

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO LEITE E
DERIVADOS

Cíntia Clara Viana

**AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM REATORES DE
LEITO MÓVEL COM BIOFILME DE UM LATICÍNIO DA ZONA DA MATA DE
MINAS GERAIS**

Juiz de Fora

2022

Cíntia Clara Viana

Avaliação do tratamento de águas residuárias em reatores de leito móvel com biofilme de um laticínio da Zona da Mata de Minas Gerais

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados, da Universidade Federal de Juiz de Fora como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Henrique Otenio
Coorientador: Prof. Dr. Henrique Vieira de Mendonça

Juiz de Fora

2022

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Viana, Cíntia Clara.

Avaliação do tratamento de águas residuárias em reatores de leito móvel com biofilme de um laticínio da Zona da Mata de Minas Gerais / Cíntia Clara Viana. -- 2022.

84 p.

Orientador: Marcelo Henrique Otenio

Coorientador: Henrique Vieira de Mendonça

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Faculdade de Farmácia e Bioquímica. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados, 2022.

1. Agroindústria. 2. Tratamento biológico. 3. Controle de poluição. 4. Cinética de degradação. I. Otenio, Marcelo Henrique, orient. II. Mendonça, Henrique Vieira de, coorient. III. Título.

Cíntia Clara Viana

Avaliação do tratamento de águas residuárias em reatores de leite móvel com biofilme de um laticínio da Zona da Mata de Minas Gerais

Dissertação
apresentada ao
Programa de Pós-
graduação em
Ciência e Tecnologia
do Leite e Derivados
da Universidade
Federal de Juiz de
Fora como requisito
parcial à obtenção do
título de Mestre
em Ciência e
Tecnologia do Leite e
Derivados. Área de
concentração: Ciência
e Tecnologia do Leite
e Derivados.

Aprovada em 04 de março de 2022.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Marcelo Henrique Otenio - Orientador
Embrapa Gado de Leite

Prof. Dr. Henrique Vieira de Mendonça - Coorientador
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Profa. Dra. Marta Fonseca Martins
Embrapa Gado de Leite

Profa. Dra. Claudety Barbosa Saraiva
EPAMIG/ILCT

Juiz de Fora, 01/06/2022.



Documento assinado eletronicamente por **Marcelo Henrique Otenio, Usuário Externo**, em 01/06/2022, às 10:44, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Claudety Barbosa Saraiva, Usuário Externo**, em 01/06/2022, às 10:53, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **HENRIQUE VIEIRA DE MENDONÇA, Usuário Externo**, em 01/06/2022, às 11:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **MARTA FONSECA MARTINS, Usuário Externo**, em 01/06/2022, às 11:39, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-Ufjf (www2.ufjf.br/SEI) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **0812786** e o código CRC **9B73A8EE**.

Dedico à minha família e ao meu noivo que nunca mediram esforços para me apoiar nesta trajetória.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao amparo da espiritualidade amiga que sempre me manteve confiante e com disposição para seguir rumo aos meus objetivos.

A minha família e meu noivo, por me prestar apoio e compreensão nos momentos de ausência.

Ao meu orientador, Marcelo Henrique Otenio, e ao meu coorientador, Henrique Vieira de Mendonça, pela confiança, paciência e ensinamentos que contribuíram para minha jornada profissional e pessoal.

Ao meu gerente, ao meu coordenador e aos operadores da Estação de Tratamento de Efluentes – ETE da Indústria de Laticínios, pelo apoio e financiamento da pesquisa, por acreditarem no meu trabalho, pela confiança e auxílio na condução dos estudos.

Ao engenheiro ambiental, Mariano Monsani, pela amizade e pelos conselhos.

Aos professores do mestrado, por toda dedicação e profissionalismo no ensino remoto diante da pandemia.

Aos meus colegas do mestrado, pelo companheirismo e apoio mesmo à distância, em especial a Larissa Teodoro e Isabele Torres.

A coordenação e a Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados, pela atenção e cordialidade.

Aos colaboradores da Faculdade de Farmácia da Universidade Federal de Juiz de Fora, da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA Gado de Leite e do Instituto de Laticínios Cândido Tostes – EPAMIG/ILTC, por todo apoio e assistência.

Aos membros da banca, pela disponibilidade e trocas de conhecimento.

A alma do mundo resolve testar tudo aquilo que foi aprendido durante a caminhada, sempre antes de realizar um sonho. Ela não é maldosa, mas age assim para que, junto com o nosso sonho, possamos conquistar também os aprendizados em direção a ele. A maior parte das pessoas desiste neste momento. (COELHO, 2017, p. 86)

RESUMO

O setor de produtos lácteos tem destaque social e econômico. As indústrias de laticínios demandam recursos hídricos em suas atividades produtivas. Estima-se que cada litro de leite processado gera, em média, um a três litros de água residuária de laticínios (ARL). Tais segmentos requerem sistemas de tratamentos de efluentes que sejam eficazes e atendam às exigências ambientais. Esse estudo propõe investigar o uso de Reator de Leito Móvel com Biofilme (*Moving Bed Biofilm Reactor* - MBBR) em uma indústria de laticínios. Para tanto, caracterizou-se parâmetros como: pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), óleos e graxas e sólidos suspensos totais (SST), além das eficiências de remoção de DBO_5 e DQO no efluente primário e secundário. Comparou-se esses resultados com os limites estabelecidos na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008 para lançamento de efluentes em cursos hídricos. Avaliou-se os parâmetros de controle como: Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), Relação F/M, Carga Orgânica Volumétrica – COV, Índice Volumétrico de Lodo – IVL e Sólidos Suspensos Totais no Tanque de Aeração - SSTA. Analisou-se a curva de crescimento bacteriana, qualidade do floco biológico e a caracterização de microrganismos presentes na biomassa em suspensão. Por fim, determinou-se constantes cinéticas de remoção da matéria orgânica (DBO_5 e DQO) ao longo do comprimento dos reatores MBBR 1 e 2. O sistema opera em escala real em um laticínio localizado na região da Zona da Mata no estado de Minas Gerais. Possui volume útil de 180 m³, Tempo de Detenção Hidráulica - TDH de 14 (± 1) horas e vazão do afluente de 13,5 ($\pm 2,6$) m³/hora. Para o estudo de caracterização dos parâmetros de lançamento em curso hídrico, as coletas do efluente primário foram realizadas na saída do sistema de tratamento primário (flotador) e do efluente secundário na saída do decantador pelo período de 9 meses consecutivos. Para o estudo de cinética, foram realizadas coletas de 3 em 3 dias em 9 pontos totalizando 27 amostras, sendo o primeiro ponto (efluente primário) e o segundo ponto (início do MBBR 1) coletados simultaneamente, os demais pontos (MBBR 1 e 2), com intervalos de coleta de 2 horas e com distanciamento de 1,18 m no decorrer do reator. Realizou-se análise microscópica através de 3 coletas realizadas no MBBR 1 no período de 2 anos. Os parâmetros analisados atendem a legislação com exceção dos SST em dois meses específicos. O sistema apresentou eficiência média de 98% na remoção de DBO_5 e DQO sendo uma alternativa eficiente para o tratamento de ARL quando operado em conjunto com o flotador. Os parâmetros operacionais são condizentes com os parâmetros típicos para funcionamento de reatores MBBR. As análises de microscopia demonstraram a presença e atuação da comunidade

microbiológica que atua na remoção de carga orgânica dos efluentes industriais e suas variações diante de mudanças nas características do afluente, consequência dos processos produtivos do laticínio. No estudo de cinética de degradação de DBO₅ e DQO, as médias de remoções constatadas no MBBR 1 e 2 são significativas para ambos os parâmetros, ou seja, 94,9% e 94,8% respectivamente. O reator biológico de leite móvel MBBR demonstrou eficiência satisfatória quando operado em conjunto com o sistema de tratamento primário (flotador).

Palavras-chave: Agroindústria, tratamento biológico, controle de poluição, cinética de degradação.

ABSTRACT

The dairy sector has social and economic prominence. The dairy industries demand water resources in their production activities. It is estimated that each liter of processed milk generates, on average, one to three liters of dairy wastewater (ARL). Such segments require effluent treatment systems that are effective and meet environmental requirements. This study proposes to investigate the use of a Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) in a dairy industry. Therefore, parameters such as pH, biochemical oxygen demand (BOD₅), chemical oxygen demand (COD), oils and greases and total suspended solids (SST) were characterized, in addition to the removal efficiencies of BOD₅ and COD in the primary effluent. and secondary. These results were compared with the limits established in the Joint Normative Deliberation COPAM/CERH n° 01/2008 for the discharge of effluents into water courses. Control parameters such as: Hydraulic Detention Time (HRT), F/M Ratio, Volumetric Organic Load - VOC, Sludge Volumetric Index - IVL and Total Suspended Solids in the Aeration Tank - SSTA were evaluated. The bacterial growth curve, biological floc quality and the characterization of microorganisms present in the suspended biomass were analyzed. Finally, kinetic constants of organic matter removal (BOD₅ and COD) were determined along the length of the MBBR 1 and 2 reactors. The system operates in full scale in a dairy located in the Zona da Mata region in the state of Minas Gerais. It has a useful volume of 180 m³, Hydraulic Detention Time - TDH of 14 (±1) hours and an influent flow of 13.5 (±2.6) m³/hour. For the characterization study of the discharge parameters in the watercourse, the collections of the primary effluent were carried out at the outlet of the primary treatment system (flotation tank) and the secondary effluent at the outlet of the decanter for a period of 9 consecutive months. For the kinetics study, collections were carried out every 3 days at 9 points totaling 27 samples, the first point (primary effluent) and the second point (beginning of MBBR 1) being collected simultaneously, the other points (MBBR 1 and 2), with collection intervals of 2 hours and with a distance of 1.18 m throughout the reactor. Microscopic analysis was carried out through 3 collections carried out in MBBR 1 in a period of 2 years. The parameters analyzed meet the legislation with the exception of SST in two specific months. The system showed an average efficiency of 98% in the removal of BOD₅ and COD, being an efficient alternative for the treatment of ARL when operated in conjunction with the float. The operational parameters are consistent with the typical parameters for the operation of MBBR reactors. The microscopy analyzes demonstrated the presence and performance of the microbiological community that acts in the removal of organic load from industrial effluents and its variations in the face of changes in the

characteristics of the affluent as a result of the production processes of the dairy. In the study of degradation kinetics of BOD5 and COD, the removal averages found in MBBR 1 and 2 are significant for both parameters, that is, 94.9% and 94.8% respectively. The MBBR mobile milk biological reactor demonstrated satisfactory efficiency when operated in conjunction with the primary treatment system (flotter).

Keywords: Agroindustry, biological treatment, pollution control, degradation kinetics.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Lodos ativados	28
Figura 2 – Lagoa facultativa.....	29
Figura 3 – Elementos básicos de um <i>wetland</i>	30
Figura 4 – Princípio de funcionamento da tecnologia MBBR	32
Figura 5 – Biomedias tipo BWT-X	42
Figura 6 – Fluxograma do ciclo de funcionamento da ETE.....	43
Figura 7 – Comportamento temporal do pH no efluente primário	48
Figura 8 – Comportamento temporal do pH no efluente secundário	48
Figura 9 – Comportamento temporal da DBO ₅ no efluente primário	50
Figura 10 – Comportamento temporal da DBO ₅ no efluente secundário.....	50
Figura 11 – Comportamento temporal da DQO no efluente primário	52
Figura 12 – Comportamento temporal da DQO no efluente secundário.....	52
Figura 13 – Comportamento temporal de óleos e graxas no efluente primário	54
Figura 14 – Comportamento temporal de óleos e graxas no efluente secundário.....	54
Figura 15 – Comportamento temporal de sólidos suspensos totais no efluente primário	55
Figura 16 – Comportamento temporal de sólidos suspensos totais no efluente secundário....	56
Figura 17 – Curva de crescimento bacteriano do sistema em outubro de 2019	57
Figura 18 – Curva de crescimento bacteriano do sistema em setembro de 2020.....	58
Figura 19 – Curva de crescimento bacteriano do sistema em novembro de 2020	58
Figura 20 – Microfotografia para identificação de flocos biológicos com aumento de 100x em outubro de 2019.....	59
Figura 21 – Microfotografia para identificação de flocos biológicos com aumento de 100x em setembro de 2020.....	60
Figura 22 – Microfotografia para identificação de flocos biológicos com aumento de 100x em novembro de 2020	61
Figura 23 – Dimensões de referência do floco	61
Figura 24 – Presença da bactéria filamentosa <i>H. hydrossis</i> (aumento 1000x).....	62
Figura 25 – Presença de bactéria filamentosa tipo 1851	63
Figura 26 – Presença de bactéria filamentosa tipo 0914	65
Figura 27 – Presença da bactéria filamentosa tipo 0914	66
Figura 28 – Presença da bactéria filamentosa <i>Thiothrix I</i> (aumento 1000x).....	66

Figura 29 – Presença da bactéria filamentosa <i>H. hydroxsis</i> (aumento 1000x).....	67
Figura 30 – Presença de protozoários do grupo dos flagelados. Sugere o gênero <i>Bodo</i>	69
Figura 31 – Presença de protozoários do grupo dos ciliados livre-natantes. Sugere o gênero <i>Uronema</i>	69
Figura 32 – Presença do protozoário do gênero <i>Entosiphon</i>	70
Figura 33 – Decaimento da DQO na água residuária em tratamento ao longo do comprimento dos reatores biológicos de leito móvel – MBBR.....	71
Figura 34 – Decaimento da DBO ₅ na água residuária em tratamento ao longo do comprimento dos reatores biológicos de leito móvel – MBBR.....	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Variação e médias das taxas de consumo de água nas indústrias de laticínios ...	24
Tabela 2 – Caracterização físico-químico das águas residuárias agroindustriais <i>in natura</i> ..	25
Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos de efluentes mineiros coletados na literatura no período entre 2010 e 2018	25
Tabela 4 – Parâmetros, normas, unidade e referências.....	45
Tabela 5 - Parâmetros típicos de operação dos sistemas MBBR para águas residuárias de laticínios e valores adotados na operação avaliada na presente pesquisa.....	45

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Parâmetros monitorados e frequências analíticas.....	45
Quadro 2 – Principais organismos filamentosos em lodos ativados	68

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ARL	Água residuária de laticínios
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
COS	Carga orgânica superficial aplicada
COV	Carga orgânica volumétrica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
IL	Idade do lodo
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
LA	Lodos ativados
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MBBR	<i>Moving Bed Biofilm Reactor</i>
N ₂	Gás nitrogênio
N ₂ O	Óxido nitroso
O ₂	Oxigênio
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial hidrogeniônico
SENAI	Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial
SST	Sólidos suspensos totais
SSTA	Sólidos suspensos no tanque de aeração
SSVT	Sólidos suspensos voláteis totais
TRH	Tempo de retenção hidráulica

LISTA DE SÍMBOLOS

h	Hora
kgDBO/kgSSVT	Quilo de DBO por quilo de sólidos suspensos voláteis totais
kgDBO/m ³ tanque.d	Quilo de DBO por m ³ do tanque
kg/L	Quilos por litro
±	Mais ou menos
mg/L	Miligramas por litro
m ²	Metros quadrados
m ³	Metros cúbicos
n ^o	Número
%	Porcentagem

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	20
1.1 OBJETIVOS	21
1.1.1 Objetivo Geral	21
1.1.2 Objetivos Específicos	21
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
2.1 PRODUÇÃO DE LEITE E LATICÍNIOS	22
2.1.1 Produção de leite e laticínios no Brasil	22
2.1.2 Processos produtivos das indústrias de laticínios	22
2.2 GERAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS NA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS	23
2.2.1 Características das águas residuárias dos laticínios	24
2.3 PRINCÍPIOS DO TRATAMENTO BIOLÓGICO	26
2.3.1 Biomassa em Suspensão	26
2.3.2 Biomassa Aderida	27
2.3.3 Nitrificação	27
2.3.4 Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas	28
2.4 TRATAMENTOS TÍPICOS APLICADOS AOS EFLUENTES DE INDÚSTRIAS DE LATICÍNIOS.....	29
2.5 HISTÓRICO DA TECNOLOGIA MBBR.....	32
2.6 PRINCÍPIOS DA TECNOLOGIA MBBR	33
2.7 CARACTERÍSTICAS DO MEIO SUPORTE	35
2.8 MICROSCOPIA.....	36
2.8.1 CARACTERÍSTICAS DA BIOMASSA	36
2.9 VARIÁVEIS DE CONTROLE	37
2.9.1 Carga Orgânica Volumétrica (COV)	37
2.9.2 Carga Orgânica Superficial (COS)	38
2.9.3 Oxigênio Dissolvido (OD)	38
2.9.4 Outras Variáveis	38
2.9.4.1 <i>Idade do lodo</i>	38
3 MATERIAIS E MÉTODOS	40
3.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	40
3.2 LAYOUT DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTOS DE EFLUENTES – ETE	40

3.2.1 Caixa elevatória de efluente bruto	40
3.2.2 Caixa de gordura e calha Parshall	40
3.2.3 Tanque de equalização	40
3.2.4 Flotador	41
3.2.5 Descrição dos reatores MBBR	41
3.2.6 Decantador secundário	42
3.2.7 Fluxograma do ciclo de funcionamento da ETE	42
3.3 PARÂMETROS OPERACIONAIS	43
3.3.1 Tempo de detenção hidráulica (TDH)	43
3.3.2 Relação F/M	43
3.3.3 Carga Orgânica Volumétrica – COV	47
3.3.4 Índice Volumétrico de Lodo – IVL	47
3.3.5 Potencial hidrogeniônico (pH)	47
3.3.6 Planejamento experimental de coletas e análises	47
3.4 PARÂMETROS ANALISADOS	46
3.5 COLETA DAS AMOSTRAS	46
3.5.1 Efluente primário e secundário	46
3.5.2 Lodo ativado com biomassa em suspensão	46
<i>3.5.2.1 Microbiologia</i>	<i>46</i>
<i>3.5.2.2 Cinética de remoção de matéria orgânica</i>	<i>46</i>
<i>3.5.2.3 Metodologia de cálculo para eficiência do sistema A</i>	<i>47</i>
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
4.1 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO – pH	48
4.2 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO - DBO₅	50
4.3 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO – DQO	51
4.4 CONCENTRAÇÃO DE ÓLEOS E GRAXAS	53
4.5 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS – SST	55
4.6 MICROSCOPIA	56
4.6.1 Curva de Crescimento Bacteriano	56
4.6.2 Flocos biológicos	59
4.6.3 Bactérias Filamentosas	62
4.6.4 Protozoários Flagelados	68
4.7 CINÉTICA DE REMOÇÃO DE DBO₅ E DQO	70

5 CONCLUSÃO.....	74
REFERÊNCIAS	76

1 INTRODUÇÃO

A sociedade contemporânea é caracterizada como consumista, deixando, muitas vezes, de considerar como essa ação interfere no meio ambiente. Pensando na questão ambiental, empresários e administradores vêm buscando se adequar a esse cenário para questões voltadas para a produção, distribuição e consumo de bens e serviços.

Dentro do setor industrial encontra-se a indústria de laticínios, que tem como principal material produzido o leite que, por meio de diversos processos deriva inúmeros produtos, tais como: manteiga, queijos, iogurte, bebida láctea, entre outros. A produção de derivados lácteos requer um grande volume de água o que faz com que a indústria de laticínios seja uma das principais geradoras de efluentes. A estimativa é que, para cada um litro de leite apurado, um a três litros de águas residuárias de laticínio (ARL) sejam geradas.

Essa demanda por recursos naturais por parte do setor industrial levou a procura por novos processos para remover a matéria orgânica. Os processos aeróbios têm sido usados com resultados positivos. O sistema de lodo ativado requer grandes quantidades de energia elétrica e mão de obra especializada, mesmo assim seu uso vem se tornando amplamente regular no tratamento de efluentes domésticos e industriais.

No lodo ativado, a constante circulação do mesmo favorece para que a biomassa se mantenha por mais tempo no sistema conferindo ao tanque de aeração (reator biológico) maior volume e concentração de biomassa, que pode chegar a 12gSSV/m², segundo estabelecido pela NBR 12.209/2011 (ABNT, 2011).

O sistema “*Moving Bed Biofilm Reactor*” (MBBR) foi desenvolvido na década de 1980, na Noruega, tendo como objetivo aumentar a eficácia do tratamento de efluentes em plantas convencionais, elevando o volume populacional microbiano utilizando como meio-suporte (mídias biológicas), sobre os quais o biofilme é gerado.

O sistema MBBR é um recurso tecnológico que emprega um grupo de microrganismos retidos no interior de um reator, na superfície de material inerte, o qual, normalmente é oco e feito de Polietileno de Alta Densidade (PEAD). Sua finalidade é atuar como suporte para a biomassa favorecendo para que os microrganismos se desenvolvam unidos criando uma película biológica conhecida como biofilme. No processo aeróbio do MBBR o meio suporte para desenvolvimento do biofilme é aerado por meio da introdução de ar difuso.

Com o aumento das exigências na área ambiental relacionados à qualidade dos efluentes lançados em corpos receptores, existe uma demanda para o desenvolvimento de novas tecnologias que colaborem com o modo como os efluentes lácteos vêm sendo tratados. É

relevante estudar o sistema, pelo conhecimento das características do efluente e desempenho dos reatores. Desta forma, tais estudos realizados em escala industrial permitem sua otimização, seja com aumento da eficiência ou redução de custos operacionais de forma a manter a qualidade do efluente industrial tratado.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Investigar o uso de Reator de Leito Móvel com Biofilme (*Moving Bed Biofilm Reactor*- MBBR) em uma indústria de laticínios situado na Zona da Mata de Minas Gerais.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar os parâmetros: pH, demanda biológica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), óleos e graxas e sólidos suspensos totais (SST) no efluente primário e secundário;
- Avaliar a eficiência de remoção quanto a DBO₅ e DQO no efluente primário e secundário;
- Avaliar os parâmetros de controle de Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), Relação F/M, Carga Orgânica Volumétrica – COV, Índice Volumétrico de Lodo – IVL e SSTA e compara-los com valores típicos adotados para funcionamento de MBBR;
- Avaliar a curva de crescimento bacteriana, analisar a qualidade do floco biológico e caracterizar a população de microrganismos (bactérias e protozoários) da biomassa em suspensão.
- Avaliar a cinética de degradação de DBO₅ e DQO ao longo do comprimento do MBBR;

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 PRODUÇÃO DE LEITE E LATICÍNIOS

2.1.1 Produção de leite e laticínios no Brasil

Conforme dados do Ministério da Agricultura, Pecuária e Desenvolvimento (MAPA) existe uma inclinação de crescimento anual na produção de leite para os próximos 10 anos entre 2,0 e 2,8%, o que significa uma elevação na produção de 34,4 bilhões de litros em 2019 para 42,0 e 46,8 bilhões de litros no fim do período investigado (BRASIL, 2019). Um impulso de 2% em 2020 já era previsto, em razão das exportações e também do alto consumo doméstico, visto o leite fluido deriva o leite condensado e queijos, por exemplo. Em 2018, a média de leite gerada no Brasil foi de 27,9 litros/vaca/dia, revelando um crescimento de 3,2% quando comparado ao ano de 2017 (USDA, 2019).

É grande o número de indústrias de laticínios no Brasil, assim como a diversidade de produtos que elas oferecem. O porte dessas indústrias varia de pequeno a grande e inclui desde os pequenos produtores, cooperativas até multinacionais que produzem diariamente centenas de litros de leite (FAGUNDES; VEIGA; SOUZA, 2020). São importantes indústrias para cadeia de valor do leite, com relevância nas áreas econômica, social e ambiental (JERÔNIMO *et al.*, 2012) e, o uso constante de recursos naturais para se manter ativas no mercado impacta significativamente no meio ambiente, pelo volume de resíduos e efluentes derivados dos processos produtivos (FAGUNDES; VEIGA; SOUZA, 2020).

Esses mesmos processos produtivos somente se tornam viáveis graças ao leite, matéria-prima que possui como características alto valor biológico, composto por proteínas, lipídeos, carboidratos, vitaminas e minerais. Esses nutrientes podem sofrer influência de elementos genéticos, fisiológicos, nutricionais, sanitários, comportamentais e ambientais, quando é realizado o processo de síntese, enquanto o leite ainda se encontra na glândula mamária (LUZ *et al.*, 2020). Através do processo de síntese são gerados o leite pasteurizado e seus derivados, tais como o queijo, a manteiga, a margarina, a coalhada, o iogurte, as bebidas lácteas, o requeijão, o doce de leite, o creme de leite, o leite condensado, o leite em pó, o sorvete, entre outros (CRUZ *et al.*, 2017).

2.1.2 Processos produtivos das indústrias de laticínios

O queijo, para chegar ao produto final, passa por diversas fases, tais como a adição de coalho, extração de ácido láctico, coagulação, corte da coalhada, sinérese e armazenamento. Como se trata de alimento conhecido mundialmente (BRIGHENTI *et al.*, 2018), calcula-se no Brasil o consumo seja de cerca de 5,9 kg/habitante ano e, nos últimos seis anos, esse número vem crescendo em 68,8% nos últimos 6 anos (GOMES *et al.*, 2017).

Buscando manter sua atenção voltada para a economia, mas também para a preservação do meio ambiente, as indústrias de laticínio têm procurado adicionar soro na produção de novos produtos (TRINDADE *et al.*, 2019), já que esse elemento agrega valor, podendo ser aproveitadas suas qualidades tecnológicas, fisiológicas e funcionais que asseguram que os danos ambientais sejam reduzidos (BRANDELLI; DAROIT; CORRÊA, 2015; SOUZA *et al.*, 2019).

O soro de leite é constituído 93,3% de água, 5,0% de lactose, 0,85% de proteínas e 0,53% de minerais e apenas 0,36% de teor de gordura. Os principais componentes protéicos são a β -lactoglobulina e α -lactoalbumina, que ao se unir simbolizam, em média, 70% do total de proteínas. As imunoglobulinas, soro albuminas, e proteose peptonas são encontradas em concentração mais reduzida (BOSI *et al.*, 2013).

2.2 GERAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS NA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS

Os laticínios contribuem ricamente nas áreas sociais e econômicas. Sendo assim, ocupam posição de destaque por gerar grandes quantidades de efluentes líquidos que são descartados em águas receptoras. Esse segmento consome grande quantidade de recursos hídricos para a realização dos seus processos de produção (CARVALHO; PRAZERES; RIVAS, 2013). Esses processos são classificados como processo de produção, lavagem e limpeza, os quais derivam o efluente caracterizado pela composição de moléculas orgânicas, sólidos do leite, grandes quantidades de gorduras, detergentes e desinfetantes (REIS; KEMPKA, 2015).

Quando a composição dos resíduos do laticínio é formada apenas por leite e soro, os efluentes lácteos oxidam facilmente nas estações de tratamento de efluentes (ETEs). Porém, a presença de ácidos e detergentes mudam o pH, assim como os sanitizantes impedem que as bactérias se desenvolvam, o que faz com que o tratamento seja mais complexo (SILVA; SIQUEIRA; NOGUEIRA, 2018).

A Tabela 1 mostra dados relativos à variação e às médias de taxas de água consumida em indústrias de laticínios de Minas Gerais.

Tabela 1 – Variação e médias das taxas de consumo de água nas indústrias de laticínios

Laticínios	Recepção diária de leite (L.dia ⁻¹)	Número de laticínios	Taxa de consumo de água (L.L ⁻¹ de leite)	
			Variação	Média
Laticínio de cooperativas	10.000 a 20.000	3	0,9 a 2,0	1,5
Laticínios independentes	>20.000	25	0,4 a 7,1	2,3
	Até 10.000	19	1,4 a 5,6	2,9
	10.001 a 20.0000	9	0,3 a 6,7	3,1
	>20.000	6	1,5 a 5,1	3,5

Fonte: Saraiva *et al.* (2009).

2.2.1 Características das águas residuárias dos laticínios

Devido à alta carga orgânica de sua composição, os efluentes revelam consideráveis demanda bioquímicas e químicas de oxigênio (DBO₅) e (DQO), já que existem significativos volumes de lipídios, carboidratos e proteínas. Portanto, estas águas residuárias são consideradas poluidoras dos ecossistemas aquáticos, já que proporcionam a depleção de oxigênio dissolvido na água, quando descartados sem o tratamento adequado (DIAS *et al.*, 2018).

Ao analisar os efluentes é importante citar os índices de nitrogênio e fósforo, visto que esses elementos agem como nutrientes auxiliando no crescimento dos organismos encarregados do tratamento biológico. Normalmente, quantifica-se o nitrogênio usando o método de Kjeldahl (NKT), o qual estabelece o volume de nitrogênio no efluente considerando o montante entre o nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal. O fósforo é percebido no formato de fosfato inorgânico (polifosfato e ortofosfato) e fosfato orgânico (unidos a compostos orgânicos). O volume de fósforo nos efluentes pode ser mensurado por meio do teste de colorimetria (BATISTA; AGUIAR, 2018).

A Tabela 2 mostra as características físico-químicas de águas residuárias de agroindustriais (ARA) sem tratamento.

Tabela 2 – Caracterização físico-químico das águas residuárias agroindustriais sem tratamento

Parâmetro	ARB	ARS	ARC	ARL	ARBF	Unidade
DQO _T	11.290	18.707	5.536	17.629	2.047	mgO ₂ L ⁻¹
DQO _P	5.696	14.999	343	5.264	607	mgO ₂ L ⁻¹
DQO _S	5.594	3.708	5.192	12.365	1.440	mgO ₂ L ⁻¹
DBO _{5 20 T}	4.100	7.979	2.295	11.875	1.620	mgO ₂ L ⁻¹
DBO _{5 20 S}	2.661	434	1.511	10.000	1.345	mgO ₂ L ⁻¹
DBO _{5 20 P}	1.438	7.544	783	1.875	27	mgO ₂ L ⁻¹
Fósforo Total	19,6	63	15,6	105,4	26,6	mg-P L ⁻¹
Nitrogênio total	502,9	723,4	29,5	168,4	69,3	mg-N L ⁻¹
NTK	502,9	721,8	28,6	168	68,9	mg-N L ⁻¹
Nitrogênio orgânico	492,8	361,2	26,1	160,5	8,6	mg-N L ⁻¹
Nitrogênio amoniacal	10,1	360,6	2,4	9,4	60,3	mg-N L ⁻¹
Ortofosfato	12,1	44,2	3,8	52,9	9,9	mgP-PO ₄ ³⁻ L ⁻¹
Ph	7	6,8	8,9	5,4	5,5	-

* ARB: água residuária de abatedouro; ARS: água residuária de suinocultura; ARC: água residuária de cervejaria; ARL: água residuária de laticínios; ARBF: água residuária de beneficiamento de frutas para produção de sorvetes; pH: potencial hidrogeniônico; DBO₅: demanda bioquímica de oxigênio; DQO_T: demanda química de oxigênio total; DQO_S: demanda química de oxigênio solúvel; DQO_P: demanda química de oxigênio particulado; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; ND: não detectado; DBO_T: demanda bioquímica de oxigênio total; DBO_S: demanda bioquímica de oxigênio solúvel; DBO_P: demanda bioquímica de oxigênio particulada.

Fonte: Morais *et al.* (2020).

A Tabela 3 mostra os parâmetros físico-químicos de efluentes mineiros coletados na literatura no período compreendido entre 2010 e 2018, valores médios.

Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos de efluentes mineiros coletados na literatura no período entre 2010 e 2018

Referência	DBO ₅ ⁽¹⁾	DQO ⁽¹⁾	NKT ⁽²⁾	Fósforo ⁽²⁾	pH
Matos et al. (2010)	2790	5143	89,54	22,51	3,78
Andrade (2011)	2988	5319	139	27,5	11,76
Mendonça et al. (2012)	1701	-	29,1	15,6	-
Abreu et al. (2013)	825	2388	-	-	5,56
Andrade et al. (2014)	1120	2937,6	92,9*	36,3	-
Rodrigues et al. (2015)	890	1965	-	-	5,8
Rabelo et al. (2016)	1578,9	3077,7	-	-	9,68
Mendonça et al. (2017)	1675	2456	26,5	16,8	6

1) Valores em mg de O₂. L⁻¹, (2) valores em mg. L⁻¹, * valores calculados a partir da soma do nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal.

Fonte: Batista e Aguiar (2018).

2.3 PRINCÍPIOS DO TRATAMENTO BIOLÓGICO

Compreende-se que o tratamento biológico aeróbio se assemelha aos processos naturais dos cursos d'água, depois que recebe um determinado despejo. No curso hídrico em que foi despejada a matéria orgânica ocorre o fenômeno conhecido como autodepuração, que objetiva decompor a carga orgânica por mecanismos naturais. Pretende-se que na ETE, aconteça o mesmo fenômeno. Entretanto, existe uma ligação direta com a tecnologia empregada no tratamento, que viabiliza que o processo de depuração se dê de maneira controlada e com taxas adequadas de remoção, para alcançar eficiência e soluções mais compactas (VON SPERLING, 1996).

Geralmente, a sequência de tratamento de efluentes industriais de laticínios engloba os tratamentos básicos e primários que visam à remoção de sólidos, óleos e gorduras. O tratamento secundário tem como finalidade reduzir primeiramente a carga orgânica, porém também pode diminuir o volume de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e o tratamento terciário é considerado como a fase de polimento (ANDRADE, 2011).

No entanto, muitos problemas foram relatados durante os processos primários e secundários. Estes frequentemente relacionados à alta produção de espuma, à baixa capacidade de sedimentação da lama, à baixa resistência a variação de cargas, à dificuldade de remoção de nutrientes e aos problemas associados à degradação de gorduras, óleos e outros tipos específicos de poluentes (ANDRADE *et al.*, 2015).

Os tratamentos terciários convencionais para remoção de nitrogênio e fósforo envolvem etapas físico-químicas, como coagulação, filtração e adsorção de carbono ativado de orgânicos, enquanto a desinfecção é tradicionalmente baseada na utilização de cloro, dióxido de cloro, ozônio, ácido peracético, bem como radiação UV. Todos esses processos apresentam como desvantagens o aumento drástico dos custos operacionais das ETEs e a geração de resíduos de desinfetantes químicos que eventualmente são introduzidos no meio ambiente (BELLUCCI *et al.*, 2020).

2.3.1 Biomassa em Suspensão

Os poluentes orgânicos encontrados em um efluente podem ser removidos e degradados usando uma microflora consideravelmente heterogênea (biomassa). No crescimento suspenso, a biomassa se desenvolve de maneira dispersa no meio líquido, não havendo nenhuma estrutura

que a sustente. Em contrapartida, pode-se utilizar de tecnologia onde a biomassa cresce aderida se desenvolve em um meio suporte, produzindo um biofilme (VON SPERLING, 1996).

As bactérias heterotróficas são à base do tratamento biológico, já que cabe a elas degradar a matéria orgânica, bem como se unir a estruturas, como flocos, biofilmes e grânulos. Esta última ação pode se dar dispersamente, isto é, a biomassa pode se desenvolver no meio líquido sem depender de sustentação (flocos), ou de forma aderida. Nesse caso, a biomassa cresce aderida a um meio suporte artificial, natural ou a própria biomassa aglomerada (grânulos) formando um biofilme (VON SPERLING, 2011).

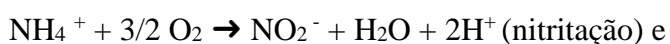
2.3.2 Biomassa Aderida

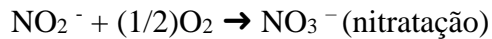
Os microrganismos correspondentes à biomassa aderida geram polímeros extracelulares os quais conferem capacidade de adesão físico-química das mesmas para um determinado modelo de meio suporte. A permanência da biomassa favorece sua alta concentração no reator em longos períodos de tempos. (VON SPERLING, 1996).

A biomassa aderida no ambiente de suporte contribui para manter uma grande quantidade de biomassa suspensa no reator, o que diminui a carga de sólidos suspensos nos clarificadores secundários e impede consequências negativas (passagem/liberação de sólidos) no processo de clarificação do efluente (CAMPOS; BUENO; PIVELI, 2020).

2.3.3 Nitrificação

Nitrificação é a expressão empregada para explicar a primeira fase para remover biologicamente o nitrogênio, ao mesmo tempo em que a amônia é oxidada a nitrito e o nitrito é oxidado a nitrato. Essa fase fundamenta-se na oxidação biológica do nitrogênio amoniacal por parte das bactérias oxidadoras de amônio (BOA) e bactérias oxidadoras de nitrito (BON), conjunto de bactérias caracterizado por conseguir energia para desenvolver através da oxidação de compostos inorgânicos (NH_4^+ e NO_2^-), usar o carbono inorgânico (CO_2) como fonte de carbono e o oxigênio (O_2) como acceptor de elétrons (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016). A primeira etapa desse processo é denominada nitritação e a segunda nitratação e são representadas pelas equações:





As BOAs são responsáveis por oxidar o amônio a nitrito e dentro desse conjunto podem ser observados gêneros como: *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* e *Nitrospira*, sendo que as primeiras são tema de diversos estudos. As BON oxidam o nitrito a nitrato e dentro desse grupo se encontram os gêneros: *Nitrospira*, *Nitrobacter*, *Nitrospina* e *Nitrococcus*; sendo as mais estudadas as *Nitrobacter* (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

2.3.4 Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas

A desnitrificação é o processo anóxico, executado por bactérias heterotróficas, no qual ocorre a remoção biológica do nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e gás nitrogênio. Nesse processo podem ser encontradas, principalmente, os gêneros *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus* e *Thiosphaera* (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

O poder de desnitrificação se associa diretamente com o volume de substrato biodegradável presente (relação carbono orgânico/nitrogênio) (LIU *et al.*, 2010).

Importante ressaltar a complexidade para estabelecer uma correta dosagem para que ocorra o processo de desnitrificação sem danificar a primeira fase de remoção que é a nitrificação. Podem ocorrer efeitos como acúmulo de nitrito e nitrato se a fonte de carbono não for suficiente ou a concentração excessiva de resíduos orgânicos, levando ao excesso da fonte de carbono (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

O excesso de compostos nitrogenados pode provocar vários efeitos negativos no ambiente, tais como eutrofização de corpos hídricos e toxicidade aos organismos. Porém, estes compostos são naturalmente modificados e integram o ciclo do nitrogênio, onde a amônia é convertida a nitrito, logo após a nitrato, e, depois a nitrogênio gasoso por meio das fases de nitrificação e desnitrificação, respectivamente (SANTOS, 2016).

Fisicamente, a nitrificação e desnitrificação simultânea (SND) acontece no interior do biofilme ou flocos microbianos, graças ao nível de oxigênio contido na biomassa. Bactérias nitrificantes revelam-se ativas em locais que apresentem maior índice de oxigênio, enquanto que em áreas onde existe restrição desse elemento podem ser percebidas as bactérias desnitrificantes. A desigualdade de oxigênio dentro da biomassa proporciona a expansão simultânea de bactérias nitrificantes e desnitrificantes (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

2.4 TRATAMENTOS TÍPICOS APLICADOS AOS EFLUENTES DE INDÚSTRIAS DE LATICÍNIOS

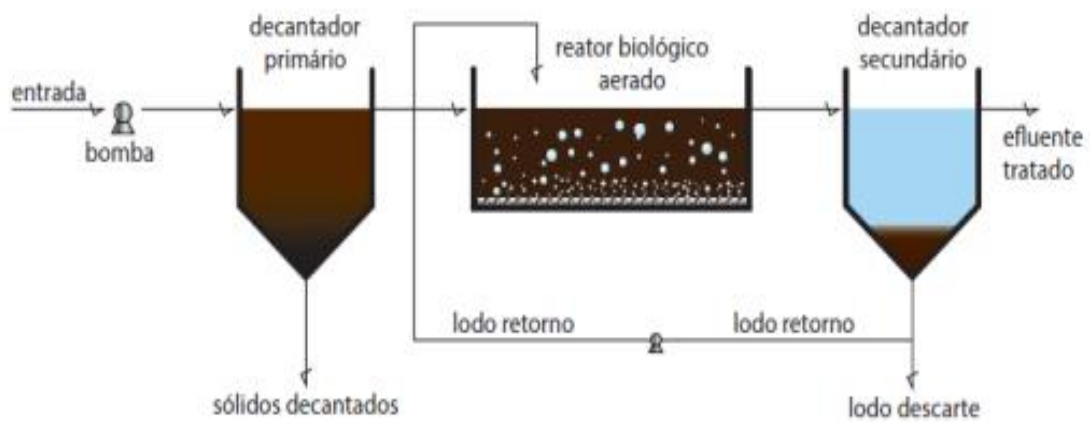
A área de atuação da indústria, assim como o processo que ela adota pode alterar as características dos efluentes. Sendo assim, as águas residuárias de indústrias, como, por exemplo, os efluentes de laticínios, são compostos por lipídeos, carboidratos e proteínas. O tratamento biológico, que algumas vezes pode ser denominado como tratamento secundário, é muito usado em estações de tratamento de efluente. Nesse caso, o processo implica em remover os sólidos dissolvidos, como matéria orgânica (carboidratos, proteínas e lipídeos), e os sólidos suspensos. Este tipo de tratamento requer o emprego dos processos biológicos aeróbios e/ou anaeróbios (LONGARETTI *et al.*, 2016).

Os processos aeróbios demonstram elevada eficácia para remover matéria orgânica, mesmo sua atuação ocorrendo com reduzidas cargas orgânicas volumétricas, já que o volume de oxigênio recebido é pequeno, desfavorecendo seu poder de processamento. Os anaeróbios podem atuar sob altas cargas orgânicas volumétricas, quase o dobro do que trabalha os processos aeróbios. No entanto, nem sempre seu poder de remoção se assemelha aos processos aeróbios. Outra relevante distinção entre esses processos são as demandas nutricionais, visto que os processos aeróbios requerem um grande volume de macronutrientes nitrogênio e fósforo, em razão da formação de lodo superior quanto comparado aos anaeróbios (BATISTA; AGUIAR, 2018).

Um estudo onde foi avaliada a eficiência de uma estação de tratamento para efluentes advindos de uma indústria de laticínios, usando metodologias convencionais de lagoas biológicas anaeróbias e aeróbias considerando os parâmetros de DQO, DBO₅ e pH. Percebeu-se que a ação do sistema de lagoas biológicas foi positiva, já que mais de 90% dos poluentes foram removidos, ou seja, 94% de demanda química de oxigênio (DQO) e 90% de demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) ao alcançar níveis médios de 2267,25 mg/L e 972,37 mg/L, respectivamente. O pH também diminuiu atingindo valor médio final de 8,12 (POKRYWIECKI *et al.*, 2013).

O sistema de lodo ativado vem sendo largamente usado para tratar efluentes domésticos e industriais. Porém, o consumo de energia elétrica desse sistema é elevado e ele requer mão de obra especializada (VON SPERLING, 2016). Nesse tipo de tratamento, a biomassa se mantém no sistema por mais tempo em razão da constante circulação do lodo, o que favorece para que o tanque de aeração (reator biológico) possua mais volume e concentração de biomassa (BROTTO *et al.*, 2010), como mostra a Figura 1.

Figura 1 – Lodos ativados



Fonte: Senaicimatec (2019).

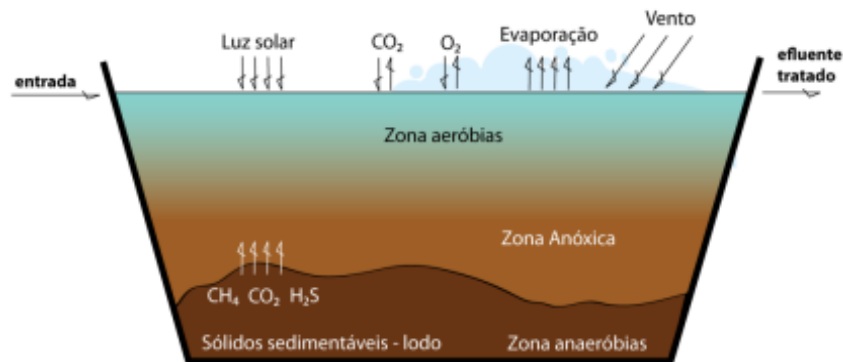
Moreira e Diniz (2018) avaliaram a viabilidade do uso de sistema UASB conectado a um sistema de lodos ativados por batelada que uma empresa de laticínios no tratamento de efluentes que a produção de queijos, requeijão e manteiga gerava. Os autores concluíram que o lodo ativado aliado ao reator UASB apresenta várias vantagens, tais como redução do lodo, consumo de energia elétrica menor e facilidade no manuseio.

As lagoas facultativas são aquelas onde acontecem os processos anaeróbicos e aeróbicos de forma distinta, dentro de 1,5 a 3 metros. O processo aeróbio é realizado pelas algas na superfície, sendo favorecido pela fotossíntese. Nas camadas mais profundas, as bactérias facultativas podem realizar processos aeróbios e anaeróbios para decomposição da matéria orgânica (SILVA; EYNG, 2013).

Geralmente, as águas residuais do leite são tratadas sob condições aeróbias. Cinco dias geralmente são suficientes para uma redução de DBO_5 de 85% em lagoas aeróbicas com resíduos de leite a 20° C, enquanto as águas residuais de alta carga de laticínios são tratadas principalmente em lagoas facultativas (SLAVOV, 2017).

A Figura 2 mostra uma lagoa de estabilização do tipo facultativa.

Figura 2 – Lagoa facultativa



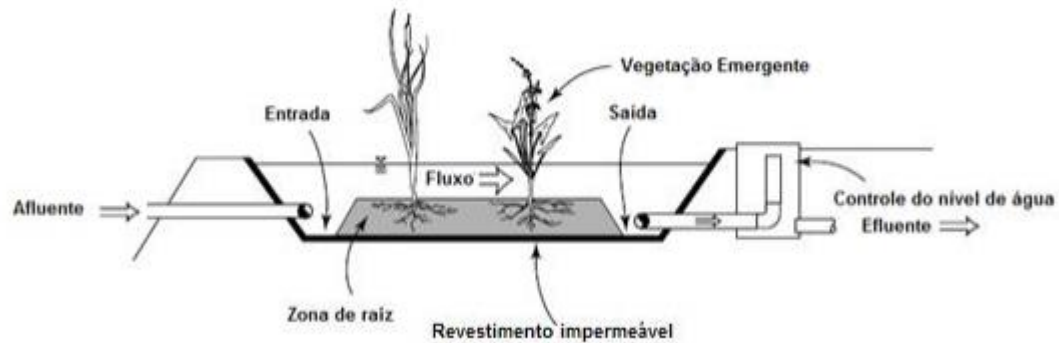
Fonte: Senaicimatec (2019).

Em um estudo, Guedes, Teran e Guedes (2019) tiveram como principal objetivo estabelecer o coeficiente de desoxigenação (K_1) em um corpo receptor de efluentes de uma indústria láctea. A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da indústria é formada por tratamento preliminar (gradeamento, desarenador e medidor Parshall), lagoa anaeróbica e lagoa facultativa. O efluente investigado foi coletado na saída da lagoa facultativa. A redução do OD ao longo do rio quando usado o coeficiente experimental do efluente diminuiu quando comparado aos coeficientes teóricos, visto que o local de decomposição ativa $K_1^{26^\circ\text{C}}$ experimental revelou valores menores. Os efluentes industriais quando são lançados em corpos receptores, podem se tornar mais suscetíveis à redução de OD no processo de autodepuração quando comparados aos efluentes sanitários.

Sistemas alagados construídos (SAC) ou *wetlands constructed* (CWs) foram projetados e construídos para utilizar os processos naturais que envolvem a vegetação de áreas úmidas, solos e o suas associações microbianas para realizar o tratamento de águas residuais. Antes usados apenas no tratamento de resíduos domiciliares, passaram a ser usadas na indústria, inclusive na de laticínios (VARGA *et al.*, 2017).

Os CWs são tecnologias de baixo custo e ecologicamente corretas, que aproveitam processos naturais para retirar poluentes da água usando plantas naturais, evitando geralmente o uso de produtos químicos e a entrada de grandes quantidades de energia externa. Entretanto, podem exigir uma grande superfície, que é sua principal desvantagem (VARGA *et al.*, 2017).

A figura 3 mostra os elementos básicos de um *wetland*.

Figura 3 – Elementos básicos de um *wetland*

Fonte: Kadlec e Wallace (2009).

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs) vêm se destacando no tratamento de águas residuais, já que trata de um procedimento eficiente que diminui os danos ao ambiente. Possuem como principal característica a capacidade de alterar, parcial ou completamente, os poluentes em espécies menos complexas como dióxido de carbono, água, ânions inorgânicos ou substâncias com menor poder de toxicidade e simples de ser degradadas em tecnologias comuns. Entretanto, em alguns casos os compostos originais são bem menos tóxicos e mais biodegradáveis que os produtos de degradação dos POAs (ARAÚJO *et al.*, 2016).

Dias *et al.* (2018) ao avaliar o pré-tratamento de efluente bruto da indústria de laticínios através da fotocatalise heterogênea ($H_2O_2/TiO_2/UV$) comprovaram que o tratamento de efluentes de laticínios usando o sistema de POA's em reator tubular com lâmpada de luz negra em processo de fotocatalise heterogênea ($H_2O_2/TiO_2/UV$) reduziu aproximadamente 34% da matéria orgânica que o efluente bruto apresentava, na concentração de TiO_2 de 1,5 g/L e 200 mM de H_2O_2 , em 20 minutos.

Os sistemas POAs apresentam várias vantagens, tais como tratamento de sistemas complexos como os de laticínios, fotocatalise heterogênea que não demanda o uso de reagentes químicos (DIAS *et al.*, 2018), elevado poder de oxidação, mineralização completa dos poluentes e oxidação total de espécies inorgânicas, versatilidade e eficiência, decomposição dos reagentes empregados como oxidantes com produtos que impactam menos o meio ambiente e possibilidade de ser manuseado em temperatura e pressão ambiente (ARAÚJO *et al.*, 2016). Como desvantagens os POAs se mostram caros devido aos custos com a fonte de radiação UV.

2.5 HISTÓRICO DA TECNOLOGIA MBBR

Em 1980, na Noruega, foi desenvolvida uma tecnologia que usa reator de leito móvel com biofilme conhecida como *Moving Bed Biofilm Reactor* (MBBR) visando elevar a eficácia

do tratamento de efluentes em plantas tradicionais não havendo demanda para expandi-las, aumentando o volume populacional microbiano em reatores tradicionais através do uso de meios-suporte (mídias), sobre os quais o biofilme é desenvolvido (SILVA *et al.*, 2020).

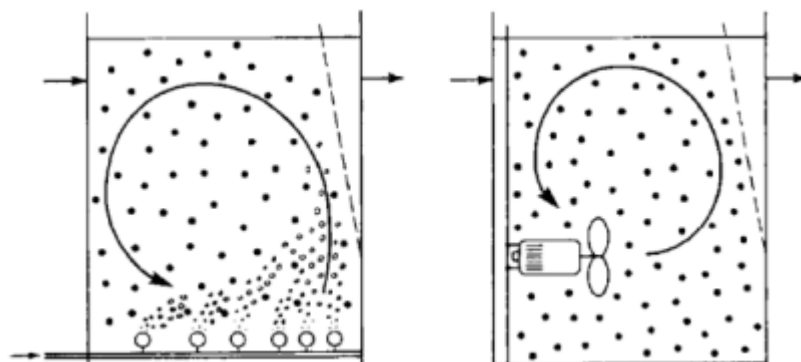
Apesar do ano de sua criação, somente em 1992 foram empregados os primeiros experimentos usando esta tecnologia em duas estações de tratamento de efluentes (ETEs). Comprovou-se um bom desempenho favorável do reator, especialmente no que se refere a intensificação sua capacidade de tirar proveito dos volumes existentes (ZILLI, 2013).

2.6 PRINCÍPIOS DO MBBR

O processo de tratamento tem como fundamento o desenvolvimento de biofilme em leito móvel visando degradar a matéria orgânica, remover nutrientes do esgoto sanitário e de indústrias, tais como as de laticínio. Ao se unir ao lodo ativado, cultiva-se, simultaneamente à biomassa aderida aos suportes plásticos, alto volume de biomassa em suspensão por meio do instrumento de recirculação de lodo, conferindo ao sistema elevado poder de carga (FUJII *et al.*, 2013).

O sistema MBBR implica na manutenção de uma porção da solução misturada em suspensão na massa líquida, e porção que se encontra aderida ao meio suporte. O tempo de retenção hidráulica varia entre 3 a 48 horas. Os meios de suporte proporcionam base de adesão para biomassa microbiana e revelam significativa mobilidade, ou seja, as biomídias se movimentam constantemente (PEITZ; XAVIER, 2020) (Figura 4), favorecendo para que os microrganismos entrem em contato com o efluente. Conforme Hajipour *et al.* (2011), a forma como esse sistema se movimenta livremente na água favorece para o cultivo quase completo da biomassa nesses locais.

Figura 4 – Princípio de funcionamento da tecnologia MBBR



Fonte: Oliveira (2019).

Mais de 90% da biomassa, no sistema MBBR, se encontra fixa e é cultivada no local, ao invés de ficar suspensa no líquido, o que talvez seja justificado em razão das condições de aderência que o meio suporte oferece (KAWAN *et al.*, 2016).

A tecnologia MBBR é baseada na tecnologia convencional de lodo ativado e filtros de manipulação e, quando comparada aos processos convencionais de lodo ativado, a tecnologia MBBR requer um reator de pequena capacidade para tratar um grande volume de água residual. Além disso, o aumento de volume do lodo não é uma preocupação com MBBRs, resultando em menor frequência de limpeza e retrolavagem. Essa tecnologia pode ser operada com altas cargas orgânicas com rápida recuperação. O processo MBBR também oferece flexibilidade nas opções de tratamento, uma vez que pode ser facilmente modificado e atualizado a partir de instalações existentes sem custos substanciais ou grandes áreas de terra. (BAKAR *et al.*, 2020).

Parâmetros como temperatura, pH, demanda química de oxigênio (DQO), presença de nitrogênio e fósforo devem ser acompanhados e considerados para o controle do processo para verificação do tratamento adequado e máxima remoção da carga poluidora. Segundo Amaral e Tavares (2018), a temperatura interfere no volume de matéria orgânica consumida e na taxa de nitrificação que mostra grande fragilidade quando em contato com temperaturas mais elevadas, especialmente os sistemas de biofilme que podem ser mais difusos e apresentar restrições no volume de oxigênio dissolvido. Conforme Jordão e Pessoa (2014), altas temperaturas reduzem o oxigênio presente no meio. Para Gonçalves Filho (2019), temperaturas entre 25 e 36° favorecem o crescimento de bactérias. Já temperaturas entre 7 e 35°C facilitam a nitrificação, porém reduz a nitratação. De acordo com Fleck, Eyng e Tavares (2015), cada 7°C acrescidos a temperatura, o crescimento dos organismos dobra, assim como há uma redução de metade do crescimento desses mesmos organismos a cada 7°C extraídos. O crescimento dos organismos conforme a temperatura, segundo Fleck, Eyng e Tavares (2015), pode ser calculado por:

$$\mu_{\text{máx}(T)} = \mu_{\text{máx}(20^{\circ}\text{C})} \theta^{(T-20)}$$

Onde:

$\mu_{\text{máx}(T)}$: taxa de crescimento máxima a uma temperatura T (d^{-1});

θ : coeficiente de temperatura;

T: temperatura ($^{\circ}\text{C}$).

O coeficiente de temperatura é descrito numa faixa de 1,08 a 1,13, com aplicação usual de 1,10 (FLECK; EYNG; TAVARES, 2015).

O pH dos efluentes brutos derivados de indústrias de laticínios pode variar de 4 a 10. Batista e Aguiar (2018) comprovaram variação no pH entre 3,78 e 11,76.

O objetivo de investigar a DQO é mensurar a quantidade de oxigênio gasto no processo de oxidação da matéria orgânica que é alcançada usando o dicromato de potássio, um oxidante forte, em meio ácido (VON SPERLING, 2014). A DQO pode se apresentar elevada, principalmente em indústrias de laticínios, devido à grande concentração de matéria orgânica e de resíduos de leite, gorduras, carboidratos, proteínas, produtos de limpeza usados para higienizar equipamentos e instalações (ROCHA; CARDOSO; VIEIRA, 2018).

O nitrogênio e o fósforo quando encontrados juntos em corpos de água se tornam os principais responsáveis pela eutrofização, que implica no aumento de nutrientes, provocando desenvolvimento demasiado de plantas aquáticas, planctônicas ou aderidas (KAWAN *et al.*, 2016). Sendo assim, remover esses nutrientes dos efluentes industriais como, por exemplo, os de laticínio deve ser feito com a maior eficácia possível, sem lançar grandes volumes no corpo hídrico receptor (SANT'ANNA JR, 2013).

2.7 CARACTERÍSTICAS DO MEIO SUPORTE

Também chamados de mídias, o meio suporte é sobre onde o biofilme se desenvolve. Essas mídias demandam eleva área superficial para que os microrganismos se desenvolvam, precisam se encontram em movimento contínuo promovendo o contato entre os compostos presentes no meio líquido e o biofilme (SILVA *et al.*, 2020).

As mídias podem ser consideradas como a base do processo MBBR, podendo se apresentar em forma de cilindros, cubos, esferas, cerâmicas porosas, esponjas, polietileno entre outros. Inúmeras são as possibilidades que se distinguem em razão do material de fabricação, formato, dimensão e área específica. O volume da mídia geralmente não excede 70% do volume do reator (QIQI; QIANG; IBRAHIM, 2012).

Conforme a NBR 12.209/2011, a densidade do meio suporte deve se manter entre 0,92 e 0,98 e a superfície específica interna acima de $250 \text{ m}^2/\text{m}^3$, e a relação entre o volume total e o volume do reator deve se encontrar 0,3 e 0,7 (ABNT, 2011).

Os meios de suporte do sistema MBBR apresentam como principal característica reduzida densidade, polietileno em sua composição que ficará suspenso em razão do agito provocado por sistemas de aeração ou de mistura (AMARAL; TAVARES, 2018).

Bakar *et al.* (2020) usaram mídias de plástico preto (BPM) e Hexafiltro (HEX), fabricadas, respectivamente, em polipropileno e polietileno (PE) para investigar o tratamento de efluente de fábrica de óleo de palma (POME) usando um MBBR, considerando o volume de mídia e a diversidade microbiana.

Silva *et al.* (2020) usaram como mídias em seu estudo peças plásticas cilíndricas da marca Enviromex, fabricado em polietileno de alta densidade (PEAD), cor branca, com diâmetro externo de 26 mm, densidade de $0,96 \text{ g/cm}^3$ e área específica de $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$, visando comparar duas técnicas de extração de sólidos das mídias. Segundo os autores a massa de sólidos aderidos as mídias (MA_m) pode ser calculada conforme a diferença do peso no início do processo menos o peso depois da lavagem, usando a equação $MA_m = MM_{\text{ext}} - MM_{\text{lav}}$, onde MA_m significa a massa de sólidos que aderem às mídias, MM_{ext} é a massa das mídias depois da extração e MM_{lav} é a massa das mídias após a lavagem.

2.8 MICROSCOPIA

Segundo Schlegel, Paul e Jaeger (2016), exames microscópicos da biomassa de um sistema de lodos ativados demonstram sua constituição como comunidade heterogênea de microrganismos. Essa população sofre flutuações de concentração e composição, constantemente em decorrência das variações na composição do afluente e das condições ambientais. O funcionamento adequado do sistema de tratamento requer uma microbiota saudável, o seu acompanhamento é importante no monitoramento do sistema. Assim é possível identificar problemas no processo de tratamento decorrentes da composição microbiológica do lodo.

Tsitouras (2021), em um estudo sobre morfologia do biofilme e microbioma em reatores de biofilme de leito móvel tratando águas residuais da produção de queijos, afirma que há relação direta entre taxas de remoção de carga orgânica, morfologia do biofilme e microbioma da comunidade em estágios de anaerobiose mais longos.

2.8.1 CARACTERÍSTICAS DA BIOMASSA

A biomassa se desenvolve dispersamente nos lodos ativados tradicionais originando os flocos que são essenciais para que o processo de tratamento ocorra de maneira eficaz, apresente uma estrutura heterogênea integrada por material orgânico adsorvido, células vivas e mortas, material inerte dos esgotos, entre outros. A aeração interfere na dimensão dos flocos fazendo com que ele se solte do líquido por meio da sedimentação, o que promove para que o efluente, no final do processo de tratamento, esteja limpo (VON SPERLING, 2011).

Os flocos são formados não apenas por bactérias, mas também de protozoários, fungos, nematoides. Essa mistura proporciona a característica de biofilme em que exoenzimas

hidrolisam o material particulado antes da metabolização pelas bactérias e dentro do floco ocorre um nível de nutrientes e de oxigênio disponível. A produção destes flocos acontece devido a presença de bactérias filamentosas que possuem a atribuição de matriz estrutural promovendo que as bactérias que formam os flocos e os microrganismos possam se aderir (VON SPERLING, 2011).

2.9 VARIÁVEIS DE CONTROLE

Conforme Von Sperling (1996), os processos de tratamento de esgotos são compostos por inúmeras variáveis, as quais podem ser de entrada, de controle, medidas e manipuladas.

Para melhor compreensão serão debatidas a seguir algumas variáveis do processo MBBR que são a carga orgânica volumétrica (COV), a carga orgânica superficial (COS), oxigênio dissolvido (OD) e a idade do lodo.

2.9.1 Carga Orgânica Volumétrica (COV)

A carga orgânica volumétrica (COV) é a quantidade (massa) de matéria orgânica que o reator recebe diariamente, conforme o volume de suas unidades (CAPASSI *et al.*, 2013).

A COV pode ser conceituada como a carga orgânica do afluente por unidade de volume do reator (CHERNICHARO, 1997). A comunidade bacteriana é a responsável pelos processos que ocorrem no interior dos reatores, podendo potencializar ou reduzir o desempenho desses reatores. A COV pode alterar a comunidade bacteriana, conforme aumenta ou diminui a quantidade de matéria-prima trabalhada pelo reator. Sendo assim, as mudanças nas condições operacionais podem ser usadas para influenciar a estrutura da comunidade microbiana para a otimização da digestão anaeróbica (FERGUSON; COULON; VILLA, 2016).

Oliveira *et al.* (2012) ao caracterizar a biomassa aderida ao meio suporte e avaliar o desempenho de um sistema MBBR no tratamento do efluente de uma fábrica de celulose e papel obteve como valores de COV média de 10,0 kgDQOsol/m³.d e 4,3 kgDBOsol/m³.d.

Oliveira (2019) ao avaliar a capacidade de remoção de matéria orgânica de matéria orgânica de um efluente sintético usando reator MBBR encontrou carga orgânica volumétrica (COV) ao tanque de aeração em torno 1,8 Kg DQO/m³.dia, mantendo-se constantemente entre 2,02 Kg DQO/m³.d e 1,77 Kg DQO/m³.d.

2.9.2 Carga Orgânica Superficial (COS)

A Carga Orgânica Superficial (COS) pode ser conceituada como a razão entre a carga orgânica recebida pelo reator biológico e a dimensão da área superficial em função da biomódia (CAMPOS; CATINO, 2016).

A COS é uma taxa geralmente usada nos processos de biofilme que se baseia na área superficial específica do meio suporte ($\text{g}/\text{m}^2.\text{dia}$), já que a literatura revelou que a área do biofilme é o padrão chave nesse tipo de tratamento (ØDEGAARD, 1999).

Oliveira *et al.* (2012) obteve como valores de COS entre 20,7 e 54,5 $\text{gDBO}_{\text{sol}}/\text{m}^2.\text{d}$, com média de 43,8 $\text{gDBO}_{\text{sol}}/\text{m}^2.\text{d}$ usando o sistema MBBR no tratamento do efluente de uma fábrica de celulose e papel.

Oliveira (2019) encontrou valores de COS entre 5,91 $\text{g DQO}.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ a 6,744 $\text{g DQO}.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, levando em conta uma área superficial efetiva dentro do reator de 18 m^2 , que é obtida ao usar um meio suporte com volume de 24 L com o valor de 750 $\text{m}^2.\text{m}^{-3}$ de área efetiva, o que significa que o enchimento do reator foi de 40,74%.

2.9.3 Oxigênio Dissolvido (OD)

A introdução de OD no interior do reator deve atender às necessidades metabólicas da população de microrganismos presentes, bem como promover a completa mistura do conteúdo do tanque (CAMPOS; CATINO, 2016).

Dessa forma, o sistema MBBR, por contar com a presença da biomassa aderida além da biomassa em suspensão, juntamente com as biomódias, naturalmente requer uma taxa de aplicação de OD superior à encontrada para os sistemas de lodos ativados (CAMPOS; CATINO, 2016). Caso os valores de OD sejam inferiores a 2,5 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$ a nitrificação é quase interrompida por completo (FUJII *et al.*, 2013).

2.9.4 Outras Variáveis

2.9.4.1 Idade do lodo

O sistema MBBR não demanda que o lodo decantado seja recirculado. É função da biomassa aderida preservar o tempo de retenção celular alto. Portanto, o tempo de detenção

celular da biomassa suspensa é equivalente ao tempo médio que os microrganismos permanecem no sistema (PLATTES *et al.*, 2006).

A idade do lodo, ou tempo de residência celular (TDH), é o tempo médio em que uma partícula em suspensão se mantém sob aeração no sistema (JORDÃO; PESSÔA, 2014). Qual a idade do lodo recomendada para sistemas MBBR? Almada (2012) citou como valores ideais para a idade do lodo 80h.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

O efluente utilizado derivou de um laticínio localizado na região da Zona da Mata no estado de Minas Gerais que atua na produção de leite e derivados, tais como iogurte, queijos, bebidas lácteas, entre outros. Possui uma área total de 25.000 m², dos quais 8.000 m² são de área construída e capacidade de processamento de 140.000 litros de leite por dia.

3.2 LAYOUT DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES – ETE

A Estação de Tratamento de Efluentes – ETE em estudo foi dimensionada para tratar 500m³ de efluente/ dia.

3.2.1 Caixa elevatória de efluente bruto

A primeira etapa do processo acontecia dentro das caixas elevatórias de efluente bruto que foram construídas em concreto com volume total útil de 13 m³. As dimensões eram 2,4 m de comprimento, 2 m de largura, 3,3 m de altura e 2,8 m de nível líquido.

3.2.2 Caixa de gordura e calha Parshall

O efluente bruto era bombeado para a caixa de gordura que foi construída em concreto, com volume total útil de 20 m³, dimensões de 4 m de comprimento, 2 m de largura, 2,77 m de altura e 2,5 m de nível líquido. Na caixa de gordura ocorria a separação manual do efluente bruto flutuante mais grosseiro que era, posteriormente, bombeado para o tanque de armazenamento de lodo primário e secundário. A seguir, o efluente bruto passava pela calha Parshall para posterior etapa de equalização.

3.2.3 Tanque de equalização

O tanque era de concreto com volume total útil 500 m³. As dimensões eram 11,7 m de comprimento, 17,7 m de largura, 2,7 m de altura total e 2,4 m de nível líquido. O tanque era aerado através de rede uma de difusores construída em aço inox por sopradores de ar, marca

Atlas Copco, com vazão de 1.200 Nm³/h. Possuía medidor e controlador de nível e medidor/controlador de pH. Um medidor/controlador de pH comandava as bombas de dosagem de ácido e/ou soda cáustica de 0-20 l/h x 2 bar para que o pH se mantivesse dentro de uma faixa pré-determinada entre 8,0 e 9,0.

3.2.4 Flotador

Depois da equalização, o efluente recebia a dosagem de sulfato de alumínio 0-25 l/h com controle manual da vazão de dosagem e de polímero aniônico 0-50 l/h com controle da vazão através de inversor de frequência na entrada do floculador hidráulico em linha, junto da unidade de flotação por ar dissolvido. Após a floculação, o efluente floculado entrava no flotador por ar dissolvido, sendo que o lodo primário era raspado mecanicamente na superfície do flotador e destinado ao tanque de armazenamento de lodo primário e secundário. O efluente flotado fluía então por gravidade para o reator biológico MBBR 1.

A capacidade do flotador era de 25 m³/h, Modelo GFAD 25 F, Fabricante Gratt. Apresentava área específica superficial de 18,7 m², com dimensões de 4,09 m de comprimento, 1,72 de largura e 1,67 de altura total. O flotador foi construído em fibra de vidro.

3.2.5 Descrição dos reatores MBBR

O sistema consiste em dois reatores construídos em concreto e em série (MBBR 1 e MBBR 2). As dimensões dos reatores eram de 9,5 m de comprimento, 4,75 m de largura e 5 m de altura total, sendo 4,0 metros de nível líquido. O volume útil total era de 180 m³. O tempo de retenção hidráulica (TRH) médio era de 14 (± 1) horas considerando a vazão média de entrada de aproximadamente 13,5 m³/ hora. A vazão afluyente dos reatores era regulada por meio de bomba hidráulica submersa em tanque de equalização.

Os reatores MBBR eram aerados por soprador de ar da marca Atlas Copco com vazão de 1.200 Nm³/h. O ar era conduzido por tubulações de aço inox até chegar aos difusores com furos de 4 mm, gerando bolhas. O sistema era preenchido com 60% de biomedias que equivale a 108 m³. As biomedias eram do tipo BWT-X fornecidas pela Biowater/Noruega com área específica de 650m²/m³ de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) com peso específico de 0,95 kg/L.

O sistema era preenchido com 60% de biomedias que equivale a 108 m³. As biomedias eram do tipo BWT-X, fornecidas pela Biowater/Noruega e possuíam área específica de 650m²/m³ de PEAD com peso específico de 0,95 kg/L, como mostra a Figura 5.

Figura 5 - Biomedias tipo BWT-X



Fonte: Acervo da autora (2020).

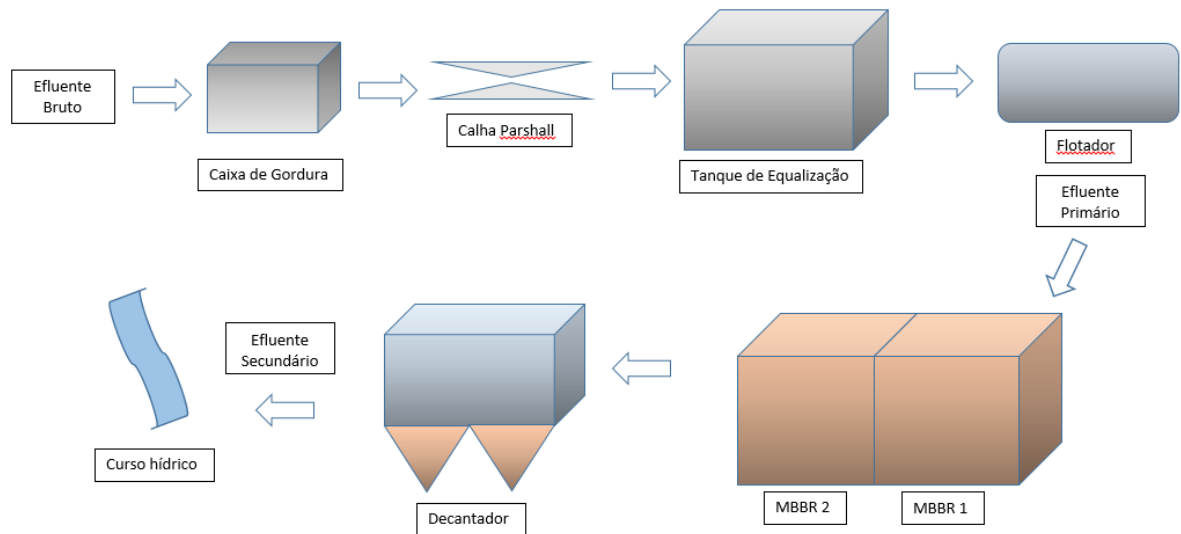
3.2.6 Decantador secundário

O decantador secundário era feito de concreto com fundos em poços tronco-piramidais. As dimensões eram de 4,21 m de comprimento e 3,86 m de largura. A altura cilíndrica útil era de 2,5 m. O volume útil era de 42,2 m³, sendo que a taxa hidráulica representava 0,7 m³/m²/h, como apontado por Metcalf e Eddy (2016).

3.2.7 Fluxograma do ciclo de funcionamento da ETE

A figura 6 mostra o ciclo de funcionamento da ETE.

Figura 6 – Fluxograma do ciclo de funcionamento da ETE



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

3.3 PARÂMETROS OPERACIONAIS

3.3.1 Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é o tempo em que os despejos residuais mantêm-se no sistema (VON SPERLING, 2011). É calculado pela razão entre o volume do reator (V) e a vazão afluente (Q):

$$TDH = \frac{V}{Q}$$

3.3.2 Relação F/M

Trata-se da quantidade de alimento ou substrato disponível por unidade de massa dos microrganismos, ou seja, representa a carga disponível, e estabelece relação direta com a eficiência do sistema (VON SPERLING, 1997).

O cálculo da relação F/M foi realizado considerando a biomassa suspensa mais a aderida, sendo assim é definida como relação equivalente, A/Meq.

$$\frac{A}{M_{eq}} = \frac{Q_e * DQO_i}{V * (SST_a + SAT)}$$

Em que:

A/Meq = relação equivalente de alimento por microrganismo (d^{-1});

Q_e = vazão de entrada de efluente (m^3/d);

DQO_i = concentração de DQO_t no efluente bruto (mg/L);

SST_a = concentração de SST no tanque de aeração (mg/L);

SAT = concentração de SAT no tanque de aeração (mg/L);

V = volume do reator MBBR (m^3)

3.3.3 Carga Orgânica Volumétrica – COV

Dado por:

$$COV = \frac{Q \cdot S}{V}$$

Onde: Q = Vazão (m^3/dia)

S = Concentração de Substrato no afluente ($kg\ DQO/m^3$)

V = Volume total do reator (m^3)

3.3.4 Índice Volumétrico de Lodo – IVL

Corresponde ao volume em ml ocupado por um grama de sólidos em suspensão (seco), sendo obtido pela divisão do valor de RS (ml/l) pelo de SSTa (g/l), e é expresso em ml/g .

Esse parâmetro indica qualitativamente os padrões de sedimentabilidade do lodo.

3.3.5 Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH foi analisado em campo através do pHmetro Simpla PH140 com sonda.

3.3.6 Planejamento experimental de coletas e análises

No Quadro 1 estão apresentados os parâmetros monitorados e as frequências analíticas do reator MBBR.

Quadro 1 – Parâmetros monitorados e frequências analíticas

Parâmetro	Frequência
-----------	------------

Vazão	Diária
pH	Diária
DBO ₅	Mensal
DQO	Mensal
SST	Trimestral

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

A tabela 4 mostra os valores de parâmetros, normas, unidade e referências da metodologia adotada para esse trabalho.

Tabela 4 – Parâmetros, normas, unidade e referências

Parâmetros	Norma/Procedimento	Unidade	Referência
DBO ₅	SMWW 5210 B	mg/L	ALPHA (2005)
DQO	SMWW 5220 D	mg/L	ALPHA (2005)
Óleos graxos	SMWW 5220 D	mg/L	ALPHA (2005)
SST	SMWW 2540 D	mg/L	ALPHA (2005)

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

A Tabela 5 abaixo descreve as faixas dos parâmetros típicos de operação de reatores MBBR e os valores encontrados durante o período de avaliação do presente trabalho.

Tabela 5 – Parâmetros típicos de operação dos sistemas MBBR para águas residuárias de laticínios e valores adotados na operação avaliada na presente pesquisa

Parâmetro	Valores típicos	Valores encontrados
Tempo de Retenção Hidráulica (h)	4-36	14 (±1)
Relação F/M - (kgDBO/kgSSVT)	0,007 a 0,5	0,1 (±0,02)
COV (kgDBO/m ³ tanque.d)	0,35 a 3,0	1,8 (±0,2)
Índice volumétrico do lodo (IVL)	>150	200 (±50)
Idade do lodo	20 a 40 dias	30 (±2)
SSTA (mg/L)	1000 a 6000	2000 (±50)

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

3.4 PARÂMETROS ANALISADOS

Os parâmetros avaliados no presente estudo foram: pH, DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio/5 dias), DQO (Demanda Química de Oxigênio), óleos e graxas, SST (Sólidos Suspensos Totais) e microbiologia por microscopia.

3.5 COLETA DAS AMOSTRAS

3.5.1 Efluente primário e secundário

A ARL utilizada para o desenvolvimento do presente trabalho foi coletada em um laticínio localizado na região da Zona da Mata do estado de Minas Gerais pelo período de nove meses consecutivos.

A coleta mensal do efluente foi realizada em dois pontos:

1º) na saída do sistema de tratamento primário (flotador), caracterizando-se como efluente primário (antes do MBBR);

2º) na saída do decantador, caracterizando-se como efluente secundário (depois do MBBR).

3.5.2 Lodo ativado com biomassa em suspensão

3.5.2.1 Microbiologia

As coletas foram realizadas no reator MBBR 1 nos meses de outubro/ 2019, setembro/ 2020 e novembro/ 2020. As amostras foram devidamente refrigeradas para posterior encaminhamento ao laboratório de microbiologia da empresa Genética Group Tecnologias Ambientais LTDA conforme métodos definidos por AL-MUTAIRI (2009) e BITTON (1944).

3.5.2.2 Cinética de remoção de matéria orgânica

As coletas foram realizadas durante 3 dias consecutivos. Foram definidos 9 pontos de amostragem, totalizando 27 amostras. O 1º ponto (efluente primário) foi coletado na saída do sistema de tratamento primário (flotador). Do 2º ao 9º ponto, as coletas foram realizadas no decorrer dos reatores (MBBR 1 e no MBBR 2). O intervalo de coletas foi de 2 horas, sendo que o 1º e o 2º ponto foram coletados simultaneamente. As coletas iniciaram às 7h30m e terminaram às 21h30m. O distanciamento definido para amostragem foi de 1,18 m para cada ponto. As

amostras foram devidamente refrigeradas e, posteriormente, encaminhadas ao laboratório Centro de Biologia Experimental Oceanus LTDA.

3.5.2.3 Metodologia de cálculo para eficiência do sistema A

Eficiência do sistema de tratamento de efluentes da respectiva empresa foi determinada em percentual a partir da comparação da média dos resultados dos parâmetros obtidos no primeiro ponto de coleta denominada efluente primário, com a média dos resultados dos parâmetros obtidos no sexto ponto de coleta, denominado saída final do tratamento, conforme a equação a seguir.

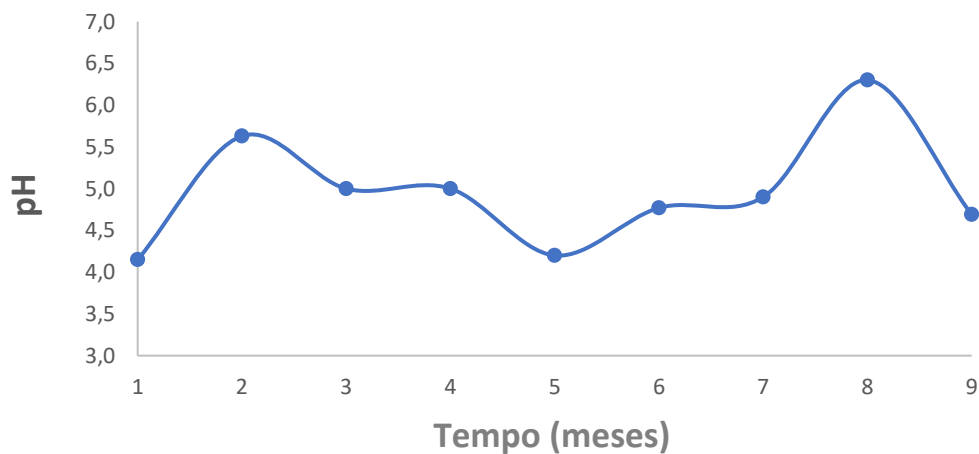
$$Eficiência = \frac{Parâmetro\ Entrada - Parâmetro\ Saída}{Parâmetro\ Saída} * 100$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO - pH

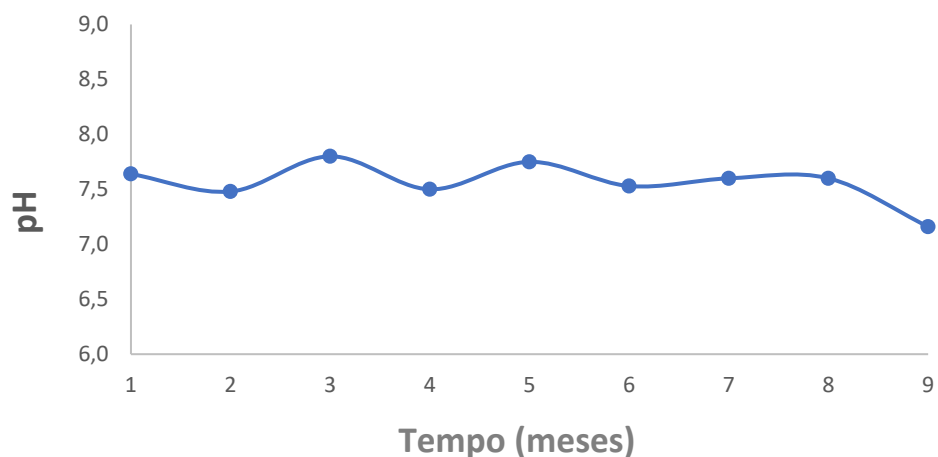
O valor médio de pH para o efluente primário do sistema MBBR foi de aproximadamente 5,1 ($\pm 0,67$). Para o efluente secundário, o valor médio de pH obtido foi de 7,6 ($\pm 0,18$). O valor encontrado atende aos parâmetros estabelecidos pela Deliberação Normativa conjunta COPAM/CERH nº 01/2008 (BRASIL, 2008) que está na faixa de 6,0 a 9,0, como mostram os Figuras 7 e 8.

Figura 7 - Comportamento temporal do pH no efluente primário



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 8 - Comportamento temporal do pH no efluente secundário



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Notadamente a água residuária com pH baixo na entrada do sistema sofreu tamponamento no interior dos reatores, principalmente pela considerável concentração de matéria orgânica biodegradável contida no efluente primário.

A presença de ácidos utilizados para limpeza de equipamentos e tubulações alteram o pH da água residuária, tornando o pH ácido o que pode interferir no crescimento bacteriano (SILVA; SIQUEIRA; NOGUEIRA, 2018). Quando o pH diminui, é aumentada a concentração de óxidos de nitrogênio, especialmente N₂O que é tóxico para o sistema. (XIE; WAN; WU, 2020).

Conforme Ribeiro (2017), dentro do sistema de tratamento aeróbio, as emissões de N₂O podem variar e estas variações se relacionam diretamente à dinâmica das condições operacionais (variabilidade da carga orgânica, taxa de aeração e temperatura).

Autores realizaram um estudo onde foi avaliado tratamento de efluentes de laticínio onde por meio de lagoas em série, anaeróbia e aeróbia. O pH atingiu valor médio final de 8,12 (POKRYWIECKI *et al.*, 2013), maior que o da presente pesquisa.

O valor de pH ideal para processos de nitrificação está na faixa de 8,0 a 9,0 (XIE; WAN; WU, 2020). Valores de pH abaixo de 7,0 afetam o rendimento da desnitrificação (XIE; WAN; WU, 2020), reduzindo a remoção de compostos nitrogenados. A desnitrificação é um processo, executado por bactérias heterotróficas, no qual ocorre a remoção biológica do nitrato que é convertido à óxido nítrico, óxido nitroso e gás nitrogênio (N₂). Nesse processo atuam, principalmente, os gêneros de bactérias *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus* e *Thiosphaera* (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

Bueno *et al.* (2019) ao avaliar o desempenho de um reator, chamado pelos autores de MBSBBR, que proporciona a ação conjunta de crescimento suspenso e aderido, em bateladas sequenciais para remoção de material orgânico, nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário encontraram valores de pH de 7,6 para o esgoto bruto e 7,2 para esgoto tratado.

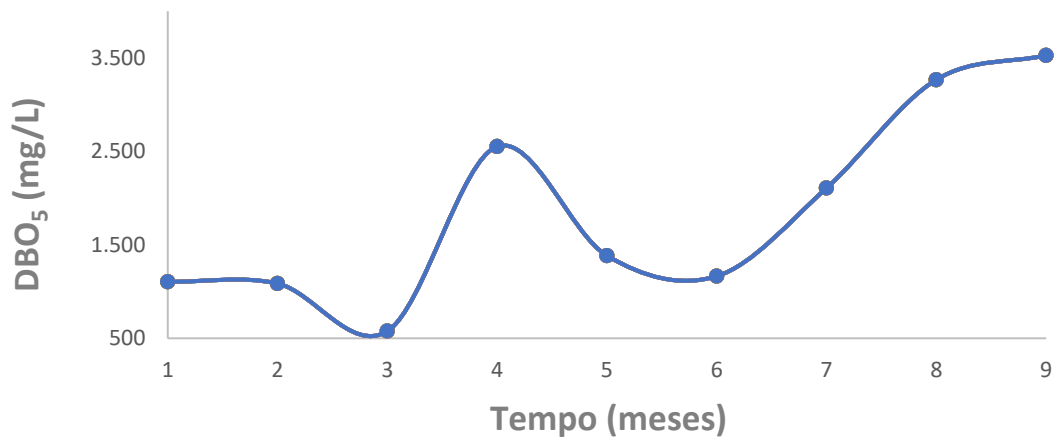
Castro *et al.* (2019) avaliaram a remoção de matéria orgânica e compostos recalcitrantes do efluente Kraft em um sistema de lodos ativados em escala de bancada, bem como investigaram a presença de toxicidade aguda do efluente antes e depois do tratamento e encontraram valores iniciais de pH para o efluente de duas amostras de 7,6 e 9,3, respectivamente, o qual foi ajustado para 7,0 depois do tratamento.

4.2 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO - DBO₅

O valor médio de DBO₅ encontrado para o efluente primário foi de 1.863,4 mg/L ($\pm 1.050,2$) e para o efluente secundário foi de 37,2 mg/L ($\pm 24,8$). Para o sistema estudado, observou-se 98% ($\pm 0,02$) de remoção de DBO₅ em média. Nos meses 6 e 7, as remoções foram as menores registradas durante o estudo, com valor de 94% (Figuras 9 e 10).

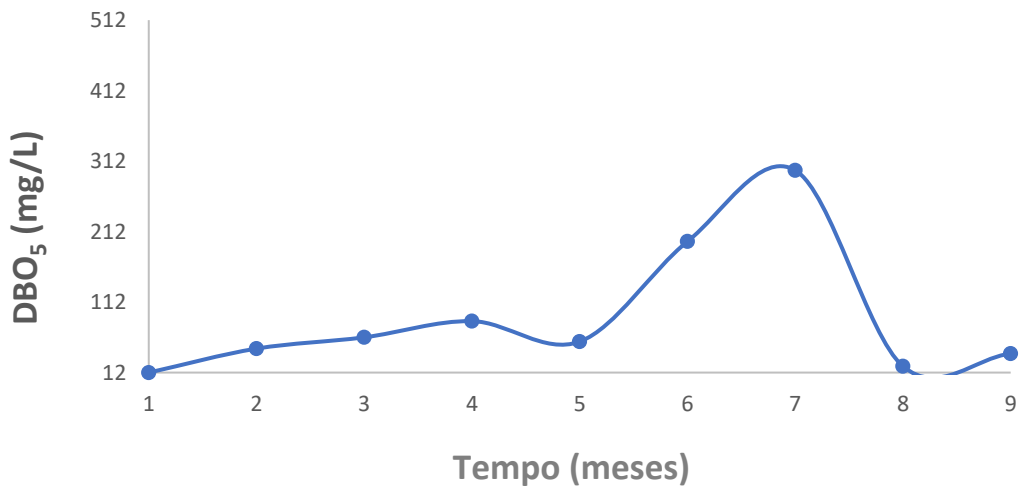
Mesmo os menores valores na remoção de DBO₅ atendem aos parâmetros estabelecidos pela Deliberação Normativa conjunta COPAM/CERH n° 01/2008 (BRASIL, 2008) que é de no mínimo 75%, com média anual de 85%, para fins de lançamento do efluente tratado em curso de água.

Figura 9 - Comportamento temporal da DBO₅ no efluente primário



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 10 - Comportamento temporal da DBO₅ no efluente secundário



Fonte: Elaborado pela autora (2021)

Conforme Batista e Aguiar (2018), a DBO_5 é um dos principais parâmetros de monitoramento de estações de tratamento de efluentes, por refletir impactos negativos ao meio aquático quando lançada em concentrações suficientes para alterar a classe do curso d'água ou consumir O_2 a ponto de causar mortalidade da vida aquática.

Assim como nesse estudo, Pokrywiecki *et al.* (2013) investigou o tratamento de efluentes de laticínios em tratamentos convencionais compostos por duas lagoas em série (anaeróbia/aeróbia), e registrou concentrações médias de DBO_5 na entrada dos sistemas de 2.267,25 mg/L, acima do valor encontrado no presente estudo e 90% de remoção, ou seja, abaixo do valor encontrado no trabalho atual que foi de 1.863,4 mg/L ($\pm 1.050,2$) para o efluente primário e 37,2 mg/L ($\pm 24,8$) para o efluente secundário.

Bakar *et al.* (2020) ao investigar o MBBR no tratamento de efluentes de uma fábrica de óleo de palma, registrou valores de DBO_5 na entrada do sistema de 3.000 mg/L e remoção deste parâmetro em até 80%. Os valores de DBO_5 segundo Calderón *et al.* (2012) podem ser alterados conforme o volume de enchimento e concentração de substrato.

Os valores encontrados por Boeri (2019) foram similares ao desse estudo, 1.137,50 mg/L com remoção de 95,35% no tratamento biológico de um abatedouro de bovinos utilizando reator do tipo lodos ativados com TRH de 76 horas (microbiologia anóxica/aeróbia).

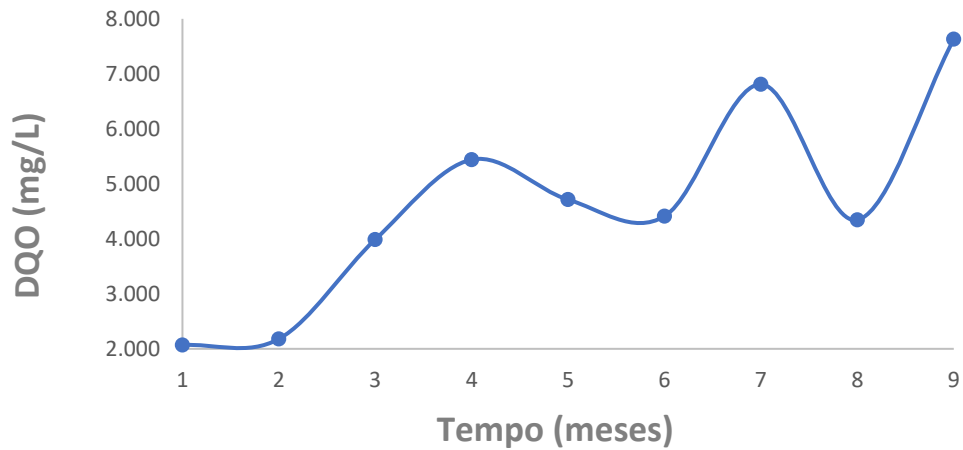
Nhu *et al.* (2020) encontraram índices de remoção de DBO_5 de 85% e $298,8 \pm 12,88$ e $44,8 \pm 3,78$ mg/L para o efluente primário e efluente secundário, respectivamente, valores bem distintos desse estudo que foi de 98% e para os efluentes $95,1 \text{ mg/L} \pm 50,2$.

Peitz e Xavier (2020) nos efluentes de celulose kraft comprovaram valores de remoção de DBO_5 superiores a 80%. Já Castro *et al.* (2019) na remoção da matéria orgânica também do kraft encontraram 92% de eficiência de remoção de DBO_5 .

4.3 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO – DQO

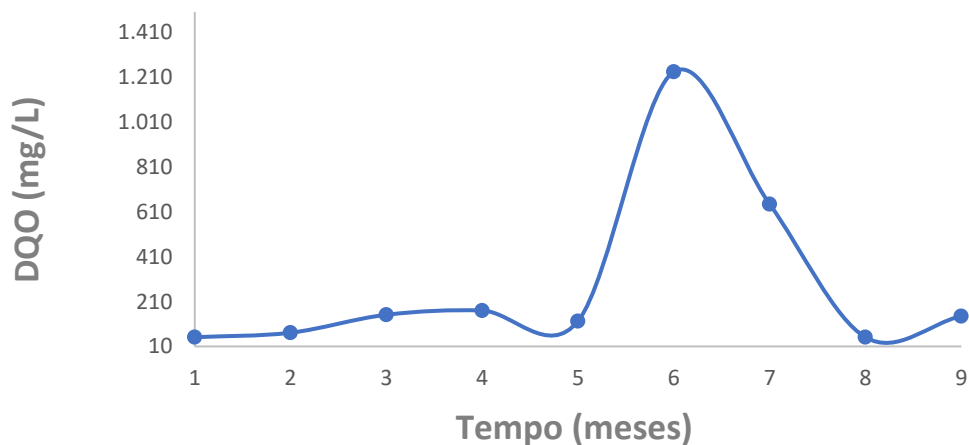
Para DQO, no efluente primário foi de 4.620,3 mg/L ($\pm 1.854,6$). A média encontrada para o efluente secundário foi de 95,1 mg/L ($\pm 50,2$). Nos meses 6 e 7, ocorreu uma elevação nos teores de DQO devido a mudanças nos processos produtivos do laticínio, que consistiram em maior produção de queijos. Neste período a eficiência declinou de 90% para 74%, indicando que a microbiota presente no reator estava se adaptando a nova situação imposta pelo efluente primário com novas características e composição orgânica (Figuras 11 e 12).

Figura 11 - Comportamento temporal da DQO no efluente primário



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 12 - Comportamento temporal da DQO no efluente secundário



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

A DQO pode se apresentar elevada (até 5.000 mg/L) em indústrias de laticínios, devido à grande concentração de matéria orgânica, proveniente do resíduo característico desta indústria com remanescente de leite, gorduras, carboidratos, proteínas (ROCHA; CARDOSO; VIEIRA, 2018). Valores de DQO maiores que 5.000 mg/L indicam entrada de soro de leite ao sistema, o que pode prejudicar a eficiência dos sistemas de tratamento, além de tornar inviável economicamente a aeração de reatores com valores tão elevados de DQO.

No estudo em questão, verificou-se 98% ($\pm 0,05$) de eficiência de remoção. Acima do estabelecido pela Deliberação Normativa conjunta COPAM/CERH nº 01/2008 que é de no mínimo 70%, com média anual de 75%.

No estudo de Pokrywiecki *et al.* (2013), foram registradas remoções de até 94% em sistemas de lagoas em série anaeróbio/aeróbio. Embora eficiente tal sistema necessita de tempos de retenção hidráulica na casa de dias, enquanto o MBBR proporciona estes resultados de remoção em horas. Boeri (2019) reportaram a eficácia de remoção do sistema de lodo ativado (94,53%) ao tratar águas residuárias de um abatedouro de bovinos indicando eficiência próxima ao sistema de lagoas, mas ainda um pouco menor em comparação ao MBBR.

Nhut *et al.* (2020) ao avaliar a eficiência no tratamento de efluentes domésticos usando o MBBR a base de esponja S-MBBR no tratamento nutrientes e poluentes orgânicos em países em desenvolvimento observaram que para os índices de remoção de BQO₅ atingissem valores superiores a 80% carga orgânica em torno de 0,4–0,6 kg DBO/m³.dia.

O MBBR foi utilizado por Fu *et al.* (2010) na nitrificação e desnitrificação simultâneas de nitrogênio de esgotos. A eficiência de remoção foi alta, independente da relação nitrogênio de carbono. Para as áreas de 500 mg/l (M1), 1.000 mg/l (M2) e 1.500 mg/l (M3), as concentrações de DQO dos efluentes variaram de 10,5 a 93,3 mg/l com a média de 41,6 mg/l, de 23,3 a 123,0 mg/l com média de 77,6 mg/l e de 53,3 a 75,0 mg/l com média de 64,0 mg/l para M1, M2 e M3, respectivamente. As eficiências médias de remoção de DQO aumentaram de 91,0, 92,8 para 95,7% à medida que as relações C/N aumentaram de 4,5, 8,9 para 13,4.

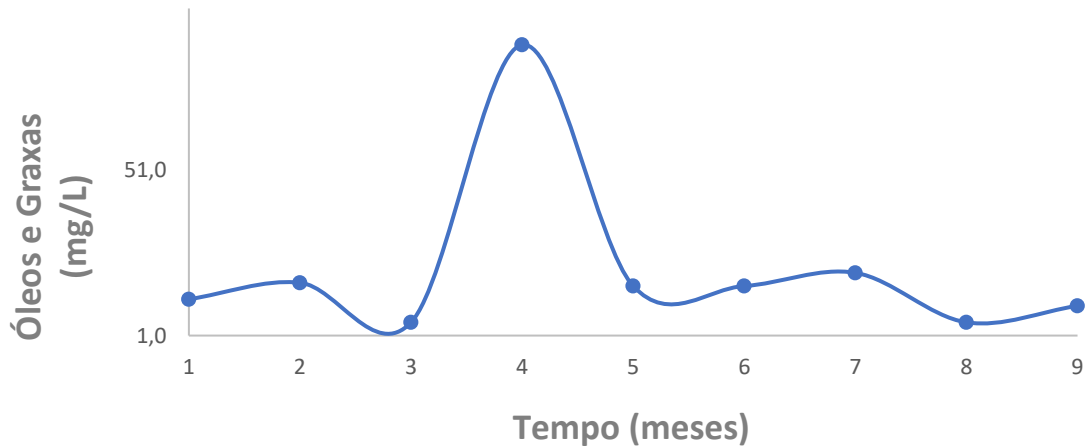
Bueno *et al.* (2019) observaram valores de remoção de DQO, nitrogênio e fósforo foram de 91,1, 90,5 e 85,4%, respectivamente, do esgoto sanitário.

Peitz e Xavier (2020) ao avaliar a remoção de matéria orgânica, compostos fenólicos totais, cor e derivados de lignina no tratamento de efluente de celulose kraft através do reator MBBR comprovaram valores de remoção de DQO acima de 42%. Castro *et al.* (2019) também avaliaram a remoção de matéria orgânica do kraft usando o MBBR e encontraram valores de DQO em 52%.

4.4 CONCENTRAÇÃO DE ÓLEOS E GRAXAS

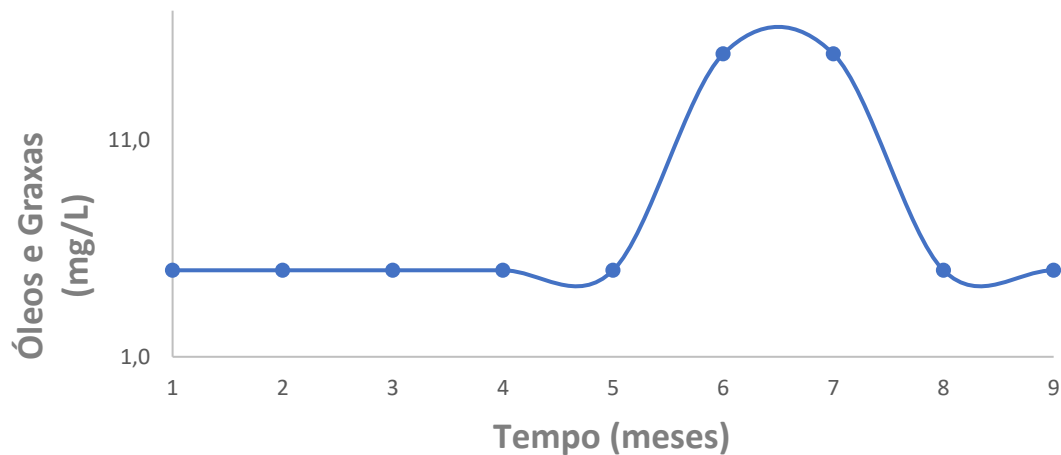
Os resultados para óleos e graxas no efluente primário e secundário foram de 12,6 mg/L ($\pm 5,60$) e 14,7 mg/L ($\pm 4,40$), respectivamente. Esses valores se encontram dentro do estabelecido pela Deliberação Normativa conjunta COPAM/CERH nº 01/2008 que é de 50 mg/L (Figuras 13 e 14).

Figura 13 - Comportamento temporal de óleos e graxas no efluente primário



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 14 - Comportamento temporal de óleos e graxas no efluente secundário



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Morais *et al.* (2020) ao usar um reator aeróbio para avaliar as águas residuárias de agroindústrias inclusive laticínios, encontraram valores de óleos e graxas de 94,6 mg/L. Altos valores de óleos e graxas presentes no efluente bruto podem provocar problemas operacionais, tais como: comprometimento na circulação de líquidos e entupimentos em tubulações.

Na última edição disponível para o segmento laticínios a publicação do Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (SENAI), Senai Cimatec (2019) ressaltou que separar óleos e graxas do efluente é essencial para melhorar o funcionamento de fases posteriores do tratamento, pois volumes altos dessas substâncias podem prejudicar o desempenho dos reatores de tratamento biológico.

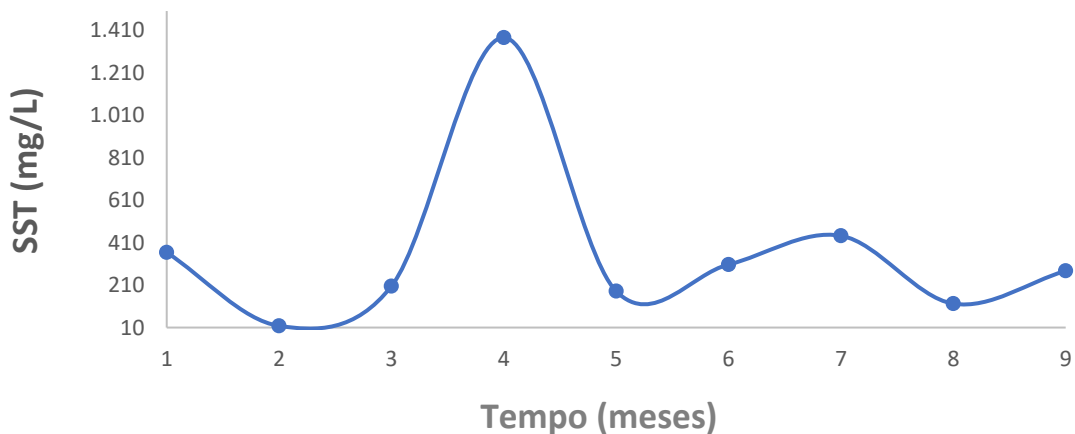
Duarte (2015), ao avaliar a operação de um reator de leito móvel (MBBR) no tratamento de efluente derivado de uma refinaria brasileira com elevada concentração de nitrogênio

amoniaco encontraram valores de óleos e graxas em torno de 10 mg/L^{-1} , o que atende as especificações impostas pelo CONAMA. Vale destacar que na entrada esses valores forem sempre abaixo de 10 mg/L^{-1} , o que é comum em refinarias.

4.5 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS - SST

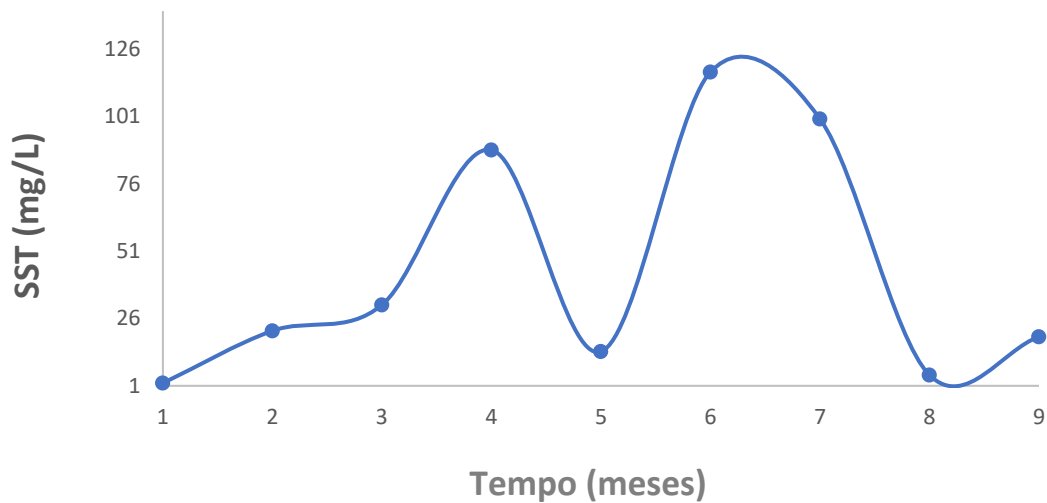
Os resultados de SST foram de $239,5 \text{ mg/L}$ ($\pm 136,17$) e $15,9 \text{ mg/L}$ ($\pm 10,80$) para o efluente primário e secundário, respectivamente, o que evidenciou que o sistema MBBR em média atendia a determinação da Deliberação Normativa conjunta COPAM/CERH nº 01/2008 (BRASIL, 2008) para remoção de SST, ou seja, até 100 mg/L . Entretanto foi observado que entre no 6º e no 7º mês de operação a quantidade de sólidos esteve acima de 100 mg/L , o que pode ter sido provocado pelo excesso de lodo (sólidos suspensos) no decantador (Figuras 15 e 16).

Figura 15 - Comportamento temporal de sólidos suspensos totais no efluente primário



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 16 - Comportamento temporal de sólidos suspensos totais no efluente secundário



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Neste sentido, e comparável aos outros parâmetros analisados, parece ser o controle de sólidos na saída do decantador o principal desafio para controle pleno deste parâmetro na saída do clarificador secundário.

Bueno *et al.* (2019) encontraram valores bem distintos desse trabalho para os SST no esgoto doméstico (483 mg/L para o esgoto bruto e 46 mg/L para o esgoto tratado).

Morais *et al.* (2020) e Fujii *et al.* (2013) ressaltaram que os SST interferem na turbidez da amostra, na DQO e na DBO₅, graças à sua composição. Neste caso, a diminuição dos SST tende a reduzir também as formas particuladas de matéria orgânica no sistema.

Em caso destes sólidos serem formados por flocos leves de lodo (de difícil decantação), muitas vezes é necessária adição de algum coagulante (de preferência orgânico) para melhorar a sua sedimentação, ou dimensionamento de decantadores com taxas de escoamento superficial na casa de 12 a 24 m²/m³ (METCALF; EDDY, 2016).

Outro fato é que as biomedias com sua elevada área específicas proporcionam formação de biofilme na sua estrutura, convertendo os sólidos dissolvidos em massa de bactérias aderidas, diminuindo a formação de lodo em suspensão.

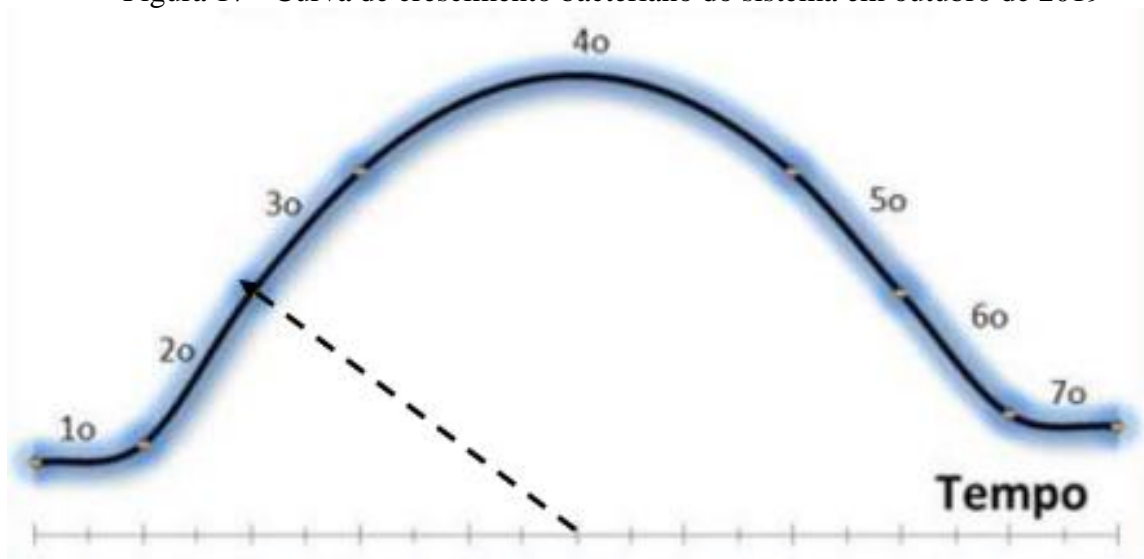
4.6 MICROSCOPIA

4.6.1 Curva de Crescimento Bacteriano

Conforme Assis, Valadão e Cisalpino (2011), as bactérias se expandem naturalmente pela natureza e sua multiplicação ocorre velozmente quando se deparam com meios adequados para tanto. Conceitua-se a taxa de crescimento bacteriano como variação do número de células por unidade de tempo. Em razão dessa variação, a taxa de crescimento microbiano no decorrer do tempo permite que seja traçada a curva de crescimento, que pode ser segmentada em quatro etapas: fase *log*, ou exponencial, fase *lag*, ou fase estacionária e fase de declínio ou morte celular. A fase *lag* é aquela em que o número de células passa por pequenas variações, graças à incapacidade de reprodução imediata das logo depois da inoculação no meio de cultura.

A fase do período analisado mostra que o volume bacteriano do sistema em outubro de 2019 apresentava alta carga, (Figura 17), teoricamente instável, alta quantidade de lodo. É nesta fase que ocorre a divisão binária em uma razão bastante acelerada, regida pelo tempo e capacidade biológica de cada bactéria em processar a matéria orgânica disponível.

Figura 17 - Curva de crescimento bacteriano do sistema em outubro de 2019



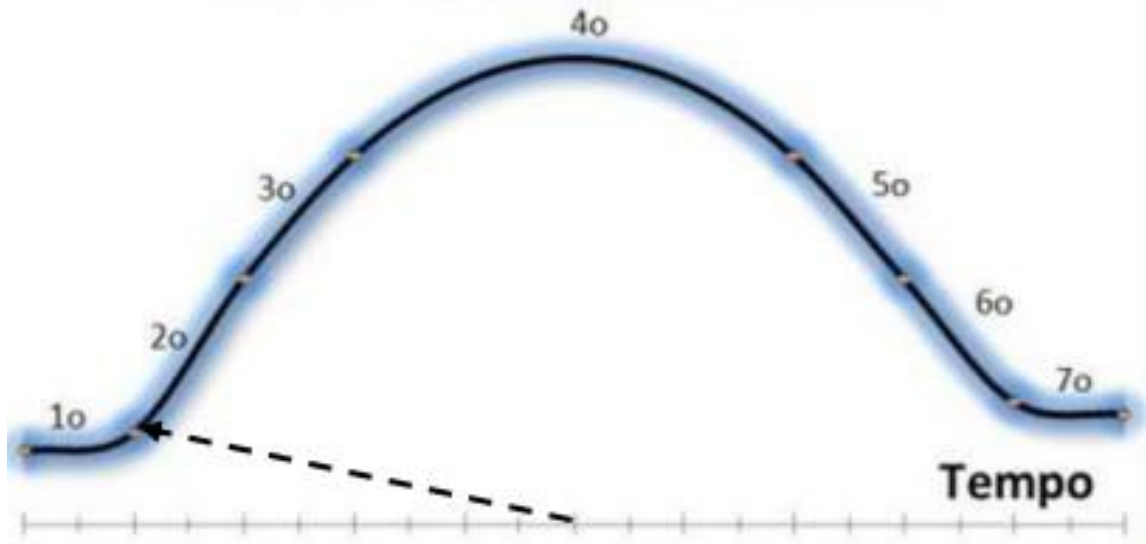
Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020).

De acordo com Assis, Valadão e Cisalpino (2011), a fase *log* ou de crescimento exponencial é aquela em que células começam o processo de divisão até alcançar um período de produção contínuo. O período em que as células se encontram em plena atividade metabólica é o adequado para objetivos industriais.

Nas fases dos dois períodos analisados abaixo, o sistema se apresentava como inoperável. Quando introduzidas em um novo ambiente, as bactérias necessitam de um tempo para estabelecer-se, caracterizado por um número estável de indivíduos que são muito ativos e,

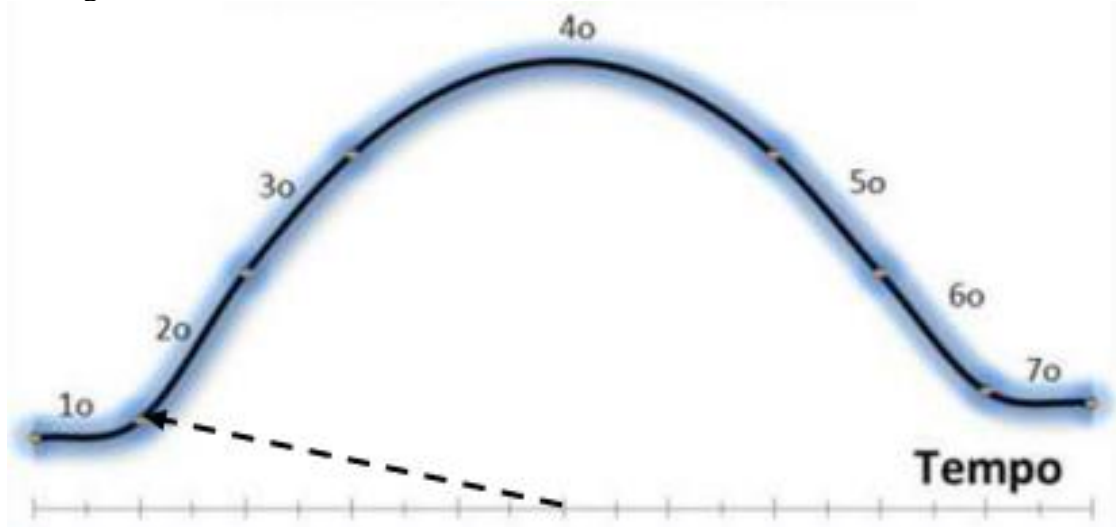
com o decorrer do tempo, vão aumentando o tamanho celular, preparando-se para uma nova fase onde acontecerá a reprodução (Figuras 18 e 19).

Figura 18 - Curva de crescimento bacteriano do sistema em setembro de 2020



Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020).

Figura 19 - Curva de crescimento bacteriano do sistema em novembro de 2020.



Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais, (2020).

Neste período, houve ampliação dos processos industriais, sendo desenvolvida a atividade de concentração de soro de leite por sistemas de ultrafiltração e osmose reversa. O que alterou as características do efluente industrial bruto, comprometendo a fase de crescimento bacteriano no sistema.

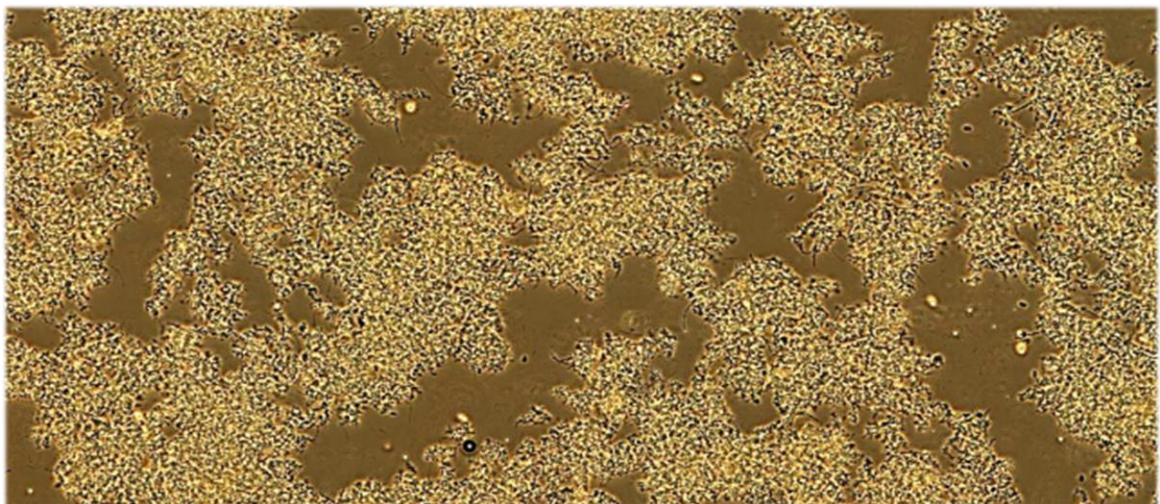
De acordo com Assis, Valadão e Cisalpino (2011), a fase estacionária é aquela em que a quantidade de bactérias é a mesma de novas células que surgem. Essa fase de morte celular se assimila a etapa em que a quantidade de mortes ultrapassa as novas células, até ser obtido um cenário mais parecido com o original possível, já que a população bacteriana some por completo.

Segundo Von Sperling (2011), no sistema MBBR o aumento da biomassa ocorre de maneira aderida, especialmente em meio suporte artificial visando criar uma área também superficial e, então, aprimorar o processo de tratamento. A apresentação das bactérias acontece ao longo da formação do biofilme em três fases diferentes, como já citado por Assis, Valadão e Cisalpino (2011), sendo que a última fase tem como objetivo evitar um entupimento dos meios suporte.

4.6.2 Flocos biológicos

No período analisado, o sistema apresentava baixa qualidade de floco biológico devido ao excesso de lodo, que acaba unindo os flocos, impossibilitando sua medição e dificultando a compactação e sedimentação do lodo, como mostra a Figura 20.

Figura 20 - Microfotografia para identificação de flocos biológicos com aumento de 100x em outubro de 2019



Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2019).

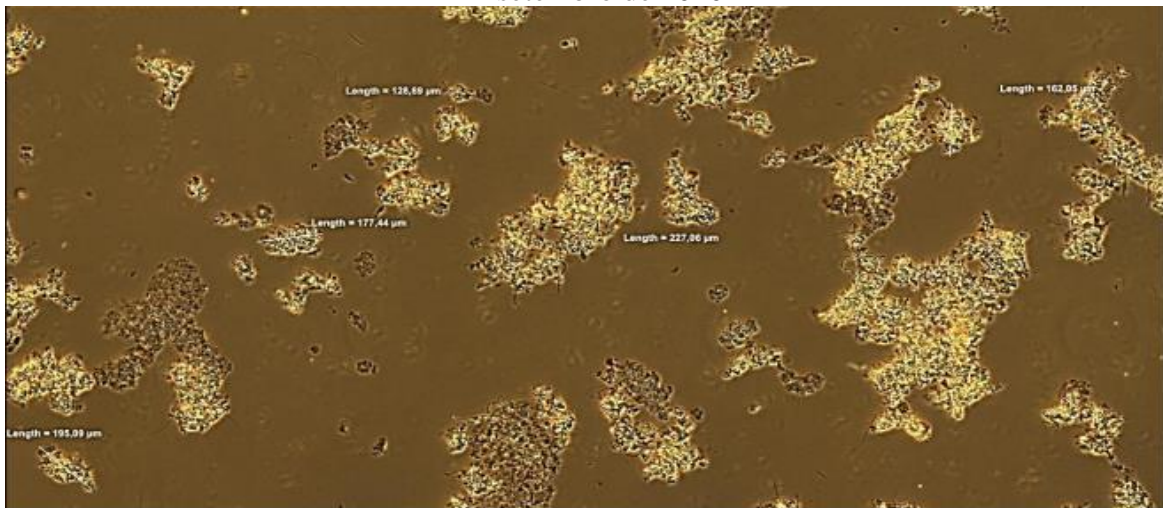
O processo de lodos ativados tradicional implica em uma ampla mistura, agitação e aeração do esgoto bruto e do lodo ativado, que é o floco que se forma no próprio efluente pela floração de microrganismos e em contato com o oxigênio dissolvido e, depois, são segmentados

por sedimentação em decantadores. A maioria do lodo ativado volta para o sistema (AMARAL; TAVARES, 2018).

Diversas propriedades dos flocos, tais como o tamanho, formato, densidade estabelecem a eficácia do processo de sedimentação do que é sólido e do que é líquido no decantador, o que pode influenciar na qualidade do efluente (ASENSI *et al.*, 2019). Sendo assim, o processo de divisão do lodo, os sólidos em suspensão no flutuador, a quebra microbiana e a remoção de nutrientes são alguns elementos que se associam à estrutura dos flocos (SALEHIZIRI *et al.*, 2020).

No período analisado, o sistema apresentava flocos de dimensão pequena a mediana, forma irregular, resistência firme e estrutura compacta (Figura 8). Os flocos foram classificados como pequenos a medianos, com diâmetro variando de 128,69 μ m a 227,06 μ m.

Figura 21 - Microfotografia para identificação de flocos biológicos com aumento de 100x em setembro de 2020

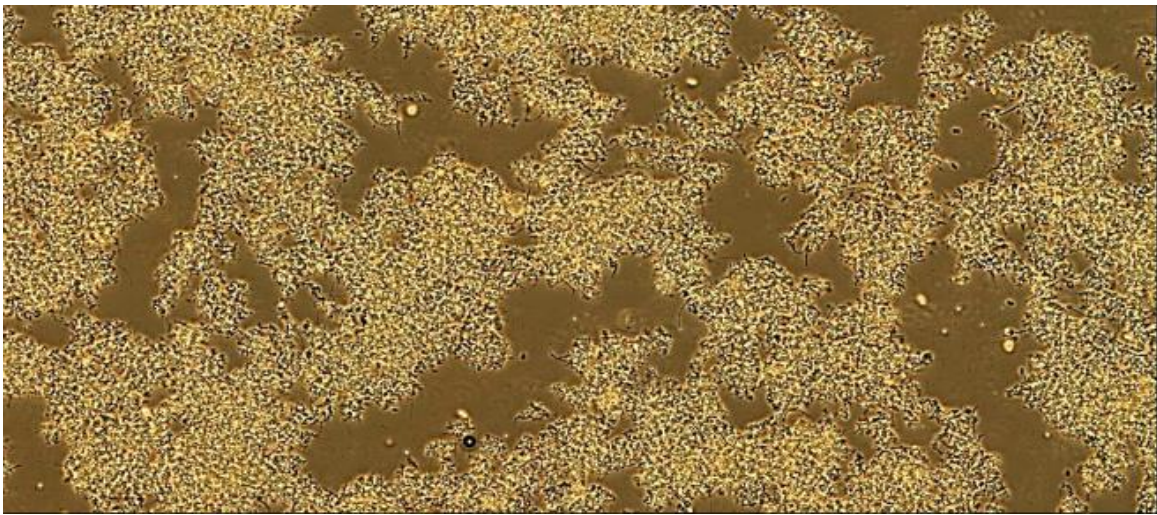


Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020).

O floco ideal é aquele em que os organismos filamentosos se desenvolvem equilibradamente no interior do floco, proporcionando a formação de um floco estruturado e denso. O floco pulverizado é aquele que contém uma pequena quantidade ou nenhum volume de organismo filamentoso, o que faz com que ele seja frágil e de tamanho reduzido, podendo se romper com facilidade ao longo da aeração, o que faz com que partículas dele fiquem suspensas e o efluente final revele alta turbidez. Já o floco intumescido é aquele que os organismos filamentosos são predominantes, se desenvolvendo fora e dentro dos flocos, influenciando na divisão do lodo, mesmo que o efluente em tratamento tenha pouca turbidez (OLIVEIRA, 2020).

No período analisado, o sistema apresentava baixa qualidade flocular devido ao excesso de lodo e de filamentosas que acabam agrupando os flocos, podendo interferir na sedimentação (Figura 22).

Figura 22 - Microfotografia para identificação de flocos biológicos com aumento de 100x em novembro de 2020

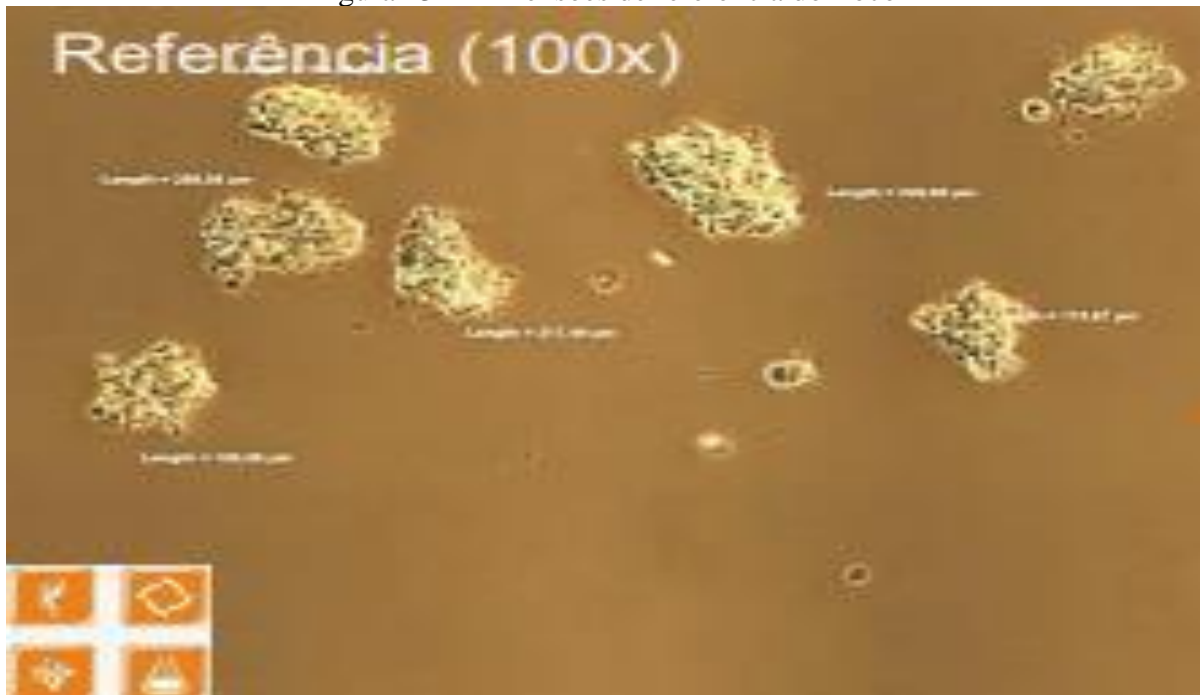


Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020).

Flocos bem formados são aqueles que se encontram em equilíbrio com o grupo de bactérias que os produz e com as bactérias que criam os filamentos (OLIVEIRA, 2018).

A melhor qualidade do floco foi encontrada no período da amostragem realizado em outubro de 2019 quando comparado com a referência apresentada pela Genética Group Tecnologias Ambientais, que considera o floco ideal com Dimensão mediana (150 a 500 μm), forma arredondada, resistência firme e estrutura compacta (IVL 90 a 150), como mostra a Figura 23.

Figura 23 – Dimensões de referência do floco

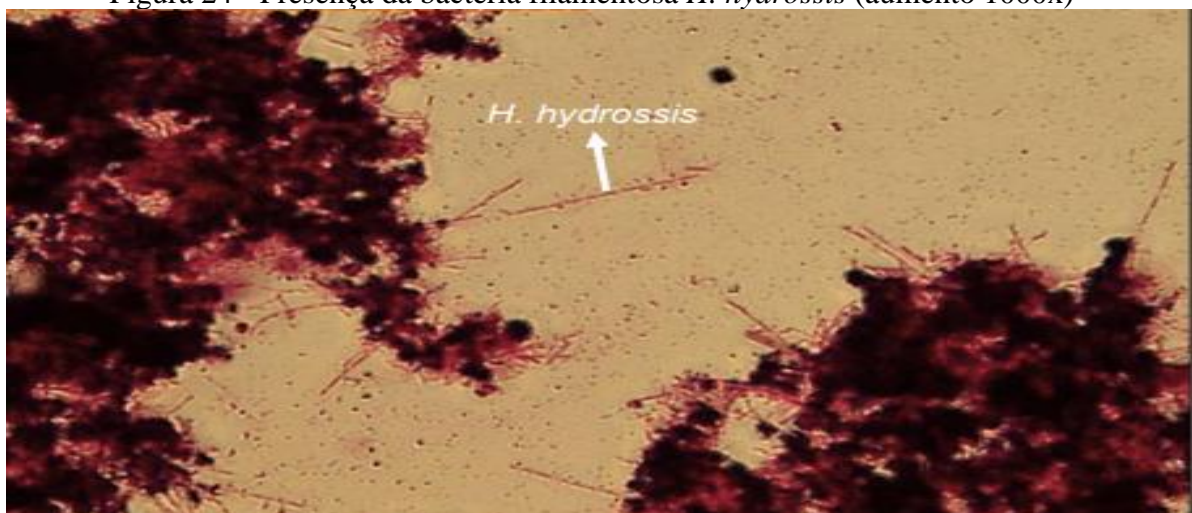


Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020).

4.6.3 Bactérias Filamentosas

Os principais gêneros de bactérias presentes no lodo ativado são: *Pseudomonas*, *Zoogloea*, *Archromobacter*, *Flavobacterium*, *Nocardia*, *Bdellovibrio*, *Mycobacterium*, *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, responsáveis pela nitrificação, e formas filamentosas como *Sphaerotilus*, *Beggiatoa*, *Thiothrix*, *Lecicothrix* e *Geotrichum* (SANTOS, 2014).

No presente estudo, o diagnóstico interno realizado em outubro de 2019 detectou apenas um tipo de bactéria filamentosa: *H. hydrossis* sendo sua presença em grau 2, ou seja, bastante comum, de 5 a 20 bactérias por floco (Figura 24).

Figura 24 - Presença da bactéria filamentosa *H. hydrossis* (aumento 1000x)

Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020).

H. hydrossis é uma bactéria filamentosa que possui as seguintes características: Filamento de pequenas dimensões (comprimento 20-100µm e diâmetro 0,5µm); imóvel, direito ou inclinado, sem ramificações; pode ser encontrado estendido para fora da superfície do floco ou na solução, apresenta bainha, mas essa só é visível quando espaços vazios aparecem ao longo do tricoma. Pode ser observado crescimento de bactérias sésseis, não possui células visíveis, septos celulares, grânulos intracelulares e de enxofre. A resposta à coloração é Gram e Neisser negativos (GENÉTICA GROUP TECNOLOGIAS AMBIENTAIS, 2020).

As condições das lamas ativadas são favoráveis ao crescimento de *H. Hydrossis*, em condições de $F/M > 0,2$ kgDBO/kgSSTTA.d; pode se desenvolver em plantas industriais, também em níveis mais baixos de carga orgânica. Em efluentes com uma elevada concentração de compostos de nitrogênio, baixa concentração de oxigênio no tanque de aeração e deficiência de fosfato (nutrientes), estão presentes muitos compostos facilmente biodegradáveis (GENÉTICA GROUP TECNOLOGIAS AMBIENTAIS, 2020).

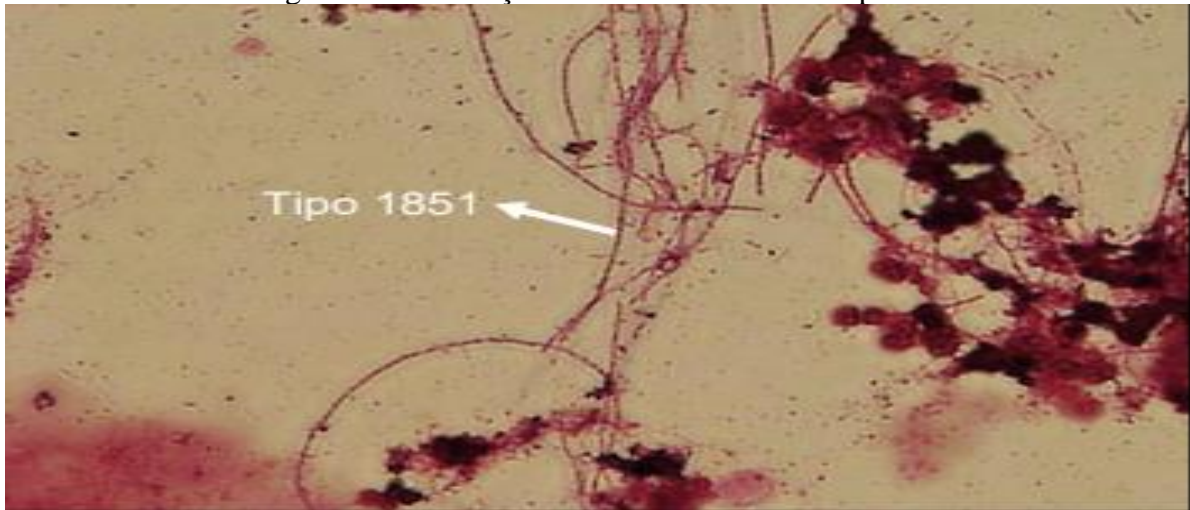
Pernelle *et al.* (2001) ao estudar a influência de choques de carga em sistema de lodos ativados de fluxo contínuo no tratamento de efluente sintético comprovaram um aumento na população de bactérias filamentosas *Nostocoida limicola*, *Haliscomenobacter hydrossis*, *Thiothrix* e do tipo 021N, sendo *H. hydrossis* a espécie que mais se desenvolveu. Conforme os autores isso ocorre devido aos choques de carga e, conseqüentemente, há uma veloz redução do índice de oxigênio dissolvido no tanque.

Tourinho *et al.* (2015) procuraram identificar as bactérias filamentosas predominantes em cinco ETEs de grande porte. Entre as espécies estavam presentes *H. hydrossis*, *Nocardia sp.*, *Sphaerotilus natans*, Tipo 0041 / 0675, Tipo 0092, Tipo 0803, Tipo 0961 e Tipo 1851. A bactéria *H. hydrossis* foi a predominante.

A causa do surgimento deste tipo de bactéria filamentosa está relacionado a algum (uns) fator (es) abaixo: relação F/M, elevada concentração de substâncias rapidamente biodegradáveis e insuficiente oxigenação (GENÉTICA GROUP TECNOLOGIAS AMBIENTAIS, 2020).

No estudo realizado em setembro de 2020, o diagnóstico interno detectou a presença de dois tipos predominantes de bactérias filamentosas, são elas: tipo 0914 e tipo 1851 (Figura 25). A primeira estava presente em grau 2, ou seja, bastante comum, de 5 a 20 bactérias por floco, e a segunda em grau 1, sendo 1 a 5 bactérias por floco.

Figura 25 – Presença de bactéria filamentososa tipo 1851



Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020).

A bactéria tipo 1851 é uma bactéria filamentososa possuindo as seguintes características: filamento de tamanho médio (100-300 μ m de comprimento e 0,5-0,7 de diâmetro), imóvel, direito ou dobrado, sem ramificações, as células são retangulares (0,8 x 1,5-2,5 μ m) e não há septos definidos. Normalmente são observados como feixes na solução; a coloração é Gram negativa, mas pode ser Gram positiva com tonalidade fraca e Neisser negativo. Geralmente é fácil de identificar devido ao crescimento sésil anexado, que é perpendicular à superfície do filamento. Não possui grânulos de enxofre e a bainha está presente, mas às vezes é difícil de observar (GENÉTICA GROUP TECNOLOGIAS AMBIENTAIS, 2020).

Os lodos ativados apresentam as condições favoráveis para o crescimento de Tipo 1851, tais como níveis de carga de lodo < 0,15 kg MLSS.dia BOD / kg, compostos de baixo peso molecular (agroindústria). Importante destacar que não se encontram disponíveis e bem documentadas as estratégias de controle de referências relativas ao controle do crescimento de Tipo 185. Dependendo da natureza do substrato utilizado, pode-se esperar que seletores e duas configurações sejam adequadas para o controle.

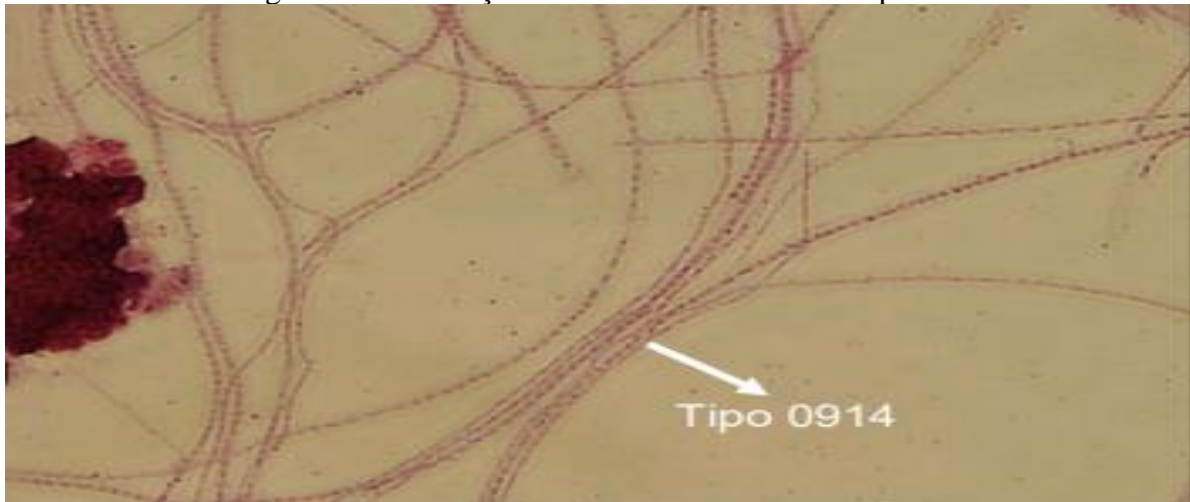
A causa do surgimento deste tipo de bactéria filamentososa está relacionada a algum (uns) fator (es) abaixo: Baixo F/M e DBO₅ e/ou idade de lamas elevada (GENÉTICA GROUP TECNOLOGIAS AMBIENTAIS, 2020).

As bactérias Tipo 1851 e 0914 são encontradas com frequência em instalações que tratam efluentes industriais. Normalmente podem corar de azul quando em composição encontra-se grande volume de enxofre (ABREU, 2004).

Eikelboom (1981) e, alguns anos depois, Jenkins *et al.* (2003) ao desenvolver um método para identificar dos organismos filamentosos que predominam nos sistemas de lodos ativados citaram, entre outros, a presença de bactérias do Tipo 1851 e 0914.

O Tipo 0914 (Figura 26) é uma bactéria filamentosa possuindo as seguintes características: filamento relativamente pequeno (50-200 μ m de comprimento e 0,6-1,2 μ m de diâmetro); imóvel, direito ou levemente curvo, sem ramificações; células quadradas (0,7 x 1,0 μ m) e não possui bainha. Os filamentos podem estar projetando-se para fora do floco ou livres na solução; podem conter grânulos de enxofre e de PHB, a coloração do filamento é Gram negativo ou Gram positivo, quando há grânulos de enxofre presente (GENÉTICA GROUP TECNOLOGIAS AMBIENTAIS, 2020).

Figura 26 – Presença de bactéria filamentosa do tipo 0914



Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020).

Os lodos ativados ocorrem em estações de tratamento onde o efluente contém compostos de enxofre reduzido e onde uma carga menor que 0,2 kgDBO/kgSSTA.d é aplicada. Os compostos de enxofre podem ser transportados com o efluente, mas também pode surgir na planta. A pré-sedimentação dos processos de efluentes e águas residuais provenientes de operações anaeróbias estimulam o desenvolvimento dessa filamentosa. Conforme a estratégia de controle, os Tipos 0914 e 0803 raramente ocorrem em estações de tratamento onde pré-desnitrificação foi implementada. Portanto, um seletor anóxico é uma opção de controle. Além disso, a remoção de sulfuretos do efluente irá enfraquecer substancialmente a posição competitiva do Tipo 0914. A causa do surgimento deste tipo de bactéria filamentosa está relacionado a algum (uns) fator (es), tais como ambientes com resíduos sépticos e sulfetos e/ou;

baixo F/M com açúcares simples e ácidos orgânicos (GENÉTICA GROUP TECNOLOGIAS AMBIENTAIS, 2020).

As análises microscópicas realizadas em novembro de 2020, o diagnóstico interno detectou a presença de três tipos predominantes de bactérias filamentosas, são elas: *H. hydrossis*, tipo 0914 e *Thiothrix I* (Figuras 27 e 28).

Figura 27 - Presença da bactéria filamentosa tipo 0914



Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020).

Figura 28 - Presença da bactéria filamentosa *Thiothrix I* (aumento 1000x)



Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020)

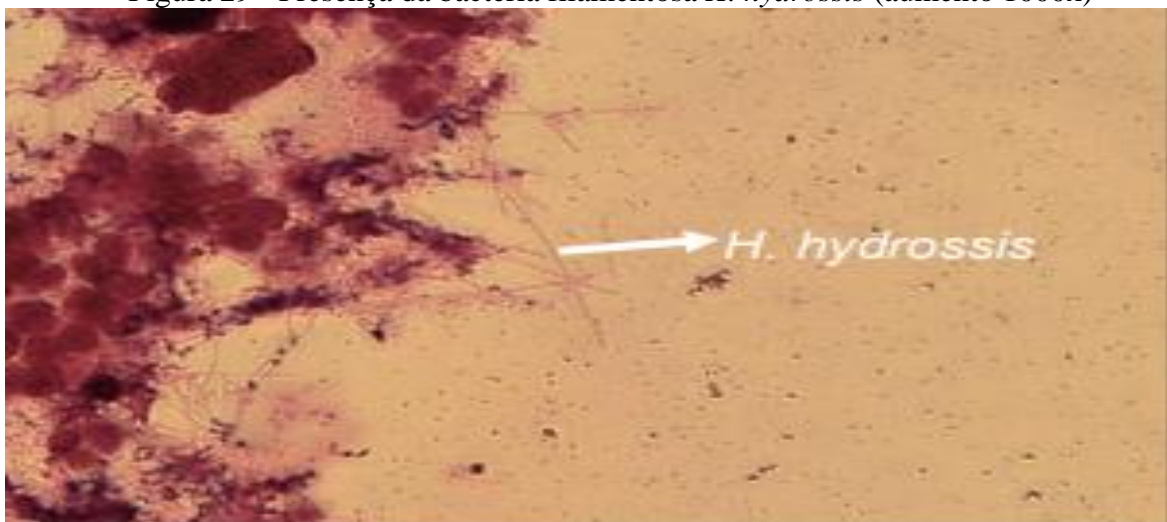
Tourinho *et al.* (2015) também comprovaram a presença das bactérias do tipo 1851. Conforme os autores a baixa relação alimento/microrganismo propicia a proliferação desse tipo. Já os esgotos sépticos são propícios para as bactérias do tipo 0914 e *Thiothrix I*. Os autores ainda destacaram que nos sistemas de lodos ativados é possível encontrar mais de 30 espécies de bactérias, porém algumas se apresentam com mais frequência.

Thiothrix I é uma bactéria filamentosa com filamento direito ou ligeiramente curvo, diâmetro: 1,4 - 2,5 µm e comprimento 100-500 µm. Forma pontes entre os flocos, células retangulares (1,4 – 2,5 x 3,0 – 5,0 µm), septo claramente visível e sem endentações, tem bainha, mas raramente se observa crescimento sésil. Possui coloração Gram e Neisser negativos. (GENÉTICA GROUP TECNOLOGIAS AMBIENTAIS, 2020).

Lodo ativado dão condições favoráveis para o crescimento de *Thiothrix I*, compostos reduzidos de enxofre no afluente além de grande quantidade de compostos rapidamente biodegradáveis. A relação F/M > 0,1 kgDBO/kgSSTTA.d; falta de O₂, N ou P. As estratégias de controle visam remover sulfuretos a partir do efluente e remover deficiências, tais como O₂ > 2 mg/L e DBO:N:P = 100:5:1; seletor aeróbico; zona anóxica, se nitrito suficiente, o nitrato está disponível para a remoção da fração dissolvida a partir do efluente através da denitrificação e controle dos sintomas. O lodo ativado estimula o surgimento da bactéria filamentosa o que pode estar relacionado com *bulking* no caso de entrada de esgotos sépticos contendo sulfuretos e ácidos orgânicos; carência de nutrientes (P ou N) e/ou; condições sépticas (GENÉTICA GROUP TECNOLOGIAS AMBIENTAIS, 2020) (Figura 29).

Bactérias filamentosas *Thiothrix I* são pouco curvadas, apresentam pouca mobilidade e os filamentos se manifestam em flocos. As células retangulares possuem diâmetro entre 0,4 e 1,5 µm e seus filamentos entre 50 e 500 µm (EIKELBOOM, 1981). Quando se desenvolvem em circunstâncias com pouco volume de nutrientes essas bactérias podem gerar rosetas e gonídeas. Se relacionam a baixas concentrações de alimento/microrganismo e esgoto séptico (JENKINS *et al.*, 2003).

Figura 29 - Presença da bactéria filamentosa *H. hydrossis* (aumento 1000x)



Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020).

Segundo Nicolau *et al.* (2002), ao identificar bactérias filamentosas que se desenvolvem nas estações de tratamento, pode-se prever e resolver problemas decorrentes do crescimento desenfreado desses microrganismos.

Nossos achados corroboram com o que foi desenvolvido por Eikelboom (1981) que identificou e descreveu os microrganismos filamentosos mais presentes em lodos ativados, conforme Quadro 2 abaixo:

Quadro 2 – Principais organismos filamentosos em lodos ativados

Organismos filamentosos		
<i>Sphaerotillus natans</i>	Tipo 0092	Tipo 0411
Tipo 1701	Tipo 0961	Tipo 0914
Tipo 021N	<i>Nocardia SP</i>	Tipo 1863
<i>Thiothrix I</i>	<i>Nostocoida limicola I</i>	Tipo 0211
<i>Thiothrix II</i>	<i>Nostocoida limicola II</i>	Fungos
<i>Beggiatoa sp</i>	<i>Nostocoida limicola III</i>	<i>Streptococcus</i>
Tipo 1851	<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>	Tipo 0675
Tipo 0803	Tipo 0581	Tipo 1852

Fonte: Adaptação de Eikelboom (1981).

4.6.4 Protozoários Flagelados

Conforme Jenkins *et al.* (2003), os flagelados representados pelos protozoários, representam cerca de a 5% da biomassa encontrada nos sistemas de lodos ativados e são representados por aproximadamente 200 espécies.

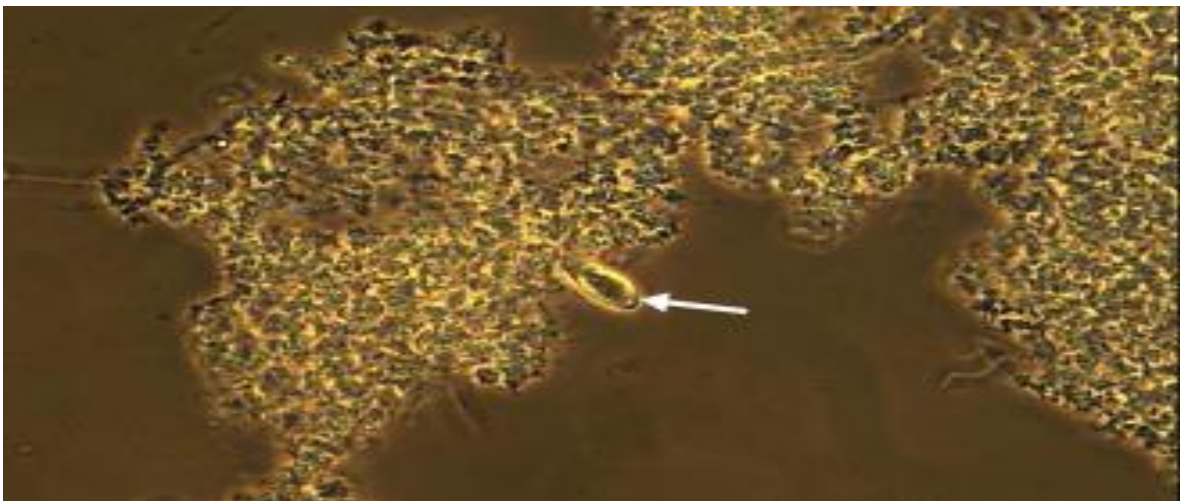
Nas análises microscópicas realizadas em outubro de 2019, foram encontradas as seguintes espécies de protozoários: *Bodo* e *Uronema*. Constatou-se microfauna com baixa variedade de exemplares, onde a presença predominante de flagelados indica choque de carga, toxicidade, má depuração e/ou OD baixo (Figuras 30 e 31).

Figura 30 - Presença de protozoários do grupo dos flagelados. Sugere o gênero *Bodo*



Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020).

Figura 31 - Presença de protozoários do grupo dos ciliados livre-natantes. Sugere o gênero *Uronema*



Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020).

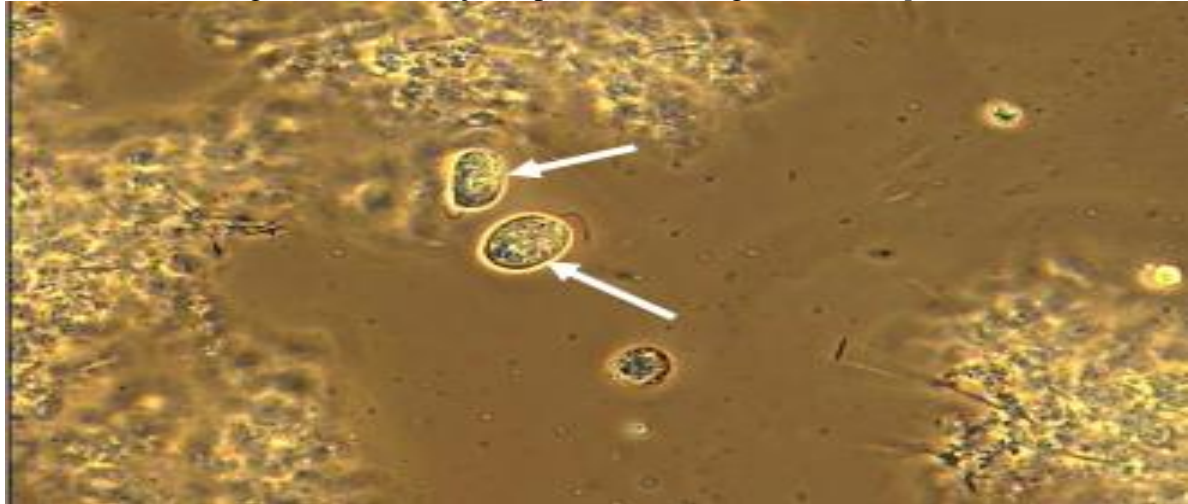
Medeiros (2012) percebeu a presença do flagelo *Bodo sp*, entre outros flagelos, em todos os ambientes e períodos climáticos, ressaltando a falta da interferência de elementos físicos e químicos quanto a permanência quantitativa dos flagelos.

Nas análises microscópicas realizadas em setembro de 2020 houve ausência de microfauna por provável alta carga/choque orgânico e/ou baixo OD. A microfauna ideal de lodos ativados é representada por protozoários e micrometazoários de diversos grupos, sendo eles os bioindicadores de diversos parâmetros operacionais e responsáveis por clarificar e baixar a toxicidade do efluente final.

Neste estudo também foram encontrados os mesmos gêneros de flagelados que Figueiredo e Domingues (2008) observaram, no caso com identificação do gênero *Entosiphon*

(Figura 32). No estudo realizado em novembro de 2020 os reatores apresentaram exclusividade de flagelados, indicando choque de carga, toxicidade, má depuração e/ou OD baixo.

Figura 32 - Presença do protozoário do gênero *Entosiphon*



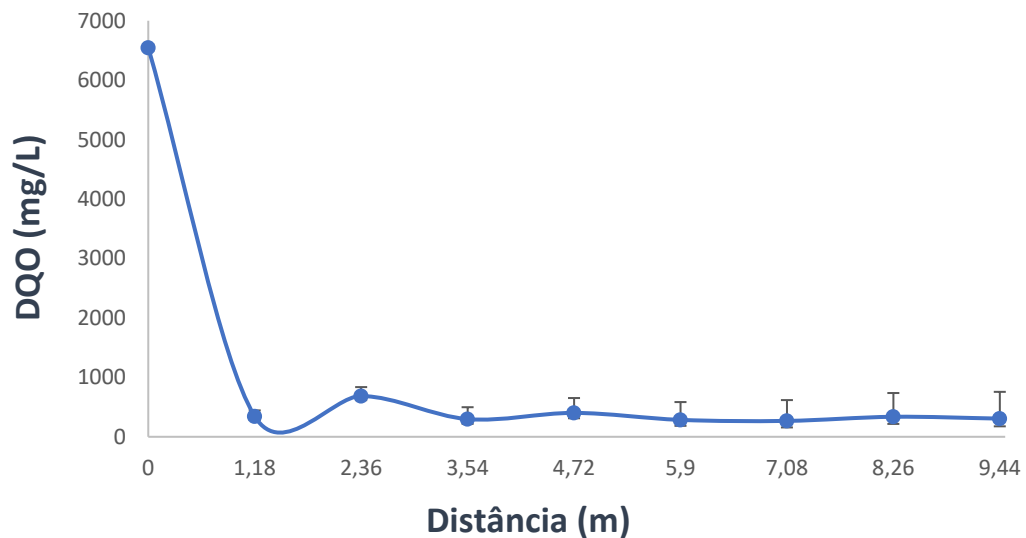
Fonte: Genética Group Tecnologias Ambientais (2020).

De acordo com Jenkins *et al.* (2003), os protozoários promovem a remoção de bactérias dispersas, o que contribui para a qualidade do efluente. Ademais, tais organismos contribuem para a floculação, quando produzem muco. Ainda pela motilidade promovem a quebra de grandes flocos, proporcionando, uma biomassa mais ativa.

3.7 CINÉTICA DE REMOÇÃO DE DBO₅ E DQO

A figura 33 mostra os resultados da estatística descritiva relativa à concentração de DQO na água residuária em tratamento, ao longo do comprimento dos MBBR 1 e 2. As eficiências na remoção de DQO no MBBR 1 e 2 foram respectivamente, 93,9% e 95,3%. A eficiência de remoção de DQO que ocorre do final do MBBR 1 para o final do MBBR 2 foi de 23,8%.

Figura 33 - Decaimento da DQO na água residuária em tratamento ao longo do comprimento dos reatores biológicos de leito móvel - MBBR



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Conforme Carminati *et al.* (2016), as plantas dos reatores são formadas por um tanque anóxico seguido de um tanque aeróbio e um reciclo interno que os une. É perceptível a elevada distinção entre a DQO removida no MBBR 1 e no MBBR 2 conforme as condições de tratamento de efluente industrial e municipal, relevando a predominância de remoção no tanque anóxico, o que deixa pouco substrato orgânico para ser removido por via aeróbia.

Rovetoro *et al.* (2021) avaliaram um reator monolote, de leito fixo, intermitentemente aerado, com mini BioBob© como suporte de mídia de biofilme, como alternativa de tratamento de efluentes de cervejarias artesanais. A concentração média de DQO efluente foi de 2.374 mg/L. A eficiência de remoção variou de 48% a 92%. No estudo, constatou-se que um aumento no tempo de aeração e TRH contribuiu positivamente para a remoção de DQO.

Um estudo realizado por Lima (2015) usando um sistema MBBR de dois estágios (anóxico-aeróbio) mostrou bastante eficiência na remoção de matéria orgânica do efluente sintético proposto. A eficiência média de remoção de DQO obtida ficou em torno de 95%, apesar do aumento gradual da carga orgânica.

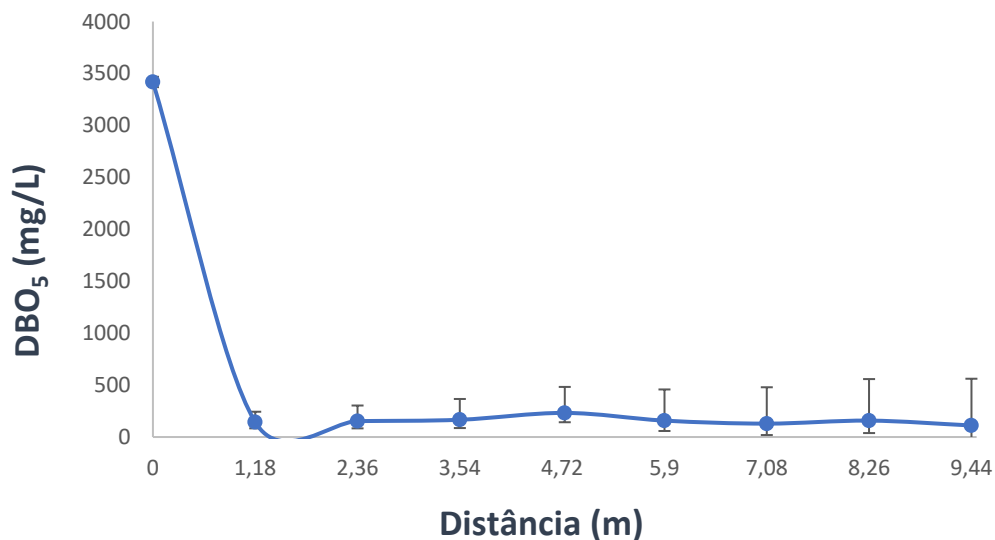
Enquanto desempenho de remoção conforme indica Leyva-Díaz *et al.* (2013) a capacidade de um sistema MBBR em remover matéria orgânica e nitrogênio comprovaram que a operação com um TRH de 26 h e fração de enchimento de 35% levam a uma remoção de DQO de cerca de 90%.

Fu *et al.* (2010) também perceberam resultados positivos para remoção de DQO em sistema MBBR. Ao analisar o processo de nitrificação/desnitrificação simultâneas, os autores

concluíram que em TRH de 10h foram obtidas elevadas eficiências de remoção, em torno de 91%, 93% e 96%. Já no atual estudo, o TRH e a aeração dos reatores não sofreu variação durante a coleta das amostras.

Na Figura 34 estão os resultados da estatística descritiva relativa à concentração de DBO₅ na água residuária em tratamento, ao longo do comprimento dos MBBR 1 e 2. As eficiências na remoção de DBO₅ no MBBR 1 e 2 foram respectivamente, 93,2% e 96,7%. A eficiência de remoção de DBO₅ que ocorre do final do MBBR 1 para o final do MBBR 2 foi de 52,0%

Figura 34 - Decaimento da DBO₅ na água residuária em tratamento ao longo do comprimento dos reatores biológicos de leito móvel - MBBR



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Um estudo realizado por Azzolini e Fabro (2013) em uma ETE de laticínio que utiliza sistema de tratamento de efluentes do tipo lodo ativado e lagoas de estabilização que analisou os resultados dos pontos: efluente bruto, saída do flotador, saída lagoa anaeróbia, saída anaeróbia lagoa, saída lagoa aerada e saída final do tratamento constatou uma eficiência global de 99,7%.

Chagas *et al.* (2011) procuraram obter o ajuste do modelo matemático adaptado de cinética de primeira ordem e os respectivos parâmetros cinéticos para descrição da degradação da matéria orgânica em SACs cultivados com lírio amarelo (*Hemerocallis flava*), no tratamento de esgoto. As taxas de carregamento orgânico superficial (TCOs) foram de 44, 98, 230 e 395 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅, respectivamente, para os SACs 1, 2, 3 e 4. A avaliação do desempenho dos SACs na remoção dos poluentes contou com coletadas de amostras no início (0 m), no final

(24 m) e em pontos intermediários (4, 8, 12, 16 e 20 m). As eficiências na remoção de DQO nos SACs 1, 2, 3 e 4 foram, respectivamente, 72,1; 63,7; 72,2 e 70,0 %.

Os valores encontrados por Zurita Anda e Belmont (2009) foram semelhantes, entre 76 e 79,7% de remoção na DBO_5 e 75,5 e 77,1% na de DQO de esgoto doméstico tratado em SACs cultivados com copo de leite e em sistema misto (cultivado com ave do paraíso, antúrio e agapanto), respectivamente.

5 CONCLUSÃO

Conclui-se que a partir da investigação temporal sobre o tratamento de efluentes de uma indústria de laticínio através da comparação dos resultados dos parâmetros analisados com a legislação vigente para lançamento de efluentes em curso hídrico no estado de Minas Gerais, o reator biológico de leite móvel MBBR demonstrou eficiência satisfatória quando operado em conjunto com o sistema de tratamento primário (flotador).

Os parâmetros de pH, DBO₅, DQO, óleos e graxas se encontram dentro do limite estabelecido pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008 para lançamento em curso hídrico, com exceção dos Sólidos Suspensos Totais – SST que ultrapassou os limites no 6º e 7º mês devido a suspensão de sólidos no decantador final. Recomenda-se um estudo mais aprofundado das dimensões do atual decantador, além de um estudo sobre a influência da salinidade na baixa sedimentação do lodo biológico. Sugere-se também um estudo de medição da formação biofilme nas biomideas e análise do período de aderência do mesmo.

Conclui-se que os parâmetros operacionais avaliados como TRH, relação F/M, COV, IVL, idade do lodo e SSTA estão condizentes com os valores típicos adotados para funcionamento dos MBBR, aconselha-se uma periodicidade mensal para análise desses parâmetros, visto que os mesmos eram analisados apenas trimestral ou semestralmente.

O estudo do crescimento microbiano, análise da qualidade do floco biológico e caracterização da população microbiana presente no reator biológico através do estudo de microscopia, destaca a essencial atuação da mesma na remoção da matéria orgânica do efluente industrial. Conclui-se que foi possível demonstrar as variações da microbiota em períodos de mudanças nas atividades produtivas e consequentes alterações nas características do efluente industrial. Preconiza-se uma periodicidade de análises trimestrais a fim de acompanhar o desenvolvimento e estabilidade dos microrganismos presentes nos reatores.

Infere-se que através do estudo de cinética de degradação de DBO₅ e DQO, a média das remoções constatadas no MBBR 1 e 2 são significativas para ambos os parâmetros, ou seja, 94,9% e 94,8% respectivamente. Orienta-se para futuros estudos uma análise de cinética de degradação durante um período mais longo, além do estudo de diversos outros parâmetros já consolidados na literatura científica considerados importantes para embasar os resultados dessa pesquisa. Tal estudo deve ser conduzido em conjunto com os demais sugeridos, a fim de propor soluções viáveis operacionalmente e garantir a legalidade do efluente clarificado no lançamento final.

O trabalho desenvolvido contribui para a construção do conhecimento científico pois foi sistematizado e ordenado de forma que o conjunto de ideias formem uma teoria da qual foi possível comprovar sua realidade através da pesquisa. Além disso, abrange um método científico através da experimentação, das hipóteses, das repetições e das formulações de leis e generalizações para que decorra em um desenvolvimento racionalista e objetivo, sendo possível a compreensão de diversos fenômenos.

O conhecimento científico evolui com a necessidade de otimizar os processos diante da tomada de decisão no contexto da compreensão das diversas formas de produção científica, tecnológica e organizacional. Tais formas são adequadas para a geração de inovação com objetividade e rigor demonstrando a verdade lógica em suas asserções. Tornou-se possível aplicá-lo de forma teórica e prática, com desenvolvimento de novos conhecimentos e busca constante por inovações sendo possível disseminá-lo no cotidiano industrial, por exemplo, no compartilhamento de informações técnicas e na abordagem de possíveis mudanças operacionais, de forma racional e sistemática, verificável e falível de seus resultados, em prol dos interesses da iniciativa privada e pública, bem como do meio social e ambiental como um todo.

REFERÊNCIAS

- ABREU, Â. A. V. **Identificação de bactérias filamentosas em processos de lamas ativadas da técnica d hibridização *in-situ* de fluorescência (FISH)**. 2004. 141 f. Mestrado (Tecnologia do Ambiente) – Universidade do Milho. 2004.
- ALMADA, R. B. **Avaliação de Reatores de Leito móvel com biofilme (MBBR) em série para tratamento de diferentes efluentes de refinaria de petróleo visando ao reuso industrial**. Tese de D. Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, 2012.
- AL-MUTAIRI, N. Z. Aerobic selectors in slaughterhouse activated sludge systems: A preliminary investigation. **Bioresource Technology**, v. 100, 50-58, 2009.
- AMARAL, A. F. do; TAVARES, D. C. Potencialidade do reator biológico de leito móvel: revisão bibliográfica. **Anais... IX Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental São Bernardo do Campo/SP**, de 26 a 29 de novembro de 2018.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, 2005.
- ANDRADE, L. H. et al. Reuse of dairy wastewater treated by membrane bioreactor and nanofiltration: technical and economic feasibility. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 32, n. 3, p. 735-747, jul./sep 2015.
- ANDRADE, L. H. **Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reúso**. 2011. 214 p. Tese (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2011.
- ARAÚJO, K. S. et al. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 11, n. 2, 387-401, abr./jun. 2016.
- ASENSI, E. et al. Effect of the addition of precipitated ferric chloride on the morphology and settling characteristics of activated sludge flocs. **Separation and Purification Technology**, v. 227, p. 115711, 2019.
- ASSIS, A. A. R.; VALADÃO, G. E. S.; CISALPINO, P. S. Levantamento da curva de crescimento da bactéria *m. phlei* para obtenção de biomassa em ensaios de separação sólido-líquido. **Anais... XXIV ENTMME**, Salvador, BA, 2011.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR-12.209**. Norma Brasileira para Elaboração de Projetos Hidráulico-sanitários de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários. Rio de Janeiro. 2011.
- BAKAR, S. N. H. A et al. Performance of a laboratory-scale moving bed biofilm reactor (MBBR) and its microbial diversity in palm oil mill effluent (POME) treatment. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 142, p. 325-335, 2020.

BATISTA, N. B. S.; AGUIAR, A. Estudo de parâmetros físico-químicos e suas correlações para efluentes de laticínios do Estado de Minas Gerais. **Anais... XXII Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, XVIII Encontro Latino Americano de Pós-Graduação e VIII Encontro de Iniciação à Docência - Universidade do Vale do Paraíba**, 23 a 25 de outubro de 2018.

BELLUCCI, M. et al. Disinfection and nutrient removal in laboratory-scale photobioreactors for wastewater tertiary treatment. **Journal the Chem Technology Biotechnol**, v. 95, p. 959–966, 2020.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. Willey - Liss. USA, 1994.

BOERI, T. **Remoção biológica de DQO, DBO₅, fósforo e nitrogênio utilizando um sistema de lodos ativados**. 2019. 118 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) – Universidade do Vale do Taquari. Lajeado, 2019.

BOSI, M. G. et al. Bebida com adição de soro de leite e fibra alimentar prebiótica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 3, p. 339-341, 2013.

BRANDELLI, A.; DAROIT, D. J.; CORRÊA, A. P. F. Whey as a source of peptides with remarkable biological activities. **Food Research International**, v. 73, p. 149-161, 2015.

BRASIL. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n. 1**, de 5 de maio de 2008. Disponível em: <http://www.compe.org.br/estadual/deliberacoes/conjunta/1-2008.pdf> Acesso em: 14 out. 2018.

_____. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). **Projeções do Agronegócio: Brasil 2018/19 a 2028/29 projeções de longo prazo**. Brasília: MAPA/ACE, 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/politica-agricola/todas-publicacoes-de-politica-agricola/projecoes-do-agronegocio/projecoes-do-agronegocio-2018-2019-2028-2029> Acesso em: 15 out. 2018.

BRIGHENTI, M. et al. Effects of processing conditions on the texture and rheological properties of model acid gels and cream cheese. **Journal of Dairy Science**, v. 101, p. 6762-6775, 2018.

BROTTO, A. C.; KLIGERMAN, D. C.; PICCOLI, A. de S. Emissão de óxido nitroso de estação de tratamento de esgoto de lodos ativados por aeração prolongada – estudo preliminar. **Química Nova**, São Paulo, v. 33, n. 3, p. 628-623, 2010.

BUENO, R. F. *et al.* Remoção simultânea de material orgânico, nitrogênio e fósforo em um reator em bateladas sequenciais com biofilme de leite móvel operado pelo processo anaeróbio-anoxíco-óxico. **Eng Sanit Ambient**, v. 24, n. 4, p. 747-760, jul/ago. 2019.

CALDERÓN, K. et al. Comparative analysis of the bacterial diversity in a lab-scale moving bed biofilm reactor (MBBR) applied to treat urban wastewater under different operational conditions. **Bioresource Technology**, v. 121, pp. 119–126, 2012.

- CAMPOS, F.; BUENO, R. de F.; PIVELI, R. P. Influência do chorume de aterro sanitário na remoção de matéria orgânica em lodo ativado e lodo ativado com processos de transporte. **Arquivos Brasileiros de Biologia e Tecnologia**, Curitiba, v. 63, e20180384, jul. 2020.
- CAMPOS, F.; CATINO, R. Avaliação do desempenho de um sistema piloto de MBBR tratando esgoto doméstico. **Portal Tratamento de Água**, jul. 2016. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/artigo/enviromex-avaliacao-do-desempenho-de-um-sistema-piloto-de-mbbr-tratando-esgoto-domestico/> Acesso em: 5 nov. 2020.
- CAPASSI, C. M.; COSTA, J. C.; CANTIL, M. E. S.; NAVARRO, R. S.; ROMERA, Y. F.; SUBTIL, E. L.; CHAGAS, R. K. Dimensionamento de um reator UASB para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 8, n. 2, p. 19-39, 2013.
- CARMINATI, H. B. *et al.* Modelagem e otimização de sistemas mbbbr para tratamento de efluentes. **Anais... XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Química**, Fortaleza, CE, 25 a 29 de setembro de 2016.
- CARVALHO, F.; PRAZERES, A. R.; RIVAS, J. Efluente de soro de queijo: caracterização e tratamento. **The Science of the Total Environment**, 445-446, 385-396, 2013.
- CASTRO, K. C. et al. Sistema de lodos ativos para remoção de matéria orgânica e compostos recalcitrantes de efluente kraft. **Anais... 30º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente, 30º Feira Nacional de Saneamento e Meio Ambiente**, 2019.
- CHAGAS, R. C. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com líria amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 11, p. 1186-1192, 2011.
- CHEARNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico em águas residuárias**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1997.
- COELHO, Paulo. **O Alquimista**. São Paulo – SP. Editora Paralela. 2017.
- CRUZ, A.G. et al. **Processamento de produtos lácteos: queijos, leites fermentados, bebidas lácteas, sorvete, manteiga, creme de leite, doce de leite, soro em pó e lácteos funcionais**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.
- DIAS, F. F. da S. et al. Tratamento de efluente da indústria de laticínios aplicando processo oxidativo avançado (H₂O₂/TiO₂/UV). **Revista Geama**, v. 4, n. 3, p. 10-15, set. 2018.
- DUARTE, G. N. **Análise da eficiência de nitrificação em reatores biológicos de leito móvel (mbbr) em escala de bancada utilizando efluente de refinaria de petróleo**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.
- EIKELBOOM, D. H. E VAN BUIJSEN, H. J. J. **Microscopic sludge investigation manual**. Report A94, TNO Research Institute for Environmental Hygiene, Delft, Holanda, 1981.

FAGUNDES, C. M. C.; VEIGA, L. B. E.; SOUZA, S. L. Q. de. Produção Mais Limpa em uma indústria de laticínios: boas práticas de gestão ambiental. **Alimentos: Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 1, p. 45-63, 2020.

FERGUSON, R. M. W.; COULON, F.; VILLA, R. Organic loading rate: a promising microbial management tool in anaerobic digestion. **Water Research**, v. 100, n. 1, p. 348-356, sep. 2016.

FIGUEIREDO, M.G., DOMINGUES, V.B.R. **Microbiologia de Lodos Ativados**. CETESB. São Paulo: CETESB, 2008.

FLECK, L.; EYNG, E.; TAVARES, M. H. F. Remoção biológica de nitrogênio em efluentes líquidos: uma revisão. **Revista EIXO**, Brasília-DF, v. 4, n. 2, p. 78-88, jul./dez. 2015.

FU, B. *et al.* Characterization of microbial community in an aerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification. **World J Microbiol Biotechnol**, v. 26, p. 1981–1990, 2010.

FUJII, F. Y.; PIVELI, R. P.; CAMPOS, F.; BUENO, R. F.; PEDRO SOBRINHO, P. Desempenho de reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel. **Revista de Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 349-358, out./dez. 2013.

GENÉTICA GROUP TECNOLOGIAS AMBIENTAIS. **Operações aeróbias. Microscopia Completa – lodos ativados**. Lima Duarte, MG: 2020.

GOMES, R. A. R. et al. O setor de produtos lácteos. (2017). *In*: ZACARCHENCO, P. B.; VAN DENDER, A. G. F.; REGO, R. A. (Eds.). **Brasil Dairy Trends**. Campinas: ITAL, 2020. p. 11-45.

GONÇALVES FILHO, E. N. **Análise da eficiência de um sistema com reatores de leito móvel com biofilme (MBBR) na remoção de matéria orgânica e nitrogênio de um efluente de laticínio**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel) – Fundação Universidade Federal de Rondônia. Ji-Paraná, 2019.

GUEDES, D. M.; TERAN, F. J. C.; GUEDES, P. G. dos S. A. Avaliação da influência do coeficiente de desoxigenação no modelo de autodepuração utilizando efluentes de laticínio. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, p. 32-46, set./dez. 2019.

HAIPOUR, A.; MOGHADAM, N.; NOSRATI, M.; SHOJAOSADATI, S. A. Aerobic thermophilic treatment of landfill leachate in a moving-bed biofilm bioreactor. **Iran. J. Health Sci. Eng.**, v. 8, n. 1, p. 3-14, 2011.

JENKINS, D.; RICHARD, M. G.; DAIGGER, G. T. **Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems**. 3rd ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 2003.

JERÔNIMO, C. E. M. et al. Qualidade ambiental e sanitária das indústrias de laticínios do município de Mossoró-RN. **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 7, n. 7, p. 1349-1356, mar-ago, 2012.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7 ed. Rio de Janeiro, 2014.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2 ed. 2009. Disponível em: https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/KADLEC%20WALLACE%202009%20Treatment%20Wetlands%202nd%20Edition_0.pdf Acesso em: 20 jan. 2021.

KAWAN, J. A. et al. A review on sewage treatment and polishing using moving bed bioreactor (Mbbbr). **J Eng Sci Technol**, v. 11, n. 8, p. 1028-1120, 2016.

LEYVA-DÍAZ, J. C. et al. Comparative kinetic study between moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor and membrane bioreactor systems and their influence on organic matter and nutrients removal. **Biochemical Engineering Journal**, v.77, pp. 28– 40, 2013.

LIMA, P. e S. **Avaliação do efeito da carga orgânica na operação de um sistema MBBR de dois estágios visando à remoção de matéria orgânica e nitrogênio**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015).

LIU, J.; ZUO, J.; YANG, Y.; ZHU, S.; KUANG, S.; WANG, K. An autotrophic nitrogen removal process: short-cut nitrification combined with ANAMMOX for treating diluted effluent from an UASB reactor fed by landfill leachate. **Journal of Environmental Sciences**, China, v. 22, n. 5, p. 777-783, 2010.

LONGARETTI, G. et al. Revisão sobre o tratamento de efluentes industriais contendo alto teor de lipídeos. **Anais... 5º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente**, Bento Gonçalves, RS, 5 a 7 de abril de 2016.

LUZ, D. F. et al. Incidência de Salmonella ssp e Staphylococcus aureus no leite de vacas da raça Pantaneira. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, Curitiba, v. 3, n. 3, p. 973-982, jul. 2020.

MEDEIROS, M. L. Q. **Protozoários de vida livre em ambientes aquáticos do RN: ocorrência, caracterização e importância para a educação básica**. 2012. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2012.

MEMPHIS EMPREENDIMENTOS LTDA. **Memorial Descritivo – ETE Lima Duarte, MG. Processo de tratamento físico-químico, seguido de reatores biológicos utilizando a tecnologia MBBR – Reator Biológico com Leito Móvel**. 2014.

MENDONÇA, H. V. de et al. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Ambiente & Água**, v. 7, p. 75-87, 2012.

MENDONÇA, H. V. de et al. Remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuais de laticínios em sistemas alagados construídos. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 40, p. 12-22, 2017.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução de Ivanildo Hespagnol, José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: McGraw-Hill, 2016.

MORAIS, N. W. S. et al. Caracterização físico-química e determinação de coeficientes cinéticos aeróbios de remoção da matéria orgânica de águas residuárias agroindustriais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 3, p. 489-500, mai/ju. 2020.

MOREIRA, V. de O.; DINIZ, A. e S. Viabilidade de utilização de reator UASB acoplado a sistema de lodos ativados no tratamento de efluentes de um laticínio: estudo de caso. **Anais do V Seminário de Pós-Graduação**, Uberaba, v. 5, p. 1-5, 2018.

NICOLAU, A. et al. Importância da identificação das espécies responsáveis pelo crescimento filamentoso nas ETARS. In: **ENCONTRO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO; SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, 2002. [cd-rom]. [s.l.: s.n., 2002].

NHUT, H. T. et al. Removal of nutrients and organic pollutants from domestic wastewater treatment by sponge-based moving bed biofilm reactor. **Environmental Engineering Research**, v. 25, n. 5, p. 652-658, 2020.

ØDEGAARD, H. The Moving Bed Biofilm Reactor. *Water Environmental Engineering and Reuse of Water*. **Hokkaido Press**, p. 250–305, 1999.

OLIVEIRA, D. V. M. et al. Avaliação de uma planta piloto de mbbf (moving bed biofilm reactor - reator biológico com leito móvel) para tratamento de efluente de uma fábrica de celulose e papel. **O Papel**, v. 73, n. 10, p. 75-80, out. 2012.

OLIVEIRA, L. A. de. **Avaliação de desempenho de sistema MBBR em escala piloto**. 2019. Monografia (Bacharel em Engenharia Química) – Universidade do Estado do Amazonas, Manaus, 2019.

OLIVEIRA, M. F. **Análise microbiológica como controle de qualidade de processo aeróbio alimentado por efluente de reator UASB**. 2020. 132 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, 2020.

PEITZ, C.; XAVIER, C. R. Moving bed biofilm reactor for treatment of Kraft pulp effluent with high organic load rate. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 15, n. 4, e2512, jul. 2020.

PERNELLE, J. J. et al. Influence of transient substrate overloads on the proliferation of filamentous bacterial populations in an activated sludge pilot plant. **Water Research**, v. 35, p.129–134, 2001.

PLATTES, M. et al. Modelling and dynamic simulation of a moving bed bioreactor for the treatment of municipal wastewater. **Biochemical Engineering Journal**, v. 32, p. 61–68, 2006.

POKRYWIECKI, T. S. et al. Avaliação do processo de tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Acadêmica de Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 11, Supl. 1, p. S155-S161, 2013.

QIQI, Y.; QIANG, H.; IBRAHIM, H. T. “Review on Moving Bed Biofilm Processes”. **Pakistan Journal of Nutrition**, v. 11, n. 9, p. 706–713, 2012.

REIS, F. S.; KEMPKA, A. P. Avaliação de parâmetros operacionais de um sistema de lodos ativados utilizado no tratamento de efluente lácteo. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 1, p. p. 19-30, 2015.

RIBEIRO, R. P. **Emissões de óxido nitroso em diferentes condições operacionais de sistema de tratamento de esgoto por lodos ativados em escala real e de bancada**. Universidade Federal Fluminense – Niterói 2017.

ROCHA, A. C.; CARDOSO, V. L.; VIEIRA, P. A. Avaliação da eficiência do coagulante Tanfloc no tratamento de efluente Gerado de Indústria Láctica. Simpósio de Tecnologia Ambiental e de Biocombustíveis. **Ciência & Tecnologia: Fatec-JB**, Jaboticabal, v. 10, p. 73-77, 2018.

ROVEROTO, G. P. et al. Craft brewery wastewater treatment: a fixed-bed single-batch reactor with intermittent aeration to remove cod and tn. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.64, e21200613, p. 1-14, 2021.

SANT’ANNA JUNIOR, G. L. de. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2013.

SALEHIZIRI, M. et al. Investigation the influences of quorum quenching and nutrient conditions on activated sludge flocs at a short-time scale. **Chemosphere**, p. 125917, 2020.

SANTOS, E. V. M. **Estratégias para predominância de organismos acumuladores de fósforo em sistemas de lodo ativado e respirometria aplicada à biodesfocação [manuscrito]**. 2014. 268 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, 2014.

SANTOS, N. B. V. **Avaliação do processo de nitrificação no cultivo do camarão branco do Pacífico *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931) com uso de substrato artificial e inoculo de bactérias em sistema de bioflocos (BFT)**. 2016, p. 61. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Aquicultura), Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande do Sul, 2016.

SARAIVA, C. B. et al. Consumo de água e geração de efluentes em uma indústria de laticínios. **Revista Inst Laticínios “Cândido Mendes”**, v. 10, n. 367/368, p. 10-18, mar/jun. 2009.

SCHLEGEL, A. E.; PAUL, L. R.; JAEGER, E. V. Análise da eficiência do sistema de lodos ativados por meio de microscopia. **Revista Eletrônica do Alto do Vale do Itajaí – REAVI**, v. 4, n. 5, p. I-F, mar. 2016.

SENAICIMATEC. **Produção de leite**. 2019. Disponível em: <http://www.senaicimatec.com.br/wp-content/uploads/2019/12/Segmento-de-Laticinios.pdf> Acesso em: 15 jan. 2021.

SILVA, A. S. A. et al. Extração de biomassa aderida ao meio-suporte de um reator de leito móvel com biofilme: agitação mecânica e ultrassom. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 1-8, nov. 2020.

SILVA, F. K.; EYNG, J. O tratamento de águas residuais de indústria de laticínios: um estudo comparativo entre os métodos de tratamento com biofiltro e com o sistema convencional de lagoas. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental, Florianópolis**, v. 1, n. 2, p. 4-22, out. 2012/mar.2013.

SILVA, R. R. da; SIQUEIRA, E. Q de; NOGUEIRA, I. de S. Impactos ambientais de laticínios em curso d'água na Bacia do Rio Pomba. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 2, p. 217-228, mar./abr. 2018.

SLAVOV, A. K. General characteristics and treatment possibilities of dairy wastewater – a review. **Food Tecnonology Biotechnology**, v. 55, n. 1, p. 14-28, mar. 2017.

SOUZA, R. C.; TONON, R. V.; STEPHAN, M. P.; SILVA, C. M.; PENTEADO, A. L.; CABRAL, L. M. C.; KUROZAWA, L. E. Avaliação do potencial antioxidante de proteínas do soro de leite concentradas por ultrafiltração e hidrolisadas por diferentes proteases comerciais. **Brazilian Journal Of Food Technology**, v. 22, n. 2018021, p. 1-11, abr. 2019.

TOURINHO, T. C. O. II-507 - Identificação das bactérias filamentosas predominantes em ETEs de grande porte com tratamento biológico no estado do Rio de Janeiro. **Anais... 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, 4 a 8 de outubro de 2015.

TRINDADE, M. B. et al.. Cheese whey exploitation in Brazil: a questionnaire survey. **Food Sci. Technol.**, v. 39, n.3, p. 788-791, July/Sept. 2019.

TSITOURAS, A. **Biofilm morphology and microbiome of sequencing batch moving bed biofilm reactors treating cheese production wastewater**. University of Ottawa, Canadá, 2021.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA). **Produção brasileira de laticínios deve crescer**. Nov. 2019. Disponível em: <https://usdabrazil.org.br/producao-brasileira-de-laticinios-deve-crescer/> Acesso em: 5 dez. 2019.

VARGA, D. L. D. et al. Constructed wetlands for industrial wastewater treatment and removal of nutrientes. In: RIO, A. V. D.; GÓMEZ, J. L. C.; CORRAL, A. M. **Technologies for the Treatment and Recovery of Nutrients from Industrial Wastewater**. IG Global, 2017. p.202-230.

VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento de águas residuárias: Lodos Ativados**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 4. ed. rev. e ampl. Belo Horizonte: UFMG, 2016.

_____. **Princípios do Tratamento biológico de águas residuárias: introdução a qualidade das águas e ao tratamento dos esgotos**. 4 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

_____. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

_____. **Lodos ativados**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

_____. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

XIE, Y.; WAN, A.; WU, Y. Numerical simulation and experimental investigation on the effect of a new suspended carrier filler on mass transfer in MBBR. **Chem. Eng. Process. Process Intensif.** 2020, 156, 108104.

ZILLI, R. P. **Influência do tempo de retenção hidráulica e da velocidade superficial do ar no desempenho de um reator de leito móvel com biofilme (MBBR)**. 2013. 125 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2013.

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

ZURITA, F.; ANDA, J. D.; BELMONT, M. A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v.35, p.861-869, 2009.