



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL



VITOR LUÍS AMORIM FONSECA

INFLUÊNCIA DE AGENTE QUELANTE NA FORMAÇÃO DO LODO GRANULAR AERÓBIO

Uberlândia, 2022

VITOR LUÍS AMORIM FONSECA

**INFLUÊNCIA DE AGENTE QUELANTE NA FORMAÇÃO DO
LODO GRANULAR AERÓBIO**

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Recursos Hídricos e Saneamento

Orientador: Prof. Dr. Ismarley Lage Horta
Morais

Uberlândia, 2022

Influência de agente quelante na formação do lodo granular aeróbio

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

F676i Fonseca, Vitor Luís Amorim, 1994-
2022 Influência de agente quelante na formação do lodo granular aeróbio
[recurso eletrônico] / Vitor Luís Amorim Fonseca. -2022.

Orientador: Ismarley Lage Horta Morais.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil.
Modo de acesso: Internet.
Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2023.8004>
Inclui bibliografia.

1. Engenharia Civil. I. Morais, Ismarley Lage Horta, 1984-,
(Orient.). II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil. III. Título.

CDU:624

André Carlos Francisco - Bibliotecário-Documentalista - CRB-6/3408



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Engenharia Civil				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, 282, PPGEC				
Data:	31 de agosto de 2022	Hora de início:	08:00 h	Hora de encerramento:	11 : 25 h
Matrícula do Discente:	12012ECV016				
Nome do Discente:	Vitor Luís Amorim Fonseca				
Título do Trabalho:	Influência de agente quelante na formação do lodo granular aeróbio				
Área de concentração:	Engenharia Urbana, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental				
Linha de pesquisa:	Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Influência de agentes quelantes na formação de lodo granular aeróbio				

Reuniu-se, em sessão pública pela plataforma *Google Meet* na sala virtual <https://meet.google.com/mdi-ejog-fyf>, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, assim composta pelos Professores Doutores: Claudio Mudadu Silva - UFV, Ann Honor Munteer - UFV e Ismarley Lage Horta Morais - UFU orientador do candidato.

Iniciando os trabalhos o presidente da mesa, Ismarley Lage Horta Morais, apresentou a Comissão Examinadora e o candidato, agradeceu a presença do público, e concedeu ao discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as), que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

Aprovado

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Ismarley Lage Horta Morais, Professor(a) do Magistério Superior**, em 02/09/2022, às 16:48, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ann Honor Munteer, Usuário Externo**, em 02/09/2022, às 18:23, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Claudio Mudadu Silva, Usuário Externo**, em 31/10/2022, às 13:07, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **3891537** e o código CRC **907268D8**.

Dedico este trabalho aos meus pais Elmo e Veida, e ao meu irmão Heitor.

À Lorena.

Por tudo que fizeram por mim para que eu conseguisse chegar até aqui.

AGRADECIMENTOS

A Deus, porque, de uma forma inexplicável, sempre esteve desenhando o meu caminho que deveria ser trilhado, mesmo eu não sabendo, me proporcionando força e discernimento.

À Nossa Senhora do Carmo, por ser a minha protetora e guia.

Aos meus pais, Elmo e Veida, e meu irmão Heitor, porque me proporcionaram tudo que fosse preciso durante essa etapa da minha vida.

À Lorena por tanto ser a minha força nos momentos difíceis e minha companhia nas viagens à Uberlândia. Nunca esquecerei dos churrascos que me distraiam e me traziam tanta alegria após longos dias no laboratório.

À Universidade Federal de Uberlândia, à Faculdade de Engenharia Civil (FECIV), nas pessoas de funcionários e professores, que proporcionaram excelente ensino, mesmo à distância em tempos de pandemia.

Ao meu orientador Ismarley Lage Horta Moraes, por tanto ensino, atenção, cuidado e disponibilidade em todos os momentos, desde os mais difíceis aos mais alegres.

À Universidade Federal de Viçosa Campus de Rio Paranaíba, nas pessoas dos professores do curso de Engenharia Civil, porque, além de fornecer a base necessária para seguir ao Mestrado, também confiou em meu trabalho como Professor Substituto, possibilitando me manter financeiramente nesse período, e vivenciando uma experiência profissional incrível.

Ao Centro Universitário de Patos de Minas, o UNIPAM, por ser uma instituição tão importante para a região do Alto Paranaíba, que tanto acolhe a mim e a minha família. Desde a graduação de minha mãe e irmão, meu estágio e, agora, execução da pesquisa do meu Mestrado. À toda equipe que me recebeu com tanta atenção e carinho. Ao professor Paulo Henrique pela confiança e autorização para utilizar o Laboratório de Monitoramento Ambiental. À professora Renata que tanto me ensinou e confiou, mesmo após descuidos devido à inexperiência de um laboratorista em início. Ao Arley por todo acompanhamento e ajuda, você é um exemplo. À Bruna pela paciência em seus ensinamentos. Ao senhor Anivaldo pela atenção e disponibilidade. À Iv e Djulia por tanta ajuda.

À Marcilene por ser uma pessoa tão disponível e atenciosa. Sem a sua ajuda naquele intensivo nas práticas de laboratório durante uma semana eu não teria conseguido.

À Jordana, Denildo e Elias, da Tirolez, pela atenção e disponibilidade.

Ao Bob, que sempre era motivo de alegria para mim ao chegar em casa e vê-lo me esperando para brincadeiras que me ajudavam no descanso tão essencial.

RESUMO

O lodo granular aeróbio é uma tecnologia de tratamento biológico de efluentes recente e promissora. Os grânulos são de especial importância no processo de tratamento, sendo responsáveis pelo tratamento simultâneo de matéria orgânica e nutrientes. Nesse sentido, estudos indicam que cátions bivalentes, como Ca^{2+} , Mg^{2+} e Fe^{3+} , são essenciais para a granulação, pois a carga positiva dos cátions bivalentes neutraliza a carga negativa da superfície da biomassa microbiana e das moléculas das substâncias poliméricas extracelulares, essenciais à estabilidade dos grânulos. No entanto, agentes quelantes, como o ácido etilenodiaminotetracético (EDTA), utilizado para a fabricação de produtos de limpeza com o objetivo de diminuir a dureza da água, dissolvem precipitados de cálcio dos grânulos e os desestabilizam. A presença destas substâncias nas águas residuárias domésticas ou industriais pode comprometer a estabilidade do grânulo aeróbio e limitar a aplicação desta tecnologia de tratamento em escala real. O objetivo deste trabalho é avaliar a formação de lodo granular na presença de agentes quelantes sintéticos e a adição de cátions bivalentes para favorecimento da granulação. Para isso, foram operados dois reatores em bateladas sequenciais em escala de bancada, em paralelo, sendo que o primeiro reator foi alimentado com efluente sintético com adição de Ca^{2+} , e o segundo reator, além de efluente com as mesmas características do primeiro reator, a adição de EDTA. O tempo de ciclo foi de 720 minutos, sendo o tempo destinado à reação de 660 minutos. A operação teve duração de 120 dias, sendo o tempo de sedimentação gradualmente diminuído, desde 60 minutos até 1 minuto. Foi possível notar expressivo aumento na frequência das partículas com diâmetros maiores que 0,2 mm, sendo então considerados grânulos, somente após o dia 75, quando o tempo de sedimentação foi diminuído para 1 minuto. A maior parte dos grânulos observados ficaram entre os diâmetros de 0,2 e 2,0 mm. Para o Reator Biológico 1, o dia 104 marcou a maior relação de grânulos, com 49,3% de frequência dentro do reator; já para o Reator Biológico 2 isso aconteceu no dia 99, com 57,5% de grânulos dentro do reator. Os valores médios de IVL_5 e IVL_{30} foram de 31,25 e 28,13 mL.g^{-1} , respectivamente, para o Reator 1; e 27,59 e 26,64 mL.g^{-1} , respectivamente, para o Reator 2. Já a velocidade de sedimentação verificada foi de 16,33 m.h^{-1} e 12,87 m.h^{-1} , para os Reatores 1 e 2, respectivamente. Verificou-se resultados para a remoção de matéria orgânica sempre acima de 95%, tanto para DQO_s quanto para DBO. Enfim, análises estatísticas demonstraram que houve diferenças significativas somente quanto à relação $\text{IVL}_{30}/\text{IVL}_5$ e remoção de DQO entre os tratamentos, após período de granulação.

Palavras-chave: Granulação aeróbia - Saneamento – Tratamento biológico – Águas residuárias

ABSTRACT

Aerobic granular sludge is a recent and promising biological wastewater treatment technology. The granules are of special importance in the treatment process and are responsible for the simultaneous treatment of organic matter and nutrients. In this sense, studies indicate that divalent cations, such as Ca^{2+} , Mg^{2+} and Fe^{3+} , are essential for granulation, as the positive charge of the bivalent cations neutralizes the negative charge on the surface of the microbial biomass and on the molecules of extracellular polymeric substances, which are essential for stability of the granules. However, chelating agents, such as ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA), used, for example, in the manufacture of cleaning products to reduce water hardness, dissolve calcium precipitates from the granules and destabilize them. The presence of these substances in domestic or industrial wastewater can compromise the stability of the aerobic granule and limit the application of this treatment technology on a full scale. The objective of this work is to evaluate the formation of granular sludge in the presence of synthetic chelating agents and the addition of divalent cations to favor granulation. For this, two reactors were operated in sequential batches on bench scale, in parallel, and the first reactor was fed with synthetic effluent with addition of Ca^{2+} , and the second reactor, in addition to effluent with the same characteristics of the first reactor, had the addition of EDTA. The cycle time will be 720 minutes, with 660 minutes for the reaction. The operation lasted 120 days, with the sedimentation time being gradually reduced, from 60 minutes to 1 minute. It was possible to notice a significant increase in the frequency of particles with diameters greater than 0.2 mm, being considered granules, only after day 75, when the sedimentation time was reduced to 1 minute. Most of the observed granule sizes were between the diameters of 0.2 and 2.0 mm. For Biological Reactor 1, day 104 showed the highest ratio of granules, with 49.3% frequency inside the reactor; for Biological Reactor 2 this happened on day 99, with 57.5% of granules inside the reactor. The average values of SVI_5 and SVI_{30} were 31.25 and 28.13 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively, for Reactor 1; and 27.59 and 26.64 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively, for Reactor 2. The sedimentation velocity verified was 16.33 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ and 12.87 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$, for Reactors 1 and 2, respectively. Results were verified for the removal of organic matter always above 95%, both for COD and BOD. Finally, statistical analyzes showed significant differences only regarding the $\text{SVI}_{30}/\text{SVI}_5$ ratio and COD removal between treatments, after the granulation period.

Keywords: Aerobic granulation– Sanitation - Biological treatment - Wastewater

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-	Remoção de matéria orgânica e nutrientes nos grânulos aeróbios.....	25
Figura 2-	Operação em RBS.....	25
Figura 3-	Esquema da realização do teste de IVL.....	33
Figura 4-	Agente quelante EDTA.....	36
Figura 5-	Configuração experimental dos equipamentos utilizados na pesquisa.....	39
Figura 6-	Fluxograma para análise estatística.....	44
Figura 7-	Valores de pH dos reatores biológicos.....	45
Figura 8-	Amostras do Reator biológico 1 durante a execução da pesquisa.....	50
Figura 9-	Amostras do Reator biológico 2 durante a execução da pesquisa.....	51
Figura 10-	Frequência dos diâmetros das partículas produzidas nos Reatores biológicos	56
Figura 11-	Relação de partículas com diâmetros maiores que 0,2 mm nos Reatores biológicos.....	54
Figura 12-	Valores de IVL_5 durante a execução da pesquisa.....	56
Figura 13-	Valores de IVL_{30} durante a execução da pesquisa.....	57
Figura 14-	Valores de IVL_{30}/IVL_5 durante a execução da pesquisa.....	58
Figura 15-	Concentração de OD dos reatores biológicos.....	61
Figura 16-	Valores de pH dos tratados.....	64
Figura 17-	Valores de temperatura para os reatores biológicos.....	65
Figura 18-	Valores de temperatura dos tratados.....	65
Figura 19-	Valores de turbidez dos tratados.....	67
Figura 20-	Sólidos Suspensos Totais dos reatores biológicos.....	68
Figura 21-	Sólidos Suspensos Totais dos tratados.....	68
Figura 22-	Sólidos Suspensos Voláteis dos reatores biológicos.....	69
Figura 23-	Relação entre Sólidos Suspensos Voláteis e os Sólidos Suspensos Totais dos reatores biológicos.....	70
Figura 24-	Concentração de DQO dos efluentes sintéticos.....	71
Figura 25-	Eficiência de remoção de DQO.....	72
Figura 26-	Observação microscópica dos Reatores biológicos, dia 18.....	76
Figura 27-	Observação microscópica dos Reatores biológicos, dia 34.....	78

Figura 28-	Observação microscópica do Reator biológico 1 durante a execução da pesquisa.....	79
Figura 29-	Observação microscópica do Reator biológico 1 durante a execução da pesquisa.....	80

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	Diversidade microbiana dos grânulos aeróbios.....	25
----------	---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Interpretação aproximada do resultado do IVL.....	34
Tabela 2-	Distribuição dos tempos e fases de cada ciclo dos RBS.....	39
Tabela 3-	Concentração de DQO dos efluentes sintéticos durante as Etapas 1 e 2...	40
Tabela 4-	Composição da água residuária sintética fabricada e usada nos reatores.	41
Tabela 5-	Parâmetros de qualidade analisados em amostras de efluente sintético e tratado.....	42
Tabela 5-	Concentração de DQO dos efluentes sintéticos durante as Etapas 1 e 2...	47
Tabela 6-	Valores de pH dos efluentes sintéticos durante a Etapa 1.....	45
Tabela 7-	Valores de alcalinidade dos efluentes sintéticos após estabilidade.....	47
Tabela 8-	Valores de turbidez dos efluentes sintéticos.....	47
Tabela 9-	Análise estatística com os dados de pH durante toda a pesquisa e somente no período de granulação.....	48
Tabela 10-	Dias de operação e tempos de sedimentação praticados.....	48
Tabela 11-	Análise estatística com os dados da frequência da presença de grânulos durante toda a pesquisa e somente no período de granulação.....	55
Tabela 12-	Análise estatística com os dados de IVL ₅ , IVL ₃₀ e IVL ₃₀ /IVL ₅ durante toda a pesquisa e somente no período de granulação.....	60
Tabela 13-	Análise estatística com os dados de OD durante toda a pesquisa e somente no período de granulação.....	62
Tabela 14-	Concentração de DQO _s dos efluentes tratados durante as Etapas 1 e 2....	71
Tabela 15-	Concentração de DBO ₅ e DBO _s dos efluentes sintéticos e tratados.....	73
Tabela 16-	Razão DQO/DBO das médias.....	74
Tabela 17-	Análise estatística entre os dados apresentados sobre o desempenho dos Reatores.....	75

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
AED	Análise Exploratória dos Dados
APHA	<i>American Public Health Association</i>
BOA	Bactérias oxidadoras de amônia
BON	Bactérias oxidadoras de nitrito
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EDTA	Ácido Etilenodiaminotetracético
EPS	<i>Extracellular polymeric substances</i>
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
LA	Lodo Ativado
LGA	Lodo Granular Aeróbio
NTA	Ácido Nitriloacético
OAF	Organismos acumuladores de fósforo
OAG	Organismos acumuladores de glicogênio
ODHO	Organismos desnitrificantes heterotróficos ordinários
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OHO	Organismos heterotróficos ordinários
ONU	Organização das Nações Unidas
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
RBS	Reatores em Batelada Sequenciais
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST	Sólidos Solúveis Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância

WHO *World Health Organization*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	HIPÓTESE	19
1.2	OBJETIVOS.....	19
1.2.1	<i>Objetivo Geral</i>	19
1.2.2	<i>Objetivos específicos</i>	19
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
2.1	TECNOLOGIA DO LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA)	20
2.2	FORMAÇÃO DO LGA	23
2.3	FATORES QUE INFLUENCIAM A FORMAÇÃO DO LGA	26
2.3.1	<i>Tipo de substrato</i>	26
2.3.2	<i>Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)</i>	26
2.3.3	<i>Tempo de sedimentação</i>	27
2.3.4	<i>Feast-famine</i>	27
2.3.5	<i>Carga Orgânica Volumétrica (COV)</i>	28
2.3.6	<i>Força de cisalhamento</i>	28
2.3.7	<i>Temperatura</i>	28
2.3.8	<i>pH</i>	29
2.3.9	<i>Cátion bivalentes</i>	29
2.4	PARÂMETROS DE QUALIDADE E LGA	29
2.4.1	<i>Sólidos</i>	29
2.4.2	<i>Turbidez</i>	30
2.4.3	<i>pH, alcalinidade e acidez</i>	31
2.4.4	<i>Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)</i> 32	
2.4.5	<i>Índice Volumétrico de Lodo (IVL)</i>	33
2.5	INFLUÊNCIA DE CÁTIONS BIVALENTES	34
2.6	INFLUÊNCIA DE AGENTES QUELANTES	36
3	MATERIAIS E MÉTODOS	37
3.1	CONFIGURAÇÃO EXPERIMENTAL E OPERAÇÃO	37
3.2	LODO BIOLÓGICO.....	39

3.3	ÁGUA RESIDUÁRIA SINTÉTICA	39
3.4	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA	41
3.5	CARACTERIZAÇÃO DOS GRÂNULOS.....	42
3.6	ANÁLISE ESTATÍSTICA	44
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
4.1	EFLUENTES SINTÉTICOS	45
4.2	FORMAÇÃO DO LGA	48
4.2.1	<i>Granulação.....</i>	<i>49</i>
4.2.2	<i>Índice Volumétrico de Lodo (IVL)</i>	<i>55</i>
4.2.3	<i>Oxigênio Dissolvido (OD).....</i>	<i>61</i>
4.2.4	<i>Velocidade de sedimentação e Resistência dos Grânulos</i>	<i>62</i>
4.3	DESEMPENHO DOS REATORES BIOLÓGICOS	64
4.4	OBSERVAÇÕES MICROSCÓPICAS.....	76
5	CONCLUSÕES	82
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83

1 INTRODUÇÃO

O oferecimento dos serviços de saneamento básico é, ainda, um desafio que muitos países enfrentam, visto a parcela significativa da população sem acesso pleno aos serviços de água e esgoto. Tendo em vista essa situação, o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento – PNUD - e o Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA - (2020) propõem que “assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e saneamento para todos” é o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável de número 6, que faz parte da Agenda 2030, apresentado na Assembleia Geral da ONU, em 2015.

A falta de condições adequadas no fornecimento de serviços de água potável de qualidade e saneamento é a principal causa de mortes, no mundo, de crianças antes dos cinco anos de idade por causa de diarreia, com números estimados em 361.000 ao ano (WHO, 2017). Apenas 45% da população mundial conta com fornecimento seguro de serviços de saneamento e 9% ainda defecam a céu aberto (UNICEF e WHO, 2019).

No Brasil, conforme dados apresentados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS – (2019), apenas 49,09% do esgoto gerado é tratado, sendo que a Agência Nacional de Águas – ANA – (2017) estima que são geradas cerca de 9,1 mil toneladas de carga orgânica por dia no país. Com o objetivo da universalização do esgoto sanitário até 2035, há a estimativa de que seja necessário R\$149,5 bilhões de investimento em obras de coleta e tratamento (ANA, 2020).

O processo de tratamento de esgotos deve, portanto, ser alvo de investimentos em pesquisa e novas tecnologias, visando, cada vez mais, eficiência, sustentabilidade e custos menores. A tecnologia de tratamento utilizando lodo granular aeróbio (LGA) é uma das mais recentes e promissoras do setor.

O tratamento dos esgotos é classificado segundo o seu nível de tratamento, podendo ser preliminar, primário, secundário ou terciário. Nos dois primeiros tipos de tratamento, há a atuação de mecanismos físicos: no tratamento preliminar há a retirada de sólidos grosseiros e no tratamento primário há remoção de sólidos sedimentáveis. Já no tratamento secundário há a

predominância de mecanismos biológicos, com o intuito de remover matéria orgânica e alguns nutrientes. O tratamento terciário existe apenas em casos que é necessário retirar alguns poluentes específicos (VON SPERLING, 2018c).

O tratamento biológico de esgotos busca reproduzir o que acontece, naturalmente, na autodepuração de corpos d'água, no entanto, com a conversão da matéria orgânica em ambientes com condições controladas e utilização de tecnologia. Dentre as tecnologias do tratamento biológico há diversos sistemas e processos, tais como: lagoas de estabilização, disposição no solo, sistemas alagados construídos, sistemas anaeróbios, lodos ativados e reatores aeróbios com filmes (VON SPERLING, 2018c).

O tratamento biológico de efluentes é alvo de diversas pesquisas, ocasionando, por esse motivo, o surgimento de novos conhecimentos a respeito do tema. Nesse sentido, a tecnologia do LGA chama a atenção por demandar custos mais baixos, menores áreas de implantação das Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) e alta qualidade do efluente tratado, em comparação aos processos anaeróbios, lodos ativados e lagoas de estabilização, por exemplo. O tratamento com a utilização de LGA é recente e promissor (ROLLEMBERG et al., 2020; GUSMÃO et al., 2018).

Os grânulos aeróbios apresentam excelente sedimentabilidade, alta capacidade de reter biomassa, suportam altas velocidades de fluxo e não necessitam de material suporte. Isso resulta em uma redução de custo de, pelo menos, 20% e diminuição do espaço requerido em 75%, se comparado a processos tradicionais de tratamento (BASSIN, 2011).

A tecnologia do LGA destaca-se, ainda, porque há, nos próprios grânulos, zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias, o que auxilia na remoção simultânea tanto de matéria orgânica quanto de nutrientes, além de corantes, compostos recalcitrantes e outros (ROLLEMBERG et al., 2018).

O processo para a ocorrência da granulação aeróbia, no entanto, ainda é desconhecido, e esse fato é correntemente apresentado na literatura. Por outro lado, Liu e Tay (2004), apresentam a granulação aeróbia como uma interação entre células, em que são necessárias que certas condições sejam atendidas.

Condições comumente presentes em publicações para o bom cultivo dos grânulos aeróbios são o modo de operação em bateladas sequenciais, a tensão de cisalhamento, o tempo de sedimentação e tempo de abundância ou limitação de alimento (ROLLEMBERG et al., 2018).

Destaca-se que a maioria dos trabalhos com LGA são executados em bateladas sequenciais e é reconhecido que esse modo de operação favorece a granulação, no entanto, já existem pesquisas com a operação em fluxo contínuo (KENT, BOTT e WANG, 2018).

Além disso, o papel das substâncias poliméricas extracelulares (EPS – sigla do inglês *Extracellular Polymeric Substances*) é destacado, visto que são muito importantes para o processo de granulação (MORAIS et al., 2018). Nesse aspecto, os cátions bivalentes são apresentados com importância particular, pois ligam grupos funcionais negativos com EPS, formando pontes iônicas, que são um dos principais fatores para a formação e estabilidade dos grânulos aeróbios (MORAIS et al., 2018; SEPÚLVEDA-MARCONDES, CAMPOS E MAGRÍ, 2019).

Kończak, Karcz e Miksch (2014) expõem que íons metálicos, na forma de cátions bivalentes, por exemplo, apresentam significativa importância nos mecanismos de granulação. Os autores explicam que tais substâncias agem na formação de um sistema tridimensional entre polissacarídeos, EPS e células para favorecer a estabilidade dos grânulos. Notaram que, de fato, na presença de Cálcio (Ca^{2+}) e Magnésio (Mg^{2+}) a rede de polissacarídeos apresentou-se com bom desenvolvimento, mas o melhor resultado foi visto na presença de todos os cátions estudados pelos autores, com, além dos outros dois já citados, o cátion trivalente Ferro (Fe^{3+}). A ligação da rede mencionada anteriormente é explicada por Morais et al (2018) de modo que os cátions bivalentes fazem a ligação de grupos com carga negativa e EPS, o que traz estabilidade à matriz do microrganismo, favorecendo, consequentemente, a agregação. Os autores também verificaram a presença de Ca^{2+} e apresentaram que tal adição não interferiu no tamanho dos grânulos, mas favorecendo a uniformidade, a resistência mecânica e a velocidade de sedimentação.

Os íons metálicos, no entanto, podem ser desativados por agentes químicos chamados de quelantes, através de um processo chamado de quelação. Os agentes quelantes podem ser encontrados em sabões e detergentes, pois têm o objetivo de remover a dureza da água, caracterizada, por exemplo, pela presença de íons Ca^{2+} , Mg^{2+} e Fe^{3+} (Polyorganic, 2021).

O presente trabalho tem o objetivo de contribuir com tal gargalo existente e investigar a influência de agentes quelantes na formação do Lodo Granular Aeróbio. Afinal, já é conhecida a importância de cátions bivalentes na estabilidade dos grânulos e a possível inibição dos íons metálicos pela quelação pode interferir na plena operação do tratamento.

1.1 HIPÓTESE

A hipótese inicial desse presente trabalho foi a de que os resultados apresentados no reator biológico alimentado com efluente sintético com a presença do íon Cálcio e agente quelante sejam diferentes que os resultados apresentados no reator biológico alimentado somente na presença do íon. Tal hipótese é construído com base no fato de que o agente quelante pode inibir a ação do íon, já tido por pesquisas científicas como auxiliador no processo de granulação.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 *Objetivo Geral*

Avaliar e comparar, de forma experimental, o processo de formação, crescimento e desempenho de LGA em dois reatores de bateladas sequenciais alimentados com efluente sintético, sendo um com a presença de Ca^{2+} e outro, além da presença do cátion, também de agente quelante.

1.2.2 *Objetivos específicos*

- Avaliar se a presença de agente quelante pode inibir a ação de íon metálico na formação, estabilidade e velocidade de sedimentação dos grânulos de LGA;
- avaliar o efeito do agente quelante na eficiência de remoção de matéria orgânica do reator do LGA e;
- avaliar os efeitos das condições operacionais impostas em ambos os reatores em termos de parâmetros de qualidade para desempenho do tratamento.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Para embasar o escopo desta pesquisa e a relevância do tema, de forma a trazer os pontos mais importantes frente aos objetivos do trabalho, foi, primeiramente, apresentado o contexto histórico em torno da tecnologia do LGA, até como está o seu emprego, atualmente, no Brasil e no mundo. Posteriormente, foram evidenciados o processo da granulação em torno do LGA. Em seguida, foram comentados sobre os principais parâmetros de qualidade e a sua aplicação em LGA. Enfim, foram apresentados os principais fatores discutidos pela comunidade científica que influenciam a formação do LGA, trazendo à discussão, então, a influência de agentes quelantes dentro de tal tópico.

2.1 TECNOLOGIA DO LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA)

Conforme Orhon (2015), a discussão em utilizar processos aeróbios em tratamentos de águas residuárias remonta do século passado. Ainda segundo o autor, o período entre 1910 e 1930 foi notável quanto às pesquisas em torno de experimentações sobre o tema, com destaque para a publicação de Arden e Lockett (1914), que foi pioneira para o desenvolvimento da tecnologia do Lodo Ativado (LA).

As primeiras plantas utilizando esse tipo de tratamento foram instaladas na Inglaterra e nos Estados Unidos da América (EUA), sendo patenteadas e dando início à comercialização. Tais empreendimentos já apresentavam um ótimo desempenho, o que auxiliou para confirmar o uso da tecnologia de LA para o tratamento de esgoto (ORHON, 2015).

Atualmente, o processo de LA é utilizado globalmente, seja para o tratamento de esgotos domésticos ou industriais, principalmente, para os casos em que se deseja uma alta qualidade do efluente tratado e pequenas áreas disponíveis. É necessário destacar, no entanto, que em comparação com outros sistemas de tratamento, o LA conta com certa complexidade quanto à mecanização e operação, o que pode aumentar consumos energéticos (VON SPERLING, 2018b).

No caso do LA, a biomassa tem a característica de se apresentar na forma de flocos e, por causa disso, há a necessidade de prever um decantador secundário, para que os flocos sedimentem e o efluente clarificado seja retirado, sendo que uma parte do lodo é retornada para o reator. Os problemas de operação comumente encontrados referem-se, principalmente, quando há dificuldades de sedimentação do lodo floculento, causando seu arraste junto com o efluente tratado (BASSIN, 2011).

Já o procedimento da granulação foi primeiramente notado em ambientes anaeróbios, por Lettinga et al. (1980), sendo o início para o desenvolvimento da tecnologia de reatores anaeróbios UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). Esse tipo de tecnologia destaca-se, principalmente, por fatores como a baixa produção de sólidos, o baixo consumo de energia elétrica, a baixa exigência de custos para implantação e operação, a não interferência no desempenho com elevadas cargas orgânicas e o baixo tempo de detenção hidráulica (CHERNICHARO, 2019).

No entanto, fatores negativos como um longo período inicial, o melhor desempenho de operação em temperaturas relativamente altas, o desempenho enfraquecido frente ao esgoto com carga orgânica baixa e a reduzida eficiência na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) dos reatores anaeróbios, fizeram com que a tecnologia granular aeróbia recebesse a atenção de profissionais do meio (ADAV et al., 2008).

A granulação aeróbia foi relatada, pela primeira vez, em um reator aeróbio com manta de lodo de fluxo ascendente por Mishima e Nakamura (1991). Tal trabalho apresentou um projeto piloto para o tratamento de esgoto doméstico. Os autores relataram grânulos de diâmetro entre 2 e 8 mm, que apresentaram excelente sedimentação.

Tanto o número de plantas em escala real em operação, quanto o número de publicações científicas, vêm em uma crescente desde o final dos anos 1990, tanto em torno dos LA quanto LGA. Os principais focos dessas pesquisas são em torno da estabilidade e do desempenho desses tipos de tratamento (SEPÚLVEDA-MARCONDES, CAMPOS E MAGRÍ, 2019).

Atualmente, os países asiáticos, como China, Coréia e Japão, têm o maior número de patentes quando o assunto é o LGA. Por outro lado, duas marcas europeias têm o maior número

de plantas em projeto, construção ou operação (SEPÚLVEDA-MARCONDES, CAMPOS E MAGRÍ, 2019).

A primeira patente em torno do LGA foi concedida em 1998, sobre o “Método de cultivo de LGA com água de lavagem sintética em Reatores em Batelada Sequenciais (RBS) com alimentação anaeróbia para remoção de C, N e P”, para a empresa Royal Haskonin DHV. Essa empresa é a responsável pela comercialização da tecnologia com o nome de Nereda® (SEPÚLVEDA-MARCONDES, CAMPOS E MAGRÍ, 2019).

Em 2018, segundo GUSMÃO et al. (2018), havia 42 ETEs municipais em fase de projeto, implantação ou operação em todo o planeta. Esse número subiu para 67 ETEs municipais, em 2021, da mesma forma, em fase de projeto, implantação ou operação. No Brasil, somente a empresa BRK Ambiental faz parte do *Global Licensee Partners* e tem a autorização de fazer uso da tecnologia no país (ROYAL HASKONINGDHV, 2021).

Consoante Royal Haskoningdhv (2021), há 12 plantas em fase de projeto, implantação ou operação no país. A primeira ETE foi inaugurada em 2016, na cidade de Deodoro, no estado do Rio de Janeiro. Conforme Ronconi (2020), a estação, antes da implantação da tecnologia de LGA, tinha a capacidade de tratar 210 L/s e, após a adoção, passou a tratar 750 L/s, ocupando uma área 25% menor.

Em Rio Claro, interior do estado de São Paulo, foi inaugurada a segunda estação do Brasil, em 2018 (RONCONI, 2020). A estação nessa cidade é chamada ETE Jardim Novo e, de acordo com BRK Ambiental (2020), apresenta uma eficiência de remoção de matéria orgânica, de nitrogênio e fósforo de 97%, 82% e 85%, respectivamente. Ainda segundo a empresa, a área requerida para essa estação é de 0,11 m²/hab, ao passo que a ETE Norte, em Palmas-TO, apresenta o valor de 0,25 m²/hab, onde o tratamento é realizado com UASB em conjunto com LA.

Já em 2015, a empresa EssDe GmbH, da Suíça, patenteou a tecnologia do LGA com o nome de S::Select®. Essa patente conta com o processo de fluxo contínuo, com o uso de hidrociclone para seleção da biomassa e forças gravitacionais fortes (SEPÚLVEDA-MARCONDES, CAMPOS E MAGRÍ, 2019).

A tecnologia S::Select® é apresentada com o objetivo de alterar a planta de LA e atuar na conversão do lodo flocculento em LGA. Em 2016, em Glarnerland, na Suíça, a tecnologia foi implementada em operação contínua. Os resultados apresentados foram, por exemplo, o aumento da velocidade de sedimentação em 10 vezes, aumento da capacidade de tratamento da estação superior a duas vezes e eficiente remoção de compostos orgânicos pouco degradáveis. Atualmente, são 13 plantas com essa tecnologia em todo o mundo (EssDe, 2021).

Outras patentes em torno da tecnologia do LGA são, também, relacionadas ao tratamento de águas residuárias industriais ou, ainda, tecnologias semelhantes às de Nereda® e S::Select® e configurações que combinam LGA com outros sistemas de tratamento (SEPÚLVEDA-MARCONDES, CAMPOS E MAGRÍ, 2019).

2.2 FORMAÇÃO DO LGA

A granulação aeróbia pode ser entendida como uma interação entre células, em que são necessárias que certas condições sejam atendidas (LIU e TAY, 2004). Nesse sentido, o processo de granulação aeróbia pode ser apresentado como uma sequência de quatro etapas, a saber (LIU e TAY, 2002):

1. Movimento físico para promover o contato entre as células. Esse movimento pode ser promovido por forças do tipo hidrodinâmicas, de difusão, de gravidade, por termodinâmica e mobilização das próprias células.
2. Atuação de forças atrativas que promovem a adesão entre as células. Tais forças podem ser de Van der Waals, atração das células por cargas opostas, hidrofobicidade das células ou tensão de cisalhamento, por exemplo.
3. Produção de EPS, por exemplo, que têm a função de oferecer adesão e proteção às células e, conseqüentemente, torná-las maduras.
4. Formação de uma comunidade microbiana estruturada e tridimensional.

Visto esse processo, Liu e Tay (2004) identificam os grânulos aeróbios como enormes conglomerados que contém milhões de microrganismos individuais. É necessário um diâmetro

mínimo de 0,2 mm para que seja considerado um grânulo e, além disso, é necessário apresentar, como características principais, excelente sedimentabilidade, forma regular, lisa e arredondadas, visíveis sem uso de equipamentos especiais e a dispensabilidade de material suporte para o crescimento (BASSIN, 2011; NANCHARAI AH e REDDY, 2017).

Rolleberg et al. (2020), conferem à diversidade microbiana a importante característica que os grânulos aeróbios têm de remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes. Para que essa remoção simultânea seja possível, importantes microrganismos se fazem presentes, como descritos no Quadro 01.

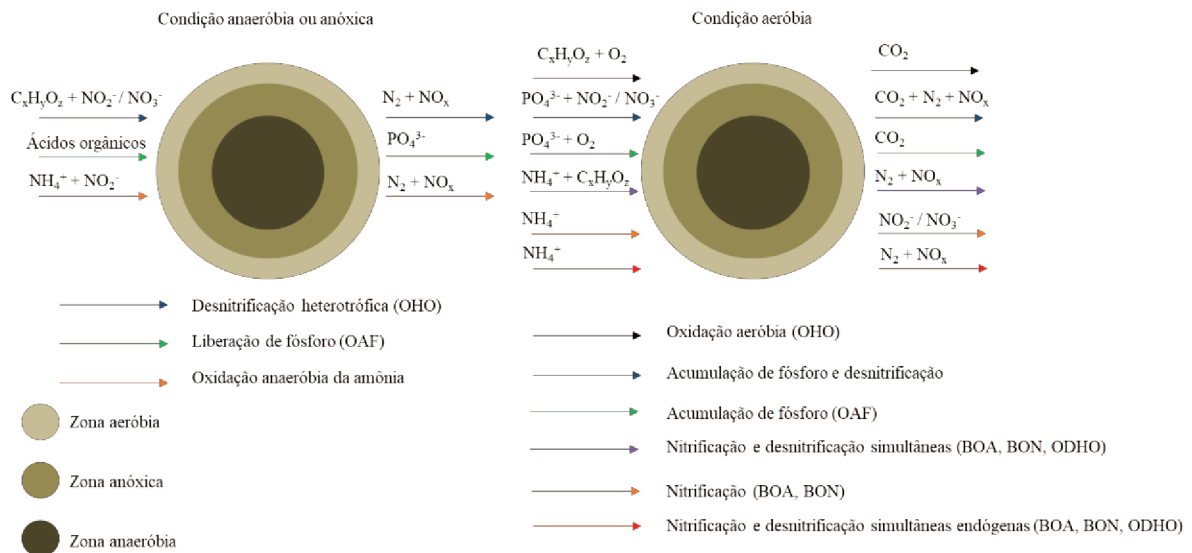
Quadro 1 - Diversidade microbiana dos grânulos aeróbios

Microrganismo	Função	Taxa máxima de crescimento - $\mu_{\text{máx}}$ (d^{-1})	Coefficiente de produção celular - Y (gSSV/gDQOremovida)
Organismos heterotróficos ordinários (OHO)	Responsáveis pela oxidação da matéria orgânica na via aeróbia.	4 a 13,2	0,45
Organismos desnitrificantes heterotróficos ordinários (ODHO)	Responsáveis pela oxidação da matéria orgânica na via anóxica.	2,2 a 6	0,30
Bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e bactérias oxidadoras de nitrito (BON)	Bactérias nitrificantes	0,77 a 1,08	0,07 a 0,28
Organismos acumuladores de fósforo (OAF)	Em condições anaeróbias, capturam substratos orgânicos (ácidos graxos voláteis – AGV). Em condições aeróbias, tais organismos podem absorver ortofosfatos.	1 a 3	-
Organismos acumuladores de glicogênio (OAG)	Competir com os organismos acumuladores de fósforo para a absorção dos mesmos substratos em condições anaeróbias.	2 a 5	-

Fonte: Adaptado de Rolleberg et al. (2020)

Dessa forma, dentro dos próprios grânulos, existem zonas aeróbia (mais externa), anóxica e anaeróbia (mais internas), como ilustrado na Figura 1. Assim, possibilitam a ocorrência, por exemplo, de nitrificação e desnitrificação simultâneas (ROLLEMBERG et al. 2018).

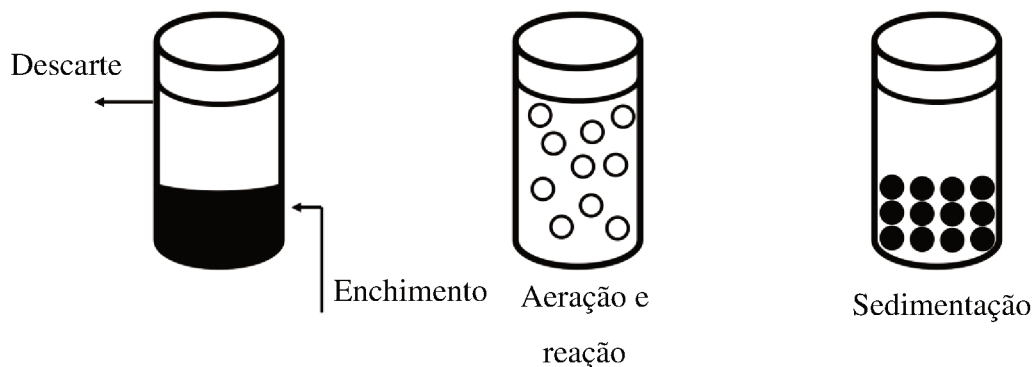
Figura 1 - Remoção de matéria orgânica e nutrientes nos grânulos aeróbios



Fonte: Adaptado de Rolleberg et al (2018)

Para isso, normalmente, como na tecnologia proposta por Nereda® (SEPÚLVEDA-MARCONDES, CAMPOS E MAGRÍ, 2019), os reatores são operados em batelada sequencial (RBS). Há a recomendação, ainda, que esses reatores trabalhem em volume constante, ou seja, os ciclos acontecem em um mesmo reator e desempenham funções planejadas de (i) enchimento e descarte, que acontecem simultaneamente, (ii) aeração e reação e (iii) sedimentação (ROLLEMBERG et al., 2020), como ilustrado na Figura 2.

Figura 2 – Operação em RBS



Nesse enfoque, há destaque, entre a comunidade científica, para as EPS que são produzidas. Essas substâncias, como mencionado, são excretadas pelas próprias bactérias e contém, principalmente, proteínas, polissacarídeos e ácidos húmicos. A sua excreção tem singular importância na formação e estabilidade dos grânulos, apresentando características de adesão e comportamentos viscoelásticos (SHI e LIU, 2021).

2.3 FATORES QUE INFLUENCIAM A FORMAÇÃO DO LGA

Visto que o processo de granulação aeróbia ainda é desconhecido, pesquisadores buscam contribuir com o objetivo de entender quais fatores influenciam a sua formação, de modo a otimizar o tempo de partida dos reatores, os quais serão discutidos a seguir.

2.3.1 *Tipo de substrato*

Quanto ao tipo de substrato utilizado para alimentação do LGA, há de se notar que já foram utilizadas diversas fontes de carbono, como acetato, glicose, etanol, ou componentes sintéticos (BASSIN, 2011; LIU e TAY, 2004).

Foram analisados diferentes efeitos em substratos de glicose, ácido acético e etanol em tratamento de águas residuárias originárias de etanol de celulose. Os resultados apresentaram, respectivamente, a remoção em termos de Demanda Química de Oxigênio de 18,87%, 28,88% e 27,99% com a utilização dos referidos substratos. Ainda, o ácido acético como substrato resultou em uma maior eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal e nitrogênio, seguindo pelo etanol e a glicose (WANG, H et al., 2020).

De forma semelhante, foram utilizados os mesmos substratos e os seus resultados apresentaram o acetato com uma maior diversidade microbiana e melhor eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes. Além disso, foram observados, no entanto, que o etanol favorecia a formação de grânulos mais estáveis (ROLLEMBERG et al., 2019).

2.3.2 *Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)*

O tempo de detenção hidráulica (TDH) pode ser definido como a relação entre a vazão e o volume do trabalho do reator. No caso da granulação aeróbia, o ideal é que o TDH seja o

menor possível, para que evite o crescimento de sólidos em suspensão, e, por outro lado, tempo suficiente para a formação da comunidade microbiana e sua agregação (LIU e TAY, 2004).

Há o estudo sobre o efeito do TDH no desempenho do LGA em um tratamento de águas residuárias de suinocultura, com a comparação do TDH para 4,8; 6; 8; 12 e 16h em cinco RBS. Foi possível notar que, de fato, fatores relacionados à sedimentação e concentração de biomassa foram melhorados ao diminuir de 16h para 8h. No entanto, ao diminuir de 8h para 4,8h, o desempenho foi inferior. Há a conclusão de que o tempo de 8h proporcionou alta eficiência de remoção e grânulos estáveis (WANG, X et al, 2020).

2.3.3 *Tempo de sedimentação*

Além do TDH, o tempo de sedimentação também é um ponto alvo de pesquisadores. O estudo em quatro RBS em que a única diferença era o tempo imposto na etapa de sedimentação, mostrou que um tempo menor que 15 minutos favorecia a granulação aeróbia, enquanto em 20 minutos formaram-se, apenas, flocos. Esse tempo de sedimentação curto favorece a chamada “pressão de seleção” frente ao desenvolvimento microbiano (QIN, TAY e LIU, 2004).

A estratégia de diminuir o tempo de sedimentação e, conseqüentemente, provocar uma pressão de seleção como solução em um LGA com deficiência de nitrogênio, causa instabilidade. Substâncias importantes como, principalmente, as EPS foram vistas mais intensamente em um tempo curto de sedimentação. Os autores concluíram que a solução proposta foi eficaz para melhorar a estabilidade do lodo em questão (YIN et al., 2019).

2.3.4 *Feast-famine*

Como o objetivo é que os grânulos sejam o mais estáveis e densos possíveis, há a busca que o crescimento dos microrganismos seja lento (BASSIN, 2011). Para isso, é recomendável que uma estratégia de operação a ser seguida seja a da chamada *feast-famine*. Nessa estratégia há períodos de oferecimento de substrato em abundância e períodos de escassez de alimento (CORSINO et al., 2016).

Em um estudo com três reatores para tratamento de águas residuárias de cervejarias chegou-se a um equilíbrio entre os tempos de abundância e de fome a partir do resultado de que o tempo mais longo para o período de escassez favoreceu a produção de EPS. Dessa forma, a

estabilidade dos grânulos foi melhorada. Esse resultado deve-se ao fato de que períodos de escassez prolongada é benéfico às bactérias que armazenam energia (CORSINO et al., 2017).

2.3.5 *Carga Orgânica Volumétrica (COV)*

Sobre a Carga Orgânica Volumétrica (COV), o LGA não é tão sensível quanto o grânulo anaeróbico em taxas menores. Ou seja, é de se esperar que exista um aumento da granulação com o aumento da COV até certo limite que, se ultrapassado, pode causar desagregação com uma taxa muito alta (LIU e TAY, 2004).

De fato, em um reator aeróbico granular cíclico em fluxo contínuo alimentado com acetato de sódio, de $COV \leq 15 \text{ kg/m}^3$, respondeu com uma ótima estabilidade durante os primeiros 65 dias. No entanto, a partir do 66º dia, quando a COV foi aumentada para 18 kg/m^3 , os grânulos se desintegraram gradualmente e, após isso, as propriedades foram perdidas rapidamente (LONG et al., 2015).

2.3.6 *Força de cisalhamento*

Há destaque, também, para a força de cisalhamento hidrodinâmica caracterizada pela magnitude e intensidade da aeração, o que favorece a granulação. De fato, com a comparação de quatro RBS a 0,8; 1,6; 2,4 e 3,2 cm/s, foram obtidos grânulos mais estáveis com os dois maiores valores de intensidade de aeração (BASSIN, 2011; CHEN et al., 2007).

2.3.7 *Temperatura*

É notável, que a granulação é melhor em regiões com temperaturas mais elevadas. Por exemplo, a partida de um reator de LGA só foi possível de ser realizada com eficiência à temperatura de 20 °C. Foram estudadas, ainda, a temperatura de 8 °C, que resultou em grânulos instáveis, e à 15 °C, que também resultou em instabilidade (KREUK et al, 2005)

A formação do LGA com inóculo de esgoto doméstico submetido à altas temperaturas, a saber: 30, 40 e 50 °C, obtiveram resultados que à temperatura de 50 °C os grânulos apresentaram maior diâmetro e melhor eficiência de remoção de DQO (HALIM et al., 2015).

Quatro reatores foram utilizados para verificar as características da formação do LGA no tratamento de efluentes industriais provenientes de fábrica de polpa de celulose. Em um reator

foi mantido o tratamento com lodo floculento, e, os outros três reatores operados em LGA e foram alimentados com efluentes com diferentes adições de cálcio. Com 490 dias de operação, em cinco diferentes fases de temperatura, entre 35 °C e 55 °C, a eficiência de remoção de DQO foi acima de 60% em todas as faixas de temperatura (MATA, MORAIS e SILVA, 2020).

2.3.8 *pH*

Já em relação ao pH, houve um estudo comparativo em dois RBS de mesmas condições, em que um dos reatores foi mantido o pH de 3,0 e o outro de 8,1. O primeiro resultou, em 1 semana apenas, em grânulos aeróbios. Já o segundo precisou de 4 semanas para concluir a formação. Os autores observam, no entanto, que ambos tiveram uma boa eficiência de remoção de matéria orgânica (YANG, LI e YU, 2008).

2.3.9 *Cátion bivalentes*

A presença de cátions bivalentes também é vista pela comunidade científica de importância singular para a formação do LGA. Devido à sua importância para o presente trabalho, esse fator será discutido, separadamente, na seção 2.5. No entanto, tendo visto as condições de operação do LGA, será apresentado, anteriormente, os parâmetros de qualidade e sua contextualização nas condições desse processo de tratamento.

2.4 PARÂMETROS DE QUALIDADE E LGA

2.4.1 *Sólidos*

Há o destaque que, à exceção dos gases dissolvidos, todos os contaminantes presentes, seja na água ou efluente, fazem presença na carga de sólidos. Por causa disso é recomendável que, antes da apresentação dos outros parâmetros de qualidade, os sólidos sejam analisados separadamente. Simplificadamente, classifica-se a fração que passa por um determinado filtro seja os sólidos dissolvidos, enquanto a fração retida seja os sólidos em suspensão (VON SPERLING, 2018a).

Nesse sentido, visto o tempo de sedimentação curto e a alta capacidade de sedimentação, a lavagem do lodo floculento, é condição necessária para o desenvolvimento dos grânulos, o que provoca uma consequente alta concentração de sólidos no tratado (LI et al., 2008). Isso

representa um desafio para a operação de LGA em escala real, pois pode representar níveis acima dos limites permitidos pela legislação ambiental (ROCKTÄSCHEL et al., 2015; VAN DIJK, PRONK e VAN LOOSDRECHT, 2018).

Um reator em escala piloto, com volume de trabalho de 4 m³ foi usado para tratar esgoto doméstico utilizando LGA e RBS, com funcionamento por 247 dias. Peculiar nesse estudo foi a sequência das bateladas, consistindo em rápido enchimento, mistura anaeróbia, aeração, sedimentação e descarte. A mistura anaeróbia é tida como inovadora, pois, dessa forma, é possível oferecer condições iguais para todos os grânulos. Foi possível verificar, então, que só foi possível diminuir a quantidade de sólidos no tratado quando a quantidade de grânulos no reator apresentou-se por volta de 80% (ROCKTÄSCHEL et al., 2015).

Isso deve-se, principalmente, a dois fatores. O primeiro, por causa do aumento do lodo, consequência da liberação de gás nitrogênio, produzido durante a desnitrificação e; o segundo, devido ao fato da lavagem de partículas que não são sedimentáveis, como gorduras e espumas. São propostos a remoção do gás nitrogênio anterior à fase da sedimentação do ciclo em bateladas sequenciais e; para a eliminação das substâncias não sedimentáveis, a introdução de defletor vertical. Tais propostas foram implementadas em um reator Nereda®, em escala real no município de Utrech, na Holanda e, com um acompanhamento de 9 meses, apresentaram uma concentração média de 230 mg/L de sólidos nos tratados e granulação de 84% (VAN DIJK, PRONK e VAN LOOSDRECHT, 2018).

2.4.2 Turbidez

A turbidez tem a finalidade de caracterizar conforme o grau de interferência com a passagem da luz, em água (VON SPERLING, 2018a).

Esse parâmetro é, usualmente, utilizado como controle operacional nas ETEs. Ainda, a determinação da turbidez é mais simples e rápida do que a determinação dos sólidos. Nesse sentido, é possível relacionar os dois parâmetros, de modo a determinar valores de sólidos a partir de valores da turbidez (JORDÃO, 2011).

2.4.3 pH, alcalinidade e acidez

O potencial hidrogeniônico (pH) indica, em escala anti logarítmica, a concentração de íons hidrogênio H^+ . Dessa forma, em uma escala de 0 a 14, é possível apontar condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade. O destaque para esse parâmetro em termos de saneamento é, principalmente, no controle de etapas de tratamento de água e digestão anaeróbia em tratamento de esgotos (VON SPERLING, 2018a).

A alcalinidade pode ser entendida como o parâmetro que indica a quantidade de íons presentes na água que poderão reagir com os íons hidrogênio, de forma a neutralizá-los. Assim, é importante representar o quanto o tratamento de águas residuárias é sensível às mudanças de pH, que tem relação, também, com a sobrevivência de microrganismos responsáveis pela depuração (VON SPERLING, 2018a).

Para analisar a influência da alcalinidade na formação e caracterização de LGA, um estudo foi realizado com dois RBS idênticos, que utilizaram LA para a partida do reator e efluente sintético à base de glicose. No entanto, o primeiro reator foi operado com uma baixa alcalinidade de 28 mg $CaCO_3/L$, resultando em pH de 3,0. O segundo reator, com uma alcalinidade de 301 mg $CaCO_3/L$, apresentou pH, por volta de 8,1. Os autores relatam que o primeiro reator apresentou uma rápida formação de grânulos com a predominância de fungos, após uma semana. Diferente disso, o segundo reator apresentou uma formação mais lenta com o predomínio de bactérias, após 4 semanas. Por mais que os reatores apresentaram desempenho semelhante em termos de degradação da matéria orgânica, o primeiro reator apresentou diâmetro médio dos grânulos de 7,0 mm, mas com uma estrutura fofa e fraca; já o segundo reator, com um diâmetro médio dos grânulos de 4,8 mm, exibiram grânulos com estrutura compacta (YANG, LI e YU, 2008)

Nesse sentido, para analisar a viabilidade de tratamento de águas residuárias industriais cítricas utilizando LGA, foi realizado um estudo com dois RBS. Assim, a metodologia se dividiu em dois períodos: um com baixa carga orgânica e outro com alta taxa orgânica, sendo os reatores mantidos com pH 7,0 e 5,5, cada um. Os autores apresentam que a baixa carga orgânica influenciou significativamente o reator com menor pH, de forma a resultar em grânulos instáveis. Já o reator com pH neutro se apresentou com melhor estabilidade frente à alta carga orgânica (CORSINO et al., 2018).

2.4.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A matéria orgânica presente na água tem como consequência o consumo de oxigênio dissolvido (OD), o que prejudica toda forma de vida nos ecossistemas aquáticos. A matéria orgânica pode ser representada, principalmente, por compostos orgânicos e matéria carbonácea. Os primeiros podem ser presentes na forma de proteínas, carboidratos e gordura; já o segundo, baseado no carbono orgânico, pode ser não biodegradável e biodegradável. Devido ao fato, portanto, de ser difícil quantificar todos os compostos que representam a matéria orgânica presente, seja na água ou nos efluentes, normalmente, são utilizados métodos indiretos para medir o potencial de consumo do oxigênio dissolvido. É isso que a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) representam. A DBO expressa o quanto de oxigênio é necessário para estabilizar a matéria orgânica biodegradável e a DQO, o consumo de oxigênio em função da oxidação química da matéria orgânica (VON SPERLING, 2018a).

Processos de tratamento tradicionais, como Lagoa Aerada, UASB e LA expõem, normalmente, uma remoção de DBO 75-85%, 60-75% e 85-93%, respectivamente. A opção de usar o LA após o UASB também é sugerida e pode exibir uma remoção de 83-93%, também para DBO (VON SPERLING, 2018a). Nesse sentido, a tecnologia do LGA exibe, normalmente, alta remoção de matéria orgânica (MORGENROTH et al., 1997).

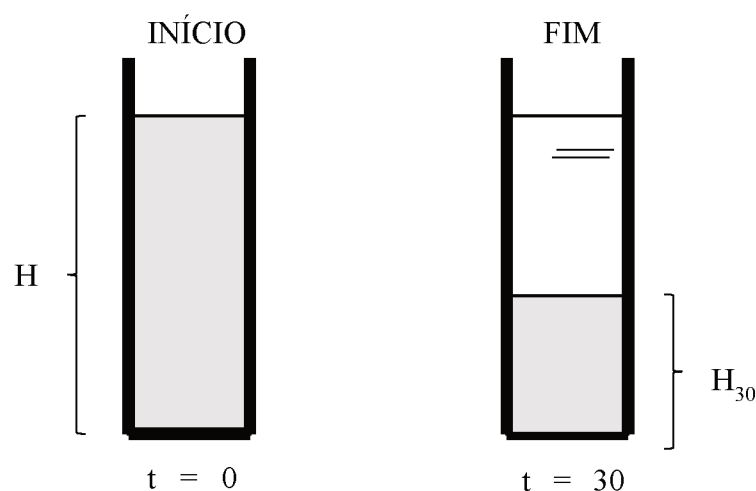
De fato, em Rio Claro, interior do estado de São Paulo, a ETE Jardim Novo, de responsabilidade da BRK Ambiental, por exemplo, utiliza o LGA para tratamento dos esgotos municipais e são apresentados dados de 97% de remoção de DBO. Também em Rio Claro, na ETE Palmeiras, onde utiliza o processo de Lagoa de Aeração, a remoção de matéria orgânica é da ordem de 80%. Em Palmas, capital do estado de Tocantins, a ETE Norte, de responsabilidade da mesma empresa, utiliza UASB seguido de LA e exibem 90% de remoção de DBO (BRK AMBIENTAL, 2020).

2.4.5 Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

De forma semelhante ao processo de LA, a capacidade de sedimentação do lodo é de significativa importância no LGA, sendo que, em ambos, tal característica é fundamental para o sucesso do tratamento.

Nesse sentido, o “Índice Volumétrico de Lodo (IVL) pode ser definido como o volume (em mL) ocupado por 1 g de sólidos totais (secos) do lodo após uma sedimentação de 30 minutos” (VON SPERTLING, 2018b, p. 191), como ilustrado na Figura 3.

Figura 3 – Esquema da realização do teste de IVL



Fonte: adaptado de VON SPERLING (2018b, p. 191)

A altura inicial H representa a altura do líquido no tempo igual a 0, normalmente representado pela altura de uma proveta de 1 litro, ou seja, quando a sedimentação ainda não começou e H₃₀ a altura do lodo sedimentado após 30 minutos. A sedimentabilidade dos LA pode, então, ser determinada como a razão entre altura H₃₀ e o produto de H₀ e a concentração de sólidos em suspensão da amostra, os quais determinam os valores do IVL₃₀. De acordo com APHA (2017):

$$IVL_{30} = \frac{V \times 1000}{SST}$$

Em que:

IVL: Índice Volumétrico do lodo (mL/g);

V: Volume de lodo sedimentado (mL/L);

SST: Concentração de sólidos em suspensão (mg/L);

1000: Conversão de mg em g.

Quanto menor o IVL, maior será a sedimentabilidade do lodo. Com o resultado é possível fazer uma interpretação quanto à capacidade de sedimentabilidade do lodo, como apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Interpretação aproximada do resultado do IVL

Sedimentabilidade	Faixa de valores do IVL (mL/g)
	IVL
Ótima	0 – 50
Boa	50 – 100
Média	100 – 200
Ruim	200 – 300
Péssima	> 300

Fonte: adaptado de VON SPERLING (2018b, p. 192)

No entanto, no caso do LGA, devido à excelente capacidade de sedimentação dos grânulos, a eficiência é verificada para o IVL_5 e o IVL_{30} , ou seja, após 5 minutos e 30 minutos de sedimentação, respectivamente. Destaca-se que, como indicação de uma boa granulação, não deve haver grande diferença entre os dois resultados. Faz-se assim, também, com a finalidade de comparar os LA com LGA (FRANCA et al., 2018; PRONK et al., 2015).

Utilizando esgoto doméstico real, um estudo avaliou a formação do LGA, em dois RBS, em que foi adicionado Cloreto Férrico a um deles. Os resultados apresentaram que o reator com ausência de Cloreto Férrico teve comportamento próximo ao de LA em boas condições de sedimentação, com valores variando entre 50 e 100 mL/g e uma melhor razão IVL_5/IVL_{30} , durante o período observado, de 1,19. Já no reator com a adição de Cloreto Férrico, os resultados sempre se mantiveram inferiores a 60 mL/g, com valores estáveis da razão IVL_5/IVL_{30} próximos a 1,11 (NUNES, 2021).

2.5 INFLUÊNCIA DE CÁTIOS BIVALENTES

Cátions bivalentes, como o Ca^{2+} , Mg^{2+} ou Fe^{2+} , têm um papel essencial na formação do LGA. Nesse sentido, esses elementos têm a tendência de fazer ligação com as moléculas de carga negativa, construindo pontes de ligação que trazem estabilidade aos grânulos (SARMA, TAY e CHU, 2016).

Três RBS foram operados, sendo um para controle, o segundo com adição de 25 mg/L de Ca^{2+} , e o terceiro com adição de mesma concentração de Mg^{2+} . Foi utilizado LA de uma ETE da cidade de Ilsan, na Coreia do Sul, para inóculo do experimento. Posteriormente, os reatores foram alimentados com efluente sintético. Foi verificado que a adição de Ca^{2+} otimizou, de forma significativa, o processo de granulação, os tamanhos dos grânulos e o tempo de sedimentação. A adição de Mg^{2+} , por sua vez, criou condições mais favoráveis no quesito desidratação do lodo (SAJJAD e KIM, 2015).

Para explicar esse comportamento, a produção de EPS na presença dos cátions supracitados pode ser uma boa solução. Para isso, é necessário analisar a presença de polissacarídeos e proteínas como indicador da produção total de EPS. No estudo exposto no parágrafo anterior, foi visto que a adição de ambos os cátions favoreceu, de forma significativa, a síntese proteica, não acontecendo o mesmo para a formação de polissacarídeos, que foi mais acentuada no caso de Ca^{2+} . No entanto, o resultado ao final do experimento mostrou que o conteúdo total de EPS (proteínas + polissacarídeos) não demonstrou diferença significativa (SAJJAD e KIM, 2015).

A adição de Ca^{2+} apresenta melhores resultados quanto à resistência dos grânulos, enquanto a adição de Mg^{2+} melhora a diversidade microbiana (CAUDAN et al. 2014).

Quatro reatores com diferentes adições de Ca^{2+} foram alimentados com água residuária industrial de celulose. A adição de Ca^{2+} não interferiu na eficiência de remoção de DQO e DBO, da mesma forma que também não interferiu no tamanho dos grânulos observados. A adição de Ca^{2+} , no entanto, resultou em um aumento na velocidade de sedimentação e na resistência dos grânulos (MORAIS et al., 2018).

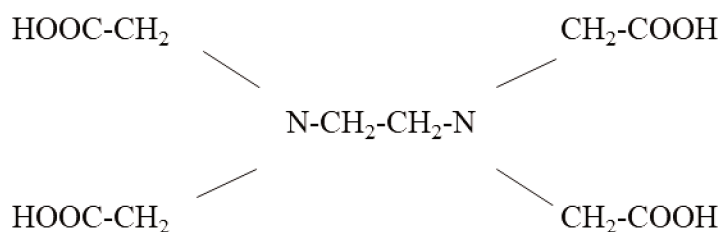
Visto a importância de cátions bivalentes na formação do LGA há uma preocupação, entre pesquisadores, em manter suas propriedades para os grânulos. Nesse sentido, há de se verificar

a ação de substâncias que desestabilizem tais cátions e que possam estar presentes nos reatores, como é o caso dos agentes quelantes.

2.6 INFLUÊNCIA DE AGENTES QUELANTES

Os agentes quelantes são usados na fabricação de sabões, por exemplo, com a finalidade de precaução do desempenho dos produtos de limpeza frente às águas duras, ou seja, justamente águas com presença de Ca^{2+} e Mg^{2+} em grandes quantidades. Para a fabricação de produtos de limpeza, um dos agentes quelantes mais utilizados é o ácido etilenodiaminotetracético (EDTA), com a fórmula molecular apresentada na Figura 4 (UCHIMURA, 2007).

Figura 4 – Agente quelante EDTA



Fonte: Del Pino e Zago Neto (1992)

Assim, é possível dizer que os agentes quelantes, como os fosfatos, são, praticamente, comuns em todas as formulações de produtos de limpeza. Tais substâncias podem ser trifosfatos e boratos (DEL PINO e ZAGO NETO, 1992).

A indústria de produtos de limpeza se faz ainda mais relevante diante das mudanças que a pandemia da COVID-19 desencadeou nas práticas de higiene da população. É por causa disso que a procura por produtos como sabão em barra, água sanitária e detergente líquido impulsionou o crescimento do setor, no Brasil, em 5,9%, de janeiro a agosto de 2020, indo na contramão da retração da economia geral que o país enfrentou durante esse período (RODRIGUES, 2021).

Dito isso, é necessário dar destaque para o fato de que a presença dos agentes quelantes podem desestabilizar o LGA por causa da conseqüente quelação, ou seja, a inibição da ação dos cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} , por exemplo (SARMA, TAY e CHU, 2016).

Os agentes quelantes também são comumente utilizados na odontologia, por exemplo. No tratamento de Smear Layer, caracterizada pela camada fina de detritos que adere às paredes do canal radicular, o que forma uma barreira que prejudica a ação de agentes antimicrobianos, são utilizados hipoclorito de sódio (NaOCl) juntamente com o EDTA (PACHECO et al., 2022).

A possibilidade de liberação de fosfato solúvel (PO_4^{3-}), por causa da solubilização de precipitados de fosfato inorgânico, como o $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_3$, que podem estar presentes em águas residuárias, principalmente industriais de origem da fabricação de produtos de limpeza, podem desestabilizar os grânulos. Além disso, os íons Ca^{2+} também podem precipitar como fosfato de cálcio e, daí, causar a desestabilização dos grânulos (SARMA, TAY e CHU, 2016).

Nancharaiah et al. (2008), no entanto, utilizaram o agente quelante sintético ácido nitrilotriacético (NTA) em diferentes quantidades em RBS e notaram uma melhor granulação. Segundo os autores, a presença do NTA pode ter provocado uma pressão de seleção e os grânulos formados foram capazes de degradar NTA mesmo em concentrações mais altas. Os autores ainda acrescentam que isso pode ter sido possível pelo fato de que o NTA é um forte agente quelante de metal. Os resultados do estudo ainda mostraram que os grânulos formados na presença de NTA eram lisos, mais densos, compactos e apresentaram melhores características de sedimentação.

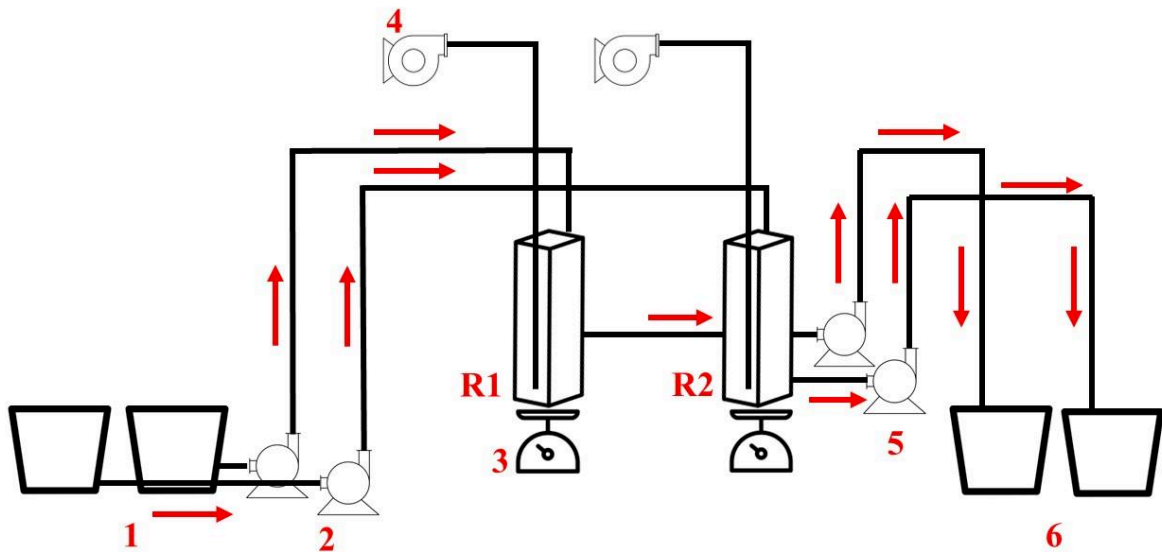
3 MATERIAIS E MÉTODOS

A execução da pesquisa aconteceu durante 120 dias, entre os meses de novembro/2021 e março/2022.

3.1 CONFIGURAÇÃO EXPERIMENTAL E OPERAÇÃO

Para a presente pesquisa foram utilizados dois reatores de coluna em escala laboratorial (R1 e R2), como apresentado na Figura 5.

Figura 5 – Configuração experimental dos equipamentos utilizados na pesquisa



- R1 e R2: os reatores são de base quadrada e feitos de vidro, com volume de $2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3$ cada, altura 0,35 m, base 0,10 m e altura útil de 0,20 m, resultando em uma razão H/D (altura/diâmetro, neste caso base) de 2.
- 1: recipientes com capacidade de 10 L, que recebiam o efluente sintético a ser tratado.
- 2: bombas que foram programadas por temporizadores eletrônicos predefinidos para retirar o efluente dos recipientes em 1 para direcionar aos reatores biológicos.
- 3: agitadores magnéticos, de modo a fornecer, juntamente com a aeração, força de cisalhamento necessária para a formação dos grânulos, bem como manter os grânulos em suspensão no meio líquido, evitando que sedimentem, sobretudo, na fase de pós-enchimento.
- 4: compressores de ar, constituído por bombas de aquário, marca VigoAr e modelo 200 Plus. Foi possível fornecer uma taxa de fluxo suficiente para manter a concentração de OD maior que 2 mg/L, com bombeamento de ar por pedras porosas, localizadas ao fundo do reator. As pedras porosas foram utilizadas com o objetivo de que pequenas bolhas sejam criadas na forma de coluna, o que, além da oxigenação, também provoca a mistura da biomassa (GOMES, DIAS e PEREIRA, 2021).

- 5: bombas que foram programadas para retirar os tratados dos reatores para direcionar aos coletores em 6.
- 6: recipientes com capacidade de 5 L, que recebem o tratado.

As bombas utilizadas são hidráulicas de baixa potência e a operação se deu em batelada sequencial, conforme detalhado na Tabela 2. O tempo de sedimentação de 1 minuto se deu após gradativa diminuição durante os primeiros 75 dias de execução da pesquisa, o qual é apresentada com mais detalhes na seção 4.

Tabela 2 – Distribuição dos tempos e fases de cada ciclo dos RBS

Fase de operação	Duração (min)
Enchimento estático (sem aeração ou agitação)	1
Pós-enchimento (sem aeração e com agitação)	50
Reação (com aeração e agitação)	660
Pré-sedimentação (com aeração e sem agitação)	7
Sedimentação (sem aeração ou agitação)	1
Descarte do efluente tratado	1
Total	720

Fonte: O autor.

Sendo assim, com o ciclo de 12 horas, como supracitado, era praticada uma taxa de troca volumétrica de 0,75, o que corresponde a um TDH de 16 horas.

3.2 LODO BIOLÓGICO

O lodo de inóculo utilizado na presente pesquisa foi fornecido por indústria do segmento de laticínios, retirado na linha de recirculação da sua estação de lodo ativado de tratamento de águas residuárias.

3.3 ÁGUA RESIDUÁRIA SINTÉTICA

Quanto à água residuária sintética, a utilização se dividiu em duas etapas, a primeira utilizando à base de acetato de sódio e outra à base de glicose. Zhao et al. (2021) estudaram o comportamento do LGA em meio a três substratos diferentes: acetato de sódio, glicose e sacarose. Os autores destacam que quando a glicose foi adicionada, a taxa de remoção de DQO mostrou-se mais estável que as outras duas fontes de carbono. Conforme Zhao et al. (2021), para a mudança dos substratos da presente pesquisa, manteve-se o valor de DQO constante.

Assim, será chamada de Etapa 1, os dias de operação em que foram utilizados acetato de sódio como fonte de carbono para a fabricação das águas residuárias sintéticas (dia 0 a 28), e, Etapa 2, os dias que foram utilizados glicose (dias 32 a 120). Para executar essa modificação, conforme Zhao et al. (2021), procurou-se manter a DQO entre as etapas. É possível observar os valores de DQO, em $\text{mg.O}_2\text{.L}^{-1}$, entre os efluentes fabricados e as etapas, na Tabela 3. De fato, como também observaram Zhao et al. (2021), os efluentes sintéticos utilizando glicose como fonte de carbono (Etapa 2) apresentaram menor variação na concentração de DQO, o que pode ser observado pelo menor desvio padrão. A diferença de DQO entre os efluentes sintéticos 1 e 2 está relacionada com a ausência e presença de EDTA, respectivamente, na composição destas águas residuárias.

Tabela 3 – Concentração de DQO dos efluentes sintéticos durante as Etapas 1 e 2

Etapa	Efluente sintético	Média ± Desvio padrão	n
1	1	2391 ± 756	7
1	2	2122 ± 801	7
2	1	2419 ± 296	8
2	2	1948 ± 228	8

A água residuária utilizada é de origem sintética, com composição adaptada de Nancharaiyah et al. (2008) e Morais et al. (2018). Foram utilizados água da torneira, acetato de sódio tri-hidratado ($\text{C}_2\text{H}_3\text{NaO}_2\cdot 3\text{H}_2\text{O}$), na Etapa 1, ou glicose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$), na Etapa 2, sulfato de magnésio ($\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$), cloreto de potássio (KCl), cloreto de amônio (NH_4Cl), fosfato dipotássico (K_2HPO_4), fosfato monopotássico (KH_2PO_4) e a presença do agente quelante em, somente, um dos reatores. Além disso, como o presente trabalho tem o objetivo de verificar o efeito do agente quelante na inibição dos cátions bivalentes, também foi previsto a adição de Ca^{2+} . Morais et al. (2018) estudaram quatro reatores com diferentes concentrações de Ca^{2+} ,

sendo que o reator que recebeu efluente sintético com a concentração de 100 mg.L⁻¹ apresentou melhores resultados em velocidade de sedimentação e resistência dos grânulos. Foi prevista a adição, em concentrações iguais nos dois reatores de Ca²⁺, na forma de CaCO₃, como apresentado na Tabela 4. No entanto, o agente quelante utilizado por Nancharaiah et al. (2008) trata-se do ácido nitrilotriacético (NTA), e o agente utilizado na presente pesquisa é o ácido etilenodiaminotetracético (EDTA).

Tabela 4 – Composição da água residuária sintética fabricada e usada nos reatores

Composto químico	Nome	Reator 1 (g/L)	Reator 2 (g/L)
C ₂ H ₃ NaO ₂ .3H ₂ O	Acetato de sódio (Etapa 1)	7,383	5,414
C ₆ H ₁₂ O ₆	Glicose (Etapa 2)	2,943	2,149
EDTA	Agente quelante	0,000	0,307
CaCO ₃	Carbonato de cálcio	0,100	0,100
MgSO ₄ .7H ₂ O	Sulfato de magnésio	0,684	0,684
KCl	Cloreto de potássio	0,350	0,350
NH ₄ Cl	Cloreto de amônio	1,892	1,892
K ₂ HPO ₄	Fosfato dipotássico	0,731	0,731
KH ₂ PO ₄	Fosfato monopotássico	0,286	0,286

Fonte: Adaptado de Nancharaiah et al. (2008) e Morais et al. (2018)

A água residuária era fabricada 2 vezes por semana, em um intervalo de 4 dias. O armazenamento foi em refrigeração com temperatura inferior a 5 °C. A adição aos reservatórios receptores de efluente sintético (item 1 da Figura 5) sempre foi em tempo suficiente para que esteja à temperatura ambiente quando direcionado aos reatores biológicos, conforme o tempo de ciclo.

3.4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA

Os efluentes sintéticos e tratados foram caracterizados quanto à DQO, DBO, pH, sólidos suspensos totais (SST), turbidez e alcalinidade, conforme os métodos padrão (APHA, 2017), como apresentado na Tabela 5. Para a DQO_{solúvel} a membrana utilizada foi de fibra de vidro com porosidade de 1,2 µm.

Tabela 5 – Parâmetros de qualidade analisados em amostras de efluente sintético e tratado

Parâmetro	Método
DQO _{solúvel}	5220 D
DBO ₅	5210 B
pH	4500-H ⁺
SST	2540 B
Turbidez	Medidor da Marca Tecnopon, modelo TB 1000
Temperatura	2550
Acalinidade	Método de titulação (2320 B)
IVL	2710 D
Oxigênio Dissolvido	Medidor da Marca Hanna, modelo HI9146

Fonte: O autor.

As análises foram realizadas no Laboratório de Monitoramento Ambiental do Centro Universitário de Patos de Minas (UNIPAM).

3.5 CARACTERIZAÇÃO DOS GRÂNULOS

As observações microscópicas foram realizadas semanalmente. Para isso, foram utilizadas amostras do lodo fresco, utilizando um microscópio biológico, da marca Biofocus, série BIO1600, até atingir o equilíbrio. Foi acompanhado o desenvolvimento dos grânulos e observado as características morfológicas do lodo biológico durante o processo de granulação.

A velocidade média de sedimentação foi determinada usando uma coluna de 75 cm de diâmetro e 75 cm de altura cheia de água da torneira, com adição de 10 mL de lodo diluído (10 vezes), momento que caracteriza o início do ensaio. Com um registro instalado no fundo da coluna, foi possível coletar amostras após 0,5; 1,0; 1,5; 3,0; 7,5; 15 e 60 minutos após o início. Assim, com tais amostras, foi realizada a análise de SST de cada amostra, o que representa o quanto de lodo foi sedimentado a cada momento. A velocidade média de sedimentação foi calculada conforme a Equação 1 (GHANGREKAR, ASOLEKAR E JOSHI, 2005).

$$v_{méd, sed} = \frac{\sum(m \times v)}{M} \text{ (Equação 1)}$$

Onde,

$v_{méd, sed}$ = velocidade média de sedimentação;

m = massa da fração de lodo sedimentada;

v = velocidade de sedimentação da fração;

M = massa total da amostra de lodo.

Conforme apresentado anteriormente, com os grânulos dentro da coluna, e dando início ao ensaio, aqueles que, em 1 minuto se assentaram, foram utilizados para a determinação da resistência. Os grânulos anteriormente selecionados foram transferidos para um Erlenmeyer com o volume de 150 mL, com água da torneira, em um agitador orbital de plataforma. A agitação empregada foi de 200 rpm por 5 minutos. Feito isso, a amostra era deixada em repouso por 1 minuto em uma proveta de 150 mL. O sobrenadante era filtrado e pesado, ou seja, os sólidos suspensos (SS). Assim, conforme Equação 2, foi possível calcular o coeficiente de integridade, definido como a razão entre a massa de sólidos do sobrenadante dividida pela massa total de sólidos da amostra. Um menor coeficiente de integridade representava uma melhor resistência dos grânulos (GHANGREKAR, ASOLEKAR E JOSHI, 2005).

$$\text{Coeficiente de integridade} = \frac{\text{massa de sólidos do sobrenadante}}{\text{massa de sólidos da amostra}} \quad (\text{Equação 2})$$

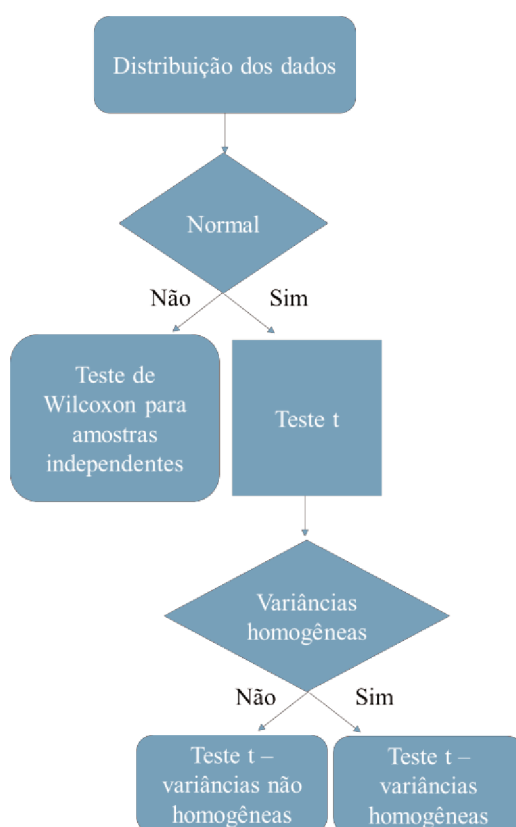
Para apresentação dos resultados, foi proposto que seja feita como a razão de sólidos no sobrenadante e o peso total dos sólidos, expressa em porcentagem. Assim, é uma medida qualitativa que expressa a integridade dos grânulos, relacionada à resistência, sendo, portanto, um valor indireto (GHANGREKAR, ASOLEKAR E JOSHI, 2005).

Com a finalidade de verificar a presença dos grânulos, foram determinados diâmetro e a circularidade pelo *software* ImageJ (RASBAND e IMAGEJ, 1997), de acordo com metodologia proposta por Morais et al. (2018). É importante mencionar que, para o reconhecimento das partículas pelo *software* citado, a circularidade definida foi entre 75 e 100%. Além disso, conforme Bassin (2011), é necessário um diâmetro mínimo de 0,2 mm para que seja considerado um grânulo.

3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A presente pesquisa teve por objetivo a comparação entre duas populações, ou seja, os dados obtidos do Reator 1 e os dados obtidos do Reator 2. Tratando-se, então, de duas populações, foram realizados testes de hipóteses, com nível de significância de 5%, para realizar tais comparações e proceder com a inferência estatística. Na Figura 6 é apresentado os testes utilizados (BUSSAB e MORETTIN, 2010).

Figura 6 – Fluxograma para análise estatística



Foi proposta a visualização da análise estatística tanto com base nos dados coletados durante todo o período da execução da pesquisa quanto somente após a granulação, ou seja, entre os dias 75 e 120.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 EFLUENTES SINTÉTICOS

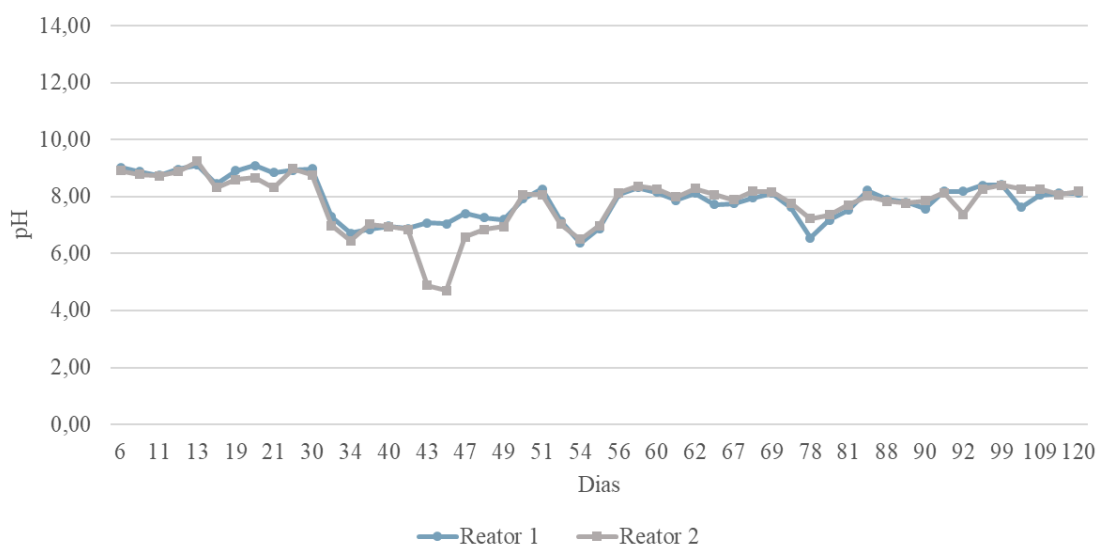
Durante a Etapa 1, os pHs das águas residuárias sintéticas sempre foram monitorados após a fabricação e, caso estivessem fora de uma faixa de valores em torno da neutralidade (entre 6,50 e 7,50), era previsto fazer a correção. No entanto, como observado na Tabela 6, isso não foi necessário.

Tabela 6 – Valores de pH dos efluentes sintéticos durante a Etapa 1

Etapa	Efluentes sintético	Média ± Desvio padrão	n
1	1	7 ± 0,10	4
1	2	6 ± 0,13	4

Já no início da Etapa 2, ou seja, quando foi utilizada glicose como fonte de carbono, foi observada uma diminuição nos valores de pH dentro dos reatores biológicos, como é apresentado na Figura 7. Nota-se que, durante a Etapa 1, até o dia 28, foram observados altos valores de pH dos reatores biológicos, com valores acima de 8,00. Já no início da Etapa 2, entre os dias 28 e 50, os valores de pH foram abaixo de 7,50, chegando a 4,88 e 4,70 nos dias 43 e 46 no Reator 2, respectivamente.

Figura 7 – Valores de pH dos reatores biológicos.



Como esta redução do pH no interior do reator poderia afetar a eficiência do sistema, foi necessário avaliar as características do efluente sintético com glicose como fonte de carbono e fazer ajustes para corrigir esse problema. Para isso, foi avaliada a alcalinidade do novo efluente, e adicionado bicarbonato de sódio, conforme será explicado a seguir.

Quanto à alcalinidade, observou-se uma alta alcalinidade para os efluentes sintéticos fabricados à base de acetato de sódio, se comparada à alcalinidade verificada para os efluentes sintéticos fabricados à base de glicose. Verificou-se o valor de 2686 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e 1948 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ para os efluentes sintéticos 1 e 2, respectivamente, fabricados à base de acetato de sódio. Já para aqueles fabricados à base de glicose, os valores observados foram de 371 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e 347 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ para os efluentes sintéticos 1 e 2, respectivamente.

Como já apresentado na seção 2.3.8, Yang, Li e Yu (2008) compararam a formação de LGA quanto à alcalinidade e pH em dois reatores biológicos alimentados com água residuária sintética à base de glicose, sendo um deles com alta alcalinidade e alto pH e o outro com baixa alcalinidade e baixo pH. Foi observada uma rápida formação dos grânulos no reator alimentado com efluente sintético com baixa alcalinidade e baixo pH. No entanto, baixos valores de alcalinidade e pH formaram grânulos com predominância de fungos e, o contrário, forneceu grânulos formados, predominantemente, por bactérias. Além disso, esse reator apresentou grânulos mais estáveis e densos se comparado ao outro reator. A fim de manter a limitação da pesquisa, procurou-se oferecer alcalinidades e pH semelhantes aos dois efluentes sintéticos.

Dito isso, baseando-se em Yang, Li e Yu (2008), a partir do dia 50, passou-se a adicionar 0,440 g/L de NaHCO_3 em ambos os efluentes sintéticos, a fim proporcionar maiores valores de alcalinidade. Além disso, conforme Gao, He e Wang (2020), a adição de NaHCO_3 sempre era realizada após correção do pH para 7,5, com adição de solução de hidróxido de sódio. No entanto, mesmo adotando o procedimento descrito, como observado na Figura 7, o pH dos Reatores 1 e 2 foi de 6,37 e 6,50, respectivamente, no dia 54, ainda não apresentando boa estabilidade. Essa formulação apresentou uma alcalinidade de 845 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e 889 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ para os efluentes sintéticos 1 e 2, respectivamente.

Por fim, com a correção do pH para 8,0 e adição de 0,880 g/L de NaHCO₃, a partir do dia 58, os reatores biológicos apresentaram dados mais estáveis quanto ao pH, conforme Figura 7. Os resultados de alcalinidade para essa formulação podem ser visualizados na Tabela 7.

Tabela 7 – Valores de alcalinidade dos efluentes sintéticos após estabilidade.

Efluente sintético	Média ± Desvio padrão	n
1	1332 ± 172	3
2	1233 ± 23	3

A turbidez observada nos efluentes sintéticos fabricados deve ser apresentada de forma a saber das diferentes formulações utilizadas durante a execução da pesquisa. Afinal, a correção do pH e a adição de NaHCO₃ interferiram nos dados observados. Assim, tendo em vista os procedimentos descritos anteriormente, os dados para a turbidez dos efluentes sintéticos, em NTU, podem ser observados na Tabela 8.

Tabela 8 – Valores de turbidez dos efluentes sintéticos.

Efluente sintético	Substrato	Correção de pH	Adição de NaHCO₃ (g/L)	Média ± Desvio padrão	n
1	Acetato de sódio	Não	Não	88 ± 28	3
2	Acetato de sódio	Não	Não	2 ± 0,41	3
1	Glicose	Não	Não	119 ± 26	3
2	Glicose	Não	Não	9 ± 6	3
1	Glicose	7,50	440,00	328 ± 50	3
2	Glicose	7,50	440,00	98 ± 8	3
1	Glicose	8,00	880,00	360 ± 90	7
2	Glicose	8,00	880,00	129 ± 31	7

Como apresentado anteriormente, era esperado que a presença de íons Ca²⁺, na forma de CaCO₃, aumentasse a turbidez. No caso do efluente sintético 2, a presença do agente quelante EDTA diminuía essa turbidez. No momento da fabricação dos efluentes era possível notar que a adição diminuía, após certo tempo, tal turbidez. Pode-se dizer que é uma medida indireta de verificar a inibição do Ca²⁺ por meio do agente quelante.

De posse dos dados da pesquisa, como apresentado na Tabela 9, não há diferença, do ponto de vista estatístico, entre os dados de pH do Reator 1 e Reator 2 durante todo o período

da pesquisa e somente após o período de granulação, conforme será melhor apresentado na seção a seguir.

Tabela 9 – Análise estatística com os dados de pH durante toda a pesquisa e somente no período de granulação.

Período	Parâmetro	Reator	p-valor	Normalidade	Teste	Resultado	H0
0 a 120 dias	pH	Reator 1	0,1555	Sim	Teste de Wilcoxon para amostras independentes	w=1327; p=0,8618	Aceita
		Reator 2	0,0002	Não			
75 a 120 dias	pH	Reator 1	0,0434	Não	Teste de Wilcoxon para amostras independentes	w=107,5; p=0,8519	Aceita
		Reator 2	0,1699	Sim			

4.2 FORMAÇÃO DO LGA

A operação dos reatores biológicos foi iniciada com o tempo de sedimentação de 60 minutos. O lodo de inóculo foi de origem de uma indústria de laticínios da região em que foi executada a pesquisa, o qual possuía 12000 mg de SST.L⁻¹. Com o objetivo de iniciar a operação com concentração de SST de 3000 mg de SST.L⁻¹, foi adicionado 300 mL de lodo, e o restante do reator (1700 mL), foi completado com efluente sintético. Com a finalidade de atingir o tempo de sedimentação de 1 minuto, para melhor formação dos grânulos, o tempo de sedimentação foi diminuído gradativamente, como pode ser visualizado na Tabela 10.

Tabela 10 – Dias de operação e tempos de sedimentação praticados

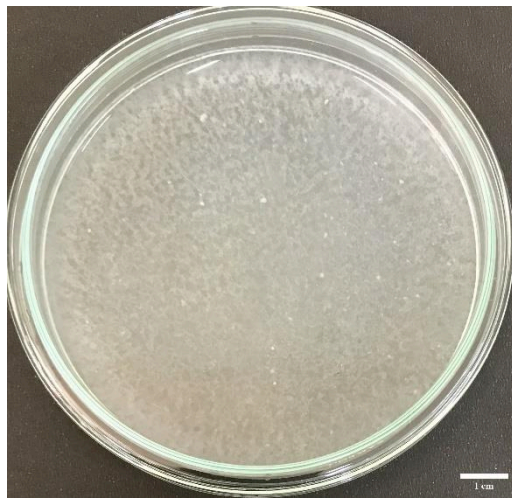
Tempo de sedimentação (min)	Dia inicial	Dias
60	1	17
30	18	16
15	34	14
10	48	5
7	53	3
5	56	4
3	60	7
2	67	8
1	75	45

Como apresentado anteriormente, é fato que o curto tempo de sedimentação favorece a granulação. No entanto, conforme Zhang et al. (2019) a rápida diminuição desse tempo é fator para falha no *start-up* do reator. É necessário, como defendido pelos mesmos autores, que seja oferecida uma redução gradual do tempo de sedimentação, o que favorece a confiabilidade à pressão de seleção.

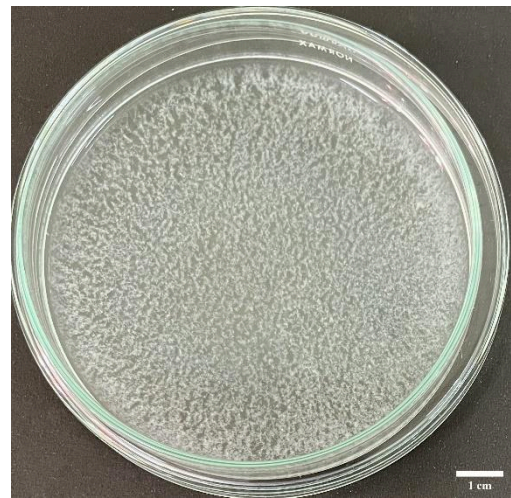
4.2.1 Granulação

A granulação foi acompanhada através retratos fotográficos durante os dias da execução da pesquisa, com amostras dos reatores biológicos. Nas Figuras 8 e 9 são apresentados os dias 34, 62, 92 e 114 para os Reatores biológicos 1 e 2, respectivamente.

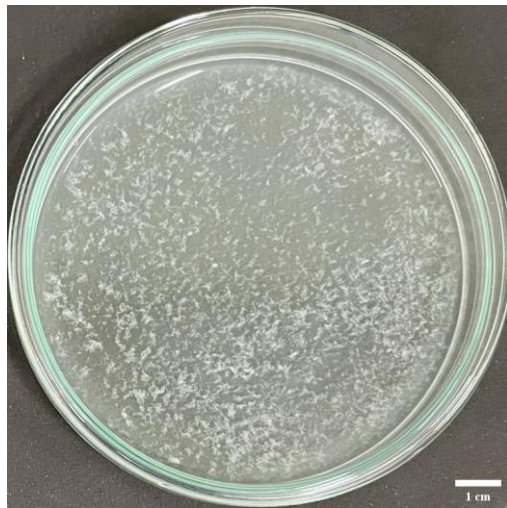
Figura 8 – Amostras do Reator biológico 1 durante a execução da pesquisa nos dias a) 34, b) 62, c) 92 e d) 114.



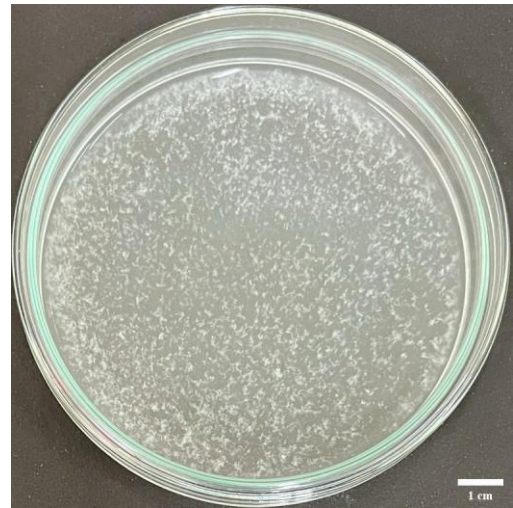
(a) 34 dias



(b) 62 dias

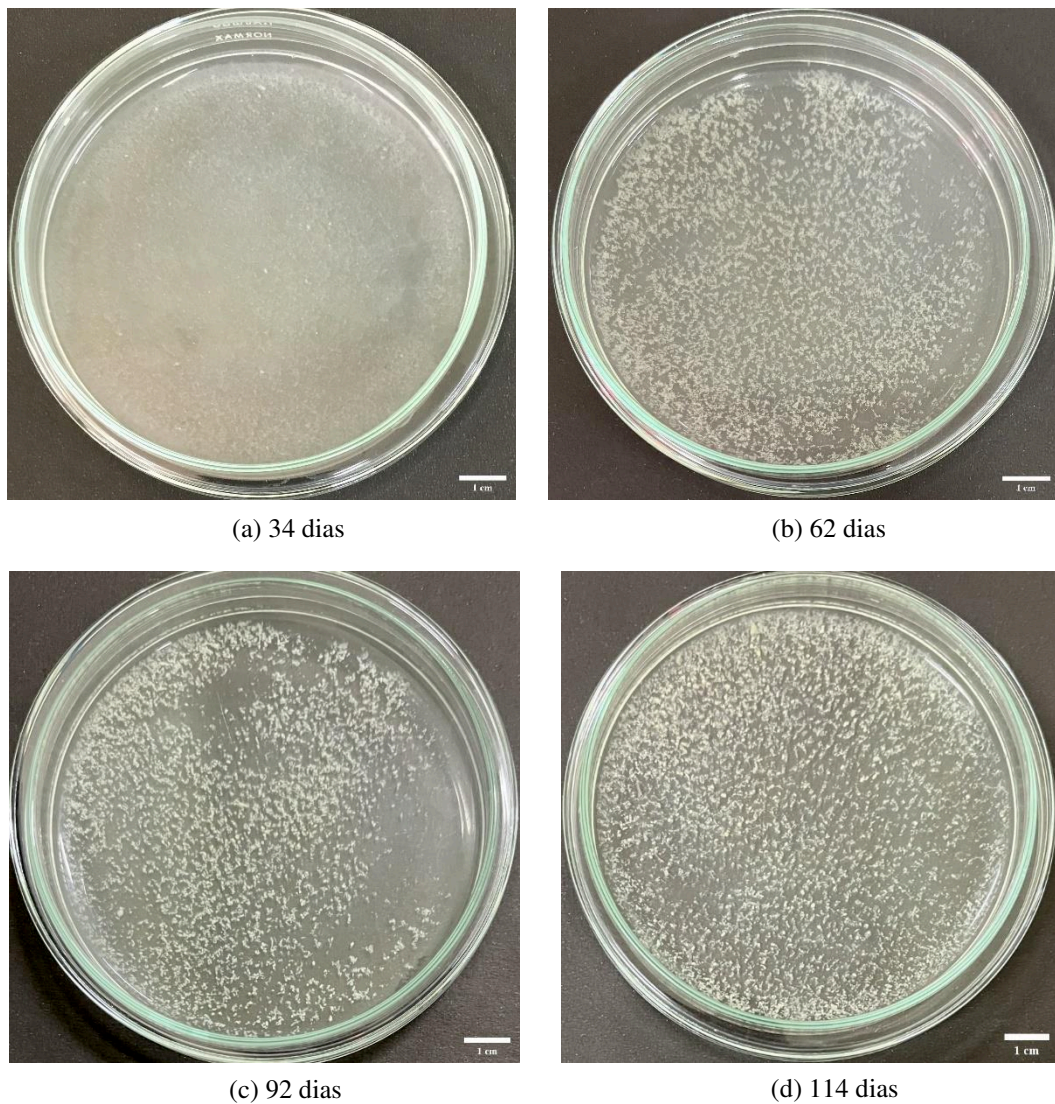


(c) 92 dias



(d) 114 dias

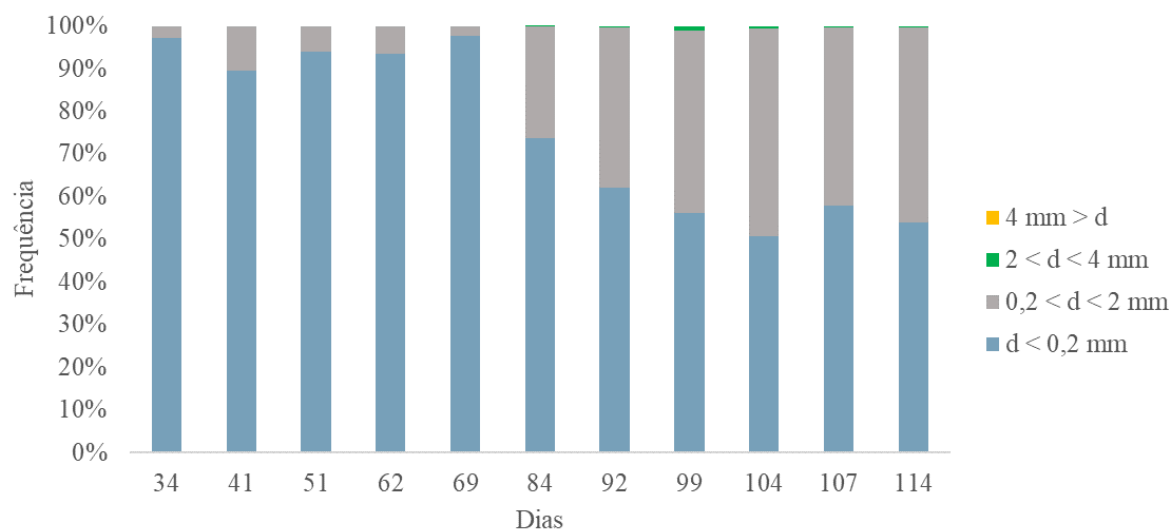
Figura 9 – Amostras do Reator biológico 2 durante a execução da pesquisa nos dias a) 34, b) 62, c) 92 e d) 114.



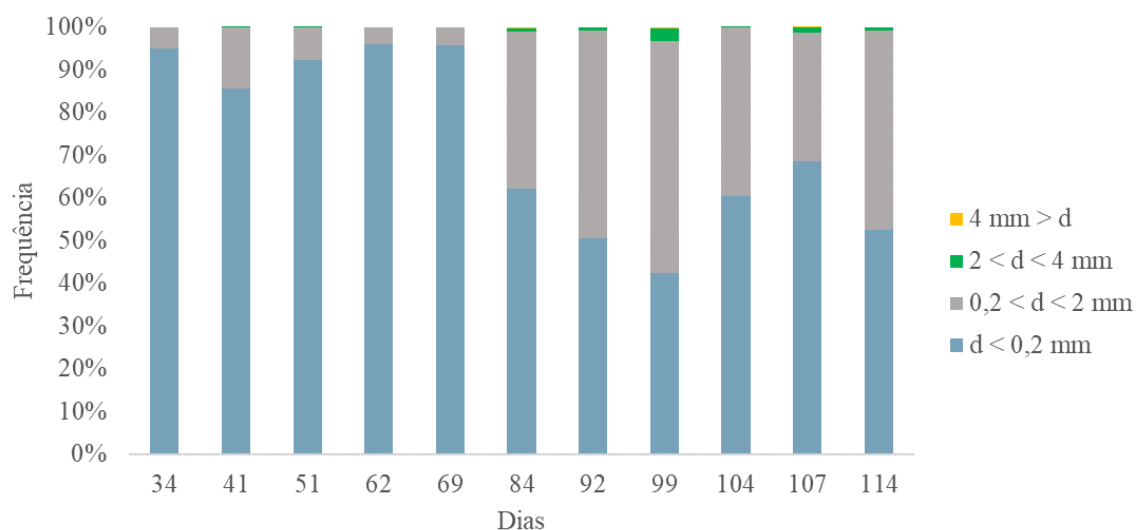
Como apresentado na Tabela 10, no dia 34 o tempo de sedimentação era de 30 minutos, no dia 62, de 2 minutos e, nos dias 92 e 114, de 1 minuto. Nota-se que, à medida que foi reduzido o tempo de sedimentação, foram prevalecendo aglomerados de maiores tamanho e sedimentabilidade.

A presença de partículas, em relação ao diâmetro apresentado nos reatores biológicos 1 e 2, durante a execução da pesquisa, podem ser observadas na Figuras 10.

Figura 10 – Frequência dos diâmetros das partículas produzidas nos Reatores biológicos



a) Reator biológico 1



b) Reator biológico 2

Observa-se que o Reator Biológico 1 apresentou, no dia 104, a maior relação de grânulos, ou seja, partículas com diâmetro maior que 0,2 mm, com 49,3%. Já para o Reator Biológico 2, isso aconteceu no dia 99, com 57,5% das partículas presentes com diâmetro maior que 0,2 mm. Além disso, no dia 99, o Reator Biológico 1 apresentou a maior frequência verificada de partículas presentes com diâmetro entre 2,0 e 4,0 mm, com 1,2%. O mesmo também aconteceu no dia 99 para o Reator Biológico 2, com 2,9%.

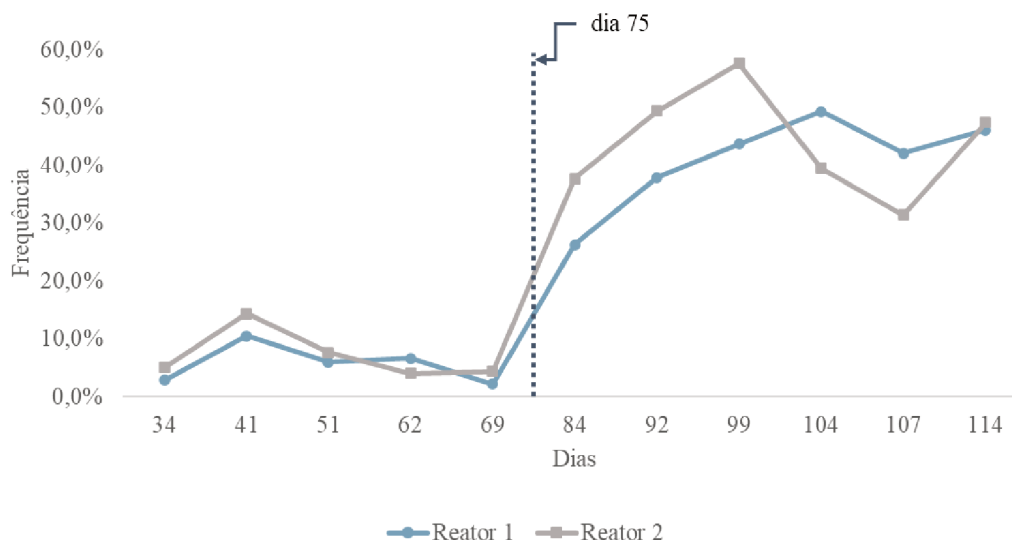
Wan et al. (2014) operaram um RBS durante 38 dias, com alimentação de efluente sintético à base de acetato com DQO variando entre 1000 e 5000 mg.O₂.L⁻¹. Foram implementados tempos de sedimentação que variaram entre 20 minutos (1° ao 4° dia de operação), 10 minutos (5° ao 12° dia de operação), 5 minutos (13° dia ao 26° dia de operação) e 2 minutos (27° ao 38° dia de operação). Entre os dias 18 e 26 foram observados grânulos com $1,3 \pm 0,3$ mm e, entre os dias 27 e 38, grânulos maduros com $5,0 \pm 1,0$ mm.

Com o objetivo de estudar a influência da presença com compostos tóxicos na formação dos grânulos, Zeng et al. (2022) operaram três RBS durante 81 dias. Em cada um dos reatores foi proposto um ambiente diferente, sendo um alimentado com efluente sintético à base de acetato (R1), outro com efluente sintético à base do fármaco berberina (R2) e o último foi operado em sistema anaeróbio e alimentado com efluente de origem industrial contendo a berberina. Foram verificados em todos os reatores grânulos entre 0,3 e 1,0 mm; representando 77,0%, 67,0% e 35,7% em R1, R2 e R3, respectivamente.

Nancharaiyah et al. (2008), utilizaram quatro RBS, sendo um para controle e os outros três com diferentes quantidades de agente quelante sintético ácido nitrilotriacético (NTA). No reator de controle foi observado o tamanho médio dos grânulos de 0,35 mm; enquanto que, nos outros três, em ordem crescente de adição de NTA, os tamanhos médios observados foram de 1,10 mm; 1,25 mm e 1,60 mm.

O aumento da frequência observada de partículas com diâmetros maiores que 0,2 mm e, conseqüentemente, a presença de grânulos nos Reatores Biológicos 1 e 2 pode ser visualizada na Figura 11.

Figura 11 – Relação de partículas com diâmetros maiores que 0,2 mm nos Reatores biológicos



É possível observar que o Reator Biológico 2 apresentou uma granulação mais visível durante a maior parte do tempo de execução da pesquisa, também apresentando a maior relação da presença de grânulos. Tal cenário, no entanto, foi modificado a partir do dia 104 e, ao final da pesquisa, ambos reatores apresentaram frequência de partículas com diâmetro maior que 0,2 mm semelhante.

Também foi destacado, na Figura 11, o dia 75, que marcou a diminuição para 1 minuto do tempo de sedimentação da operação. Nota-se que, para ambos os reatores, não foram observadas frequências significativas, para a presença de grânulos, em tempos de sedimentação maiores que 1 minuto, cenário que foi modificado rapidamente quando tal tempo foi alterado para 1 minuto. De fato, como apresentado anteriormente, curtos espaços de tempo de sedimentação favorecem a granulação (QIN, TAY e LIU, 2004; YIN et al., 2019).

É possível concordar com Seid-mohammadi, Nouri e Asadi (2020), pois altos tempos de sedimentação impedem que o lodo com boa capacidade de sedimentação seja selecionado, dificultando a capacidade de granulação do sistema. Afinal, como também é levantado pelos autores, o baixo tempo de sedimentação elimina a biomassa pouco biodegradável, mantendo os grânulos no sistema.

A frequência da presença dos grânulos, do ponto de vista estatístico, não apresentou diferenças entre os Reatores, tanto com base nos resultados durante todos os 120 dias de pesquisa, quanto após a granulação (dia 75), conforme Tabela 11.

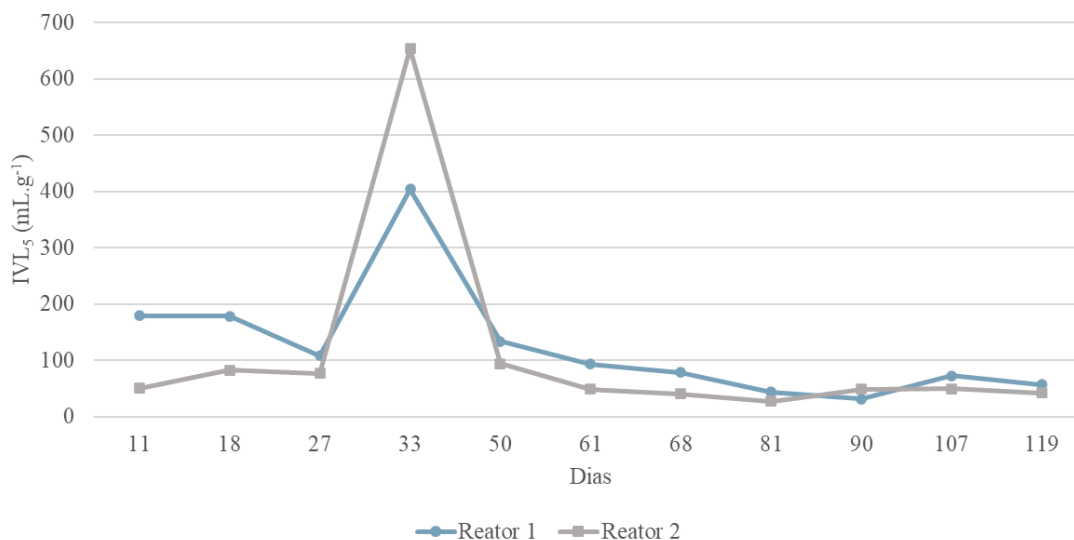
Tabela 11 – Análise estatística com os dados da frequência da presença de grânulos durante toda a pesquisa e somente no período de granulação.

Período	Parâmetro	Reator	p-valor	Normalidade	Teste	Resultado	H0
0 a 120 dias	Grânulos - Relação com $d > 0,2$ mm	Reator 1	0,0313	Não	Teste de Wilcoxon para amostras independentes	w=55; p=0,7477	Aceita
		Reator 2	0,0947	Sim			
75 a 120 dias	Grânulos - Relação com $d > 0,2$ mm	Reator 1	0,3962	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor =0,7502)	t(10)=-0,5788; p =0,5755	Aceita
		Reator 2	0,9349	Sim			

4.2.2 Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

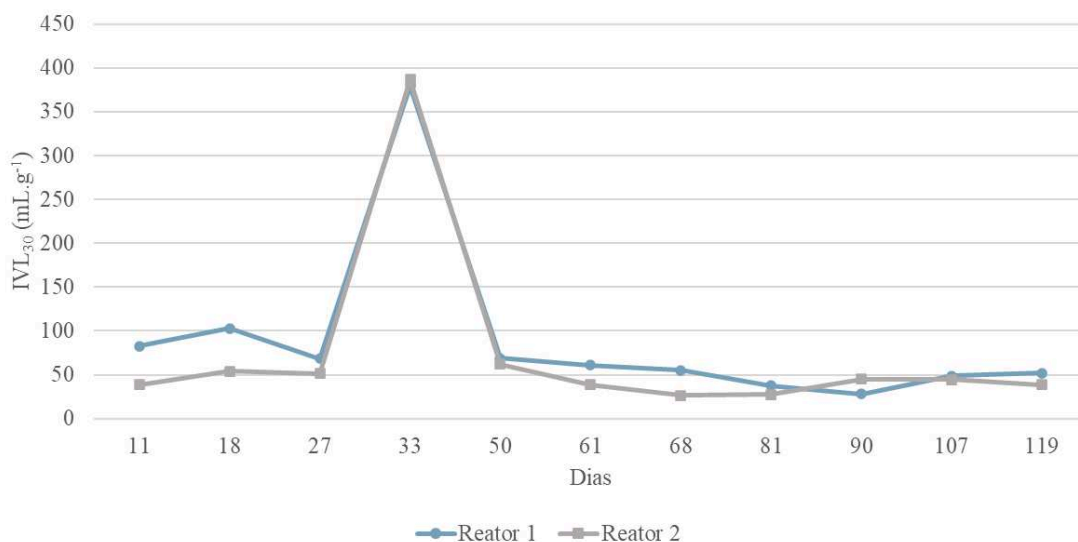
Como descrito em 2.4.5, com o objetivo de verificar a sedimentabilidade do lodo, foi medido o IVL, tendo como base as faixas apresentadas na Tabela 1. Nas Figuras 12 e 13, respectivamente, é possível visualizar os valores para 5 minutos e 30 minutos de sedimentação.

Figura 12 – Valores de IVL_5 durante a execução da pesquisa



Quanto aos valores de IVL_5 , o Reator biológico 1 apresentou o menor valor de 31,25 $mL.g^{-1}$, e o Reator biológico 2 o menor valor de 27,59 $mL.g^{-1}$, como apresentado na Figura 12. Observa-se, com base na mesma figura, que os valores tiveram uma alta durante a transição da fonte de carbono de acetato de sódio para glicose, como já apresentado anteriormente. Após isso, e estabilização do sistema e do processo de granulação, os valores sempre estiveram abaixo de 100 $mL.g^{-1}$, após o dia 61, para ambos os reatores.

Figura 13 – Valores de IVL_{30} durante a execução da pesquisa



Quanto aos valores de IVL_{30} , o Reator biológico 1 apresentou o menor valor de 28,13 $mL.g^{-1}$, e o Reator biológico 2 o menor valor de 26,64 $mL.g^{-1}$, como apresentado na Figura 13. Observa-se, com base na mesma figura, que os valores tiveram uma alta durante a transição da fonte de carbono de acetato de sódio para glicose, semelhante ao apresentado na Figura 12. Após isso, e estabilização do sistema e do processo de granulação, os valores sempre estiveram abaixo de 70 $mL.g^{-1}$, após o dia 61, para ambos os reatores.

Assumindo que a granulação ocorreu após o dia 75, o Reator biológico 1 apresentou valores médios, após a granulação, de $IVL_5 = 51,38 mL.g^{-1}$ e $IVL_{30} = 41,51 mL.g^{-1}$ e desvios padrão de 17,98 $mL.g^{-1}$ e 10,81 $mL.g^{-1}$, respectivamente. Do mesmo modo, o Reator biológico 2 apresentou valores médios, após a granulação, de $IVL_5 = 42,05 mL.g^{-1}$ e $IVL_{30} = 38,95 mL.g^{-1}$ e desvios padrão de 10,21 $mL.g^{-1}$ e 8,12 $mL.g^{-1}$, respectivamente. Nota-se, portanto, que o Reator 2, com a presença de agente quelante, apresentou melhor sedimentabilidade dos grânulos e estabilidade nos resultados. A variabilidade dos valores médios entre os reatores quanto aos resultados de IVL_5 e IVL_{30} , respectivamente, foi de 9,33 $mL.g^{-1}$ e 2,56 $mL.g^{-1}$, o que expõe uma melhor sedimentabilidade dos grânulos do Reator 2, principalmente, nos primeiros 5 minutos.

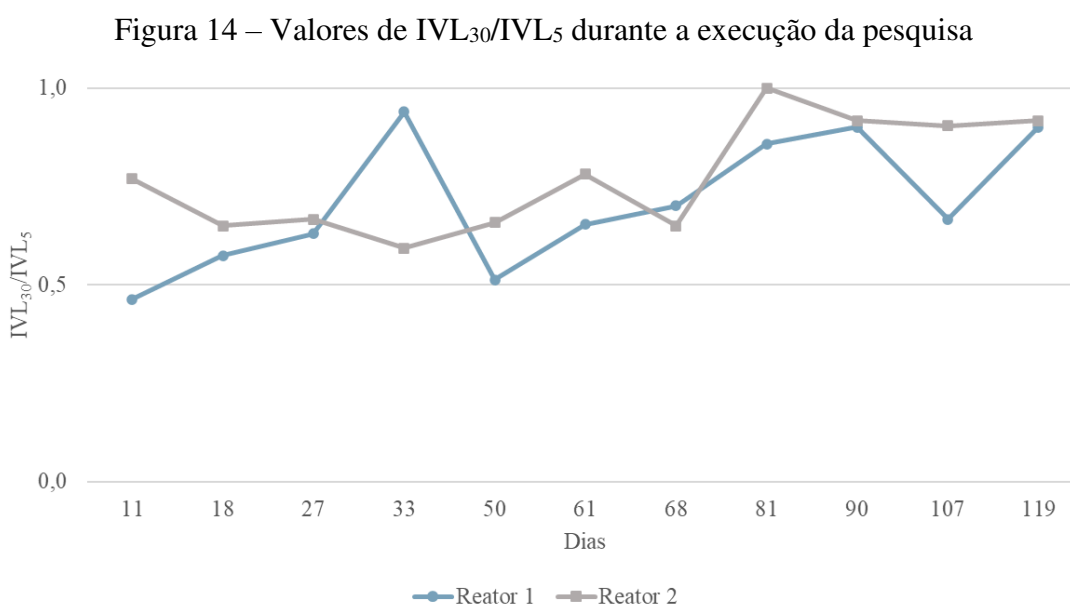
Zou et al. (2021) operaram dois RBS alimentados com efluente sintético, sendo um utilizado como controle, e o outro com adição de 12 $mg.L^{-1}$ de Fe^{3+} durante 90 dias. Após o período de granulação, foram visualizados, para o reator de controle, os valores médios para

IVL₅ e IVL₃₀ de 75,40 e 70,80 mL.g⁻¹, respectivamente, e, para o reator com excesso de Fe³⁺, os valores médios de 60,90 e 57,00 mL.g⁻¹, respectivamente.

Silva (2021) comparou dois RBS alimentados com efluente sintético de laticínios, sendo um operado em LA e outro em LGA. Os resultados observados forneceram valores médios de IVL₃₀ de 41,74 mL.g⁻¹ e 32,30 mL.g⁻¹ para os reatores operados em LA e LGA, respectivamente.

É possível verificar, então, boa sedimentabilidade dos grânulos formados em ambos os reatores. Os resultados observados para IVL₅ e IVL₃₀ deste presente trabalho indicam melhor sedimentabilidade dos grânulos com adição de Ca²⁺ em excesso, na concentração de 100 mg.L⁻¹, que com adição de Fe³⁺ na concentração de 12 mg.L⁻¹, conforme resultados apresentados por Zou et al. (2021). Entretanto, os valores observados por Silva (2021) foram próximos aos aqui determinados.

Com a finalidade de verificar a boa sedimentabilidade do LGA é, então, calculada a razão entre o IVL₃₀ e o IVL₅, como é possível visualizar na Figura 14, sendo a razão mais próxima da unidade indicando a boa granulação do lodo.



Conforme a Figura 14, observa-se o aumento da relação IVL_{30}/IVL_5 aconteceu gradativamente durante a operação. As médias das razões durante toda a operação foram de 0,71 e 0,77 para os Reatores Biológicos 1 e 2, respectivamente. Por fim, os valores mais próximos da unidade foram observados no dia 33 com os valores de 0,94 e 1,00 para os Reatores Biológicos 1 e 2, respectivamente. Conforme supracitado, Zou et al. (2021) encontrou valores mais próximos da unidade durante a operação do experimento proposto, para as razões IVL_{30}/IVL_5 , de 0,93 para o reator de controle e 0,96 para o reator com excesso de Fe^{3+} .

Na Tabela 12 são apresentados os dados comparativos do ponto de vista estatístico, o que é possível verificar que houve diferença somente entre os dados de IVL_{30}/IVL_5 durante o período de granulação.

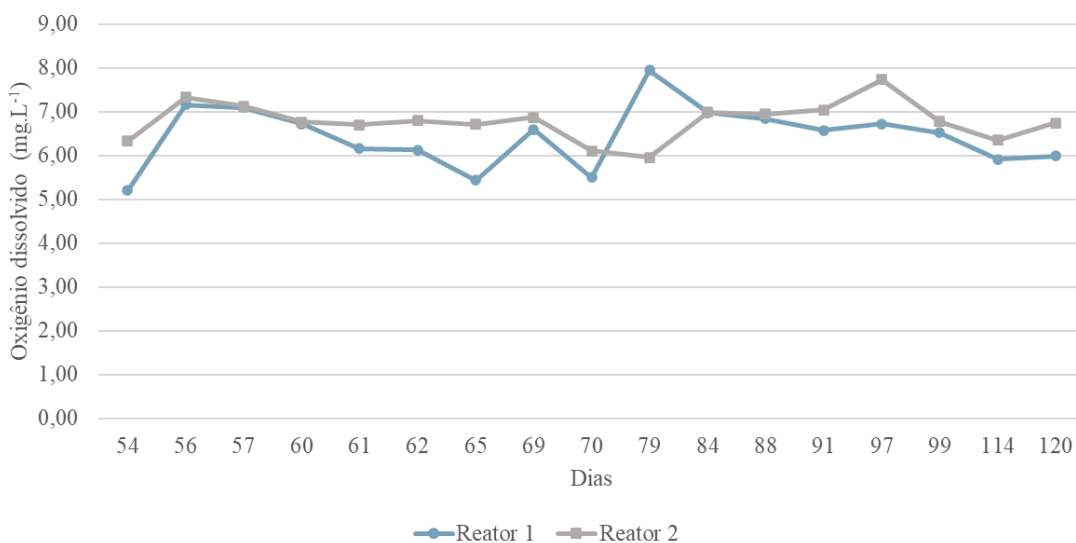
Tabela 12 – Análise estatística com os dados de IVL₅, IVL₃₀ e IVL₃₀/IVL₅ durante toda a pesquisa e somente no período de granulação.

Período	Parâmetro	Reator	p-valor	Normalidade	Teste	Resultado	H0
0 a 120 dias	IVL5	Reator 1	0,0044	Não	Teste de Wilcoxon para amostras independentes	w=85; p=0,1164	Aceita
		Reator 2	3,22E-04	Não			
0 a 120 dias	IVL30	Reator 1	5,21E-03	Não	Teste de Wilcoxon para amostras independentes	w=87; p=0,0880	Aceita
		Reator 2	2,96E-04	Não			
0 a 120 dias	IVL30/IVL5	Reator 1	0,2321	Sim	Teste t - Variâncias não homogêneas (var.test - p.valor = 0,0321)	t(14,47)=1,4213; p = 0,1764	Aceita
		Reator 2	0,6355	Sim			
75 a 120 dias	IVL5	Reator 1	0,9637	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,378)	t(6)=0,90234; p = 0,4016	Aceita
		Reator 2	0,1962	Sim			
75 a 120 dias	IVL30	Reator 1	0,6004	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,6497)	t(6)=0,3780; p = 0,7184	Aceita
		Reator 2	0,2032	Sim			
75 a 120 dias	IVL30/IVL5	Reator 1	0,04198	Não	Teste de Wilcoxon para amostras independentes	w=0; p=0,0294	Não aceita
		Reator 2	0,03801	Não			

4.2.3 Oxigênio Dissolvido (OD)

Como para tratamentos aeróbios, sempre procurou-se manter a taxa de OD acima de 2,0 mg.L⁻¹. No entanto, como apresentado em 2.3.6, a taxa de aeração também é responsável por fornecer força de cisalhamento necessária para uma boa formação dos grânulos (BASSIN, 2011; CHEN et al., 2007). Além disso, devido à elevada velocidade de sedimentação desses grânulos, é necessário maior intensidade de aeração para provocar uma turbulência no meio líquido e manter a biomassa em suspensão. Como apresentado na Figura 15, durante toda a operação, os valores foram superior a 5,0 mg.L⁻¹. Os valores médios da concentração e desvio padrão de OD foram de 6,44 mg.L⁻¹ e 0,70 para o Reator biológico 1 e 6,78 e 0,43 para o Reator biológico 2. A alta concentração de oxigênio é resultado da elevada intensidade de aeração, característica dos reatores com LGA.

Figura 15 – Concentração de OD dos reatores biológicos



Os dados apresentados no Reator 1 e Reator 2 também não apresentaram diferenças, do ponto de vista estatístico, tanto durante toda a pesquisa quanto somente no período de granulação, como é possível visualizar na Tabela 13.

Tabela 13 – Análise estatística com os dados de OD durante toda a pesquisa e somente no período de granulação.

Período	Parâmetro	Reator	p-valor	Normalidade	Teste	Resultado	H0
0 a 120 dias	OD	Reator 1	0,8857	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,0599)	t(32)=-1,6978; p = 0,0993	Aceita
		Reator 2	0,6883	Sim			
75 a 120 dias	OD	Reator 1	0,4086	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,6128)	t(14)=-0,4530; p = 0,6575	Aceita
		Reator 2	0,7537	Sim			

4.2.4 Velocidade de sedimentação e Resistência dos Grânulos

Para caracterização dos grânulos, a velocidade de sedimentação e resistência dos grânulos também foram verificadas. Para o Reator Biológico 1 a velocidade de sedimentação média foi maior, com $16,33 \text{ m.h}^{-1}$, tendo, no entanto, uma menor estabilidade nos resultados, como é possível observar com um alto desvio padrão de $19,72 \text{ m.h}^{-1}$. Para o mesmo parâmetro, o Reator Biológico 2 apresentou uma menor velocidade de sedimentação média, com $12,87 \text{ m.h}^{-1}$ e um desvio padrão de $6,50 \text{ m.h}^{-1}$, o que caracteriza melhor estabilidade nos resultados, se comparado aos resultados anteriores.

Ambos os reatores apresentaram coeficiente de integridade igual a 1, indicando que os grânulos não foram rompidos durante a execução e, conseqüentemente, indicado boa resistência dos grânulos.

Nancharaiah e Reddy (2017) identificaram os grânulos aeróbios como aqueles que, além de apresentarem estrutura esférica com diâmetro superior à $0,2 \text{ mm}$ e IVL_5 igual ao IVL_{30} , como também com velocidades de sedimentação superiores à 10 m.h^{-1} . De fato, Pires, Benatti e Nour (2021) corroboram, ao defender que diversos trabalhos têm mostrado a formação de LGA quando são impostas elevadas velocidades de sedimentação, entre 10 e 12 m.h^{-1} .

Silva (2021) comparou dois RBS alimentados com efluente sintético de laticínios, sendo um operado em LA e outro em LGA. O reator que operava com LGA apresentou grânulos com velocidade de sedimentação de $8,2 \text{ m.h}^{-1}$ e resistência com coeficiente de integridade de 0,22.

Quatro reatores foram utilizados para verificar as características da formação do LGA no tratamento de efluentes industriais provenientes de fábrica de polpa de celulose. Em um reator foi mantido o tratamento com lodo flocculento (R1), em outro, LGA sem adição de cálcio (R2) e, nos outros dois, também operados com LGA, e foram alimentados com efluentes com diferentes adições de cálcio ($R3 = 100 \text{ mg.L}^{-1}$ e $R4 = 200 \text{ mg.L}^{-1}$). Os valores de velocidade de sedimentação verificados para R2, R3 e R4 foram de, respectivamente $23,53 \pm 6,90 \text{ m.h}^{-1}$; $32,73 \pm 6,25 \text{ m.h}^{-1}$ e $37,74 \pm 8,53 \text{ e}$; para coeficiente de integridade, de $16,97 \pm 9,67$; $0,00 \pm 0,00 \text{ e}$; $1,56 \pm 2,21$ (MORAIS et al., 2018).

Com o objetivo de avaliar a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes Sandoval et al. (2017) operaram um RBS alimentado com efluente sintético com características semelhantes às de esgoto sanitário. Com o tempo total de ciclo de 3 horas e tempo de sedimentação de 10 minutos, o qual foi gradualmente diminuído durante a operação, foram conseguidos grânulos com tamanho médio de 0,935 mm e velocidade de sedimentação de $4,70 \text{ m.h}^{-1}$.

Utilizando o processo em fluxo contínuo, Jin et al. (2008) utilizaram efluente sintético para promover granulação aeróbia. Foram visualizados grânulos após os 30 dias de operação e a maturação aos 75 dias. Assim, a maior frequência dos diâmetros dos grânulos durante a operação foi de 49% entre 0,5 e 1,0 mm, no dia 30; de 45% entre 1,0 e 1,5 mm, no dia 45; de 38% com grânulos com diâmetro superior a 1,5 mm, no dia 60 e; também, de 47% com diâmetro superior a 1,5 mm, no dia 75. Nesse sentido, as velocidades de sedimentação encontradas foram de $55,5 \text{ m.h}^{-1}$, no dia 30; $75,6 \text{ m.h}^{-1}$, no dia 45; $74,9 \text{ m.h}^{-1}$, no dia 60 e; $82,4 \text{ m.h}^{-1}$, no dia 75.

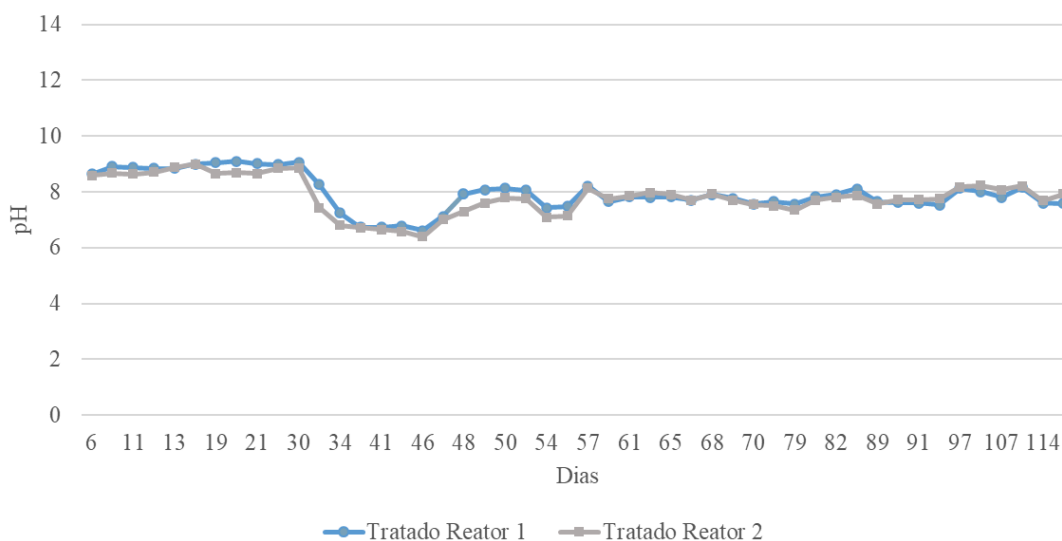
Para promover uma rápida granulação, Xu et al. (2020), fizeram a proposta promover alta pressão de seleção para reter os grânulos de boa sedimentabilidade e descartar os flocos mais leves e com baixa capacidade de sedimentação. Com isso, os primeiros grânulos foram observados após 18 dias de operação, utilizando esgoto doméstico. No início da operação foram verificados tamanho médio dos grânulos de 0,28 mm, e velocidade de sedimentação média de

21,9 m.h⁻¹. Após 18 dias de operação o tamanho médio dos grânulos foi de 0,37 mm e a velocidade de sedimentação de 37,8 m.h⁻¹. Ao término da operação, no dia 80, 0,66 mm foi o tamanho médio dos grânulos e 43,2 m.h⁻¹ a velocidade de sedimentação.

4.3 DESEMPENHO DOS REATORES BIOLÓGICOS

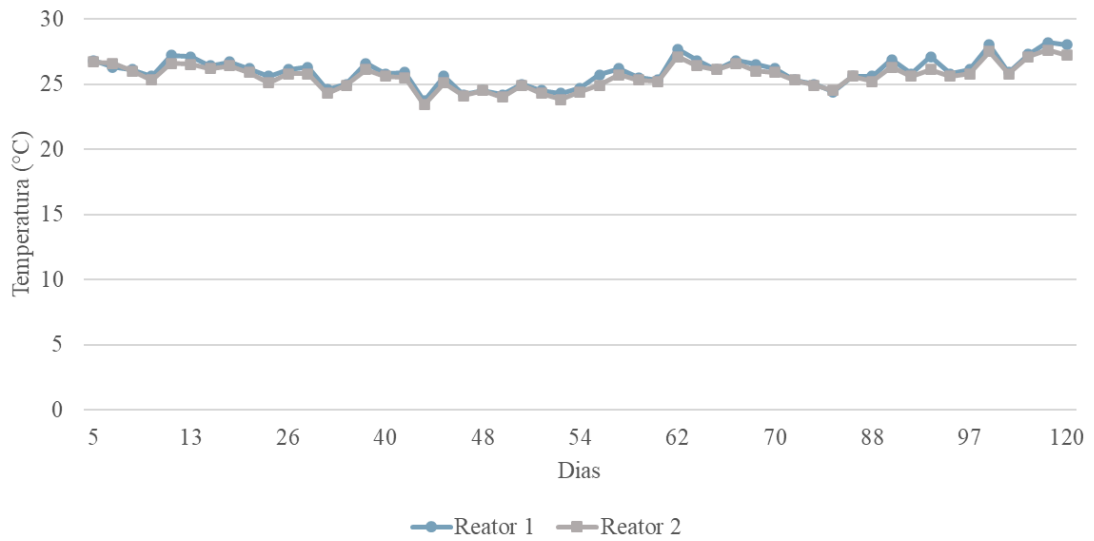
Tendo em vista os resultados apresentados em 4.1, o pH dos efluentes tratados acompanharam os valores de pH medidos dos reatores biológicos. Conforme Figura 16, nota-se a instabilidade visualizada entre os dias 30 e 48, devido aos motivos já apresentados. Após a operação ter alcançado certa estabilidade, os valores se mantiveram acima de 7,5. Nota-se um aumento nos valores de pH de ambos os reatores após o tratamento, mas houve um aumento menor durante o período em que a glicose foi utilizada como fonte de carbono do que quando foi utilizado o acetato de sódio.

Figura 16 – Valores de pH dos tratados.



Os reatores biológicos foram operados à temperatura ambiente durante toda a execução da pesquisa. Os valores medidos para os reatores biológicos e para os tratados podem ser visualizados nas Figuras 17 e 18, respectivamente.

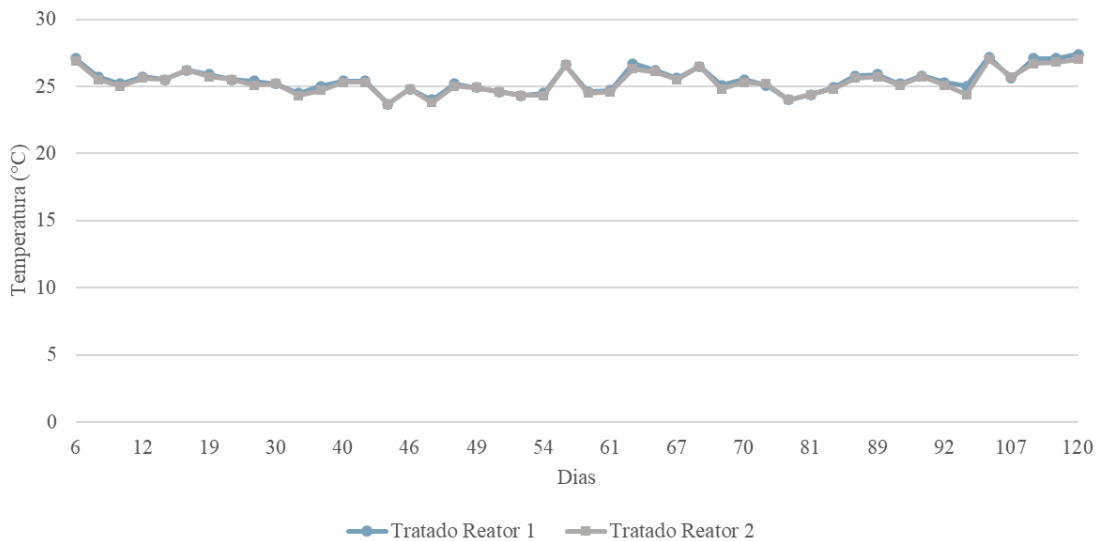
Figura 17 – Valores de temperatura para os reatores biológicos.



Quanto aos reatores biológicos, o Reator 1 apresentou os valores mínimo e máximo registrados de 23,7 °C e 28,2 °C, respectivamente. Da mesma forma, o Reator 2 apresentou 23,4 °C e 27,6 °C como registros de temperaturas mínimas e máximas.

Observa-se que o tratado do Reator 1 apresentou os valores mínimo e máximo registrados de 23,7 °C e 27,4 °C, respectivamente. Da mesma forma, o tratado do Reator 2 apresentou 23,7 °C e 27,0 °C como registros de temperaturas mínimas e máximas.

Figura 18 – Valores de temperatura dos tratados.



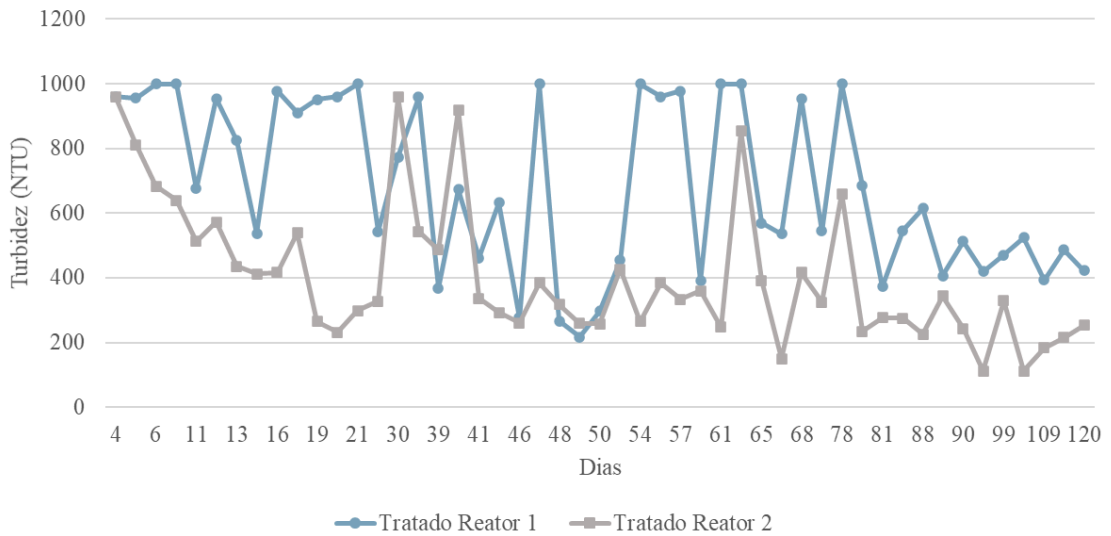
É notável, que a granulação é melhor em regiões com temperaturas mais elevadas. Por exemplo, a partida de um reator de LGA só foi possível de ser realizada com eficiência à temperatura de 20 °C. Foram estudadas, ainda, a temperatura de 8 °C, que resultou em grânulos instáveis, e à 15 °C, que também resultou em instabilidade (KREUK et al, 2005)

A formação do LGA com inóculo de esgoto doméstico submetido à altas temperaturas, a saber: 30, 40 e 50 °C, obtiveram resultados que à temperatura de 50 °C os grânulos apresentaram maior diâmetro e melhor eficiência de remoção de DQO (HALIM et al., 2015).

Quatro reatores foram utilizados para verificar as características da formação do LGA no tratamento de efluentes industriais provenientes de fábrica de polpa de celulose. Em um reator foi mantido o tratamento com lodo floculento, os outros três reatores operados em LGA e alimentados com efluentes com diferentes adições de cálcio. Com 490 dias de operação, em cinco diferentes fases de temperatura, entre 35 °C e 55 °C, a eficiência de remoção de DQO foi acima de 60% em todas as faixas de temperatura (MATA, MORAIS e SILVA, 2020).

A partir da análise dos valores registrados quanto à turbidez dos efluentes tratados, é possível analisar, indiretamente, quanto a presença de sólidos suspensos. Nesse aspecto, os valores apresentados na Figura 19 foram registrados de acordo com a leitura de turbidez dos tratados, após leve mistura. É necessário destacar, ainda, que o equipamento utilizado tem o valor máximo possível de 1000 NTU.

Figura 19 – Valores de turbidez dos tratados.

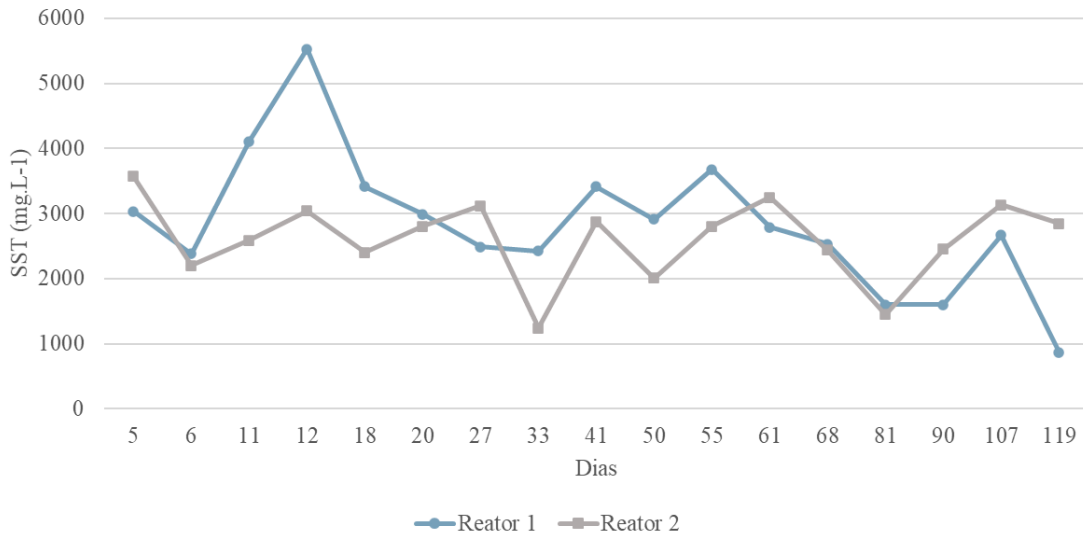


Com base na Figura 19 é possível notar que a maior parte dos casos em que existem picos, ou seja, com o valor máximo de 1000 NTU, são ocasiões após a diminuição do tempo de sedimentação. O menor valor registrado foi de 217 NTU para o efluente tratado do Reator 1 e 112 para o tratado do Reator 2.

No último dia de operação, também foi medido o valor da turbidez do sobrenadante dos tratados, ou seja, sem executar a leve mistura anteriormente citada. Foram registrados os valores de 209 NTU para o Reator Biológico 1 e 8 NTU para o Reator Biológico 2. Esses resultados indicam baixa presença de lodo disperso, sobretudo, no tratado do Reator 2.

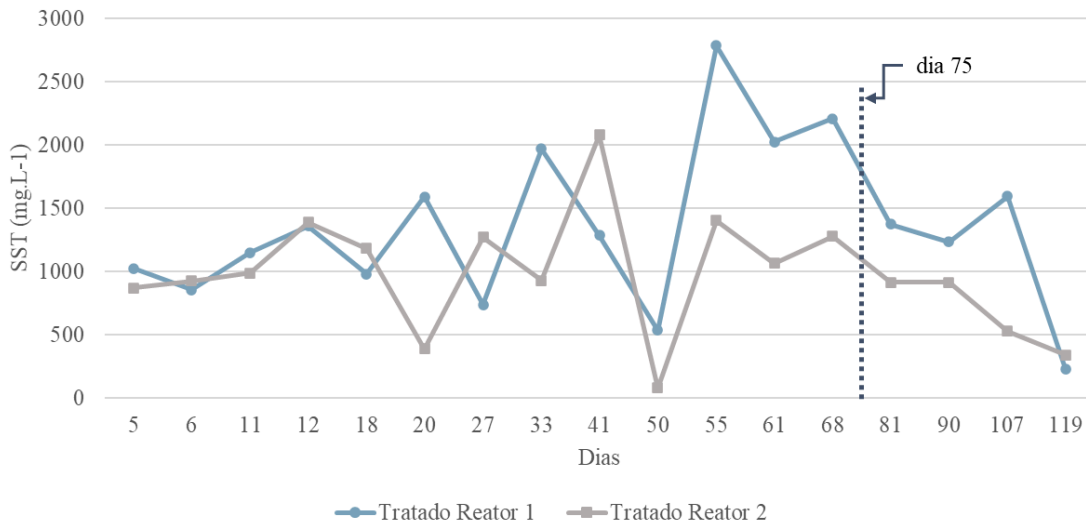
A concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST), durante a operação dos reatores, pode ser visualizada na Figura 20. Observa-se que os reatores tiveram comportamentos semelhantes quanto à tendência de crescimento ou decaimento em certos momentos da execução do experimento. Os valores médios observados e desvio padrão foram, respectivamente, de 2848 mg.L⁻¹ e 1056 mg.L⁻¹ para o Reator Biológico 1 e 2602 mg.L⁻¹ e 617 mg.L⁻¹ para o Reator Biológico 2.

Figura 20 – Sólidos Suspensos Totais dos reatores biológicos.



Já na Figura 21 é possível observar as concentrações de SST nos tratados. Devido ao período de diminuição gradativa no tempo de sedimentação, podem ser visualizados certos picos e vales, até uma diminuição estável ao fim da pesquisa, após atingir 1 minuto para o tempo de sedimentação.

Figura 21 – Sólidos Suspensos Totais dos tratados.



De fato, como apresentado por Rocktäschel et al. (2015), é possível verificar que só foi possível diminuir a quantidade de sólidos nos tratados quando a quantidade de grânulos no reator é evidenciada. Este aumento da concentração de sólidos durante os períodos de redução

do tempo de sedimentação é esperado, visto que a velocidade de sedimentação é um dos parâmetros de seleção dos grânulos, provocando o arraste de aglomerados de menor velocidade de sedimentação para fora do reator, mantendo apenas os flocos bem formados e, em último caso, os grânulos. Dessa forma, é possível relacionar o que está apresentado na Figura 21 com os dados apresentados também na Figura 11. Afinal, o aumento da granulação e dos tamanhos dos grânulos está relacionado com o fato de menos sólidos suspensos totais serem perdidos nos efluentes tratados.

A operação de um reator Nereda®, em escala real no município de Utrech, na Holanda e, com um acompanhamento de 9 meses, apresentou uma concentração média de 230 mg/L de sólidos nos tratados (VAN DIJK, PRONK e VAN LOOSDRECHT, 2018).

Com o objetivo de acompanhar a fração orgânica dos sólidos internamente dos reatores biológicos, foram verificados, também, os Sólidos Suspensos Voláteis, apresentados na Figura 22. Ainda, para uma boa eficiência no tratamento, é válido destacar a relação SSV/SST, que determina o grau de mineralização da biomassa, visualizada na Figura 23. Quanto a essa relação, são esperados valores acima de 0,6, verificados durante a maior parte da pesquisa.

Figura 22 – Sólidos Suspensos Voláteis dos reatores biológicos.

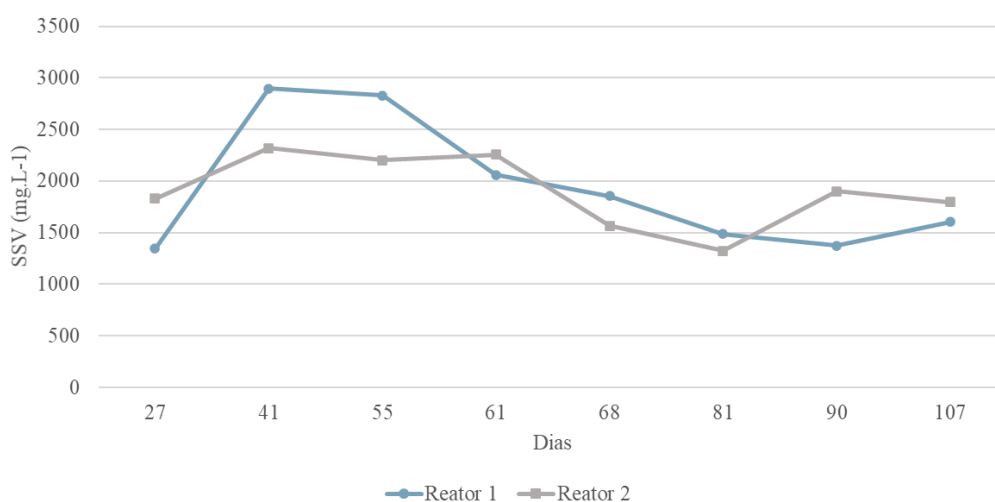
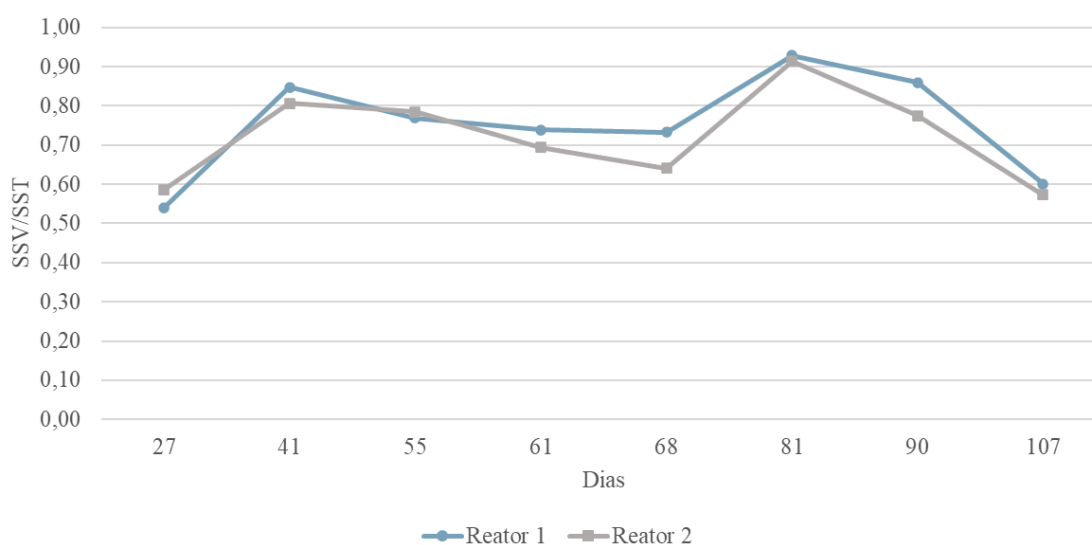


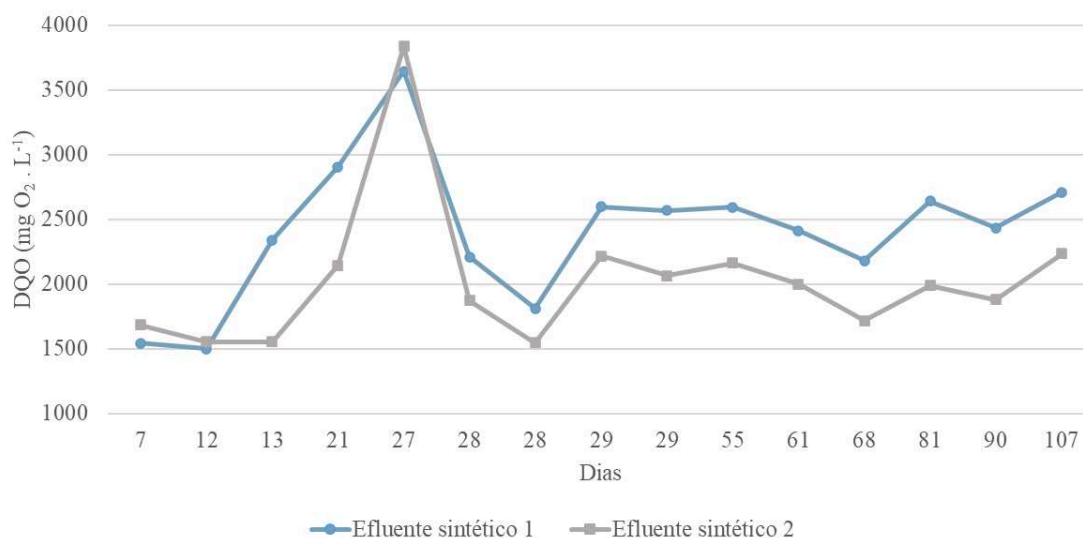
Figura 23 – Relação entre os Sólidos Suspensos Voláteis e os Sólidos Suspensos Totais dos reatores biológicos.



Tendo em vista que o dia 75 marca a diminuição do tempo de sedimentação para 1 minuto e o início da intensificação do processo de granulação, como apresentado anteriormente, e a diminuição da relação SSV/SST, como pode ser observado na Figura 23, é possível inferir que o cálcio, e outros materiais inertes, são importantes para o processo de granulação, sendo aderidos ao grânulo durante o tratamento e reduzindo a relação SSV/SST.

Tendo os valores médios de DQO dos efluentes sintéticos já apresentados na Tabela 3; na Figura 24 eles também podem ser observados do ponto de vista de todo o período da execução da pesquisa.

Figura 24 – Concentração de DQO dos efluentes sintéticos



Com base na Figura 24, e no que foi apresentado até aqui, observa-se que foi possível alcançar certa estabilidade nos valores de DQO dos efluentes sintéticos após o alcance da formulação final dos efluentes sintéticos.

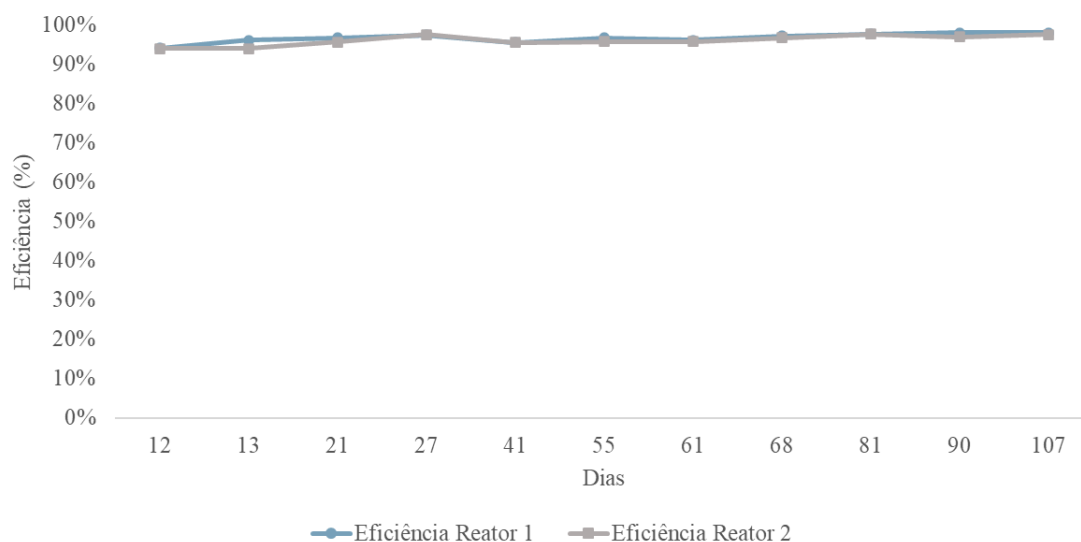
Os valores de DQO_s para os efluentes tratados são apresentados na Tabela 14, seguindo o que foi apresentado até aqui quanto às etapas 1 e 2. Observa-se bons valores de eficiência no tratamento quanto à DQO_s, com valores acima de 95%.

Tabela 14 – Concentração de DQO_s dos efluentes tratados durante as Etapas 1 e 2

Etapa	Efluente sintético	Concentração média (mg.O₂ L⁻¹) ± Desvio padrão	Eficiência média (%) ± Desvio padrão	n
1	1	92 ± 3,55	96 ± 1,39	4
1	2	92 ± 0,73	95 ± 1,71	4
2	1	93 ± 4,47	96 ± 0,44	7
2	2	92 ± 3,56	95 ± 0,48	7

Assim, com a finalidade de apresentar melhor os dados de eficiência do tratamento, a Figura 25 é apresentada. Observa-se que o efluente tratado proveniente do tratamento do Reator Biológico 1 apresentou menor concentração de DQO no dia 55, com 84,10. Já o tratado do Reator Biológico 2 apresentou o mesmo valor mínimo no dia 61.

Figura 25 – Eficiência de remoção de DQO



Como também verificado por Barros (2020), que estudou a operação de dois RBS com LGA, sendo um para controle e outro com a presença de fármacos TMP e SMX, as taxas de remoção de DQO ficaram acima de 90,00% em todo o experimento. De forma semelhante, Silva (2021), que comparou dois RBS alimentados com efluente sintético de laticínios, sendo um operado em LA e outro em LGA, encontrou valores médios de eficiência de 96,53% \pm 3,51 e 96,34% \pm 4,02, respectivamente.

Quanto à análise de DBO, é necessário destacar que todos os ensaios foram executados na Etapa 2 quanto à fabricação dos efluentes sintéticos, ou seja, já com a formulação final. Nesse aspecto, os valores de concentração de DBO, para os efluentes sintéticos, e DBO_s para os efluentes tratados provenientes dos reatores são apresentados na Tabela 15. Nota-se altos valores de eficiência do tratamento, com valores médios de 96% para ambos os reatores.

Tabela 15 – Concentração de DBO₅ e DBO_s dos efluentes sintéticos e tratados

Parâmetro	Amostra	Concentração média (mg.O₂ L⁻¹) ± Desvio padrão	Eficiência média (%) ± Desvio padrão	n
DBO	Efluente sintético 1	1397 ± 281	-	3
DBO	Efluente sintético 2	1140 ± 52	-	3
DBO _s	Tratado Reator 1	49 ± 4	96 ± 0,51	3
DBO _s	Tratado Reator 2	48 ± 3	96 ± 0,07	3

De fato, em Rio Claro, interior do estado de São Paulo, a ETE Jardim Novo, de responsabilidade da BRK Ambiental, por exemplo, utiliza o LGA para tratamento dos esgotos municipais e são apresentados dados de 97% de remoção de DBO. Também em Rio Claro, na ETE Palmeiras, onde utiliza o processo de Lagoa de Aeração, a remoção de matéria orgânica é da ordem de 80%. Em Palmas, capital do estado de Tocantins, a ETE Norte, de responsabilidade da mesma empresa, utiliza UASB seguido de LA e exibem 90% de remoção de DBO (BRK AMBIENTAL, 2020).

Operando RBS, alimentado com efluente sintético de laticínio, Silva (2021) alcançou 97% de eficiência de remoção de DBO₅ para o tratamento com LGA.

Morais et al. (2018) também alcançaram valores superior a 90% de remoção de DBO₅, ao estudar o comportamento de quatro RBS sendo alimentados com efluentes industriais provenientes de fábrica de polpa de celulose.

Sandoval (2019) operou um RBS em duas diferentes fases, a depender do efluente que estava sendo utilizado para fazer a alimentação do reator. Na primeira fase foi utilizado um efluente sintético e na segunda fase esgoto doméstico proveniente de universidade. O autor conseguiu verificar as eficiências de 87 e 91% para a remoção de carga de DBO_s.

A fim de se verificar a relação da fração biodegradável, tanto para os efluentes sintéticos quanto para os tratados, é possível proceder com a razão DQO/DBO, conforme dados apresentados anteriormente. A Tabela 16 apresenta as razões DQO/DBO das médias dos

valores verificados. Assim, com todos os valores abaixo de 2,5, conforme Sperling (2018a), a fração biodegradável é elevada, o que indica o tratamento biológico para os efluentes sintéticos. O autor também destaca que, no decorrer do tratamento, é esperado que tal razão aumente, visto que há a redução da fração biodegradável e a fração inerte se mantém.

Tabela 16 – Razão DQO/DBO das médias

Amostra	DQO/DBO das médias
Efluente sintético 1	1,52
Efluente sintético 2	1,86
Efluente tratado 1	1,88
Efluente tratado 2	1,90

Dito isso, observa-se, com base na Tabela 16, que a fração biodegradável presente em 1, ou seja, tanto no efluente sintético e no tratado proveniente do tratamento do Reator biológico 1, é maior do que visto em 2, por causa dos valores inferiores das razões DQO/DBO.

Do ponto de vista estatístico, com base na Tabela 17, verifica-se que é possível inferir que há diferenças somente nos dados apresentados entre os reatores durante o período de granulação para a remoção de DQO.

Tabela 17 – Análise estatística entre os dados apresentados sobre o desempenho dos Reatores

Período	Parâmetro	Reator	p-valor	Normalidade	Teste	Resultado	H0																																																																																														
0 a 120 dias	SST - Reatores	Reator 1	0,4771	Sim	Teste t - Variâncias não homogêneas (var.test - p.valor = 0,03852)	t(25,7830)=0,8307; p = 0,4137	Aceita																																																																																														
		Reator 2	0,3342	Sim				0 a 120 dias	SST - Tratados	Tratado 1	0,9623	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2323)	t(32)=1,9423; p = 0,0609	Aceita	Tratado 2	0,552	Sim	0 a 120 dias	SSV - Reatores	Reator 1	0,0793	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,1485)	t(14)=0,1287; p = 0,8994	Aceita	Reator 2	0,6249	Sim	0 a 120 dias	SSV/SST	Reator 1	0,7293	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,7991)	t(14)=0,4826; p = 0,6368	Aceita	Reator 2	0,6768	Sim	0 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,2967	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,5717)	t(20)=1,9564; p = 0,0645	Aceita	Reator 2	0,1897	Sim	75 a 120 dias	SST - Reatores	Reator 1	0,5833	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,09891)	t(6)=-1,5039; p = 0,1833	Aceita	Reator 2	0,5371	Sim	75 a 120 dias	SST - Tratados	Tratado 1	0,2065	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2544)	t(6)=1,2961; p = 0,2426	Aceita	Tratado 2	0,2222	Sim	75 a 120 dias	SSV - Reatores	Reator 1	0,9521	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2474)	t(4)=-0,97962; p = 0,3827	Aceita	Reator 2	0,3291	Sim	75 a 120 dias	SSV/SST	Reator 1	0,3834	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,9927)	t(4)=0,2991; p = 0,7798	Aceita	Reator 2	0,7943	Sim	75 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,9149	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,3139)
0 a 120 dias	SST - Tratados	Tratado 1	0,9623	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2323)	t(32)=1,9423; p = 0,0609	Aceita																																																																																														
		Tratado 2	0,552	Sim				0 a 120 dias	SSV - Reatores	Reator 1	0,0793	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,1485)	t(14)=0,1287; p = 0,8994	Aceita	Reator 2	0,6249	Sim	0 a 120 dias	SSV/SST	Reator 1	0,7293	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,7991)	t(14)=0,4826; p = 0,6368	Aceita	Reator 2	0,6768	Sim	0 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,2967	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,5717)	t(20)=1,9564; p = 0,0645	Aceita	Reator 2	0,1897	Sim	75 a 120 dias	SST - Reatores	Reator 1	0,5833	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,09891)	t(6)=-1,5039; p = 0,1833	Aceita	Reator 2	0,5371	Sim	75 a 120 dias	SST - Tratados	Tratado 1	0,2065	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2544)	t(6)=1,2961; p = 0,2426	Aceita	Tratado 2	0,2222	Sim	75 a 120 dias	SSV - Reatores	Reator 1	0,9521	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2474)	t(4)=-0,97962; p = 0,3827	Aceita	Reator 2	0,3291	Sim	75 a 120 dias	SSV/SST	Reator 1	0,3834	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,9927)	t(4)=0,2991; p = 0,7798	Aceita	Reator 2	0,7943	Sim	75 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,9149	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,3139)	t(4)=3,8258; p = 0,01869	Não aceita	Reator 2	0,9617	Sim						
0 a 120 dias	SSV - Reatores	Reator 1	0,0793	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,1485)	t(14)=0,1287; p = 0,8994	Aceita																																																																																														
		Reator 2	0,6249	Sim				0 a 120 dias	SSV/SST	Reator 1	0,7293	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,7991)	t(14)=0,4826; p = 0,6368	Aceita	Reator 2	0,6768	Sim	0 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,2967	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,5717)	t(20)=1,9564; p = 0,0645	Aceita	Reator 2	0,1897	Sim	75 a 120 dias	SST - Reatores	Reator 1	0,5833	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,09891)	t(6)=-1,5039; p = 0,1833	Aceita	Reator 2	0,5371	Sim	75 a 120 dias	SST - Tratados	Tratado 1	0,2065	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2544)	t(6)=1,2961; p = 0,2426	Aceita	Tratado 2	0,2222	Sim	75 a 120 dias	SSV - Reatores	Reator 1	0,9521	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2474)	t(4)=-0,97962; p = 0,3827	Aceita	Reator 2	0,3291	Sim	75 a 120 dias	SSV/SST	Reator 1	0,3834	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,9927)	t(4)=0,2991; p = 0,7798	Aceita	Reator 2	0,7943	Sim	75 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,9149	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,3139)	t(4)=3,8258; p = 0,01869	Não aceita	Reator 2	0,9617	Sim																	
0 a 120 dias	SSV/SST	Reator 1	0,7293	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,7991)	t(14)=0,4826; p = 0,6368	Aceita																																																																																														
		Reator 2	0,6768	Sim				0 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,2967	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,5717)	t(20)=1,9564; p = 0,0645	Aceita	Reator 2	0,1897	Sim	75 a 120 dias	SST - Reatores	Reator 1	0,5833	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,09891)	t(6)=-1,5039; p = 0,1833	Aceita	Reator 2	0,5371	Sim	75 a 120 dias	SST - Tratados	Tratado 1	0,2065	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2544)	t(6)=1,2961; p = 0,2426	Aceita	Tratado 2	0,2222	Sim	75 a 120 dias	SSV - Reatores	Reator 1	0,9521	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2474)	t(4)=-0,97962; p = 0,3827	Aceita	Reator 2	0,3291	Sim	75 a 120 dias	SSV/SST	Reator 1	0,3834	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,9927)	t(4)=0,2991; p = 0,7798	Aceita	Reator 2	0,7943	Sim	75 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,9149	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,3139)	t(4)=3,8258; p = 0,01869	Não aceita	Reator 2	0,9617	Sim																												
0 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,2967	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,5717)	t(20)=1,9564; p = 0,0645	Aceita																																																																																														
		Reator 2	0,1897	Sim				75 a 120 dias	SST - Reatores	Reator 1	0,5833	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,09891)	t(6)=-1,5039; p = 0,1833	Aceita	Reator 2	0,5371	Sim	75 a 120 dias	SST - Tratados	Tratado 1	0,2065	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2544)	t(6)=1,2961; p = 0,2426	Aceita	Tratado 2	0,2222	Sim	75 a 120 dias	SSV - Reatores	Reator 1	0,9521	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2474)	t(4)=-0,97962; p = 0,3827	Aceita	Reator 2	0,3291	Sim	75 a 120 dias	SSV/SST	Reator 1	0,3834	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,9927)	t(4)=0,2991; p = 0,7798	Aceita	Reator 2	0,7943	Sim	75 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,9149	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,3139)	t(4)=3,8258; p = 0,01869	Não aceita	Reator 2	0,9617	Sim																																							
75 a 120 dias	SST - Reatores	Reator 1	0,5833	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,09891)	t(6)=-1,5039; p = 0,1833	Aceita																																																																																														
		Reator 2	0,5371	Sim				75 a 120 dias	SST - Tratados	Tratado 1	0,2065	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2544)	t(6)=1,2961; p = 0,2426	Aceita	Tratado 2	0,2222	Sim	75 a 120 dias	SSV - Reatores	Reator 1	0,9521	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2474)	t(4)=-0,97962; p = 0,3827	Aceita	Reator 2	0,3291	Sim	75 a 120 dias	SSV/SST	Reator 1	0,3834	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,9927)	t(4)=0,2991; p = 0,7798	Aceita	Reator 2	0,7943	Sim	75 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,9149	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,3139)	t(4)=3,8258; p = 0,01869	Não aceita	Reator 2	0,9617	Sim																																																		
75 a 120 dias	SST - Tratados	Tratado 1	0,2065	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2544)	t(6)=1,2961; p = 0,2426	Aceita																																																																																														
		Tratado 2	0,2222	Sim				75 a 120 dias	SSV - Reatores	Reator 1	0,9521	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2474)	t(4)=-0,97962; p = 0,3827	Aceita	Reator 2	0,3291	Sim	75 a 120 dias	SSV/SST	Reator 1	0,3834	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,9927)	t(4)=0,2991; p = 0,7798	Aceita	Reator 2	0,7943	Sim	75 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,9149	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,3139)	t(4)=3,8258; p = 0,01869	Não aceita	Reator 2	0,9617	Sim																																																													
75 a 120 dias	SSV - Reatores	Reator 1	0,9521	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2474)	t(4)=-0,97962; p = 0,3827	Aceita																																																																																														
		Reator 2	0,3291	Sim				75 a 120 dias	SSV/SST	Reator 1	0,3834	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,9927)	t(4)=0,2991; p = 0,7798	Aceita	Reator 2	0,7943	Sim	75 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,9149	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,3139)	t(4)=3,8258; p = 0,01869	Não aceita	Reator 2	0,9617	Sim																																																																								
75 a 120 dias	SSV/SST	Reator 1	0,3834	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,9927)	t(4)=0,2991; p = 0,7798	Aceita																																																																																														
		Reator 2	0,7943	Sim				75 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,9149	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,3139)	t(4)=3,8258; p = 0,01869	Não aceita	Reator 2	0,9617	Sim																																																																																			
75 a 120 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,9149	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,3139)	t(4)=3,8258; p = 0,01869	Não aceita																																																																																														
		Reator 2	0,9617	Sim																																																																																																	

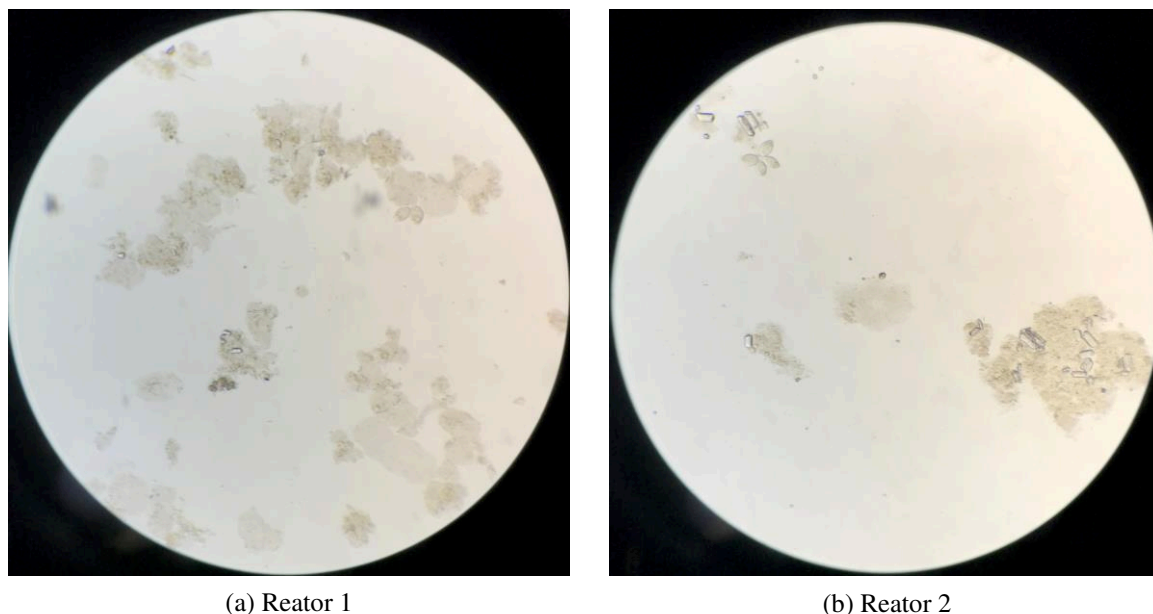
4.4 OBSERVAÇÕES MICROSCÓPICAS

A primeira observação microscópica aconteceu após 18 dias de operação dos reatores (Figura 26). Os primeiros dias de operação dos reatores foram caracterizados pela adaptação do lodo biológico coletado de uma indústria de laticínios aos efluentes sintéticos. Além disso, até o décimo sétimo dia, o tempo de sedimentação nos reatores foi mantido em 60 minutos, o que implica em baixa pressão de seleção dos grânulos. Dessa forma, é possível observar que os lodos nos dois reatores ainda apresentavam características de flocos biológicos e com pouca diferença entre si.

A Figura 26 também expõe uma maior quantidade de flocos no lodo do Reator 1 do que no Reator 2. Esta observação está de acordo com as concentrações de SST nos reatores apresentadas na Figura 25, nas quais o SST do Reator 1 foi cerca de 3500 mg.L⁻¹ e do Reator 2 cerca de 2500 mg.L⁻¹.

Apesar das imagens da Figura 26 não apresentarem flocos numerosos, os flocos apresentados possuem um formato compacto, com poucos organismos filamentosos. Conforme Jenkins (2004), estas características são específicas de flocos com diversidade pobre em microrganismos, e comuns em sistemas de lodos ativados tratando águas residuárias industriais, o que pode ser justificada pela origem do lodo utilizado para inoculação dos reatores.

Figura 26 – Observação microscópica dos Reatores biológicos, dia 18. (aumento de 10 vezes)



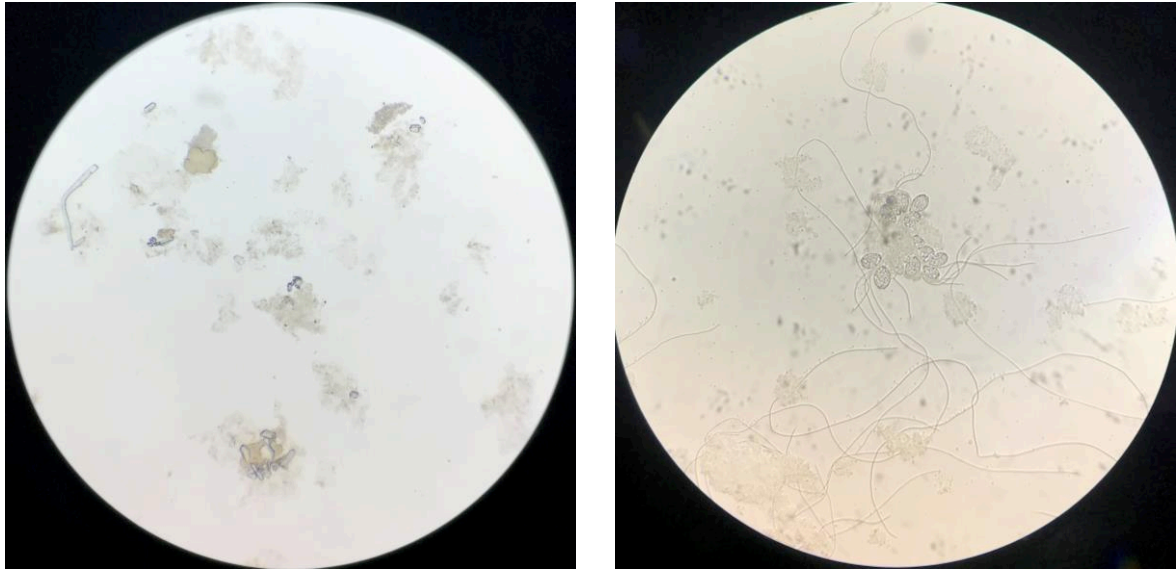
No dia 34, através da observação microscópica, foi possível observar, pela primeira vez, a presença de organismos filamentosos no Reator biológico 2 (Figura 27b). Neste período, o tempo de sedimentação dos reatores era de 30 minutos (Tabela 10) e começaram a aparecer os primeiros grânulos, conforme apresentado anteriormente nas Figuras 8 a 11.

Dois tipos de organismos filamentosos têm sido reportados na literatura: bactérias e fungos. Ambos estão presentes, principalmente, na estrutura interna dos grânulos e agem como reforço estrutural, mas o crescimento excessivo e predomínio destes organismos afeta a estabilidade dos grânulos e o desempenho do processo (SHARAF; GOU e LIU, 2019).

É válido ressaltar, que, como já apresentado anteriormente, nesse dia aferiu-se o pH de 6,45 internamente nesse reator. Além de afetar a hidrofobicidade de proteínas presentes nos EPS dos grânulos, o pH influencia na presença de organismos filamentosos. Valores mais baixos de pH contribuem para a presença de fungos filamentosos nos grânulos (VEITER; RAJAMANICKAM; HERWIG, 2018). Ainda, no dia 33, houve um pico no valor de IVL_5 e IVL_{30} , com valores de $653,23 \text{ mL.g}^{-1}$ e $387,10 \text{ mL.g}^{-1}$, respectivamente, o que pode ser resultante da presença dos organismos filamentosos e a consequente piora na formação dos flocos/grânulos.

Baixos valores de pH e altos valores de IVL também foram verificados no Reator biológico 1, mas a presença de organismos filamentosos não foi observada, como é visualizado na Figura 27a.

Figura 27 – Observação microscópica dos Reatores biológicos, dia 34. (aumento de 10 vezes)



(a) Reator 1

(b) Reator 2

Nas Figuras 28 e 29 são apresentadas observações microscópicas dos lodos biológicos ao longo período de operação dos reatores para verificar as características destes durante o processo de formação dos grânulos.

Nas imagens do lodo do Reator 1 (Figura 28), observa-se presença reduzida de organismos filamentosos e de alguns microrganismos ciliados. De acordo com Jenkins (2004), ciliados sésseis geralmente ocorrem em condições de baixa carga orgânica. Durante o desenvolvimento do biofilme, a partir de uma flocculação de lodo ativado até um grânulo maduro, os protozoários ciliados fixos assentam nos flocos e constroem colônias (Figuras 28c e 29d) que são colonizados por bactérias. Subsequentemente, estes ciliados morrem após o crescimento excessivo de bactérias. Os restos celulares de ciliados servem como uma espinha dorsal para a formação de grânulos. Após a maturação, os grânulos compactos tornam-se um novo substrato para ciliados livres se assentarem sobre a superfície dos grânulos (HAMZA et al., 2018)

Figura 28 – Observação microscópica do Reator biológico 1 durante a execução da pesquisa nos dias a) 51, b) 62, c) 84 e d) 114. (aumento de 40 vezes)



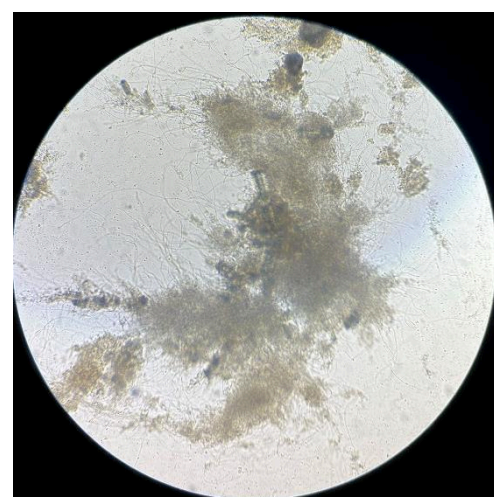
(a) 51 dias



(b) 62 dias



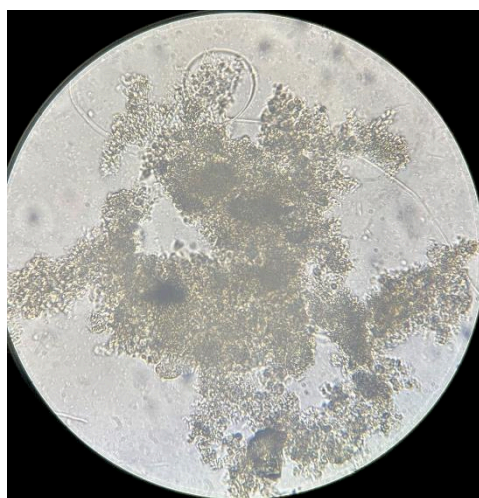
(c) 84 dias



(d) 114 dias

Em relação ao formato e tamanho dos grânulos, as Figuras 28 e 29 reforçam a melhor formação dos grânulos no Reator 2, como foi observado em relação ao diâmetro das partículas e IVL. De maneira geral, nas observações microscópicas da Figura 28 é possível observar uma biomassa mais densa em todas as imagens ao longo do período de monitoramento do que as apresentadas na Figura 29. Resultados semelhantes foram observados por Felz et al. (2020), embora o agente quelante adicionado possa inativar a ação do cálcio, os autores observaram que os hidrogéis estruturais do SPE, importantes para a formação dos grânulos, apresentaram uma forte integridade em relação à quelação com o reagente EDTA.

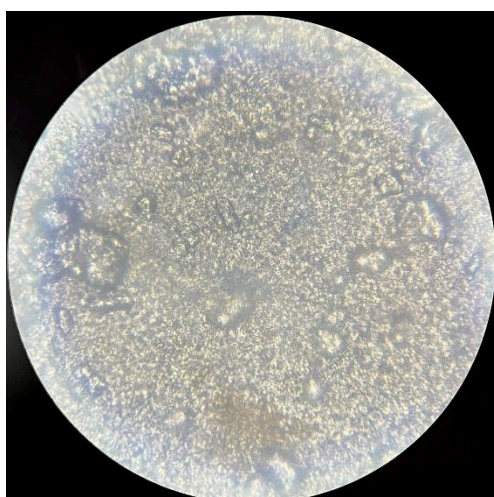
Figura 29 – Observação microscópica do Reator biológico 2 durante a execução da pesquisa nos dias a) 51, b) 62, c) 84 e d) 114. (aumento de 40 vezes)



(a) 51 dias



(b) 62 dias



(c) 84 dias



(d) 114 dias

Além disso, os formatos dos grânulos observados nas Figuras 28 e 29 caracterizam uma granulação estáveis, conforme Bassin et al. (2019). A formação de grânulos estáveis pode ser favorecida pelo desenvolvimento de organismos de crescimento lento (por exemplo, Organismos Acumuladores de Polifosfato e Organismos Acumuladores de Glicogênio), capazes de converter anaerobiamente a DQO afluente e suprimir o crescimento filamentoso durante a fase de pós-enchimento (BASSIN et al., 2019). Ao limitar a DQO da fase aerada, Bassin et al. (2019) observou que o desenvolvimento de nitrificantes foi impulsionado, conduzindo a um maior desempenho de nitrificação e grânulos estáveis.

Outro fator que pode ter causado esse formato dos grânulos é a agitação excessiva. Embora importante para a granulação, em condições de turbulência excessiva as bactérias formadoras de flocos podem ser removidas da estrutura granular de organismos filamentosos (JENKINS, 2004).

5 CONCLUSÕES

Os resultados aqui apresentados expõem que a presença do agente quelante não prejudicou a granulação, não havendo diferenças significativas entre o Reator 1 e o Reator 2. Ambos apresentaram bons resultados para velocidade de sedimentação e IVL, por exemplo, comparando com outros trabalhos que obtiveram grânulos com tamanho semelhante. Somente os resultados da relação IVL_{30}/IVL_5 e remoção de DQO foram diferentes, do ponto de vista estatístico, após o período de granulação.

A pressão de seleção com curtos tempos de sedimentação foi, mais uma vez, comprovada nesse trabalho. O aumento expressivo da presença de partículas com diâmetros maiores que 0,2 mm somente foi visualizada após o tempo de sedimentação ser diminuído para 1 minuto.

Ambos os reatores apresentaram excelentes resultados para a remoção de matéria orgânica, sempre acima de 95%, tanto para DQO_s quanto para DBO. Esses resultados foram mantidos, mesmo em períodos de transição da composição do efluente sintético.

Dito isso, conclui-se que a presença de agente quelante não inibiu a ação do íon metálico na formação, estabilidade e velocidade de sedimentação dos grânulos de LGA. Notou-se que os resultados de remoção de DQO podem ser diferentes, do ponto de vista estatístico.

Para trabalhos futuros, sugere-se:

- a utilização também do agente quelante NTA na formulação do efluente sintético fabricado;
- a imposição de diferentes concentrações de agente quelante na formulação do efluente sintético;
- a imposição de diferentes concentrações da presença do íon metálico Ca^{2+} .

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAV, S. S.; LEE, D.-J; SHOW, K.Y; TAY, J.-H. *Aerobic granular sludge: recente advances*. **Biotechnology Advances**. n. 26, p. 411 -423, mai. 2008. DOI: doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.05.002.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Atlas Esgoto**. 2020. Disponível em: twixar.me/9KFm. Acesso em 10 mai. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Atlas Esgoto: Despoluição de Bacias Hidrográficas**. 2017. Brasília: ANA, 2017. Disponível em: bit.ly/3uLFjen. Acesso em 12 mai. 2021

American Public Health Association – APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater. Standard Methods** (2017). DOI: doi.org/10.2105/SMWW.2882.216

ARDERN, E.; LOCKETT, W. T. *Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters*. **Journal of the Society of Chemical Industry**. V. 33, n 10, p. 523 – 539. DOI: doi.org/10.1002/jctb.5000331005.

BARROS, A. R. M. **Lodo Granular Aeróbio (LGA): Efeito de cations divalentes e micropoluentes emergentes na formação, remoção, microbiologia e estabilidade operacional**. Orientador: Prof. Dr. André Bezerra dos Santos. Coorientador: Prof. Dr. Paulo Igor Milen Firmino. 2020, 185 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Fortaleza, 2020.

BASSIN, J. P; TAVARES, D. C.; BORGES, R. C.; DEZOTTI, M. *Development of aerobic granular sludge under tropical climate conditions: The key role of inoculum adaptation under reduced sludge washout for stable granulation*. **Journal of Environmental Management**. V. 230, p. 168 – 182, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.09.072.

BASSIN, J. P. Tecnologia de Granulação Aeróbia (Lodo Granular Aeróbio). In: DEZOTTI, M. SANT’ANNA JUNIOR, G. L. BASSIN, J. P (org). **Processos Biológicos Avançados: para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana**. Rio de Janeiro: Iterciência, 2011. cap. 4, p. 91-170.

BRK Ambiental. **Super trunfos**. 2020. LinkedIn: BRK Ambiental. Disponível em: bit.ly/3blyPuX. Acesso em: 11 mai. 2021.

BUSSAB, W. de O.; MORETTIN, P. A. **Estatística básica**. 6ª edição, São Paulo: Saraiva, 2010. 557 p.

CAUDAN, C.; FILALI, A.; SPÉRANDIO, M.; GIRBAL-NEUHAUSER, E. *Multiple EPS interactions involved in the cohesion and structure of aerobic granules*. **Chemosphere**. V. 117, p. 262 – 270, ago. 2014. DOI: dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.020

CHEN, Y.; JIANG, W.; LIANG, D. T.; TAY, J. H.; *Structure and stability of anaerobic*

granules cultivated under diferente shear force in sequencing batch reactors. *Environmental Biotechnology*. V. 76, p. 1199 – 1208, jul. 2007. DOI: doi.org/10.1007/s00253-007-1085-7

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. 2ª edição. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2019. 379 p.

CORSINO, S. F.; BIASE, A.; DEVLIN T. R.; MUNZ, G.; TORREGROSSA, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. *Effect of extended famine conditions on aerobic granular sludge stability in the treatment of brewery wastewater*. *Bioresource Technology*. V. 226, p. 150 – 157, fev. 2017. DOI: doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.026

CORSINO, S. F.; CAPODICI, M.; TORREGROSSA, M.; VIVIANI, G. *Fate of aerobic granular sludge in the long-term: The role of EPSs on the clogging of granular sludge porosity*. *Journal of Environmental Management*. V. 183, p. 541 – 550, set. 2016. DOI: doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.004

CORSINO, S. F.; TRAPANI, D. D.; TORREGROSSA, M.; VIVIANI G. *Aerobic granular sludge treating high strength citrus wastewater: analysis of pH and organic loading rate effect on kinetics, performance and stability*. *Journal of Environmental Management*. V. 214, p. 23 – 35, mar. 2018. DOI: doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.087

DE KREUK, M. L.; PRONK, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Formation of aerobic granules and conversion processes in na aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures*. *Water Research*. V. 39, p. 4476 – 4484, ago. 2005. DOI: doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.031

DEL PINO, J. C.; ZAGO NETO, O. G. **Trabalhando a química dos sabões e detergentes**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Química, Área de Educação Química. Disponível em: twixar.me/6Ctm. Acesso em 15 mai. 2021.

ESSDE. *AGS (Aerober Granularer Schlamm) – Innovative Technologie der EssDe GmbH seit mehr als 5 Jahren zuverlässig bewährt*. 2021. Disponível em: essde.com. Acesso em 11 mai. 2021.

FELZ, S.; KLEIKAMP, H.; ZLOPASA, J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; LIN, Y. *Impact of metal ions on structural EPS hydrogels from aerobic granular sludge*. *Biofilm*. V. 2, dez. 2020. DOI: doi.org/10.1016/j.bioflm.2019.100011.

FRANCA, R. D. G.; PINHEIRO, H. M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; LOURENÇO, N. D. *Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation*. *Biotechnology Advances*. V. 36, jan. – fev. 2018, p. 228 – 246. DOI: doi.org/10.1016/j.biotechadv.2017.11.005

GHANGREKAR, M. M.; ASOLEKAR, S. R.; JOSHI, S. G. *Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and grnauation*. *Water Research*. V. 39, p. 1123 – 1133, set. 2005. DOI: doi.10.1016/j.watres.2004.12.018

GOMES, A. C. R.; DIAS, E. H. O.; PEREIRA, R. de O. *Desenvolvimento de lodo granular aeróbio e avaliação do desempenho de reator em bateladas sequenciais (RBS) a partir de dois*

inóculos distintos. **Revista de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica (AIDIS)**. V. 14, n. 1, p. 153 – 175, abr. 2021. DOI: [dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.70112](https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.70112)

GUSMÃO, A. R. B. de; GUIMARÃES, N. R.; CAMPOS, F.; MAIA, F. C.; PIVELI, R. P.; Reator como lodo granular aeróbio: solução para tratamento de esgoto no Brasil?. In: Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente, 29., 2018, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: ABES, 2018. p. 1-13. Disponível em: twixar.me/Lg4m. Acesso em: 07 out. 2020.

HALIM, M. H. A.; ANUAR, A. N.; AZMI, S. I.; JAMAL, N. S. A.; WAHAB, N. A.; UJANG, Z.; SHARAIM, A.; BOB, M. M. *Aerobic sludge granulation at high temperatures for domestic wastewater treatment*. **Bioresource Technology**. V. 185, p. 445 – 449, jun. 2015. DOI: doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.024

HAMZA, R. A.; SHENG, Z.; IORHEMEN, O. T.; ZAGHLOUL, M. S.; TAY, J. H. *Impact of food-to-microorganisms ratio on the stability of aerobic granular sludge treating high-strength organic wastewater*. **Water Research**. V. 147, p. 287 – 298, dez. 2018. DOI: doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.061.

JIN, R.; ZHENG, P.; MAHMOOD, Q.; ZHANG L. *Performance of a nitrifying airlift reactor using granular sludge*. **Separation and Purification Technology**. V. 63, p. 670 – 675, jul. 2008. DOI: doi.org/10.1016/j.seppur.2008.07.012

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, Fla: Lewis Publishers, 2004.

JORDÃO, E. P; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6^a edição, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária (ABES): Rio de Janeiro, 2011. 1050 p.

KENT, T. R.; BOTT, C. B.; WANG, Z. *State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors*. **Biotechnology Advances**. V. 36, n° 4, p. 1139 – 1166, jul. – ago. 2018. DOI: doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015.

KOŃCZAK, B.; KAR CZ, J.; MIKSCH, K. *Influence of calcium, magnesium, and iron ions on aerobic granulations*. **Appl Biochem Biotechnol**. V. 174, p. 2910 – 2918, set. 2014. DOI: [10.1007/s12010-014-1236-0](https://doi.org/10.1007/s12010-014-1236-0).

LETTINGA, G.; VELSEN, A. F. M. van; HOBMA, S. W.; ZEEUW, W. de; KLAPWIJK, A. *Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment*. **Biotechnology and Bioengineering**. V. 22, n. 4, p. 699 – 734, abr. 1980. DOI: doi.org/10.1002/bit.260220402.

LI, Z. H.; KUBA, T.; KUSUDA, T.; WANG, X. C. *A comparative study on Aerobic Granular Sludge and effluent suspended solids in a Sequence Batch Reactor*. **Environmental Engineering Science**. V. 25, n° 4, p. 577 – 584, mai. 2008. DOI: doi.org/10.1089/ees.2007.0091

LIU, Y; TAY, J.-H. *State of art of biogranulation technology for wastewater treatment*. **Biotechnology Advances**. V. 2, n. 7, p. 533 – 563, set. 2004. DOI: doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001

LIU, Y; TAY, J.-H. *The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge*. **Water Research**. V. 36., abr. 2002 p. 1653 - 1665. DOI: doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00379-7

LONG, B.; YANG, C-Z.; PU, W-H.; YANG, J-K.; LIU, F-B.; ZHANG, L.; ZHANG, J.; CHENG, K. *Tolerance to organic rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor*. **Bioresorce Technology**. V. 182, p. 314 – 322, fev. 2015. DOI: dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.029

MARCONI, M. de A.; LAKATOS E. M. **Fundamentos de metodologia científica**. 5ª edição. São Paulo: Atlas. 2003. 311 p.

MATA, R. A. da; MORAIS, I. L. H.; SILVA, C. M. *Characterization of thermophilic Aerobic Granular Sludge for the treatment of bleached kraft pulp mill effluent*. **BioResources**. V. 15, nº 3, p. 7191 – 7206, 2020. Disponível em: bit.ly/2X7WETf. Acesso em 09 set. 2021.

MISHIMA, K.; NAKAMURA, M. *Selfie-immobilization of aerobic activated sludge – a pilot study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment*. **Water Science & Technology**. V. 23, n. 4 -6, p. 981 – 990, fev. 1991. DOI: doi.org/10.2166/wst.1991.0550.

MORAIS, I. L. H; SILVA, C. M.; ZANUNCIO, J. C.; ZANUNCIO, A. J. V. *Structural stabilization of granular sludge by addition of calcium ions into aerobic bioreactors*. **BioResources**. V. 13, n. 1, p. 176 – 191, 2018. DOI: 10.15376/biores.13.1.176-191. Disponível em: twixar.me/x8tm. Acesso em 10 mai. 2021.

MORGENROTH, E.; SHERDEN, T.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J.; WILDERER, P. A. *Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor*. **Water Research**. V. 31, nº 12, p. 3191 – 3194, dez. 1997. DOI: doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00216-9

NANCHARAI AH, Y. V.; JOSHI, H. M.; MOHAN, T. V. K.; VENUGOPALAN, V. P.; NARASIMHAN, S. V. *Formation of aerobic granules in the presence of a synthetic chelating agent*. **Environmental Pollution**. V. 153, n. 1, mai. 2008, p. 37 – p. 43. DOI: doi.org/10.1016/j.envpol.2007.11.017

NANCHARAI AH, Y. V.; REDDY, G. K. K. *Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications*. **Bioresource Technology**. V. 247, p. 1128 – 1143, set. 2017. DOI: doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131.

NUNES, A. C. **Influência da adição de cloreto férrico na formação do Lodo Granular Aeróbio em reatores de bateladas sequenciais para tratamento de esgoto sanitário**. Orientador: Prof. Dr. Roque Passos Piveli. 2021. 137 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Ambiental) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2021.

ORHON, D. *Evolution of the activated sludge process: the first 50 years*. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. V. 90, n 4, p. 608 – 640, abr. 2015. DOI: doi-org.ez35.periodicos.capes.gov.br/10.1002/jctb.4565.

PACHECO, P. G. F.; PORTO, G. C.; GOMES, R. P.; MENDONÇA, R. P. de; SILVA, D. C. B. da. O efeito do laser na remoção de Smear Layer: revisão de literatura. **Revista Saúde**. V. 16, n. 1, 2022. DOI: 10.33947/1982-3282-v16n1-4527.

PIRES, D. P.; BENATTI, J. C.; NOUR, E. A. A. Desenvolvimento de lodo granular aeróbio em reatores em batelada sequencial com baixa velocidade de sedimentação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. V. 26, n. 6, nov/dez 2021. DOI: doi.org/10.1590/S1413-415220200180

POLYORGANIC. **A importância dos agentes quelantes nas formulações**. Disponível em: <https://polyorganic.com.br/a-importancia-dos-agentes-quelantes-nas-formulacoes/>. Acesso em: 10 mai. 2021

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD) e INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Agenda 2030**. Brasília, DF. Disponível em: www.agenda2030.com.br. Acesso em: 10 mai. 2021.

PRONK, M.; DE KREUK, M. K.; DE BRUIN, B.; KAMMINGA, P.; KLEEREBEZEM, R.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment*. **Water Research**. V. 84, nov. 2015, p. 207 – 217. DOI: doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011

QIN, L.; TAY, J-H; LIU, Y. *Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactor*. **Process Biochemistry**. V. 39, n. 5, p. 579 – 584, jan. 2004. DOI: doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00125-0

ROCKTÄSCHEL, T.; KLARMANN, C.; OCHOA, J.; BOISSON, P.; SØRENSEN, K.; HORN, H. *Influence of the granulation grade on the concentration of suspended solids in the effluent of a pilot scale sequencing batch reactor operated with aerobic granular sludge*. **Separation and Purification Technology**. V. 142, p. 234 – 241, mar. 2015. DOI: dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2015.01.013

RODRIGUES, L. Consumo aumenta com o coronavírus. **Valor Econômico**. p. 74 – 76. set. 2021. Disponível em: bit.ly/3F4v76d. Acesso em 30 set. 2021.

RASBAND, W.S., IMAGEJ, U. S. *National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA*, 1997. Disponível em: <https://imagej.nih.gov/ij/>. Acesso em 25 jun. 2022.

ROLLEMBERG, S. L. S; BARROS, A. R. M.; FIRMINO, P. I. M.; SANTOS, A. B. dos. *Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms*. **Bioresource Technology**. n. 270, p. 678 – 688, ago. 2018. DOI: doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130

ROLLEMBERG, S. L. S; OLIVEIRA, L. Q.; BARROS, A. R. M.; MELO, V. M. M.; FIRMINO, P. I. M.; SANTOS, A. B. dos. *Effects of carbon source on the formation,*

stability, bioactivity and biodiversity of the aerobic granule sludge. Bioresource Technology. V. 278, p. 195 – 204, jan. 2019. DOI: doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.071

ROLLEMBERG, S. L. S.; OLIVEIRA, L. Q.; FIRMINO, P. I. M.; SANTOS, A. B. dos. Tecnologia de lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico: oportunidades e desafios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 3, p. 439-449, maio/junho 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1413-4152202020190302>.

RONCONI, G. Confirma os avanços no tratamento de esgoto com a tecnologia Nereda®. In: BRK Ambiental. **Saneamento em pauta**. 2020. Disponível em: blog.brkambiental.com.br/tecnologia-nereda/. Acesso em: 11 mai. 2021.

ROYAL HASKONINGDHV. **Nereda® Plants**. Amersfoort, Holanda: Royal HaskoningDHV, 2021. Disponível em: twixar.me/Mx4m. Acesso em 11 mai. 2021.

SAJJAD, M; KIM, K. S. *Studies on the interactions of Ca²⁺ and Mg²⁺ with EPS and their role in determining the physicochemical characteristics of granular sludges in SBR system.* **Process Biochemistry**. V. 50, n. 6, p. 966 – 972, jun 2015. DOI: doi.org/10.1016/j.procbio.2015.02.020

SANDOVAL, M. Z. **Partida de reator em bateladas sequenciais visando à identificação das condições operacionais necessárias para a formação de lodo granular aeróbio**. Orientador: Prof. Livre-Docente Roque Passos Piveli, 2019, 144 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Ambiental) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental (USP), São Paulo, 2019.

SANDOVAL, M. Z.; PIVELI, R. P.; CAMPOS, F.; BUENO, R. de F. Desenvolvimento de Lodo Granular Aeróbio visando à remoção simultânea de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário. In: Congresso Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2017, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: ABES, 2017. p. 1 – 21. Disponível em: <https://abesnacional.com.br/XP/XP-EasyArtigos/Site/Uploads/Evento36/TrabalhosCompletoPDF/II-460.pdf>. Acesso em: 23 jul. 2022.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. DEZOTTI, M. Introdução. In: DEZOTTI, M. SANT'ANNA JUNIOR, G. L. BASSIN, J. P (org). **Processos Biológicos Avançados**: para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana. Rio de Janeiro: Iterciência, 2011. cap. 1, p. 1-8.

SARMA, S. J.; TAY, J. H.; CHU, A. *Finding knowledge gaps in aerobic granulation technology.* **Trend in Biotechnology**. V. 35, n. 1, p. 66 – 78, jan. 2017. DOI: dx.doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003

SEID-MOHAMMADI, A.; NOURI, F.; ASADI, F. *Factors affecting aerobic granule sludge formation in leachate treatment – a systematic review.* **Environment Health**. V. 35, P. 481 – 492, jul. 2020. DOI: doi.org/10.1515/reveh-2020-0019

SEPÚLVEDA-MARDONES, M.; CAMPOS J. L, MAGRÍ, A. *Moving forward in the use of aerobic granular sludge for municipal wastewater treatment: an overview.* **Environmental**

Science and Biotechnology, n. 18, p. 741 – 769, out. 2019. DOI: doi.org/10.1007/s11157-019-09518-9.

SHARAF, A.; GUO, B.; LUI, Y. *Impact of the filamentous fungi overgrowth on the aerobic granular sludge process*. **Bioresource Technology Reports**. V. 7, p. 100272, 2019. DOI: doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100272.

SHI, Y.; LIU, Y. *Evolution of extracellular polymeric substances (EPS) in aerobic sludge granulation: Composition, adherence and viscoelastic properties*. **Chemosphere**. V. 262, jan. 2021. DOI: doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128033

SILVA, M. B. **Tratamento biológico com Lodo Granular Aeróbio de efluente de laticínio**. Orientador: Prof. Dr. Ismarley Lage Horta Moraes, 2021. 99 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Uberlândia, 2021.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **Mapa de Indicadores de Esgoto**. 2019. Disponível em: http://appsnis.mdr.gov.br/indicadores/web/agua_esgoto/mapa-esgoto. Acesso em: 10 mai. 2021.

UCHIMURA, M. S. **Dossiê técnico: sabão**. Instituto de Tecnologia do Paraná, 2007. Disponível em: twixar.me/xCtm. Acesso em 15 mai. 2021.

UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND – UNICEF; WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000 – 2017: Special focus on inequalities**. 2019. Disponível em: twixar.me/FKFm. Acesso em: 10 mai. 2021.

VAN DIJK, E. J. H.; PRONK, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Controlling effluent suspended solids in the aerobic granular sludge process*. **Water Research**. V. 147, p. 50 – 59, dez. 2018. DOI: doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.052

VEITER, L.; RAJAMANICKAM, V.; HERWIG, C. *The filamentous fungal pellet-relationship between morphology and productivity*. **Applied Microbiology and Biotechnology**. V. 102, n. 7, p. 2997 – 3006, 2018. DOI: doi.org/10.1007/s00253-018-8818-7

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª edição. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2018a. 470 p.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. 4ª edição. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2018b. 461 p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2ª edição. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2018c. 211 p.

WAN, C.; LEE, D.; YANG, X.; WANG, Y.; WANG, X.; LIU, X. *Calcium precipitate induced aerobic granulation*. **Bioresource Technology**. V. 176, p. 32 – 37, nov. 2014. DOI: doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.008

WANG, H.; LI, X.; GONG, Z.; WANG, X.; LIANG, H.; GAO, D. *Co-metabolic substrates enhanced biological nitrogen removal from cellulosic ethanol biorefinery wastewater using aerobic granular sludges*. **Environmental Technology**. V. 41, n. 3, p. 389 – 399, jan. 2020. DOI: doi.org/10.1080/09593330.2018.1499811

WANG, X.; LI, J.; ZHANG, X.; CHEN, Z.; SHEN, J.; KANG, J. *Impacto f hydraulic retention time on swine wastewater treatment by aerobic granular sludge sequencing reactor*. **Environmental Science and Pollution Research**. V. 28, p. 5927 – 5937, set. 2020. DOI: doi.org/10.1007/s11356-020-10922-w

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. *Don't pollute my future! The impact of the environment on children's health*. 2017. Disponível em: twixar.me/nKFm. Acesso em: 10 mai. 2021.

XU, D.; LI, J.; LIU, J.; MA, T.; *Rapid aerobic sludge granulation in an integrated oxidation ditch with two-zone clarifiers*. **Water Research**. V. 175, p. 115704, mai. 2020. DOI: doi.org/10.1016/j.watres.2020.115704.

YANG, S. F.; LI, X. Y.; YU, H. Q. *Formation and characterization of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions*. **Process Biochemistry**. V. 43, p. 8 – 14 jan. 2008. DOI: doi:10.1016/j.procbio.2007.10.008.

YIN, Y.; LIU, F.; WANG, L.; SUN, J. *Overcoming the instability of aerobic granular sludge under nitrogen deficiency through shortening settling time*. **Bioresource Technology**. V. 289, out. 2019. DOI: doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121620

ZENG, P.; WANG, Y.; LIU, Y.; LI, J.; LIU, F.; CHANG, M.; ZHANG, Y. *The impact of Berberine Pharmaceutical Wastewater on Aerobic Granules Formation: Change of Granule's Size*. **Processes**. V. 10, abr. 2022. DOI: doi.org/10.3390/pr10040792

ZHANG, Y.; DONG, X.; NURAMKHAAN, M.; LEI, Z.; SHIMIZU, K.; ZHANG, Z.; ADACHI, Y.; LEE, D.; TAY, J. H. *Rapid granulation of aerobic granular sludge: A mini review on operation strategies and comparative analysis*. **Bioresource Technology Reports**. V. 7, abr. 2019. DOI: doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100206

ZHAO, L.; SU, C.; WANG, A.; FAN, C.; HUANG, X.; LI, F.; LI, R. *Comparative study of aerobic granular sludge with different carbon sources: Effluent nitrogen forms and microbial community*. **Journal of Water Process Engineering**. V. 43, out. 2021. DOI: doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102211.

ZOU, J.; YU, F.; CHEN, J.; MANNINA, G.; LI, Y. *Influence of ferric iron dosing on aerobic sludge: granule formation, nutriente removal and microbial community*. **J Cham Technol Biotechnol**. V. 96, jan. 2021. DOI: 10.1002/jctb.6640.