



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



**WELLINGTON ALVES**

**INFLUÊNCIA DO AGENTE QUELANTE EDTA NO TRATAMENTO DE  
EFLUENTE SINTÉTICO COM LODO GRANULAR AERÓBIO**

UBERLÂNDIA – MG

2023

**WELLINGTON ALVES**

**INFLUÊNCIA DO AGENTE QUELANTE EDTA NO TRATAMENTO DE  
EFLUENTE SINTÉTICO COM 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 – MG  
2023

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

---

A474i  
2023

Alves, Wellington

Influência do agente quelante EDTA no tratamento de efluente sintético com lodo granular aeróbio [recurso eletrônico] / Wellington Alves. - 2023.

Orientador: Ismarley Lage Horta Moraes.

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.2023.8098>Inclui

bibliografia.

Inclui ilustrações.

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

---

CDU: 624

André Carlos Francisco  
Bibliotecário - CRB-6/3408



# UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

## Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil

Av. João Naves de Ávila, 2121, Bloco 1Y - Bairro

Santa Monica, Uberlândia-MG, CEP 38400-902 Telefone:

34 3239-4137 - www.feciv.ufu.br/ppgec -

posgradcivil@ufu.br



### ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Engenharia Civil				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, 297, PPGEC				
Data:	01 de setembro de 2023	Hora de início:	16 : 00 h	Hora de encerramento:	18 : 50 h
Matrícula do Discente:	12112ECV022				
Nome do Discente:	Wellington Alves				
Título do Trabalho:	Influência do agente quelante EDTA no tratamento de efluente sintético com lodo granular aeróbio				
Área de concentração:	Análise Espacial, Engenharia Urbana, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental				
Linha de pesquisa:	Saneamento Ambiental				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Influência de agentes quelantes na formação de lodo aeróbio granular				

Reuniu-se, em sessão pública por webconferência, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós- graduação em Engenharia Civil, assim composta pelos Professores Doutores: Iván Andrés Sánchez Ortiz - UDENAR, MarcioRicardo Salla - UFU e Ismarley Lage Horta Morais, 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). Última 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, 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, Presidente**, em 01/09/2023, às 18:47, 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 **Marcio Ricardo Salla, Professor(a) do Magistério Superior**, em 01/09/2023, às 18:48, 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 **IVÁN ANDRÉS SÁNCHEZ ORTIZ, Usuário Externo**, em 05/09/2023, às 06:14, 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](https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **4761090** e o código CRC **4CF6D33F**.

Dedico este trabalho a minha amada família, amigos e a minha esposa  
Arianne Vellasco Gomes que me ajudou de forma inestimável.  
Vocês tornaram meu sonho possível!

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Elza e Luis Carlos, pelo apoio, dedicação, amor, compreensão, pela paciência e incentivo durante toda a minha jornada estudantil e profissional. Por serem exemplos de superação e dedicação, como também por me ensinarem quais os verdadeiros valores da vida. Aos meus irmãos pelos agradáveis momentos.

Ao professor Ismarley Lage Horta Moraes pelas brilhantes discussões e pelas idéias fornecidas para a concretização deste trabalho. Agradeço pela orientação, pela confiança e incentivo demonstrados, pela paciência perante minhas dificuldades, pela disponibilidade total e simpatia que sempre manifestou ao longo deste percurso. Agradeço por ter sido a chave da melhoria de muitos dos meus pensamentos como profissional.

A Universidade Federal de Uberlândia - UFU, a Faculdade de Engenharia Civil (FECIV) e em especial aos funcionários e professores do departamento de recursos hídricos e saneamento do programa de pós-graduação.

Ao Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil - UFU (LABSAN); ao Laboratório Multiusuário do Instituto de Química – UFU (LAMIQ); ao Laboratório de Fotoquímica e Ciência dos Materiais do Instituto de Química – UFU (LAFOT); ao Laboratório de Armazenamento de Energia e Tratamento de Efluentes do Instituto de Química – UFU (LAETE); ao Laboratório de Qualidade Ambiental do Instituto de Ciências Agrárias – UFU (LAQUA); e aos professores e técnicos responsáveis por esses respectivos laboratórios.

Agradeço, em especial, à minha esposa Arianne Vellasco Gomes, que torna meus dias mais alegres, sendo meu porto seguro, por todo carinho, pelo apoio imensurável, por toda a sua capacidade de compreensão e pelo companheirismo. Agradeço por todo o amor e dedicação, que foi essencial para a finalização do presente trabalho.

A todos que por um descuido não mencionei. Não conseguiria sozinho!

Obrigado a todos!

“[...] educar é tirar o indivíduo de um lugar e levar para outro. A própria palavra significa isso. Quando uma comunicação, uma estrutura de informação mantém o indivíduo onde ele já estava ela esteriliza, não fertiliza. Fertilizar é gerar aquilo que é novo, portanto, aquilo que eleva. Aquilo que interrompe é exatamente o falecimento das condições”.

Mário Sérgio Cortella (2015, p. 41)

## RESUMO

O tratamento de águas residuárias com lodo granular aeróbio utiliza uma biomassa em forma de agregado microbiano denso para remoção da matéria orgânica presente no esgoto. Esses grânulos possuem alta velocidade de sedimentação, facilitando a remoção do lodo. Estudos indicam que cátions divalentes, como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Fe}^{2+}$ , são essenciais para a formação dos grânulos, atuando como agentes de ligação que promovem a adesão das bactérias e outros microrganismos presentes na biomassa e ajudam na formação da estrutura dos grânulos. Em contrapartida, alguns agentes quelantes, como o ácido etilenodiaminotetracético (EDTA), podem afetar negativamente o processo de formação e estabilidade dos grânulos, pois se ligam a cátions divalentes, como o  $\text{Ca}^{2+}$  e o  $\text{Mg}^{2+}$ , gerando complexos estáveis. Isso pode levar ao enfraquecimento da estrutura dos grânulos, tornando-os mais suscetíveis à ruptura. O objetivo principal deste estudo foi avaliar a influência da adição do agente quelante EDTA no tratamento com lodo granular aeróbio. Para isso, dois reatores em batelada foram operados em escala de bancada e em paralelo. Ambos os reatores foram inicialmente alimentados com o mesmo afluente, e, após formação de grânulos, o primeiro reator recebeu adição incremental de EDTA. Os ciclos dos reatores em batelada tiveram duração de 12 (doze) horas. O experimento foi realizado em 244 dias, sendo o tempo de sedimentação gradualmente diminuído de 60 minutos para 1 minuto. A maior parte dos grânulos observados ficou entre os diâmetros de 0,2 e 2mm, com o pH, alcalinidade, temperatura e oxigênio dissolvido mantidos constantes. Ambos os reatores apresentaram elevadas eficiências de remoção de  $\text{DBO}_5$  e DQO, com valores superiores a 96%. De acordo com as análises estatísticas, houve diferenças significativas entre os reatores nos valores de remoção de DBO após o aumento de EDTA no reator 1. No entanto, não foi observado rompimento dos grânulos devido ao EDTA.

**Palavras-chave:** Lodo Ativado; Lodo Granular Aeróbio; Ácido Etilenodiaminotetracético; Reatores em batelada; Tratamento biológico.



## ABSTRACT

Wastewater treatment with aerobic granular sludge employs a dense microbial aggregate biomass to remove organic matter present in the sewage. These granules exhibit high sedimentation rates, facilitating sludge removal. Studies indicate that divalent cations such as  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , and  $\text{Fe}^{2+}$  are essential for granule formation, acting as binding agents that promote the adhesion of bacteria and other microorganisms in the biomass and assist in the formation of the granule structure. Conversely, some chelating agents, such as ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA), can negatively affect the formation and stability of the granules by binding to divalent cations like  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$ , forming stable complexes. This can weaken the granule structure, making them more prone to rupture. The main objective of this study was to evaluate the influence of the addition of the chelating agent EDTA on aerobic granular sludge treatment. For this purpose, two batch reactors were operated on a bench scale and in parallel. Both reactors were initially fed with the same influent, and after granule formation, the first reactor received incremental additions of EDTA. The batch reactor cycles lasted 12 hours each. The experiment was conducted over 244 days, with the sedimentation time gradually reduced from 60 minutes to 1 minute. Most of the observed granules ranged from 0.2 to 2 mm in diameter, with pH, alkalinity, temperature, and dissolved oxygen kept constant. Both reactors showed high efficiencies in removing BOD<sub>5</sub> and COD, with values exceeding 96%. According to statistical analyses, there were significant differences in BOD removal between the reactors after the increase of EDTA in reactor 1. However, no granule rupture due to EDTA was observed.

**Keywords:** Activated Sludge; Aerobic Granular Sludge; Ethylenediaminetetraacetic acid; Batch reactors; Biological treatment.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Unidades que compõem um sistema de lodos ativados convencional.....	21
Figura 2 - Remoção de matéria orgânica e nutriente nos grânulos aeróbios.....	25
Figura 3 - Etapas do Ciclo de funcionamento do processo Nereda® .....	27
Figura 4 - Fórmula ácido etilenodiamino tetracético (EDTA) .....	36
Figura 5 - Esquema da realização do teste de IVL .....	41
Figura 6 - Configuração do experimento.....	45
Figura 7 - Variação do pH ao longo do tempo .....	55
Figura 8 - Análise dos níveis de alcalinidade na água.....	56
Figura 9 - Temperaturas nos reatores ao longo do experimento .....	58
Figura 10 - Valores de oxigênio dissolvido no interior dos reatores.....	59
Figura 11 - Valores de turbidez nos tratados dos reatores R1 e R2 .....	60
Figura 12 - Eficiência da remoção de DBO .....	61
Figura 13 – Análise remoção de DBO.....	62
Figura 14 – Nível de DQO dos efluentes tratados.....	63
Figura 15 – Eficiência da remoção de DQO.....	64
Figura 16 – Eficiência da remoção de DBO após o início do aumento da concentração de EDTA no reator R1 .....	65
Figura 17 – Eficiência da remoção de DQO após o início do aumento da concentração de EDTA no reator R1 .....	66
Figura 18 – Valores IVL5 no decurso da pesquisa.....	71
Figura 19 – Valores IVL10 no decurso da pesquisa.....	72
Figura 20 – Valores IVL30 no decurso da pesquisa.....	72
Figura 21 – Imagem microscópica dos grânulos .....	75

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Diversidade microbiana dos grânulos aeróbios.....	24
Tabela 2 - Classificação do lodo quanto à sedimentabilidade em função do valor do IVL.....	43
Tabela 3 - Distribuição dos tempos e fases de cada ciclo dos RBS.....	46
Tabela 4 - Composição do efluente sintético fabricado e usado nos reatores.....	48
Tabela 5 - Parâmetros de qualidade analisados em amostras de afluente e efluente.....	49
Tabela 6 - Dias de operação e tempos de sedimentação praticados.....	53
Tabela 7 - Análise estatística entre os dados apresentados sobre o desempenho dos reatores.....	67
Tabela 8 - Reator 1: Frequência de Diâmetros em Diferentes Dias de Medição.....	75
Tabela 9 - Reator 2: Frequência de Diâmetros em Diferentes Dias de Medição.....	75

## LISTA DE EQUAÇÕES

<b>Equação 1</b> - Determinação do Índice Volumétrico do Lodo.....	42
<b>Equação 2</b> - Fórmula da velocidade média de sedimentação .....	51
<b>Equação 3</b> - Determinação de porcentagem de granulação com base nos valores de IVL .....	52

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
AED	Análise Exploratória dos Dados
APHA	<i>American Public Health Association</i>
APCA	Ácido Sintético Aminopolicarboxílicos
BOA	Bactérias oxidadoras de amônia
BON	Bactérias oxidadoras de nitrito
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
NOB	Bactérias Oxidantes de Nitrito
NTA	Ácido Nitriloacético
OAF	Organismos acumuladores de fósforo
OAG	Organismos acumuladores de glicogênio
ODHO	Organismos desnitrificantes heterotróficos ordinários
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
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
SSLM	Sólidos Suspensos Licor Misto
TCO	Taxa de Carga Orgânica
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
WHO	<i>World Health Organization</i>

## SUMÁRIO

<b>APROVADO</b> .....	<b>4</b>
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>16</b>
<b>1.1 OBJETIVOS</b> .....	<b>19</b>
<b>1.1.1 Objetivo Geral</b> .....	<b>19</b>
<b>1.1.2 Objetivos específicos</b> .....	<b>19</b>
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>20</b>
<b>2.1 PROCESSO DE LODO ATIVADO</b> .....	<b>20</b>
<b>2.2 TECNOLOGIA DO LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA)</b> .....	<b>21</b>
<b>2.3 FORMAÇÃO DO LGA</b> .....	<b>23</b>
<b>2.3.1 Tecnologia Nereda®</b> .....	<b>26</b>
<b>2.3.2 Desafios da LGA</b> .....	<b>28</b>
<b>2.4 FATORES QUE INFLUENCIAM A FORMAÇÃO DO LGA</b> .....	<b>29</b>
<b>2.4.1 Forças de cisalhamento hidrodinâmicas</b> .....	<b>29</b>
<b>2.4.2 Velocidade de sedimentação</b> .....	<b>30</b>
<b>2.4.3 Taxa de carga orgânica</b> .....	<b>32</b>
<b>2.4.4 Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)</b> .....	<b>33</b>
<b>2.4.5 Temperatura</b> .....	<b>33</b>
<b>2.5 AGENTE QUELANTE</b> .....	<b>34</b>
<b>2.5.1 Ácido Etilenodiamina Tetraacético - EDTA</b> .....	<b>35</b>
<b>2.5.2 Risco ecotoxicológico do EDTA</b> .....	<b>35</b>
<b>2.6 INFLUÊNCIA DE AGENTES QUELANTES</b> .....	<b>36</b>
<b>2.7 PARÂMETROS DE QUALIDADE DO EFLUENTE E DO LGA</b> .....	<b>37</b>
<b>2.7.1 Sólidos</b> .....	<b>37</b>
<b>2.7.2 Turbidez</b> .....	<b>38</b>
<b>2.7.3 pH, Alcalinidade e Acidez</b> .....	<b>39</b>
<b>2.7.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)</b> .....	<b>40</b>
<b>2.7.5 Índice Volumétrico de Lodo - IVL</b> .....	<b>41</b>
<b>2.8 INFLUÊNCIA DE CÁTIOS DIVALENTES</b> .....	<b>43</b>
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>44</b>
<b>3.1 Configuração experimental e operação</b> .....	<b>44</b>
<b>3.2 Lodo biológico</b> .....	<b>47</b>
<b>3.3 Água residuária sintética</b> .....	<b>47</b>

3.3.1	<i>Aumento da concentração de EDTA em um dos reatores.....</i>	49
3.4	<b>CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA .....</b>	49
3.5	<b>Caracterização dos grânulos .....</b>	50
3.6	<b>ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODO – IVL .....</b>	51
3.6.1	<i>Percentuais de granulação .....</i>	52
3.7	<b>Análise estatística.....</b>	53
4	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	53
4.1	<b>Processo de formação do LGA .....</b>	53
4.2	<b>Análise de pH, Alcalinidade, Temperatura e Oxigênio Dissolvido .....</b>	55
4.3	<b>Remoção de matéria orgânica pelos reatores.....</b>	61
4.3.1	<i>Remoção de matéria orgânica após o aumento da concentração de EDTA no reator R1 .....</i>	65
4.4	<b>Análise estatística do desempenho dos reatores.....</b>	67
4.5	<b>Índice Volumétrico de Lodo - IVL e Percentual de Granulação .....</b>	72
4.6	<b>Velocidade média de sedimentação.....</b>	74
4.7	<b>Granulação .....</b>	75
5	<b>CONCLUSÃO.....</b>	79
6	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	80
7	<b>APÊNDICE .....</b>	89

## 1 INTRODUÇÃO

O oferecimento dos serviços de saneamento básico, ainda em contexto contemporâneo, é um desafio que muitos países enfrentam, com uma parcela significativa da população sem acesso pleno aos serviços de água e esgoto. Com isso, 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; WHO, 2019).

No Brasil, conforme dados apresentados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (2022), cerca de 4,8 bilhões de m<sup>3</sup>.ano<sup>-1</sup> de esgoto foram tratados entre 2020 e 2021. 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 tratamento biológico de águas residuárias faz uso de um processo natural para auxiliar na decomposição de substâncias orgânicas como lixo, resíduos e alimentos parcialmente digeridos, podendo conter organismos patogênicos, metais pesados ou toxinas. No entanto, o tratamento depende de bactérias, nematoides ou outros pequenos organismos para decompor os resíduos orgânicos usando processos celulares normais.

Dito isso, sabe-se que o objetivo do tratamento biológico de efluentes é criar um sistema no qual os resultados da decomposição sejam facilmente coletados para descarte adequado. Sendo frequentemente usado como um processo de tratamento secundário para remover o material remanescente após o tratamento primário com processos que incluem flotação por ar dissolvido, no processo de tratamento primário de água, sedimentos e substâncias como o óleo são removidos do efluente (VON SPERLING, 2018c).



O tratamento aeróbio de efluentes é um processo biológico que ocorre na presença de oxigênio e é o mais rápido e eficiente, removendo até 98% dos contaminantes orgânicos. Este processo causa a quebra efetiva de poluentes orgânicos e produz um efluente mais limpo do que o tratamento anaeróbio. Os processos de tratamento biológico aeróbio incluem processos como lodo ativado, filtro de gotejamento, lagoas aeradas e lagoas de oxidação etc. Entretanto, o processo de lodo ativado é o processo mais amplamente utilizado para águas residuárias domésticas e industriais, e seu tratamento biológico aeróbio permanecerá eficiente e estável em todas as condições (BASSIN, 2011).

O processo de lodo ativado é o tratamento biológico de resíduos mais utilizado na etapa secundária do tratamento de efluentes. Um processo de lodo ativado refere-se a uma unidade de reator que utiliza microrganismos altamente concentrados para degradar compostos orgânicos e remover nutrientes de águas residuárias para produzir um efluente de alta qualidade. Neste método, o esgoto contendo matéria orgânica com os microrganismos é aerado (por um aerador mecânico) em um tanque de aeração, acelerando o processo de decomposição dos resíduos. A aeração promove a mistura de ar no líquido, ajudando a promover a mistura do líquido em si. Isso ocorre porque o ar é injetado na água ou esgoto, criando uma turbulência e agitação no líquido, distribuindo, assim, uniformemente o oxigênio e outros gases dissolvidos, bem como misturar e dispersar quaisquer sólidos suspensos. O efluente no tanque de aeração contendo a massa microbiana floculante, conhecido como lodo, é separado em um tanque de decantação (decantador secundário ou clarificador) (BASSIN, 2011).

O tratamento biológico de efluentes é alvo de diversas pesquisas, favorecendo o surgimento de novos conhecimentos a respeito do tema. Nesse sentido, a tecnologia do lodo granular aeróbio (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 (ROLLEMBERG et al., 2020; GUSMÃO et al., 2018).

Quando comparado ao processo de lodo ativado, o lodo granulado aeróbio apresenta características físicas, químicas e microbiológicas diferenciadas, sendo utilizado para um tratamento secundário eficaz de águas residuárias com ou sem tratamento inicial. É um processo em lote trifásico onde envolve o cultivo das células

em três fases distintas: uma fase inicial de crescimento celular em meio líquido sem nutrição específica; seguida de uma fase de alimentação, onde nutrientes específicos são adicionados ao meio de cultura para estimular o crescimento celular e; por fim, uma fase de produção, onde as células são induzidas a produzir o produto desejado. Assim como nos biofilmes, as células bacterianas se agregam em lodo granular para formar uma conexão espessa e forte (ROLLEMBERG et al., 2020; GUSMÃO et al., 2018).

O lodo granuloso aeróbio (LGA) é composto de biogrânulos que são utilizados como biomassa no processo de lodo ativado para tratar biologicamente as águas residuárias. Semelhante ao tratamento aeróbio de efluentes, cumpre essa função sem mistura mecânica e na presença de oxigênio em ambiente regulado. Esses grânulos são mantidos em suspensão e em movimento constante pela aeração do tanque, o que evita a formação de camadas de lodo no fundo e garante que as bactérias tenham acesso suficiente aos nutrientes e ao oxigênio.

Contudo, os grânulos são agregados microbianos que sedimentam mais rapidamente do que os flocos de lodo ativado. Além disso, ao contrário da população microbiana no processo de lodo ativado convencional, os grânulos no LGA são estratificados devido à sua estrutura compacta e densa.

A composição densa do grânulo aeróbio permite uma excelente e rápida sedimentação, alta retenção de biomassa e capacidade de suportar cargas de choque severas. Devido à seu tamanho e estrutura compacta, são formadas no grânulo diferentes zonas, como aeróbia, anaeróbia e anóxica. Como resultado, cada grânulo funciona como uma pequena estação de tratamento (ROLLEMBERG et al., 2020).

Existem diversos fatores que contribuem para a formação da estrutura densa dos grânulos aeróbios, tais como a presença de precipitados inorgânicos que funcionam como suporte para adesão dos microrganismos e a presença de cátions divalentes que promovem a agregação microbiana através da compressão da camada dupla elétrica ou pela formação de pontes de adsorção entre bactérias e/ou flocos, reduzindo assim a repulsão eletrostática e aumentando as forças de van der Waals entre a superfície microbiana (WAN et al., 2022).

No entanto, diversas águas residuárias que chegam às estações de tratamento possuem agentes quelantes, como as provenientes de fábricas de polpa celulósica e papel, indústrias farmacêuticas e laticínios. A presença destes agentes quelantes pode

prejudicar a ação dos cátions divalentes na formação dos grânulos e reduzir a eficiência do tratamento.

## **1.1 OBJETIVOS**

### **1.1.1 Objetivo Geral**

O objetivo principal desta pesquisa foi avaliar a influência da adição do agente quelante EDTA no tratamento com lodo granular aeróbio.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

- Avaliar a formação de grânulos aeróbios em presença de agente quelante;
- Avaliar a influência da concentração do agente quelante na eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes;
- Analisar a influência da concentração de EDTA na estrutura e resistência dos grânulos;
- Determinar a concentração máxima de EDTA na qual seja possível manter a estrutura granular do lodo biológico.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O Lodo Granular Aeróbio (LGA) tem se tornado cada vez mais popular como tecnologia de tratamento de águas residuais, devido às suas diversas vantagens em relação aos sistemas convencionais, sendo altamente eficiente na remoção de uma ampla gama de poluentes presentes nas águas residuárias, incluindo matéria orgânica, nutrientes e metais pesados.

Além disso, seu sistema compacto, que pode ser operado em menor escala, reduzindo os custos de construção e operação em comparação com sistemas convencionais. Outro ponto a ser destacado, é o fato dele ser resistente a choques hidráulicos e de carga orgânica, tornando-o adequado para tratar águas residuárias de diversas origens, incluindo aquicultura e indústria alimentar.

A facilidade de operação e manutenção é outra vantagem do LGA em relação a outros sistemas de tratamento de águas residuárias, além de gerar menos lodo, que reduz os custos associados à sua disposição e gerenciamento.

Diante dessa premissa, não é surpresa que o LGA esteja fomentando cada vez mais interesse em todo o mundo como uma tecnologia de tratamento de águas residuárias altamente eficiente, compacta e de baixa manutenção.

Para tanto, nesta revisão, a literatura disponível sobre os mecanismos envolvidos na granulação e como ela afeta a qualidade do efluente é avaliada com atenção especial na influência de agentes quelantes, principalmente o EDTA. Para aperfeiçoamento do processo, foi necessário compreender o mecanismo de ação na formação do lodo granular aeróbio, onde posteriormente possibilitou analisar as influências de agentes quelantes.

### 2.1 PROCESSO DE LODO ATIVADO

De acordo com Jordão e Pessoa (2011), o processo de lodo ativado é um meio de tratamento de efluentes municipais e industriais desenvolvido pela primeira vez em 1.914, sendo projetado para acelerar a taxa de decomposição de resíduos na água, do qual foi testado pela primeira vez na Estação de Tratamento de Águas Residuárias Manchester - Davyhulme, em uma planta piloto "móvel", incluindo os arranjos de fluxo contínuo com decantadores separados e reciclagem de lodo ativado e arranjo de enchimento e extração, também conhecido como Reator de Batelada Sequencial (RBS).

Seu processo normalmente é composto por uma unidade de reator que utiliza microrganismos altamente concentrados para degradar orgânicos e remover nutrientes do efluente, a assim produzir um efluente de qualidade.

Contudo, o principal objetivo é manter as condições aeróbias e o lodo ativado em suspensão, para isso é necessário um fornecimento contínuo de oxigênio.

Os flocos de microrganismos são suspensos e misturados com águas residuárias em um tanque aerado, cujas bactérias usam os poluentes orgânicos para crescer e transformá-los em energia, água, CO<sub>2</sub> e novo material celular.

Os flocos podem ser removidos no clarificador secundário por decantação por gravidade, e assim, parte dessa matéria é reciclada no clarificador e retorna ao reator, o efluente no caso pode então ser descarregado (JOÃO; PESSOA, 2017).

Na Figura 1, é apresentado um fluxograma de um sistema de lodos ativados utilizado para tratar águas residuárias.

Figura 1 – Unidades que compõem um sistema de lodos ativados convencional.



Fonte: O autor.

As etapas ilustradas na Figura 1, são repetidas continuamente para tratar a água residuária de forma eficiente e manter a estabilidade do processo biológico.

## 2.2 TECNOLOGIA DO LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA)

Um extenso trabalho de pesquisa sobre tecnologia LGA começou no final da década de 1990, do qual foi possível concluir que grânulos aeróbios são microesferas de

espécies microbianas mistas, gerados durante o tratamento de águas residuárias usando um reator em batelada.

Os grânulos aeróbios são mais densos e mais pesados do que os pequenos flocos microbianos encontrados no processo convencional de lodo ativado. Esses grânulos podem decantar mais rapidamente do que os flocos microbianos, contribuindo para a separação rápida do lodo da fração líquida tratada do efluente (YIN,2019).

O processo convencional de tratamento de efluentes utiliza, por vezes, flocculantes poliméricos para melhor sedimentação do lodo, devido à sua capacidade de sedimentação rápida os grânulos aeróbios podem ser efetivamente separados das águas residuais sem a necessidade de quaisquer agentes flocculantes.

De acordo com Shi (2021) há relatos que grânulos aeróbios podem ter uma massa específica variando de 1,004 a 1,1 kg de peso seco por m<sup>3</sup>, esse valor é significativamente maior do que cerca de 1,002 a 1,006 g de peso seco por m<sup>3</sup> de flocos de lodo ativado. Da mesma forma, o processo convencional de lodo ativado para tratamento de efluentes utiliza grandes tanques de decantação secundários para reter o efluente, separando o lodo por decantação gravimétrica.

Em contraste, se grânulos aeróbios são usados para tratamento de águas residuais, o mesmo reator pode ser usado tanto para tratamento quanto para clarificação. Por exemplo, um IVL<sub>30</sub> (índice de volume de lodo) de 80 a 120 é considerado adequado para um processo de lodo ativado e esse valor geralmente é inferior ao seu IVL<sub>5</sub>.

No entanto, o IVL<sub>30</sub> dos grânulos aeróbios pode ser em torno de 47, esse valor costuma ser semelhante ao seu IVL<sub>5</sub>, indicando a excelente capacidade de sedimentação dos grânulos aeróbios. Reduziria a área e os custos necessários para a construção dos tanques clarificadores.

Shi (2021) demonstra que, ao mudar para a tecnologia de granulação aeróbia, a demanda de área para a construção de uma nova estação de tratamento de águas residuais poderia ser reduzida em quase 75%. A redução na produção de lodo/biomassa é outra vantagem dos grânulos aeróbios.

O custo de desidratação e transporte de lodo para disposição final é um dos principais contribuintes do custo total do tratamento de efluentes. Assim, a redução na produção de lodo reduz diretamente o custo total do tratamento. Esta nova tecnologia pode reduzir a necessidade de energia para o tratamento de águas residuárias em 30% e o custo total de operação é reduzido em 25%.

### 2.3 FORMAÇÃO DO LGA

A granulação aeróbia é um processo biológico que ocorre em sistemas de tratamento de águas residuais, no qual bactérias formam aglomerados (ou "grânulos") que são capazes de remover contaminantes da água de forma mais eficiente do que bactérias livres (LIU e TAY, 2004).

Esses grânulos são compostos por uma mistura complexa de microrganismos aeróbios, anaeróbios facultativos e fúngicos. No entanto, a granulação aeróbia pode ser entendida como uma resposta adaptativa dos microrganismos a condições ambientais específicas, como o fornecimento adequado de oxigênio, nutrientes e agitação (LIU e TAY, 2004).

Ao formar grânulos, as bactérias aumentam sua eficiência na remoção de poluentes, pois esses agregados permitem uma maior concentração de microrganismos em um espaço reduzido, assim como os grânulos aeróbios são mais resistentes a flutuações de carga orgânica e condições ambientais adversas, como pH, temperatura e concentrações tóxicas de metais pesados (LIU e TAY, 2004).

Em suma, a granulação aeróbia é uma estratégia biotecnológica eficiente para o tratamento de águas residuais que promove uma melhor remoção de poluentes e uma maior estabilidade do sistema de tratamento. Para tanto, a granulação pode ser descrita como ocorrendo em várias etapas (LIU e TAY, 2002) incluindo:

- Contato célula a célula;
- Forças atrativas entre as células fazendo com que elas se agreguem;
- Maturação dos agregados microbianos formando uma matriz de substâncias poliméricas extracelulares na qual as células podem se ligar e se multiplicar;
- Formação de uma estrutura tridimensional moldada por forças hidrodinâmicas e os microrganismos envolvidos.

Há relatos de fungos filamentosos e protozoários pedunculados como importantes para a conformação da estrutura granular, aumentando a superfície onde as bactérias podem se fixar (BEUN et al., 1999; WEBER et al., 2007).

A granulação também foi descrita como consequência de uma agregação e quebra dinâmica de flocos/partículas (VERAWATY et al., 2012; ZHOU et al., 2014) ou crescimento de micro colônias (BARR et al., 2010). No entanto, cada etapa na

formação dos grânulos é complexa e influenciada por diferentes mecanismos físicos, químicos e biológicos.

Bassin (2011) afirma que um grânulo deve ter no mínimo 0,2 mm de diâmetro, além de possuir sedimentabilidade, sua forma deve ser regular, lisa e arredondada, como também ser visível a olho nu, ou seja, sem uso de equipamentos especiais e a dispensabilidade de material suporte para o crescimento.

Para Rollemberg et al. (2020) os grânulos aeróbios podem remover simultaneamente a matéria orgânica e nutrientes devido a sua grande diversidade microbiana. Na Tabela 1 é possível observar os microrganismos responsáveis por essa remoção.

**Tabela 1** - Diversidade microbiana dos grânulos aeróbios.

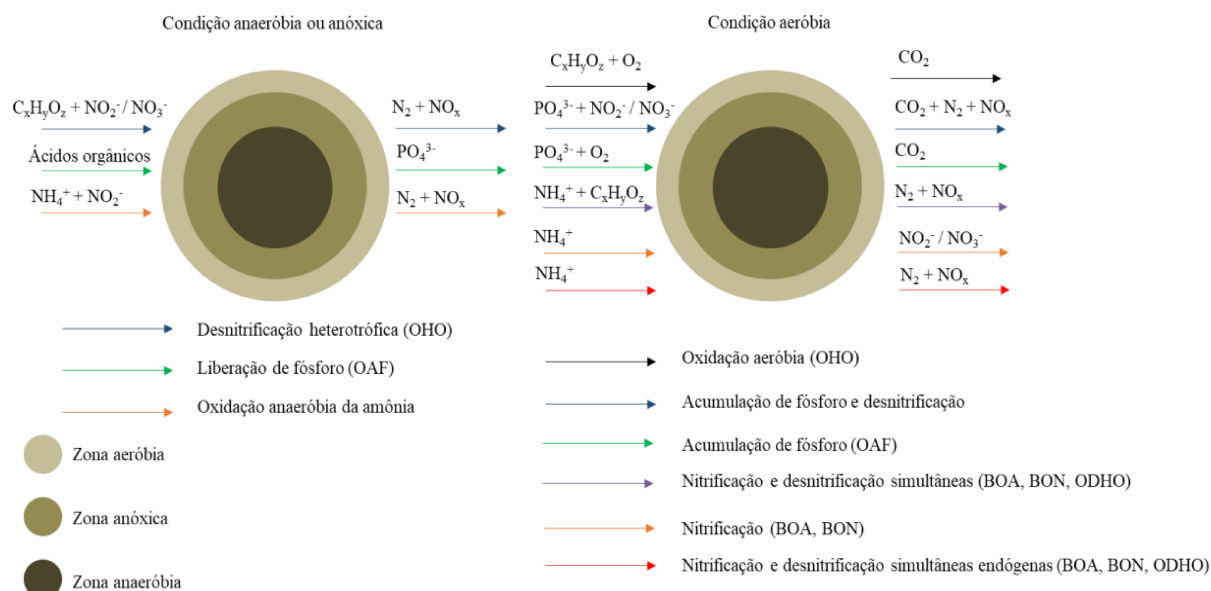
<b>MICRORGANISMOS</b>	<b>FUNÇÃO</b>
Organismos heterotróficos ordinários	Responsáveis pela oxidação da matéria orgânica na via aeróbia.
Organismos desnitrificantes heterotróficos ordinários (ODHO)	Responsáveis pela oxidação da matéria orgânica na via anóxica.
Bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e bactérias oxidadoras de nitrito (BON)	Bactérias nitrificantes
Organismos acumuladores de fósforo (OAF)	Em condições anaeróbias, capturam substratos orgânicos (ácidos graxos voláteis – AGV). Em condições aeróbias, tais organismos podem absorver ortofosfatos.
Organismos acumuladores de glicogênio (OAG)	Competir com os organismos acumuladores de fósforo para a absorção dos mesmos substratos em condições anaeróbias.

Fonte: Adaptado de Rollemberg et al. (2020).

A Figura 2, demonstra que os grânulos possuem em seu interior zonas aeróbia (externa), anaeróbia (interna) e anóxica, as quais possibilitam, por exemplo, pela ocorrência da nitrificação e desnitrificação simultânea (ROLLEMBERG et al., 2018).



**Figura 2** - Remoção de matéria orgânica e nutriente nos grânulos aeróbios.



Fonte: Adaptado de Rollemberg et al (2018).

A estrutura dos grânulos permite que diferentes grupos de microrganismos trabalhem em sinergia para realizar processos de tratamento de águas residuárias de forma mais eficiente (ROLLEMBERG et al., 2018).

As zonas aeróbicas externas são caracterizadas por uma alta concentração de oxigênio e bactérias aeróbicas, que oxidam compostos orgânicos presentes na água residual, essas bactérias também são responsáveis pela conversão de amônia em nitrito e, posteriormente, em nitrato através do processo de nitrificação (ROLLEMBERG et al., 2018).

Já as zonas anaeróbicas internas são caracterizadas por uma ausência de oxigênio, o que permite que as bactérias anaeróbicas realizem a desnitrificação, ou seja, a conversão do nitrato em nitrogênio gasoso. Essas zonas também são responsáveis pela conversão de compostos orgânicos complexos em compostos mais simples através de processos de fermentação e hidrólise (ROLLEMBERG et al., 2018).

As zonas anóxicas intermediárias são caracterizadas pela ausência de oxigênio e pela presença de compostos orgânicos facilmente oxidáveis, o que permite a redução do nitrato em nitrogênio molecular (ROLLEMBERG et al., 2018).

### 2.3.1 Tecnologia Nereda®

O processo Nereda® é um sistema de tratamento de águas residuais inovador, baseado na tecnologia de grânulos aeróbios. Ele foi desenvolvido pela empresa holandesa Royal Haskoning DHV e tem sido adotado em todo o mundo como uma alternativa eficiente e econômica aos sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias (RONCONI, 2020).

O processo Nereda® utiliza grânulos aeróbios altamente concentrados, que são capazes de remover matéria orgânica e nutrientes da água residual de forma mais eficiente do que os sistemas convencionais. A tecnologia também apresenta uma pegada ecológica reduzida, com baixo consumo de energia e uma menor produção de lodo, o que resulta em um menor custo de operação e manutenção (RONCONI, 2020).

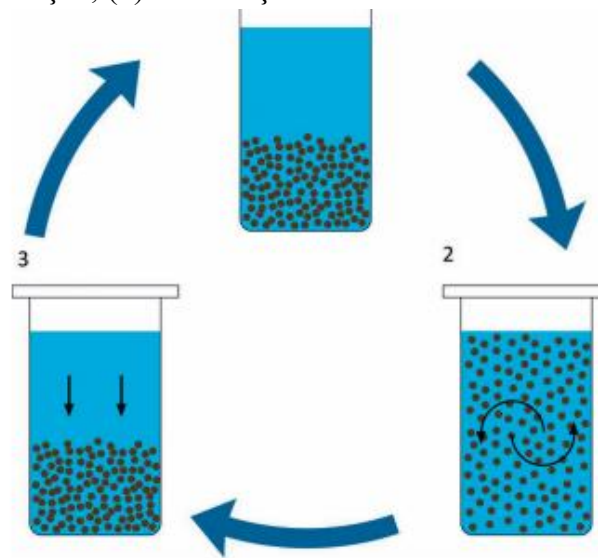
O processo Nereda® (NEREDA®, 2018) usa um ciclo de reator em batelada otimizado no qual as 4 etapas de um ciclo típico são reduzidas em 3 etapas:

1. Fase de pré-tratamento: Na primeira fase, a água residual é coletada em um tanque de equalização, onde é homogeneizada e ajustada para um pH adequado, em seguida, a água residual é direcionada para o reator de biologia de granulação, onde ocorre a segunda fase;
2. Fase de biologia de granulação: Nessa fase, os biofilmes aeróbios granulares se desenvolvem e se estabilizam no reator de biologia de granulação, os biofilmes aeróbios granulares são compostos por microrganismos que aderem uns aos outros e formam uma estrutura tridimensional em forma de grânulos. Esses biofilmes são capazes de remover poluentes orgânicos e nutrientes da água residual de forma mais eficiente do que os sistemas de tratamento convencionais. Durante essa fase, ocorrem processos de oxidação biológica, nitrificação e desnitrificação, que removem a matéria orgânica e os nutrientes presentes na água residual;
3. Fase de decantação: Na terceira e última fase, os grânulos biológicos são separados da água residual por meio de um processo de decantação. A água tratada é direcionada para o tanque final de armazenamento e reutilização, enquanto os grânulos biológicos são recirculados para o reator de biologia de granulação, onde reiniciam o processo de tratamento. Essa fase também é responsável por remover a

lama e os sólidos em suspensão do efluente tratado antes de ser descartado no meio ambiente.

A Figura 3, ilustra exatamente como funciona o processo Nereda®.

**Figura 3** - Etapas do Ciclo de funcionamento do processo Nereda®. (1) Enchimento; (2) Reação; (3) Decantação.



Fonte: <https://tratamentodeagua.com.br/artigo/nereda-difusores-aerostrip/>

Os ciclos acima ilustrados demonstram as fases de: (I) pré-tratamento, onde a água residual é ajustada e direcionada para o reator de biologia de granulação; (II) fase de biologia de granulação, onde os biofilmes aeróbios granulares se desenvolvem e removem poluentes orgânicos e nutrientes; (III) fase de decantação separa os grânulos biológicos da água residual e remove a lama e os sólidos em suspensão antes do descarte do efluente tratado no meio ambiente.

As estações existentes da Nereda® demonstraram que a tecnologia é capaz de tratar de forma eficaz as águas residuais para remoção de amônia, nitrogênio total e fósforo (GIESEN, 2013). 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 (NEREDA®, 2018).

### 2.3.2 Desafios da LGA

Não é possível desenvolver um processo em que 100% do lodo esteja na forma granular, como por exemplo, um processo que pode ter cerca de 50% do lodo como grânulos próprios e o restante pode ser encontrado como flocos microbianos densos. Espera-se que um processo com lodo 100% granular tenha melhor capacidade de decantação com índice volumétrico de lodo (IVL) muito baixo. Aumentar a porcentagem total de grânulos adequados no lodo granular ainda é um desafio para esta tecnologia. Um Reator em Batelada Sequencial (RBS) é um tipo de reator biológico utilizado para o tratamento de águas residuárias. É um sistema de tratamento que utiliza um único tanque de reação que é preenchido e esvaziado em sequência, ou seja, em bateladas (ROLLEMBERG, 2020).

No processo do RBS, a água residual é adicionada ao tanque de reação em uma batelada, e os microrganismos presentes no sistema utilizam o oxigênio dissolvido na água para decompor a matéria orgânica e remover nutrientes. Após a conclusão da reação, a água residual é removida do tanque e o sistema é preparado para a próxima batelada. O RBS pode ser configurado para operar em diversas etapas de bateladas, dependendo das necessidades específicas de tratamento (ROLLEMBERG, 2020).

Para Rollemberg (2020), o RBS é uma tecnologia simples, robusta e eficiente, que é frequentemente utilizada em pequenas e médias estações de tratamento de águas residuais, especialmente em áreas com limitações de espaço ou de recursos. Além disso, o RBS pode ser usado para remover uma ampla gama de poluentes, incluindo matéria orgânica, nutrientes, metais pesados e compostos tóxicos.

Logo, a tecnologia de granulação aeróbia é uma nova tecnologia de tratamento de águas residuárias, prevê-se que, no futuro, substituirá o processo convencional de lodo ativado usado para tratamento de águas residuárias. No entanto, os reatores atualmente usados para o processo de lodo ativado não são adequados para a tecnologia de granulação aeróbia. Assim, converter um processo de lodo ativado existente em um processo de granulação aeróbia seria um desafio (LI et. al, 2014).

Em uma concentração de oxigênio dissolvido relativamente baixa, grânulos aeróbios podem remover nitrogênio por meio de nitrificação e desnitrificação simultâneas, para tanto, uma baixa concentração de oxigênio não é adequada para a

formação de grânulos, fazendo com que seja um desafio crescer os grânulos em uma baixa concentração de oxigênio dissolvido (LI et. al, 2014).

Outro ponto a ser destacado é sobre o processo de desenvolvimento de grânulos aeróbios que leva algumas semanas e/ou meses, durante o período de desenvolvimento dos grânulos, a eficiência de remoção de nutrientes geralmente é baixa. Portanto, um longo tempo de granulação é outro desafio para a aplicação real da tecnologia de granulação aeróbia (JUANG et. al, 2003).

## **2.4 FATORES QUE INFLUENCIAM A FORMAÇÃO DO LGA**

Vários fatores operacionais e ambientais são conhecidos por influenciar a formação e estabilidade dos grânulos. Alguns dos fatores, como forças de cisalhamento hidrodinâmicas, tempo de sedimentação, taxa de troca de volume e taxa de carga orgânica, podem ser controlados pelo projetista ou operador do processo de tratamento. Outros fatores, como temperatura e composição do afluente, são mais difíceis de controlar (ROLLEMBERG, 2020).

### **2.4.1 Forças de cisalhamento hidrodinâmicas**

As forças de cisalhamento influenciam a forma e a estrutura dos grânulos aeróbios, a maioria dos reatores LGA em escala de laboratório são projetados como colunas de bolhas onde as forças de cisalhamento são criadas pela taxa de aeração, expressa como velocidade superficial de fluxo ascendente, sendo controlada tipicamente na faixa de  $1 - 2 \text{ cm s}^{-1}$  (TAY et al., 2001)

Em estudos anteriores, descobriu-se que os grânulos não se formavam em velocidades do ar superficiais inferiores a  $1,2 \text{ cm s}^{-1}$  (TAY et al. 2001).

Adav et al (2007) verificaram que a alta taxa de aeração acelerou a formação de grânulos com fenol como fonte de carbono e formou grânulos menores em comparação com a taxa de aeração intermediária e que continham maiores quantidades de SPE com maior relação proteína/polissacarídeo.

Liu e Tay (2006) obtiveram grânulos estáveis quando a taxa de aeração foi reduzida para  $0,55 \text{ cm s}^{-1}$  durante a fase *famine* quando a taxa de crescimento e o consumo de oxigênio são baixos. Pesquisas mais recentes mostram que os grânulos se

formam em velocidades de ar superficiais de  $0,8 \text{ cm s}^{-1}$ , mas com estrutura mais porosa e instável.

Os grânulos também foram formados em velocidades tão baixas quanto  $0,42 \text{ cm s}^{-1}$  durante o tratamento de águas residuais de baixa resistência ( $300 \text{ DQO mg L}^{-1}$ ), mas não com águas residuais de média ou alta resistência ( $600$  ou  $1200 \text{ DQO mg L}^{-1}$ ) (ADAV et al., 2007).

Adav et al. (2007) operaram um sistema para remoção simultânea de nitrogênio e fósforo em velocidades de aeração superficial ainda mais baixas, variando de  $0,04$  a  $0,17 \text{ cm s}^{-1}$ , a uma taxa de  $0,3 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ . A uma baixa velocidade superficial do gás, os grânulos mostraram propriedades de sedimentação mais pobres com relação proteína/polissacarídeo diminuída, mas uma taxa aumentada de remoção de nitrogênio foi medida. A análise microbiana revelou um aumento de bactérias anaeróbias oxidadoras (AOB) e organismos acumuladores de fosfato (OAF), enquanto os Organismos acumuladores de Glicose (OAG) e bactérias oxidantes de nitrito (NOB) diminuíram em números.

A granulação bem sucedida foi obtida em um reator em batelada em escala laboratorial com configuração de tanque completamente agitado devido ao crescimento de OAF's e OAG's, mas levou três vezes mais tempo para os grânulos se formarem em comparação com colunas de bolhas (Devlin et al., 2017), os mesmos autores citados propuseram que a granulação é dependente de vários parâmetros que selecionam microrganismos aeróbios de crescimento rápido, em taxa de carga orgânica mais alta, mais cisalhamento é necessário para eliminar os microrganismos de crescimento rápido na superfície, enquanto em taxa de carga orgânica baixa, menos cisalhamento é necessário.

Portanto, eles concluíram que a força de cisalhamento não é um requisito para a formação de grânulos, mas o cisalhamento mitiga a incrustação da superfície quando as cargas orgânicas excedem a capacidade de absorção anaeróbia.

#### **2.4.2 Velocidade de sedimentação**

Tem sido enfatizado em muitos estudos que o tempo de sedimentação é um parâmetro importante na seleção de grânulos, e Sheng et al. (2010) compararam diferentes estratégias para aumentar a formação de LGA e a velocidade de

sedimentação do LGA varia entre 25 e 70 m.h<sup>-1</sup>, o que favorece a operação do reator, mais compacto e com maiores vazões hidráulicas (SHOW et al., 2012). Pesquisadores Liu et al.(2010) afirmaram que para ERB alimentados com águas residuárias sanitárias com baixa contaminação orgânica, o tempo de formação é maior (400 dias no estudo citado) até que o processo de granulação seja concluído. Portanto, o tempo de operação e a carga aplicada devem ser levados em consideração para considerar o menor valor da taxa de sedimentação.

E descobriram que a granulação mais rápida foi obtida encurtando o tempo de sedimentação de 15 para 5 min em 11 dias. Operaram e alcançaram granulação bem-sucedida em um reator em escala piloto alimentado com efluente real de baixa resistência em um tempo de sedimentação de 15 a 30 min e uma taxa de troca de 50 a 75%. Liu et al. (2016) alcançaram uma granulação rápida ao encurtar imediatamente o tempo de sedimentação para 2 min em uma taxa de carga orgânica alta (8 kg m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>). Já após 24 h, os grânulos começaram a aparecer nos três reatores operados na mesma taxa de carga orgânica, mas em diferentes TRH variando de 8 a 4 h, ajustando a concentração de DQO no influxo. A estrutura da comunidade microbiana (medida por T-RFLP – *Terminal Restriction Fragments Length Polymorphism*, em inglês, que é um método de análise de comunidades microbianas a nível molecular) mostrou um rápido deslocamento durante os primeiros dias após o qual se estabilizou e houve pouca diferença entre os três reatores, indicando que o tempo de sedimentação foi a força de seleção microbiana mais forte.

Em plantas LGA em escala real, o tempo de sedimentação é por razões práticas, em torno de 30 min, o que dá uma mistura de grânulos e lodo flocoflutuante (PRONK et al., 2015). Em um estudo anterior, foi aplicada a remoção seletiva de lodo, uma fração consistindo em grânulos muito leves e muito densos foi removida para reter uma faixa de tamanho maior de grânulos no reator, levando a uma melhor remoção de fósforo, uma vez que foram removidos grânulos muito grandes e densos que estão saturados com fósforo e não podem absorver mais. A remoção de nitrogênio e DQO foi mantida com acúmulo de cálcio (Ca) (HENRIET et al., 2016).

### 2.4.3 Taxa de carga orgânica

Li et al. (2008) observaram que em reatores LGA alimentados com glicose, os grânulos tinham morfologia diferente e continham espécies microbianas diferentes quando operados em diferentes taxas de carga orgânica (ROL – sigla para *Rate of Organic Loading*), alto ROL ( $4,5 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ) resultou em granulação mais rápida, grânulos maiores e mais porosos em comparação com ROL's mais baixos ( $1,5$  e  $3 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ). Além disso, um maior ROL deu uma menor diversidade microbiana medida por DGGE.

Schwarzenbeck et al. (2005) observaram crescimento filamentosos e instabilidade de grânulos em um estudo tratando águas residuais de laticínios em altos ROL's. Destacaram sobre a influência do ROL ( $0,9$ ,  $1,9$  e  $3,7 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ) em reatores LGA alimentados com uma mistura de efluente sintético com acetato como fonte de carbono e rejeito da desidratação do lodo digerido anaerobiamente. A remoção quase completa de carbono orgânico e amônio foi alcançada em todos os reatores, enquanto a remoção total de nitrogênio foi maior (66%) no ROL mais alto e 0% no mais baixo. Contudo, foi observado uma divergência na composição da comunidade bacteriana, no início após 6 dias com menos de 50% de similaridade e após 84 dias abaixo de 40%.

Os três microbiomas do reator foram dominados por diferentes gêneros, principalmente *Meganema*, *Thauera*, *Paracoccus* e *Zoogloea*, que possuem funções ecossistêmicas semelhantes, como formação de EPS, armazenamento de polihidroxiácidos (PHA) e desnitrificação, e apenas uma fração menor de nitrificantes (< 3%) estava presente. A maior diminuição na riqueza foi observada no maior ROL, mas após a maturação dos grânulos, todos os reatores mostraram riqueza e uniformidade semelhantes, 16% menor do que para o lodo inoculo de semeadura, respectivamente (SCHWARZENBECK et al, 2005)

Liu et al. (2016), operaram três reatores paralelos em escala de laboratório no mesmo ROL (variando a concentração de DQO no afluente entre  $1250$  e  $7500 \text{ mg L}^{-1}$ ) em ciclos de 3, 5 e 7 h. O auto indutor QS AI-2 aumentou de forma constante durante a fase de inanição, e na operação de longo prazo os grânulos tornaram-se mais estáveis contendo maiores concentrações de AI-2 e tinham SEP com maior peso molecular. No



nível de gênero, *Proteobacteria*, *Actinobacteria* e *Verrucomicrobia* dominaram em todos os reatores.

Zhang et al. (2017) operaram dois reatores paralelos em ROL alternado e um ciclo de 6 h. Após 30 dias de desempenho estável do reator e lodo bem granulado, o ROL em um reator foi alterado para um valor constante e a duração do ciclo foi encurtada de 6 h para 4 h, resultando em menor período de inanição no outro.

A desintegração dos grânulos foi observada em ambos os reatores simultaneamente à medida que a concentração de SEP, a adesão celular e as concentrações de AI-2 diminuíram, indicando que a alternância de ROL e inanição prolongada foi importante para a estabilidade dos grânulos.

#### **2.4.4 Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)**

O tempo de detenção hidráulica (TDH) pode ser definido como a relação entre o volume e a vazão 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 16 h em cinco RBS. Foi possível notar que, de fato, fatores relacionados à sedimentação e concentração de biomassa foram melhorados ao diminuir de 16 h para 8 h. No entanto, ao diminuir de 8 h para 4,8 h, o desempenho foi inferior. Há a conclusão de que o tempo de 8 h proporcionou alta eficiência de remoção e grânulos estáveis (WANG, X et al, 2020).

#### **2.4.5 Temperatura**

É notável que a granulação é melhor em regiões com temperaturas entre 25 °C e 35 °C devido a maioria das bactérias serem mesófilas. 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 a 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 celulose. Em um reator foi mantido o tratamento com lodo floculento e, nos outros três, com LGA 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).

## **2.5 AGENTE QUELANTE**

Um agente quelante é uma substância que forma complexos estáveis com íons metálicos, geralmente através de ligações covalentes ou coordenadas. Esses complexos são conhecidos como quelatos. São amplamente utilizados em diversas aplicações, como na indústria química, agricultura, medicina e tratamento de água, como também são usados para remover metais pesados e outros contaminantes da água e do solo, para estabilizar e proteger moléculas biológicas sensíveis ao oxigênio, e como aditivos em alimentos, medicamentos e produtos químicos (RODRIGUES; GONÇALVES; TORMENA, 2004).

Os quelatos podem ter propriedades únicas e interessantes, como solubilidade em água, estabilidade térmica, reatividade química seletiva e biodisponibilidade, sendo utilizados na indústria de alimentos como aditivos para melhorar a textura, sabor, cor e estabilidade de alimentos processados (RODRIGUES; GONÇALVES; TORMENA, 2004). Alguns exemplos comuns de agentes quelantes incluem o ácido etilenodiaminotetraacético (EDTA), o ácido nitrilotriacético (NTA) e a hidroximetilfosfonato (HMP), esses compostos são capazes de formar complexos estáveis com íons metálicos, como ferro, cálcio e zinco, e são amplamente utilizados na indústria, medicina e tratamento de água (RODRIGUES; GONÇALVES; TORMENA, 2004).

### 2.5.1 Ácido Etilenodiamina Tetraacético - EDTA

O Ácido Etilenodiamina Tetraacético (EDTA), é um quelante hexadentado capaz de combinar estequiometricamente com praticamente todos os metais na tabela periódica. Com íons metálicos divalentes ou trivalentes, resulta um quelato de metal neutro ou aniônico. O metal é amplamente impedido de reagir com ânions concorrentes, e sua solubilidade é muito aumentada. A eficácia do EDTA como quelato para um íon metálico particular é dado por sua constante de estabilidade (HARRIS, 2005).

O potencial de quelação é afetado pelo pH, a razão molar de quelato para íon metálico e a presença de íons metálicos concorrentes capazes de formar complexos com EDTA. As constantes de estabilidade para diferentes complexos de metal-EDTA variam consideravelmente, e qualquer metal capaz de formar um forte complexo com EDTA deslocar pelo menos parcialmente outro metal (HARRIS, 2005).

### 2.5.2 Risco ecotoxicológico do EDTA

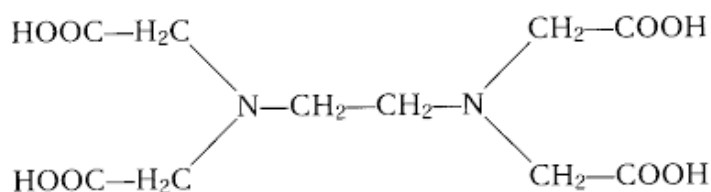
Para Paschoal (2002) metais, aminopolicarboxilatos (APCS), quelantes (como EDTA e NTA) e fosfonatos têm efeitos de quelação potentes, dos quais muitas dessas moléculas não são facilmente biodegradáveis. A dissolução de metais pesados de sedimentos e solos pode ser causada pela penetração desses quelatos na atmosfera, mobilizando-os, levando a níveis elevados de metais, com exceção dos fosfonatos que não mobilizam metais tóxicos. Devido à sua alta solubilidade em água e baixa biodegradabilidade, esses quelatos sobrevivem no meio ambiente (exceto NTA).

Há 10% de nitrogênio no ácido etilenodiaminotetracético (EDTA), o que pode prejudicar as espécies marinhas. Em comparação, a maioria dos agentes sequestrantes típicos (APCS e fosfonatos) são extraídos do petróleo. Portanto, devido aos temores contínuos sobre sua toxicidade e efeitos ambientais prejudiciais, o uso de quelantes convencionais de APC está diminuindo, outro problema é que a maioria desses quelatos comuns são feitos de substâncias venenosas, como o cianeto (MEERS et. Al., 2004; FREITAS et. Al., 2009).

## 2.6 INFLUÊNCIA DE AGENTES QUELANTES

O efeito dos agentes quelantes depende de vários fatores como pH, tempo de exposição, concentração, entre outros, e os agentes quelantes são utilizados para monitorar o desempenho dos detergentes na água, por exemplo na produção de sabão. Água dura é aquela que contém grandes quantidades de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ . Na produção de produtos de limpeza, o ácido etilenodiaminotetracético (EDTA) é um dos agentes quelantes mais utilizados com fórmula molecular mostrada na Figura 4 (UCHIMURA, 2007).

**Figura 4** – Fórmula ácido etilenodiamino tetracético (EDTA). Agente quelante utilizado com frequência na fabricação de sabões.



Fonte: DEL PINO e ZAGO NETO, 1992.

Assim, pode-se concluir que, dentre os agentes quelantes sintéticos, o EDTA é um quelante dos mais versado e negociado, e o agente quelante de fosfatos estão presentes em quase todas as formulações de produtos de limpeza. Essas substâncias são trifosfatos ou boratos, e as mudanças que a pandemia de COVID-19 pode afetar nas práticas de higiene pública tornaram a indústria de produtos de limpeza ainda mais importante. Como resultado, o crescimento do setor no Brasil em 5,9% de janeiro a agosto de 2020 foi impulsionado pela demanda por produtos como sabão em barra, água sanitária e detergente líquido, em contraste com a retração da economia geral do país e também podem melhorar a eficiência de processos de tratamento, como a oxidação química ou biológica. (RODRIGUES, 2021). Assim, é necessário destacar que o fato de que a presença de agentes quelantes tem o potencial de desestabilizar o LGA devido à quelação, que é um inibidor da ação dos cátions  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  (SARMA, TAY e CHU, 2016). Liberação de fosfato solúvel ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) pode ocorrer como resultado da solubilização de precipitados de fosfato inorgânico, como  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ , que podem estar presentes em águas residuárias, principalmente industriais provenientes da

fabricação de produtos de limpeza. Isso pode desestabilizar os compactadores.

Além disso, os íons  $\text{Ca}^{2+}$  também têm capacidade de precipitar como fosfato de cálcio, o que resulta na desestabilização dos compostos (SARMA, TAY e CHU, 2016). No entanto, Nancharaiah et al. (2007) adquiriram diferentes detalhes do ácido nitrilotriacético (NTA), um agente quelante sintético, na RBS e observaram uma melhor granulabilidade. Os autores afirmam que a pressão de seleção pode ter sido causada pela presença de NTA, e os recipientes formados podem degradar NTA em concentrações mais altas. Como o NTA é um forte quelante do metal, os ditos autores sugerem que isso pode ter sido possível. Além disso, os resultados do estudo indicaram que os compactadores formados na presença de NTA eram mais lisos, densos e compactos, bem como apresentados características de sedimentação melhoradas.

## **2.7 PARÂMETROS DE QUALIDADE DO EFLUENTE E DO LGA**

### **2.7.1 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, é de supra importância para o desenvolvimento dos grânulos, o que provoca uma consequente alta concentração de sólidos no efluente 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 m<sup>3</sup> 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. Foi possível verificar, então, que só foi

possível diminuir a quantidade de sólidos no efluente quando a quantidade de grânulos no reator apresentou-se por volta de 80% (ROCKTÄSCHEL et al., 2015).

Isso deve-se, principalmente, a dois fatores, sendo 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<sup>-1</sup> de sólidos nos efluentes tratados e granulação de 84%.

### **2.7.2 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 ETE's. Ainda, a determinação da turbidez é mais simples e rápida do que a determinação dos sólidos (JORDÃO, 2011).

No entanto, a turbidez e os sólidos estão relacionados porque a turbidez é causada pela presença de partículas em suspensão na água, que podem ser medidos como sólidos suspensos totais (SST). Quando a luz passa através da água, as partículas em suspensão podem dispersar e refletir a luz, tornando a água turva e interferindo na passagem da luz (JORDÃO, 2011).

Portanto, quanto maior a concentração de sólidos em suspensão na água, maior será a turbidez da água. Embora a turbidez seja uma medida indireta da quantidade de sólidos em suspensão, é uma medida útil porque pode ser facilmente medida usando equipamentos portáteis, como o turbidímetro. A turbidez, também pode ser usada como um indicador de desempenho do processo de tratamento de água, uma vez que a remoção de partículas em suspensão é uma das principais etapas do tratamento (JORDÃO, 2011).

Ressalta-se que, Jordão (2011), ainda acrescenta que, a turbidez nem sempre é uma medida precisa da concentração de sólidos em suspensão na água, uma vez que as

partículas podem variar em tamanho, forma e composição, haja vista que há outras substâncias, como matéria orgânica dissolvida e substâncias coloridas, que podem afetar a turbidez da água. Por isso, é importante realizar análises complementares para obter uma compreensão mais completa da qualidade da água.

### 2.7.3 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, 2018).

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, 2018).

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  $28 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ , resultando em pH de 3,0. O segundo reator, com uma alcalinidade de  $301 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ , 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, exibiu 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).

#### **2.7.4 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, podendo ser representada, principalmente, por compostos orgânicos e matéria carbonácea.

Devido à dificuldade de 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, ou seja, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO). 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).

Dessa maneira, os processos de tratamento tradicionais como Lagoa de Aeração, Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*, em inglês) e Lodo Ativado (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, onde se



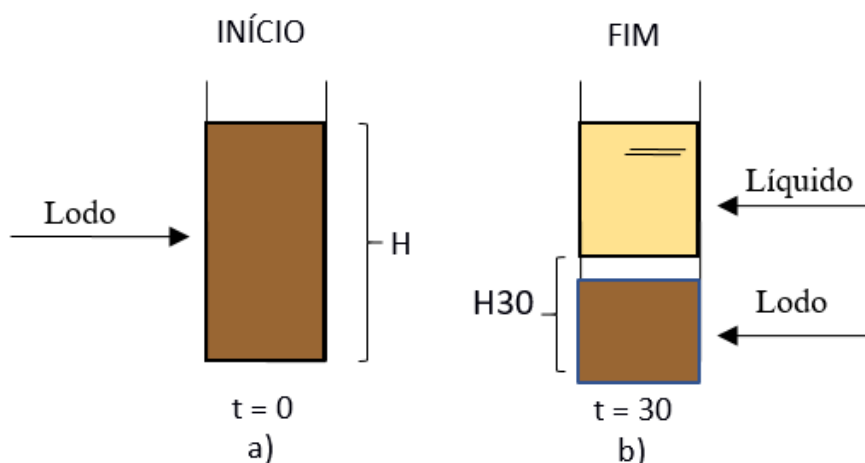
utiliza o processo de Lagoa de Aeração, a remoção de matéria orgânica é da ordem de 80%. Em Palmas, capital do estado de Tocantins, a ETE Norte, de responsabilidade da mesma empresa, utiliza UASB seguido de LA e exibem 90% de remoção de DBO (BRK AMBIENTAL, 2020).

### **2.7.5 Índice Volumétrico de Lodo - IVL**

O método mais popular para avaliar o processo de sedimentação de lodos ativados é o IVL. Ele foi amplamente utilizado para medir as propriedades do lodo porque é fácil de medir e continua sendo usado (KEINATH; WAHLBERG, 1988). Kinnear (2002) afirma que os métodos tradicionais de caracterização de sedimentação, como o Índice Volumétrico de Lodo, são excelentes indicadores qualitativos de sedimentação, mas não fornecem quantificação das propriedades de sedimentação. Isso se deve ao fato de que o IVL se concentra principalmente na sedimentação compressiva do lodo; portanto, é apenas um índice bruto das propriedades de sedimentação e não pode estar associado à qualidade do efluente, embora existam evidências de que a atividade do IVL pode ser prejudicada pelo pH em desequilíbrio que afeta a atividade enzimática e o crescimento de bactérias. Sobrinho (1983) afirma que o pH do local de aeração tem um impacto significativo no tipo de microrganismo que será cultivado no lodo. Os níveis de pH considerados específicos para o processo estão entre 6 e 9.

Nesse sentido, o “Índice Volumétrico de Lodo” (IVL) pode ser definido como o volume (em mL) ocupado por 1g de sólidos totais (secos) do lodo após uma sedimentação de 30 minutos” (VON SPERLING, 2018b, p. 191), como ilustrado na Figura 5, demonstrando a fase de decantação do efluente, onde: a) processo de decantação inicial, tempo 0; b) fase final do processo de decantação onde se observar que após 30 minutos, que a utilização de agentes coagulantes proporcionou a compactação do lodo.

**Figura 5** - Esquema da realização do teste de IVL.



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

Esse índice é o volume ocupado por um grama de lodo após trinta minutos de sedimentação em um cilindro. Ele é obtido colocando uma amostra em um cilindro graduado com um volume de 1 a 2 litros e medindo a altura da interface sólido-líquido após trinta minutos de sedimentação. Em seguida, a concentração de SST na amostra é avaliada. (METCALF; EDDY, 2016). Um IVL baixo pode resultar em pouca biomassa no reator, afetando a capacidade do sistema de remover poluentes da água. Já um IVL muito alto pode levar à compactação dos grânulos e problemas de transferência de oxigênio, prejudicando a eficiência do processo. A sedimentabilidade dos LA pode, então, ser determinada como a razão entre altura  $H_{30}$  e o produto de  $H_0$  e a concentração de sólidos em suspensão da amostra, os quais determinam os valores do  $IVL_{30}$ , como descrito na Equação 1:

**Equação 1** - Determinação do Índice Volumétrico do Lodo.

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

Onde:

IVL: Índice Volumétrico do lodo ( $\text{mL g}^{-1}$ );

SST: Concentração de sólidos em suspensão ( $\text{g L}^{-1}$ );

V: Volume de lodo sedimentado ( $\text{mL g}^{-1}$ );

1000: Conversão de mg em g.

Quanto menor o IVL, maior será a sedimentabilidade do lodo. No caso do LGA, devido à capacidade de sedimentação dos grânulos, a eficiência é verificada para o  $\text{IVL}_5$  e o  $\text{IVL}_{30}$ , 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).

**Tabela 2:** Classificação do lodo quanto à sedimentabilidade em função do valor do IVL.

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

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

## 2.8 INFLUÊNCIA DE CÁTIOS DIVALENTES

Existem três formas diferentes como os cátions divalentes podem atuar nos sistemas LGA: (I) facilitando a agregação para fazer uma ponte entre a carga negativa dos polissacarídeos e a superfície microbiana; (II) aumentando a produção de substâncias poliméricas extracelulares; e (III) precipitando e servindo como uma superfície onde os microrganismos podem se aderir. Além disso, os íons desempenham um papel crucial como cofatores para as enzimas responsáveis pela remoção de carbono, nitrogênio e fósforo (LIU; TAY, 2002).

O favorecimento da atividade metabólica pelos cátions divalentes cria condições ideais para o crescimento e desenvolvimento das comunidades bacterianas envolvidas no tratamento de águas residuais. Portanto, para promover a formação e manutenção eficiente dos lodos granulares aeróbios, é fundamental garantir uma concentração adequada de cátions divalentes nos sistemas de tratamento (CAUDAN et al. 2014).

Cátions divalentes, como o magnésio ( $Mg^{2+}$ ), cálcio ( $Ca^{2+}$ ) e ferro ( $Fe^{2+}$ ), desempenham uma função essencial para a granulação, contribuindo para a melhoria do processo. No entanto, a presença de agentes quelantes pode interferir nesse equilíbrio, prejudicando a formação e estabilidade das misturas aeróbias efetiva na estabilidade e formação do LGA. Nesse sentido, os exemplos de cátions divalentes 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).

A adição de  $Ca^{2+}$  apresenta melhores resultados quanto à resistência dos grânulos, enquanto a adição de  $Mg^{2+}$  melhora a diversidade microbiana e esses íons ajudam na formação e agregação das partículas de biomassa, ajudando a promover a formação de flocos biológicos maiores e mais estáveis. Os cátions divalentes também têm a capacidade de conectar as moléculas de polímeros extracelulares produzidas pelas bactérias encontradas nos lodos, o que aumenta a coesão dos flocos e melhora a estrutura do lodo (ROLLEMBERG et al., 2018).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

Para a realização do experimento, foram utilizados reatores em batelada sequencial operados em paralelo, aumentando-se a concentração de EDTA em um destes visando a completa ruptura dos grânulos.

#### 3.1 Configuração experimental e operação

O ensaio foi realizado utilizando dois reatores de coluna em escala laboratorial (R1 e R2) trabalhando paralelamente (*Figura 6*).

Os reatores R1 e R2 foram alimentados com efluente sintético e ambos com a adição de agente quelante.

Cada reator possuía um volume nominal de 2 L e foi fabricado em vidro, com dimensões de altura total de 350 mm, base quadrada de 100 mm e altura útil de 200 mm, proporcionando uma razão H/D (altura/diâmetro) igual a 2.

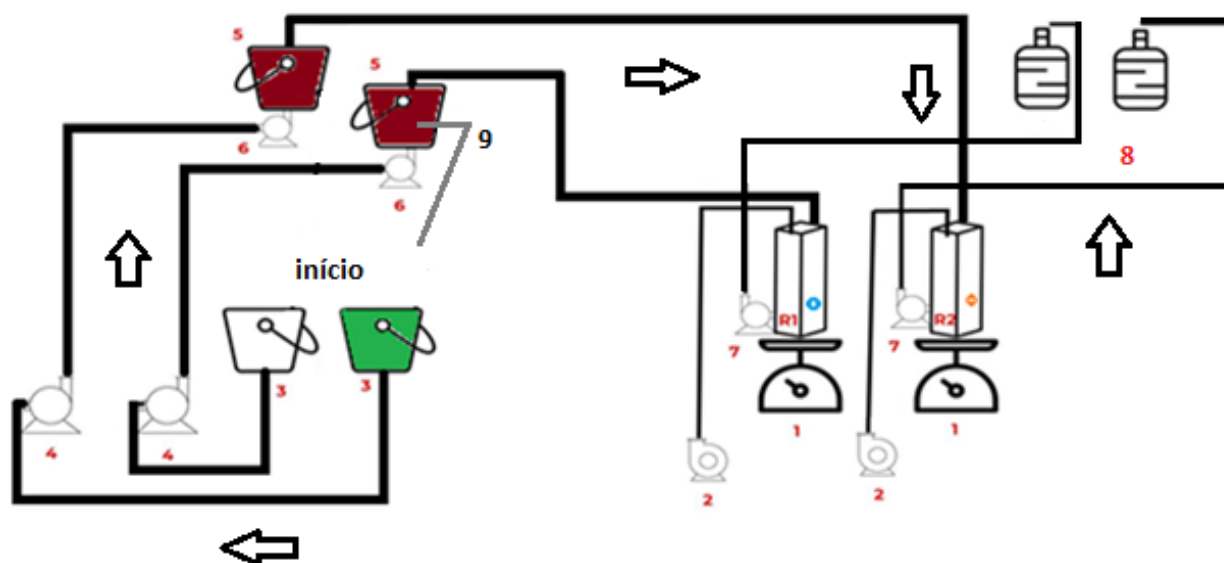
Durante cada ciclo de operação de 12 horas, aproximadamente 1.400 mL de efluente tratado foram removidos de cada reator, e o volume dos reatores foi

complementado com o afluente para manter uma taxa de troca volumétrica de 70%, o que resultou em um TDH dos reatores de 17 horas. Cada reator era composto por:

1. Agitadores magnéticos foram utilizados para fornecer a força de cisalhamento necessária para a formação dos grânulos e manter os grânulos em suspensão, juntamente com a aeração;
2. Compressores de ar foram usados para manter a concentração de OD (oxigênio dissolvido) maior que  $2 \text{ mg L}^{-1}$  no reator, e para isso, foi feito o bombeamento de ar através de um compressor de ar acoplado à uma pedra porosa localizada no fundo do reator. Isso não só oxigena o meio, mas também ajuda a misturar a biomassa;
3. Os recipientes de abastecimento possuíam capacidade para 10 litros e eram responsáveis por receber a água residuária a ser tratada;
4. As bombas hidráulicas foram programadas para retirar o efluente dos recipientes de abastecimento em um intervalo de tempo pré-determinado, e direcioná-lo para os recipientes superiores;
5. Os recipientes superiores recebiam o efluente e possuíam extravasores que ajudam a direcionar o excesso de volume de volta para os recipientes de abastecimento;
6. As bombas eram programadas para retirar o efluente dos recipientes superiores e direcioná-lo para os reatores;
7. As bombas eram programadas para retirar o efluente tratado dos reatores e direcioná-lo para os coletores;
8. Os coletores possuem capacidade para 5 litros e recebem o efluente tratado.

Os recipientes de abastecimento utilizados possuíam uma capacidade de 10 L, as referidas bombas são hidráulicas de baixa potência. No que tange a operação dada em batelada sequencial.

**Figura 6:** Configuração do experimento



Fonte: Autor

A fase de distribuição dos tempos e fases dos ciclos dos RBS's apresentada na Tabela 3, é crucial para o funcionamento eficiente do sistema de tratamento de efluentes. O ciclo dos RBS consistiu em cinco etapas: enchimento estático, pós-enchimento, reação, sedimentação e descarte do efluente tratado.

O enchimento estático durou 1 minuto, o pós-enchimento com agitação durou 30 minutos, a fase de reação com aeração e agitação durou 687 minutos, a sedimentação sem aeração ou agitação durou 1 minuto, e o descarte do efluente tratado durou 1 minuto. (NEREDA, 2018).

No total, o ciclo dos RBS tem a duração de 720 minutos, sendo 12 horas de operação e realização de procedimentos. Essa distribuição cuidadosa das etapas garantiu o desempenho otimizado do sistema de tratamento de efluentes.

**Tabela 3:** Distribuição dos tempos e fases de cada ciclo dos RBS.

<b>FASE DE OPERAÇÃO</b>	<b>PERÍODO (min)</b>
Enchimento estático (sem aeração ou agitação)	1
Pós-enchimento (sem aeração e com agitação)	30
Reação (com aeração e agitação)	687
Sedimentação (sem aeração ou agitação)	1
Descarte do efluente tratado	1
<b>Total</b>	<b>720</b>

Fonte: Autor.

### 3.2 Lodo biológico

O lodo utilizado como inóculo nos reatores foi coletado na linha de recirculação de uma estação de tratamento de efluentes por lodos ativados de uma indústria de tabaco. O lodo coletado na ETE industrial apresentou concentração de sólidos suspensos totais (SST) de 13.333 mg. L<sup>-1</sup> e sólidos suspensos voláteis (SSV) de 6.000 mg. L<sup>-1</sup>.

Foi colocado em cada reator um litro do lodo coletado e o restante do volume foi completado com a adição de um litro de efluente sintético, de forma que a concentração inicial de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração fosse cerca de 3000 mg. L<sup>-1</sup>.

### 3.3 Água residuária sintética

A água residuária utilizada foi de origem sintética, com composição adaptada de Nancharaiah et al. (2008), utilizando água deionizada, Glicose (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>), Sulfato de magnésio (MgSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O), Cloreto de potássio (KCl), Cloreto de amônio (NH<sub>4</sub>Cl), Fosfato dipotássico (K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>), Fosfato monopotássico (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>) e a presença do agente quelante em ambos os reatores. Além disso, como o presente trabalho tem o objetivo de verificar o quanto o agente quelante pode inibir a ação dos cátions divalentes, também foi adicionado Ca<sup>2+</sup> em concentrações inicialmente iguais, nos dois reatores na forma de CaCO<sub>3</sub>, e para manter a alcalinidade, foi adicionado bicarbonato de sódio (NaHCO<sub>3</sub>) como apresentado na Tabela 4.

Vale ressaltar que, o agente quelante utilizado por Nancharaiah et al. (2008) foi o ácido nitrilotriacético (NTA), e o agente utilizado na presente pesquisa foi o ácido etilenodiaminotetracético (EDTA) devido à disponibilidade deste em grande quantidade no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV). A concentração utilizada do agente quelante até o 180º dia de experimento foi a mesma quantidade de 0,300 g L<sup>-1</sup> para ambos os reatores. Este período foi utilizado para formação e estabilização dos grânulos, bem como operação dos dois reatores nas mesmas condições. A partir do 164º dia de experimento em diante, no reator 1 foi aumentada gradativamente a concentração de EDTA para verificar se haveria o rompimento dos grânulos, devido à influência negativa do agente quelante sobre os cátions divalentes, importantes para a formação dos agregados microbianos.

**Tabela 4:** Composição do efluente sintético fabricado e usado nos reatores.

<b>Composto Químico</b>	<b>Nome</b>	<b>Reator 1 (g L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Reator 2 (g L<sup>-1</sup>)</b>
C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>	Glicose	2,150	2,150
EDTA	Agente quelante	0,307	0,307
CaCO <sub>3</sub>	Carbonato de cálcio	0,100	0,100
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	Sulfato de magnésio	0,684	0,684
KCl	Cloreto de potássio	0,350	0,350
NH <sub>4</sub> Cl	Cloreto de amônio	1,892	1,892
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	Fosfato dipotássico	0,731	0,731
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	Fosfato monopotássico	0,286	0,286
NaHCO <sub>3</sub>	Bicarbonato de sódio	0,880	0,880

Fonte: Adaptado de Nancharaiah et al. (2008).

Ressalta-se que, foi acrescentado incrementalmente em 10% a concentração de EDTA depois que o Reator 1 estava com 1 minuto de sedimentação, sendo o mesmo descrito na seção seguinte.



### 3.3.1 Aumento da concentração de EDTA em um dos reatores

Inicialmente, o experimento começou com uma adição de 0,300 mg L<sup>-1</sup> de EDTA em 14 de abril de 2022. Após reduzir o tempo de sedimentação para um minuto, e verificar a presença do lodo granular nos reatores, iniciou-se a etapa de aumentar gradualmente a quantidade de EDTA adicionada no reator 1. Devido à sua natureza como agente quelante, esperava-se que o EDTA provocasse impactos adversos na estrutura granular, induzindo os grânulos à ruptura, com consequente influência na eficiência do reator.

No dia 24 de setembro de 2022, a concentração de EDTA no R1 foi aumentada para 0,330 mg L<sup>-1</sup>. Após um período de monitoramento do reator nesta condição, não foi observada redução significativa da eficiência de remoção de matéria orgânica ou rompimento dos grânulos. Após mais um período de sedimentação, verificou-se que ainda não era suficiente para alcançar a desestabilização dos compactadores do lodo granular aeróbio devido à quelação. Dessa forma, no dia 1º de outubro de 2022, a concentração foi ajustada para 0,363 mg L<sup>-1</sup>, seguida por 0,399 mg L<sup>-1</sup>, em 8 de outubro de 2022.

Esse processo de aumento gradual da concentração de EDTA continuou. No dia 14 de outubro de 2022, foi ajustada para 0,439 mg L<sup>-1</sup>, seguida por 0,483 mg L<sup>-1</sup> em 22 de outubro de 2022, 0,531 mg L<sup>-1</sup> em 31 de outubro de 2022 e assim por diante.

A maior concentração de EDTA utilizada foi a dosagem de 0,940 mg L<sup>-1</sup>, a partir de 10 de dezembro de 2022. Ainda assim, não houve ruptura dos grânulos no R1 ou redução significativa na eficiência do reator. De toda forma, não foram testadas concentrações maiores devido ao longo período de monitoramento do experimento e do prazo para finalização do mestrado.

## 3.4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA

Os afluentes ao tratamento e efluentes tratados foram caracterizados quanto a DQO, DBO, pH, sólidos totais em suspensão (SST), turbidez e alcalinidade usando métodos padrão (APHA, 2017). As análises de DQO, SST e oxigênio dissolvido foram realizadas três vezes por semana, alcalinidade, IVL e DBO foram realizadas semanalmente, e o pH, a temperatura e turbidez foram medidos diariamente (Tabela 5).

**Tabela 5** - Parâmetros de qualidade analisados em amostras de afluente e efluente.

<b>Parâmetro</b>	<b>Método</b>	<b>Frequência</b>
pH	4500-H <sup>+</sup>	Diariamente
Turbidez	Turbidimetria	Diariamente
Temperatura	2550	Diariamente
Alcalinidade	Método de titulação (2320 B)	1 vez por semana
IVL	2710 D	1 vez por semana
DBO5	5210 B	1 vez por semana
DQO	5220 D	3 vezes por semana
SST	2540 B	3 vezes por semana
Oxigênio dissolvido	Medição através do Método de Winkler	3 vezes por semana

Fonte: Autor.

O espectrofotômetro digital microprocessado UV-Vis HACH, modelo DR 5000 (LABSAN); espectrofotômetro visível HACH, modelo DR 2400 (LAQUA - Laboratório de Qualidade Ambiental) foram usados para medições de DQO (foi realizada DQO total para o afluente e DQO solúvel para o efluente tratado). As aferições de pH e temperatura foram feitas pelos pHmetros PHS-3E e pH Tecnocon, (mPA210/ mPA210P).

A incubadora de DBO utilizada na pesquisa foi da marca Cientec, modelo CT-705-330. As balanças utilizadas no ensaio de sólidos e na pesagem de reagentes durante a pesquisa foram a balança analítica Shimadzu, modelo AY220 e a balança Bel Engineering. Para a digestão de DQO foram utilizados os blocos digestores Hanna Instruments, modelo HI 839800 e o bloco Polycontrol, modelo Thermo Digest. Durante o experimento a estufa de secagem utilizada foi da marca Solab, modelo SL100.

### **3.5 Caracterização dos grânulos**

Durante todo o processo foi acompanhado o crescimento dos grânulos e as características morfológicas do lodo biológico, tais como o tamanho e circularidade dos

grânulos, calculados através do software Image J, respeitando a metodologia de Yang, Liu, Tay e Liu (2004).

A velocidade média de sedimentação foi determinada pelo procedimento proposto por Ghangrekar, Asolekar e Joshi (2005). Foi construída no LABSAN (UFU), uma coluna com um tubo de PVC de 7,5 cm de diâmetro, a qual foi preenchida com água da rede de abastecimento municipal até 75 cm de altura. Adicionou-se 25 mL de lodo diluído (10 vezes) ao tubo com água, e o lodo sedimentado foi coletado em intervalos pré-determinados (0,5; 1; 1,5; 3; 7,5; 15 e 60 minutos) por meio de um registro instalado no fundo da coluna.

Em seguida, completou-se o ensaio SST de cada amostra para analisar o lodo sedimentado em cada instante. A velocidade média de sedimentação foi calculada pela Equação 2.

#### **Equação 2 - Fórmula da velocidade média de sedimentação**

$$v_{med.sed} = \frac{\sum(m \cdot v)}{M}$$

Onde:

M = massa total da amostra de lodo;

v = velocidade de sedimentação da fração de lodo sedimentada;

m = massa da fração de lodo sedimentada;

$v_{med.sed}$  = velocidade média de sedimentação.

### **3.6 ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODO – IVL**

O IVL é uma medida utilizada no tratamento de águas residuais para avaliar a concentração de sólidos suspensos presentes no lodo. Tradicionalmente, o IVL é determinado através de um ensaio de sedimentação por um período de 30 minutos.

Nesse ensaio, uma amostra de lodo é colocada em um cilindro graduado e após 30 minutos, a altura do volume de lodo sedimentado é medida e o IVL é calculado com base nessa altura.

No entanto, quando se trata de lodo granular, que são agregados microbianos com alta velocidade de sedimentação, ensaios com tempos menores são mais apropriados. Geralmente, ensaios de 5 ou 10 minutos são utilizados para avaliar o IVL em lodo granular.

Os grânulos de lodo têm uma estrutura compacta e uma maior densidade em relação ao lodo convencional. Devido a essa maior densidade, os grânulos têm uma velocidade de sedimentação mais rápida, o que significa que eles se depositam mais rapidamente no fundo do cilindro durante o ensaio de sedimentação. Como resultado, em um período de 5 ou 10 minutos, a maioria dos grânulos já terá sedimentado e o volume de lodo será estabilizado.

Portanto, ao avaliar o IVL em lodo granular, ensaios com tempos menores são adequados para obter resultados representativos, esses ensaios permitem uma medição mais precisa da concentração de sólidos suspensos no lodo granular, levando em consideração sua maior velocidade de sedimentação. Com isso, a presente pesquisa utilizou os IVL 5, 10 e 30 minutos para encontrar o percentual de granulação.

### 3.6.1 Percentuais de granulação

De acordo com Vashi, Iorhemen e Tay (2019), a porcentagem de granulação pode ser usada para avaliar a formação de grânulos no reator, e isso pode ser feito usando a seguinte fórmula da (Equação 4).

**Equação 3** - Determinação de porcentagem de granulação com base nos valores de IVL

$$(\%)Granulação = \frac{IVL_{30}}{IVL_5} \times 100$$

### 3.7 Análise estatística

Os resultados das análises físico-químicas e das características dos grânulos foram submetidos a um teste de hipóteses, para comparar diversos parâmetros entre o Reator 1 e o Reator 2, com um nível de significância de 5% de probabilidade utilizando o programa Jamovi, *software* estatístico de codificação aberta para linguagem de programação R, permitindo explorar dados e realização de análises inferenciais e descritivas, produzido pelo projeto JASP (NAVARRO, 2020).

Os dados foram analisados e se classificados como normais, foi realizado o test t de variâncias homogêneas ou não homogêneas. Caso não sejam normais, foi realizado o teste de wilcoxon para amostras independentes.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nos tópicos a seguir serão apresentados os dados quantitativos obtidos durante o experimento, acompanhados de análises e interpretações, visando a compreensão do efeito da concentração de EDTA na estrutura dos grânulos e, conseqüentemente, na eficiência de remoção de matéria orgânica nos reatores.

### 4.1 Processo de formação do LGA

A diminuição progressiva do tempo de sedimentação nos reatores é uma condição necessária para a formação dos grânulos aeróbios e representa um mecanismo de seleção biológica. Inicialmente, os reatores foram inoculados com lodo floculento obtido de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) utilizando o processo de lodo ativado convencional. A diminuição do tempo de sedimentação resulta na eliminação progressiva dos flocos menos densos e com menor taxa de sedimentação, culminando na predominância dos grânulos no reator. Início-se com o tempo de sedimentação de 60 minutos, semelhante ao TDH de um decantador secundário de um sistema de lodos ativados, e este tempo foi reduzido até 1 minuto, conforme procedimento apresentado na Tabela 6.

**Tabela 6** - Dias de operação e tempos de sedimentação praticados

<b>Tempo De Sedimentação (Min)</b>	<b>Dias de experimento</b>	<b>Data</b>
60	1	14/04/2022
30	18	02/05/2022
15	32	16/05/2022
10	46	30/05/2022
7	60	13/06/2022
6	67	20/06/2022
5	79	02/07/2022
3	104	27/07/2022
2	128	20/08/2022
1	153	14/09/2022

Fonte: o autor

No estágio do processo de formação dos grânulos, observou-se uma redução no tempo de sedimentação, indicando uma maior coesão e aumento do tamanho dos agregados formados.

Durante a primeira fase, conhecida como fase de agregação inicial, os microrganismos presentes no sistema começaram a se agrupar e aderir uns aos outros, formando aglomerados iniciais. Nesse estágio, os aglomerados ainda não apresentaram uma estrutura de grânulo completamente desenvolvida. Durante a segunda fase os aglomerados iniciais se tornaram mais densos e organizados.

Para os resultados, realizou-se uma análise adicional comparando as características do lodo granular aeróbio formado nos reatores R1 e R2 ao longo do tempo de operação experimental.

Contudo, constatou-se que, nas fases iniciais de operação, com poucos dias de funcionamento, os grânulos aeróbios formados apresentaram tamanho reduzido

menores que 0,2 mm. No entanto, a partir do dia 153 do experimento os grânulos aeróbios atingiram o tamanho de até 3 mm, evidenciando um processo contínuo de maturação e formação dos grânulos.

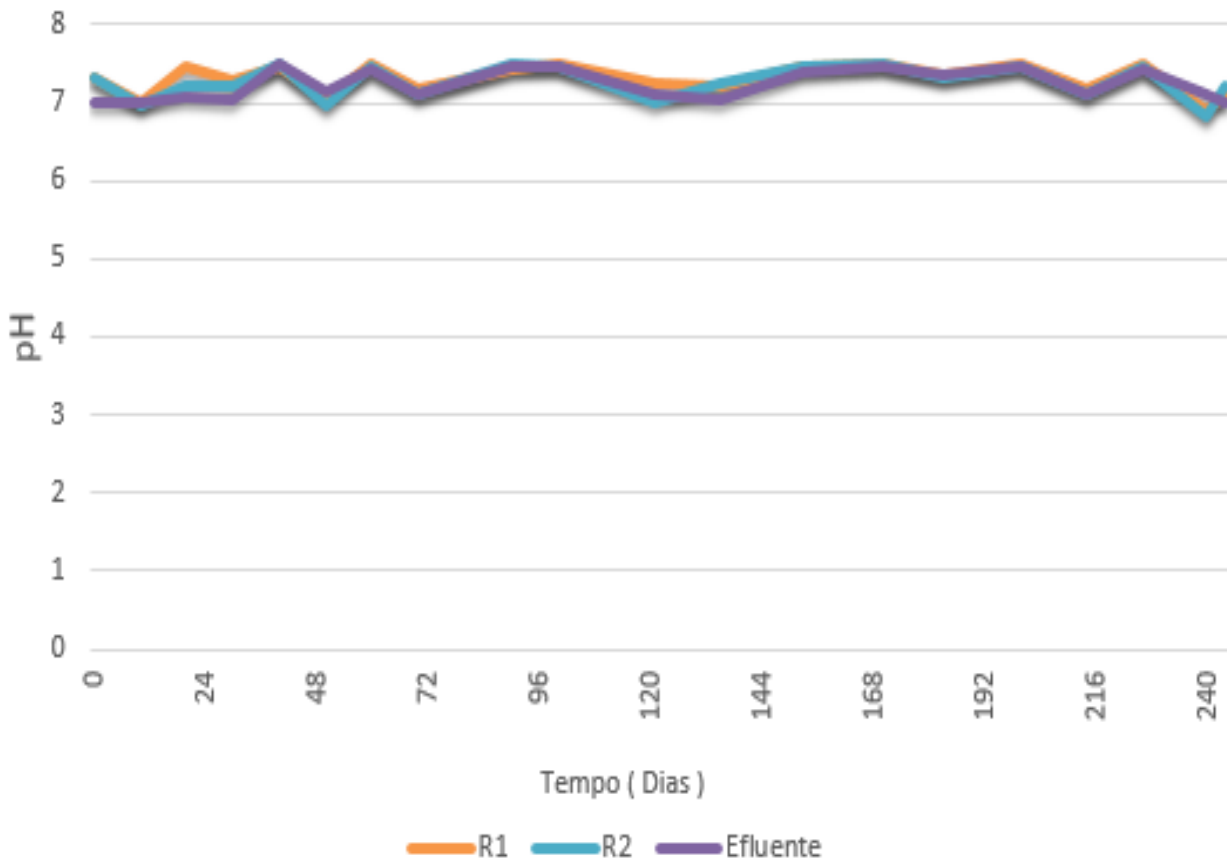
Esses resultados sugerem que, o processo de formação de grânulos aeróbios foi notável ao longo do tempo, com a obtenção de grânulos mais desenvolvidos.

#### **4.2 Análise de pH, Alcalinidade, Temperatura e Oxigênio Dissolvido**

Durante o experimento, o pH das águas residuárias sintéticas e dos efluentes tratados foram monitorados regularmente. Os pH's dos efluentes sintéticos antes do início dos ciclos mantiveram próximos à neutralidade (entre 7,0 e 7,5) e não foi necessária correção.

Contudo, no interior dos reatores 1 e 2 os valores de pH mantiveram-se relativamente estáveis, variando entre 6,88 e 7,50. Além disso, os valores de pH do efluente tratado também se mantiveram próximos, variando entre 6,84 e 7,47 (Figura 7).

**Figura 7 - Variação do pH ao longo do tempo**



Fonte: Autor

Microrganismos diversos demandam valores de pH distintos; um pH elevado não é propício para o desenvolvimento ou pode causar danos ao lodo, enquanto um pH baixo pode favorecer a proliferação de bactérias filamentosas, resultando na inibição do crescimento. Para bactérias aeróbias, um intervalo de pH em torno de 6,5–8,5 é considerado o mais adequado (DONG et al., 2021).

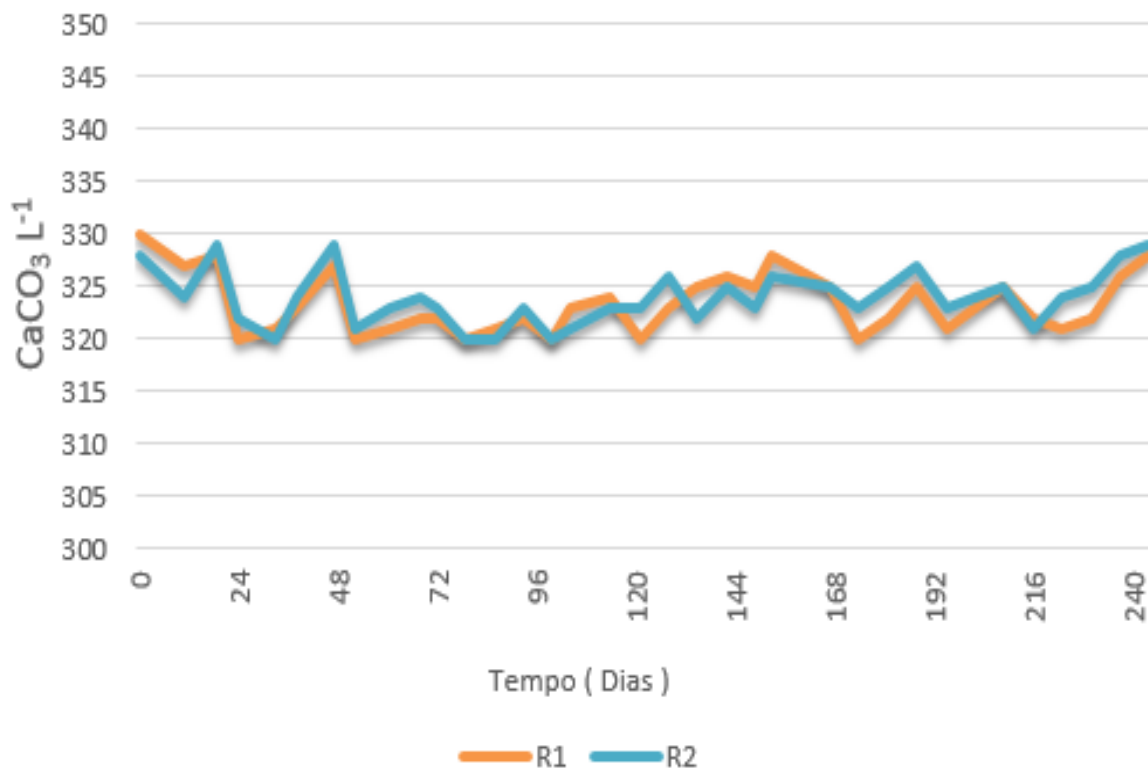
A alcalinidade pode ser percebida como um parâmetro que indica a quantidade de íons na água que são capazes de reagir com íons de hidrogênio. Como resultado, é crucial demonstrar o quão sensível é o tratamento de águas residuais às mudanças de pH, que também têm impacto na sobrevivência dos microrganismos responsáveis pela depuração (VON SPERLING, 2018a).

Os valores de alcalinidade dos reatores mantiveram-se relativamente estáveis durante todo o período de estudo, com pequenas variações como mostrado na Figura 8.



No primeiro dia do experimento, 14 de abril de 2022, foram registrados os valores iniciais de alcalinidade nos reatores R1 e R2, que foram de 330 mg L<sup>-1</sup> e 328 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

**Figura 8** - Análise dos níveis de alcalinidade na água.



Fonte: Autor.

O desempenho da nitrificação, que naturalmente ocorre em reatores aeróbios junto com a degradação da matéria orgânica, sempre se deteriora em baixa alcalinidade, portanto, um certo grau de alcalinidade é necessário. A alta concentração de nitrogênio amoniacal requer uma quantidade significativa de alcalinidade para neutralizar os ácidos produzidos durante o processo de nitrificação e fornecer o carbono inorgânico necessário para a síntese e crescimento das bactérias oxidantes de amônia ( LI et al., 2024). Gao, He, Wang (2020) avaliaram a eficiência de reatores com lodo granular aeróbio e observaram uma modesta melhoria com a adição de alcalinidade de 250 para 500 mg.L<sup>-1</sup> com aumento na taxa de remoção de DQO.

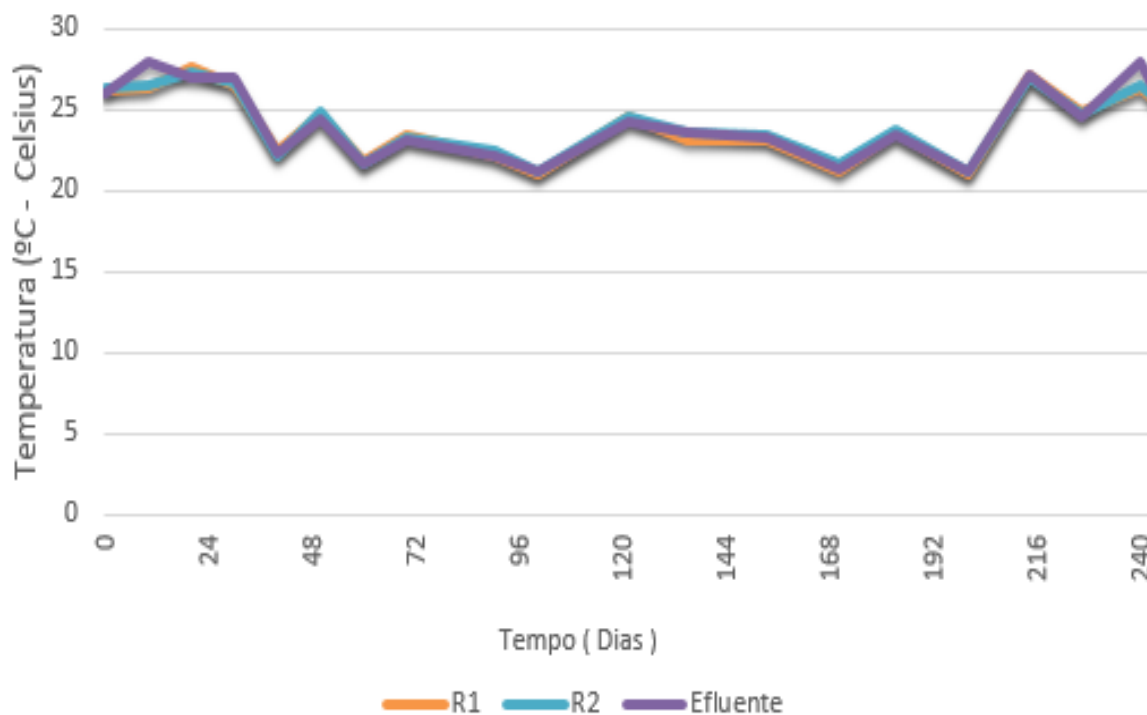
As mudanças na alcalinidade podem afetar significativamente as propriedades físicas e químicas do lodo, tais como agregação de flocos, estrutura, capacidade de

sedimentação e estabilidade. O aumento da alcalinidade influencia a mudança na estrutura de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e reduz o desempenho de floculação de biopolímeros. Além disso, estudos também indicam que o tratamento alcalino pode destruir estruturas de flocos e células no lodo ativado, potencialmente afetando as propriedades de sedimentação e estabilidade do lodo. Em estudos anteriores, foi demonstrado que a granulação aeróbia de águas residuais municipais pode ser alcançada em baixa alcalinidade e baixo pH, mas as partículas formadas são partículas de baixa densidade com propriedades de sedimentação deficientes. Embora a alcalinidade insuficiente tenha mostrado ter um papel na formação de partículas, as partículas com presença elevada de fungos ou filamentosas mostraram uma estrutura pouco densa e instáveis (LI et al., 2024).

O funcionamento dos reatores decorreu à temperatura ambiente, sendo continuamente monitorada a temperatura dos reatores e do efluente tratado. Por este motivo, não foram observadas diferenças significativas nas temperaturas dos efluentes dos reatores (Figura 9). Tais temperaturas variaram entre 19,5°C e 28,2 °C nos reatores R1 e R2, com valores mais elevados no início e no final do experimento, mas com prevalência de temperaturas em torno de 23 °C na maior parte do tempo.

A temperatura do meio tem influência significativa no metabolismo microbológico, geralmente aumentando a atividade metabólica em temperaturas mais altas. No entanto, o tratamento aeróbio granular tem alta eficiência de remoção de material à temperatura ambiente, e a formação de grãos é estimulada por condições de crescimento lento da biomassa (TAY, 2004).

Para Martinez et al. (2017), a temperatura é um dos parâmetros essenciais para o metabolismo e estruturação das comunidades bacterianas que estão presentes durante o tratamento de efluentes. A morfologia dos grãos está relacionada com os microrganismos que os compõem, portanto, as alterações na temperatura têm o potencial de afetar a estabilidade do grânulo porque afetam a taxa de crescimento microbiano (KREUK; PRONK; LOOSDRECHT, 2005).

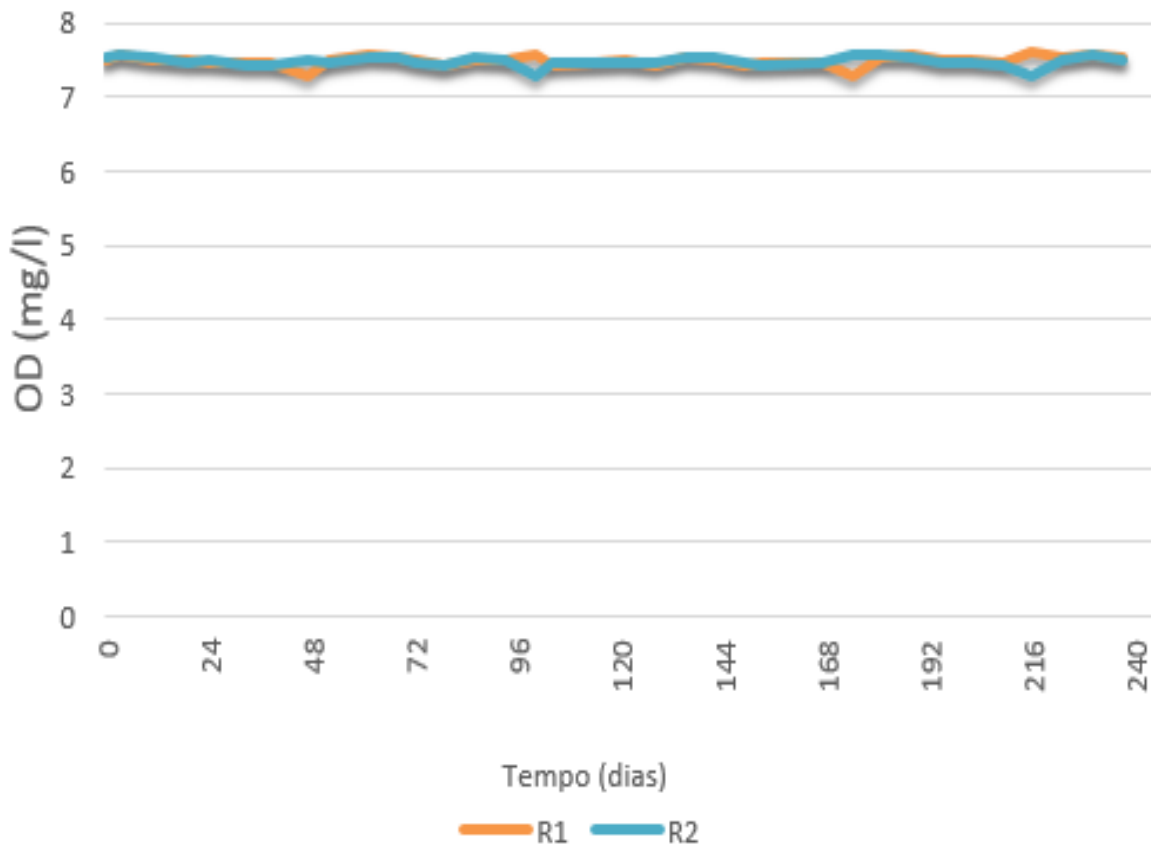
**Figura 9** - Temperaturas nos reatores ao longo do experimento.

Fonte: Autor.

Os valores de oxigênio dissolvido (OD) foram monitorados no interior dos Reatores 1 (R1) e 2 (R2) e apresentaram comportamentos semelhantes (Figura 10). No R1, os valores variaram entre 7,41 e 7,58 mg L<sup>-1</sup>, enquanto no R2 oscilaram entre 7,43 e 7,57 mg L<sup>-1</sup>. Para garantir as condições aeróbias, normalmente se busca manter concentrações de OD acima de 2,0 mg L<sup>-1</sup> no interior dos reatores. Os valores elevados observados no presente experimento se justificam pela necessidade de maior intensidade de aeração em reatores com lodo aeróbio granular, uma vez que a aeração também é utilizada para provocar maior agitação no meio líquido e manter os grânulos em suspensão.

Essa condição favorece a atividade dos microrganismos e contribui para o aumento da tensão tangencial, favorável à granulação.

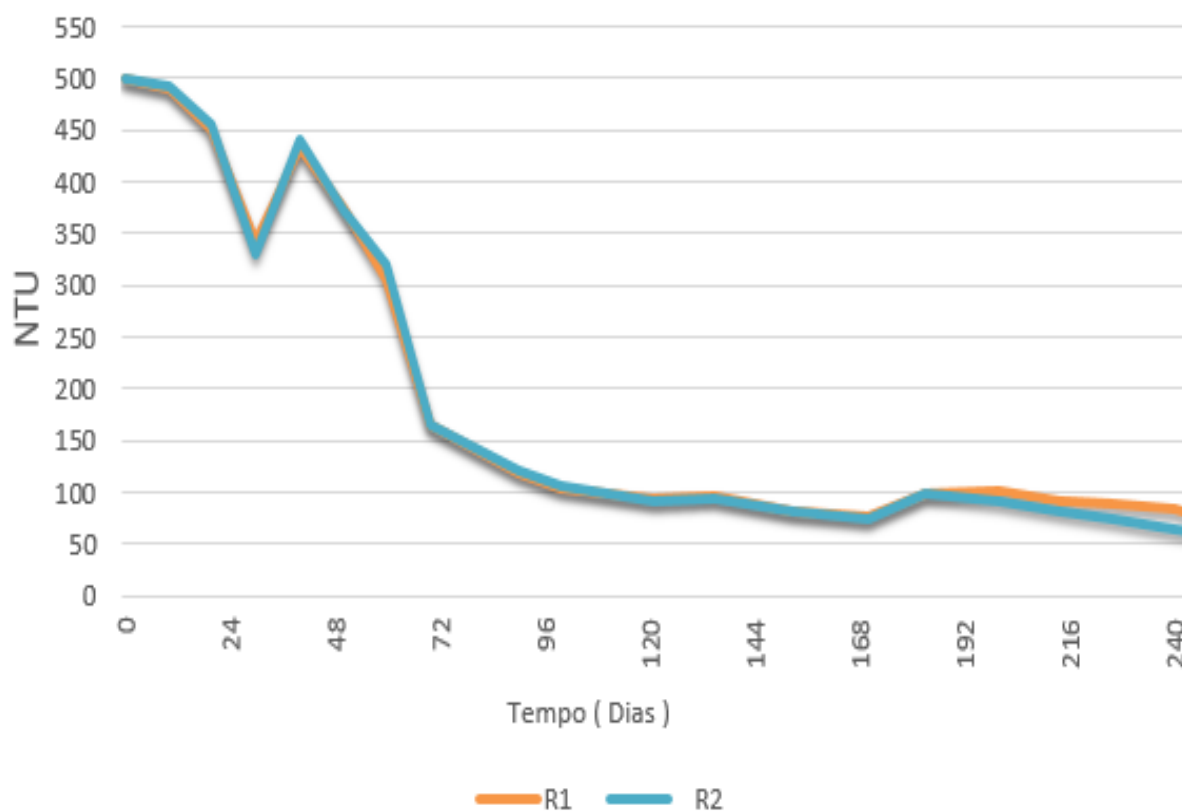
**Figura 10** - Valores de oxigênio dissolvido no interior dos reatores.



Fonte: Autor.

O monitoramento da turbidez nos efluentes tratados foi realizado para avaliação indireta da presença de sólidos suspensos (Figura 11).

Os maiores valores de turbidez nos tratados foram observados no início do experimento, período no qual ocorreram a redução dos tempos de sedimentação e, conseqüentemente, perda do lodo flocculento para formação e manutenção do lodo granular no interior dos reatores. Após 70 dias do início do experimento, os valores tenderam a estabilizar indicando uma estabilidade dos grânulos formados e baixa perda de sólidos pelos reatores.

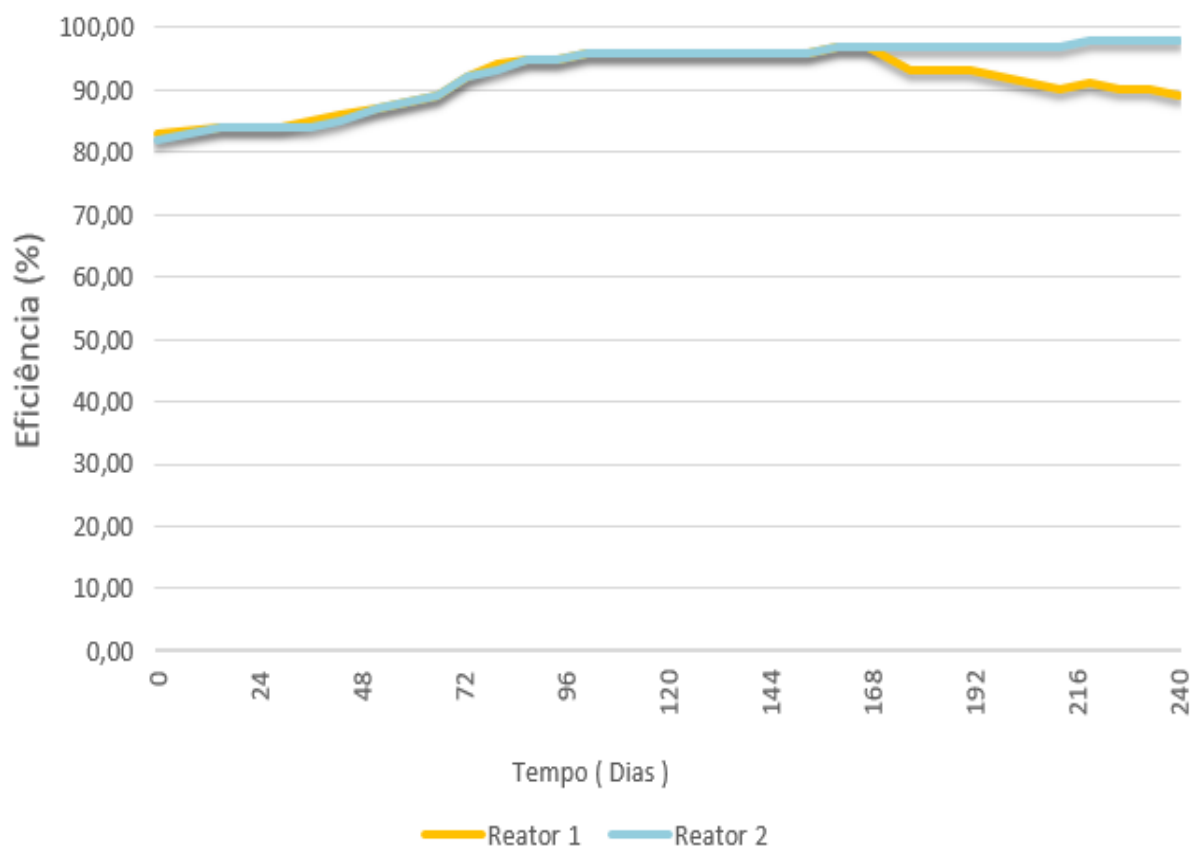
**Figura 11** - Valores de turbidez nos tratamentos dos reatores R1 e R2.

Fonte: Autor.

### 4.3 Remoção de matéria orgânica pelos reatores

Em relação à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), o reator R1 alcançou uma eficiência média de remoção de 96%, enquanto o reator R2 alcançou uma eficiência média de 98%. Durante o experimento, observaram-se aumentos significativos na remoção de matéria orgânica, sobretudo no R2, mas as eficiências de remoção de DQO foram superiores a 90,00% durante a maior parte do período de operação dos reatores.

**Figura 12 - Eficiência da remoção de DBO.**

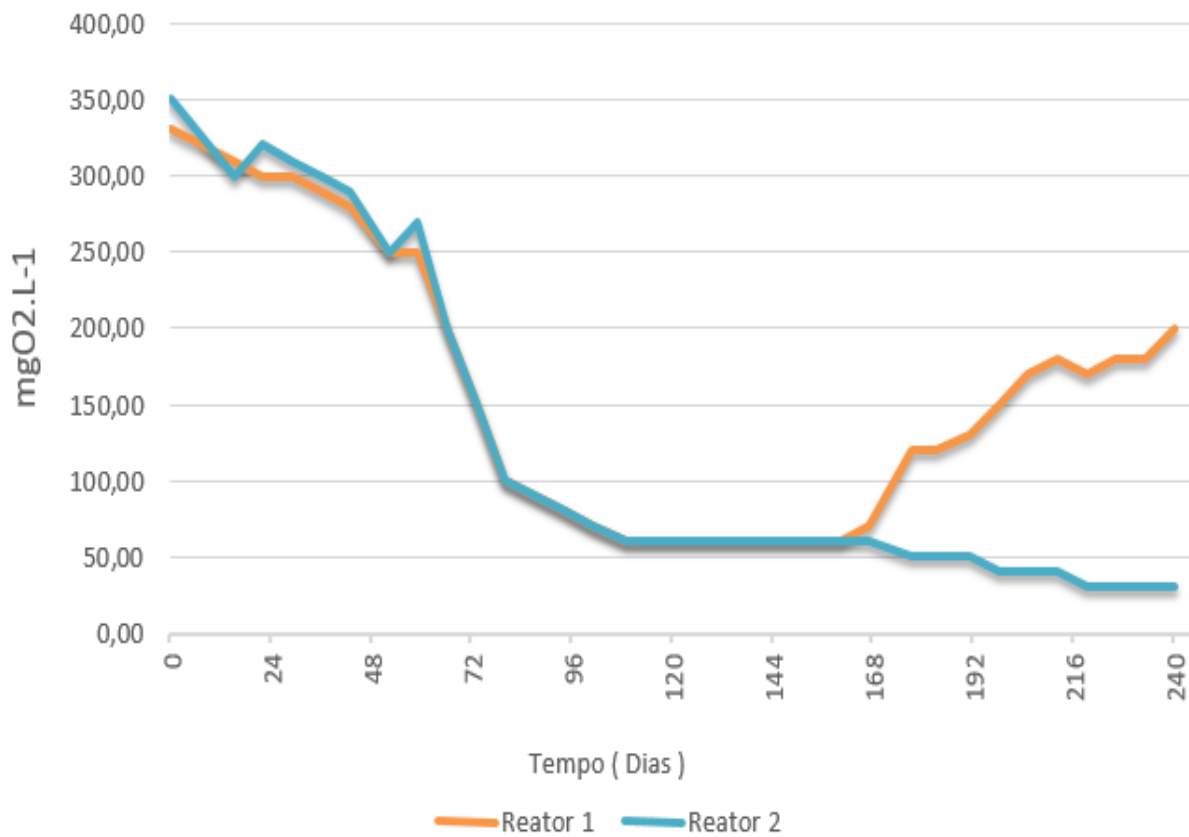


Fonte: Autor.

Os saldos da análise de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) mostraram que o reator R1 alcançou uma eficiência de remoção média de 96% com entrada inicial de 1950 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> e após o tratamento foi reduzido para 60 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, enquanto o reator R2 alcançou uma eficiência média de 98% no final do tratamento que chegou ao valor de 30 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>. A concentração média de DBO no afluente aos reatores, que representa a quantidade de matéria orgânica presente, antes do tratamento, foi de 1950 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>. Após o tratamento no reator R1, a concentração média de DBO no efluente foi reduzida para 60 mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, indicando uma elevada remoção da matéria orgânica. Já no reator R2, a concentração média de DBO no efluente foi menor, alcançando 30 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>.

Esses resultados indicam que o processo de tratamento foi eficaz na redução da carga de poluentes, resultando em efluentes com menor concentração de matéria orgânica.

**Figura 13 - Análise de DBO.**



Fonte: Autor.

Esses resultados evidenciam que ambos os reatores foram capazes de remover a DBO de forma satisfatória. Embora o Reator 1 mostrou uma leve diminuição na eficiência da remoção no final do processo, a redução significativa da concentração de DBO nos efluentes dos reatores R1 e R2 confirma a eficiência do tratamento na degradação e remoção da matéria orgânica.

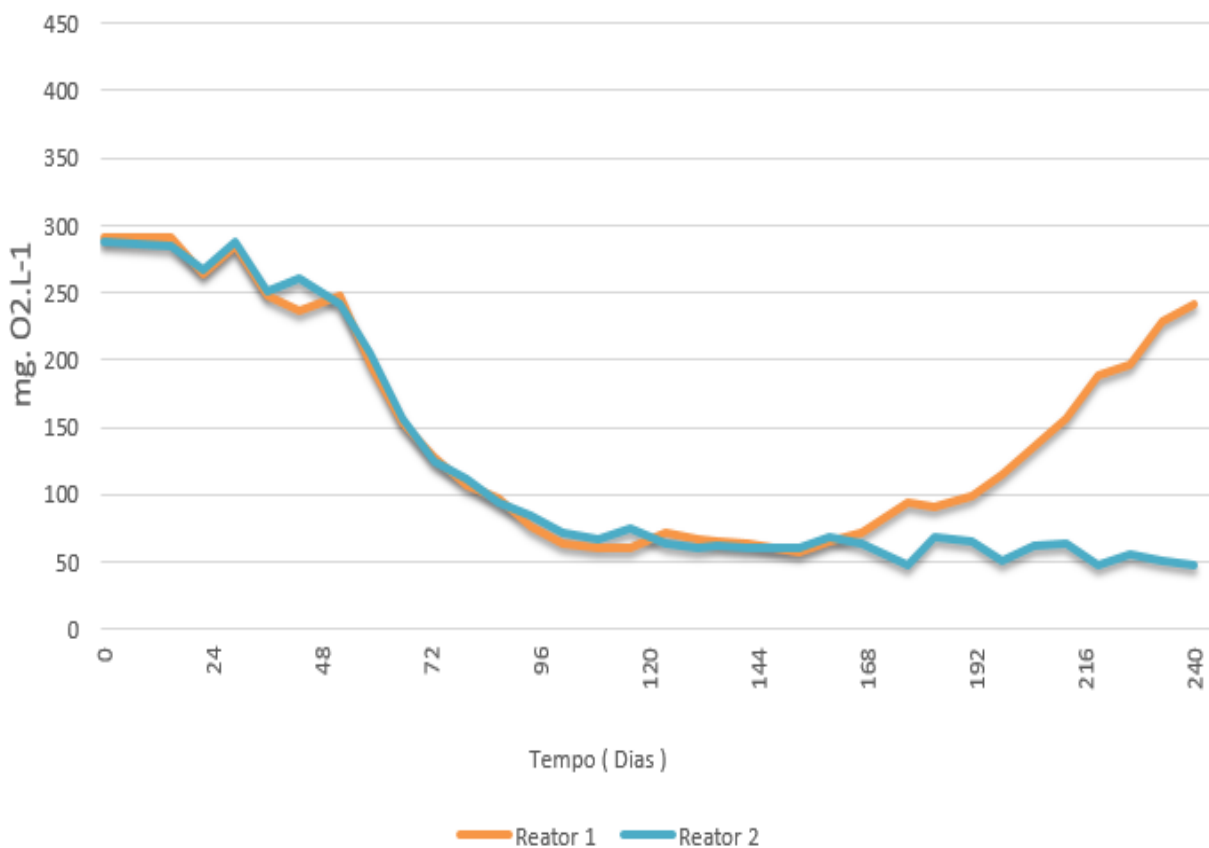
É importante ressaltar que os resultados estão em conformidade com a Resolução 430/2011 do CONAMA, que estabelece a necessidade de uma remoção mínima de 60% da DBO<sub>5</sub> para o lançamento de efluentes. Isso indica que o efluente tratado pelo sistema experimental atende aos requisitos regulatórios estabelecidos, garantindo a conformidade com as normas ambientais.

Os resultados apresentados indicam o desempenho de remoção da DQO nos reatores 1 e 2 ao longo do tempo. A concentração de DQO no efluente foi medida em diferentes momentos do experimento, e os valores foram registrados para ambos os

reatores, assim destacados na Figura 14. Ao analisar os resultados, pode-se observar uma diminuição progressiva da concentração de DQO no efluente ao longo do tempo. Inicialmente, as concentrações eram mais altas, mas à medida que o tratamento ocorria, houve uma redução significativa nos valores de DQO.

No Reator 1, a concentração de DQO da água residuária sintética diminuiu de 1531,00 mg L<sup>-1</sup> para 234,33 mg L<sup>-1</sup>, após o tratamento; enquanto no Reator 2, a redução foi de 1514,33 mg L<sup>-1</sup> da água residuária sintética para 224,33 mg L<sup>-1</sup> após o tratamento, indicando uma eficiente remoção da matéria orgânica presente nos efluentes tratados.

**Figura 14 - Nível de DQO dos efluentes tratados.**

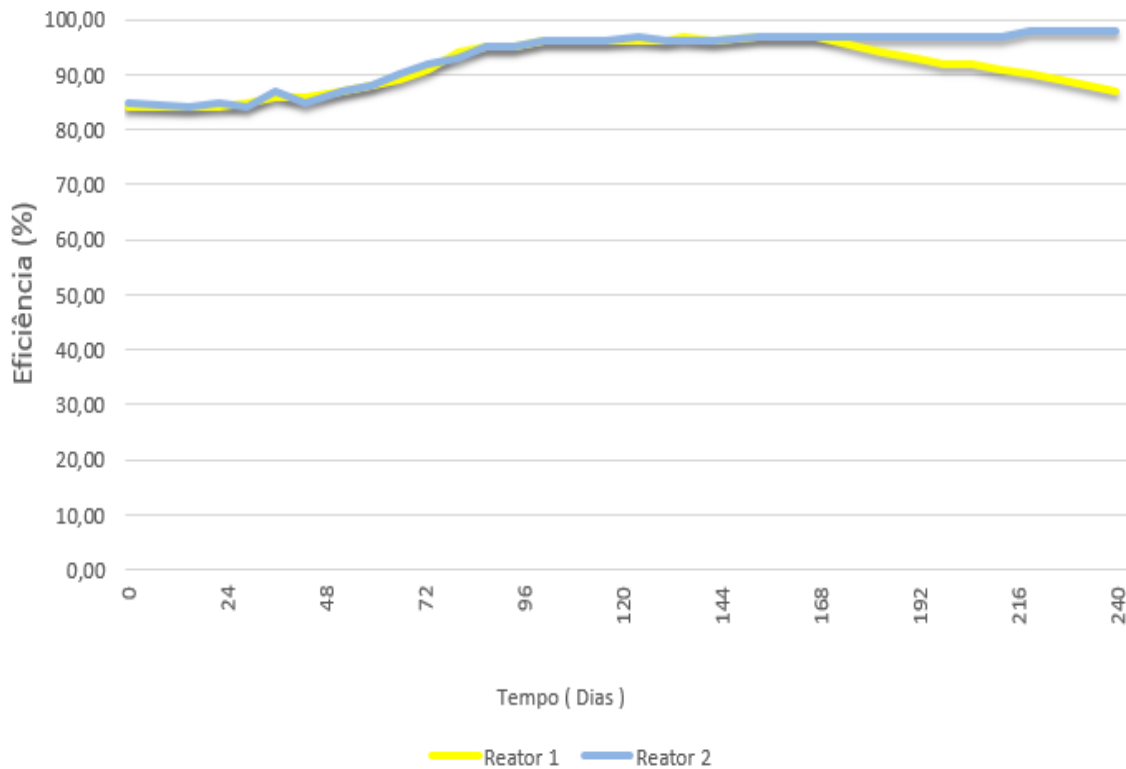


Fonte: Autor.

Ao longo do experimento, foram observados aumentos significativos na remoção de matéria orgânica, assim destacados na Figura 15.



**Figura 15 - Eficiência da remoção de DQO.**



Fonte: Autor.

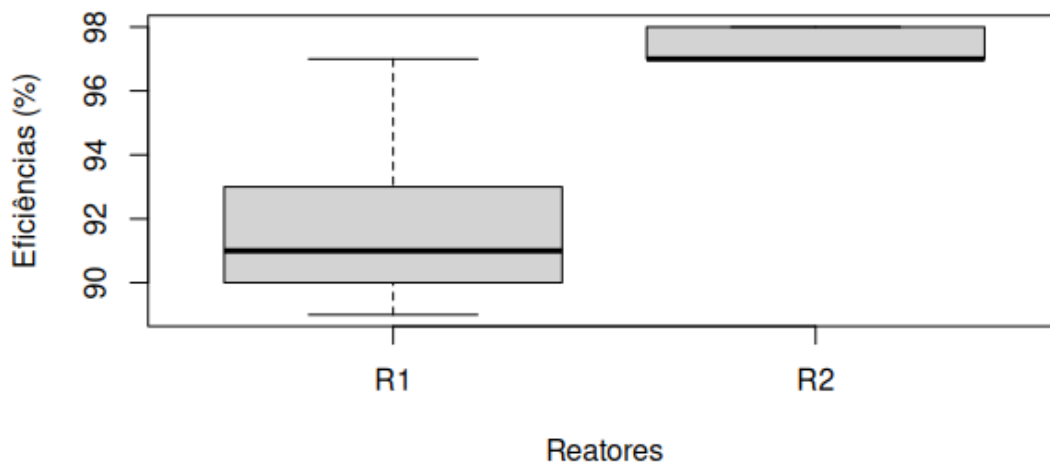
Esses resultados indicam que o processo de tratamento foi eficaz na redução da carga de poluentes, resultando em efluentes com menor concentração de matéria orgânica. Os resultados da análise de Demanda Química de Oxigênio (DQO) mostraram que ambos os reatores alcançaram valores próximos a uma eficiência de remoção de 98%, enquanto o reator R1 regrediu nos resultados devido a desestabilização dos grânulos pelo fato do grande aumento de concentração de EDTA.

#### **4.3.1 Remoção de matéria orgânica após o aumento da concentração de EDTA no reator R1**

No dia 24/09/2022, após 164 dias do início do experimento, iniciou-se o aumento da concentração de EDTA no reator R1. Embora a comparação das médias das eficiências de remoção de DBO e DQO pelos reatores ao longo de todo o período de monitoramento não tenha indicado grandes diferenças entre os tratamentos, observa-se nas Figuras 12 e 15 que as eficiências do reator R1 começaram a diminuir e permaneceram menores do que a do reator R2 até o final do experimento (dia 240).

Para comparar as eficiências de remoção de matéria orgânica dos reatores, deve-se avaliar o período do dia 164 ao dia 240 do experimento, quando ocorreu a alteração na composição dos afluentes aos reatores. Nesse intervalo, as eficiências médias de remoção de DBO foram de 91,73% para R1 e 97,36% para R2 (Figura 16).

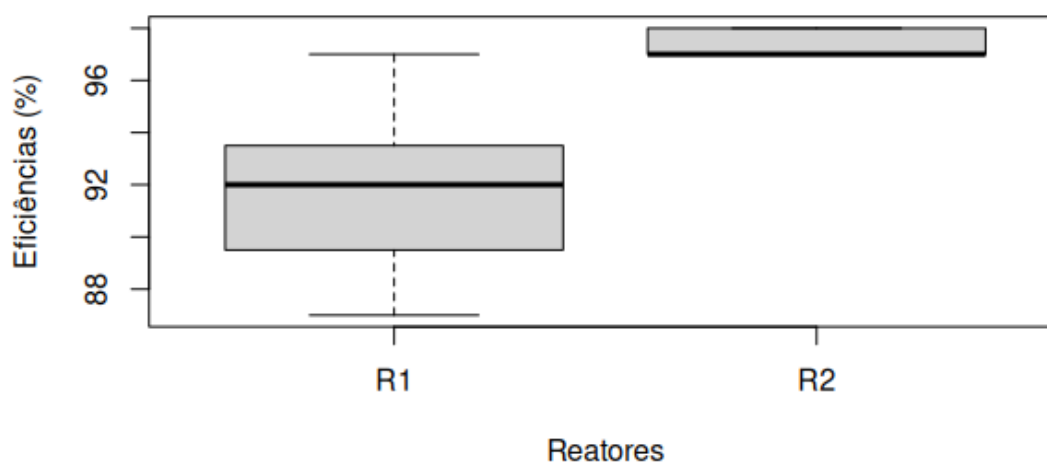
**Figura 16 - Eficiência da remoção de DBO após o início do aumento da concentração de EDTA no reator R1.**



Observa-se uma maior variação dos dados de R1 na Figura 16, atribuída à mudança na composição do afluente. Para verificar a significância dessa diferença, foi realizada uma análise estatística utilizando o método não-paramétrico de Kruskal-Wallis, uma vez que o teste de Shapiro-Wilk indicou que os resíduos não podem ser considerados normais. O teste de Kruskal-Wallis revelou uma diferença significativa entre as eficiências dos reatores, indicando uma diminuição na eficiência de remoção de DBO do reator R1 após o aumento da concentração de EDTA (Apêndice I).

Em relação à DQO, as eficiências médias de remoção foram de 91,64% para R1 e 97,36% para R2 após o dia 164 do início do experimento (Figura 17).

**Figura 17 - Eficiência da remoção de DQO após o início do aumento da concentração de EDTA no reator R1.**



Também foi observada uma maior variação nos valores da eficiência de remoção de DQO do reator R1 durante o período analisado. No entanto, o teste de Kruskal-Wallis não indicou uma diferença significativa entre as médias (Apêndice I).

#### 4.4 Análise estatística do desempenho dos reatores

Por meio de análise estatística, é possível avaliar o desempenho dos reatores com base nos parâmetros apresentados na Tabela 7. Essa tabela contém os valores avaliados nos reatores 1 e 2 durante os períodos de 150 a 240 dias.

Os p-valores são indicadores do nível de significância estatística, enquanto a avaliação da normalidade dos dados verifica se sua distribuição segue uma distribuição normal. Para comparar as médias entre os reatores, utilizou-se o teste t, e os resultados indicam se existem diferenças estatisticamente significativas. Com um nível de significância de 5% de probabilidade e a coluna  $H_0$  indica se a hipótese nula foi aceita ou rejeitada.

**Tabela 7** - Análise estatística entre os dados apresentados sobre o desempenho dos reatores.

Período	Parâmetro	Reatores	p-valor	Normalidade	Teste	Resultado	H <sub>0</sub>
0 a 149 dias	SST – Reatores	Tratado 1	0,4961	Sim	Teste t – Variâncias não homogêneas (var.test - p.valor = 0,042)	t= 0,84 p = 0,401	Aceita
		Tratado 2	0,3458				
0 a 149 dias	SSV/SST	Reator 1	0,7301	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,789)	t=0,479 p = 0,641	Aceita
		Reator 2	0,667				
0 a 149 dias	Remoção de DQO	Reator 1	0,301	Sim	Teste t – Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,581)	t = 1,962 p =0,047	Aceita
		Reator 2	0,192				
150 240 dias	a SST – Tratados	Tratado 1	0,961	Sim	Teste t – Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,232)	t= 1,67 p = 0,061	Aceita
		Tratado 2	0,958				
150 240 dias	a pH efluentes	Reator 1	0,2063	Sim	Teste t - Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,2540)	t=1,2961 p = 0,2423	Aceita
		Reator 2	0,2061				
150 240 dias	a Grânulos - Relação com d > 0,2mm	Reator 1	0,396	Sim	Teste t – Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,750)	t = -0,5788 p =0,5755	Aceita
		Reator 2	0,9348				
150 240	a IVL5	Reator 1	0,962	Sim	Teste t –	t =0,902	Aceita

dias		Reator 2	0,201		Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,380)	p= 0,4	
150 240	a	Reator 1	0,601		Teste t –	t = -0,38;	
dias		Reator 2	0,203		Variâncias homogêneas (var.test - p.valor = 0,650)	p = 0,71	
	IVL30			Sim			Aceita
150 240	a	IVL30/ Reator 1	0,042		Teste de Wilcoxon		
dias	IVL5	Reator 2	0,039	Não	para amos- tras independen- tes	w=0; p=0,029	NãoAceita
Tempera- tura	0,7045	0,7044	Aceita	Sim	Teste t – Variâncias Homogêneas (var.test - p.valor = 0,5063)	t (100) =1,530; p = 0,128	Aceita
Tempera- tura tra- tado	0,2200	0,2101	Aceita	Sim	Teste t – Variâncias Homogêneas (var.test - p.valor = 0,7700)	t (90) =0,7601; p = 0,4501	Aceita
Oxigênio Dissolvi- do	0,8859	0,8853	Aceita	Sim	Teste t – Variâncias Homogêneas (var.test - p.valor = 0,059)	t =1,698; p = 0,0993	Aceita
DBO	0,269	0,268	Aceita	Sim	Teste t – Variâncias Homogêneas (var.test - p.valor = 0,3139)	t (4) =1,999; p = 0,0739	Aceita

Fonte: Autor.

Com base nos resultados apresentados na Tabela 7, pode-se observar que não houve diferenças significativas entre o Reator 1 e o Reator 2 em relação ao parâmetro de Sólidos Suspensos Totais (SST). Tanto nos reatores quanto nos tratados, os valores de SST não apresentaram diferenças estatisticamente significantes, conforme confirmado pelos testes estatísticos realizados.

Da mesma forma, os pH também não mostraram diferenças significativas entre o Reator 1, Reator 2 e efluente tratado. Os testes estatísticos não rejeitaram a hipótese

nula, sugerindo que não há diferença estatisticamente significativa entre os reatores e efluente tratados nesses parâmetros.

No que diz respeito à remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) entre os dias 0 e 149, não foram observadas diferenças significativas entre os reatores. Os testes estatísticos indicaram que os valores de remoção de DQO não diferem de forma estatisticamente significativa entre os reatores.

Considerando o período de 150 a 240 dias, os valores de SST não mostraram diferenças significativas nos reatores e tratados. Da mesma forma, os valores de SSV nesse período não apresentaram diferenças estatisticamente significantes.

No entanto, em relação à remoção de DQO nesse período, foi observada uma diferença significativa entre o Reator 1 e o Reator 2. O teste estatístico rejeitou a hipótese nula, indicando que há uma diferença estatisticamente significativa nos valores de remoção de DQO entre os reatores nesse período específico.

A Tabela 8 mostra os resultados do teste estatístico Wilcoxon realizado para comparar diversos parâmetros entre o Reator 1 e o Reator 2. A análise objetivou avaliar se existem diferenças estatisticamente significativas entre os valores observados nos dois reatores, o que pode indicar variações na eficiência do tratamento e servir como referência para possíveis ajustes operacionais.

Para cada parâmetro, a tabela apresenta os valores observados nos Reatores 1 e 2, o p-valor obtido pelo teste estatístico, a verificação de normalidade dos dados, o tipo de teste estatístico utilizado (Wilcoxon ou t para amostras independentes), o resultado do teste, e a decisão sobre a hipótese nula ( $H_0$ ) que foi aceita, indicando se existem ou não diferenças estatisticamente significativas entre os reatores.

As análises estatísticas realizadas têm como objetivo avaliar se há diferenças significativas nos parâmetros avaliados entre os reatores, fornecendo informações importantes para entender o desempenho do sistema de tratamento, a influência do agente quelante e a efetividade na remoção de matéria orgânica e nutrientes.

Os resultados obtidos a partir das análises realizadas nos reatores apresentam informações relevantes sobre o desempenho e eficiência do sistema de tratamento. Com isso, através das análises é possível descrever os principais resultados e, em seguida, fazer uma comparação entre os dois reatores.

- IVL5 dias e IVL30 dias: Os valores obtidos para esses parâmetros nos dois reatores são bastante próximos e não apresentam diferenças estatisticamente significativas, conforme indicado pelos testes de variâncias homogêneas. Isso sugere que a taxa de sedimentação e a velocidade média de sedimentação dos grânulos aeróbios são semelhantes em ambos os reatores durante esses períodos;
- pH e pH tratados: O pH nos reatores não apresenta diferenças significativas, tanto nos valores brutos quanto nos tratados. Os testes de variâncias homogêneas indicam que as alterações no pH são consistentes e não dependem do reator. Esse resultado é importante, pois indica que o pH é controlado eficientemente no sistema de tratamento, garantindo condições adequadas para o desenvolvimento das bactérias e, conseqüentemente, o processo de degradação dos poluentes;
- Temperatura e Temperatura tratada: Os testes estatísticos não evidenciam diferenças significativas entre as temperaturas nos reatores. Ambos os sistemas apresentam estabilidade térmica, o que é essencial para manter as condições ótimas para o crescimento dos micro-organismos responsáveis pelo tratamento das águas residuais;
- Oxigênio Dissolvido: Nesse parâmetro, a comparação não revela diferenças significativas entre os dois reatores. A alta taxa de oxigênio dissolvido é crucial para manter o ambiente aeróbio no sistema e garantir a eficiência do tratamento;
- SST - Reatores e SST - Tratados: Os resultados indicam que a concentração de SST não apresenta diferenças estatisticamente significantes entre os reatores. Tanto nos reatores como nos tratamentos, os níveis de SST são mantidos em faixas similares;
- DQO e DBO: Ambos os reatores têm capacidade semelhante de remover poluentes orgânicos.

Diante de uma comparação entre os resultados, eles sugerem que os reatores operam de maneira similar, apresentando desempenho consistente e eficiente na remoção de poluentes. A ausência de diferenças estatisticamente significativas em diversos parâmetros reforça a ideia de que ambos os reatores estão desempenhando suas funções de maneira adequada e atendendo aos requisitos de tratamento.

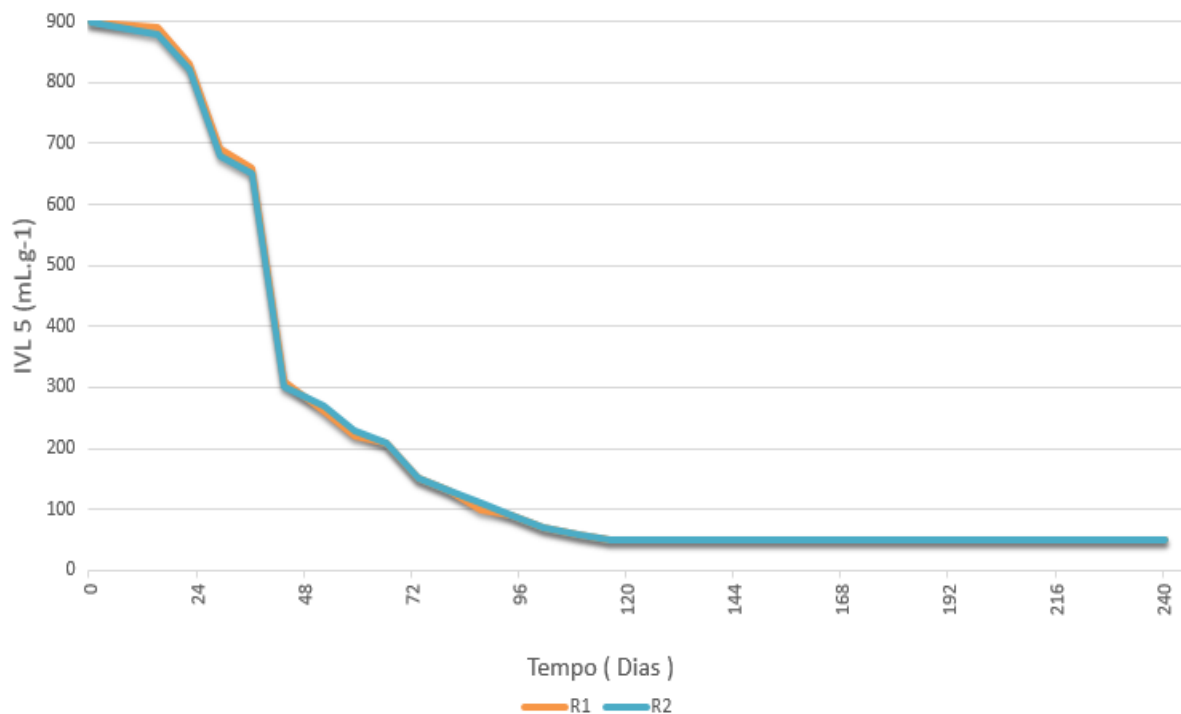
Essa uniformidade nos resultados é um indicativo que os reatores são igualmente eficazes na degradação dos poluentes presentes nas águas residuárias, e o tratamento aplicado não introduz impactos significativos nos parâmetros analisados.

#### 4.5 Índice Volumétrico de Lodo - IVL e Percentual de Granulação

Sabe-se que o IVL é um parâmetro significativo para avaliar a sedimentabilidade da LGA. Com isso, a interpretação do IVL indica que quanto maior o valor, pior é a sedimentabilidade do lodo. Os resultados mostram um comportamento semelhante da biomassa nos reatores, indicando uma boa capacidade de sedimentabilidade.

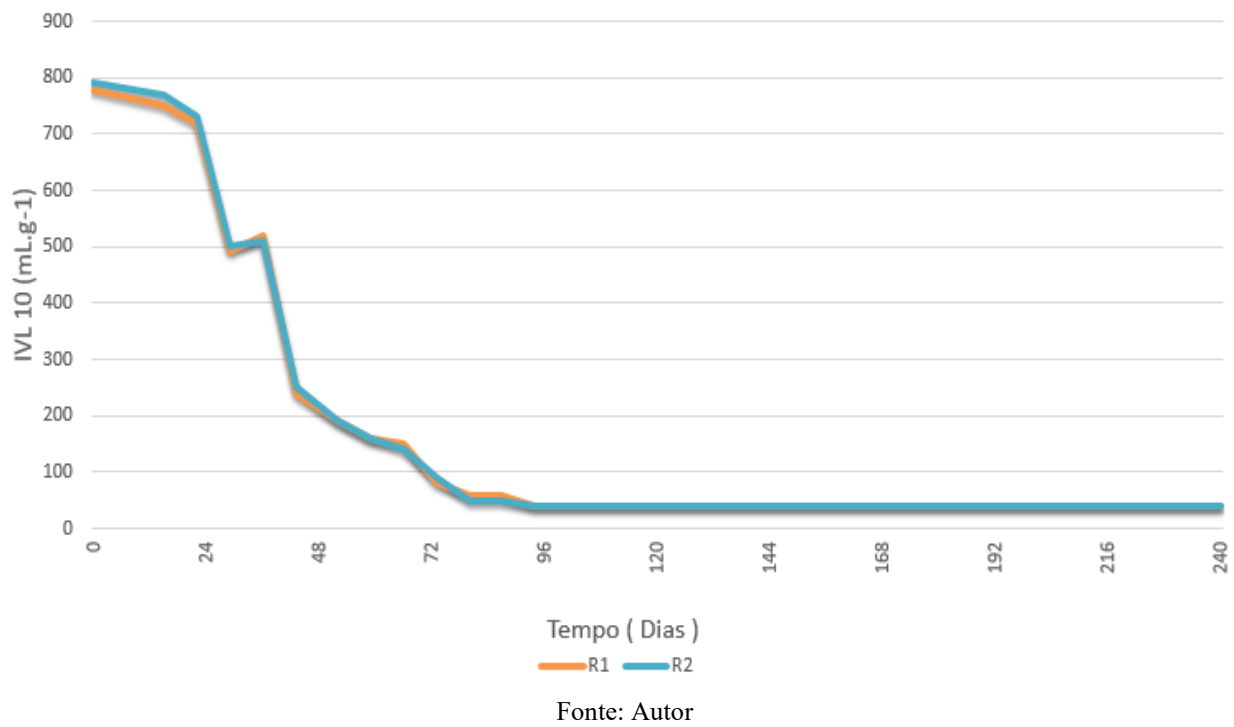
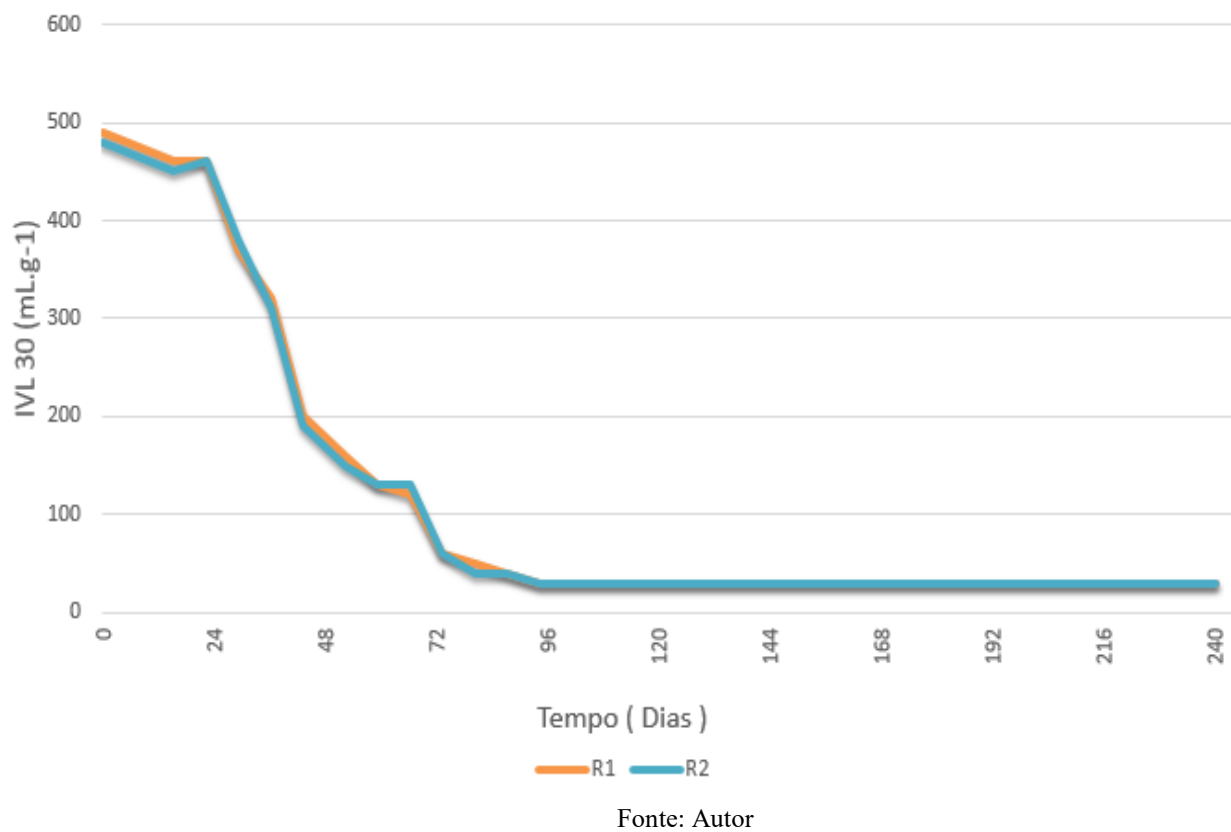
Para tanto, durante a pesquisa, os valores de  $IVL_5$ ,  $IVL_{10}$  e  $IVL_{30}$  foram analisados nos reatores, sendo apresentados na Figura 18 para o  $IVL_5$ , Figura 19 para  $IVL_{10}$ , e Figura 20 para o  $IVL_{30}$ .

**Figura 18** - Valores de  $IVL_5$ . No decurso da pesquisa.



Fonte: Autor.



**Figura 19** - Valores de IVL<sub>10</sub>. No decurso da pesquisa.**Figura 20** - Valores IVL<sub>30</sub>. No decurso da pesquisa.

Esses resultados sugerem que a sedimentabilidade do lodo e a capacidade de granulação da biomassa foram satisfatórias em ambos os reatores.

Vale destacar que o aumento de EDTA até  $0,940 \text{ g L}^{-1}$  e o tempo de sedimentação de 1 minuto não afetaram a sedimentabilidade no Reator 1.

O valor médio do  $IVL_{30}$  foi de  $41,74 \text{ mL g}^{-1}$  no R1 e  $40,30 \text{ mL g}^{-1}$  no R2, resultados consistentes com estudos anteriores em sistemas de LGA.

Os resultados também indicam estabilidade e resultados abaixo de  $100 \text{ mL g}^{-1}$  após o dia 79 do experimento, mas esse valor foi alcançado gradativamente durante o experimento e que a biomassa nos reatores possui uma boa capacidade de sedimentação e granulação.

Logo, quando as relações  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVL_{30}/IVL_5$  atingem valores iguais ou inferiores a 0,90, indica-se que a granulação está completa, evidenciando a formação de estruturas estáveis e compactas no reator.

Portanto, os reatores (R1 e R2) demonstraram uma boa capacidade de sedimentabilidade da biomassa ao longo do período de estudo, isso é evidenciado pelos valores relativamente baixos de IVL, indicando que a biomassa formou grânulos com boa coesão e estrutura sólida. Os valores de IVL para os diferentes tempos de sedimentação nos reatores mostraram-se consistentes e próximos entre si.

#### 4.6 Velocidade média de sedimentação

O estudo adotou a metodologia proposta por Ghangrekar, Asolekar e Joshi (2005) para avaliar a resistência dos grânulos formados durante 240 dias de experimento, utilizando o coeficiente de integridade (CI) como métrica de análise. O valor médio obtido para o CI foi de 1 para ambos os reatores o que indica que os grânulos mantiveram sua integridade estrutural ao longo do período de operação, sem sofrer rupturas significativas.

Os resultados destacam a estabilidade e resistência dos grânulos aeróbios formados no sistema de tratamento de águas residuais. A alta velocidade de sedimentação observada do reator 1 de  $11,72 \text{ m.h}^{-1}$  e a velocidade do reator 2 de  $15,23 \text{ m.h}^{-1}$  essa diferença pode ser explicada pelo Reator 2 apresentar grânulos maiores e mais densos pois no final do experimento a quantidade de EDTA era bem menor que o Reator 1, mas ambos têm velocidades bem acima de média, quanto mais maduro o grânulo maior sua densidade e massa.

E as altas velocidades citadas acima sugerem que os grânulos possuem maior densidade e coesão, evidenciando uma estrutura sólida e bem formada, essa característica é crucial para a eficiência do tratamento, uma vez que a rápida sedimentação dos grânulos permite uma melhor remoção de poluentes (GHANGREKAR, ASOLEKAR E JOSHI, 2005).

Em muitos trabalhos, os lodos aeróbios granulares sedimentam em velocidades de 10 a 12 m.h<sup>-1</sup> e em velocidades menores que 3,8 m.h<sup>-1</sup>, o lodo flocular predomina sobre o granular. No entanto, alguns estudos mostram que a formação de lodo granular pode ocorrer em velocidades de sedimentação mais baixas, mas o grânulo nem sempre é estável, o que resulta em uma redução na capacidade do reator de remoção de nitrogênio e matéria orgânica (PIRES; BENATTI; NOUR, 2021).

Isso significa que os grânulos apresentam uma boa capacidade de resistir a forças externas, sem perder sua estrutura coesa, o que é fundamental para um desempenho consistente e estável do sistema de tratamento de águas residuárias.

#### 4.7 Granulação

Nesta análise, serão demonstrados na Tabela 8 (R1) e Tabela 9 (R2), os dados coletados nos Reatores 1 e 2, referentes à frequência de diferentes faixas de diâmetros dos grânulos ao longo do tempo. Serão observados os padrões de variação nas frequências para cada faixa de diâmetros nos dois reatores.

**Tabela 8** - Reator 1: Frequência de diâmetros em diferentes dias de medição.

<b>Dia de Medição</b>	<b>&lt; 0,2 mm</b>	<b>0,2 - 3 mm</b>	<b>2 - 4 mm</b>
34	91%	9%	0
65	87%	9%	4%
96	49%	46%	5%
109	21%	64%	15%

Fonte: Autor.

**Tabela 9** - Reator 2: Frequência de diâmetros em diferentes dias de medição.

<b>Dia de Medição</b>	<b>&lt; 0,2 mm</b>	<b>0,2 - 3 mm</b>	<b>2 - 4 mm</b>
36	95%	5%	0
55	85%	10%	5%
110	20%	59%	21%

Fonte: Autor.

Com base nas amostras coletadas nos Reatores 1 e 2, foram observados alguns padrões descritos da Tabela 8 e 9, como no caso do Reator 1, onde os diâmetros menores que 0,2 mm apresentaram uma frequência variável ao longo do tempo, oscilando entre 87% no dia 65 e 21% no dia 109.

Os diâmetros entre 0,2 mm e 3 mm também tiveram uma frequência relativamente baixa, variando entre 9% no dia 34 e 46% no dia 96. No entanto, os diâmetros entre 2 mm e 4 mm mostraram uma frequência estável, mantendo-se com valores baixos e no dia 109 em torno de 15%.

No Reator 2, os resultados foram semelhantes, isso porque os diâmetros menores que 0,2 mm variaram entre 95% no dia 36 e 20% no dia 110. Para os diâmetros entre 0,2 mm e 3 mm, a frequência variou entre 5% no dia 36 e 59% no dia 110. Já os diâmetros entre 2 mm e 4 mm apresentaram em torno de 21% no dia 110, indicando uma presença consistente dessas partículas no reator.

Observando os dados apresentados nas Tabelas 8 e 9 para os Reatores 1 e 2, podemos fazer algumas comparações quanto à frequência de diferentes faixas de diâmetros:

### **1. Diâmetros Menores que 0,2 mm:**

- Reator 1: A frequência variou entre 87% no dia 65 e 21% no dia 109.
- Reator 2: A frequência variou entre 95% no dia 36 e 20% no dia 110.

### **2. Diâmetros Entre 0,2 mm e 3 mm:**

- Reator 1: A frequência variou entre 9% no dia 34 e 46% no dia 96.
- Reator 2: A frequência variou entre 5% no dia 36 e 59% no dia 110.

### 3. Diâmetros Entre 2 mm e 4 mm:

- Reator 1: A frequência manteve-se baixa até o dia 109 que ficou em torno de 15%.
- Reator 2: A frequência também se manteve baixa até o dia 55 que estava com 5%.

Observa-se que em ambos os reatores, os diâmetros menores que 0,2 mm apresentaram variações na frequência ao longo do tempo, indicando que a presença dessas partículas é mais variável.

Para os diâmetros entre 0,2 mm e 3 mm, ambas as unidades apresentaram uma frequência relativamente alta, porém, com oscilações diferentes em cada dia de medição.

Os diâmetros entre 2 mm e 4 mm mostraram uma frequência baixa em ambos os reatores, sugerindo uma dificuldade na formação de diâmetros maiores.

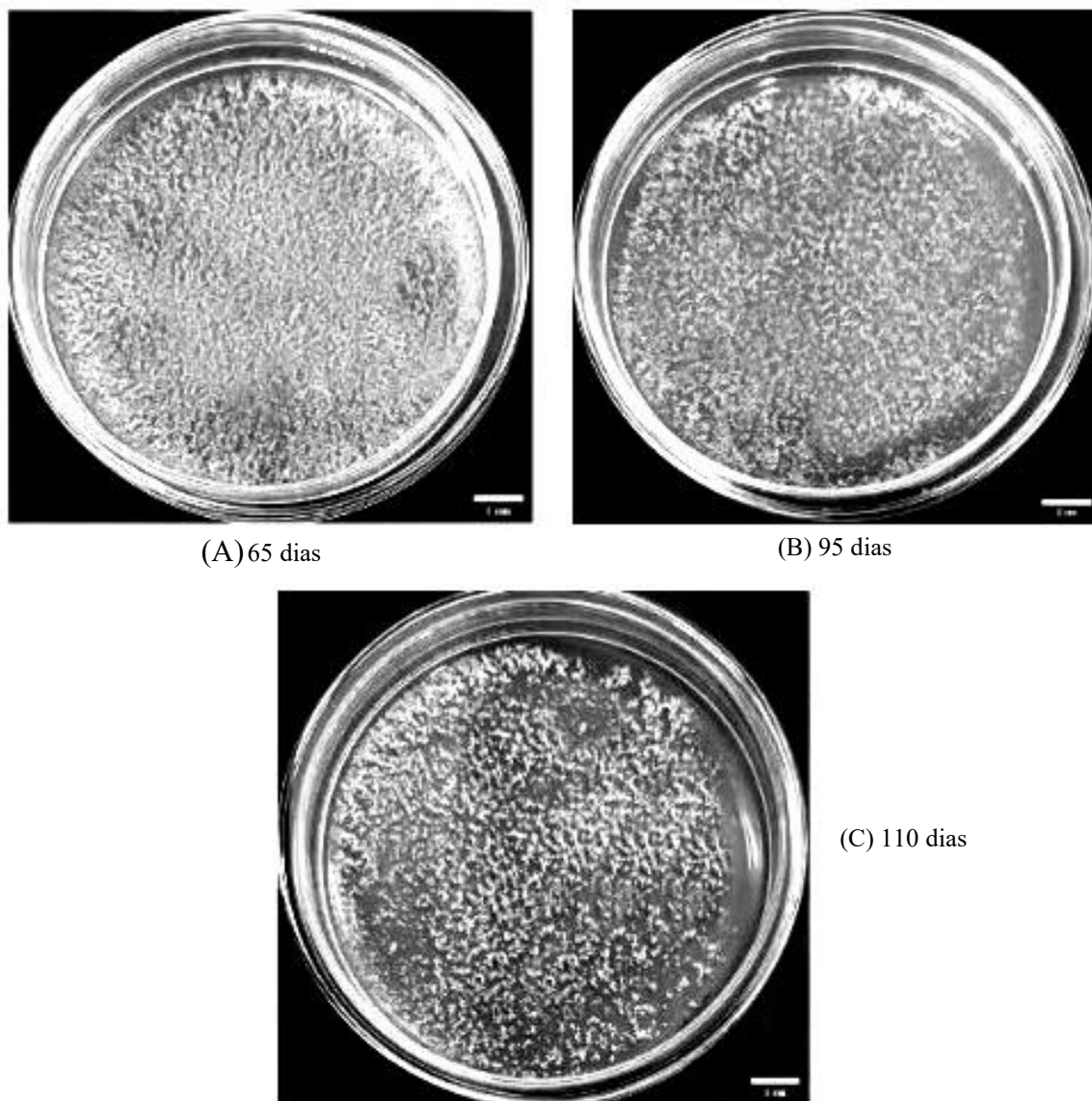
Yang et al. (2008) descobriram que a formação de grânulos com um pH de cerca de 8.0 e um diâmetro máximo de 4,8 mm. Segundo Adav et al. (2008), ainda não é possível identificar com precisão os efeitos do pH no crescimento de grânulos aeróbios. Mas, em condições de pH entre 4.0 e 6.0, os fungos crescem melhor. Isso pode ajudar no processo inicial de granulação, pois seus filamentos podem apoiar o crescimento das bactérias e o desenvolvimento do próprio grânulo.

É admissível concordar com Seid-mohammadi, Nouri e Asadi (2020), pois os altos períodos de sedimentação impedem a seleção de lodo com alta capacidade de sedimentação, atrapalhando a granulação do sistema. Afinal, como também afirmam os autores, o baixo tempo de sedimentação elimina a biomassa pouco biodegradável, mantendo os grânulos no sistema.

No desenvolvimento do experimento vemos que as partículas com diâmetros menores que 0,2 mm estão sempre presentes nos reatores, com suas frequências variando ao longo do tempo. Embora a frequência dessas partículas possa oscilar, sua presença constante indica uma característica comum nos sistemas de tratamento de águas residuárias estudados.

Para tanto, a evolução das partículas, podem ser vistos através da figura 21.

**Figura 21** - Imagem microscópica dos grânulos.



Fonte: Autor

Por outro lado, as partículas com diâmetros maiores que 0,2 mm também mostram frequências significativas nos reatores. As faixas de diâmetros entre 0,2 mm e 3 mm e entre 2 mm e 4 mm apresentam uma presença baixa em ambos os sistemas, sugerindo dificuldade dessas partículas em se desenvolver para alcançar altos valores de diâmetros.

## 5 CONCLUSÃO

Os dados coletados ao longo do tempo nos reatores R1 e R2 indicam que diferentes concentrações de EDTA tiveram impactos variados na eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes. O aumento da concentração de EDTA no reator R1 resultou em uma redução na eficiência de remoção de DBO. Contudo, as eficiências mantiveram-se elevadas neste reator e não houve evidências de rompimento dos grânulos nas concentrações de EDTA avaliadas.

Os testes estatísticos de Wilcoxon indicaram que as diferenças observadas nos parâmetros avaliados são estatisticamente significativas. Isto sugere que as variações nos dados coletados ao longo do tempo nos reatores R1 e R2 não ocorreram aleatoriamente, mas sim devido à influência do agente quelante presente no sistema.

Diante dos resultados obtidos, conclui-se que o sistema de tratamento avaliado demonstrou alta eficiência na remoção de poluentes ao longo do tempo. Observou-se uma melhoria significativa dos parâmetros de qualidade da água, com a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) diminuindo de 1950 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> para 47 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> e a turbidez reduzindo de 597 UNT para 61 UNT.

Embora tenha ocorrido uma diminuição na eficiência de remoção de DBO após o aumento da concentração de EDTA no reator R1, o esperado rompimento dos grânulos não foi observado. Este resultado pode ser atribuído ao tamanho reduzido dos grânulos formados nos reatores ou à decomposição do EDTA pelos próprios grânulos.

Recomenda-se que estudos futuros avaliem concentrações mais elevadas de EDTA, bem como a remoção de EDTA pelos tratamentos.

## 6 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, 2008. DOI: doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.05.002.

ADAV, SS; LEE, D-J; LAI, JY. *Effects of aeration intensity on formation of phenol-fed aerobic granules and extracellular polymeric substances*. *Appl Microbiol Biotechnol*. 2007; 77(1):175-182. doi:10.1007/s00253-007-1125-3

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

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

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION . *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.

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: Interciência, 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. *et al*. *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.



CONAMA, Resolução. 430/2011. **Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes**, 2011.

CORSINO, S. F.; CAMPO, R.; BELLA, G.; TORREGROSSA, M.; VIVIANI, G. *Study of aerobic granular sludge stability in a continuous flow membrane bioreactor*. *Bioresource Technology*, v. 200, p. 1055 – 1059, 2016.

CORSINO, S. F.; CAPODICCI, 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 a 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.

DEVLIN, T. R. et al. **Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics**. *Bioresource Technology*, v. 224, p. 229-235, 2017.

DONG, H. et al. The Effect of Initial Conditions with Aerobic Biological Treatment on Aniline Dyeing Wastewater. **Processes**, v. 9, n. 8, p. 1329–1329, 30 jul. 2021.

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

FREITAS, E.V.S.; NASCIMENTO, C.W.A.; BIONDI, C.M.; SILVA, J.P.S.; SOUZA, A.P. **Dessorção e lixiviação de chumbo em Espodossolo tratado com agentes quelantes**. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:517-525, 2009b.

GAO, S.; HE, Q.; WANG, H. Research on the aerobic granular sludge under alkalinity in sequencing batch reactors: Removal efficiency, metagenomic and key microbes. *Bioresource technology*, v. 296, p. 122280–122280, 1 jan. 2020.

GIESEN, A. et al. Avanços na aplicação da tecnologia de biomassa granular aeróbica para tratamento sustentável de águas residuais. **Prática e Tecnologia da Água**, v. 1, pág. 47-54, 2013.

GHANGREKAR, M. M.; ASOLEKAR, S. R.; JOSHI, S. G. *Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation*. *Water Research*. V. 39, 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

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

HARRIS, D. C. **Análise Química Quantitativa**. Tradução: BONAPACE, J. A. P.; BARCIA, O.E. 6. ed., Rio de Janeiro: LTC, 2005.

HENRIET O; MEUNIER C; HENR P; MAHILLON J. *Improving phosphorus removal in aerobic granular sludge processes through selective microbial management*. *Bioresour Technol*. 2016;211:298-306. doi: 10.1016/j.biortech.2016.03.099

JH, Tay; QS, Liu; Liu Y. *The effects of shear force on the formation, structure, and metabolism of aerobic granules*. *Appl Microbiol Biotechnol*. 2001;57(1-2):227-233. doi:10.1007/s002530100766

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

JUANG, Y.C.; ADAV, S.S.; LEE, D.J.; TAY, J.H. (2010) *Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: precipitating calcium and iron salts in granular interiors*. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 21, p. 8051-8057. Doi: https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.05.078

KEINATH, Thomas M.; WAHLBERG, Eric J. **Development of settling flux curves using SVI**. *Journal WPCF*, v. 12, n. 60, p. 2095-2100, 1988.

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.

KINNEAR, David. **Biological Solids Sedimentation: A Model Incorporating Fundamental Settling Parameters**. 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade de Utah, Salt Lake City, 2002.

KOŃCZAK, B.; KARCI, 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.

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

LI, J.; CAI, A.; WANG, M.; DING, L.B.; NI, Y.J. (2014) *Aerobic granulation in a modified oxidation ditch with an adjustable volume intraclarifier. Bioresource Technology*, v. 157, p. 351-354. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.130> » <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.130>

LI, X. et al. Turning alkalinity deficiency-induced metabolic disorder into an opportunity for promoting granulation and enhancing heat generation. **Journal of water process engineering**, v. 62, p. 105373–105373, 1 maio 2024.

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

LIU, Yong-Qiang; TAY, Joo-Hwa. *Variable aeration in sequencing batch reactor with aerobic granular sludge. Journal of biotechnology*, v. 124, n. 2, p. 338-346, 2006.

LIU, X; SUN, S; MA, B; ZHANG, C; WAN,C; LEE, DJ. *Understanding of aerobic granulation enhanced by starvation in the perspective of quorum sensing. Appl Microbiol Biotechnol*. 2016;100(8):3747-3755. doi:10.1007/s00253-015-7246-1

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](https://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, n° 3, p. 7191 – 7206, 2020. Disponível em: [bit.ly/2X7WETf](https://bit.ly/2X7WETf). Acesso em 09 set. 2021.

MEERS, E et al. *Enhanced phytoextraction: Search of EDTA Alternatives. Int. J. Phytorem.*, 6:95-109, 2004.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison Prescott. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5 ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

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](https://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](https://doi.org/10.15376/biores.13.1.176-191). Disponível em: [twixar.me/x8tm](https://twixar.me/x8tm). Acesso em 10 mai. 2021.

MORGENROTH, E. et al. *Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. Water Research*. V. 31, n° 12, p. 3191 – 3194, dez. 1997. DOI: [doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00216-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00216-9).

NAVARRO, Danielle; FOXCROFT, David; MEUNIER, Jean-Marc. *Learning statistics with Jamovi*. 2020.

NEREDA; *Nereda® Technology – Wastewater Treatment Solutions by Royal Haskoning DHV*. Holanda.

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.

OLESZKIEWICZ, J. A. *Effect of extended famine conditions on aerobic granular sludge stability in the treatment of brewery wastewater. Bioresorce Technology*. V. 226, p. 150 – 157, fev. 2017. DOI: [doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.026](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.026)

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.

PASCHOAL, C. M. R. B. **Avaliação ecotoxicológica de sedimentos em reservatórios da bacia do rio Tietê, SP, com ênfase na aplicação do estudo de AIT - Avaliação e Identificação da Toxicidade**. 2002. 146p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

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**. *Polyorganic – IMCD Company*. Disponível em: <https://polyorganic.com.br/a-importancia-dos-agentes-quelantes-nas-formulacoes/>. Acesso em: 10 mai. 2021

PNUD - **PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO e INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA**. Agenda 2030. Brasília, DF. Disponível em: [www.agenda2030.com.br](http://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

ROCKTÄSCHEL, T.; KLARMANN, C.; OCHOA, J.; BOISSON, P.; SORENSEN, 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](http://bit.ly/3F4v76d). Acesso em 30 set. 2021.

RODRIGUES, L. A.; GONÇALVES, M. C.; TORMENA, C. F. **Conceitos básicos em química de coordenação e aplicações de complexos de metais de transição**. Quím. Nova, São Paulo, v. 27, n. 5, p. 766-771, 2004.

ROLLEMBERG, S. L. S; BARROS, A. R. M.; FIRMINO, P. I. M.; SANTOS, A. B. **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. **Confira 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/](http://blog.brkambiental.com.br/tecnologia-nereda/). Acesso em: 11 mai. 2022.

ROYAL HASKONINGDHV. *Nereda® Plants*. Amersfoort, Holanda: Royal Haskoning DHV, 2021. Disponível em: [twixar.me/Mx4m](http://twixar.me/Mx4m). Acesso em 11 mai. 2022.

SAJJAD, M; KIM, K. S. **Studies on the interactions of Ca<sup>2+</sup> and Mg<sup>2+</sup> 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

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. DEZOTTI, M. Introdução. In: DEZOTTI, M. **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

SENA, Helvécio C. **O recebimento de lodo ETA em ETE por lodo ativado operando com mídia plástica no tanque de aeração (MBBR)**. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária – USP, São Paulo, 2011. Disponível em: [https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde31082011161023/publico/Tese\\_Helvecio\\_Carvalho\\_de\\_Sena.pdf](https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde31082011161023/publico/Tese_Helvecio_Carvalho_de_Sena.pdf).

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/s11157019-09518-9.

SHENG, G-p; A-j Li; X-y Li; H-q Yu. **Effects of seed sludge properties and selective biomass discharge on aerobic sludge granulation**. *Chem Eng J*. 2010;160(1):108–114.

SHENG, Guo-Ping; YU, Han-Qing; LI, Xiao-Yan. **Substâncias poliméricas extracelulares (EPS) de agregados microbianos em sistemas biológicos de tratamento de águas residuais: uma revisão**. *Avanços da biotecnologia*, v. 28, n. 6, pág. 882-894, 2010.

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

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Mapa de Indicadores de Esgoto**. 2019. Disponível em: [http://www.snis.gov.br/downloads/panorama/PANORAMA\\_DO\\_SANEAMENTO\\_BASICO\\_NO\\_BRASIL\\_SNIS\\_2021.pdf](http://www.snis.gov.br/downloads/panorama/PANORAMA_DO_SANEAMENTO_BASICO_NO_BRASIL_SNIS_2021.pdf) Acesso em: 07 out. 2022.

SOBRINHO, Pedro Alem. **Estudo dos fatores que influem no desempenho do processo de lodos ativados: determinação de parâmetros de projeto para esgotos predominantemente domésticos**. *Revista DAE*, n. 132, p. 49-85, 1983.

UCHIMURA, M. S. **Dossiê técnico: sabão**. Instituto de Tecnologia do Paraná, 2007. Disponível em: [twixar.me/xCtm](http://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](http://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

VASHI, H.; IORHEMEN, O. T.; TAY, J. H. **Extensive studies on the treatment of pulp mill wastewater using aerobic granular sludge (AGS) technology**. *Chemical Engineering Journal*. V. 359, mar. 2019, p. 1175 – 1194. DOI: doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.060

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. et al. Formation, application, and storage-reactivation of aerobic granular sludge: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 323, p. 116302, dez. 2022.

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. ***Impact of 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

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION – ***Don't pollute my future! The impact of the environment on children's health***. 2017. World Health Organization. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-FWC-IHE-17.01>. Acesso em: 10 fev. 2022.

YANG, S. F., LIU, Q. S., TAY, J. H. & LIU, Y. ***Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors***. *Lett. Appl. Microbiol.* 38, 106–112 (2004).

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***. *Bioresour Technol.* V. 289, out. 2019. DOI: doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121620

ZHANG Q, Hu J, Lee DJ. ***Aerobic granular processes: Current research trends***. *Bioresour Technol.* 2016; 210:74-80. doi: 10.1016/j.biortech.2016.01.098



## 7 APÊNDICE

- **Resultados das análises estatísticas da eficiência de remoção de DBO dos reatores durante o período de monitoramento dos reatores entre o dia 164 e o dia 240**

```
> dic(tratDBO2, respDBO2, quali = TRUE, mcomp = "tukey", sigT = 0.05, sigF = 0.05)
```

-----  
 Quadro da analise de variancia  
 -----

	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Tratamento	1	174.727	174.727	66.276	8.8898e-08
Residuo	20	52.727	2.636		
Total	21	227.455			

-----

CV = 1.72 %

-----

Teste de normalidade dos residuos ( Shapiro-Wilk )

Valor-p: 0.003989312

ATENCAO: a 5% de significancia, os residuos nao podem ser considerados normais!

-----

-----

Teste de homogeneidade de variancia

valor-p: 0.1347855

De acordo com o teste de bartlett a 5% de significancia, as variancias podem ser consideradas homogeneas.

-----

Teste de Tukey

-----

Grupos Tratamentos Medias

a	EfDBOR2	97.36364
b	EfDBOR1	91.72727

-----

```
> kruskal.test(tratDBO2, respDBO2)
```

Kruskal-Wallis rank sum test

data: tratDBO2 and respDBO2

Kruskal-Wallis chi-squared = 17.659, df = 6, p-value = 0.007143

- **Resultados das análises estatísticas da eficiência de remoção de DQO dos reatores durante o período de monitoramento dos reatores entre o dia 164 e o dia 240**

```
> dic(tratDQO2, respDQO2, quali = TRUE, mcomp = "tukey", sigT = 0.05, sigF = 0.05)
```

-----  
 Quadro da análise de variancia  
 -----

	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Tratamento	1	180.409	180.409	37.945	5.1075e-06
Residuo	20	95.091	4.755		
Total	21	275.500			

-----

CV = 2.31 %

-----

Teste de normalidade dos residuos ( Shapiro-Wilk )

Valor-p: 0.09314555

De acordo com o teste de Shapiro-Wilk a 5% de significancia, os residuos podem ser considerados normais.

-----

-----

Teste de homogeneidade de variancia

valor-p: 0.02277798

ATENCAO: a 5% de significancia, as variancias nao podem ser consideradas homogeneas!

-----

Teste de Tukey

-----

Grupos Tratamentos Medias

a	EfDQOR2	97.36364
b	EfDQOR1	91.63636

-----

```
> kruskal.test(tratDQO2, respDQO2)
```

Kruskal-Wallis rank sum test

data: tratDQO2 and respDQO2

Kruskal-Wallis chi-squared = 17.659, df = 10, p-value = 0.06099