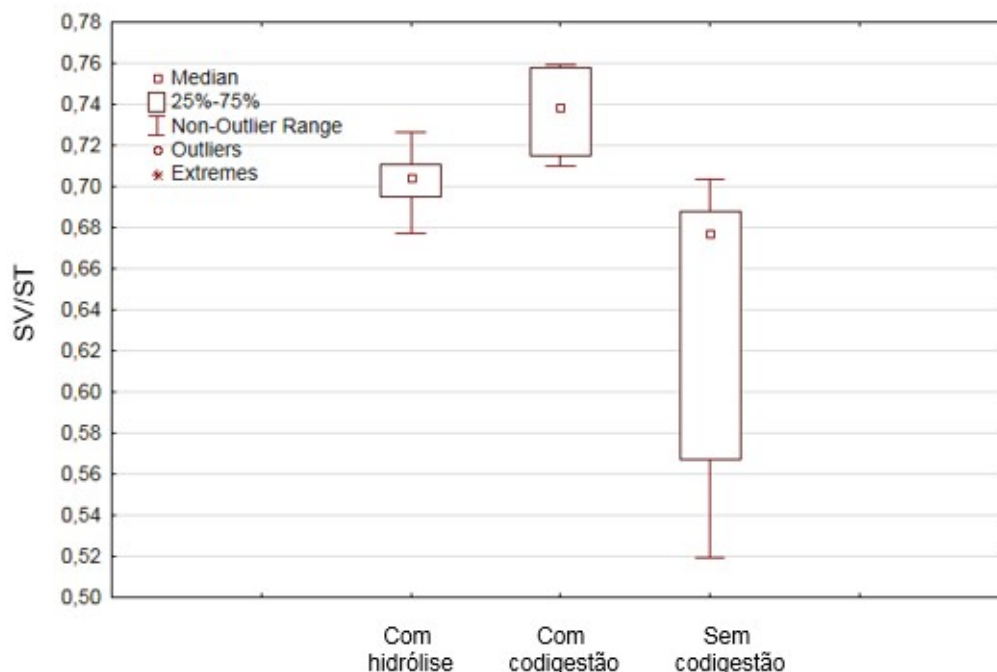
Figura 22 – Box-plot da concentração de SV nos diferentes tratamentos



Fonte: Autoria própria.

A estabilidade do lodo foi avaliada através do parâmetro SV/ST e seus resultados estão exibidos no gráfico da Figura 23.

Figura **23** – Box-plot da relação SV/ST nos diferentes tratamentos



Fonte: Autoria própria.

Para o grau de estabilidade, os dados obtidos estão em concordância com a literatura para lodos oriundos de reator UASB. Porém, a presença de matéria orgânica não digerida na biomassa algácea pode refletir no grau de estabilidade da torta obtida após o desaguamento do lodo e será discutida nos tópicos seguintes.

5.3.2. DQO

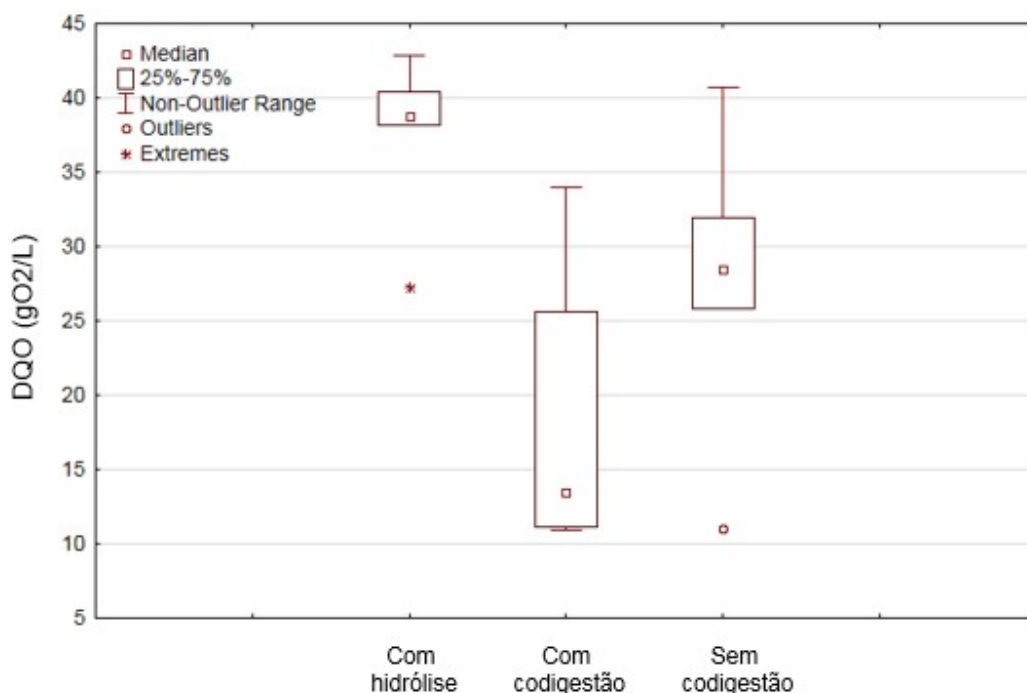
A Figura 24 e a Tabela 21 apresentam os resultados obtidos para o parâmetro DQO.

Tabela **20** – DQO antes e após hidrólise

Condições	DQO (gO ₂ /L)	Referência
Sem codigestão	11,00 – 40,69	Louzada, 2018
Com codigestão	10,96 – 33,95	Louzada, 2018
Com hidrólise	27,22 – 42,91	Esta pesquisa

Fonte: Autoria própria.

Figura **24** – Box-plot da DQO nos diferentes tratamentos



Fonte: Autoria própria.

A DQO sofreu variações significativas, segundo o teste estatístico. Essa grande variação pode ser explicada pela DQO da biomassa algácea aplicada na pesquisa de Louzada (2018), que foi cerca de 173,5% menor que a aplicada neste estudo (Tabela 18).

5.3.3. Carboidratos

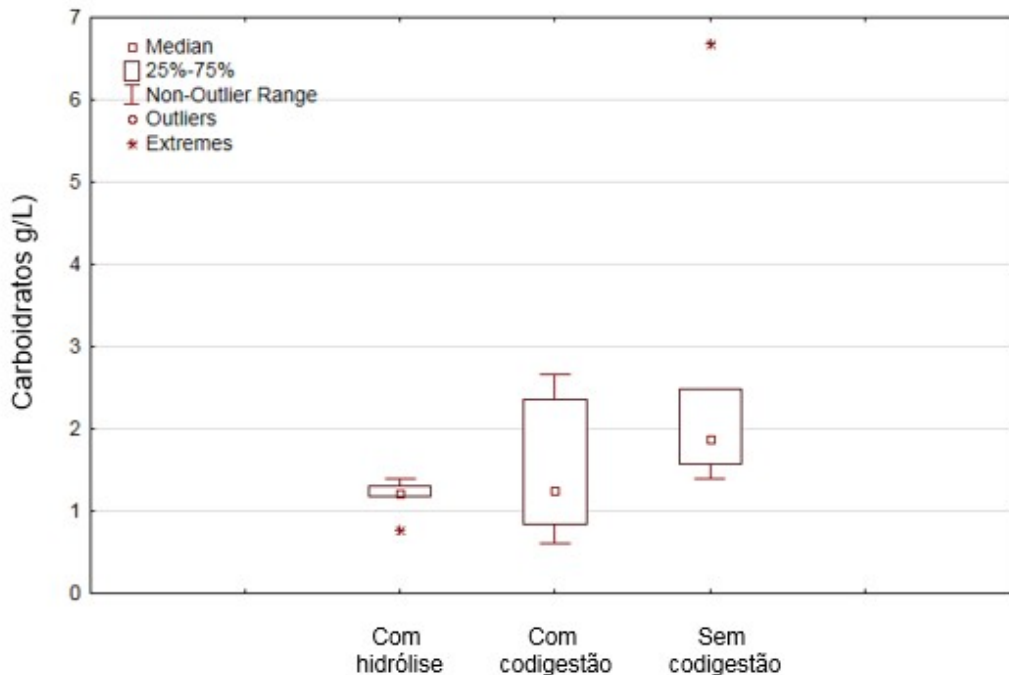
A Figura 25 e a Tabela 22 apresentam os resultados obtidos para o parâmetro quantidade de carboidratos.

Tabela **21** – Carboidrato antes e após hidrólise

Condições	Carboidratos (g/L)	Referência
Sem codigestão	1,39 – 6,69	Louzada, 2018
Com codigestão	0,60 – 2,66	Louzada, 2018
Com hidrólise	0,76 – 1,39	Esta pesquisa

Fonte: Autoria própria.

Figura 25 – Box-plot do carboidrato nos diferentes tratamentos



Fonte: Autoria própria.

Os carboidratos não sofreram alterações significativas nos diferentes tratamentos. Corroborando com hipótese de Louzada (2018) que a quantidade de carboidratos presente no lodo está vinculada aos sólidos totais, que também não apresentaram diferenças significativas (Figura 21).

5.3.4. Lipídios

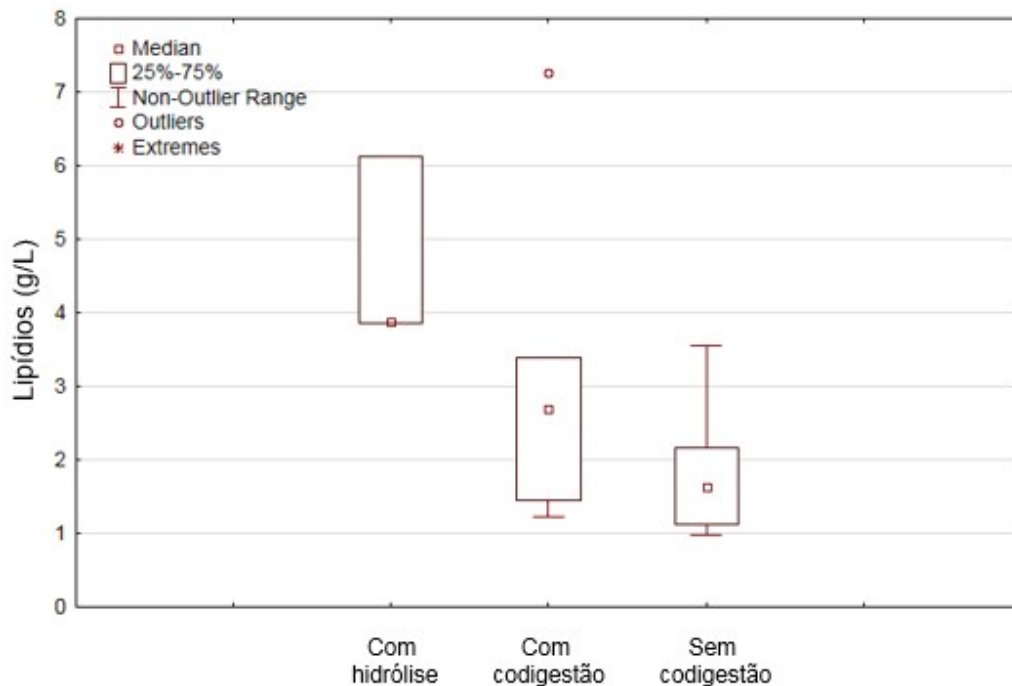
A Figura 26 e a Tabela 23 apresentam os resultados obtidos para o parâmetro quantidade de lipídios.

Tabela 22 – Lipídios antes e após hidrólise

Condições	Lipídios (g/L)	Referência
Sem codigestão	0,98 – 3,55	Louzada, 2018
Com codigestão	1,23 – 7,27	Louzada, 2018
Com hidrólise	3,85 – 6,13	Esta pesquisa

Fonte: Autoria própria.

Figura 26 – Box-plot do lipídio nos diferentes tratamentos



Fonte: Autoria própria.

O teste estatístico não mostrou diferenças significativas quando os dados de lipídios foram comparados. Porém, a alta variabilidade dos resultados obtidos nessa pesquisa sugere que a eficiência do pré-tratamento da biomassa pode ter ocorrido de forma parcial em alguns períodos do estudo.

5.3.5. Proteínas

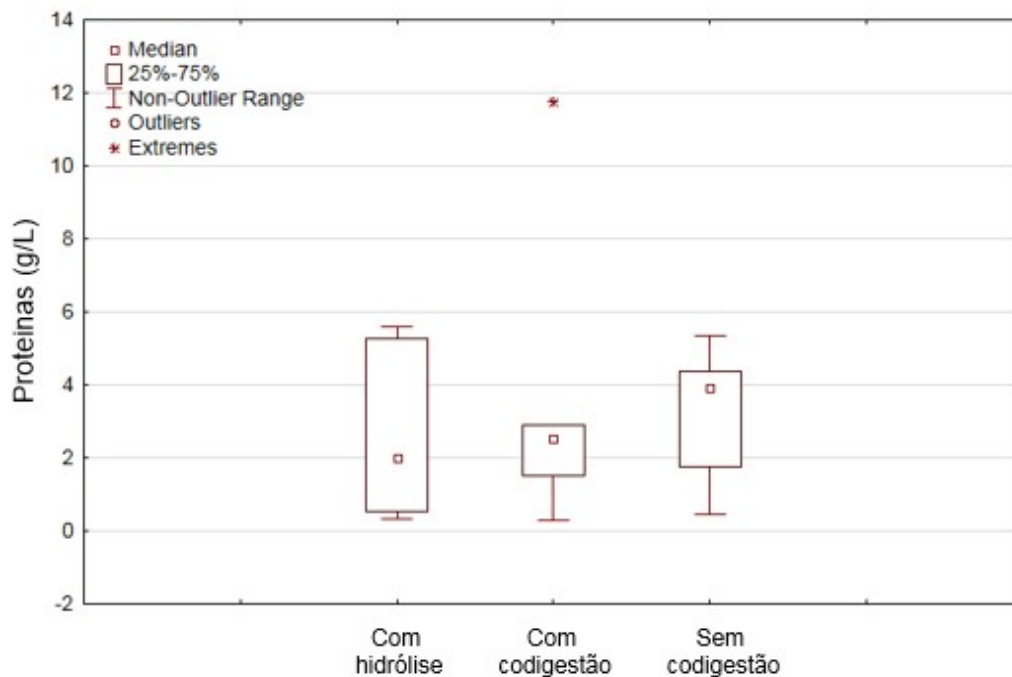
A Figura 27 e a Tabela 24 apresentam os resultados obtidos para o parâmetro quantidade de proteínas.

Tabela 23 – Proteínas antes e após hidrólise

Condições	Proteínas (g/L)	Referência
Sem codigestão	0,44 – 5,34	Louzada, 2018
Com codigestão	0,31 – 11,76	Louzada, 2018
Com hidrólise	0,53 – 2,98	Esta pesquisa

Fonte: Autoria própria.

Figura 27 – Box-plot da proteína nos diferentes tratamentos



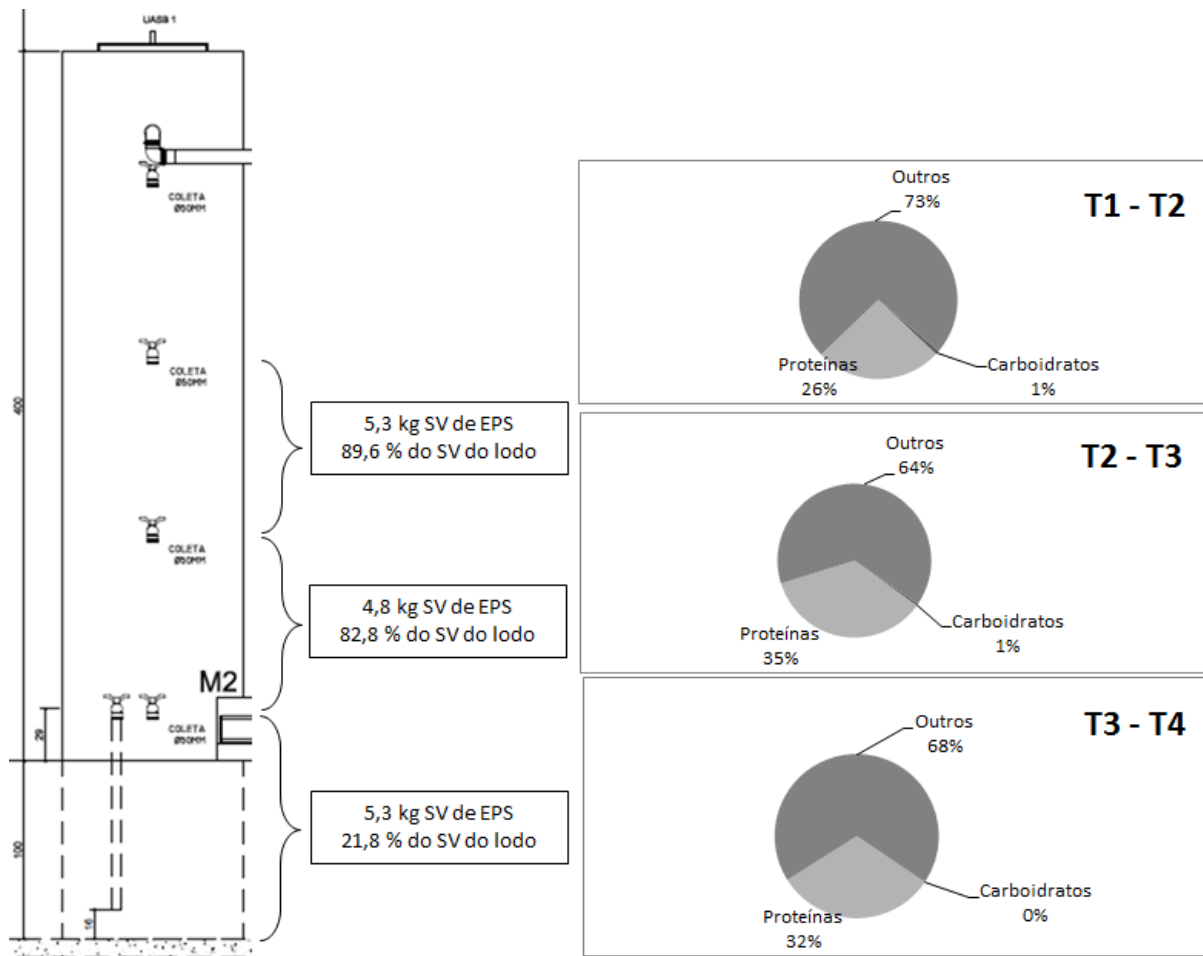
Fonte: Autoria própria.

Este parâmetro também não sofreu alterações significativas nos diferentes tratamentos. Corroborando com a hipótese de que o pré-tratamento da biomassa algácea foi parcial em alguns períodos do estudo. Visto que a liberação do conteúdo celular, consequente da hidrólise, deveria levar ao aumento de proteínas, lipídios, ácidos orgânicos, substância húmica, fosfolipídeos, entre outros (COMTE et al., 2007; SUN et al., 2014; CHEN et al., 2015)

5.4. CARACTERIZAÇÃO BIOQUÍMICA DO LODO DE DESCARTE

A Figura 28 apresenta os dados referentes à caracterização quantitativa e qualitativa da EPS.

Figura 28 – Caracterização da EPS no reator UASB



Fonte: Autoria própria.

Conforme esperado, a caracterização quantitativa mostrou que a maior parte do EPS fracamente ligado está na parte superior do reator devido à baixa quantidade de matéria orgânica (LI *et al.*, 2017; FELZ *et al.*, 2016; COMTE *et al.*, 2007; LOUZADA, 2018). No entanto, a caracterização qualitativa mostrou que a maior parte das substâncias poliméricas extracelulares estão na fração referida como “outros”, que é relatada como representativa na literatura, mas que raramente excede 50% da composição do material.

O EPS fracamente ligado no lodo metanogênico foi estudado por Liu e Fang (2002), que verificaram que mais da metade das substâncias poliméricas extracelulares compõe-se de proteínas e, ainda, que na fração referida como “outros” estão contidos fosfolipídios, substância húmica e ácidos orgânicos (FELZ *et al.*, 2016;

CHEN et al., 2015) provenientes do conteúdo celular exposto pela digestão endógena (COMTE et al., 2007; CHEN et al., 2015).

Maciel (2019) relatou que o pH 12 pode levar à volatilização do nitrogênio amoniacal total. Validando, dessa forma, a hipótese de que a abundante produção de ácidos graxos – habitual da hidrólise alcalina da biomassa algácea – teria forte impacto na qualificação do EPS extraído (BOHUTSKYI *et al.*, 2019).

Para efeito comparativo, as Tabelas 25 e 26 mostram os resultados encontrados por Louzada (2018).

Tabela **24** – Comparativo da caracterização quantitativa da EPS.

Região	Variável	Louzada (2018)	Esta pesquisa
Entre T1 e T2	kg SV (EPS)	7,3	5,3
	kg SV (EPS)/kg SV (lodo)	38,4%	21,8%
Entre T2 e T3	kg SV (EPS)	6,9	4,8
	kg SV (EPS)/kg SV (lodo)	78,1%	82,8%
Entre T3 e T4	kg SV (EPS)	7,2	5,3
	kg SV (EPS)/kg SV (lodo)	89,3%	89,6%
Total	kg SV (EPS)	21,4	15,4

Fonte: Autoria própria.

Tabela **25** – Comparativo da caracterização quantitativa da EPS.

Região	Variável	Louzada (2018)	Esta pesquisa
Entre T1 e T2	Carboidratos	0%	1%
	Proteínas	20%	26%
	Outros	80%	73%
Entre T2 e T3	Carboidratos	0%	1%
	Proteínas	29%	35%
	Outros	71%	64%
Entre T3 e T4	Carboidratos	0%	0%
	Proteínas	52%	32%
	Outros	48%	68%

Fonte: Autoria própria.

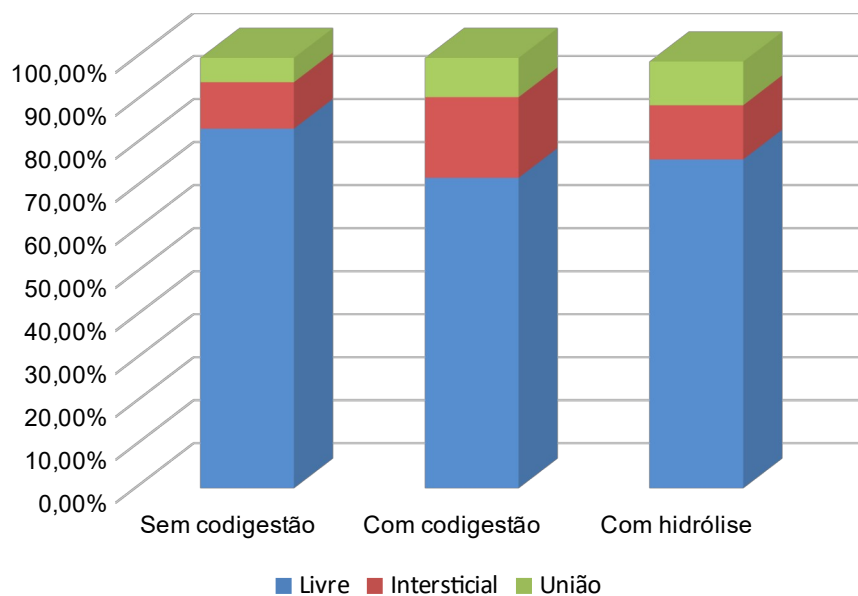
A quantificação relativa reduziu cerca de 28%, conforme o esperado. Afinal, o pré-tratamento hidrolítico faz com que o lodo anaeróbio apresente menor resistência em digerir a biomassa, fazendo com que a excreção do EPS seja menor (TO *et al.*, 2019).

Em parte, observou-se variações significativas na qualificação do material. A parte superior do reator apresentou elevadas quantidades de ácidos orgânicos, substância húmica, polissacarídeos, entre outros, quando comparado ao estudo feito por Louzada (2018), indicando que o arraste, mencionado no item 5.2, fez com que as células anaeróbias excretassem elevada quantidade de enzimas na parte superior do reator para realizar a digestão da biomassa algácea inserida (ADAV e LEE, 2008).

5.5. DISTRIBUIÇÃO DAS FRAÇÕES DE ÁGUA NO LODO DE DESCARTE

Os resultados dos ensaios termogravimétricos apresentaram distribuição normal, permitindo análise através da média aritmética. A Figura 29 mostra a distribuição das frações de água das amostras coletadas nessa pesquisa e os resultados obtidos por Louzada (2018).

Figura 29 – Distribuição das frações de água nos diferentes tratamentos

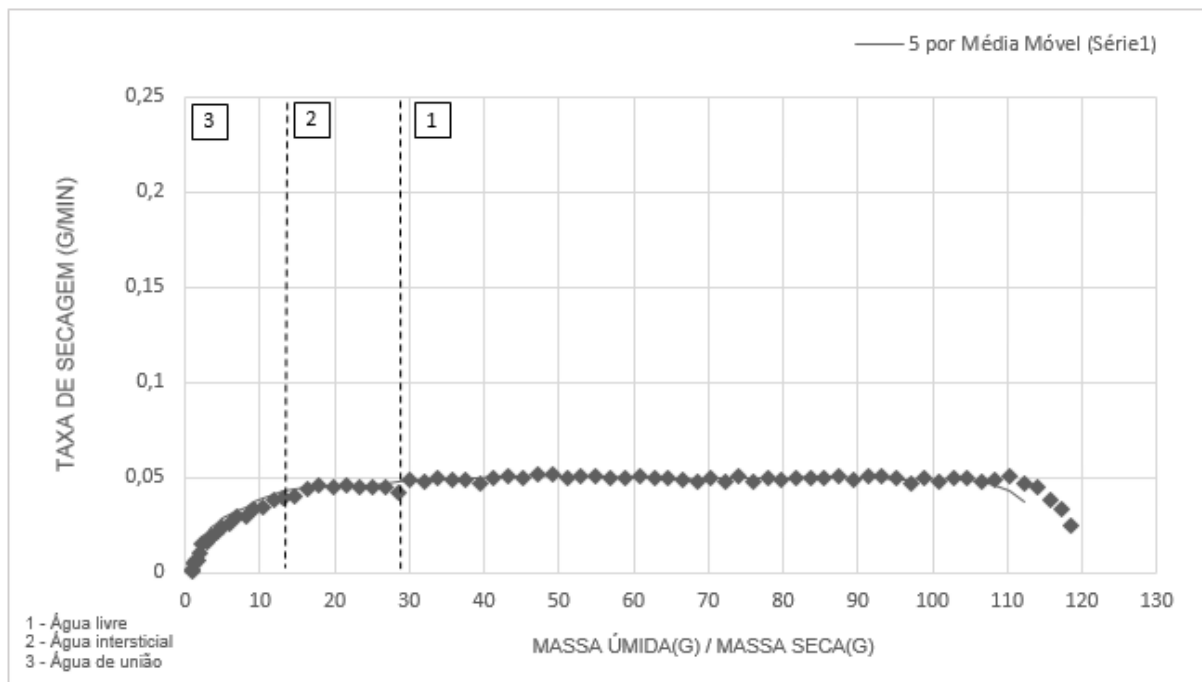


Fonte: Autoria própria.

Quando comparado ao período de codigestão, a codigestão com a biomassa hidrolisada acarreta um aumento da água de união e uma redução da água intersticial. Isso é explicado pois a lise celular, provocada pelo pré-tratamento alcalino, libera água superficial e intracelular; e a redução da quantidade da EPS (Item 5.4) propicia redução da água intersticial e aumento da água livre (TO *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2017).

A diferenciação das taxas de secagem foi identificada através das curvas apresentadas na Figura 30. As curvas termogravimétricas obtidas neste estudo foram similares à curva modelo apresentada no item 3.5.1 (Figura 4).

Figura 30 – Curva termogravimétrica obtida no ensaio.



Fonte: Autoria própria.

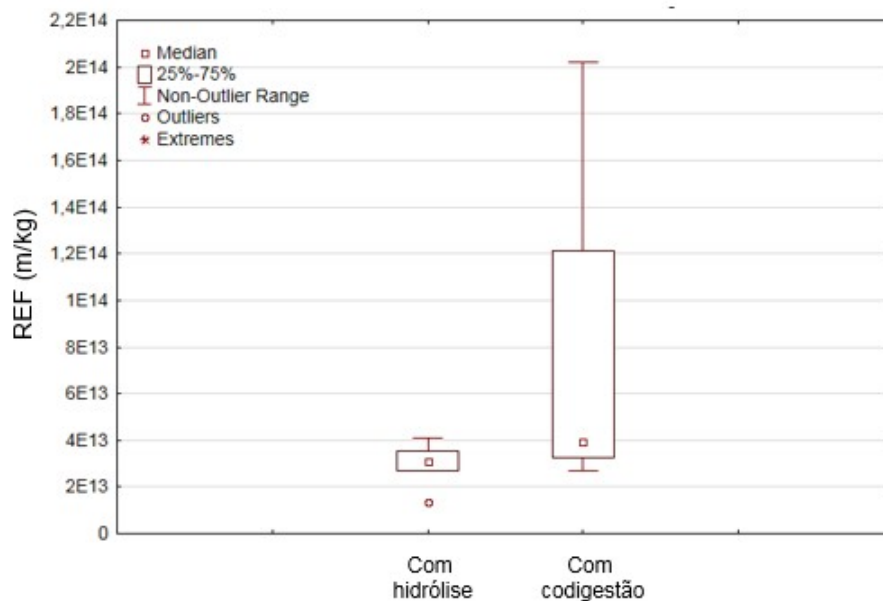
A análise estatística mostrou não haver diferença significativa entre os dados de Louzada (2018) e os obtidos nesta pesquisa. Todavia, os valores médios apresentados na Figura 30, indica propensão ao aumento da quantidade de água livre e de redução da quantidade de água intersticial. Incitando uma interferência positiva da codigestão de biomassa algácea pré-tratada no desaguamento do lodo de descarte, dado o aumento do percentual de água livre.

5.6. APTIDÃO AO DESAGUAMENTO DO LODO DE DESCARTE

O tamanho das partículas presentes no lodo e a estrutura do floco estão relacionados ao índice de REF. Quanto maior a resistência à filtração, menor a colmatação dos poros e maior a percolação de água livre (WANG et al., 2014). A variação dos dados de REF estão apresentados na Figura 31.

Parâmetros como a relação SV/ST e a presença de substâncias poliméricas extracelulares impactam diretamente na estrutura do floco. A baixa relação SV/ST provoca o aumento da resistência à filtração, em contrapartida a redução da quantidade de EPS acarreta na perda de resistência dos flocos (WANG et al., 2016).

Figura 31 – Dados obtidos no ensaio de resistência à filtração.



Fonte: Autoria própria.

Neste item não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos, apesar da grande variação de valores no estudo com codigestão de biomassa algáce não hidrolisada. Os valores encontrados por Louzada (2018) variaram na ordem de 10^{13} a 10^{14} m/kg e nesta pesquisa ficaram na ordem de 10^{13} m/kg.

Vale ressaltar que ambas as pesquisas ficaram em uma faixa notavelmente menor do que as encontradas em literatura, que alegam dados na ordem de 10^{12} m/kg para lodos anaeróbicos (WANG et al., 2014).

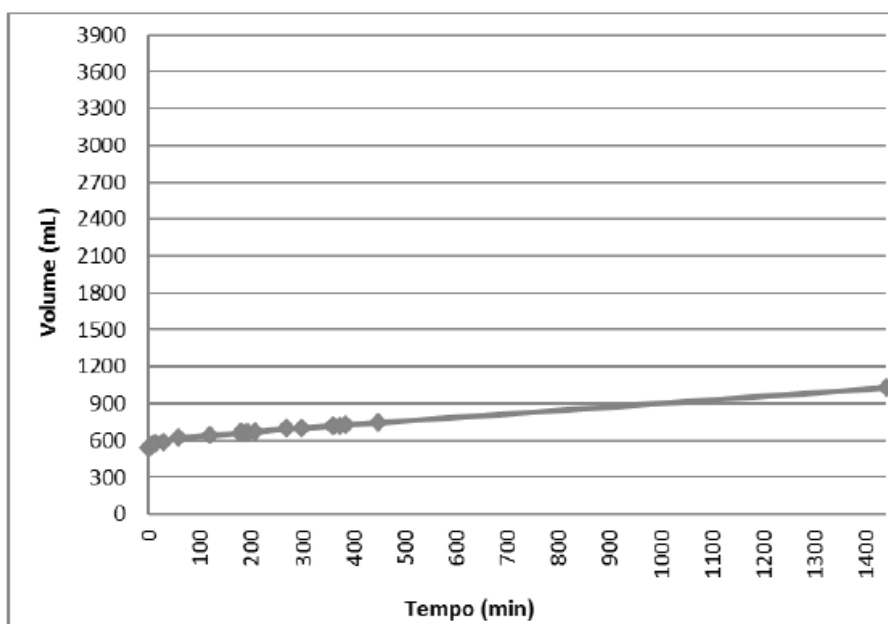
5.7. CINÉTICA DE DESAGUAMENTO

Análogo ao estudo de Louzada (2018), este estudo per fez o fenômeno da percolação a fim de remover a água livre presente no lodo, sem qualquer adição de produto químico. O lodo utilizado nos testes de desaguamento possuía coloração escura e aspecto floculento.

Os lançamentos foram feitos de forma cuidadosa, evitando-se a perturbação da massa líquida e formando a base filtrante, que se mostrou estável aos primeiros 7 minutos e se manteve até o final do ensaio. Observa-se que quanto maior o teor de sólidos, mais rápida será a formação da camada filtrante (BARROSO JÚNIOR, 2015).

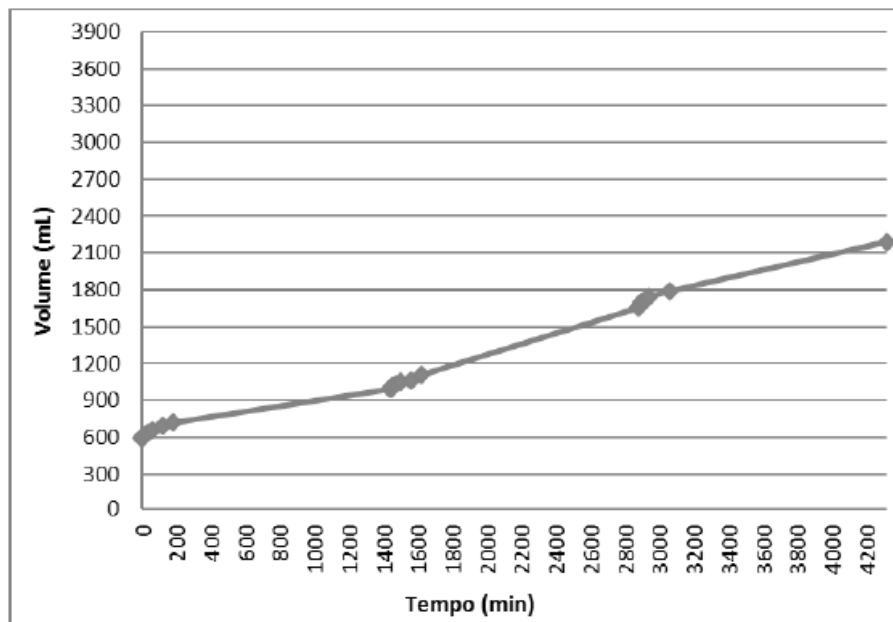
A percolação ocorreu lentamente até o momento lançamento seguinte. As Figuras 32 e 33 exibem as curvas de cinética de desaguamento dos ensaios realizados por Louzada (2018) cujo o lodo aplicado apresentava um teor de sólidos totais de 2,2%.

Figura **32** – Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 3h



Fonte: Louzada, 2018.

Figura **33** – Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 24h



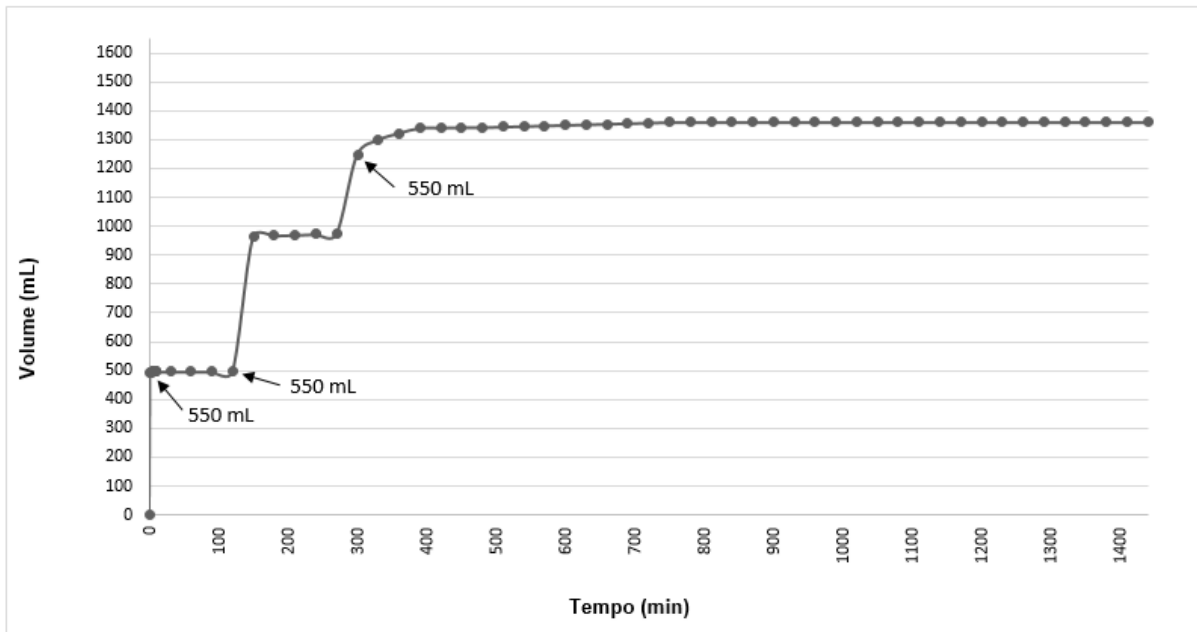
Fonte: Louzada, 2018.

A percolação se dá mediante ligação entre as moléculas de água e, após a estrutura alcançar o ponto de equilíbrio, só pode ser modificada empregando força de compressão no sistema (WAKEMAN, 2007). No momento do novo lançamento, há aumento da fração de água livre no meio promovendo quebra do equilíbrio e elevando a velocidade de escoamento da água.

Neste estudo, foi aplicado 1,65L de lodo com um teor de sólidos totais de 1,86%, totalizando uma carga de 6,96 kg/m². As curvas obtidas estão representadas nas Figuras 34 e 35.

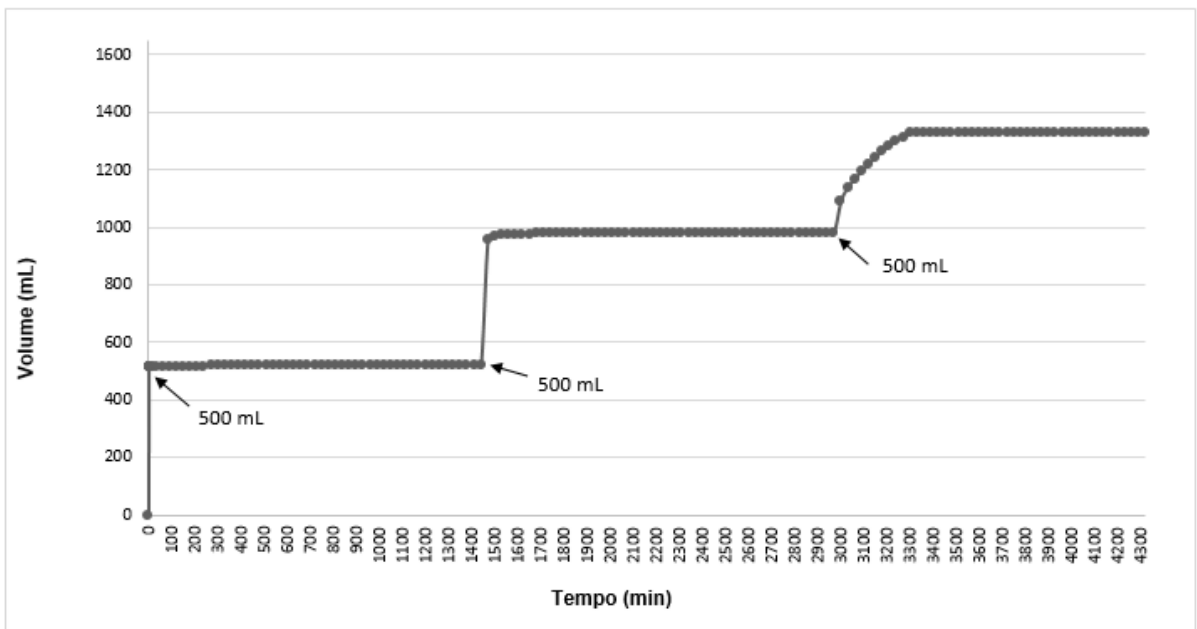
Tal comportamento foi verificado apenas nos últimos lançamentos em ambos os ensaios e pode ser justificado pelo ponto de equilíbrio não alcançado até o momento. Os resultados obtidos evidenciaram que os testes com duração de 72h apresentaram maior eficiência de redução do volume inicial. Julga-se que quanto maior a duração do ensaio, maior será a remoção de água livre do sistema.

Figura 34 – Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 3h



Fonte: Autoria própria

Figura 35 – Cinética de desaguamento para intervalos de lançamento de 24h



Fonte: Autoria própria.

As eficiências alcançadas em cada ensaio estão apresentadas na Tabela 27 e reforçam que o tempo de exposição é um parâmetro significativo para o desaguamento natural.

Os ensaios com duração total de 24h e intervalo de lançamento de 3h reduziu o volume inicial em torno de 17,6%. Já os ensaios com intervalos de 24h e duração total de 72h possibilitou a redução de 19,6% do volume. Para ambos os ensaios é notável o prejuízo que o pré-tratamento da biomassa algácea acarretou para o desaguamento do lodo de descarte do reator UASB.

Tabela **26** – Eficiências alcançadas na redução de volume do lodo

Duração	Louzada (2018)	Esta pesquisa	Perda de eficiência
24h	43,6%	17,6%	26%
72h	71,8%	19,6%	52,2%

Fonte: Autoria própria.

Os dados dessa seção não condizem com os resultados encontrados para EPS, termogravimetria e REF. Supõe-se que estes resultados sejam consequentes da baixa carga aplicada no DEV (6,96 kg/m²). Uma vez que Louzada (2018) constatou uma correlação entre a carga aplicada e a eficiência de desaguamento, atestando que cargas maiores que 15 kgSST/m² ocasionam elevadas eficiências no processo de desaguamento do lodo.

6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

As variáveis operacionais não sofreram nenhum tipo de influência, validando que o sistema é robusto e se adapta à grande alteração de fontes carbonáceas extras. Além disso, a caracterização do lodo mostrou que o pré-tratamento não alterou significativamente a qualidade do lodo produzido. Todavia, com exceção da influência positiva no aumento da água livre no lodo, a codigestão de biomassa pré-tratada alcalinamente em um reator UASB tratando esgoto sanitário traz prejuízos ao processo de desaguamento mecânico natural do lodo de descarte. Os testes utilizando o DEV mostraram redução de apenas 20% do volume inicial, cerca de 26 – 52% de perda de eficiência se comparado ao estudo de Louzada (2018).

Esta pesquisa buscou avaliar se o pré-tratamento da biomassa algácea pela via alcalina afetaria significativamente no processo de desaguamento natural do lodo de descarte. Os resultados mostraram um aumento na frequência de descarte, redução da idade de lodo e um teor de sólidos inferior ao encontrado em literatura. As frações de água mapeadas através da termogravimetria mostraram que a fonte carbonácea extra trouxe melhoria no percentual de água livre, porém não foi significativo. Os dados obtidos no DEV não ficaram de acordo com os outros resultados pois a carga aplicada foi muito baixa, reduzindo a eficiência do processo. A quantificação relativa da EPS presente no lodo anaeróbio sofreu uma redução de 28%, conseqüente do pré-tratamento hidrolítico que faz com que o lodo anaeróbio apresente menor resistência em digerir a biomassa, fazendo com que a excreção do EPS seja menor. Em parte, variações significativas na qualificação do material ocorreram devido a lise celular. A parte superior do reator apresentou elevadas quantidades de ácidos orgânicos, substância húmica, polissacarídeos, entre outros.

Aconselha-se para futuras pesquisas:

- Análise microscópica da biomassa pré-tratada a fim de compreender o efeito na estrutura celular;
- Executar testes preliminares de desaguamento de lodo para ter maior assertividade na escolha da metodologia que será usada do projeto;
- Usar equipamentos mais precisos nos ensaios de desaguamento.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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.

ALZATE M.E.; MUÑOZ R.; F. ROGALLA F.; F. FDZ-POLANCO F.; PÉREZ-ELVIRA S.I. Biochemical methane potential of microalgae: Influence of substrate to inoculum ratio, biomass concentration and pretreatment. **Bioresource Technology**, v.123, 488–494. 2012.

ANDRADA, J. G. B. **Utilização de Filtros Grosseiros para Remoção de Algas Presentes em Efluentes de Lagoas de Polimento**. Dissertação de Mestrado. Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Departamento de Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2005.

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

ARIUNBAATAR, J. et al. Pretreatment methods to enhance an aerobic digestion of organic solid waste. **Applied Energy**, v. 123, p. 143–156, 2014.

ASSIS, T. I. **Codigestão anaeróbia de esgoto sanitário e lodo algáceo em reatores anaeróbios do tipo UASB**, Dissertação, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento sustentável, Universidade Federal do Espírito Santo, 2017.

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

AZEREDO, L. Z. **Potencial energético da co-digestão da biomassa de microalgas no tratamento de esgoto sanitário em reatores UASB**. Dissertação,

Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, Universidade Federal do Espírito Santo, 2016.

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.

BOHUTSKYI P. *et al.* Co-digestion of wastewater-grown filamentous algae with sewage sludge improves biomethane production and energy balance compared to thermal, chemical, or thermochemical. **Energy research**, 7:47, 2019.

BOHUTSKYI P., BETENBAUGH J. M., BOUWER E.J. The effects of alternative pretreatment strategies on anaerobic digestion and methane production from different algal strains. **Bioresource Technology**. v.155, 366–372, 2014.

CAMPOS, R. J. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**, PROSAB. 1999.

CAPORGNO, M. P. *et al.* Microalgae cultivation in urban wastewater: nutrient removal and biomass production for biodiesel and methane. **Algal Research**, v. 10, p. 232-239, 2015.

CARRERE H., DUMAS C., BATTIMELLI A., BATSONE D.J., DELGENES J.P., STEYER J.P. Pretreatment methods to improve sludge anaerobic biodegradability: a review. **J Hazard Mater**. v. 183. 1-15.2010.

CASSINI S.T., ANDRADE M.C.E., ABREU T.A., KELLER R., GONCALVES R.F. Alkaline and acid hydrolytic processes in aerobic and anaerobic sludges: effect on total EPS and fractions. **Water Science & Technology**. v.53(8). 51–58, 2006.

CASSINI, S.T. (Coord.). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do Biogás**. Rio de Janeiro: ABES/Rima, 2003. (Projeto PROSAB).

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. L. **Reatores anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 5), 380 p. 2007.

CHO, S., PARK S., JAECHUL Y., LEE T. Evaluation of thermal, ultrasonic and alkali pretreatments on mixed-microalgal biomass to enhance anaerobic methane production. **Bioresource Technology**, v.143, 330-336, 2013.

COSTA, A. G. *et al.* Pretreatment strategies to improve anaerobic biodegradability and methane production potential of the palm oil mesocarp fibre. **Chemical Engineering Journal**, v. 230, 158-165, 2013.

COUTO, E. de A., **Produção de biomassa em lagoas de alta taxa com diferentes profundidades e seu aproveitamento para geração de energia via liquefação hidrotérmica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. 2016.

DUBOIS M., GILLES K.A., HAMILTON J.K., REBERS P.A., SMITH F. Colorimetric method for determination of sugar and related substances. **Anal Chem**. v.28, 350 – 356, 1956.

ELLER, C. M. **Caracterização dos componentes traços efluentes no aproveitamento energético do biogás gerado em Reator UASB no tratamento de esgoto doméstico**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. 2013.

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

FENG, X.; DENG, J. C.; LEI, H. Y.; BAI, T.; FAN, Q. J.; LI, Z. X. Dewaterability of Waste Activated Sludge with Ultrasound Conditioning. **Bioresour. Technol**, 100, 1074-1081, 2009.

FERREIRA, G.H.L. **Avaliação do potencial metanogênico da biomassa algácea submetida à hidrólise térmica e hidrólise alcalina**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2017.

FRANÇA JUNIOR, A. T. **Análise do aproveitamento energético do biogás produzido numa estação de tratamento de esgoto**. 2008. 148 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2008.

FRANÇA, B.T. **Tratamento de esgoto urbano em reatores UASB com uso de microrganismos eficientes**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2018.

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

GAZBAR, Samir. **Evaluation et amelioration des performances des procedes de deshydratation mecanique des boues residuaires**. Tese de doutorado – Laboratoire des Sciences du Genie Chimique et du Genie de L'Environnement, Institut National Polytechnique de Lorraine, Tunisie, França, 1993.

GHEBREMICHAEL, A.; HULTMAN, B. Alum Sludge Dewatering Using Moringa oleifera as a Conditioner. **Water Air Soil Pollut.**, 158, 153-167, 2004.

GOLUEKE, C. G.; OSWALD, W. J.; GOTAAS, H. B. Anaerobic digestion of Algae. **Applied microbiology**, v. 5, p. 47–55, 1957.

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.

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.

HERNÁNDEZ, E. P.; CÓRDOBA, L. Anaerobic digestion of *Chlorella vulgaris* for energy production. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 9, p. 127–132, 1993.

HINKEN, L., Huber, M., Weichgrebe, D., Rosenwinkel, K.-H., Modified ADM1 for modelling an UASB reactor laboratory plant treating starch wastewater and synthetic substrate load tests, **Water Research** (2014), doi: 10.1016/j.watres.2014.06.044.

JANKOWSHA et al. Biogas from microalgae: Review on microalgae cultivation, harvesting and pretreatment for anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 75, p. 692-709, 2017.

LAMBERTI, G. G. **Solubilização da matéria orgânica e nutrientes do lodo algáceo de uma lagoa de estabilização através de processos hidrolíticos alcalino e térmico**. Dissertação, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento sustentável, Universidade Federal do Espírito Santo, 2017.

LEE, C. H. e LIU, J. C. Enhanced sludge dewatering by dual polyelectrolytes conditioning. **Water Research**, v. 34, n. 18, p. 4430-4436. 2000.

LI X.Y., YANG S.F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation. **Water Research**. v. 41, p. 1022–1030, 2007.

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, C. F. e SHIEN, Y. Sludge dewatering using centrifuge with thermal / polymer conditioning. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 10, p. 321-325. 2001.

LIN, Y. et al. Alkali pretreatment enhances biogas production in the anaerobic digestion of pulp and paper sludge. **Journal of Hazardous Materials**, v. 170, n. 1, p. 366–373, 2009.

LIU, H. e FANG, H.H.P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges. **Journal of Biotechnology**. v. 95, p. 249-256, 2002.

LÓPEZ TORRES, M.; ESPINOSA LLORENS, MA. Del C. Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes. **Waste Management**, v. 28, n. 11, p. 2229-2234, 2008.

LOUZADA, L. M. **Influência da codigestão anaeróbia de biomassa mixotrófica no desaguamento do lodo de descarte de um UASB tratando esgoto sanitário**. Dissertação, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, 2018.

LU, X. et al. Operation performance and granule characterization of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating wastewater with starch as the sole carbon source. **Bioresource technology**, v. 180, p. 264-273, 2015.

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.

MACIEL, G. B. P. **Codigestão Anaeróbia de Biomassa de Microalgas Coagulada com Tanfloc e Esgoto Sanitário em Reator UASB**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2019.

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.

MALLICK, N. Biotechnological potential of immobilized algae for wastewater N, P and metal removal: a review. **Biometals**, 2002.

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.

MATA-ALVAREZ, J. *et al.* A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 36, 412-427, 2014.

MENDEZ L., MAHDY A., RUDOLPHUS A. T., BALLESTEROS M., GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ C. Enhancing methane production of *Chlorella vulgaris* via thermochemical pretreatments. **Bioresource Technology**. v.149 136–141.2013.

METCALF & EDDY, **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. - 5. ed.-Porto Alegre: AMGH, 2016. xxvii, 1980 p. il.; 27,7 cm.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4 ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

MIRANDA, L. P.; GONCALVES, R. F.; OLIVEIRA, C. R. Fracionamento do descarte de lodo de excesso em reatores UASB visando a otimização da operacionalização dos leitos de secagem. In: **Fenasan**, São Paulo. AESABESP, 2017.

MUSSGUG, J. H. *et al.* Microalgae as substrates for fermentative biogas production in a combined biorefinery concept. **Journal of Biotechnology**, v. 150, n. 1, p. 51–56, 2010.

NOUHA, K., et al. Critical review of EPS production, synthesis and composition for sludge flocculation. **Environmental Sciences**. v.66, p. 225-245, 2018.

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.

PASSOS F, GARCÍA J, FERRER I. Impact of low temperature pretreatment on the anaerobic digestion of microalgal biomass. **Bioresource Technology**. v.138, 79-86, 2013.

PASSOS F.; FERRER I. Microalgae Conversion to Biogas: Thermal Pretreatment Contribution on Net Energy Production. **Environ. Sci. Technol.** v.48, 7171–7178, 2014.

PASSOS, F. *et al.* Pretreatment of microalgae to improve biogas production: A review. **Bioresource Technology**, v. 172, p. 403–412, 2014.

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

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.

POSADAS, E. et al. Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. **Chemical Engineering Journal**, v. 265, p. 239–248, 2015.

PRAJAPATI, S. K. et al. Phycoremediation coupled production of algal biomass, harvesting and anaerobic digestion: Possibilities and challenges. **Biotechnology Advances**, v. 31, 1408-1425, 2013.

RASHIDA N., REHMANA M. S. U., HANA J. I. Recycling and reuse os spent microalgal biomass for sustainable biofuels. **Biochemical Engineering Journal**, v.75, p.101-107, 2013.

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.

SANIN, F. D.; CLARKSON, W. W.; VESILIND, P. A. **Sludge Engineering: the Treatment and Disposal of Wastewater Sludges**. First ed. Destech Publications Inc, Pennsylvania, 2011.

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

SIALVE B, BERNET N, BERNARD O. Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable. **Biotechnol Adv.** 2009;27(4):409 e 16. 2009.

SMITH, Joyce K. e VESILIND, P. Aarne. Dilatometric measurement of bound water in wastewater sludge. **Water Research**, v. 29, n.12, p. 2621-2626. 1995.

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.

SUN, X., *et al.* (2014). Effect of nitrogen-starvation, light intensity and iron on triacylglyceride/carbohydrate production and fatty acid profile of *Neochloris oleoabundans* HK-129 by a two-stage process. **Bioresource technology**, 155, 204-212.

TARTAKOVSKY B., LEBRUN F. M., GUIOT S. R. High-rate biomethane production from microalgal biomass in a UASB reactor. **Algal Research**, v.7, p.86–91, 2015.

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

TO, V. H. P. *et al.* Deleterious effects of soluble extracellular polymeric substances on polyacrylamide demand for conditioning of anaerobically digested sludge. **Chemical Engineering**, v. 7, n. 2, p. 102941, 2019.

TORRES, H. S. J. **Cultivo de microalgas em efluente de tratamento anaeróbio de esgoto**. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Univ. Federal do Espírito Santo. Vitória, 2014.

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.

VESILIND, P. Aarne e MARTEL, C. James. Freezing of water and wastewater sludges. **Journal of Environmental Engineering**, v. 116, n.5, p. 854-863, 1989.

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

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.

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

WANG, B.-B. et al. Composition and functional group characterization of extracellular polymeric substances (EPS) in activated sludge: the impacts of polymerization degree of proteinaceous substrates. **Water Research**. v. 129, p. 133-142, 2018.

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, 2014.

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.

XUAN, J. LEUNG M.K.H., LEUNG, D.Y.C. NI, M. A review of biomass- derived fuel processors for fuel cell systems. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v.13, 1301 -1313, 2009.

YANG S.F., LI X.Y. Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on the characteristics of activated sludge under non-steady-state conditions. **Process Biochemistry**. v. 44, p. 91-96, 2009.

YANG, Z. et al. Fermentative hydrogen production from lipid-extracted microalgal biomass residues. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3468–3472, 2011.

YEN, H.H, CHI, C.H. The influences of aerobic-dark and anaerobic-light cultivation on CoQ₁₀ production by *Rhodobacter sphaeroides* in the submerged fermenter. **Enzyme and Microbial Technology** 41, 600–604. 2007.

YU G.H., HE P.J., SHAO L.M. Characteristics of extracellular polymeric substances (EPS) fractions from excess sludges and their effects on bioflocculability. **Bioresource Technology**. v. 100, p. 3193–3198, 2019.

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.

ZHANG, C; CHEN, Y. G. Simultaneous Nitrogen and Phosphorus Recovery from Sludge-Fermentation Liquid Mixture and Application of the Fermentation Liquid to Enhance Municipal Wastewater Biological Nutrient Removal. **Environ. Sei. Technol**, 43, 6164-6170, 2009.

ZHANG. S.; GUO H.; DU L.; LIANG J.; LU X.; NAN LI N.; ZHANG K. Influence of NaOH and thermal pretreatment on dewatered activated sludge solubilization and subsequent anaerobic digestion: Focused on high-solid state. **Bioresource Technology**. v. 185, 171–177, 2015.

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.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, Á. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 29-42, 2016.