



FABIANA DE AMORIM DUARTE OLIVEIRA

**BIODEGRADAÇÃO ANAERÓBIA DE EFLUENTE DE
LATICÍNIOS HIDROLISADO POR ENZIMA *Kluyveromyces*
*lactis***

LAVRAS - MG

2019

FABIANA DE AMORIM DUARTE OLIVEIRA

**BIODEGRADAÇÃO ANAERÓBIA DE EFLUENTE DE LATICÍNIOS
HIDROLISADO POR ENZIMA *Kluyveromyces lactis***

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Doutora.

Prof. Dr. Ronaldo Fia
Orientador

**LAVRAS - MG
2019**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Oliveira, Fabiana de Amorim Duarte.

Biodegradação anaeróbia de efluente de laticínios hidrolisado
por enzima *Kluyveromyces lactis* / Fabiana de Amorim Duarte
Oliveira. - 2019.

60 p.

Orientador(a): Ronaldo Fia.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2019.
Bibliografia.

1. Efluente Agroindustrial. 2. Anaerobiose. 3. UASB. I. Fia,
Ronaldo. II. Título.

FABIANA DE AMORIM DUARTE OLIVEIRA

**BIODEGRADAÇÃO ANAERÓBIA DE EFLUENTE DE LATICÍNIOS
HIDROLISADO POR ENZIMA *Kluyveromyces lactis***

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Doutora.

Aprovada em 20 de dezembro de 2019.

Dr^o Claudio Milton Montenegro Campos
Dr^a Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques
Dr^a Camila Silva Franco
Dr^a Paula Peixoto Assemany

UFLA
UNINCOR
UFLA
UFLA

Prof. Dr. Ronaldo Fia
Orientador

**LAVRAS – MG
2019**

Dedico

Ao meu amado esposo:

*Humberto L. D. Oliveira, meu Beto, por todo cuidado carinhoso, apoio incondicional.
Pacientemente me abraçou, entrou comigo na caverna e me ajudou a sair.*

Dedico

*Aos meus pais, Ivan Bernardinho de Amorim e Maria Izildinha de Amorim, que são
exemplos de bom caráter e dignidade. Sempre vibraram com minhas conquistas.*

Aos meus irmãos que amo.

*Aos meus sobrinhos, para que eles sempre saibam que a educação abre portas
interessantes.*

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor pela graça bendita da salvação por Cristo Jesus.

Ao meu esposo, Humberto, pelo incentivo.

Ao Prof. Dr. Ronaldo Fia pela orientação e amizade.

Ao Prof. Dr. Claudio Milton Montenegro Campos pela coorientação e amizade.

Aos colaboradores dos laboratórios da Engenharia Ambiental e Sanitária. A Juliana, Marcos e Alex do LAADEG por toda contribuição.

Aos estudantes de iniciação científica Thainara, Mateus, Juliano, Lorena, Flavia, Paula Elisa que contribuíram na coleta de dados.

A Jordana, Jacineumo, Lucas e Mateus durante o ensaio hidrodinâmico. Agradeço muito a Aline pela amizade e apoio nos ensaios conjunto da biodegradabilidade.

A Jaiza, Regina V. Boas, Nathany, Thalyse, Nicolly Calvacanti e Tatiane Vilela pela amizade e incentivo.

A Mary, Ione, Jessica Jonas, Soninha, Rosemary, Luiza Pinheiro e demais irmãs e irmãos pelas orações.

Aos colegas do programa de pós-graduação pela convivência, trabalhos realizados juntos, risadas e muito aprendizado e a todos os professores que sempre foram muito acessíveis.

A Capes pela oferta da bolsa durante o curso.

Acabe fez saber a Jezabel tudo quanto Elias havia feito e como matara todos os profetas à espada. Então, Jezabel mandou um mensageiro a Elias a dizer-lhe: Façam-me os deuses como lhes aprouver se amanhã a estas horas não fizer eu à tua vida como fizeste a cada um deles. Temendo, pois, Elias, levantou-se, e, para salvar sua vida, se foi, e chegou a Berseba, que pertence a Judá; e ali deixou o seu moço.

Ele mesmo, porém, se foi ao deserto, caminho de um dia, e veio, e se assentou debaixo de um zimbro; e pediu para si a morte e disse: Basta; toma agora, ó Senhor, a minha alma, pois não sou melhor do que meus pais. Deitou-se e dormiu debaixo do zimbro; eis que um anjo o tocou e lhe disse: Levanta-te e come. Olhou ele e viu, junto à cabeceira, um pão cozido sobre pedras em brasa e uma botija de água. Comeu, bebeu e tornou a dormir. Voltou segunda vez o anjo do Senhor, tocou-o e lhe disse: Levanta-te e come, porque o caminho te será sobremodo longo. Levantou-se, pois, comeu e bebeu; e, com a força daquela comida, caminhou quarenta dias e quarenta noites até Horebe, o monte de Deus.

Ali, entrou numa caverna, onde passou a noite; e eis que lhe veio a palavra do Senhor e lhe disse: Que fazes aqui, Elias? Ele respondeu: Tenho sido zeloso pelo Senhor, Deus dos Exércitos, porque os filhos de Israel deixaram a tua aliança, derribaram os teus altares e mataram os teus profetas à espada; e eu fiquei só, e procuram tirar-me a vida. Disse-lhe Deus: Sai e põe-te neste monte perante o Senhor. Eis que passava o Senhor; e um grande e forte vento fendia os montes e despedaçava as penhas diante do Senhor, porém o Senhor não estava no vento; depois do vento, um terremoto, mas o Senhor não estava no terremoto; depois do terremoto, um fogo, mas o Senhor não estava no fogo; e, depois do fogo, um cicio tranquilo e suave.

Ouvindo-o Elias, envolveu o rosto no seu manto e, saindo, pôs-se à entrada da caverna. Eis que lhe veio uma voz e lhe disse: Que fazes aqui, Elias? Ele respondeu: Tenho sido em extremo zeloso pelo Senhor, Deus dos Exércitos, porque os filhos de Israel deixaram a tua aliança, derribaram os teus altares e mataram os teus profetas à espada; e eu fiquei só, e procuram tirar-me a vida. Disse-lhe o Senhor: Vai, volta ao teu caminho para o deserto de Damasco e, em chegando lá, unge a Hazael rei sobre a Síria.

A Jeú, filho de Ninsi, ungarás rei sobre Israel e também Eliseu, filho de Safate, de Abel-Meolá, ungarás profeta em teu lugar.

Quem escapar à espada de Hazael, Jeú o matará; quem escapar à espada de Jeú, Eliseu o matará.

Também conservei em Israel sete mil, todos os joelhos que não se dobraram a Baal, e toda boca que o não beijou.

(1 Reis 19:1-18)

RESUMO

A indústria de laticínios tem grande impacto devido ao consumo excessivo de água e à alta produção de resíduos, principalmente líquidos, por unidade de produção. Os efluentes de laticínios precisam de tratamento antes da disposição no ambiente. Devido à elevada carga orgânica do efluente, o tratamento é demorado o que implica em maiores unidades de tratamento. Assim, no intuito de reduzir o tempo de tratamento, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a degradação de efluentes de laticínios em reatores anaeróbios com e sem a aplicação de lactase produzida por *Kluyveromyces lactis*. Para avaliação, foram montados em escala de bancada dois reatores de manta de lodo e escoamento ascendente (UASB) com 16 L de volume útil cada, com a aplicação de efluente sintético de laticínios com e sem a presença de lactase. O efluente sintético (ARL) foi preparado com a diluição de leite de forma a aplicar aos reatores cargas orgânicas de aproximadamente 0,5, 1,0, 2,0 e 3,0 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO, compreendendo 4 fases com duração de 45, 95, 95 e 45 dias, respectivamente. O preparo do efluente sintético foi realizado no tanque de acidificação e equalização (TAE), o qual teve a concentração de nutrientes corrigida, com a adição de sulfato de amônio e fosfato de potássio, de forma a obter uma relação DQO:N:P de 500:5:1. A alcalinidade foi suplementada com bicarbonato de sódio, mantendo valor inicial de pH igual a 7,0. O TDH foi mantido em 1 dia para todas as fases. O sistema foi alimentado por meio de bombas dosadoras, a partir de dois TAEs. Em um dos TAEs foi adicionado a lactase em batelada. Determinou-se o coeficiente de degradação de primeira ordem da matéria orgânica (k) da ARL com e sem lactase. Nesse ensaio, coletou-se ao longo de 10 h amostras de efluente submetido a mistura constante em meio inoculado com lodo de esgoto para quantificação da DQO para avaliar a biodegradabilidade da ARL e determinar o valor de k em meio anaeróbio. O UASB1 que recebeu a ARL com lactase não apresentou diferença de eficiência de remoção de DQO em relação ao UASB2 que recebeu a ARL sem a lactase. As eficiências médias de cada fase quanto à remoção de DQO foram de 69, 77, 70 e 56% para o UASB1 e de 68, 72, 69 e 57% para o UASB2. A redução de eficiência na última fase foi devido ao aumento da carga orgânica aplicada ao sistema, e aumento dos ácidos orgânicos voláteis nos reatores. A partir da cinética de Monod, foram obtidos os valores de coeficiente de crescimento (mg mg⁻¹ d⁻¹); K_d - coeficiente de decaimento endógeno (d⁻¹); μ_{máx} - taxa máxima de crescimento microbiano (d⁻¹); K_S - concentração do substrato limitante (mg L⁻¹), iguais a 1,16 e 1,20; 0,05 e 0,04; 0,18 e 0,13; e 248 e 109, respectivamente para os UASB1 e UASB2. Após o ensaio de biodegradabilidade em batelada foram obtidos os valores de k iguais 2,50 d⁻¹ para a ARL com a lactase, e de 1,93 d⁻¹ para a ARL. Pode-se concluir que a análise da degradação anaeróbia da ARL no reator UASB mostrou-se adequada com obtenção de eficiências de remoção de DQO consideradas satisfatórias (70-76%). Entretanto, o aumento da carga orgânica volumétrica para valores entre 2 e 3 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO, levaram à redução da alcalinidade, acúmulo de ácidos voláteis no reator, e apesar da manutenção do pH (valores em torno de 7,0), proporcionaram a redução da eficiência de remoção de DQO (57%). A aplicação da lactase como pré-tratamento não se mostrou efetiva, da forma como foi avaliada, no aumento da biodegradabilidade da água residuária sintética de laticínios.

Palavras-chave: Efluente Agroindustrial. Anaerobiose. UASB. Lactase. Cinética.

ABSTRACT

The dairy industry has a great impact due to the excessive consumption of water and the high production of residues, mainly liquids, per production unit. Dairy effluents need treatment before disposal in the environment. Due to the high organic load of the effluent, the treatment takes time, which implies larger treatment units. Thus, in order to reduce treatment time, the objective of the present study was to evaluate the degradation of dairy effluents in anaerobic reactors with and without the application of lactase produced by *Kluyveromyces lactis*. For evaluation, two sludge blanket and upward flow reactors (UASB) with 16 L of useful volume each were mounted on a bench scale, with the application of synthetic dairy effluent with and without the presence of lactase. The synthetic effluent (ARL) was prepared with the dilution of milk in order to apply organic loads of approximately 0.5, 1.0, 2.0 and 3.0 kg m⁻³ d⁻¹ of COD to the reactors, comprising 4 phases lasting 45, 95, 95 and 45 days, respectively. The preparation of the synthetic effluent was carried out in the acidification and equalization tank (TAE), which had the concentration of nutrients corrected, with the addition of ammonium sulfate and potassium phosphate, in order to obtain a COD: N: P ratio of 500: 5: 1. The alkalinity was supplemented with sodium bicarbonate, maintaining an initial pH value of 7.0. The HRT was maintained at 1 day for all phases. The system was fed by means of metering pumps, from two TAEs. In one of the TAEs, lactase was added in batch. The first order degradation coefficient of organic matter (k) of the ARL with and without lactase was determined. In this assay, effluent samples were collected over 10 h submitted to constant mixing in a medium inoculated with sewage sludge to quantify the COD to assess the biodegradability of ARL and determine the k value in anaerobic medium. UASB1 that received ARL with lactase showed no difference in efficiency of COD removal compared to UASB2 that received ARL without lactase. The average efficiencies of each phase in terms of COD removal were 69, 77, 70 and 56% for UASB1 and 68, 72, 69 and 57% for UASB2. The reduction in efficiency in the last phase was due to an increase in the organic load applied to the system, and an increase in volatile organic acids in the reactors. From the Monod kinetics, the growth coefficient values (mg mg⁻¹ d⁻¹) were obtained; K_d - endogenous decay coefficient (d⁻¹); μ_{max} - maximum rate of microbial growth (d⁻¹); K_S - concentration of the limiting substrate (mg L⁻¹), equal to 1.16 and 1.20; 0.05 and 0.04; 0.18 and 0.13; and 248 and 109, respectively for UASB1 and UASB2. After the batch biodegradability test, the values of k equal 2.50 d⁻¹ for the ARL with the lactase, and 1.93 d⁻¹ for the ARL were obtained. It can be concluded that the analysis of the anaerobic degradation of ARL in the UASB reactor proved to be adequate with the achievement of COD removal efficiencies considered satisfactory (70-76%). However, the increase in the organic volumetric load to values between 2 and 3 kg m⁻³ d⁻¹ of COD, led to a reduction in alkalinity, accumulation of volatile acids in the reactor, and despite maintaining the pH (values around 7, 0), reduced COD removal efficiency (57%). The application of lactase as a pretreatment was not effective, it was evaluated, in increasing the biodegradability of synthetic wastewater from dairy products.

Keywords: Agroindustrial effluent. Anaerobiosis. UASB. Lactase. Kinetics.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Visualização do aparato experimental contituido por duas linhas idênticas de tratamento de água residuária sintética de laticínios composta por reator TAE (1), bomba dosadora (2), aquecedor (3), e UASB (4), em escala de bancada (A); e detalhe do sistema de aquecimento da ARL em serpentina (B).....	26
Figura 2. Desenho esquemático do reator UASB utilizado no tratamento de água residuária sintética de laticínios.....	27
Figura 3. Reatores UASB utilizados no tratamento de água residuária sintética de laticínios após o processo de inoculação com lodo proveniente da ETE/UFLA.	29
Figura 4. Reator laboratorial, em agitação sobre chapa magnética, utilizado na realização do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia da água residuária sintética de laticínios. ...	32
Figura 5. Perfil de sólidos voláteis totais (SVT) nos reatores UASB1, que recebeu água residuária sintética de laticínios com adição da enzima lactase, e UASB2 que recebeu água residuária sintética de laticínios.	40
Figura 6. Variação da carga orgânica biológica (COB) aplicada aos reatores UASB1, que recebeu água residuária sintética de laticínios com adição da enzima lactase, e UASB2 que recebeu água residuária sintética de laticínios.	41
Figura 7. Determinação dos coeficientes cinéticos do modelo proposto por Monod para a degradação da matéria orgânica no UASB1 (A e B) e UASB1 (C e D) em cada fase experimental.	46
Figura 8. Valores observados e estimados de DQO obtidos ao longo do monitoramento da degradação da matéria orgânica nos reatores que receberam água residuária sintética de laticínios com lactase (R1) e apenas água residuária sintética de laticínios (R2).....	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Volumes de leite desnatado (VL) e de lactase (VE) diluídos em água da rede de abastecimento (VA) da UFLA para confecção de 75 L de água residuária sintética de laticínios em cada fase experimental.	28
Tabela 2 Valores referentes as quatro fases relacionados ao tempo de detenção hidráulica, carga orgânica volumétrica e taxa de aplicação superficial aplicados nos reatores UASB1 (com lactase) e UASB2 (sem lactase).	30
Tabela 3 Valores médios e desvios padrões de pH, alcalinidade bicarbonato (AB), ácidos voláteis totais (AVT) e relação entre alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial (AI/AP) para o afluente e efluente do reator UASB1, que recebeu água residuária sintética de laticínios com adição da enzima lactase, e UASB2, que recebeu água residuária sintática de laticínios.	35
Tabela 4. Valores médios de Demanda química de oxigênio total (DQOT) e solúvel (DQOS) para o afluente e efluente do reator UASB1, que recebeu água residuária sintética de laticínios com adição da enzima lactase, e UASB2, que recebeu água residuária sintética de laticínios, e eficiência de remoção (E) nas unidades de tratamento.	44
Tabela 5. Valores médios e desvios padrões de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) para o afluente e efluente do reator UASB1, que recebeu água residuária sintética de laticínios com adição da enzima lactase, e UASB2, que recebeu água residuária sintética de laticínios, e eficiência de remoção (E) nas unidades de tratamento.	44
Tabela 6 – Valores médios de Q_e (vazão afluente), V_r (volume do reator), X_e (concentração média de sólidos voláteis totais efluente ao reator), X_r (concentração média de sólidos voláteis no interior do reator); C_o (concentração de DQO afluente); e C (concentração DQO efluente).	45
Tabela 7 – Parâmetros cinéticos para reator anaeróbio de fluxo ascendente tratando água residuária sintética de laticínios – ARL com adição de lactase (UASB1) e ARL (UASB2), submetidos a diferentes cargas orgânicas.	46
Tabela 8 – Equações de degradação da matéria orgânica (DQO) obtidas no ensaio de biodegradabilidade anaeróbia de água residuária sintética de laticínios – ARL com adição de lactase (UASB1) e ARL (UASB2).	50

LISTA DE SIGLAS

ARL - água residuária gerada na indústria de laticínios
COB - carga orgânica biológica inicial
COV - cargas orgânicas volumétricas
DBO – demanda bioquímica de oxigênio
DQO - demanda química de oxigênio
LAADEG - Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia
TAE - tanque de acidificação e equalização
UASB - reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente
UFLA – Universidade Federal de Lavras

LISTA DE SIMBOLOS

% - porcentagem
 m^3 – metro cúbico
 $L d^{-1}$ – litro por dia
 $L L^{-1}$ – litro por litro
 $mg L^{-1}$ – miligrama por litro
 $g L^{-1}$ – grama por litro
 $^{\circ}C$ – grau Celsius
 $kg m^{-3} d^{-1}$ – quilo por metro cúbico por dia
 $L h^{-1}$ – litro por hora
m – metro
mm – milímetro
L – litro
 $kg kg^{-1}$ – quilo por quilo
mL – mililitro
mg – miligrama
 $mg mg^{-1} d^{-1}$ – miligrama por miligrama por dia
 d^{-1} – por dia

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS E HIPÓTESES	15
3	REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1	Indústria do leite no Brasil e a geração de efluentes	16
3.2	Tratamento de águas residuárias de laticínios	19
3.2.1	Pré-tratamento Enzimático	19
3.2.2	Tratamento anaeróbio	21
3.3	Estudos Cinéticos de Degradação de Matéria Orgânica	23
4	MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1	Descrição do aparato experimental	25
4.2	Água residuária sintética de laticínios	27
4.3	Procedimento experimental	28
4.4	Estudo Cinéticos	30
4.4.1	Cinética de Monod	30
4.4.2	Cinética de primeira ordem de degradação da matéria orgânica	31
4.4.3	Análises estatísticas	33
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
5.1	Estabilidade dos reatores anaeróbios	34
5.2	Remoção de matéria orgânica	38
5.3	Cinética de Monod	45
5.4	Biodegradabilidade Anaeróbia	49
6	CONCLUSÕES	51
	REFERÊNCIAS	52

1 INTRODUÇÃO

O agronegócio é altamente relevante no contexto econômico, social e ambiental brasileiro (WILLERS et al., 2014). O aumento na demanda de leite e derivados em vários países elevou o crescimento do setor lácteo no mundo (CHOKSHI et al., 2016) e no Brasil, figurando-o entre os maiores produtores de leite do mundo.

Entretanto, a poluição causada tem gerado preocupação e, de todos os setores agropecuários, a indústria de laticínios tem grande impacto devido ao consumo excessivo de água e à alta produção de resíduos sólidos e líquidos por unidade de produção (JAGANMAI; JINKA, 2017). A grande quantidade de água necessária para o processo de beneficiamento do leite faz com que essas indústrias produzam um grande volume de efluentes. A água na indústria de laticínios é usada para a produção de leite e queijos, sendo que as maiores quantidades são gastas na limpeza dos equipamentos. Segundo Saraiva et al (2009), estima-se que para cada 1 m³ de leite processado sejam gerados no total cerca de 1,1 a 6,8 m³ de efluente, ou seja, é produzido mais efluente do que o próprio produto. Além dos produtos tradicionalmente fabricados pela agroindústria de laticínios, atualmente tem chamado a atenção à fabricação de produtos lácteos sem a presença de lactose, em função da necessidade de algumas pessoas em consumir produtos derivados do leite sem a presença desta proteína. Este fato altera o processo produtivo, e pode gerar efluentes diferentes daqueles tradicionalmente produzidos nos laticínios.

Os efluentes de laticínios apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica, causadas principalmente pela lactose e gorduras (CARVALHO; PRAZERES; RIVAS, 2013), e precisam ser tratados antes da disposição no ambiente. Por estas características, as opções de tratamento podem ser tratamento físico-químico ou biológico, porém como o efluente apresenta uma alta carga orgânica, sendo boa parte biodegradável, o tratamento biológico torna-se mais recomendável.

Vários pesquisadores têm afirmado que para os efluentes de laticínios com elevadas cargas orgânicas, os tratamentos anaeróbios são mais adequados que o sistema de tratamentos aeróbios, principalmente devido à relação custo-benefício (AHMAD et al., 2019). O tratamento de efluentes agroindustriais por digestão anaeróbica pela produção de energia a partir do biogás e, conseqüentemente, redução da dependência de combustíveis fósseis (MAO et al., 2015). A produção e utilização de biogás também reduzem as emissões de gases de efeito estufa na atmosfera (ASIF et al., 2017).

Apesar destas vantagens, a digestão anaeróbia é um processo complexo de várias etapas mediado por um consórcio de microrganismos que convertem moléculas orgânicas complexas em metano e dióxido de carbono, além de produzir um efluente rico em nutrientes adequados para a produção das culturas (ZAMANZADEH et al., 2017). Portanto, compreender os efeitos das diferentes características dos efluentes de laticínios, sabidamente bastante heterogêneos em função do processo produtivo empregado (CASTRO, 2007), sobre a atividade microbiana durante a degradação anaeróbia é essencial para gerenciar o processo de tratamento (MASSÉ; RAJAGOPAL; SINGH, 2014). Estudos da cinética de degradação da matéria orgânica em relação à atividade microbiana sob diferentes cargas orgânicas e condições operacionais são importantes para projetar melhorias no tratamento de efluentes de laticínios por anaerobiose.

A digestão anaeróbia é um meio eficaz de diminuir o conteúdo orgânico de diferentes águas residuárias por meio do uso de um consórcio de microrganismos heterotróficos capazes de utilizar um amplo espectro de substratos na ausência de oxigênio. Para a água residuária de laticínios, o processo geralmente é realizado em duas etapas principais, no que diz respeito à via microbiológica da produção de metano e em relação ao principal composto presente no efluente de laticínios, a lactose (~70% do peso seco). O primeiro estágio envolve a hidrólise e a conversão de materiais complexos em materiais simples, que são acompanhados por uma rápida diminuição do pH. Essa degradação, que geralmente é a etapa mais rápida, fornece um alto rendimento de energia para os microrganismos. Na segunda etapa, os produtos finais do processo de fermentação) são convertidos por microrganismos metanogênicos em metano e dióxido e carbono, juntamente com quantidades ínfimas de outros gases (GÖBLÖS et al., 2008).

No intuito de reduzir o tempo de tratamento em reatores biológicos, diversos trabalhos têm proposto o pré-tratamento dos efluentes com enzimas, lipases, lacases, peroxidases, enzimas celulolíticas, lactases, entre outras enzimas estão sendo utilizadas para otimizar o processo de tratamento de efluentes industriais (PANDEY et al., 2017). Embora alguns estudos anteriores também tenham investigado a cinética microbiana de degradação da matéria orgânica de efluentes de laticínios sob variadas condições (ÇOKGÖR et al., 2009; SALÉH; CAMPOS; FIGUEIREDO, 2009; BHUYAR; SUKE; DAWANDE, 2015; COURAS et al., 2015), estudos de degradação com a utilização de enzimas produzidas por *Kluyveromyces lactis* são escassos.

Assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a degradação anaeróbia de água residuárias sintética de laticínios em reator UASB e em batelada com e sem a presença de lactase β -galactosidase obtida do fungo *Kluyveromyces lactis*.

2 OBJETIVOS E HIPÓTESES

O objetivo geral deste trabalho foi pesquisar a influência da aplicação da enzima lactase β -galactosidase obtida por meio do fungo *Kluyveromyces lactis* na biodegradação anaeróbia de água residuária de laticínios.

Como objetivos específicos, destacam-se:

Avaliar a eficiência de reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) na remoção de matéria orgânica de água residuária de laticínios sob cargas orgânicas crescentes;

Comparar a eficiência de reatores UASB na remoção de matéria orgânica de água residuária de laticínios com e sem a presença de lactase, como pré-tratamento.

Estabelecer parâmetros cinéticos de remoção de matéria orgânica em reatores UASB submetidos a cargas orgânicas crescentes provenientes de água residuária de laticínios com e sem a presença de lactase, como pré-tratamento.

Obter o coeficiente de degradação anaeróbica da matéria orgânica em ensaio de batelada.

Como hipóteses do presente trabalho, destacam-se:

Verificar a eficiência de remoção de carga orgânica proveniente de água residuária de laticínios em reator UASB.

Determinar se o pré-tratamento com lactase β -galactosidase reduz a lactose e, conseqüentemente, se aumenta a biodegradabilidade anaeróbia da água residuária de laticínios.

Testar se o pré-tratamento com lactase β -galactosidase aumenta a eficiência do tratamento anaeróbio, considerando os mesmos parâmetros operacionais.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

O leite é considerado um alimento nobre, pois, sua composição é rica em proteína, gordura, carboidratos, sais minerais e vitaminas, e além de suas propriedades nutricionais, oferece elementos anticarcinogênicos presentes na gordura, como o ácido linoléico conjugado, esfingomiéline, ácido butírico, β -caroteno, vitaminas A e D (MULLER, 2002) e contém aproximadamente 86% de água (ORNELLAS, 1995). O efluente de laticínio apresenta ainda aproximadamente 5% de lactose, 0,7% de proteína e 93% de água e sais (NAMVAR-MAHBOUB; PAKIZEH, 2012.)

Devido a importância nutricional do leite, seu consumo é amplo no mundo inteiro, apenas de forma pasteurizada e resfriada, ou por meio dos derivados do leite. A industrialização do leite gera grande quantidade de efluente. O volume, concentração e composição das águas residuárias produzidas pela indústria de laticínios são fortemente influenciados pelos processos de produção utilizados no determinado laticínio (BRITZ et al., 2008).

3.1 Indústria do leite no Brasil e a geração de efluentes

Em 2017, o Brasil produziu 33,5 milhões de litros de leite de vaca, alcançado o terceiro lugar mundial. Enquanto Minas Gerais, o maior estado produtor, foi responsável por 26,6% da produção nacional (EMBRAPA, 2019). No entanto, o rápido crescimento industrial não apenas aumenta a produtividade, como também resulta em maior liberação de poluentes no ambiente.

A cadeia produtiva de laticínios é caracterizada pelo conjunto de diversos seguimentos, como a agricultura, a pecuária, a fabricação, a embalagem e distribuição de produtos finais (DALLAGO et al., 2012). Sendo assim, por ser uma indústria diversificada em seus processos, também apresenta um elevado potencial de causar impactos ao ambiente.

A crescente demanda mundial por alimentos requer novos conhecimentos e desafios sobre os sistemas de produção para torná-los aceitáveis sob critérios de sustentabilidade. Mudanças nas práticas agroindustriais tornam-se necessárias com a implementação de metodologias, como uma produção mais limpa, para minimizar impactos negativos ao meio ambiente, particularmente a poluição do solo e da água (WILLERS et al., 2014)

Durante as etapas de produção do setor de laticínios, são gerados aspectos ambientais inerentes ao processo industrial. Entre os aspectos destacam-se os efluentes líquidos industriais, resíduos sólidos e as emissões atmosféricas, que sem o devido controle e mitigação, possuem potencial de geração de impactos ambientais. Dentre os diversos problemas ambientais gerados

pela produção láctea, está o grande consumo de água para operações de processamento e limpeza e, conseqüentemente, a geração de vazões elevadas de efluentes, em torno de 1,1 a 6,8 m³ de efluente para cada 1 m³ de leite processado (CAVALCANTI, 2016). Saraiva et al. (2009) avaliaram um pequeno laticínio na Zona da Mata Mineira que produzia em média, 4000 L d⁻¹, para produção de queijo muçarela, requeijão em barra, requeijão em pote, iogurte, manteiga e ricota. Os autores constataram que a geração de efluentes foi em média 3,5 L L⁻¹ de leite processado, mas que em função do tipo de produto a geração de efluentes varia consideravelmente, desde 0,2 L L⁻¹ na fabricação de ricota, até 10 L L⁻¹ na fabricação de iogurte.

Em geral, o efluente de laticínios, independente do derivado produzido, apresenta altas concentrações de proteínas, carboidratos, lipídios, nitrogênio, fósforo, sólidos suspensos, altas demandas bioquímicas e químicas de oxigênio (DBO e DQO) e também altas concentrações de óleos e graxas. Janczukowicz, Zielinski e Dbowski (2008) observaram elevadas variações nas concentrações de DQO, DBO e sólidos suspensos, que oscilaram entre 2.543 e 14.639, 798 e 3.470 e 654 e 5.067 mg L⁻¹, respectivamente nos diversos setores de uma indústria de laticínios. Carvalho, Prazeres e Rivas (2013) também destacam a elevada concentração de matéria orgânica no efluentes de laticínios, em torno de 15.000 mg L⁻¹ de DQO e 5.000 mg L⁻¹ de DBO. Além disso, os intervalos típicos para gorduras e sólidos totais em suspensão são de 70 a 2.900 mg L⁻¹ e 200 a 5.100 g L⁻¹, respectivamente. Destacam ainda que na produção de queijo os efluentes apresentam maiores concentrações de poluentes.

Assim como todo efluente agroindustrial, há grande variabilidade dos valores das variáveis ambientais, seja pelo porte do empreendimento, pelo processo produtivo empregado, ou ainda pelo manejo dos efluentes dentro da fábrica. Além disso, mais recentemente uma gama de produtos específicos foram desenvolvidos para atender situações de restrição alimentar, tais como os derivados de leite e o próprio leite sem lactose. No efluente, a lactose é responsável por elevadas concentrações de matéria orgânica nas águas residuárias (DBO = 30–50 g L⁻¹; DQO = 60–80 g L⁻¹).

No organismo, a lactose é hidrolisada pela enzima lactase, na mucosa intestinal, em dois monossacarídeos, a glicose e a galactose, carboidratos mais simples, que são mais bem absorvidos pelo organismo (CAMPBELL, 2000; BEYER, 2002). Há relatos que cerca de 70% da população adulta do mundo apresenta restrições para consumir este alimento (BEYER, 2002; SCHLIMME, BUCHHEIM, 2002; ANTUNES et al., 2014). Mattar e Mazo (2010) observaram a incidência de hipolactasia (deficiência na produção da enzima lactase) primária do adulto em diferentes populações, cujos percentuais variam de 5 a 94%. E a recomendação para indivíduos

com hipolactasia ou alactasia é a redução ou exclusão de alimentos que contêm lactose da dieta (RUSYNYK; STILL, 2001).

Entretanto, com a exclusão de produtos lácteos da dieta, os indivíduos intolerantes à lactose geralmente apresentam baixa ingestão de cálcio e outros nutrientes fornecidos pelo leite (BATISTA et al., 2008). Uma opção nesses casos é o consumo de produtos hidrolisados à lactose.

Essa é uma das razões pelas quais as indústrias têm investido em pesquisa que visa à hidrólise dessa substância para atingir maior parcela do mercado com seus produtos. Assim, diante de necessidade cada vez mais crescente, a indústria tem investido em produtos sem lactose.

A conversão de lactose em seus monossacarídeos constituintes, por hidrólise, tem sido praticada industrialmente há quase 20 anos e pesquisas recentes focaram na determinação de lactose residual no leite sem lactose, calculando seu ponto de congelamento (COLINAS et al., 2006). O leite hidrolisado à lactose é um leite com teor reduzido de lactose (normalmente reduzido em 90%), sendo essa redução geralmente obtida pela ação da enzima β -galactosidase, que promove a hidrólise enzimática da lactose.

A indústria utiliza basicamente dois métodos para a hidrólise da lactose: o método químico e o método enzimático (LADERO; SANTOS; GARCÍA-OCHOA, 2000). O método químico depende do uso de altas temperaturas, que podem variar de 90°C a 150°C, e pH próximo de 1,5 (LONGO, 2006). A hidrólise enzimática, pode ser aplicada no leite sem um tratamento prévio e os produtos obtidos preservam as propriedades nutricionais da matéria-prima, aumentando seu dulçor (LADERO, SANTOS, GARCÍA-OCHOA, 2000). Com as modificações no processo produtivo para a produção de leite e derivados sem lactose, há geração de efluentes com características provavelmente diferentes daquelas tradicionalmente observadas na indústria.

A lactose e as proteínas são consideradas facilmente biodegradáveis, já algumas proteínas presentes no leite, como a caseína, são mais resistentes ao tratamento biológico (ORHON et al., 1993). A lactose é o principal responsável da carga orgânica do soro do leite e um extenso número de microrganismos não pode usá-lo diretamente como fonte de carbono (SISO, 1996 *apud* PEDERSEN, 2014).

3.2 Tratamento de águas residuárias de laticínios

Dentre os tratamentos aplicados à água residuária gerada na indústria de laticínios (ARL) para remoção de matéria orgânica, o biológico se destaca, devido ao baixo custo relacionado a sua implementação e eficiência.

O tratamento convencional de efluentes de indústria de laticínios envolve o uso de diversas etapas, iniciando pelo pré-tratamento para remoção de sólidos grosseiro, seguido normalmente de tratamento primário com decantação, coagulação/floculação (KUSHWAHA et al., 2010) e/ou flotação com ar comprimido ou com ar dissolvido, sendo a flotação talvez o processo mais usual (BRITZ et al., 2008; CAVALCANTI, 2016) objetivando remover a gordura e tratamento secundário.

Sequencialmente tem se as unidades de tratamento biológicas. Assim, as gorduras, mesmo as emulsionadas devem ser removidas ao máximo na unidade anterior, pois além de apresentarem baixas taxas de biodegradação, se acumulam no sistema de tratamento causando sérios problemas operacionais e conseqüente redução da degradação biológica ou até inibição do metabolismo microbiano (VIDAL et al., 2000).

Apesar de haver substâncias biodegradáveis nos efluentes de laticínios, a biodegradabilidade dos compostos é influenciada por diversos fatores. Um deles é a estrutura dos compostos, que determinam a solubilidade, volatilidade e acessibilidade de sítios ativos. Outro fator é a concentração da substância, que determina a toxicidade da substância aos microrganismos. Assim, a caracterização do efluente é de extrema importância, principalmente no que se refere aos novos processos produtivos, com a geração efluentes com distintas composições. Outros fatores importantes são a fonte e a quantidade de microrganismos e as condições físico-químicas, como pH, temperatura, quantidade de energia recebida. Esses fatores determinam o comportamento tanto dos compostos quanto dos microrganismos (PAGGA, 1997).

3.2.1 Pré-tratamento Enzimático

Entre as técnicas de tratamento biológicas utilizadas com vistas à remoção de matéria orgânica, os sistemas operados sob condições de anaerobiose chamam atenção, visto o baixo custo associado ao mesmo, com capacidade de operação com aplicações de elevadas cargas e baixa produção de lodo. Ainda, além de reduzir a poluição podem produzir energia renovável por meio do metano (KARADAG et al., 2015). Conseqüentemente, muitos estudos de remoção

de matéria orgânica têm sido realizados sob condições anaeróbias, usando reatores anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) (KARADAG et al., 2015; KWARCIAK-KOZŁOWSKA; BIÉN, 2018).

Mesmo com o avanço da tecnologia de tratamento anaeróbio, principalmente com os reatores de alta taxa, como o UASB, pesquisas têm sido desenvolvidas no intuito de melhorar e alcançar maiores eficiências de remoção de matéria orgânica. E a utilização de enzimas como pré-tratamento biológico tem evidenciado melhora no tratamento em alguns casos. De acordo com Göblös et al. (2008), um dos principais problemas da degradação anaeróbia de efluentes de laticínios e do baixo teor de metano do biogás dos digestores anaeróbios alimentados com estas águas residuárias é a composição orgânica do efluente, cujo principal componente é a lactose, que é degradada no reator anaeróbio durante a acidogênese, causando produção adicional de dióxido de carbono, o que resulta em menor porcentagem de metano.

Leal et al. (2006) avaliaram dois reatores UASB no tratamento de água residuária de laticínios com e sem o pré-tratamento com preparo enzimático a partir do fungo *Penicillium restrictum*. Os autores verificaram que os benefícios da etapa de hidrólise tornaram-se evidentes com a concentração de 1000 mg L⁻¹, alcançando remoção média de DQO de 90% no UASB alimentado com o efluente hidrolisado e 82% no reator de controle.

Ao contrário, Gomes et al. (2011) verificaram que o pré-tratamento enzimático de efluentes de laticínios não contribuiu para a estabilidade do processo de tratamento anaeróbio em reator UASB, propiciando a perda de biomassa e de eficiência do sistema. Testes específicos de atividade metanogênica indicaram a presença de inibição após o lodo ter sido submetido ao efluente pré-tratado com pancreatina suína que contém três enzimas a protease, a amilase e a lipase.

No entanto, a quebra da lactose nos sistemas de tratamento de efluentes de laticínio pode ser considerada por alguns autores como vantajosa para o tratamento. Göblös et al (2008) verificaram que a lactose presente no soro do leite, quando tratado anaerobiamente, é responsável pela elevada produção de dióxido de carbono e redução da produção de metano. Os autores verificaram ainda que a utilização *Kluyveromyces lactis* em um estágio de pré-tratamento, resultou em uma etapa acidogênica rápida, manteve o valor de pH, e aumentou a produção de metano. Pedersen (2014) verificou em ensaios de fermentação em batelada que *K. lactis* removeu 67% da DQO proveniente da lactose em um período de 24 h.

Constata-se então que o pré-tratamento de efluentes com enzima pode influenciar na eficiência do tratamento anaeróbio de efluentes de laticínios. Entretanto, pesquisas devem ser conduzidas para aprimorar o processo de pré-tratamento enzimático de efluentes de laticínios,

obtendo as melhores enzimas, dosagens e condições operacionais e ambientais das unidades de tratamento.

3.2.2 Tratamento anaeróbio

O tratamento anaeróbio de águas residuárias de laticínios é viável e pode fornecer resultados muito satisfatórios. Como a digestão anaeróbia é uma ferramenta necessária na produção de fontes de energia limpa, como hidrogênio e metano, a produção de biogás a partir de resíduos de alta carga orgânica será sempre de suma importância para os países desenvolvidos e em desenvolvimento (GOMES et al., 2011). No entanto, são necessários estudos para otimizar reatores anaeróbios que são usados para tratar águas residuais ricas em gorduras e substâncias complexas que se estiver presente nos reatores pode comprometer o processo anaeróbio (PETRURY; LETTINGA, 1997). Águas residuárias de laticínios não são degradadas facilmente em reatores UASB, a menos que haja remoção eficiente de gordura antes do tratamento anaeróbio, manutenção da alcalinidade e equilíbrio nutricional (CABEZAS; BOVIO; ETCHEBEHERE, 2019).

Os diversos tipos de reatores anaeróbios utilizam processos fermentativos para degradação da matéria orgânica, principalmente carbonácea, reduzindo as concentrações afluentes e formando biogás. O processo de digestão anaeróbia ocorre na interação de diversos microrganismos, cada um com comportamento fisiológico diferente, envolvidos nas fases de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (LETTINGA et al., 1996).

O funcionamento desejável de reatores anaeróbios está condicionado aos requisitos de ambientação para a manutenção do ecossistema presente, observando as necessidades nutricionais das populações microbianas, como a temperatura de operação. Dentre estes requisitos, destacam-se pH, alcalinidade e ácidos voláteis, que estão intimamente relacionados entre si, além da possibilidade de inibição das atividades microbianas associadas a materiais tóxicos presentes nos substratos utilizados (CHERNICHARO, 2007; HASSAN; NELSON, 2012).

Estudos foram realizados elucidando particularmente a acidogênese anaeróbia de águas residuárias de laticínios. Inicialmente, a acidogênese da lactose foi investigada extensivamente em estudos em escala laboratorial, concentrando-se principalmente na cinética de degradação da lactose (KISSALITA; LO; PINDER, 1999). Altas concentrações de substrato afluente, flutuações na vazão e composição dessas águas residuárias, sólidos em suspensão excessivos e concentrações de lipídios em efluentes lácteos, presença de quantidade insuficiente de

alcalinidade em digestores anaeróbios, e a configuração inapropriada de reatores anaeróbios empregados para o tratamento são fatores comuns que afetam as taxas máximas de carregamento e eficiências esperadas do tratamento produção de metano (ELANGO VAN; SEKAR, 2012).

Em decorrência da ampliação de conhecimento na área, os sistemas anaeróbios de tratamento de efluentes, notadamente os reatores UASB, em razão do amplo conhecimento científico passam a ocupar uma posição de destaque mundial e especialmente em nosso país, face às favoráveis condições climáticas. Em termos de remoção, os reatores anaeróbios apresentam eficiências de remoção em torno de 70%, mesmo em temperaturas psicrófilas (15°C) (LATIF et al., 2011).

Thenmozhi e Uma (2019) avaliaram o tratamento de água residuária de laticínios em reator UASB submetido a 2,5 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO, e em temperatura de 27-35°C obtiveram 78% de remoção de DQO. Com menores cargas aplicadas em um reator UASB submetido ao tratamento de efluentes de laticínios, Sivakumar; Sekaran (2015) verificaram remoção de 91 e 95% da carga orgânica aplicada (0,7 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO), para temperaturas de 15-20°C e 30-40°C, respectivamente. Desta forma, a temperatura de operação pareceu não influenciar a remoção de carga orgânica.

Em revisão sobre o tema, KARADAG et al. (2015) verificaram 97% de remoção de DQO para cargas orgânicas volumétricas (COV) superiores a 2 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO. Porém, COV superiores (5 a 7,5 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO) foram observadas na literatura, se a perda de estabilidade do reator UASB. Rico et al. (2015) aplicaram 19,4 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO e obtiveram 94% de remoção de DQO.

Göblös et al. (2008) avaliaram a cinética de degradação anaeróbia de efluentes de laticínios fermentado com *Kluyveromyces lactis*, a fim de investigar a adequação do etanol para a produção de biogás.

Apesar de diferentes trabalhos evidenciarem a utilização do reator UASB com eficiência no tratamento de águas residuárias de laticínios, vários problemas operacionais, como flutuação de biomassa e diminuição da atividade microbiana foram observados (VIDAL et al., 2000). Assim, o estudo cinético apresenta um papel vital no processo de tratamento biológico.

3.3 Estudos Cinéticos de Degradação de Matéria Orgânica

Os sistemas biológicos de tratamento podem ser dimensionados com maior eficiência conhecendo o comportamento dos microrganismos. E através de estudo cinéticos, é possível determinar os coeficientes de crescimento e decréscimo.

A cinética de degradação biológica no UASB favorece significativamente sua aplicação no tratamento de águas residuárias com elevada carga de matéria orgânica como as provenientes de laticínios. São necessários diferentes modelos matemáticos para obter os coeficientes cinéticos, e para avaliar a efetividade do tratamento em reatores construídos em escala plena (MOHAN; VIVEKANANDHAN, 2017).

A taxa de utilização da matéria orgânica é um fator fundamental para determinar a cinética de utilização do substrato pelos microrganismos, pois determina a velocidade com que os processos de síntese e oxidação ocorrem nos sistemas estudados. O principal modelo cinético de metabolismo dos microrganismos foi desenvolvido por Monod para descrever a fermentação de açúcares de uvas por culturas puras de leveduras.

O modelo cinético desenvolvido por Monod expressa a velocidade específica de crescimento dos microrganismos em função da concentração de substrato limitante presente no meio da reação de acordo com a Equação 1. Para Metcalf e Eddy (2003) os valores comuns encontrados de $\mu_{\text{máx}}$ e K_s para sistemas aeróbios são respectivamente entre 1,5 a 5,0 d⁻¹ e entre 25 a 100 mg L⁻¹ de DBO.

$$\mu = \mu_{\text{máx}} \cdot \frac{S}{K_s + S} \quad (1)$$

Em que:

$\mu_{\text{máx}}$ = Taxa de crescimento específico máximo (d⁻¹);

S = Concentração do substrato ou nutriente limitante (g m⁻³);

K_s = Constante de saturação, definida como a concentração do substrato para o qual $\mu = \mu_{\text{máx}}/2$ (g m⁻³).

O significado do K_s pode ser deduzido fazendo-se $K_s = S$ na Equação 1, isso resulta imediatamente em $\mu = \mu_{\text{máx}}/2$, isto é, a referida constante representa a concentração de substrato na qual a velocidade específica de crescimento é a metade do seu valor máximo. Ainda por

consequência, quanto maior o valor K_s menor é a afinidade dos microrganismos pelo substrato, e quanto menor o valor do K_s maior é a afinidade dos microrganismos pelo substrato.

Além da equação de crescimento específico sugerida por Monod, salienta-se que os microrganismos permanecem no sistema por mais dias, como expressado por Von Sperling (2014), no qual esses passam a atuar na etapa de metabolismo endógeno. Esse metabolismo é caracterizado pelo decaimento bacteriano, podendo ser expresso por uma reação de primeira ordem, como descrito na Equação 2. Para esgotos de origem doméstica, o valor para K_d tem uma variação entre 0,06 a 0,10 $\text{mg mg}^{-1} \text{d}^{-1}$ de SSV.

$$\frac{dX_b}{dt} = -K_d \cdot X_b \quad (2)$$

Em que:

X_b = concentração de SSV biodegradáveis (mg L^{-1});

K_d = coeficiente de respiração endógena (d^{-1}).

Para calcular a taxa de crescimento bacteriano (Y), leva-se em consideração a remoção de substrato, em que a taxa de crescimento está diretamente ligada à quantidade de substrato disponível no reator (VON SPERLING, 2014; LIU et al., 2017). Quanto mais alimento for assimilado pelos microrganismos, maior será seu crescimento como observado na Equação 3. De acordo com Von Sperling (2014), os valores de Y encontram-se na faixa de 0,4 a 0,8 gramas de SSV gerados no reator para cada g DBO removida do efluente em tratamento.

$$\frac{dX_v}{dt} = Y \cdot \frac{d(S_0 - S)}{dt} \quad (3)$$

Em que:

X_v = Concentração de sólidos em suspensão voláteis (g m^{-3});

Y = coeficiente de produção celular (massa de sólidos em suspensão voláteis produzidos por unidade de DBO removida (g g^{-1});

S_0 = Concentração de DBO total afluente (g m^{-3});

S = Concentração de DBO total efluente (g m^{-3}); t = Tempo.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Descrição do aparato experimental

O experimento foi conduzido no Laboratório de Microbiologia do Setor de Saneamento Ambiental do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da UFLA.

O aparato experimental foi constituído por duas linhas de tratamento idênticas com os seguintes itens: tanque de acidificação e equalização (TAE), bomba dosadora a solenoide, para o bombeamento do efluente ao sistema, aquecedor por sistema de serpentina, e reator UASB (Figura 1A). Cada TAE foi periodicamente abastecido com água residuária sintética de laticínios (ARL) para garantir o escoamento contínuo durante todo experimento.

Os TAEs foram constituídos por caixas de fibra de vidro com capacidade para 250 L cada uma. As bombas eram do tipo dosadoras a solenoide, com vazão máxima de 23 L h⁻¹, da marca Prominent[®].

O sistema de aquecimento, montado em duplicata, foi constituído por recipiente de vidro com 0,15 m x 0,15 m x 0,30 m (largura, comprimento e altura), dentro do qual foi inserida uma serpentina (espiral) de tubo de cobre de 10 mm de diâmetro, que preenchia toda a altura do aquecedor. A serpentina ficou imersa em água aquecida por um ebulidor elétrico, ligado a um termostato que controlava a temperatura da água em 35°C ± 5°C (Figura 1B). A ARL era bombeada do TAE, passou por dentro da serpentina, era aquecida e alimentava o reator UASB. Todo o suporte montado manteve o aquecimento da ARL até a entrada do reator. Tal aquecimento foi importante para a ativação do processo enzimático, descrito posteriormente.

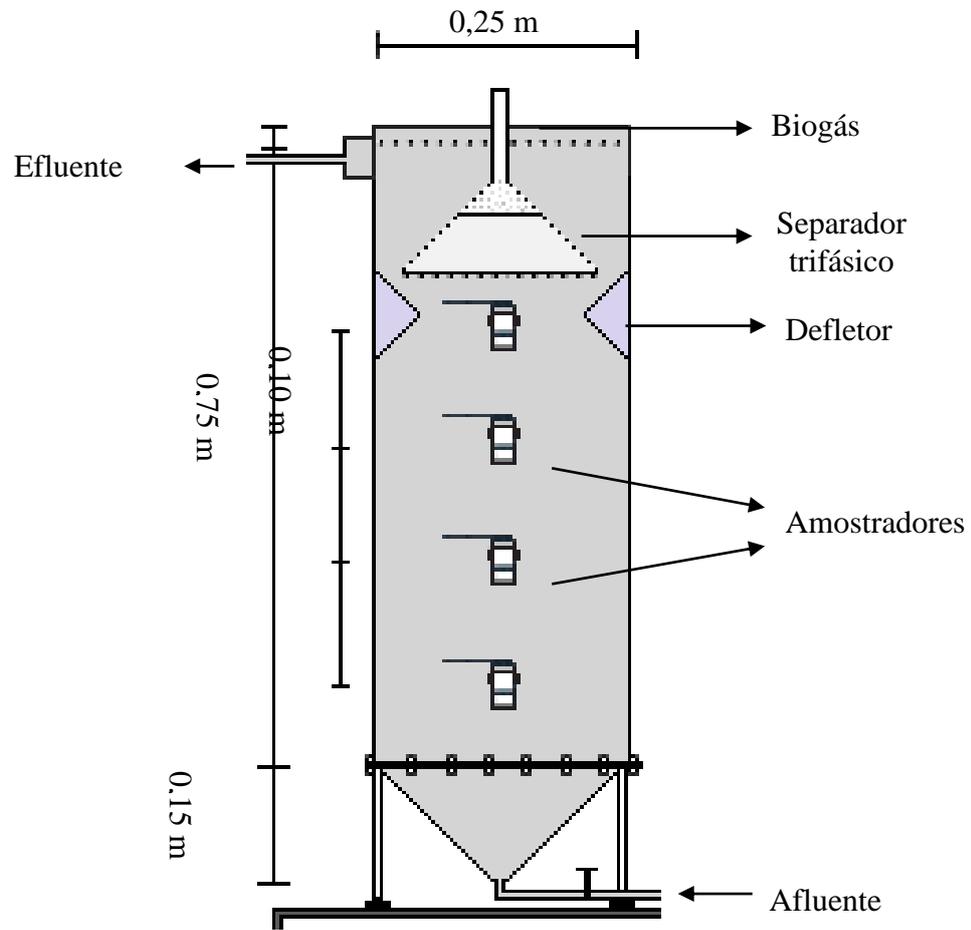
Os reatores UASB foram projetados em material acrílico com 0,80 m de altura, 0,25 m de diâmetro interno e volume útil de 0,016 m³. A base dos reatores foi constituída por um cone invertido, com 0,15 m de profundidade, onde havia maior acúmulo de lodo. Ao longo dos reatores foram instalados quatro amostradores para avaliação do perfil de lodo. O primeiro amostrador ficava 0,05 m acima da base do cone invertido. Os amostradores foram instalados de forma equidistante, a cada 0,15 m. O último amostrador foi instalado a 0,15 m abaixo do ponto de saída da ARL do reator (Figura 2).

Figura 1. Visualização do aparato experimental contituido por duas linhas idênticas de tratamento de água residuária sintética de laticínios composta por reator TAE (1), bomba dosadora (2), aquecedor (3), e UASB (4), em escala de bancada (A); e detalhe do sistema de aquecimento da ARL em serpentina (B).



Fonte: Do autor (2019).

Figura 2. Desenho esquemático do reator UASB utilizado no tratamento de água residuária sintética de laticínios.



Fonte: Adaptado de Oliveira (2019).

4.2 Água residuária sintética de laticínios

A água residuária utilizada no experimento foi a água residuária sintética de laticínios (ARL) produzida a partir da diluição de leite desnatado (para minimizar a presença de óleos e graxas), tipo longa vida, em água da rede de abastecimento da UFLA. O preparo da ARL foi feito semanalmente. A DQO do leite desnatado alcançou valores entre 173.000 e 200.000 mg L⁻¹. Após a diluição do leite em água no TAE, o teor de nutrientes foi corrigido com adição de sulfato de amônio ((NH₄)₂SO₄) e fosfato de potássio (KH₂PO₄) de forma a se obter uma relação DQO:N:P de 100:5:1. Além disso, foi feita a complementação de alcalinidade da ARL com solução de bicarbonato de sódio (NaHCO₃), de forma a manter o pH a ARL em valor igual a 8,0.

4.3 Procedimento experimental

As duas linhas de tratamento foram diferenciadas, pois no UASB1 foi aplicada a enzima lactase β -galactosidase obtida do fungo *Kluyveromyces lactis*, denominada comercialmente de Prozyn Lactase® 5.000 NLU g^{-1} , fabricada pela empresa Prozyn Biosolutions®, São Paulo, Brasil. Enquanto no UASB2, não foi aplicada a enzima.

As concentrações de enzima foram definidas a partir da análise do ponto de congelamento, determinado em crioscópio, realizada no laboratório do Departamento de Ciências do Alimento da UFLA (IDF, 2002).

A enzima era adicionada na proporção apresentada na Tabela 1 diretamente no leite, que posteriormente era diluído no TAE com água da rede de abastecimento.

Para este estudo foram definidas quatro fases, sendo os períodos de duração determinados ao longo do monitoramento, iniciando no mês de agosto de 2016 e conclusão em junho de 2017. Nas diferentes fases foram aplicadas as cargas orgânicas crescentes (Tabela 1), compreendendo 4 fases com duração de 45, 95, 95 e 45 dias, respectivamente. O TDH e a vazão foram mantidos constantes nas quatro fases para os dois reatores (vazão de $0,0158 m^3 d^{-1}$; TDH de 24 horas), sofrendo influência apenas da variação natural da vazão aplicada pela bomba dosadora.

Tabela 1. Volumes de leite desnatado (VL) e de lactase (VE) diluídos em água da rede de abastecimento (VA) da UFLA para confecção de 75 L de água residuária sintética de laticínios em cada fase experimental.

Fases	Dias	UASB1			UASB2		
		VL (mL)	VA (L)	VE (μ L)	VL (mL)	VA (L)	VE (μ L)
I	45	350	74,65	175	350	74,65	-
II	95	700	74,30	350	700	74,30	-
III	95	1.400	73,60	700	1.400	73,60	-
IV	45	2.800	72,20	1400	2.800	72,20	-

A partida do sistema ocorreu com a inoculação dos dois reatores UASB (UASB1 e UASB2). Foi utilizado lodo advindo de reator UASB da estação de tratamento de efluentes da Universidade Federal de Lavras, apresentando $60,97 g L^{-1}$ de SVT, para inocular os reatores, com o objetivo de obter carga orgânica biológica inicial (COB) igual a $0,10 kg kg^{-1} d^{-1}$ expressa em termos de $[DQO] [STV]^{-1} [d]^{-1}$ (CHERNICHARO, 2007), totalizando 4,2 L de lodo em cada reator (Figura 3).

Figura 3. Reatores UASB utilizados no tratamento de água residuária sintética de laticínios após o processo de inoculação com lodo proveniente da ETE/UFLA.



Fonte: Do autor (2019).

Os dados monitorados de DQO solúvel (DQO_S) auxiliaram na determinação das mudanças das fases do experimento. À medida que as concentrações efluentes apresentavam pouca variação aparente dobrava-se a carga, mantendo sempre o mesmo TDH.

A amostragem do afluente e efluente do UASB foi pontual (amostras simples) e ocorreram duas vezes por semana, sendo, imediatamente, encaminhadas para análise no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia (LADEG) e no Laboratório de Análise de Água Residuária do Setor de Saneamento Ambiental do Departamento de Recursos Hídricos da UFLA.

Determinaram-se, duas vezes por semana nas amostras, os valores de potencial hidrogeniônico (pH) por potenciometria; demanda química de oxigênio total (DQO_T), pelo método do refluxo fechado e colorimetria; demanda química de oxigênio solúvel (DQO_S), pelo método do refluxo fechado e colorimetria, após filtração da amostra em filtro de $0,45 \mu\text{m}$ (APHA; AWWA; WEF, 2005); alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT) por titulometria e potenciometria (RIPLEY; BOYLE; CONVERSE, 1986). Semanalmente, determinaram-se os valores de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST), por gravimetria (APHA; AWWA; WEF, 2005).

4.4 Estudo Cinéticos

4.4.1 Cinética de Monod

Para realização dos estudos cinéticos a partir dos reatores UASB com e sem a presença de lactase, foram avaliados os dados médios de monitoramento afluente e efluente dos reatores. Foram consideradas para cada fase as concentrações médias afluentes e efluentes de matéria orgânica (DQO) e sólidos voláteis totais (SVT), tempo de detenção hidráulica teórico, resultados de perfis de lodo realizados com as análises de SVT ao longo dos reatores UASB (Tabela 2). E, utilizando-se das equações 1, 2 e 3 (VON SPERLING, 2014; LIU et al., 2017), foram obtidos os parâmetros cinéticos para o tratamento do efluente sintético de laticínios em escala laboratorial com e sem a presença da lactase.

A DQO afluente e efluente dos reatores foi analisada pelo método do refluxo fechado e colorimetria duas vezes por semana; os SVT afluente e efluente dos reatores foram analisados gravimetria duas vezes por semana; e os SVT coletados nos amostradores de lodo em seis amostragens ao longo de cada fase (APHA; AWWA; WEF, 2005).

Tabela 2 Valores referentes as quatro fases relacionados ao tempo de detenção hidráulica, carga orgânica volumétrica e taxa de aplicação superficial aplicados nos reatores UASB1 (com lactase) e UASB2 (sem lactase).

Unidade	Fases	TDH	COV	Q	DQO afluente	DQO efluente	SVT efluente	SVT no reator
UASB1	I	24 h	0,64	0,016	640	157	312	17.050
	II	24 h	1,34	0,016	1.343	263	383	12.941
	III	24 h	1,93	0,016	1.926	538	709	11.757
	IV	24 h	2,99	0,016	2.990	1.311	1.514	12.794
UASB2	I	24 h	0,54	0,016	539	158	287	9.310
	II	24 h	1,06	0,016	1.065	254	404	13.994
	III	24 h	1,90	0,016	1.895	586	698	14.917
	IV	24 h	3,05	0,016	3.046	1.317	1.546	16.549

TDH – tempo de detenção hidráulica (h); COV – carga orgânica volumétrica aplicada aos UASB (kg m^{-3} de DQO); Q – Vazão afluente aos UASB ($\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$); DQO – demanda química de oxigênio (mg L^{-1}); SVT – sólidos voláteis totais (mg L^{-1}).

4.4.2 Cinética de primeira ordem de degradação da matéria orgânica

No ensaio da biodegradabilidade anaeróbia foi utilizado como inóculo lodo proveniente do reator UASB da ETE/UFLA, coletado na forma concentrada, na base do reator. Este lodo foi caracterizado em termos de sólidos totais voláteis, pelo método gravimétrico (APHA; AWWA; WEF, 2005).

Para obter os resultados, foram realizados dois ensaios com a mesma água residuária sintética de laticínios (ARL), sendo um com a inoculação da enzima lactase e outro sem a presença da enzima.

Com base na concentração de SVT presente no lodo (60,97 g L⁻¹ de SVT) e na concentração de DQO da ARL (3.000 mg L⁻¹), foram calculados os volumes do efluente e do lodo para o reator (frasco de vidro de 2,5 L de capacidade), de forma a estabelecer, a carga orgânica biológica (COB) de 0,10 kg kg⁻¹ na forma de [DQO] [SVT]⁻¹, tal como recomendado por Chernicharo (2007) para esgoto doméstico. E no segundo ensaio COB igual a 1,0 kg kg⁻¹ na forma de [DQO] [SVT]⁻¹. Pelo fato do teste ter sido realizado em batelada, a COB foi calculada a partir da Equação 4.

$$COB = \frac{C \cdot Vol}{M} \quad (4)$$

Em que:

COB = Carga orgânica biológica (kg kg⁻¹ na forma de [DQO] [SVT]⁻¹);

C = Concentração de substrato (efluente) (kg m⁻³ de DQO);

Vol = Volume do reator (m³); e

M = Massa de microrganismos no lodo (kg de SVT).

Os ensaios de biodegradabilidade foram realizados em um reator, constituído por frasco de vidro, onde foi inserido um agitador magnético, e instalado sobre chapa magnética. Para os dois ensaios, foi inserido no reator 1,5 L de substrato com 3.000 mg L⁻¹ de DQO (ARL, ou ARL+lactase), preparado conforme descrito no item 2.2, e 740 mL do inóculo (lodo do reator UASB da UFLA). O agitador magnético promoveu mistura constante do conteúdo por um período de aproximadamente 10 horas, em temperatura ambiente e com o frasco tampado, porém de maneira a permitir que os gases produzidos na degradação fossem liberados para o

ambiente externo (Figura 4). A agitação foi suficiente para manter a biomassa em suspensão, nem sendo realizada a aeração do sistema.

Figura 4. Reator laboratorial, em agitação sobre chapa magnética, utilizado na realização do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia da água residuária sintética de laticínios.



Fonte: Do autor (2019).

A cada hora, durante um período de 10 horas, foi avaliado o pH, por potenciometria, e amostras de 10 mL do sobrenadante foram coletadas, sendo um volume suficiente para filtração e determinação de DQO das amostras. A DQO foi analisada pelo método do refluxo fechado e colorimetria (APHA; AWWA; WEF, 2005). Os ensaios foram conduzidos em triplicata.

As concentrações de DQO obtidas ao longo do tempo foram aplicadas ao modelo de degradação da matéria orgânica de primeira ordem (Equação 5), descrito por von Sperling e Paoli (2013).

$$DQO = DQO_0 \cdot e^{-k \cdot TDH} \quad (5)$$

Em que:

DQO = demanda química de oxigênio em um determinado TDH (mg L^{-1});

DQO_0 = demanda química de oxigênio inicial (mg L^{-1});

k – coeficiente de degradação da matéria orgânica (d^{-1}); e

TDH – tempo de detenção hidráulica (d).

4.4.3 Análises estatísticas

Foi utilizada estatística descritiva, com análises de média e desvio padrão. Além do ajuste de regressão não linear para obtenção dos coeficientes cinéticos de remoção da matéria orgânica.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Estabilidade dos reatores anaeróbios

No presente trabalho, optou-se por fazer um estudo avaliando a partida do sistema com inóculo, a fim de avaliar o tempo necessário para a adaptação da biomassa e obter maiores eficiências de remoção de matéria orgânica em um menor tempo de operação.

Na Tabela 3, estão apresentados os valores médios e os desvios padrões de pH, alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT) para o afluente e efluente do reator UASB1 e UASB2.

Ao analisar a Tabela 3, nota-se que ao aumentar a concentração do afluente dos reatores houve decréscimo nos valores médios de pH, mesmo com a complementação da alcalinidade com bicarbonato de sódio, evidenciando que o TAE funcionou realmente como um tanque de acidificação, principalmente nas fases III e IV. Ainda, para ambos os reatores, ocorreu um aumento de pH quando comparado o afluente e o efluente; exceto para o UASB1 na fase I, em se observa maior valor médio de pH comparado às outras fases. Considera-se então que o sistema foi capaz de manter o tamponamento do meio, e os valores de pH mantidos nos reatores em condições próximas da neutralidade para o pleno desenvolvimento microbiano anaeróbio que resulta em boas eficiências de remoção de matéria orgânica e produção de metano, que segundo Carrillo-Reyes et al. (2014) deve estar entre 6 e 7. Porém, Metcalf e Eddy (2016) e Von Sperling (2014) entendem que valores de pH até 9 não seriam prejudiciais ao processo de degradação biológica da matéria orgânica. Latif et al. (2011) relatam o pH ótimo para a degradação anaeróbia entre 6,8 e 7,2, enquanto valores inferiores a 4 ou superiores a 9,5 são prejudiciais.

Buntner; Sánchez e Garrido (2013), analisando o tratamento de efluente sintético de laticínios em reator UASB, observaram a mesma tendência de aumento do pH após o tratamento, que aumentou de 6,7 para 7,4. Com a suplementação de alcalinidade que foi mantida em 500 mg L⁻¹ de CaCO₃. Ao contrário, Sivakumar e Sekaran (2015) trabalhando com efluente sintético de laticínios, sem a adição de alcalinidade, verificou queda nos valores de pH de 7,7 para 6,1 em condições psicrófilas.

Tabela 3 Valores médios e desvios padrões de pH, alcalinidade bicarbonato (AB), ácidos voláteis totais (AVT) e relação entre alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial (AI/AP) para o afluente e efluente do reator UASB1, que recebeu água residuária sintética de laticínios com adição da enzima lactase, e UASB2, que recebeu água residuária sintática de laticínios.

Fases	UASB1							UASB2						
	Afluente			Efluente				Afluente			Efluente			
	pH	AB	AVT	pH	AB	AVT	AI/AP	pH	AB	AVT	pH	AB	AVT	AI/AP
I	7,9±0,9	214±152	482±127	7,5±0,2	889±16	103±46	2,4±0,0	6,6±0,2	425±192	430±95	7,8±0,1	897±80	106±47	2,3±0,0
II	7,0±0,8	78±119	514±135	7,6±0,2	810±117	128±35	2,4±0,0	6,4±0,1	216±186	451±105	7,5±0,4	765±143	129±38	2,3±0,0
III	6,1±0,8	0±278	625±463	7,5±0,2	815±65	83±16	2,5±0,1	6,1±0,7	0±429	655±736	7,7±0,2	851±79	91±72	2,5±0,1
IV	5,6±0,9	0±378	1.275±750	7,2±0,2	332±572	730±527	3,2±0,4	6,0±0,3	0±279	1.127±654	7,0±0,2	301±683	760±586	3,1±0,4

AB – mg L⁻¹ de CaCO₃; AVT – mg L⁻¹ de ácido Acético (HAc).

Pode-se ainda observar, em relação aos valores de pH, que o afluente do UASB2 apresentou menores valores comparados ao afluente do UASB1 nas fases I e II. Neste caso, a utilização da lactase (UASB1) parece ter favorecido a hidrólise das moléculas orgânicas (lactose) que compõe boa parte do leite, reduzindo a atividade dos microrganismos acidogênicos e, conseqüentemente, mantido maiores valores de pH.

Neste contexto, Göblös et al. (2008) concluíram que a utilização de soro de leite pré-fermentado com *Kluyveromyces lactis* como substrato para digestão anaeróbia sem controle de pH foi viável, por manter o pH entre 7,1 e 8,1, comparado ao soro sem a pré-fermentação em que o pH variou entre 5,1 e 8,0. O soro pré-fermentado com *Kluyveromyces lactis* foi preferível ao soro de leite sem fermentação, devido ao etanol formado como um produto de fermentação não ácida da levedura (*Kluyveromyces lactis*), o que mantém o valor de pH mais elevado. Entretanto, esta sustentação dos maiores valores de pH não foi observada no presente trabalho para as fases III e IV, diferentes da manutenção de pH observado por Göblös et al. (2008) ao tratarem maiores cargas orgânicas.

A redução do pH nas fases III e IV foi reflexo do aumento da acidez no TAE, que consumiu toda a AB e elevou os valores de AVT. A elevação dos valores de pH após o tratamento anaeróbios indica interação da alcalinidade com os ácidos voláteis formados durante a digestão anaeróbia, com a neutralização dos mesmos (CHERNICHARO, 2007).

Amani; Nosrati e Sreekrishnan (2010) e Metcalf e Eddy (2016) relatam que a faixa ideal de alcalinidade deve estar entre 1.300 e 3.000 mg L⁻¹ de CaCO₃. Contudo, no presente trabalho, a menor concentração (300 a 890 mg L⁻¹) não demonstrou problemas quando relacionada ao possível decréscimo de pH ou acúmulo de ácidos voláteis totais no meio. Exceção deve ser feita ao acúmulo acentuado de AVT na fase IV.

Menores concentrações e variações da AT podem ser observadas em outros trabalhos que avaliaram efluentes agroindustriais, como em Campos, Prado e Pereira (2014), tratando água residuária do café em reator UASB com diferentes tempos de detenção hidráulica, com partida utilizando como inóculo lodo proveniente do tratamento de efluente de suinocultura, verificaram aumento alcalinidade após passagem pelo reator UASB, com valores médios afluentes de 349, 434 e 756 mg L⁻¹ de CaCO₃ e efluentes de 455, 522 e 981 mg L⁻¹ de CaCO₃, o que pode ser justificado pela maior carga orgânica aplicada. O que leva a crer que se houve aumento brusco de COV, poderia prejudicar o processo.

Ao se analisar as concentrações de AVT apresentado na Tabela X1 nota-se que

para os dois reatores, as médias, durante as fases I, II e III estiveram entre 430 e 650 mg L⁻¹ de HAc no afluente, e entre 80 e 130 mg L⁻¹ de HAc no efluente. Os valores obtidos no presente trabalho demonstram que os reatores foram capazes, nestas três fases, de consumir os AVT e evitar o seu acúmulo no meio.

Neste contexto, o tratamento de águas residuárias de laticínios por processo biológico anaeróbio exige, na maioria das vezes a complementação da alcalinidade, como ocorreu no presente trabalho. Por outro lado, a degradação anaeróbia de compostos proteicos nas águas residuárias de laticínios libera grupos amino e amônia que contribuem para a geração de alcalinidade (KARADAG et al. 2015). Banu et al. (2008) relataram uma melhoria na alcalinidade de um reator anaeróbio utilizado no tratamento de efluente de laticínios devido ao aumento no teor de proteínas na água residuária.

Assim, durante as fases I, II e III, os reatores operaram abaixo do limite máximo recomendado por Lettinga e Hulshoff-Pol (1991) e Metcalf e Eddy (2016), que varia de 200 a 250 mg L⁻¹ de HAc. Pode-se dizer então que não ocorreu distúrbios dentro do reator. Ainda analisando as concentrações obtidas no presente trabalho, pode-se inferir que houve condições ideais para manutenção e formação de lodo, tendo em vista as pesquisas de Ghangrekar, Asolekar e Joshi (2005), em que afirmam que concentrações de AVT inferiores a 200 mg L⁻¹ de HAc ajudam na formação do lodo. Apesar de Stafford (1982) ter observado em reatores anaeróbios tolerância a concentração de 4.000 mg L⁻¹ de HAc, sem inibição da produção de biogás.

Ao ser analisada a fase IV, nota-se uma elevação abrupta dos valores de AVT nos dois reatores, nos quais os valores de AVT efluentes foram cerca de 6 a 7 vezes superiores aos valores observados nas fases anteriores. Apesar de na fase III e IV a alcalinidade média ter sido nula, o aumento da carga orgânica volumétrica na fase IV, causou um maior desequilíbrio do sistema, fato que também foi influenciado pelo aumento dos AVT nos afluentes aos reatores. O que pode ser confirmado pela relação AI/AP.

No presente trabalho, constatou-se que os valores médios da relação AI/AP estiveram acima do preconizado pela literatura (AI/AP < 0,3) em todas as fases, sendo de 2,3 a 2,5 para os dois reatores nas fases I, II e III, e de 3,1 a 3,2 na fase IV. Estes resultados, visualizados em conjunto com os valores de pH, indicam que o sistema apresentou capacidade de tamponamento dos reatores UASB (RIPLEY et al., 1986) durante as três primeiras fases, não permitindo o acúmulo de AVT no decorrer destas no interior dos reatores. Entretanto na fase IV, o acúmulo de AVT nos reatores torna-se preocupante, apesar da manutenção dos valores de pH.

Apesar de Ripley; Boyle e Converse (1986) afirmarem que é possível ocorrer estabilidade no processo de degradação anaeróbia com valores de AI/AP superiores a 0,3, devido às variações das características únicas de cada efluente, alterações significativas na carga orgânica afluyente poderiam facilmente ocasionar o desequilíbrio do sistema de tratamento, pois os valores de alcalinidade foram reduzidos nas fases III e IV. Os valores encontrados foram suficientes para manutenção do equilíbrio de pH, entretanto, não permitem afirmar que a estabilidade seria garantida no caso de algum distúrbio no processo de tratamento, como o aumento repentino na carga orgânica volumétrica.

Essa alteração significativa pode ser comprovada por FIA et al. (2011) trabalhando com água residuária da lavagem e descascamento dos frutos do cafeeiro, em que a relação AI/AP apresentou-se abaixo de 0,3 somente para um reator e em uma única fase do seu experimento, mesmo assim próximo do limite máximo. Os mesmos autores verificaram que o aumento na carga orgânica afluyente aos filtros determinou acréscimo na relação AI/AP, mostrando que a produção AVT aumentou com o aumento das cargas orgânicas afluyentes, o que contribuiu para reduzir a eficiência do processo.

Neves et al. (2015) estudando a partida de reator anaeróbio compartimentado em série com um reator anaeróbio de manta de lodo, utilizando parâmetros de sedimentabilidade para formação da biomassa obtiveram valores 0,52, 0,61 e 0,63, ao passar por diferentes reatores com água residuária proveniente da suinocultura. Sabidamente, efluentes agroindustriais apresentam maior relação AI/AP, conseguindo manter o sistema em equilíbrio com boa remoção de carga orgânica tal como verificado por Amorim et al. (2015).

5.2 Remoção de matéria orgânica

Após a verificação da estabilidade dos reatores anaeróbios, estão apresentados nas Tabelas 4 e 5 os valores médios de DQO total e solúvel, bem como os valores médios e desvio padrão de ST e SST em cada fase operacional no afluyente e efluente das unidades de tratamento. Além da eficiência de remoção destas variáveis nos reatores UASB1 e UASB2.

De acordo com a Tabela 5, nota-se que em média das quatro fases, o UASB1, que recebeu a lactase, apresentou maior percentual afluyente de SST em relação aos totais (84%), no caso do UASB2, o maior percentual de SST em relação aos ST foi no efluente do reator (95%). Desta forma, parece que a lactase auxiliou na remoção de sólidos

dissolvidos, ou seja, pela degradação da matéria orgânica e assimilação microbiana da mesma.

Enquanto para DQO as remoções foram próximas às relatadas pela literatura, as concentrações efluentes de ST e SST evidenciaram reduzida eficiência de remoção dessas variáveis tanto no UASB1 quanto no UASB2. Em função do TDH aplicado no presente trabalho, esperava-se maiores remoções de ST e SST. A velocidade ascensional do líquido foi cerca de 20 vezes menor que a preconizada na literatura como velocidade máxima para que não houvesse arraste de lodo do reator (CHERNICHARO, 2007). A velocidade ascensional observada foi de $0,026 \text{ m h}^{-1}$. Assim, as eficiências de remoção de matéria orgânica relatadas na Tabela 4 foram principalmente devido à degradação por processos biológicos.

Diferentemente do presente trabalho, Thenmozhi e Uma (2012) obtiveram aproximadamente 80% de remoção de sólidos em reator UASB utilizado no tratamento de efluente de laticínios, a partir de efluentes com concentração afluenta superior ao do presente trabalho, alcançando 5.000 mg L^{-1} de ST.

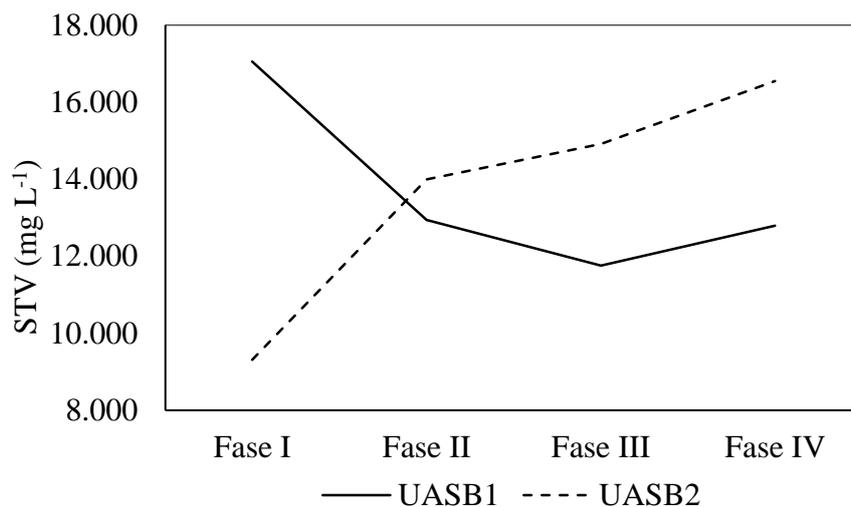
As reduzidas eficiências de remoção de sólidos no presente trabalho tiveram contribuição do processo de flotação do lodo dos reatores UASB. Durante a condução experimental foram observados alguns episódios de flotação de toda a massa de lodo dos reatores UASB, e em outros momentos e parte dos sólidos, o que refletiu nas eficiências reduzidas de remoção dessa variável.

As possíveis causas para flotação do lodo podem ser intrínsecas e extrínsecas. As causas extrínsecas incluem sobrecarga de substrato, sobrecarga de proteínas ou óleos, mistura insuficiente no reator, temperatura e pH reduzidos. Essas condições extrínsecas desfavoráveis podem levar a mudanças intrínsecas inesperadas nos grânulos de lodo, incluindo alta produção de gás, formação de espaço oco no interior dos grânulos, crescimento bacteriano filamentosos, produção inadequada de substâncias poliméricas extracelulares e desenvolvimento de uma superfície adesiva do grânulo. Essas alterações intrínsecas podem aumentar o potencial de flotação do lodo (WANG et al., 2018). A flotação da biomassa pode correr também com o aumento da suplementação de alcalinidade (KARADAG et al., 2015); pela produção grandes quantidades de exopolímeros viscosos pelos microrganismos anaeróbios quando da degradação de efluentes de laticínios, o afeta adversamente a granulação do lodo (JANCZUKOWICZ; ZIELINSKI; DEBOWSKI, 2008); e pela presença de lipídios que causam o comprometimento da capacidade de sedimentação e menor atividade de lodo

(PASSEGGI; LÓPEZ; BORZACCONI, 2012).

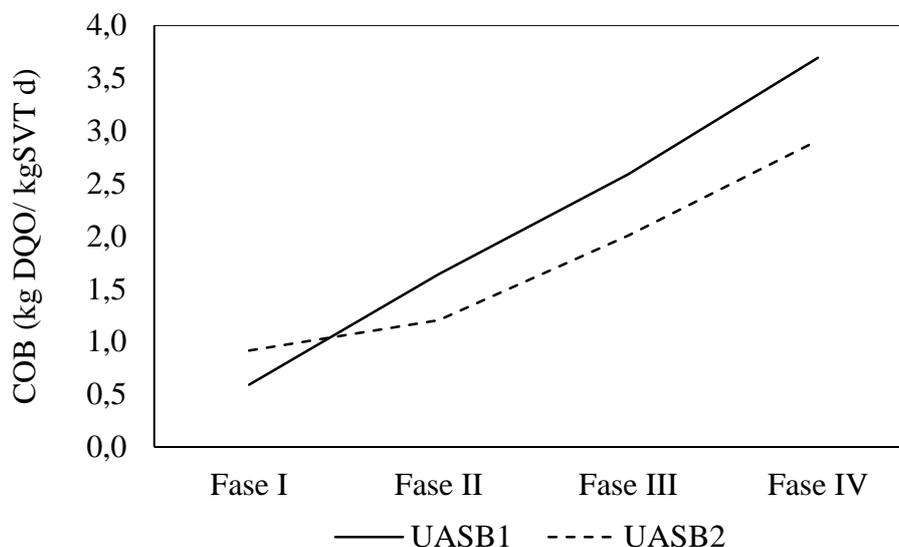
Mesmo com as reduzidas remoções de sólidos e com os episódios de flotação do lodo, os reatores conseguiram manter a atividade microbiana, pela manutenção de um leito de lodo nos reatores (Figura 5), o que é benéfico para remoção de matéria orgânica.

Figura 5. Perfil de sólidos voláteis totais (SVT) nos reatores UASB1, que recebeu água residuária sintética de laticínios com adição da enzima lactase, e UASB2 que recebeu água residuária sintética de laticínios.



Entretanto, houve variação considerável entre a quantidade média de microrganismos nos dois reatores ao longo das quatro fases, quantificada aqui por meio dos sólidos voláteis totais (SVT). Assim, ao se estabelecer a relação entre a quantidade de DQO aplicada aos reatores pela massa de microrganismos no sistema, nota-se que o reator UASB1 nas fases II, III e IV uma maior carga orgânica biológica - COB (Figura 6).

Figura 6. Variação da carga orgânica biológica (COB) aplicada aos reatores UASB1, que recebeu água residuária sintética de laticínios com adição da enzima lactase, e UASB2 que recebeu água residuária sintética de laticínios.



Chernicharo (2007) recomenda que para o tratamento de esgoto doméstico em reator anaeróbico em condição de equilíbrio, a COB seja mantida em $2,0 \text{ kg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ na forma de $[\text{DQO}] [\text{SVT}]^{-1} [\text{d}]^{-1}$.

Couras et al. (2015) avaliaram a biodegradabilidade de água residuária de laticínios em reator UASB com recirculação (circuito fechado), com aplicação de diferentes COBs (0,07 a $4 \text{ kg DQO por kg de SSV}$), e observaram que durante o primeiro dia de ensaios houve remoção de 75 a 90% de DQO, exceto para aquele teste em que a COB foi igual a 4 kg kg^{-1} . Ou seja, quanto maior a COB, menor a degradação do efluente. Assim, as maiores cargas orgânicas biológicas aplicadas ao UASB1 (Fases II a IV) podem ter comprometido a eficiência de remoção do mesmo em relação ao UASB2. Ou seja, se fossem mantidas as mesmas condições de COB, o reator UASB1 poderia ter apresentado maior eficiência de remoção de DQO.

Na Tabela 4 nota-se a diferença em relação à DQO afluente do UASB1 e UASB2, principalmente nas fases I e II, os valores afluentes foram mais discrepantes, sendo superiores no afluente do UASB1, comparado ao UASB2. Tal fato pode estar relacionado à DQO gerada pela adição da enzima, tendo em vista que o preparo da água residuária sintética de laticínios seguia os mesmos critérios para as duas linhas de tratamento. A enzima apresentou valor médio de DQO de 14.330 mg L^{-1} .

Ainda na Tabela 4 nota-se que ambos os reatores apresentaram eficiências de remoção de DQOT e DQOS consideradas satisfatórias para as fases I, II e III, sendo estas,

em média, próximos a 70%. Em função da instabilidade operacional ocorrida na fase I (partida do sistema) as eficiências normalmente são inferiores aos valores observados. Kwarciak-Kozłowska e Bién (2018) ao tratar efluente de laticínios em reator UASB com TDH de 4 dias e COV de $1,0 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO durante a partida, obtiveram 60% de remoção de DQO.

Nas fases II e III, entretanto, com todo o controle operacional, e ainda sob cargas orgânicas consideradas pequenas ($1 \text{ a } 2 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO), espera-se maiores eficiências de remoção de matéria orgânica. Após o período de partida, Kozłowska e Bién (2018), verificaram a máxima eficiência média de remoção de DQO de 74% para TDH de 2 dias e COV de $2,0 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO.

Na fase IV, o aumento da carga orgânica aplicada, resultou em acúmulo de AVT no sistema, e apesar da manutenção dos valores de pH próximos da neutralidade, a eficiência de remoção reduziu consideravelmente para 57%, em média, nos dois reatores. A redução da eficiência com o aumento da COV também foi observada por Kwarciak-Kozłowska e Bién (2018) que ao reduzirem o TDH de 2 para 1,5 dia, e aumentarem a COV de 2,0 para $2,6 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO, a eficiência de remoção de DQO reduziu de 74% para 60%.

Na fase IV, a menor eficiência pode ser devido à redução do pH e da alcalinidade no meio, em função do conseqüente aumento de AVT. Se houvesse manutenção da alcalinidade do meio, com o consumo dos ácidos e manutenção do PH, provavelmente as eficiências maiores seriam mantidas. Tal como relatado por Kundu et al. (2013) os quais afirmam que as taxas de transferência de massa e de degradação anaeróbia são mais favoráveis em altas taxas de carregamento orgânico, enquanto os microrganismos metanogênicos de crescimento lento, responsável pela conversão da matéria orgânica em biogás, são facilmente eliminados em reduzidos TDHs.

De uma forma geral, comparações de eficiências de remoção de matéria orgânica com a literatura tornam-se difíceis, tendo em vista a variabilidade dos dados ambientais, dos efluentes e de manejo aplicados ao tratamento, tais como: composição da água residuária de laticínios, sólidos em suspensão, concentrações de lipídios, quantidade de alcalinidade, temperatura do líquido, e configuração dos reatores anaeróbios empregados. Tais fatores afetam as eficiências esperadas do tratamento (ELANGO VAN; SEKAR, 2012). Em revisão sobre o uso de reatores UASB no tratamento de efluentes de laticínios (sintéticos, efluentes industriais de laticínios, produção de sorvetes, soro de leite), Karadag et al. (2015) observaram valores de TDH entre 0,07 e 40 dias, COVs aplicadas

de 0,8 a 31 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO, e eficiências de remoção de DQO de 37 a 99%, o que evidencia a aplicabilidade do reator UASB no tratamento de efluente de laticínios.

Os valores efluentes de DQO foram ainda elevados necessitando de tratamento completar para disposição no ambiente, se este for em cursos d'água. A geração de efluentes que não atendem aos padrões de lançamento é uma característica intrínseca dos sistemas anaeróbios, cuja remoção de matéria orgânica é limitada em relação aos tratamentos aeróbios, tal como verificado por Karadag et al. (2015).

Em relação à aplicação da lactase, percebe-se que esta proporcionou aumento inicial da DQO afluente ao reator UASB1 comparado ao UASB2. Entretanto, sob as condições estudadas, pode-se considerar pequenas varrições nas eficiências percentuais de remoção, e que as eficiências foram praticamente as mesmas em ambos os reatores dentro de cada fase avaliada.

Glöbös et al. (2008) ao avaliarem o tratamento em reator anaeróbio de soro de leite com e sem a pré-fermentação com cultura de *K. lactis*, que produz a lactase, verificaram que a remoção de matéria orgânica em ambos os reatores foi efetiva (>90%) enquanto foram aplicadas COVs de 1,6 a 4,8 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO. Entretanto, com o aumento da COV ocorreu maior diferenciação entre as eficiências de remoção de DQO. Ao aplicarem COV de 12,8 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO, o reator que recebeu o pré-tratamento com *K. lactis* operou com eficiência de 80%, contra 68% de remoção de DQO do reator que recebeu o soro de leite sem o pré-tratamento.

Pedersen (2014) verificaram em ensaios de degradação em batelada que sob condições aeróbias, o *K. lactis* utiliza o substrato para crescimento microbiano. E em condições anaeróbias, como no UASB1, o substrato é utilizado para produção de etanol. Portanto, a principal diferença na remoção de DQO pelo *K. lactis*, comparado a outros microrganismos estudados por Pedersen (2014) provavelmente está relacionada à produção de etanol em condições anaeróbias. Durante os ensaios de fermentação em batelada, verificou-se que o *K. lactis* foi capaz de remover 67% da DQO em 24 h.

Tabela 4. Valores médios de Demanda química de oxigênio total (DQOT) e solúvel (DQOS) para o afluente e efluente do reator UASB1, que recebeu água residuária sintética de laticínios com adição da enzima lactase, e UASB2, que recebeu água residuária sintética de laticínios, e eficiência de remoção (E) nas unidades de tratamento.

Fases	DQO _T (mg L ⁻¹)						DQO _S (mg L ⁻¹)					
	UASB1			UASB2			UASB1			UASB2		
	Afluente	Efluente	E (%)	Afluente	Efluente	E (%)	Afluente	Efluente	E (%)	Afluente	Efluente	E (%)
I	640	160	75	540	160	70	347	121	65	323	113	65
II	1.340	260	81	1.060	250	76	957	245	74	926	193	79
III	1.880	570	70	1.890	590	69	1.554	520	67	1.547	497	68
IV	2.990	1.310	56	3.050	1.320	57	2.759	1.173	57	2.670	1.131	58

Tabela 5. Valores médios e desvios padrões de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) para o afluente e efluente do reator UASB1, que recebeu água residuária sintética de laticínios com adição da enzima lactase, e UASB2, que recebeu água residuária sintética de laticínios, e eficiência de remoção (E) nas unidades de tratamento.

Fases	ST (mg L ⁻¹)						SST (mg L ⁻¹)					
	UASB1			UASB2			UASB1			UASB2		
	Afluente	Efluente	E (%)	Afluente	Efluente	E (%)	Afluente	Efluente	E(%)	Afluente	Efluente	E (%)
I	614±228	651±187	0	499±189	472±111	8	576±113	488±102	15	630±174	458±83	25
II	985±688	914±514	7	741±98	601±131	0	783±193	611±114	22	520±248	559±85	25
III	2.523±248	2.340±966	7	1.581±458	921±345	23	1.683±644	1.013±329	43	1.195±410	958±393	36
IV	2.723±294	2.720±317	0	2.322±117	1.880±256	1	2.634±263	1.727±258	34	1.852±358	1.809±174	22

Assim, acredita-se que no presente trabalho poderia ter sido obtida maior diferenciação de remoção de DQO entre os reatores UASB1 e UASB2, com o aumento da carga orgânica, desde que fosse feito maior controle dos parâmetros operacionais importantes para a degradação anaeróbia, aumentando a alcalinidade e reduzindo os ácidos voláteis no sistema.

5.3 Cinética de Monod

Para obtenção dos valores cinéticos foram avaliadas quatro diferentes fases neste estudo, com TDH constante (16 h) e carga orgânica variável e crescente. Os valores médios de DQO e SVT podem ser observados na Tabela 6.

Tabela 6 – Valores médios de Q_e (vazão afluente), V_r (volume do reator), X_e (concentração média de sólidos voláteis totais efluente ao reator), X_r (concentração média de sólidos voláteis no interior do reator); C_o (concentração de DQO afluente); e C (concentração DQO efluente).

Reator	Fases	TDH (h)	Q_e (L d ⁻¹)	V_r (L)	X_e (mg L ⁻¹)	X_r (mg L ⁻¹)	C_o (mg L ⁻¹)	C (mg L ⁻¹)
UASB1	I	24	15,8	16	312	17.050	640	157
	II	24	15,8	16	383	12.941	1.343	263
	III	24	15,8	16	709	11.757	1.926	538
	IV	24	15,8	16	1.514	12.794	2.990	1.311
UASB2	I	24	15,8	16	287	9.310	539	158
	II	24	15,8	16	404	13.994	1.065	254
	III	24	15,8	16	698	14.917	1.895	586
	IV	24	15,8	16	1.546	16.549	3.046	1.317

TDH. Tempo de detenção hidráulica média (h); UASB1 – alimentado com ARL+ lactase; UASB2 – alimentado com ARL.

Ao se avaliar o perfil de SVT no interior do reator (X_r) apresentado na Tabela 6, nota-se que o UASB1, não conseguiu manter a concentração de sólidos no reator mesmo com o aumento da carga orgânica, reduzindo a concentração média de 17.050 mg L⁻¹ para 12.794 mg L⁻¹. No UASB2, houve redução da concentração na primeira fase (9.310 mg L⁻¹) e aumento sequencial nas fases seguintes, alcançando na fase IV 16.594 mg L⁻¹ de SVT. Ainda na Tabela 6, nota-se que a DQO afluente ao sistema (C_o) proveniente da água residuária sintética de laticínios e, portanto, prepara e submetida às mesmas condições operacionais, foi ligeiramente maior para o UASB1 (exceto na fase IV), o que pode estar relacionado à DQO da própria enzima.

Com as informações da Tabela 6, os parâmetros cinéticos foram obtidos, por meio de regressão linear (Figura 7), e estão apresentados na Tabela 7.

Figura 7. Determinação dos coeficientes cinéticos do modelo proposto por Monod para a degradação da matéria orgânica no UASB1 (A e B) e UASB1 (C e D) em cada fase experimental.

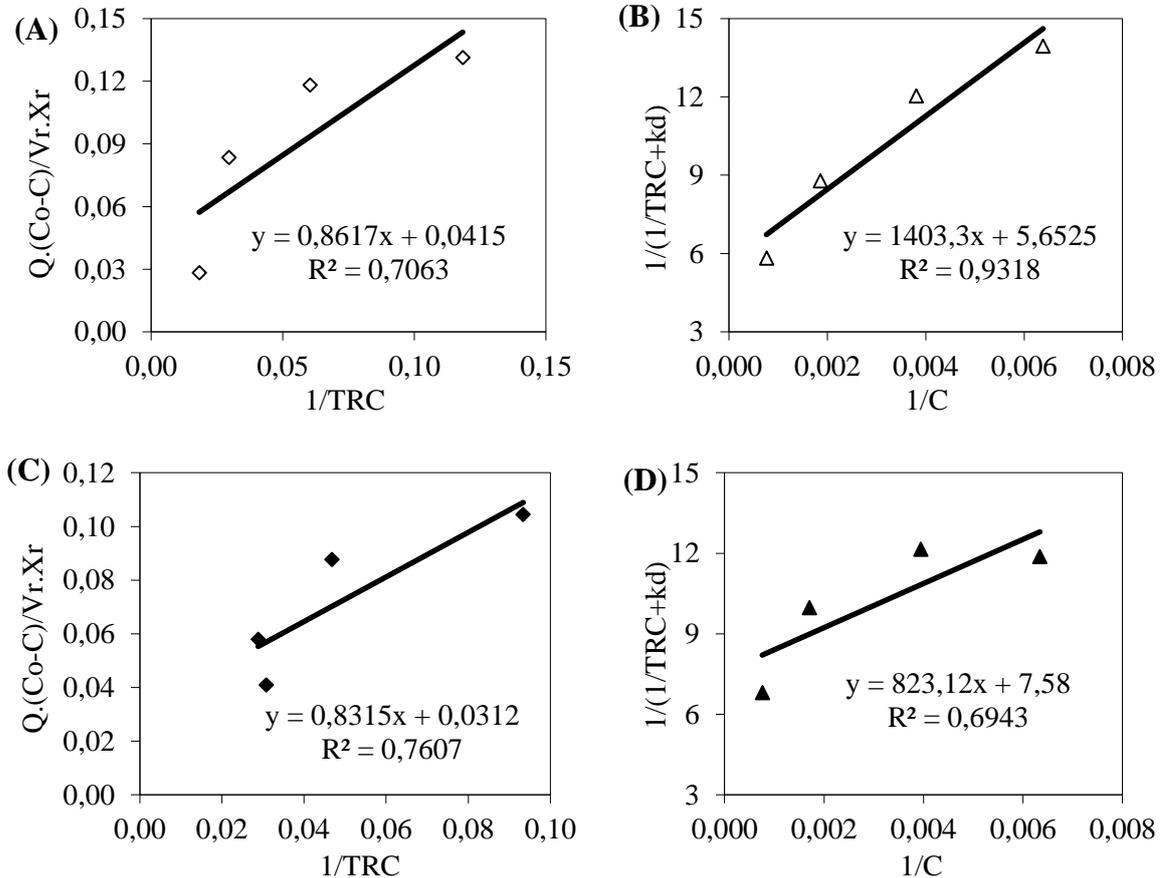


Tabela 7 – Parâmetros cinéticos para reator anaeróbico de fluxo ascendente tratando água residuária sintética de laticínios – ARL com adição de lactase (UASB1) e ARL (UASB2), submetidos a diferentes cargas orgânicas.

Reatores	θ_c	Y	K_d	$\mu_{m\acute{a}x}$	K_s
UASB1	8,4 a 54,7	1,16	0,05	0,18	248
UASB2	10,7 a 32,5	1,20	0,04	0,13	109

θ_c - tempo de detenção celular (d); Y - coeficiente de crescimento ($mg\ mg^{-1}$); K_d - coeficiente de decaimento endógeno (d^{-1}); $\mu_{m\acute{a}x}$ - taxa máxima de crescimento microbiano (d^{-1}); K_s - concentração do substrato limitante ($mg\ L^{-1}$).

Ao analisar os valores obtidos na modelagem cinética e apresentados na Tabela 3, nota-se proximidade para os coeficientes Y, K_d e $\mu_{m\acute{a}x}$ do UASB1 e do UASB2. Entretanto, o UASB1, que recebeu o ARL com lactase, apresentou menor taxa de produção de sólidos (Y) e

menor velocidade de crescimento ($\mu_{\text{máx}}$), provavelmente pela degradação inicial parcial da lactose, responsável por cerca de 70% da DQO do efluente de laticínios (GÖBLÖS et al., 2008). Conseqüentemente, com menor quantidade de substrato prontamente disponível, houve também maior queda da quantidade de biomassa dentro do reator, aumentando o decaimento microbiano (K_d).

O maior valor de K_s para o UASB1 pode ser devido à elevada concentração de substrato solúvel, proporcionado pela quebra da lactase (SANKAR; CHANDRAN; PANDIYAN, 2018). Assim, microrganismos que demandam por valor elevado de K_s exibirão uma maior taxa de crescimento específica, como observado para o UASB1, e degradarão o substrato e crescerão rapidamente (AL-MALACK; ALDANA, 2016).

Mesmo diante deste cenário, ao se avaliar o UASB2, que recebeu ARL, os valores foram bastante discrepantes quando comparados aos esgotos domésticos, provavelmente pela característica específica do efluente de laticínios, com características orgânicas específicas, e variabilidade nos valores de nutrientes (CARVALHO; PRAZERES; RIVAS, 2013).

Para efeito de análise inicial do presente estudo, serão levados em consideração os valores de referência para esgoto doméstico bruto. Apesar de que de acordo com Von Sperling (2006) existe uma faixa ideal para cada parâmetro analisado, e os mesmos seriam de acordo com a origem do efluente. Assim, comparar diferentes efluentes, ou mesmo efluentes de origem semelhante, mas com características e composição diferentes pode resultar em valores cinéticos discrepantes entre si.

Para esgoto doméstico bruto, a faixa do coeficiente de crescimento (Y) varia entre 0,03 a 0,15 g g^{-1} , na forma de $[\text{SSV}] [\text{DQO removida}]^{-1}$ (CHERNICHARO, 2007). Os valores observados no presente trabalho de 1,16 e 1,20 g g^{-1} foram superiores aos valores médios da literatura, evidenciando que a atividade microbiana existiu no reator e com elevada capacidade de reprodução/degradação da matéria orgânica. Entretanto, o aumento na quantidade de lodo no reator, como era esperado não ocorreu.

O coeficiente de decaimento endógeno (K_d) para esgoto doméstico bruto varia entre 0,05 a 0,12 ($\text{mg mg}^{-1} \text{d}^{-1}$), ou seja, em um dia são perdidos de 0,05 a 0,12 mg de SSV para cada mg de SSV presente no reator. Nota-se que os valores de K_d obtidos no presente trabalho foram próximos ao da literatura, ou seja, o coeficiente de produção microbiano (Y) foi elevado, e a perda de biomassa no reator ocorreu dentro dos padrões médios de esgoto doméstico. Entretanto, a taxa de crescimento microbiano foi pequena (0,13 a 0,18 d^{-1}), comparados aos valores apresentados por Van Haandel e Lettinga (1994) que consideram que a taxa máxima de crescimento microbiano ($\mu_{\text{máx}}$) varia de 2 d^{-1} para bactérias acidogênicas a 0,4 d^{-1} para as

arqueais metanogênicas. Valores superiores aos observados no presente trabalho, o que corrobora com o valor da concentração do substrato limitante (K_S) para as fases I e II. Ou seja, nas fases I e II, provavelmente a quantidade de substrato limitou, em parte a degradação microbiana e, conseqüentemente a produção de biomassa. Tal fato reduziu a quantidade de lodo no UASB1. Com o aumento da carga orgânica nas fases III e IV, houve uma melhor estruturação da comunidade microbiana, e tendência de recuperação dos sólidos no UASB1 e UASB2 (Tabela 2).

Operando um reator anaeróbio tipo UASB em escala de bancada tratando efluentes de laticínios, Mohan e Vivekanandhan (2017) obtiveram Y de $0,135 \text{ mg mg}^{-1}$, inferior ao do presente trabalho, e K_d igual $0,003 \text{ d}^{-1}$, inferior aos valores observados no presente trabalho. Os autores justificam os valores às reduzidas taxas de carregamento orgânico aplicadas ao reator, o que proporcionou redução dos sólidos voláteis do reator.

Saléh, Campos e Figueiredo (2009) modelaram a remoção de matéria orgânica em um reator UASB em escala piloto, submetido a diferentes TDH (20 a 44 h) e cargas orgânicas volumétricas ($0,5$ a $1,1 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO). Foram obtidos valores de Y entre $0,59$ e $0,82 \text{ mg mg}^{-1} \text{ d}^{-1}$; K_d entre $0,006$ e $0,008 \text{ d}^{-1}$; μ_{max} entre $0,18$ e $0,25 \text{ d}^{-1}$; e K_s entre 612 e 850 mg L^{-1} , em uma temperatura média de $24,8^\circ\text{C} \pm 1,8^\circ\text{C}$. Ao comparar estes valores aos obtidos no presente trabalho, constata-se naquele menores valores de Y , ou seja, a capacidade de produção de sólidos foi menor, entretanto o decaimento microbiano também foi menor, o que poderia resultar em maior acúmulo de lodo no reator estudado por Saléh, Campos e Figueiredo (2009). No entanto, os autores verificaram que mesmo com o aumento da carga orgânica, houve redução da concentração de SVT no reator (13.612 mg L^{-1} para 8.973 mg L^{-1}). Fato que pode estar relacionado aos processos internos de conversão microbiana, pois mesmo com a redução do TDH, este não seria suficiente para promover a lavagem do lodo do sistema.

Os valores discrepantes de Y do presente trabalho e do trabalho de Saléh, Campos e Figueiredo (2009), podem estar relacionados também à própria característica do efluente, apesar de serem de laticínios, o presente trabalho utilizou fluente sintético, com características mais controladas, comparadas ao outro efluente obtido diretamente em uma indústria de laticínios, que possivelmente apresenta constantes variações. Eldyasti, Nakhla e Zhu (2012) observaram que o coeficiente de rendimento microbiano foi uma variável muito influenciada pelas características dos efluentes. A título de comparação, para evidenciar quão elevados foram os valores de Y do presente trabalho, Sankar, Chandran; Pandiyan (2018) obtiveram para reator aeróbio (bioreactor de membrana e biofilme) utilizado no tratamento de efluente de laticínios uma taxa de produção de sólidos de $0,62 \text{ mg mg}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

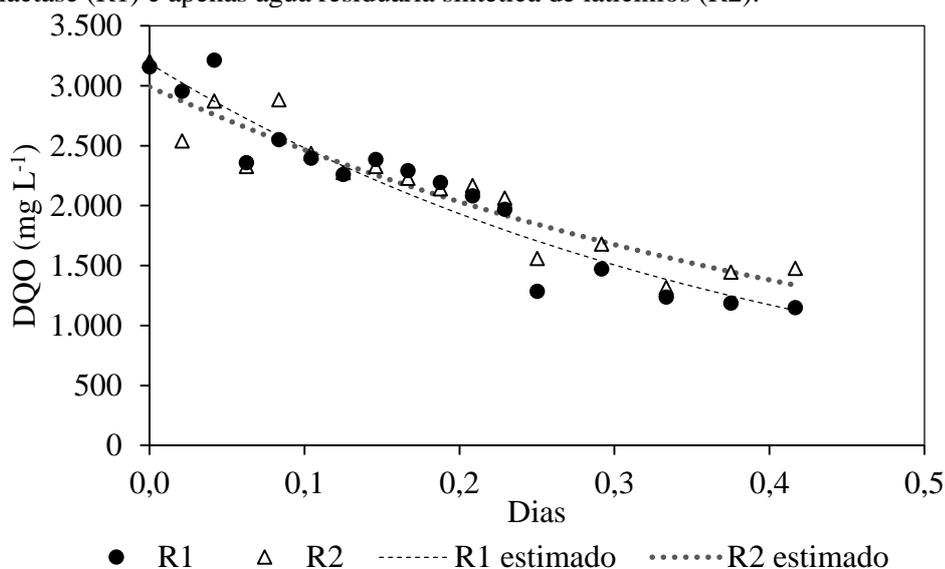
Quanto ao μ_{\max} e K_s verificou-se que no presente trabalho os valores observados foram menores. Desta forma, o menor valor de K_s que limitaria menos o crescimento microbiano, mas mesmo assim, as taxas de crescimento microbiano foram inferiores para o UASB2 e igual para o UASB1.

5.4 Biodegradabilidade Anaeróbia

Durante os ensaios o pH do líquido baixada de 7,6 até o limite de 5,5, depois retornava para valores próximos a 6,7. Verifica-se que os valores estiveram na faixa ideal para o crescimento e a atividade microbiana para degradação de matéria orgânica, de 6,0 - 8,0, indicada por Chernicharo (2007). Portanto, pode-se entender que os ensaios de biodegradabilidade não foram submetidos a grandes variações de pH a ponto de comprometer seu desempenho.

Verificou-se nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia o decaimento da concentração de DQO ao longo do tempo com comportamento exponencial nos dois reatores, evidenciando a decomposição do material orgânico de maneira eficiente em curto período de tempo; porém, sem a estabilização das reações orgânicas (Figura 8).

Figura 8. Valores observados e estimados de DQO obtidos ao longo do monitoramento da degradação da matéria orgânica nos reatores que receberam água residuária sintética de laticínios com lactase (R1) e apenas água residuária sintética de laticínios (R2).



As equações obtidas apresentaram bons ajustes aos dados experimentais, com coeficientes de determinação superiores a 86% (Tabela 8).

Tabela 8 – Equações de degradação da matéria orgânica (DQO) obtidas no ensaio de biodegradabilidade anaeróbia de água residuária sintética de laticínios – ARL com adição de lactase (UASB1) e ARL (UASB2).

Ensaio	Equação	R ²	k (d ⁻¹)
R1	$DQO = 3.186 \cdot e^{(-2,50 \cdot TDH)}$	90,4	2,50
R2	$DQO = 2.990 \cdot e^{(-1,93 \cdot TDH)}$	86,5	1,93

O valor para o coeficiente de degradação da matéria orgânica – k (Tabela 8), foi maior para o ensaio 1 (R1), no qual o reator recebeu efluente sintético de laticínios com lactase. Tal fato pode estar relacionado à quebra da lactose, convertendo em açúcares de menor tamanho e de mais fácil biodegradabilidade. A glicose e a galactose, produtos da hidrólise enzimática da lactose, são mais solúveis que a própria lactose (NAMVAR-MAHBOUB; PAKIZEH, 2012). Além disso, o número de microrganismos capazes de metabolizar a lactose como fonte de carbono é menor que o número de microrganismos capazes de metabolizar a glicose e a galactose (ROSOLEN et al., 2015).

Von Sperling (2014) relata que quanto maior a quantidade de matéria orgânica biodegradável, maior o valor de k. E para esgoto doméstico bruto, este valor fica entre 0,35 a 0,45 d⁻¹, enquanto para efluente de tratamento secundário os valores podem variar entre 0,12 e 0,24 d⁻¹. Assim, pode destacar os elevados valores de k obtidos no presente trabalho, independente do ensaio (R1 e R2).

Valores de k superiores aos relatados por Von Sperling (2014), foram observados para efluentes agroindustriais. Mores e Paula Junior (2004) obtiveram valores de k, em ensaios de biodegradabilidade anaeróbia de efluentes de suinocultura e bovinocultura iguais a 0,98 e 0,61 d⁻¹. Evidenciando que efluentes agroindustriais com maior concentração orgânica, apresentam maiores valores de k.

A remoção da matéria orgânica dos reatores UASB não refletiu a taxa de remoção de matéria orgânica nos ensaios de biodegradabilidade. Se esta fosse alcançada, as eficiências de remoção de matéria orgânica seriam superiores aos 56% de remoção de DQO na quarta fase, podendo alcançar valores estimados entre 85 e 92%. Tal fato se deve, provavelmente, ao maior controle operacional aplicado aos ensaios de biodegradabilidade.

6 CONCLUSÕES

A análise da degradação anaeróbia da água residuária sintética de laticínios no reator UASB mostrou-se adequada com obtenção de eficiências de remoção de DQO consideradas satisfatórias (70-76%).

O aumento da carga orgânica volumétrica para valores entre 2 e 3 kg m⁻³ d⁻¹ de DQO, levaram à redução da alcalinidade, acúmulo de ácidos voláteis no reator, e apesar da manutenção do pH (valores em torno de 7,0), proporcionaram a redução da eficiência de remoção de DQO (57%).

A aplicação da lactase como pré-tratamento não se mostrou efetiva, da forma como foi avaliada, no aumento da biodegradabilidade da água residuária sintética de laticínios.

O presente estudo revelou que a aplicação de lactase na água residuária sintética de laticínios não proporcionou grandes variações nos parâmetros cinéticos de Monod quando avaliado o tratamento anaeróbio em reatores UASB.

Para os dois reatores UASB, com sem a adição de lactase, foram verificados valores elevados de coeficiente de crescimento microbiano ($1,16 \leq Y \leq 1,20 \text{ mg mg}^{-1} \text{ d}^{-1}$), mas também do coeficiente de decaimento microbiano ($0,04 \leq K_d \leq 0,05 \text{ d}^{-1}$), em função das reduzidas cargas orgânicas aplicadas aos reatores, o que proporcionou um aumento lento da concentração de lodo no reator (UASB2), ou mesmo a perda de lodo do sistema (UASB1).

Quanto ao ensaio de biodegradabilidade anaeróbia foram obtidos valores de coeficiente de degradação da matéria orgânica para o modelo de primeira ordem superiores ($1,93 \leq k \leq 2,50 \text{ d}^{-1}$) ao observado na literatura para efluentes domésticos e agroindustriais. Tais valores não foram observados nos UASB, cuja eficiência de remoção de matéria orgânica seria substancialmente elevada.

REFERÊNCIAS

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários**. NBR 12209. 53p. 2011.
- AHMAD, T. et al. Treatment and utilization of dairy industrial waste: A review. **Trends in Food Science & Technology**, v.88, p.361-372, 2019.
- AL-MALACK, M.H.; ALDANA, G.R. Biokinetic coefficients of anaerobic immersed membrane bioreactor (AnIMBR) treating dairy wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v.57, p.28600–28609, 2016.
- ALMEIDA, Karina Nascimento de et al. HIDRÓLISE ENZIMÁTICA DA LACTOSE DE PERMEADO DE SORO. **Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes**, [s.l.], v. 70, n. 2, p.55-63, 3 set. 2015. Lepidus Tecnologia. <http://dx.doi.org/10.14295/2238-6416.v70i2.363>.
- AMANI, T.; NOSRATI, M.; SREEKRISHNAN, T. R. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects — a review. **Environmental Reviews**, v.18, p.255-278, 2010.
- AMANI, T; NOSRATI, S. M.; MOUSAVI, M. Using enriched cultures for elevation of anaerobic syntrophic interactions between acetogens and methanogens in a high-load continuous digester. **Bioresource Technology**, v.102, n.4, p.3716-3723, 2011.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA, 2005.
- AMORIM, F. de et al. Unidades combinadas RAFA-SAC para tratamento de água residuária de suinocultura – parte I carga orgânica removida. **Eng. Agríc.**, v.35, n.6, p.1149-1159, 2015.
- ANDRADE, A.C. de. **Estudo da fermentação simultânea à hidrólise, de soro de queijo, utilizando lactase e Saccharomyces cerevisiae**. 2005. 97f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2005
- ANTUNES AEC, SILVA E ALVES AT, GALLINA DA, TRENTO FKHS, ZACARCHENCO PB, VAN DENDER AGF, ET AL. Development and shelf-life determination of pasteurized, microfiltered, lactose hydrolyzed skim milk. **Journal Of Dairy Science**, v.97, n.9, p.5337-5344, 2014.
- ANTUNES, A. E. C. et al. Development and shelf-life determination of pasteurized, microfiltered, lactose hydrolyzed skim milk. **Journal of Dairy Science**, v.97, n.9, p.5337–5344, 2014.
- ASIF, S.; CHUAH, L.F.; KLEMES, J.J.; AHMAD, M.; AKBAR, M.M.; LEE, K.T.; FATIMA, A. Cleaner production of methyl ester from non-edible feedstock by ultrasonicassisted cavitation system. **J. Clean. Prod.**, v.161, 1360-1373, 2017.
- BANU, J. R.; ANANDAN, S.; KALIAPPAN, S.; YEOM, I. T. Treatment of dairy wastewater using anaerobic and solar photocatalytic methods. **Solar Energy**, v.82 p.812–819, 2008.
- BATISTA, A. L. et al. Lactose intolerance: Possibility of ingesting fermented dairy products. **Milchwissenschaft**, v.63, n.4, p.364-366, 2008.

BEYER, P.L. Terapia clínica nutricional para distúrbios do trato gastrointestinal baixo. In: MAHAN, L.K.; ESCOTT-STUMP, S. (Ed.). **Krause alimentos, nutrição & dietoterapia**. 10aed. São Paulo: Roca, 2002, p.643-670.

BHUYAR, K.D.; SUKE, S.G.; DAWANDE, S.D. Treatment of milk wastewater using up-flow anaerobic packed bed reactor. **Pol. J. Chem. Tech.**, v.17, n.2, p.84-88, 2015.

BRASIL. Agência Nacional de Águas, Ministério das Cidades e Ministério do Meio Ambiente. **Atlas Esgoto: Despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília, DF, 88 p, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. 23p., 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**. 8p., 2011.

BRITZ, T. J.; LAMPRECHT, C.; SIGGE, G. O. Dealing with environmental issues. In: BRITZ, T. J.; ROBINSON, R. .K. (coord). **Advanced dairy science and technology**. Oxford: Blackwell Publishing Ltd, 2008, cap. 2, p. 35-75.

BUNTNER, D.; SÁNCHEZ, A.; GARRIDO, J.M. Feasibility of combined UASB and MBR system in dairy wastewater treatment at ambient temperatures. **Chemical Engineering Journal**, v.230, p.475–481, 2013.

CABEZAS, A.; BOVIO, P.; ETCHEBEHERE, C. Commercial formulation amendment transiently affects the microbial composition but not the biogás production of a full scale methanogenic UASB reactor. **Environmental Technology**, 2019.
DOI:10.1080/09593330.2019.1600042

CAMPBELL, M.K. Bioquímica. Porto Alegre: Artmed Editora, 2000. 3a ed. 751p.

CAMPOS, C. M. M.; PRADO, M. A. C.; PEREIRA, E. L. Kinetic parameters of biomass growth in a UASB reactor treating wastewater from coffee wet processing (WCWP). **Revista Ambiente e Água**, v. 9, n. 4, 2014.

CARMINATTI, C.A. **Ensaio de hidrólise enzimática da lactose em reator a membrana utilizando beta-galactosidase *Kluyveromyces lactis***. 2001. 66f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

CARRILLO-REYES, J. et al. Decreasing methane production in hydrogenogenic UASB reactors fed with cheese whey. **Biomass and Bioenergy**, v.63, p.101-108, 2014.

CARVALHO, F.; PRAZERES A.R.; RIVAS, J. Cheese whey wastewater: Characterization and treatment. **Science of the Total Environment**, v.445–446, p. 385-396, 2013.

CASTRO, V. C. **Diagnóstico do consumo de água, da geração de efluentes e de resíduos sólidos em um laticínio de pequeno porte**. 2007. 52f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de efluentes industriais**. São Paulo: Enegnah Editoria Técnica Ltda, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento de águas residuária** - Reatores anaeróbios. V. 5, 2ª edição. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2007. 380p.

CHERNICHARO, C. A. L.; BASTOS, R. K. X.; PIVELI, R. P.; VON SPERLING, M.; MONTEGGIA, L. O. **Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reuso da água**. Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Rio de Janeiro: ABEAS, cap. 3., p. 63-110, 2006. (Projeto PROSAB).

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T. B. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Rev. Environ. Sci. Biotechnol.**, v.14, p.649–679, 2015.

CHERNICHARO, C. A. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v.5, p.73-92, 2006.

CHOKSHI, K.; PANCHA, I.; GHOSH, A.; MISHRA, S. Microalgal biomass generation by phycoremediation of dairy industry wastewater: An integrated approach towards sustainable biofuel production. **Bioresource Technology**, v.221, p.455-460, 2016.

ÇOKGÖR, E.U.; SÖZEN, S.; INSEL, G.; ORHON, D. Respirometric evaluation of biodegradation characteristics of dairy wastewater for organic carbon removal. **Environmental Technology**, v.30, n.11, p.1169-1176, 2009.

CORDI, L.; ALMEIDA, E. S.; ASSALIN, M. R.; DURAN, N. (2007). Intumescimento filamentoso no processo de lodos ativados aplicado ao tratamento de soro de queijo: caracterização e uso de floculantes para melhorar a sedimentabilidade. **Engenharia Ambiental**, v. 4, n. 2, p. 026-037.

COURAS, C.S. et al. Anaerobic degradation of dairy wastewater in intermittent UASB reactors: influence of effluent recirculation, **Environmental Technology**, v.36, n.17, p.2227-2238, 2015.

DALLAGO, R. M. et al. Eletrofloculação aplicada ao tratamento de efluente de laticínio. **Perspectiva**, Erechim. v.36, n.135, p.101-111, 2012.

DEMIREL, B.; YENIGUN, O. ONAY, T. T. Anaerobic treatment of dairy wastewaters: A review. **Process Biochem.**, v.40, p.2583-2595, 2005.

DONOSO-BRAVO, A.; MAILIER, J.; MARTIN, C.; RODRÍGUEZ, J.; ACEVES-LARA, C. A.; WOUWER, A.V. Model Selection, Identification and Validation in Anaerobic Digestion: A Review. **Water Res.**, v.45, n.17, p.5347-64, 2011.

ELANGO VAN, C.; SEKAR, A. S. S. Application of Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor Process for the Treatment of Dairy Wastewater – A Review. **Nature Environment and Pollution Technology**, v.11, n.3, p. 409-414, 2012.

ELDYASTI, A.; NAKHLA, G.; ZHU, J. Development of a calibration protocol and identification of the most sensitive parameters for the particulate biofilm models used in biological wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v.111, p. 111-121, 2012.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Anuário leite 2019**. Brasília: Embrapa, 2019. 140p. Disponível em<<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/198698/1/Anuario-LEITE-2019.pdf>>. Acesso em: 09 dez 2019.

FIA, R. et al. Desempenho de filtros anaeróbios no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento dos frutos do cafeeiro. **Engenharia na Agricultura**, v.19, n.1, p.62-71, 2011.

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

GÖBLÖS S, PORTÖRŐ P, BORDÁS D, KÁLMÁN M, KISS I. Comparison of the effectivities of two-phase and single-phase anaerobic sequencing batch reactors during dairy wastewater treatment. **Renewable Energy**, v.33, n.5, p.960-965, 2008.

GOMES, D.R.S. et al. Effect of enzymatic pretreatment and increasing the organic loading rate of lipid-rich wastewater treated in a hybrid UASB reactor. **Desalination**, v.279, p.96–103, 2011.

GONZÁLEZ, F. H. D.; DÜRR, J. W.; FONTANELI, R. S. **Uso do leite para monitorar a nutrição e o metabolismo de vacas leiteiras**. Porto Alegre: Biblioteca Setorial da Faculdade de Medicina Veterinária da UFRGS, 2001. 72 p.

HASSAN, A. N.; NELSON, B. K. Invited review: Anaerobic fermentation of dairy food wastewater. **J. Dairy Sci.**, v.95, p.6188–6203, 2012.

INTERNATIONAL DAIRY FEDERATION - IDF. Milk. Determination of freezing point. Thermistor cryoscope method (reference method). 108:2002/ISO 5764. Brussels: IDF International, 2002. 12p

JANCZUKOWICZ, W.; ZIELINSKI, M.; DBOWSKI, M. Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production. **Bioresour Technol.**, v.99, n.10, p.4199–4205, 2008.

JANCZUKOWICZ, W.; ZIELINSKI, M.; DEBOWSKI, M. Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production. **Bioresource Technology**, v.99, p.4199–4205, 2008.

JANCZUKOWICZ, W.; ZIELIŃSKI, M.; DEBOWSKI, M. Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 4199–4205, 2008.

KARADAG D, KÖROĞLU OE, OZKAYA B, CAKMAKCI M. A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. **Process Biochemistry**. v.50, n.2, p.262-271, 2015.

KARADAG, D. et al. Anaerobic granular reactors for the treatment of dairy wastewater: A review. **International Journal of Dairy Technology**, v.68, n.4, p.459-470, 2015.

KISSALITA, W.S.; LO, K.V.; PINDER, K.L. Kinetics of whey-lactose acidogenesis. **Biotechnol. Bioeng.**, v.33, n.5, p.623-630, 1989.

KUNDU, K.; BERGMANN, I.; HAHNKE, S.; KLOCKE, M.; SHARMA, S.; SREEKRISHNAN, T. R. Carbon source – A strong determinant of microbial community structure and performance of an anaerobic reactor. **Journal of Biotechnology**, v.168, p.616–624, 2013.

KUSHWAHA JP, CHANDRA SRIVASTAVA V, MALL ID. Treatment of dairy wastewater by inorganic coagulants: Parametric and disposal studies. **Water Research**, v.44, n.20, p.5867-5674, 2010.

KWARCIAK-KOZŁOWSKA, A.; BIENÍ, J. Treatment of dairy wastewater in UASB-UF system. **E3S Web of Conferences**, v.44, 00087, 2018.

LADERO M, SANTOS A, GARCIA JL, GARCIA-OCHOA F. Activity over lactose and ONPG of a genetically engineered -galactosidase from *Escherichia coli* in solution and immobilised: kinetic modelling. **Enzyme Microb Technol**, v.29, p.181–193, 2001.

LATIF, M.A. et al. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. **Water Research**, v.45, p.4683-4699, 2011.

LEAL, M.C.M.R. et al. Effect of enzymatic hydrolysis on anaerobic treatment of dairy wastewater. **Process Biochemistry**, v.41, p.1173–1178, 2006.

LETTINGA, G.; HULSHOFF, L.W. UASB-Process design for various types of wastewaters. **Water Sci Technol.**, v.24, n.8, p.87-107, 1991.

LONGO, G. **Influencia da adição de lactase na produção de iogurtes**. Dissertação (Mestre em Tecnologia de Alimentos) - Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2006.

MAHAUT, M. et al. *Productos lácteos industriales*. Zaragoza : Acribia, S.A., 2004.177p.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, v. 45, 540-555, 2015.

MASSÉ, D.I.; RAJAGOPAL, R.; SINGH, G. Technical and operational feasibility of psychrophilic anaerobic digestion biotechnology for processing ammonia-rich waste. **Appl. Energy**, v.120, p.49-55, 2014.

MATTAR R, MAZO DF de C. Lactose intolerance: changing paradigms due to molecular biology. **Rev Assoc Med Bras**, v.56, n.2, p.230-236, 2010.

MATTAR, R.; MAZO, D.F.C. “Intolerância à lactose: mudança de paradigmas com a biologia molecular. **Revista da Associação Médica Brasileira**, v.56, n.2, p.230–236, 2010.

McINERNEY, M. J. Anaerobic hydrolysis and fermentation of fats and proteins. In: BZEHNDER, A. J. (coord.). **Biology of anaerobic microorganisms**, New York: Wiley, 1988. p. 373–416.

METCALF, EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: HESPANHOL, I.; MIERZWA, J.C. 5.ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980p.

METCALF, G.; EDDY, L. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

MOHAN, S.; VIVEKANANDHAN, V. Bio-kinetics of anaerobic treatment of sago and dairy effluents in upflow anaerobic sludge blanket reactor. **European International Journal of Science and Technology**, v.6, n.7, p.20-24, 2017.

MORAES, L.M.; PAULA JÚNIOR, D.R. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos da bovinocultura e da suinocultura. **Eng. Agríc.**, v.24, n.2, p.445-454, 2004.

MULLER, E.E. Qualidade do leite, células somáticas e prevenção da mastite. **Anais do II Sul-Leite: Simpósio sobre sustentabilidade da Pecuária Leiteira na Região Sul do Brasil**. Toledo – PR. p 206-217, 2002

NAMVAR-MAHBOUB, M.; PAKIZEH, M. Experimental study of lactose hydrolysis and separation in cstr-uf membrane reactor. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v.29, n.3, p.613-618, 2012.

NEVES, C.S.; CAMPOS, C.M.M.; PEREIRA, E.L.; VILAS BOAS, R.B. Partida de reator anaeróbio compartimentado em série com um reator anaeróbio de manta de lodo, utilizando parâmetros de sedimentabilidade para formação da biomassa. **Eng Sanit Ambient.**, v.20, n.4, p.623-634, 2015.

D. ORHON, E. GÖRGÜN, F. GERMIRLI, N. ARTAN. Biological treatability of dairy wastewaters. **Water Research**, v.27, n 4, P.625-633, 1993

ORNELLAS, L. H. **Técnica Dietética: seleção e preparo de alimentos**. São Paulo: Atheneu, 1995, 6a ed. 320p.

PAGGA, U. Testing biodegradability with standardized methods. **Chemosphere**, v. 35, n.12, p.2953-2972, 1997.

PANDEY, K. et al. Application of microbial enzymes in industrial waste water treatment. **Int.J.Curr.Microbiol.App.Sci.** v.6, n.8, p.1243-1254, 2017.

PASSEGGI, M.; LÓPEZ, I.; BORZACCONI, L. Modified UASB reactor for dairy industry wastewater: performance indicators and comparison with the traditional approach. **Journal of Cleaner Production**, v.26, p.90-94, 2012.

PETRURY, R.; LETTINGA, G. Digestion of a milk — fat emulsion. **Bioresour. Technol.**, v.61, p.141–149, 1997

PORWAL HJ, MANE AV, VELHAL SG. Biodegradation of dairy effluent by using microbial isolates obtained from activated sludge. **Water Resources and Industry**, v3, n.9, p.9:1-15, 2015.

- RICO, C.; MUÑOZ, N.; FERNÁNDEZ, J.; RICO, J. L. High-load anaerobic co-digestion of cheese whey and liquid fraction of dairy manure in a one-stage UASB process: Limits in co-substrates ratio and organic loading rate. **Chemical Engineering Journal**, v.262, p.794–802, 2015.
- RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 58, n. 5, p. 406-411, May 1986.
- RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v.58, n.5, p.406-411, 1986.
- ROCHE, M.M.G.; VILLAR, M.M.P; NODAL, P.M; MORALES, Y. C.D. Humedales subsuperficiales horizontales en la depuración de aguas oleosas. Cinética de remoción de DQO. **AFINIDAD LXXIII**, v.573, Enero – Marzo, 2016
- ROSOLEN, M.D./; GENNARI, A.; VOLPATO, G.; SOUZA, C.F.V. Lactose hydrolysis in milk and dairy whey using microbial β -Galactosidases. **Enzyme Research**, v.2015, Article ID 806240, 7 p.
- RUSYNIK, R. A.; STILL, C. D. Lactose intolerance. **J Am Osteopath Assoc.**, v.101 (4 Suppl Pt 1):S10-2, 2001.
- SAMPAIO, F.C. et al. Cheese whey permeate fermentation by *Kluyveromyces lactis*: a combined approach to wastewater treatment and bioethanol production. **Environmental Technology**, DOI: 10.1080/09593330.2019.1604813
- SANTIAGO, P.A. et al. Estudo da produção de β -galactosidase por fermentação de soro de queijo com *Kluyveromyces marxianus*. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 24, n. 4, p.567-572, out.-dez. 2004
- SARAIVA, C. B. et al. Consumo de água e geração de efluentes em uma indústria de laticínios. **Rev. Inst. Latic. “Cândido Tostes”**, v. 64, n367/368, p. 10-18, 2009.
- SCHLIMME, E.; BUCHHEIM, W. **La leche y sus componentes: Propiedades químicas y físicas**. Zaragoza: Acribia S.A., 2002. 121p.
- SISO M I G. The biotechnological utilization of cheese whey: A review. **Bioresource Technology**. v.57, n.1, p.1-11, 1996.
- SIVAKUMAR, R.; SEKARAN, V. Comparative study of performance evaluation of UASB reactor for treating synthetic dairy effluent at psychrophilic and mesophilic temperatures. **Nature Environment and Pollution Technology**, v.14, n.3, p.679-684, 2015.
- STAFFORD, D.A. The effects of mixing and volatile fatty acid concentrations on anaerobic digester performance. **Biomass**, n.2, p.43-55, 1982.
- THENMOZHI, R.; UMA, R.N. Treatability studies of dairy waste water by uasb at mesophilic temperature for different OLR. **Jr. of Industrial Pollution Control**, v.28, n.2, p.191-196, 2012.

VALSECHI, O. **Tecnologia de produtos agrícolas de origem animal: o leite e seus derivados**. Araras – SP: UFSCar, Centro de Ciências Agrárias, 2001. 36p. Apostila digitada.

VIDAL, G.; CARVALHO, A.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Influence of the content of fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewater. **Bioresource Technology**, v. 74, p. 231-239, 2000.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

WANG, B. et al., Sludge flotation, its causes and control in granular sludge upflow reactors. **Appl Microbiol Biotechnol.**, v.102, n.15, p.6383-6392, 2018.

WILLERS, C.D.; FERRAZ, S.P.; CARVALHO, L.S.; RODRIGUES, L.B. Determination of indirect water consumption and suggestions for cleaner production initiatives for the milk-producing sector in a Brazilian middle-sized dairy farming. **Journal of Cleaner Production**, v.72, p.146-152, 2014.

ZAMANZADEH, M.; HAGEN, L.H.; SVENSSON, K.; LINJORDET, R.; HORN, S.J. Biogas production from food waste via co-digestion and digestion-effects on performance and microbial ecology. **Sci. Rep-UK**, v.7, n.1, e.7664, 2017.