



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

WALLACES PAULO DA SILVA

**TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO COM LODO GRANULAR AERÓBIO
EM REATORES EM BATELADAS SEQUENCIAIS: PRÉ-DIMENSIONAMENTO
E CRITÉRIOS DE PROJETO**

RECIFE

2022

WALLACES PAULO DA SILVA

**TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO COM LODO GRANULAR AERÓBIO
EM REATORES EM BATELADAS SEQUENCIAIS: PRÉ-DIMENSIONAMENTO
E CRITÉRIOS DE PROJETO**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Curso de Engenharia Civil da
Universidade Federal de Pernambuco, como
requisito parcial para obtenção do título de
bacharel em Engenharia Civil.

Orientador (a): Profa. Dra. Bruna Scandolara Magnus

Coorientador (a): M. Sc. Marcos Adriano Marques Pessôa Sales

RECIFE

2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do programa de geração automática do SIB/UFPE

Silva, Wallaces Paulo da .

Tratamento de esgoto doméstico com lodo granular aeróbio em reatores em bateladas sequenciais: pré-dimensionamento e critérios de projeto / Wallaces Paulo da Silva. - Recife, 2022.

82 p. : il., tab.

Orientador(a): Bruna Scandolara Magnus

Coorientador(a): Marcos Adriano Marques Pessôa Sales

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Engenharia Civil - Bacharelado, 2022.

1. Saneamento básico. 2. Tratamento biológico de efluentes. 3. Viabilidade técnica e ambiental. I. Magnus, Bruna Scandolara. (Orientação). II. Sales, Marcos Adriano Marques Pessôa. (Coorientação). III. Título.

WALLACES PAULO DA SILVA

**TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO COM LODO GRANULAR AERÓBIO
EM REATORES EM BATELADAS SEQUENCIAIS: PRÉ-DIMENSIONAMENTO
E CRITÉRIOS DE PROJETO**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Curso de Engenharia Civil da
Universidade Federal de Pernambuco, como
requisito parcial para obtenção do título de
bacharel em Engenharia Civil.

Aprovado em: 08/11/2022

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Bruna Scandolara Magnus (Orientadora)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Fabricio Motteran (Examinador Interno)

Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Shyrlane Torres Soares Veras (Examinador Externo)

Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, pelo dom da vida, por estar comigo em todos os momentos e por me dar forças para superar obstáculos que aparentavam ser intransponíveis.

Aos meus pais, Rosenilda e Severino, pela educação, apoio e todo empenho para que meu sonho pudesse se transformar em realidade.

Aos meus irmãos Willamis e Wesley, pelo companheirismo e parceria. Ao meu avô José Antônio, tios e tias por toda preocupação durante toda jornada.

Ao meu amor Karol, por ser minha dupla de tantos trabalhos em grupo, pelo incentivo e por estar comigo durante a árdua jornada. Sem dúvidas você é o melhor presente que a universidade me deu.

Aos meus mestres, que foram imprescindíveis na minha formação, tanto no âmbito profissional como no pessoal.

Aos amigos que fiz durante a graduação, em especial Juliano, Jackson, Thiago e Gabriel.

Aos meus orientadores, Bruna Magnus e Marcos Sales, pela oportunidade, pelos ensinamentos, incentivos e contribuição.

Ao professor Wanderli Leite, pela indicação para iniciação científica e por me incentivar a buscar mais sobre saneamento básico.

A professora Lourdinha Florênci pela orientação durante o período de IC.

A todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para a elaboração deste trabalho.
Muito obrigado!

RESUMO

O lodo granular aeróbio (LGA) é uma tecnologia promissora no tratamento biológico de efluentes domésticos, devido às altas eficiências de remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes em um único reator. Por se tratar de um sistema recém desenvolvido, este estudo teve como objetivo apresentar uma metodologia simplificada de dimensionamento dos principais componentes de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) com LGA em escala real. Para atender à demanda futura da ETE Mangueira (vazão média de 96,35 L/s até 2047), são necessários dois reatores em bateladas sequenciais (RBS) de volume constante com 1514 m³, diâmetro de 20 metros em uma área de aproximadamente 0,65 hectares. O ciclo dos reatores teria duração total de 4 horas (fase de alimentação e descarte simultâneos definida em 45 minutos, reação aerobia com tempo de 2 horas e 45 minutos e etapa de descanso com 30 minutos) e relação alimento/microrganismo de 0,4 kgDQO/kg.SST.dia. Verificou-se que é possível implementar sobre o ponto de vista técnico e ambiental uma ETE com LGA, especialmente quando se busca boa eficiência no tratamento, em um local com pouca área disponível. Constatou-se que para suprir as necessidades de tratamento futuras da ETE Mangueira com aplicação do LGA, é preciso uma área 52% menor que o atual tratamento com UASB e lagoas de polimento.

Palavras-chave: Saneamento básico; tratamento biológico de efluentes; viabilidade técnica e ambiental.

ABSTRACT

The aerobic granular sludge (AGS) is a promising technology in the biological treatment of domestic wastewater, due to the high efficiencies of simultaneous removal of organic matter and nutrients in a single reactor. Because it is a recently developed system, this study aimed to present a simplified methodology for sizing the main components of a wastewater treatment plant (WWTP) with LGA in full-scale. To meet the future demand of Mangueira WWTP (average flow of 96.35 L/s until 2047), two sequential batch reactors (SBR) of constant volume with 1514 m³, 20 meters diameter in an area of approximately 0.65 hectares are required. The cycle of the reactors would have a total duration of 4 hours (simultaneous feed and discharge phase set at 45 minutes, aerobic reaction time of 2 hours and 45 minutes and a rest phase of 30 minutes) and a food/microorganism ratio of 0.4 kgCOD/kg.TSS.day. It was verified that it is possible to implement a WWTP with AGS from a technical and environmental point of view, especially when good treatment efficiency is sought, in a place with little available area. It was found that to supply the future treatment needs of the Mangueira WWTP with the application of AGS, an area 52% smaller than the current treatment with UASB and polishing ponds is needed.

Keywords: Basic sanitation; biological treatment of effluents; technical and environmental feasibility

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-Esquema do ciclo operacional típico de um RBS.....	19
Figura 2- Etapas do ciclo Nereda	22
Figura 3-Diferença entre a sedimentabilidade do LGA e o lodo ativado após 5 minutos.....	23
Figura 4-Representação gráfica dos microrganismos no interior do LGA.....	24
Figura 5-Representação esquemática da formação dos grânulos de LGA	26
Figura 6-Duração dos ciclos para uma ETE com dois retores e um tanque de equalização em períodos seco e chuvoso	28
Figura 7-Vista superior da ETE Mangueira	35
Figura 8-Fluxograma proposto para a nova ETE Mangueira	40
Figura 9-Gráfico do crescimento populacional de Recife-PE - Projeção Linear	55
Figura 10-Gráfico do crescimento populacional de Recife-PE - Projeção exponencial	56
Figura 11 -Gráfico do crescimento populacional de Recife-PE - Projeção Logarítmica	56
Figura 12-Área de projeto - ETE Mangueira.....	57
Figura 13-Desenho ilustrativo de uma centrífuga	70
Figura 14-Sistema de desinfecção UV WEDECO	71
Figura 15-Locação das unidades de tratamento - ETE projetada.....	72
Figura 16-Comparativo entre as áreas do tratamento existente e da ETE projetada.....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-Classificação das grades de barras retas em função do espaçamento	16
Tabela 2-Comparativo de eficiências entre alguns tipos de tratamento de esgoto	29
Tabela 3-Comparativo do consumo energético entre um sistema de lodo ativado e de lodo granular aeróbio visando remoção de nutrientes	30
Tabela 4-Concentrações afluentes do reator UASB - ETE Mangueira	39
Tabela 5-Limites de aplicação: Medidores Parshall com escoamento livre	41
Tabela 6-Valores do expoente n e do coeficiente λ	42
Tabela 7-Seção típica transversal das barras	43
Tabela 8-População censitária residente em Recife-PE	55
Tabela 9-Estudo populacional - Comparativo entre métodos matemáticos	57
Tabela 10-Projeção da população na área de projeto, segundo os setores censitários	58
Tabela 11- Vazões de início e fim de plano - ETE Mangueira	59
Tabela 12-Configurações de RBS de volume constante de LGA utilizadas na patente Nereda®	65
Tabela 13-Duração das etapas de um RBS de volume constante de LGA utilizado na patente Nereda®.....	65
Tabela 14 - Sugestões de capacidades e número de centrífugas	69
Tabela 15-Avaliação relativa dos sistemas de tratamento na ETE Mangueira	74

LISTA DE QUADROS

Quadro 1-Principais vantagens e limitações do RBS	21
Quadro 2-Características das unidades de tratamento - ETE Mangueira.....	35

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ALE	Alginato
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cr	Coeficiente de retorno
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPS	Substâncias Poliméricas Extracelulares
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FBAS	Filtro Biológico Aerado Submerso
FBP	Filtro Biológico Percolador
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
Kd	Coeficiente de respiração endógena
LA	Lodo Ativado
LGA	Lodo Granular Aeróbio
LP	Lagoa de polimento
MBR	Reator biológico com membrana
NDS	Nitrificação e Desnitrificação Simultânea
NH ₄ ⁺	Amônio
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
O ₂	Oxigênio
ONU	Organização das Nações Unidas
pH	Potencial hidrogeniônico
PHA	Polihidroxialcanoato
PO ₄ ³⁻	Fosfato
PT	Fósforo Total
RBS	Reator em Bateladas Sequenciais
RLGA	Reator de Lodo Granular Aeróbio
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SSRB	Sólidos Suspensos no Reator Biológico
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TAS	Taxa de Aplicação de Sólidos
TCL	Taxa de carregamento de lodo
TE	Tanque de Equalização
TES	Taxa de escoamento superficial
UASB	Reator Anaeróbio de fluxo ascendente
UV	Radiação Ultravioleta
W	Watt
Y	Coeficiente de produção celular

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
1.1	Justificativa e motivação.....	13
1.2	Objetivos gerais e específicos	14
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
2.1	Tratamento preliminar	16
2.1.1	Gradeamento	16
2.1.2	Desarenador.....	17
2.1.3	Medidor de vazão.....	17
2.2	Tratamento aeróbio convencional	18
2.3	Reator em bateladas sequencias (RBS)	19
2.4	RBS com volume constante	21
2.5	Lodo granular aeróbio.....	22
2.5.1	Fatores intervenientes no processo de granulação	24
2.5.2	Mecanismos de formação do lodo granular aeróbio	25
2.5.3	Ciclo operacional	27
2.6	Benefícios e desafios do lodo granular aeróbio.....	28
2.7	Tratamento e disposição final do lodo.....	32
3	MATERIAIS E MÉTODOS	34
3.1	Dados de projeto.....	34
3.1.1	Local de estudo: ETE Mangueira.....	34
3.1.2	Estimativa populacional na área de projeto	36
3.1.3	Vazões de projeto	36
3.1.4	Características do efluente	38
3.2	Dimensionamento da ETE para o sistema de lodo granular aeróbio.....	40
3.2.1	Medidor Parshall	41

3.2.2 Gradeamento	43
3.2.3 Caixa de areia.....	46
3.2.4 Reator aeróbio em batelada sequencial	47
3.2.5 Tanque de equalização	50
3.2.6 Estimativa da produção de lodo	51
3.2.7 Centrífuga de lodo.....	52
3.2.8 Desinfecção por radiação UV	53
3.2.9 Estimativa da área necessária para as unidades de tratamento	54
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
4.1 População de projeto	55
4.2 Vazões de projeto	59
4.3 Tratamento preliminar	60
4.4 Reator aeróbio e tanque de equalização.....	64
4.5 Estimativa da produção de lodo.....	67
4.6 Centrífuga de lodo.....	69
4.7 Desinfecção por radiação UV	71
4.8 Comparativo da área requerida de projeto e as instalações existentes.....	72
4.9 Análise da aplicabilidade da tecnologia LGA no local de estudo	73
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	75
5.1 Conclusões.....	75
5.2 Recomendações para trabalhos futuros	75

1 INTRODUÇÃO

O saneamento básico constitui um aspecto essencial para a sociedade, pois influencia na saúde e na qualidade de vida das pessoas e pode-se dizer que impacta no desenvolvimento da sociedade em sua totalidade. O lançamento de efluentes sem o tratamento adequado, apesar de ser uma prática comum, causa muitos danos à natureza como a eutrofização, caracterizada pelo enriquecimento da água com nitrogênio e fósforo o que favorece o afloramento de algas. Este processo resulta na rápida depleção dos níveis de oxigênio das águas e pode acarretar mortandade de peixes (AZEVEDO NETO, 1988).

Além de nutrientes, o esgoto doméstico possui outras impurezas que o torna uma importante fonte de poluição hídrica e por isso o seu tratamento é fundamental para garantir a disponibilidade de água e a qualidade ambiental. Como medidas mitigadoras da deterioração da qualidade das águas, podem ser empregadas tecnologias de tratamento biológico de efluentes, para remover matéria orgânica e nutrientes.

O tratamento biológico divide-se em sistemas aeróbios e anaeróbios. Apesar dos sistemas anaeróbios serem bastante comuns no Brasil, boa parte deles não remove eficientemente os nutrientes, sendo necessário processos de pós-tratamento. Já o tratamento aeróbio permite altas remoções de matéria orgânica e nitrogênio e fósforo.

O tratamento de esgoto doméstico deve ser realizado com a tecnologia adequada ao local, considerando critérios técnicos como capacidade de remoção de poluentes e consumo energético. Já se sabe que a tecnologia de lodos ativados, comumente utilizada para tratamento aeróbio de efluentes, possui alto consumo energético devido a necessidade de suprimento artificial de oxigênio (O_2) e a necessidade de recirculação de lodo (AHMAD *et al.*, 2019; PRONK *et al.*, 2015).

Portanto, diversas pesquisas têm buscado desenvolver e aprimorar tecnologias alternativas aos lodos ativados, como é o caso do lodo granular aeróbio (LGA).

O LGA pode ser entendido como um autoagregado bacteriano que possui camadas aeróbia, anóxica e anaeróbia (NANCHARAIH e REDDY, 2018). Esta estratificação permite que processos como a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes seja possível. Além disso, o lodo possui excelente sedimentabilidade e desta forma uma unidade secundária para

decantação não é necessária, o que representa uma economia de espaço em estações de tratamento de esgoto (HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

O LGA apresenta diversas vantagens em relação aos lodos ativados, requer menor área construída e tem menor demanda energética, cerca de 30% a menos que o tratamento aeróbio convencional (DE KREUK, 2006).

Os grânulos aeróbios podem ser formados em reatores em bateladas sequenciais (RBS), que geralmente operam nas etapas de enchimento, reação aeróbia, sedimentação, retirada do sobrenadante e repouso (VON SPERLING, 2012).

Usualmente, as estações de tratamento de esgoto com LGA, apresentam reatores que trabalham simultaneamente, em etapas de ciclo diferentes, para atender a vazão da ETE durante todo o dia. No entanto, a aplicação de LGA no Brasil ainda é pouco explorada, apesar de já existirem sistemas operando em batelada com grânulos aeróbios, por se tratar de uma tecnologia trazida recentemente ao país, existem poucos documentos técnicos para sua implementação em escala plena.

Neste contexto, o presente trabalho propõe um dimensionamento das componentes de uma ETE com LGA utilizando RBS para o tratamento de esgoto sanitário. Adicionalmente, são apresentados os principais critérios de projeto para a implementação deste tipo de tecnologia em escala real, avaliada sobre a ótica técnica e ambiental a viabilidade de implantação do LGA nas proximidades da ETE Mangueira e analisada a redução na demanda por área do sistema projetado em relação ao existente.

Os resultados esperados para este trabalho poderão contribuir para a concepção de estações de tratamento de esgoto com LGA, como referência técnica, para seu dimensionamento e como ferramenta de tomada de decisão para auxiliar a escolha da estação de tratamento de esgoto mais econômica e ambientalmente adequada.

1.1 Justificativa e motivação

O lançamento de efluentes sem o devido tratamento causa diversos prejuízos, à qualidade de vida e danos a fauna e a flora que podem irreversíveis. Além disso, uma parcela da população brasileira não tem acesso à rede de coleta e tratamento de esgoto, e em muitos

casos, o sistema não apresenta o tratamento dos efluentes com a eficiência adequada. Assim, faz-se necessário, o uso de tecnologias de tratamento de efluentes compactas capazes de atender a demanda do mercado e da população. Neste contexto, o LGA se apresenta como uma tecnologia com boa eficiência na remoção de matéria orgânica e nutrientes e menor demanda por área em comparação aos sistemas de tratamento aeróbio tradicionalmente utilizados no Brasil.

1.2 Objetivos gerais e específicos

O presente trabalho teve como objetivo principal apresentar o dimensionamento das unidades de tratamento e as diretrizes de projeto para a operação de uma ETE com LGA em escala plena.

Como objetivos específicos, pode-se listar:

- Identificar os requisitos técnicos para o projeto de uma ETE com LGA;
- Apresentar um método simplificado de dimensionamento dos principais componentes de uma estação de tratamento de esgoto com LGA;
- Avaliar a possibilidade de modernização do sistema de tratamento da ETE mangueira com aplicação de lodo granular aeróbio;
- Analisar a redução na demanda por área do sistema de tratamento existente da ETE Mangueira e a nova estação de tratamento com LGA.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A NBR 9648:1986 classifica esgoto sanitário como despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária e esgoto doméstico sendo o líquido oriundo do consumo de água para sanar necessidades fisiológicas humanas. A geração de esgotos sofre variações ao longo do tempo em um determinado local, quer sejam horárias, diárias, ou ao longo do ano (variações sazonais). Geralmente, ao se observar um hidrograma de uma ETE percebe-se dois grandes picos de vazão, a saber: no início da manhã e no início da noite, portanto é necessário que a estação de tratamento seja dimensionada para estas situações de vazão com maior amplitude (JORDÃO e PESSÔA, 2011)

O esgoto quando não destinado corretamente causa diversos prejuízos à natureza e ao bem estar da sociedade. De acordo com dados do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS, 2021) apenas 50,8% do total de esgoto produzido no Brasil tinha seu devido tratamento. Em virtude deste cenário insustentável, o novo marco legal do saneamento determina metas para que em até o final de 2033, pelo menos 90% da população brasileira seja atendida com coleta e tratamento de esgoto (BRASIL, 2020). Partindo desta premissa, infere-se que haverá uma maior demanda por projetos de estações de tratamento de esgotos (ETEs) capazes de transformar as águas resíduárias para os padrões de lançamento preconizados pelo CONAMA.

Dentre as possíveis alternativas técnicas para o tratamento de efluentes, existem tecnologias emergentes, como é o caso do LGA, capaz de remover matéria orgânica e nutrientes em um único reator, consistindo em um sistema compacto, capaz de reduzir vertiginosamente a procura por grandes áreas para a implantação (ROLLEMBERG *et al.*, 2020).

O presente trabalho apresenta uma proposta de dimensionamento de uma ETE com a tratamento biológico com LGA, precedido por tratamento preliminar e sucedido por desinfecção e tratamento do lodo, para atender às demandas futuras da ETE Mangueira, mas que pode ser reproduzido para contemplar outros locais, desde que sejam ajustados os parâmetros preconizados na (NBR 12209:2011), como: vazões afluentes (máxima, mínima e média), DBO e DQO, sólidos em suspensão (SS) e sólidos em suspensão voláteis (SSV), NTK, fósforo total, coliformes termotolerantes e temperatura.

2.1 Tratamento preliminar

O tratamento preliminar tem por objetivo a remoção de sólidos grosseiros e areia presentes no esgoto sanitário por meio de processos físicos, visando facilitar as operações posteriores e proteger a estrutura mecânica da estação de tratamento. De acordo com Jordão e Pessôa (2011) os sólidos grosseiros são aqueles contidos nos esgotos sanitários e de fácil remoção e retenção oriundos do uso inapropriado das instalações prediais, dos coletores públicos e das demais partes relacionadas a um sistema de esgotamento sanitário.

O gradeamento tem por objetivo a remoção de sólidos, como materiais plásticos, embalagens e a desarenação visa remover materiais com características de sedimentação semelhantes às da areia, que são introduzidas no sistema de esgoto devido a infiltração da água subterrânea na rede coletora, das ligações clandestinas de águas pluviais, lavagens de pisos, entre outros (JORDÃO e PESSÔA, 2011; PIVELLI, 2003).

2.1.1 Gradeamento

Após a chegada do esgoto sanitário à estação de tratamento de esgoto, o primeiro processo utilizado é o gradeamento. Segundo Metcalf e Eddy (2015) as grades são componentes com aberturas de dimensões uniformes utilizadas para reter grandes sólidos presentes no esgoto afluente à ETE. O espaçamento entre as barras é definido em função das dimensões do material que se pretende remover, sendo estas classificadas em grades finas, médias e grossas.

A Tabela 1 apresenta os diferentes tipos de grades retas de acordo com o espaçamento escolhido.

Tabela 1-Classificação das grades de barras retas em função do espaçamento

Tipo de grade	Espaçamento
Grade fina	de 10 mm a 20 mm
Grade média	de 20 mm a 40 mm
Grade grossa	de 40 mm a 100 mm

Fonte: NBR 11885 (2017)

Outro fator relevante é tipo de remoção do material retido na grade de barras que pode ser manual ou mecanizada, a grade deve ser de limpeza manual, quando a vazão máxima de pico prevista seja igual ou inferior a 250 L/s (NBR 11885:2017).

2.1.2 Desarenador

O objetivo da instalação de uma caixa de areia é evitar o transporte de material particulado, que inclui além de areia, outros materiais que têm velocidade de sedimentação superior aos sólidos orgânicos putrescíveis presentes no esgoto. Com a utilização de um desarenador é possível proteger bombas, equipamentos, além de unidades posteriores de tratamento, como o tanque de areação, do assoreamento.

As caixas de areia podem ser classificadas em função de suas características, como a forma (prismática ou cilíndrica), a separação sólido-líquida (por gravidade ou centrifugação), tipo de remoção (manual, ciclone separador ou mecanizada) e de acordo com a superfície do fundo (plano, inclinado ou cônicoo) conforme mencionado por Jordão e Pessôa (2011).

A NBR 12209:2011 elenca alguns critérios de projeto para estes dispositivos, a saber: os desarenadores devem projetados para uma remoção mínima de 95% em massa das partículas com diâmetro a partir de 0,2 mm e densidade de 2,65 g/cm³, a vazão de dimensionamento deve ser a máxima afluente à unidade, é recomendado limpeza mecanizada quando a vazão for superior à 100 L/s, dentre outras diretrizes para o bom funcionamento dessas unidades.

Um outro aspecto importante é a velocidade do esgoto na caixa que deve ser superior 0,15 m/s para que não haja depósito de matéria orgânica na caixa, manifestado pelo aumento da relação SSV/SST do material retido ocasionando a exalação de maus odores durante a decomposição da matéria orgânica, e velocidade superiores a 0,40 m/s provocam arraste de areia e redução da quantidade de areia retida, gerando problemas para as unidades posteriores (PIVELI, 2003).

2.1.3 Medidor de vazão

A vazão é uma das principais variáveis de controle em estações de tratamento de esgoto, na ETE a medição da vazão pode ser realizada por alguns tipos de medidores, como medidor Parshall, Venturi e medidores eletromagnéticos (condutos forçados).

A escolha do tipo de medidor está associada à vazão, as condições existentes, ao custo e a precisão que se deseja.

Um medidor comumente utilizado é a calha Parshall, pois apresenta operação simples, com leitura efetuada manualmente através régua graduada presente no equipamento de acordo com o nível de água (METCALF e EDDY, 2015). Ademais, na calha Parshall independe da calibração do equipamento, diferentemente do medidor eletromagnético, por exemplo. Em contrapartida, é exigida uma maior área para instalação, além de apresentar uma maior perda de carga.

A NBR 12209:2011 estabelece a necessidade da existência de uma seção de controle a jusante do desarenador visando uma maior constância da velocidade de escoamento, a calha Parshall cumpre bem essa função, visto que possui a dupla função de permitir a medição de vazão e o controle da velocidade do canal.

2.2 Tratamento aeróbio convencional

O sistema de tratamento com lodos ativados é o processo mais utilizado para o tratamento de efluentes domésticos (HREIZ *et al.*, 2015). A comunidade microbiana utilizada nos lodos ativados é bastante variada, consistindo em vírus, fungos, algas, protozoários e predominantemente, bactérias que são as principais responsáveis pelo tratamento das águas residuárias (DANTAS, 2018).

O processo de lodos ativados depende da fisiologia de organismos heterotróficos, que na presença de oxigênio, utilizam as substâncias orgânicas presentes no esgoto como uma fonte de carbono e de energia, e consequentemente há a remoção de matéria orgânica (CLOETE e MUYIMA, 1997).

De acordo com Von Sperling (2012), a etapa biológica do sistema de lodos ativados é constituída por três unidades principais: tanque de aeração, onde ocorrem as reações bioquímicas de remoção de matéria orgânica e sob algumas condições específicas, são

removidos nutrientes, um decantador secundário onde ocorre a decantação dos sólidos, permitindo a clarificação do efluente, e um sistema de recirculação de lodo para o reator que aumenta a concentração de sólidos, acarretando em uma elevada eficiência do sistema.

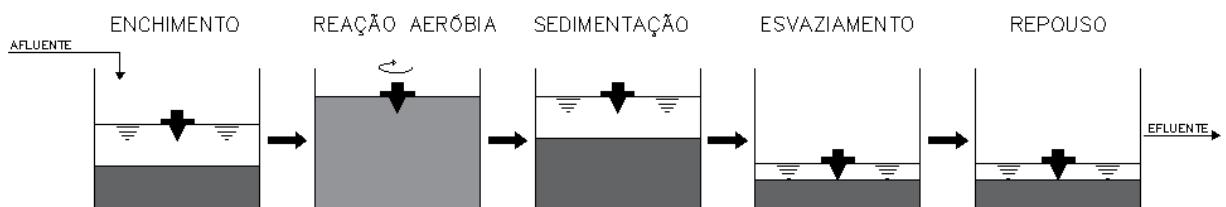
Existem algumas variantes do processo de lodos ativados como configurações de lodo ativado de aeração convencional, aeração prolongada e de fluxo intermitente (reatores em bateladas sequenciais) (METCALF e EDDY, 2015).

2.3 Reator em bateladas sequenciais (RBS)

Os reatores com operação intermitente se baseiam no princípio de englobar todas as unidades de processos e operações que normalmente fazem parte do processo de lodos ativados em um único tanque. Dessa forma, os processos e operações passam a ser apenas sequências de tempo e não unidades isoladas. Segundo Von Sperling (2012), os reatores de bateladas sequenciais são reatores de mistura completa, onde ocorrem todas as etapas de tratamento, por meio do estabelecimento de ciclos de operação com durações pré-determinadas.

As etapas mais comuns de um RBS são: enchimento, reação aeróbia, sedimentação, esvaziamento e repouso, como ilustrado na Figura 1.

Figura 1-Esquema do ciclo operacional típico de um RBS



Fonte: Von Sperling (2012).

O ciclo de um reator em bateladas sequenciais é descrito detalhadamente abaixo:

- Fase de enchimento: Durante o período de enchimento, o efluente bruto é adicionado ao reator (METCALF e EDDY, 2015). Nesta fase os aeradores podem ou não estar ligados.

Existem três diferentes formas de alimentação de um RBS, a saber: introdução do efluente sem mistura ou aeração (enchimento estático), enchimento com mistura e enchimento com reação. Em estações de tratamento de esgoto em que se objetiva a remoção de nutrientes, o enchimento estático é o método mais comum, para estas aplicações, tal enchimento é acompanhado de um enchimento com mistura, de forma que os microrganismos estejam expostos a uma quantidade suficiente de substrato, ao passo que mantêm condições anóxicas/anaeróbias. Tanto a mistura como a aeração são efetuadas no estágio de enchimento com reação (VON SPERLING, 2012).

- Fase de reação: Objetiva-se a completar as reações iniciadas na fase de enchimento. Durante o período de reação, a biomassa consome o substrato em condições controladas, que pode ser apenas a aeração ou a aeração cíclica e mistura para possibilitar a nitrificação e desnitrificação à remoção de nitrogênio (METCALF e EDDY, 2015).
- Fase de sedimentação: Nesta etapa, o RBS funciona analogamente a um decantador secundário de uma ETE com lodos ativados. O reator é mantido em repouso para que seja possível a segregação sólido/líquido, tendo como resultado o efluente clarificado, que pode ser liberado do reator como efluente tratado (METCALF e EDDY, 2015).
- Fase de esvaziamento: O efluente clarificado é removido durante esta fase, que pode ser retirado por vários mecanismos, sendo os mais populares os vertedores flutuantes ou ajustáveis.
- Fase de repouso: É utilizada apenas em aplicações em vários tanques, o tempo de ciclo alocado para esta fase depende do tempo necessário para que o tanque tenha seu ciclo completo e o descarte de lodo usualmente ocorre nesta etapa (VON SPERLING, 2012).

A duração de cada etapa é variável, pode ser ajustada em função de variações da vazão, das necessidades de tratamento (como remoção de nutrientes), das características do esgoto e da biomassa no sistema (VON SPERLING, 2012). Uma prática bastante comum, é o emprego de no mínimo dois reatores em batelada, assim é possível aplicar o sistema RBS para vazões contínuas, visto que um reator é preenchido enquanto outro estaria completando seu ciclo.

No Brasil, devido a simplicidade e outras facilidades dos RBS há uma tendência de aumento desse sistema, os principais limitadores e vantagens são listados no Quadro 1.

Quadro 1-Principais vantagens e limitações do RBS

Vantagens	Limitações
Processo simplificado, não exige sistema de retorno de lodo	Projeto e operação do processo mais sofisticados
Possibilidade de construção em etapas	Os operadores precisam ter maior qualificação tendo em vista os equipamentos e dispositivos de monitoramento
Operação flexível, é possível remover nutrientes através de mudanças no ciclo operacional	Elevadas vazões de pico podem impactar a operação

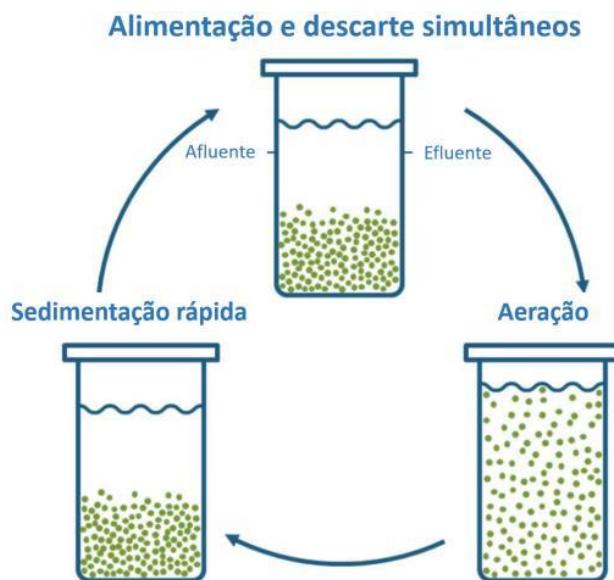
Fonte: Metcalf e Eddy (2015).

2.4 RBS com volume constante

Os reatores em batelada de volume constante surgiram como solução para alguns problemas comuns apresentados pelos RBS convencionais, como a necessidade de bombas com elevadas potências ativas, que conseguissem transportar grandes vazões para alimentar o sistema, numa fase que dura poucos minutos. No sistema de RBS com volume constante, as etapas de enchimento e descarte ocorrem simultaneamente, ou seja, o efluente tratado sai pela parte superior do reator, enquanto que o esgoto oriundo do tratamento preliminar chega pela inferior. Em suma, o sistema de tratamento possui três fases: enchimento/descarte, reação aeróbia e sedimentação (Figura 2).

A tecnologia Nereda® que surgiu na Holanda, mais especificamente na Universidade de Tecnologia de Delft, é um exemplo do emprego do RBS de volume constante.

Figura 2- Etapas do ciclo Nereda



Fonte: Miki *et al.* (2022).

Como vantagens competitivas do reator em bateladas de volume constante em relação ao convencional, podem ser observadas a maior estabilidade da biomassa, maior remoção de fosfatos e apresenta operação mais simplificada.

2.5 Lodo granular aeróbio

O lodo granular aeróbio pode ser entendido como agregados microbianos que não coagulam sob tensão de cisalhamento hidrodinâmica reduzida, e com sedimentação significativamente mais rápida que a de flocos em lodos ativados (DE KREUK, *et al.*, 2005).

Como características adicionais, o LGA apresenta uma grande fração de partículas maiores que 0,212 mm e IVL depois de 5 minutos corridos é quase igual após 30 minutos (HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2012).

Apesar de possuírem o mesmo grupo de microrganismos formadores, a biomassa do lodo granular aeróbio possui maior diâmetro e densidade que os flocos de lodo ativado. Devido à alta taxa de sedimentação dos grânulos aeróbios (Figura 3), tanques de decantação secundária não são necessários e é possível uma redução de até 80% na área requerida para o projeto da estação de tratamento (DE BRUIN *et al.*, 2004). Segundo Castro-Barros (2013) a velocidade

de sedimentação dos flocos de lodo ativado é pelo menos três vezes menor que a do LGA, isto é decorrente da densidade e da estrutura mais forte dos grânulos.

Figura 3-Diferença entre a sedimentabilidade do LGA e o lodo ativado após 5 minutos.



Fonte: Oliver e Thompson (2016).

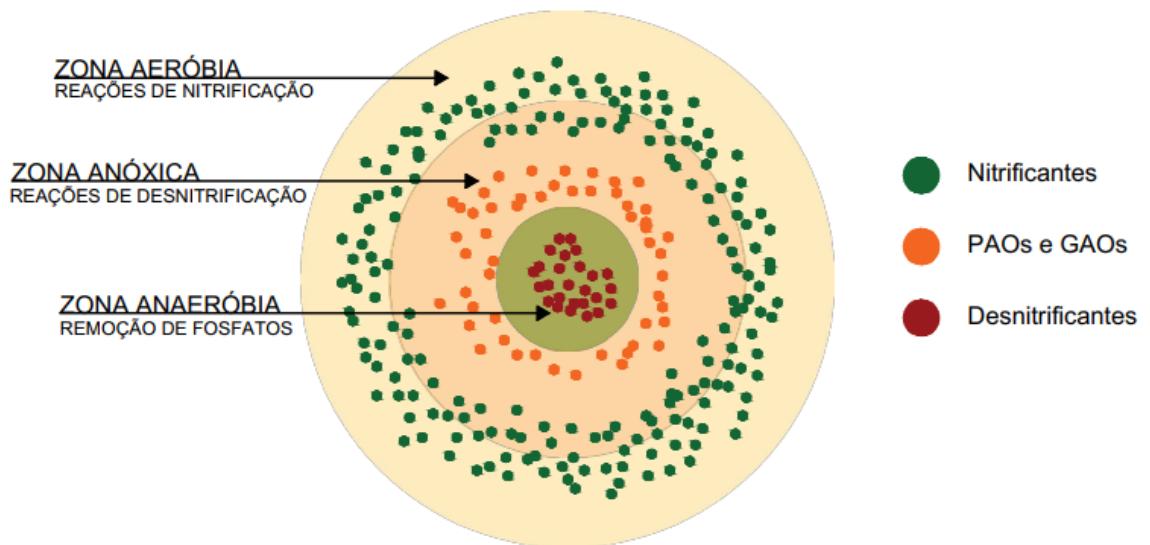
O LGA é caracterizado por possuir estratificação estrutural (Figura 4). A existência de uma camada externa aeróbia e um núcleo anaeróbio/anóxico ajuda na coexistência de organismos nitrificantes na camada mais superficial do grânulo, enquanto que em seu núcleo permite-se o desenvolvimento de bactérias desnitrificantes e organismos acumuladores de fosfato (PRONK *et al.*, 2015). Esta peculiaridade permite a remoção simultânea de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica (VAN LOOSDRECHT; DE KREUK, 2006).

A remoção biológica de nitrogênio compreende duas etapas: a nitrificação é o processo no qual a amônia é convertida em nitrito e posteriormente a nitrato nas zonas aeróbias do grânulo e desnitrificação no qual nitritos ou nitratos são convertidos em nitrogênio gasoso nas zonas anaeróbias.

O processo de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) é relacionado à difusão de oxigênio dissolvido nos grânulos e depende fortemente de dois aspectos: a concentração de OD no meio líquido e o tamanho do grânulo (DI BELLA; TORREGROSSA, 2013).

A nitrificação é fácil de ser alcançada quando existe aeração suficientemente adequada enquanto que a desnitrificação é usualmente uma etapa que possui uma taxa limitante à condição anóxica deficiente e/ou fonte de matéria orgânica (CHEN *et al.*, 2011).

Figura 4-Representação gráfica dos microrganismos no interior do LGA



Fonte: Adaptado de Rosa-Masegosa *et al.* (2021).

2.5.1 Fatores intervenientes no processo de granulação

Para que a formação dos grânulos ocorra, alguns parâmetros operacionais influenciam, como o tipo de lodo inoculado, composição do substrato, carga orgânica, estratégia de alimentação, configuração do reator, tempo de sedimentação, troca volumétrica e intensidade da aeração (tensão de cisalhamento hidrodinâmica) (ADAV *et al.*, 2008).

Na maioria dos estudos, os reatores são inoculados com lodo ativado visando a formação de grânulos aeróbios (ADAV *et al.*, 2008). Existem fortes evidências de que as características do inóculo influenciam diretamente no processo de formação e nas propriedades do grânulo. Os agregados microbianos presentes no inóculo de lodo ativado são importantes para que haja a granulação aeróbica, tendo em vista que as bactérias hidrofílicas são menos suscetíveis a se unirem aos flocos de lodo, se comparadas as bactérias hidrofóbicas que constituem parte majoritária das bactérias disponíveis nos efluentes reais de estações de tratamento de esgoto.

Quanto ao tipo de substrato, estudos evidenciaram que a ocorrência do processo de granulação aeróbia independe do tipo de substrato, o que assegura uma ampla utilização desta tecnologia para diversos tipos de águas residuárias (LIU *et al.*, 2010). Não obstante, a composição do substrato influencia na estrutura do LGA. Os grânulos que são alimentados com glicose apresentam uma estrutura filamentosa, enquanto que os cultivados com acetato possuem uma estrutura não filamentosa e muito compacta (LIU e TAY, 2004).

A carga orgânica também influencia na formação dos grânulos. Baixas cargas orgânicas promovem a formação de grânulos pequenos e compactos. Em contrapartida altas cargas orgânicas desencadeiam a formação de grânulos grandes, porém com menor densidade (CASTRO-BARROS, 2013). Além disso, altos teores de matéria orgânica reduzem a resistência dos grânulos, ou seja, há uma perda da integridade estrutural podendo levar a desintegração.

Conforme visto anteriormente, o ciclo operacional de um RBS é dividido em etapas: enchimento, aeração, sedimentação, esvaziamento e repouso. Dessa forma, os microrganismos estão sujeitos a variações de carga orgânica pois a alimentação dos reatores é descontínua. O período de aeração atualmente consiste em duas fases: a degradação, em que o substrato é reduzido ao mínimo, seguido de uma fase de inibição aeróbica no qual o substrato não está mais disponível. Sob condições de fome as bactérias se tornam mais hidrofóbicas, o que facilita a adesão microbiana (LIU e TAY, 2004).

Na prática, os reatores em bateladas sequenciais convencionais devem possuir uma alta relação altura/diâmetro que tende a melhorar a seleção dos grânulos pela diferença na velocidade de sedimentação, além disso, a boa sedimentabilidade da biomassa em um RBS permite um uso eficiente do volume do reator (BEUN *et al.*, 2002).

2.5.2 Mecanismos de formação do lodo granular aeróbio

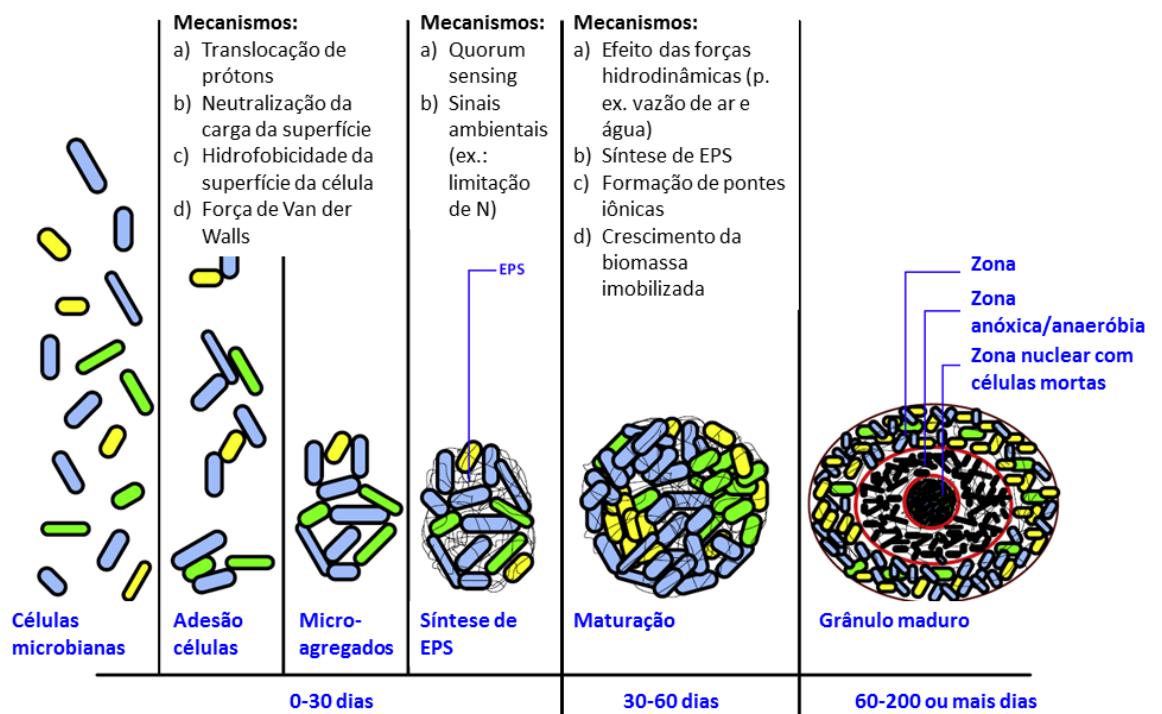
Existem algumas teorias explicam a formação dos grânulos, de acordo com Liu e Tay (2002) este processo envolve basicamente quatro etapas:

- (i) Movimento físico para iniciar o contato célula-célula e formar agregados por forças gravitacionais, forças termodinâmicas ou hidrodinâmicas.

- (ii) Forças atritativas para manter estáveis os agregados bacterianos por forças físicas: forças de Van der Waals, atração de cargas opostas, forças termodinâmicas, por forças químicas: ligação de hidrogênio, intercalação de partículas, ou bioquímicas: fusão da membrana celular e desidratação da superfície celular.
- (iii) Fixação em micro agregados devido à produção de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) estimulados por *quorum sensing* e possíveis restrições de nutrientes impostas pelo ambiente.
- (iv) Os agregados microbianos enfim são moldados pela tensão de cisalhamento hidrodinâmica em uma comunidade estruturada tendo sua forma e tamanho determinados.

Um resumo dos mecanismos de formação dos grânulos é apresentado na **Erro! Fonte de referência não encontrada..**

Figura 5-Representação esquemática da formação dos grânulos de LGA



Fonte: Guimarães (2017).

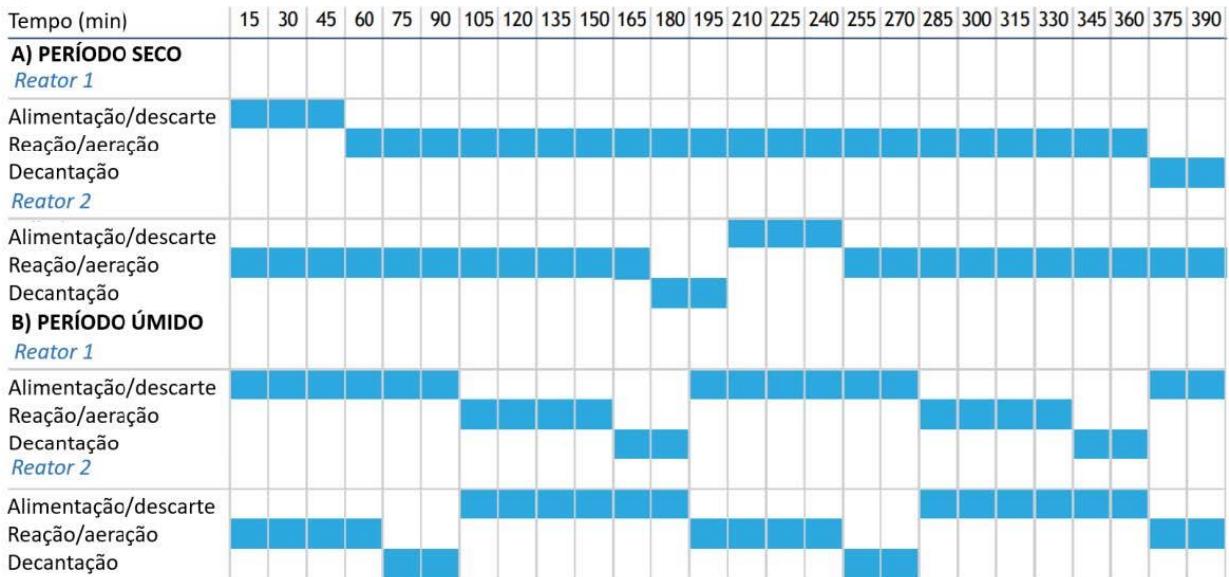
2.5.3 Ciclo operacional

O tempo total de ciclo varia de acordo com a finalidade do tratamento, como remoção de nitrogênio, remoção de fósforo, entre outros. As características do efluente também são imprescindíveis para o correto ajuste das etapas durante o ciclo, como por exemplo, em decorrência de eventos pluviométricos, a vazão afluente na ETE aumenta vertiginosamente. Com isso, a quantidade de água oriunda das chuvas, reduz a DBO do efluente, mas considerando que a vazão na entrada do reator fosse mantida, isso iria alterar a relação alimento/microrganismo, pois haveria menos alimento para a quantidade de sólidos suspensos voláteis no reator.

Na prática, quando na presença de chuvas, a duração do ciclo é adaptada, tendo seu tempo de ciclo encurtado. No estudo de Pronk *et al.* (2015), são apresentadas duas configurações distintas de ciclo, variando conforme o regime de chuvas local, sendo estas: no verão, onde o esgoto possui maior carga orgânica, optou-se por um ciclo de 6,5h e no inverno com o efluente menos concentrado (menor DBO) utilizou-se um ciclo com duração total de 3,0h.

A Figura 6 ilustra a variação da duração dos ciclos de dois reatores em bateladas precedidos de um tanque de equalização, onde observa-se que durante o período seco, o tempo total de ciclo é de 6,5 horas, enquanto que no período de chuvas, o tempo é reduzido para 3,0 horas.

Figura 6-Duração dos ciclos para uma ETE com dois retores e um tanque de equalização em períodos seco e chuvoso



Fonte: Miki *et al.* (2022).

Uma estratégia interessante para a formação de lodo granular aeróbio sob condições de chuva encontra-se no estudo de Rollemburg *et al.* (2020) onde mudanças na troca volumétrica dos reatores no intervalo de 40 a 60%, mostrou-se uma excelente alternativa para promover a formação de LGA nos períodos de pluviosidade (menor DQO), permitindo eficiências de remoção de DQO, DBO, NH_4^+ e PO_4^{3-} muito próximas à 90%.

Estes ajustes são possíveis devido ao monitoramento das características do esgoto, no processo de programação dos ciclos, diversos parâmetros devem ser observados a fim de atender às demandas do efluente e de eficiência energética. Nos reatores Nereda, através de análises online, podem ser mensurados: amônia, ortofosfatos, oxigênio e o potencial de óxido-redução (GIESEN, 2015)

2.6 Benefícios e desafios do lodo granular aeróbio

A tecnologia de lodo granular aeróbio apresenta vários benefícios como quando comparada com outros tipos de tratamento. Como principal vantagem pode-se citar a redução na área requerida para a ETE, visto que não são necessárias lagoas, nem decantadores

secundários. De acordo com Keller e Giesen (2010), a redução na área requerida para a implantação do tratamento é 75% menor que outras opções de tratamento.

A qualidade do efluente é um aspecto diferencial neste processo de tratamento, as eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes tendem a ser muito boas, mesmo quando o sistema com LGA não é explicitamente projetado para remoção de nitrogênio e fósforo, o desempenho será maior que um sistema de lodo ativado convencional (HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012). A Tabela 2 apresenta um comparativo da eficiência do LGA e outros sistemas empregados no tratamento de águas residuárias.

Tabela 2-Comparativo de eficiências entre alguns tipos de tratamento de esgoto

Sistema de tratamento	Qualidade média do efluente (mg/L)					Eficiências (%)		
	DQO	NH4+	NT	PT	SS	DQO	NT	PT
Reator LGA	<30	<5	<5	<2	0 - 5	90 - 99	> 90	>75
UASB + LA	60 - 150	<15	>20	>4	20 - 40	75- 88	<60	<35
UASB + FBAS	60 - 150	5 - 15.	>20	>4	20 - 40	75- 88	<60	<35
UASB + FBP	70 -180	>15	>20	>4	20 - 40	75- 88	<60	<35
LA Convencional	45 - 120	<5	>20	>4	20 - 40	80 -90	<60	<35
LA aeração prolongada	30 - 100	<5	>20	>4	20 - 40	83 - 93	<60	<35
LA batelada	30 - 100	<5	>20	>4	20 - 40	83 - 93	<60	<35
LA convencional com remoção biológica de N	45 - 120	<5	<10	>4	20 - 40	80 -90	>75	<35
LA convencional com remoção biológica de N e P	45 - 120	<5	<10	1 - 2.	20 - 40	80 - 90	>75	>75
MBR aeróbio	<30	<5	1 - 4.	2- 5.	0 - 5	90 - 95	>75	>70

Fonte: Bezerra (2020).

O consumo energético do LGA, em comparação ao lodo ativado convencional, é muito inferior para o funcionamento do sistema. No estudo de Haandel e Van Der Lubbe (2012) para tratar um efluente municipal com vazão média de 110 m³/dia, DQO de 750 mg/L, SST 300 mg/L, NTK 55 mgN/L e PT 10mg/L e uma temperatura de projeto variando entre 12 e 25°C, foi observado uma redução significativa de energia consumida do sistema Nereda® (lodo granular aeróbio) em relação ao Carrousel® (lodo ativado).

Tabela 3 , apresenta os resultados obtidos para as duas tecnologias de tratamento, ratificando a redução de aproximadamente 38,2% no consumo energético do LGA em relação ao lodo ativado.

Tabela 3-Comparativo do consumo energético entre um sistema de lodo ativado e de lodo granular aeróbio visando remoção de nutrientes

Parâmetro	Carrousel®		Nereda®	
	kWh/d	%	kWh/d	%
Estação elevatória à montante	150	3%	262	7%
Gradeamento e remoção de areia	73	1%	73	2%
Tanque de aeração	4972	85%	2397	67%
Misturadores da zona anaeróbia	192	3%	-	-
Misturadores da pré-desnitrificação	318	5%	-	-
Recirculação de nitrato	648	11%	-	-
Propulsores da zona aeróbia	848	15%	-	-
Aeração	2534	44%	2397	67%
Decantadores secundários	60	1%	-	-
Estação elevatória de retorno de lodo	372	6%	-	-
Desaguamento do lodo	93	2%	383	11%
Equipamentos pequenos diversos	228	4%	228	6%
Perdas de cabos/conversores de frequência	291	5%	244	7%
Energia total consumida	5807	100%	3587	100%

Fonte: Haandel; Van Der Lubbe (2012).

O lodo granular aeróbio é considerado uma tecnologia sustentável, tendo em vista que é possível, entregar um efluente atendendo aos critérios normativos de lançamento, além de possibilitar o reuso da fração líquida após o tratamento, no aproveitamento da fração sólida, como exemplo, o biogás através de digestores anaeróbios. Vale lembrar que o este lodo tem degradação lenta e por ser um sistema que opera com elevado tempo de retenção de sólidos (idade do lodo) que de acordo com o estudo de Castellanos *et al.* (2021), em reatores LGA que se busca a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes em regiões de clima tropical, é recomendada a adoção de 15 dias como idade do lodo, portanto a fração biodegradável do lodo

é baixa e pode-se inferir que a tecnologia de digestão anaeróbia não seja a melhor solução para aproveitamento do lodo.

Todavia, existe a possibilidade de recuperação de recursos de valor agregado, como o fósforo na forma de estruvita, o alginato (ALE) que pode ser utilizado na agricultura, horticultura, na indústria de papel, na medicina e na indústria da construção civil, como revestimento para pisos de concreto (VAN LEEUWEN *et al.*, 2018). O triptofano é mais um dos recursos que pode ser aproveitado, na indústria alimentícia para preservação dos alimentos, como suplementação para a comida dos animais e na indústria farmacêutica auxiliando no tratamento de doenças como depressão, ansiedade e distúrbio do sono (CARVALHO *et al.*, 2021). O polihidroxialcanoato (PHA) também pode ser extraído do lodo, consiste em um poliéster termoplástico natural com grupos hidroxiácidos em sua estrutura, possuindo propriedades semelhantes aos plásticos convencionais (GHOSH; CHAKRABORTY, 2020). O PHA é utilizado como matéria prima para a fabricação de filmes, embalagens, implantes médicos e por transportadoras de medicamentos (ZHENG *et al.*, 2020).

Como uma barreira à aplicação da tecnologia de lodo granular aeróbio em larga escala, existe a complexidade operacional do sistema que exibe alto grau de automatização e, considerando a realidade das ETE do país no tocante à operação e manutenção, há muitas indagações se o tratamento funcionaria com a eficiência projetada. Já existem relatos da perda de biomassa nos reatores que por muitas vezes é oriunda de problemas operacionais ou do aporte de óleos e gorduras no sistema (BEZERRA, 2020). Além disso, existe uma repulsa por novas tecnologias de tratamento por parte de algumas companhias de saneamento, que preferem sistemas mais consolidados no mercado.

No tocante à limitações do LGA, existem alguns fatores que ainda são lacunas e que necessitam de mais estudos e aprimoramentos, como o fato do processo de formação dos grânulos ser lento durante a partida do reator, os fundamentos do processo de granulação ainda não serem totalmente compreendidos, o desempenho do tratamento em efluentes desafiadores, otimização das estratégias operacionais e programação dos ciclos, estabilidade a longo prazo sob período de carência é desconhecida, experiência limitada e demonstração da tecnologia e são necessárias validações do desempenho dos reatores em escala piloto e real (KELLER e GIESEN, 2010).

Ademais, existe pouco conhecimento sobre como gerenciar e neutralizar o lodo excedente resultante, para o caso de lodos ativados, é passível a utilização da digestão anaeróbia

para combater ou erradicar o lodo causador de incômodos, todavia no caso do LGA, devido às suas diferentes características, ainda são necessários testes para otimizar a digestão anaeróbia (KAZIMIEROWICZ; DĘBOWSKI, 2022).

2.7 Tratamento e disposição final do lodo

As principais etapas do tratamento de lodo de esgoto são: adensamento (redução de umidade/volume), estabilização (redução dos sólidos suspensos voláteis), condicionamento (etapa preparatória para a desidratação), desaguamento (redução de umidade/volume), higienização (remoção de organismos patogênicos) e a disposição final (destinação final dos subprodutos) (VON SPERLING, 2014).

A remoção de umidade é uma operação unitária fundamental para a redução de massa e volume do lodo em excesso a ser tratado ou descartado da estação de tratamento de esgotos (VON SPERLING, 2014). A etapa mais importante antes do descarte do lodo é a redução do volume pela remoção da água, a fim de reduzir os custos de transporte e manuseio (QI *et al.*, 2011)

Para uma separação sólido/líquido eficaz, é necessário fazer o condicionamento químico do lodo (METCALF e EDDY, 2015), visto que estes produtos (coagulantes, polieletrolitos) aumentam a aptidão a desidratação e melhoram a captura de sólidos. Para o sistema de lodos ativados, o teor de água pode ser reduzido em 80% quando empregados condicionadores químicos como óxido de cálcio, cloreto férreo, poliacrilamida seguidos de desidratação (CHEN *et al.*, 2001).

No estudo de Cydzik-Kwiatkowska *et al.* (2020), foi comparada as propriedades de desidratação do lodo granular e do lodo ativado em uma ETE. Constatou-se que o LGA desidratou melhor que o LA, apesar de possuir grande quantidade de EPS, O LGA foi desaguado com doses de polímero muito inferiores as relatadas para o LA.

O tipo de lodo influencia no potencial de desaguamento, no caso de lodos ativados, por exemplo, existe uma maior dificuldade de remoção de umidade se comparado a lodos primários digeridos anaerobicamente.

Os processos de desidratação do lodo incluem o adensamento ou espessamento, desaguamento e secagem que a depender do tipo de água presente no lodo, podem ser removidas de diferentes formas (KAMIZELA; KOWALCZYK, 2019).

Em termos gerais, adensamento é o processo físico utilizado para aumentar a concentração de sólidos no lodo a fim de retirar umidade e consequentemente, o volume do material. Os diferentes tipos de espessamento podem ser utilizados, a depender do processo, como adensamento por gravidade, por flotação e adensamento mecânico (VON SPERLING, 2014).

A última etapa do tratamento de lodo é a disposição final que pode ser por descarga oceânica, incineração, transportada para o aterro sanitário, disposição final na superfície do solo (landfarming), recuperação de áreas degradadas e reciclagem agrícola (VON SPERLING, 2014). A forma mais comum de destino final de lodo Brasil é disposição em aterros sanitários, juntamente com o lixo urbano (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

No que tange ao LGA, embora possua menor produção de lodo que LA, estudos apontam que é necessário manter uma idade do lodo em torno de 15 dias, por isso, é necessário realizar o descarte do lodo sendo imprescindível uma unidade operacional para o desaguamento do lodo. Para a disposição final dos resíduos sólidos, conforme mencionado anteriormente, existe a possibilidade de recuperação de recursos com valor agregado, atenuando os custos de implantação, operação e manutenção.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Dados de projeto

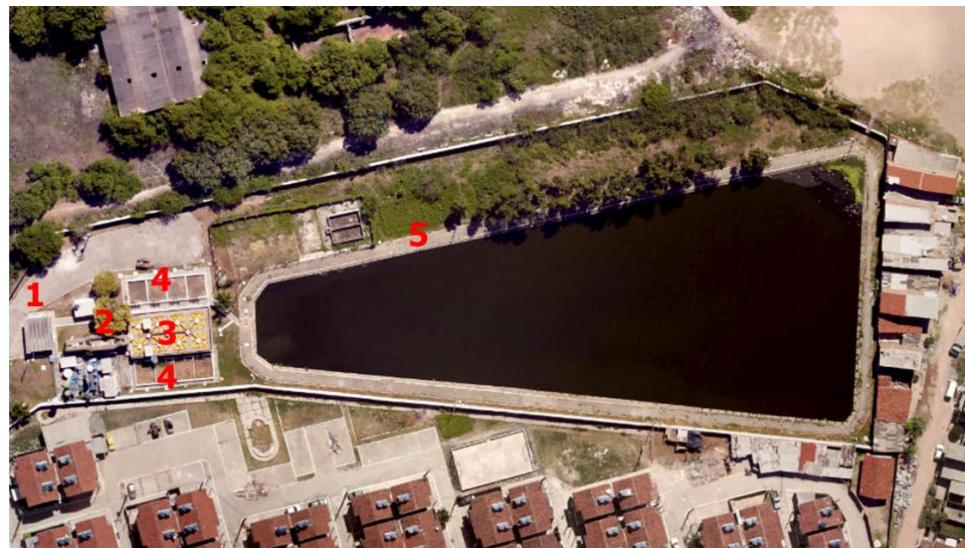
O projeto da estação de tratamento de esgoto, foi desenvolvido utilizando algumas premissas de projeto da ETE Mangueira, tendo em vista a proposta de modernização do sistema existente. Além disso, trabalhos anteriores foram realizados com o esgoto da ETE Mangueira, como o estudo de Morais (2011) que possibilitou a obtenção de vários parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

3.1.1 Local de estudo: ETE Mangueira

A ETE Mangueira, situada em uma região de baixa renda na Região Metropolitana de Recife, foi projetada para atender 18.000 pessoas dos bairros Mangueira, San Martin e Mustardinha. O sistema de tratamento é composto de tratamento preliminar com grade de barras grossas e caixa de areia, 8 reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) com volume total de 810 m³ que operam paralelamente, seguido de uma lagoa de polimento, sendo capaz de tratar uma vazão média de 32 L/s (MORAIS, 2011).

Na Figura 7 é apresentada uma visão aérea da ETE Mangueira enumerando as unidades de tratamento sendo estas: 1–Estação elevatória de esgoto, 2- Gradeamento e caixa de areia, 3 Reatores UASB, 4-Leitos de secagem e 5-Lagoa de polimento.

Figura 7-Vista superior da ETE Mangueira



Fonte: ESIG Recife (2022).

O Quadro 2 apresenta informações adicionais do projeto das unidades da ETE Mangueira, como tipo de gradeamento, dimensão do desarenador, volume das células dos reatores, entre outros.

Quadro 2-Características das unidades de tratamento - ETE Mangueira

Unidade	Parâmetros de projeto
Estação Elevatória	3 conjuntos elevatórios, sendo 1 reserva de 10 cv cada.
Grades de barras	Grade fina de 3/8 x 1 ½, com espaçamentos de 10 mm.
Caixa de areia	2 canais paralelos de 0,75 x 5,50 m cada.
	Velocidade de escoamento: 0,30 m/s
Calha Parshall	Dimensão característica: 6" (15,2 cm)
Reator UASB	TDH de 7 horas
	8 reatores semienterrados, em paralelo, com dimensões de 4,5 x 4,5 x 5,0 m; cada.
	Volume útil total de 810 m ³ para os 8 reatores (8 x 20,25 m ² x 5,0 m).
Leitos de secagem	Área total de 201,60 m ² (8 x 4,50 m x 5,60 m).
Lagoa de polimento	Possui formato trapezoidal com base menor de 18 m e base maior de 65 m.
	Comprimento: 145 m Profundidade útil: 1,5 m
	Inclinação dos taludes (H:V): 2:1 Volume útil: 8154 m ³
	TDH: 3,03 dias

Fonte: Morais (2011).

3.1.2 Estimativa populacional na área de projeto

A primeira etapa do estudo populacional foi o levantamento dos dados populacionais no site IBGE, dos últimos 5 censos para o município de Recife-PE, a partir destes foram realizadas projeções da população recifense, para o horizonte de projeto que será de 20 anos tendo seu início em 2027 e término em 2047. O horizonte de projeto foi escolhido tendo seu início em 2027, tendo em vista que o projeto estaria sujeito a uma análise da concessionária, haveria a fase de execução da obra e por fim, a obra seria concluída.

Com os dados do censo, foram realizadas diferentes projeções populacionais (linear, geométrica e logarítmica) e escolhida a que apresentou maior coeficiente de determinação (R^2) para estimativa populacional do presente estudo.

De posse da estimativa populacional para o município e sabendo que a região abrangida pela ETE, da mesma forma que na atual ETE Mangueira será a população concernente aos bairros de Mangueira, San Martin e Mustardinha em Recife-PE, fez-se necessário estimar a população dos bairros atendidos.

A metodologia aplicada para estipular a população de projeto para o horizonte definido baseou-se nos setores censitários, que são as menores unidades territoriais que o IBGE divulga informações, formados por áreas contínuas e situadas totalmente em região urbana ou rural.

Partindo desta premissa, foram observados quais setores pertenciam a área de projeto, consultados os dados de pessoas residentes em domicílios particulares permanentes para cada um deles individualmente e admitiu-se que na ausência de informações de população para os setores censitários em anos anteriores, o que seria ideal para fazer regressões com estes, foi considerado um crescimento linear conjunto com a população do município. Desta forma, foram estimadas a população de início e final de plano para a área abrangida pelo projeto

3.1.3 Vazões de projeto

Com base nos dados populacionais já obtidos para a área em estudo, calcula-se a vazão média de esgoto afluente, como pode ser observado na equação (1).

$$Q_{m\acute{e}d} = Pop * q * Cr \quad (1)$$

Onde Pop é a população de projeto, q é o consumo *per capita* e Cr é o coeficiente de retorno.

O coeficiente de retorno (Cr) é a relação média entre o volume de esgoto produzido e de água efetivamente consumida, com valor de 0,8 conforme (NBR 9649:1986)

Assim, a vazão máxima doméstica pode ser calculada pelo produto entre a vazão média e os coeficientes de pico $k_1=1,2$ e $k_2=1,5$, definidos pela NBR 9649:1986 como coeficientes de máxima vazão diária e máxima vazão horária respectivamente.

$$Q_{m\acute{a}x} = Q_{m\acute{e}d} * k_1 * k_2 \quad (2)$$

A vazão mínima pode ser calculada de maneira análoga, mas o coeficiente utilizado deve ser o $k_3=0,5$ (coeficiente de mínima vazão horária) conforme a NBR 9649:1986.

$$Q_{m\acute{i}n} = Q_{m\acute{e}d} * k_3 \quad (3)$$

De acordo com Jordão e Pessôa (2011), a vazão de projeto da ETE deverá ser somada à vazão de infiltração de águas que advém de juntas e paredes das tubulações, caixas de passagem e poços de visita.

A vazão de infiltração pode ser obtida pelo produto da extensão linear da rede de esgoto e a taxa de infiltração definida para o local. Em termos gerais, o comprimento da rede deve ser mensurado em conformidade com o projeto adequado do sistema de coleta e transporte.

Não obstante, na ausência destes dados, faz-se necessário a adoção de parâmetros da literatura para projetos em regiões de densidade demográfica análoga. De acordo com Von Sperling (2014), em cidades de grande porte (população maior que 200.000 pessoas), pode-se considerar um valor médio de 1,0 a 2,0 metros de extensão de rede por habitante.

O coeficiente de infiltração (C_i) varia de 0,05 a 1,0 L/s.km, conforme a NBR 9649:1986.

A vazão de infiltração pode ser obtida pela equação (4):

$$Q_i = L * C_i \quad (4)$$

Assim, as vazões totais de projeto podem ser calculadas através da equação (5):

$$Q = Q_m + Q_i \quad (5)$$

3.1.4 Características do efluente

Os dados do esgoto afluente foram consultados do estudo de Morais (2011) que apresentou, dentre outros resultados, uma série histórica de resultados do monitoramento de 430 coletas do esgoto da ETE Mangueira em 4521 dias de acompanhamento.

A Tabela 4 expõe as características gerais dos afluentes ao reator UASB, essenciais para o dimensionamento das unidades de tratamento.

Tabela 4-Concentrações afluentes do reator UASB - ETE Mangueira

Parâmetros	Fase 1 n = 35	Fase 2 n = 24	Fase 3 n = 57	Fase 4 n = 168	Fase 5 n = 114	Fase 6 n = 32
	Operação pública	Operação privada	Operação mista	Operação pública	Operação mista	Operação pública
Temperatura	31 ± 2	31 ± 1	30 ± 2	29 ± 2	28 ± 2	29 ± 2
pH	7,0 ± 0,2	7,2 ± 0,2	7,3 ± 0,2	6,9 ± 0,3	7,0 ± 0,3	7,2 ± 0,3
Alcalinidade	336 ± 74	531 ± 84	415 ± 260	306 ± 117	289 ± 102	143 ± 41
Cloreto	172 ± 59	208 ± 21	220 ± 67	161 ± 150	145 ± 74	152 ± 88
Sólidos totais	842 ± 192	1170 ± 340	1403 ± 366	912 ± 255	850 ± 242	901 ± 333
Sólidos totais fixos	509 ± 168	830 ± 169	910 ± 267	553 ± 143	523 ± 124	501 ± 160
Sólidos totais voláteis	290 ± 93	312 ± 207	461 ± 200	321 ± 160	327 ± 166	381 ± 210
Sólidos suspensos totais	121 ± 88	163 ± 61	222 ± 106	214 ± 160	212 ± 148	306 ± 260
Sólidos suspensos fixos	38 ± 66	91 ± 61	84 ± 94	70 ± 87	53 ± 60	84 ± 150
Sólidos suspensos voláteis	75 ± 48	60 ± 9	116 ± 67	137 ± 95	151 ± 110	175 ± 158
Sulfato	---	43 ± 19	---	20 ± 12	35 ± 30	52 ± 19
DBO total	88 ± 39	163 ± 83	98 ± 37	354 ± 160	343 ± 172	257 ± 158
DBO filtrada	---	113 ± 44	59 ± 16	103 ± 54	102 ± 51	113 ± 58
DQO total	267 ± 129	510 ± 162	525 ± 190	498 ± 232	480 ± 233	442 ± 258
DQO filtrada	123 ± 79	283 ± 99	264 ± 107	114 ± 72	144 ± 66	187 ± 93
Nitrogênio total	---	62 ± 15	47 ± 45	18 ± 15	45 ± 30	18 ± 9
Nitrogênio amoniacal	---	58 ± 28	27 ± 45	12 ± 10	24 ± 21	13 ± 8
Nitrito	---	0,03 ± 0,01	0,1 ± 0,72	0,10 ± 0,11	0,04 ± 0,91	0,08 ± 0,06
Nitrato	---	0,04 ± 0,02	0,06 ± 0,06	0,08 ± 0,06	0,02 ± 0,05	---
Fósforo	---	6 ± 2	---	---	6 ± 2	3 ± 3
Coliformes totais	6,29E+06 ± 1,21E+07	5,26E+07 ± 1,86E+08	6,32E+07 ± 3,91E+08	1,66E+06 ± 5,44E+07	1,82E+08 ± 2,19E+08	4,11E+08 ± 9,89E+09
Coliformes termotolerantes	2,47E+06 ± 1,03E+07	5,78E+06 ± 4,52E+07	2,19E+07 ± 2,02E+08	3,42E+05 ± 1,87E+07	4,53E+07 ± 5,84E+07	1,87E+08 ± 4,83E+08
AGV	31 ± 14	108 ± 104	68 ± 109	66 ± 15	---	126 ± 103

Fonte: Morais (2011).

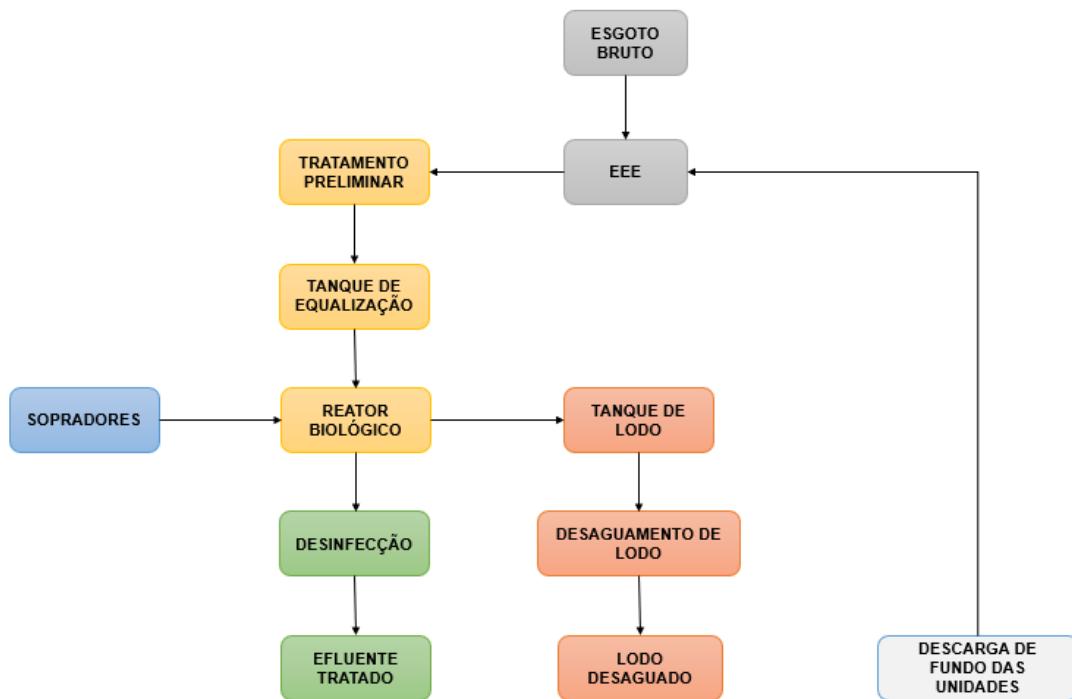
Como síntese dos dados supracitados, no tocante à matéria orgânica, observa-se concentrações DQO e DBO com maiores valores médios de 525 mg/L e 354 mg/L respectivamente. Estes valores classificam o esgoto da ETE Mangueira como afluente de concentração médio a forte, conforme Metcalf e Eddy (1991). Outro ponto que pode ser observado, é que nas três primeiras fases o esgoto estava mais diluído devido a implantação progressiva da rede e às ligações de água de chuva na rede de esgoto (MORAIS, 2011)

3.2 Dimensionamento da ETE para o sistema de lodo granular aeróbio

Este capítulo aborda o memorial descritivo concernente ao dimensionamento das unidades de tratamento da ETE em estudo. Foram seguidas as recomendações da NBR 12209:2011, que contempla a elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários. Além disso, para os parâmetros que não foram observados na norma, buscou-se por referências da literatura no tocante ao assunto.

O esquema com as unidades de tratamento propostas é apresentado na Figura 8, contando com tratamento preliminar após o esgoto ser recalcado através de uma estação elevatória, tanque de equalização, reator biológico, desinfecção por radiação UV e lançamento no corpo receptor e para a fração sólida oriunda do reator, encaminha-se para um tanque de lodo a fim de um posterior desaguamento com centrífugas de lodo.

Figura 8-Fluxograma proposto para a nova ETE Mangueira



Fonte: O autor (2022).

3.2.1 Medidor Parshall

A escolha do medidor Parshall teve por embasamento, as dimensões e capacidade de vazões da tabela de medidores do livro do Azevedo Neto (1998).

Tabela 5-Limites de aplicação: Medidores Parshall com escoamento livre

W		Capacidade(L/s)	
pol.	cm	Mínima	Máxima
3"	7,6	0,85	53,80
6"	15,2	1,42	110,40
9"	22,9	2,55	251,90
1'	30,5	3,11	455,60
1½'	45,7	4,25	696,20
2'	61,0	11,89	936,70
3'	91,5	17,26	1426,30
4'	122,0	36,79	1921,50
5'	152,5	45,30	2422,00
6'	183,0	73,60	2929,00
7'	213,5	84,95	3440,00
8'	244,0	99,10	3950,00
10'	305,0	200,00	5660,00

Fonte: Azevedo Neto (1998).

Para atender às vazões mínimas e máximas de projeto, o medidor Parshall recomendado deve possuir garganta (W) dentro dos intervalos recomendados da (Tabela 5).

A lei de vazões do medidor Parshall é expressa por:

$$Q = \lambda * H_p^n \quad (6)$$

Os valores dos coeficientes e n são apresentados na tabela abaixo:

Tabela 6-Valores do expoente n e do coeficiente λ

pol.	m	W	
		n	l
3"	0,076	1,547	0,176
6"	0,152	1,580	0,381
9"	0,229	1,530	0,535
1'	0,305	1,522	0,690
1½'	0,457	1,538	1,054
2'	0,610	1,550	1,426
3'	0,915	1,556	2,182
4'	1,220	1,578	2,935
5'	1,525	1,587	3,728
6'	1,830	1,595	4,515
7'	2,135	1,601	5,306
8'	2,440	1,606	6,101

Fonte: Azevedo Neto (1998).

Com estes dados, é possível calcular as lâminas mínima e máximas do medidor Parshall, obtidas através da manipulação algébrica da equação (6), portanto:

$$H_p = \left(\frac{Q}{\lambda} \right)^{\frac{1}{n}} \quad (7)$$

Serão obtidas as lâminas nas condições limites, início e final de plano, logo para a vazão mínima de início de plano e máxima de final de plano.

A fim de manter a velocidade na caixa de areia em torno de 0,25 m/s e nunca superior a 0,40 m/s, para a faixa de vazão entre a mínima e a máxima, adota-se um rebaixamento do medidor que pode ser encontrado pela equação (8).

$$Z = \frac{Q_{máx_p} * H_{p_{mín}} - Q_{mín_in} * H_{p_{máx}}}{Q_{máx_p} - Q_{mín_in}} \quad (8)$$

Portanto as lâminas máxima e mínima com o rebaixo do medidor são encontradas pela equação (9):

$$Y = H_p - Z \quad (9)$$

3.2.2 Gradeamento

Tendo em vista que é uma prática bastante comum o emprego de gradeamento em estações elevatórias de esgoto com o objetivo de proteger o sistema de recalque, na estação de tratamento de esgoto será utilizado apenas o gradeamento fino.

As grades possuem diferentes espaçamentos e espessuras (Tabela 7), sendo regulamentadas pela NBR 11885 (2017).

Tabela 7-Seção típica transversal das barras

Tipo de grade	Polegadas	Milímetros
Grade grosseira	3/8 x 2	9.5 x 50.0
	3/8 x 2½	9.5 x 63.5
	1/2 x 1½	12.7 x 38.1
	1/2 x 2	12.7 x 50.0
Grade média	5/26 x 2	7.9 x 50.0
	3/8 x 1½	9.5 x 38.1
	3/8 x 2	9.5 x 50.0
Grade fina	1/4 x 1½	6.4 x 38.1
	5/16 x 1½	7.9 x 38.1
	3/8 x 1½	9.5 x 38.1

Fonte: Jordão e Pessôa (2011).

A eficiência da grade, que é representação da fração de espaços vazios em função dos vazios da área total, escolhida pode ser calculada com base na equação (10), logo:

$$E = \frac{a}{a + t} \quad (10)$$

Onde a é a espessura e t é o espaçamento entre as barras.

A área livre através das aberturas da grade pode ser calculada através da equação (11), admitindo uma velocidade de passagem através da grade (V_p) de 0,8 m/s conforme preconiza a NBR 11885:2017,

$$A_{grade_livre} = \frac{Q_{máx_p}}{V_p} \quad (11)$$

Sendo $Q_{máx_p}$ a vazão máxima no fim de projeto no final de plano.

A área da seção transversal do canal pode ser obtida através da equação (12):

$$S = \frac{A_{grade_livre}}{E} \quad (12)$$

Portanto, a largura do canal de acesso à grade pode ser dimensionada pela equação (13):

$$B = \frac{S}{H_{p_{máx}} - z} \quad (13)$$

Onde $H_{p_{máx}}$ é a lâmina máxima e z é o rebaixamento do medidor Parshall.

A partir desses resultados, pode-se calcular o número de espaços entre as barras por meio da equação (14):

$$(N_b + 1) * (a) + (N_b * t) = B \quad (14)$$

A etapa seguinte é a verificação da perda de carga considerando as vazões máxima e média no cenário onde a grade a priori está limpa e considerando o gradeamento com 50% de obstrução, para tal, é necessário encontrar a velocidade de aproximação para as vazões de projeto, equação (15).

$$v_0 = \frac{Q}{S} \quad (15)$$

Sendo Q a vazão de projeto, utilizada para a determinação das velocidades de aproximação máxima e média.

A perda de carga é descrita pela equação (16) e será calculada com base nas velocidades de aproximação e passagem da grade.

$$\Delta H = 1,43 * \frac{V_p^2 - v_0^2}{2 * g} \quad (16)$$

Onde g é a constante de aceleração gravitacional ($9,81 \text{ m/s}^2$) e v_0 é a velocidade de aproximação, ora para a vazão máxima, ora para a vazão média.

De acordo com a NBR 11885:2017, a grade deve ser construída de modo a absorver até uma obstrução de 50% do espaço livre com o valor máximo de perda de carga para a grade manual de 0,15 metros. A verificação pode ser realizada por meio da equação (17).

$$\Delta H_{50} = 1,43 * \frac{2V_p^2 - v_{0_máx}^2}{2 * g} \quad (17)$$

Deve-se calcular para as vazões máxima e média, verificando se o resultado não sobrepuja o valor preconizado pela NBR 11885:2017.

3.2.3 Caixa de areia

A velocidade de escoamento da seção transversal (V_d) deve estar situada na faixa de 0,25 m/s e 0,40 m/s de acordo com a NBR 12209:2011, será adotado o mesmo valor sugerido pela NPE-010, 2017) de 0,3 m/s, a área da seção transversal pode ser obtida pela equação (18)

$$A_d = \frac{Q_{máx.p}}{V_d} \quad (18)$$

A largura da caixa de areia pode ser obtida pela equação (19)

$$B_d = \frac{A_d}{Y_{máx}} \quad (19)$$

Verifica-se as velocidades no desarenador para as vazões máxima e mínima através da equação (20)

$$v_d = \frac{Q}{B_d * Y} \quad (20)$$

Onde Q é a vazão de projeto, podendo ser a vazão máxima ou mínima, sujeita a velocidade a qual se deseja encontrar.

O comprimento da caixa de areia pode ser encontrado, pela equação (21):

$$L_d = 22,5 * Y_{máx} \quad (21)$$

De acordo com a NBR 12209:2011 Para todos os tipos de desarenadores, exceto o aerado e de fluxo em vórtice, a taxa de escoamento superficial deve estar situada entre 600 e

1300 m³/m².dia e na ausência de decantadores primários recomenda-se que o limite superior seja 1000 m³/m².dia. Logo,

$$T_{esc} = \frac{Q_{máx_p}}{B_d * L_d} \quad (22)$$

Caso seja observado valores distintos do limite da taxa de escoamento superficial, a solução é: aumentar as dimensões do desarenador, visto que para uma mesma vazão de final de plano, o aumento na largura e extensão diminuirão a TES. Ademais, é necessário recalcular as velocidades no desarenador para a nova largura de para as vazões mínima e máxima respectivamente.

Para o cálculo da altura de areia armazenada, adota-se uma proporção média de areia no efluente de areia para cada 1 m³ de esgoto e admite-se um período de limpeza do desarenador

$$V_{15_{dias}} = Q_{méd_p} * t * T_{areia} \quad (23)$$

Onde t é o tempo de limpeza e T_{areia} é a proporção de areia no efluente.

Então, para a altura de armazenamento, temos:

$$H_{armaz.} = \frac{V_{15_{dias}}}{B_d * L_d} \quad (24)$$

3.2.4 Reator aeróbio em batelada sequencial

O tipo de RBS escolhido será o de volume constante (alimentação e descarte simultâneos), tendo em vista as vantagens supracitadas, especialmente sobre a ótica operacional. Dentre os parâmetros de projeto, o tempo total do ciclo é dos mais importantes, conforme observado no estudo de Liu e Tay (2007), para diferentes tempos de ciclo operacional,

migrando 1,5 para 8,0 horas, o coeficiente de respiração endógena diminuiu de 0,266 para 0,031 d^{-1} , enquanto que o coeficiente de produção celular diminui de 0,316 para 0,063 gSSV/gDBO.

Os reatores usualmente são construídos em concreto, com formato circular ou cilíndrico, atendendo a uma série de equipamentos e operações necessários para o correto funcionamento do tratamento.

Para o dimensionamento do volume dos reatores, uma das primeiras variáveis é o tempo total de ciclo, que é definido pela equação (25).

$$t = t_{alimentação} + t_{reação} + t_{decantação} \quad (25)$$

Onde:

t é o tempo total (horas);

$t_{alimentação}$ é o tempo da etapa de alimentação (horas);

$t_{reação}$ é o tempo da etapa de reação (horas);

$t_{decantação}$ é o tempo da etapa de decantação;

Tendo em vista que à montante do reator será instalado um tanque de equalização, a duração da fase de alimentação tende a ser menor e possui maior flexibilidade quanto à sua duração.

Para o esgoto doméstico, adota-se que as contribuições chegam durante todo o dia, ou seja, o tempo de geração de despejos é de 24 horas diárias. Portanto, o número de ciclos por dia pode ser obtido através da razão entre as 24 horas e o tempo total do ciclo operacional do reator através equação (26).

$$n_{ciclos} = \frac{24}{t} \quad (26)$$

Um outro parâmetro imprescindível para o dimensionamento do volume dos reatores é a taxa de carregamento de lodo (TCL), que segundo Miki *et al* (2022) o valor deste parâmetro flutua entre 0,1 a 3,0 kgDQO/kg.SST.dia, faixa semelhante à encontrada para o sistema de lodos ativados, entretanto, a nitrificação ocorre em valores próximos à 0,4 kgDQO/kg.SST.dia em temperaturas moderadas, podendo ser maior caso a temperatura do local seja mais alta.

Escolhidos os parâmetros de projeto, através da equação (27) é possível determinar o volume total do reator:

$$V_{reator} = \frac{Q * DQO}{t_{reação_dia} * SSRB * TCL * n_{reatores}} \quad (27)$$

Sendo:

V_{reator} o volume do reator (m^3);

Q é a vazão média (m^3/dia);

DQO é a concentração de DQO (g/L);

SSRB é a concentração de lodo (g SST/L);

TCL é a taxa de carregamento de lodo (kgDQO/kgSSRB.dia);

$t_{reação_dia}$ é o tempo total de reação em um dia (horas).

De posse do volume do reator e sabendo que seu formato será circular, pode-se obter o diâmetro necessário, pela manipulação algébrica da fórmula do volume de um cilindro, logo:

$$D_{reator} = \sqrt{\frac{4 * V_{reator}}{\pi * H}} \quad (28)$$

3.2.5 Tanque de equalização

O tanque de equalização tem como objetivo primordial a regularização da vazão nas unidades de tratamento posteriores. Segundo Nunes (2004), é praticamente impossível operar uma estação de tratamento de esgoto descartando o tanque de equalização, pois as variações bruscas de vazão impossibilitam o devido funcionamento de diversos componentes do sistema, como floculadores, decantadores, tanques de correção de pH, dentre outros.

Para que haja a operação do reator de lodo granular aeróbio com volume constante, é importante a presença de um tanque de equalização à montante do RLGA. Dentre os motivos para que seja preferível dessa forma, pode-se citar que com a vazão afluente regularizada, tem-se um maior controle das variáveis operacionais, além de uma maior eficiência de reatividade do reator LGA na presença de um tanque de equalização.

De acordo com Miki *et al.* (2022), ao se utilizar uma configuração de ETE com tanque de equalização, o volume do reator é utilizado de forma mais eficiente assegurando uma redução nos custos totais.

Ademais, conforme Rollemburg *et al.* (2020), os tanques de equalização servem de instrumentos para alertar possíveis alterações nas características do efluente a ser destinado ao reator biológico, por essa razão, os tanques possuem medidores de pH e condutividade, além de sensores de nível e misturadores a fim de evitar o acúmulo de sedimentos no fundo do TE.

O volume do tanque de equalização é dimensionado considerando a vazão de pico durante o período seco, conforme observado na equação (29).

$$V_{equalização} = \frac{Q_{pico}}{n_{reatores} * n_{ciclos}} - Q_{pico} * \frac{t_{alimentação}}{24} \quad (29)$$

Sendo Q_{pico} a vazão máxima de projeto desconsiderando a vazão de infiltração.

De maneira análoga, o diâmetro do TE pode ser encontrado por meio da equação (28), logo:

$$D_{TE} = \sqrt{\frac{4 * V_{TE}}{\pi * H}}$$

3.2.6 Estimativa da produção de lodo

A carga orgânica no efluente pode ser definida pela equação (30).

$$C = Q * (DQO_{afluente} - DQO_{efluente}) \quad (30)$$

Para sistemas biológicos, deve-se considerar o coeficiente de produção celular (Y) que representa a produção de novas células dos microrganismos e o coeficiente de respiração endógena (K_d) relativo à perda de material celular por alguns mecanismos na etapa de respiração endógena, tendo em vista que a biomassa fica retida no reator por alguns dias.

Portanto tem-se duas parcelas, uma concernente à produção bruta de lodo em função da concentração de biomassa e outra relacionada ao decaimento bacteriano.

A taxa de crescimento líquido é igual a taxa de crescimento bruto menos a taxa de mortandade das bactérias (VON SPERLING, 2012). Logo, através das equações (31), (32) e (33) pode-se calcular a produção líquida de lodo:

$$P_{bruta} = C * Y \quad (31)$$

Onde Y é o coeficiente de produção celular dos organismos heterotróficos ordinários (OHO) responsáveis pela oxidação da matéria orgânica na via aeróbica.

O decaimento bacteriano é descrito por equação (32):

$$P_{decaimento} = SSRB * V_{reactor} * K_d \quad (32)$$

Portanto a produção líquida de lodo é descrita pela equação (33)

$$P_{l\acute{q}_lodo} = P_{bruta} - P_{decaimento} \quad (33)$$

Logo a vazão de lodo diária é dada pela equação (34):

$$Q_{lodo} = \frac{P_{l\acute{q}_lodo}}{\frac{S_{secos} *}{100} \rho} \quad (34)$$

Onde S_{secos} é o teor de sólidos secos e ρ é a densidade do LGA.

3.2.7 Centrífuga de lodo

De posse da vazão diária de lodo, deve-se selecionar o equipamento, com base na taxa de aplicação de sólidos (TAS), a quantidade e o tipo de lodo a adensar.

Assim, finalizar a busca por equipamentos que atendam à demanda de lodo, será calculado o tempo de funcionamento da centrífuga, com base no número de horas de funcionamento do equipamento por dia, equação (35).

$$T_{funcionamento} = \frac{Q_{lodo}}{N_{unid.} * C_{unid.}} \quad (35)$$

Onde $N_{unid.}$ é a quantidade de equipamentos funcionando simultaneamente e $C_{unid.}$ é a capacidade de centrifugação da unidade.

Tendo em vista que a produção de lodo é contínua, o lodo desaguado deverá ser armazenado em um poço de lodo, com capacidade suficiente para acumular o lodo durante as horas em que a centrífuga não estará funcionando.

Portanto,

$$T_{ocioso} = 24 - T_{funcionamento} \quad (36)$$

E o volume do poço pode ser obtido pelo produto do tempo ocioso pela vazão média de esgoto:

$$V_{poço} = T_{ocioso} * Q_{lodo} \quad (37)$$

3.2.8 Desinfecção por radiação UV

O sistema de desinfecção por radiação UV quando utilizado com a combinação adequada da dose de radiação UV e qualidade da água efluente desejada, mostrou-se eficaz para inativação de bactérias, vírus e protozoários tanto em efluentes secundários filtrados como não filtrados, sem o inconveniente da formação de subprodutos tóxicos (METCALF e EDDY, 2015)

Na definição do reator UV, fez-se uma busca nos meios digitais para encontrar um equipamento com os parâmetros adequados às características do efluente (vazão, sólidos suspensos, entre outros) intensidade da dose UV necessária e com a configuração de canal aberto.

Com base nas especificações do equipamento, buscou-se aquele considerado mais adequado às condições da ETE, principalmente no que concerne a área requerida para a sua instalação.

3.2.9 Estimativa da área necessária para as unidades de tratamento

Com os resultados do dimensionamento, através do software Civil 3D da Autodesk, foi estimada a área necessária para os principais componentes da ETE.

O procedimento foi basicamente, desenhar as unidades com a dimensão exata (reatores, tanque de equalização) e estimou-se a área requerida para instalações como EEE, prédio das centrífugas, entre outros, tendo em vista que seria necessário um projeto arquitetônico para definir a dimensão precisa destas instalações.

Com uso da ferramenta de geolocalização, buscou-se por um terreno nas imediações da atual ETE Mangueira, observando possíveis locais com área disponível e que oferecesse menor impacto ambiental para sua construção.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 População de projeto

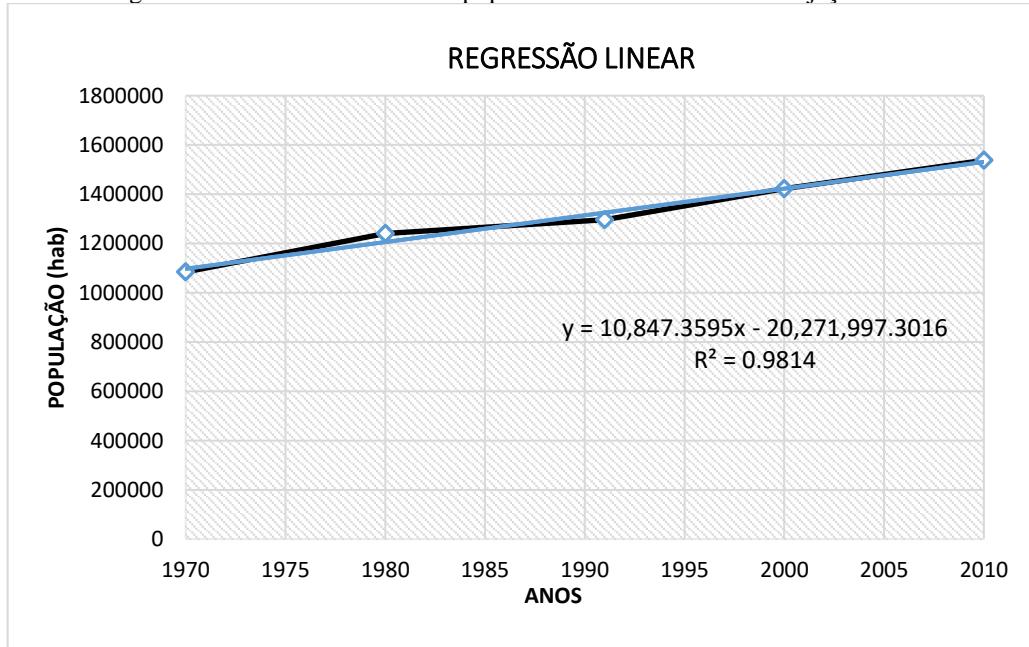
Inicialmente com os dados dos últimos 5 censos para a população de Recife-PE (Figura 9), foram realizadas três projeções populacionais distintas: linear (Figura 10), logarítmica (Figura 11) e exponencial.

Tabela 8-População censitária residente em Recife-PE

Município: Recife - PE	
Ano	População (hab)
1970	1084459
1980	1240937
1991	1296995
2000	1421993
2010	1537704

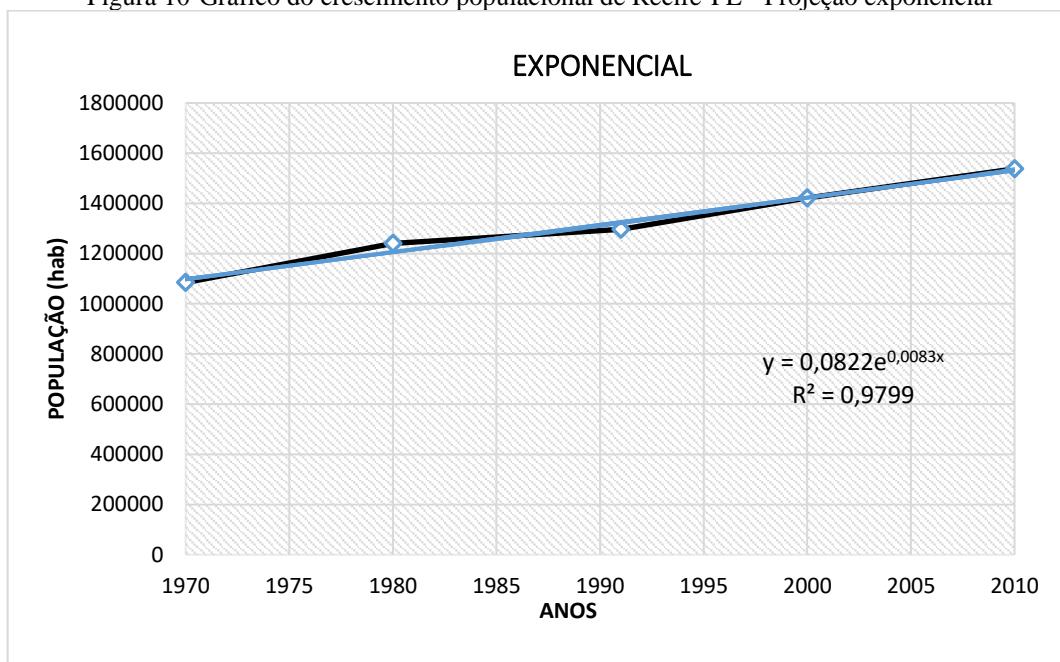
Fonte: IBGE (2022).

Figura 9-Gráfico do crescimento populacional de Recife-PE - Projeção Linear



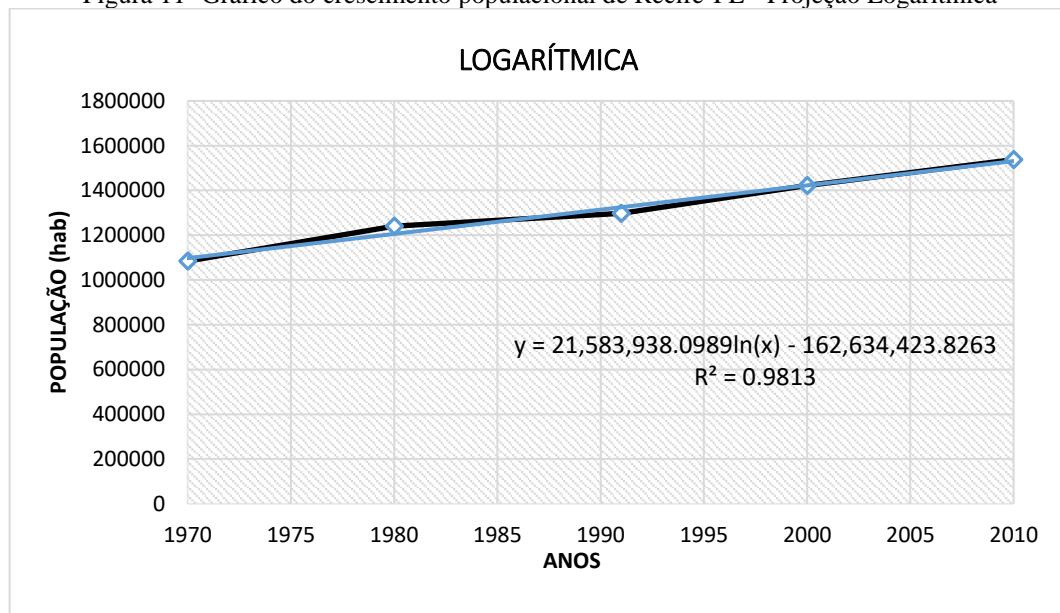
Fonte: O autor (2022).

Figura 10-Gráfico do crescimento populacional de Recife-PE - Projeção exponencial



Fonte: O autor (2022).

Figura 11 -Gráfico do crescimento populacional de Recife-PE - Projeção Logarítmica



Fonte: O autor (2022).

Desta forma, a projeção escolhida foi o método linear, visto que foi o modelo que apresentou melhor ajuste ao conjunto de dados ($R^2 = 0.9814$).

A partir das equações das linhas de tendência, foi possível estimar a população no horizonte de projeto, conforme apresentado na Tabela 9.

Tabela 9-Estudo populacional - Comparativo entre métodos matemáticos

Anos	Resumo da população do município		
	Métodos Matemáticos		
	Régressão Linear (hab)	Logarítmico (hab)	Exponencial (hab)
2022	1661364	1659111	1597579
2027	1715600	1712418	1665274
2030	1748142	1744339	1707260
2035	1802379	1797436	1779602
2040	1856616	1850403	1855009
2045	1910853	1903240	1933611
2047	1932548	1924339	1965977

Fonte: O autor (2022).

A ETE mangueira atende aos bairros de San Martin, Mustardinha e Mangueira, assim, buscou-se os setores censitários pertencentes a área de projeto (Figura 12) e admitiu-se que essas regiões crescem diretamente proporcionais ao município, tendo em vista que não foram encontrados dados mais representativos para a análise populacional.

Figura 12-Área de projeto - ETE Mangueira



Fonte: O autor (2022).

Consultados os dados de cada setor censitário no IBGE, foi realizado o quociente entre a população do setor em um ano conhecido (2010) e a população total do município. O resultado transformou-se em um fator multiplicativo para descobrir a população dos setores tendo como base a população estimada para Recife-PE. A Tabela 10 apresenta os valores encontrados:

Tabela 10-Projeção da população na área de projeto, segundo os setores censitários

BAIRRO	Código do setor	População setor 2010	2022	2027	2030	2035	2040	2045	2047
San Martin	261160605220010	662	715	739	753	776	799	823	832
	261160605220011	989	1069	1103	1124	1159	1194	1229	1243
	261160605220012	587	634	655	667	688	709	729	738
	261160605220013	1270	1372	1417	1444	1489	1533	1578	1596
	261160605220014	1308	1413	1459	1487	1533	1579	1625	1644
	261160605220015	1125	1215	1255	1279	1319	1358	1398	1414
	261160605220016	719	777	802	817	843	868	893	904
	261160605220017	686	741	765	780	804	828	852	862
	261160605220018	1053	1138	1175	1197	1234	1271	1309	1323
	261160605220019	682	737	761	775	799	823	847	857
	261160605220020	1486	1606	1658	1689	1742	1794	1847	1868
	261160605220021	1337	1445	1492	1520	1567	1614	1661	1680
	261160605220022	624	674	696	709	731	753	775	784
	261160605220023	1183	1278	1320	1345	1387	1428	1470	1487
	261160605220024	1442	1558	1609	1639	1690	1741	1792	1812
	261160605220025	1283	1386	1431	1459	1504	1549	1594	1612
	261160605220026	1186	1281	1323	1348	1390	1432	1474	1491
	261160605220027	784	847	875	891	919	947	974	985
	261160605220028	906	979	1011	1030	1062	1094	1126	1139
	261160605220029	925	999	1032	1052	1084	1117	1149	1163
	261160605220294	875	945	976	995	1026	1056	1087	1100
	261160605220295	847	915	945	963	993	1023	1053	1064
	261160605220296	193	209	215	219	226	233	240	243
	261160605220297	636	687	710	723	745	768	790	799
	261160605220226	731	790	816	831	857	883	908	919
	261160605220229	463	500	517	526	543	559	575	582
	261160605220230	755	816	842	858	885	912	938	949
	261160605220231	652	704	727	741	764	787	810	819
Mustardinha	261160605220037	1129	1220	1260	1284	1323	1363	1403	1419
	261160605220038	232	251	259	264	272	280	288	292
	261160605220039	994	1074	1109	1130	1165	1200	1235	1249
	261160605220040	900	972	1004	1023	1055	1087	1118	1131
	261160605220041	1395	1507	1556	1586	1635	1684	1734	1753
	261160605220042	1096	1184	1223	1246	1285	1323	1362	1377
	261160605220043	1137	1228	1269	1293	1333	1373	1413	1429
	261160605220044	1155	1248	1289	1313	1354	1395	1435	1452
	261160605220045	1138	1230	1270	1294	1334	1374	1414	1430
	261160605220046	1308	1413	1459	1487	1533	1579	1625	1644
	261160605220236	1046	1130	1167	1189	1226	1263	1300	1315

BAIRRO	Código do setor	População setor 2010	2022	2027	2030	2035	2040	2045	2047
Mangueira	261160605220237	885	956	987	1006	1037	1069	1100	1112
	261160605220047	1324	1430	1477	1505	1552	1599	1645	1664
	261160605220048	844	912	942	960	989	1019	1049	1061
	261160605220049	728	787	812	828	853	879	905	915
	261160605220050	992	1072	1107	1128	1163	1198	1233	1247
	261160605220051	487	526	543	554	571	588	605	612
	261160605220052	1332	1439	1486	1514	1561	1608	1655	1674
	261160605220053	944	1020	1053	1073	1106	1140	1173	1186
	261160605220054	1024	1106	1142	1164	1200	1236	1272	1287
	261160605220055	801	865	894	911	939	967	995	1007
TOTAL			50000	51634	52613	54245	55876	57505	58165

Fonte: O autor (2022).

4.2 Vazões de projeto

Para determinar as vazões, adotou-se o valor de consumo médio *per capita* apresentado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) que para o ano de 2020, com dados fornecidos pela COMPESA, observou-se o consumo de 124.83 L/hab.dia. Mas para fins de cálculo de vazão será considerado a aproximação de 125 litros por cada habitante, estando em conformidade com o valor mínimo de 110 L/hab.dia estabelecido pela Organização das Nações Unidas (ONU).

Na estimativa da vazão de infiltração, optou-se por utilizar o valor 1,0 metro de rede para cada habitante da área de projeto, obtendo o valor de 58,17 km de extensão (L) rede coletora e adotou-se o valor médio de 0,5 L/s.km como valor da taxa de contribuição de infiltração.

Portanto, ao utilizar as equações (1), (2),(3), (4), (5), chega-se aos valores de vazão da Tabela 11.

Tabela 11- Vazões de início e fim de plano - ETE Mangueira

ÁREA DE PROJETO - ETE MANGUEIRA

ANO	POPULAÇÃO ATENDIDA	VAZÃO DOMÉSTICA			VAZÃO DE INFILTRAÇÃO	VAZÃO TOTAL		
		Mínima	Média	Máxima		Mínima	Média	Máxima
		(hab.)	(L/s)	(L/s)	(L/s)	(L/s)	(L/s)	(L/s)
2027	51634	29.88	59.76	107.57	29.08	58.96	88.84	136.65
2047	58165	33.64	67.27	121.09	29.08	62.72	96.35	150.17

Fonte: O autor (2022)

4.3 Tratamento preliminar

Com base nas vazões máxima (150,17 L/s) e mínima (62,72 L/s) foi escolhido o medidor Parshall com a dimensões adequadas, conforme a Tabela 5. Para atender às vazões de projeto, a calha recomendada deve possuir garganta de 9" (22,9 cm).

No intuito de determinar as lâminas máxima e mínima do medidor, utilizou-se os dados da Tabela 6 para a dimensão escolhida na lei de vazões do equipamento, logo através da equação (6):

$$H_{p_m\acute{a}x} = \left(\frac{58,96 * 10^{-3}}{0,535} \right)^{\frac{1}{1,53}} = 23,66 \text{ cm}$$

$$H_{p_m\acute{i}n} = \left(\frac{150,17 * 10^{-3}}{0,535} \right)^{\frac{1}{1,53}} = 43,59 \text{ cm}$$

Foram obtidas as lâminas nas condições limites, início e final de plano, logo para a vazão mínima de início de plano e máxima de final de plano, respectivamente.

A fim de manter a velocidade no medidor Parshall no intervalo recomendado (0,25 a 0,40 m/s) adotou-se um rebaixamento calculado pela equação (8):

$$Z = \frac{150,17 * 10^{-6} * 23,66 - 58,96 * 10^{-6} * 43,59}{150,17 * 10^{-6} - 58,96 * 10^{-6}} = 11 \text{ cm}$$

Portanto as lâminas máxima e mínima com o rebaixo do medidor são encontradas pela equação (9):

$$Y_{máx} = 43,59 - 11 = 32,59 \text{ cm}$$

$$Y_{mín} = 23,66 - 11 = 12,66 \text{ cm}$$

A grade proposta possuirá espaçamento de 10 mm (Grade fina segundo a NBR 11885:2017) e espessura das barras 9,5 mm (Tabela 7). O ângulo no qual a grade manual será implantada fará com a horizontal um ângulo de 60°. Os canais afluentes terão uma declividade de fundo constante no valor de 0,3%, a fim de evitar a sedimentação no canal.

A eficiência da grade para estes parâmetros supracitados pode ser calculada pela equação (10), obtendo-se:

$$E = \frac{9,5}{9,5 + 10} = 0,49$$

A área livre através das aberturas da grade pode ser calculada através da equação da continuidade, conforme observado na equação (11):

$$A_{grade_livre} = \frac{150,17 * 10^{-3}}{0,8} = 0,188 \text{ m}^2$$

A área da seção transversal do canal e a largura do canal de acesso à grade podem ser determinados pelas equações (12) e (13), respectivamente:

$$S = \frac{0,188}{0,49} = 0,39 \text{ m}^2$$

$$B = \frac{0,39}{(43,59 - 11) * 10^{-2}} = 1,20 \text{ m}$$

O número de espaços entre as barras foi encontrado resolvendo a equação (14), chegando a 62 barras e sabendo-se que o número de espaçamentos corresponde ao número de barras acrescido de um, obtém-se 63 espaçamentos.

Com estas informações, verificou-se a perda de carga para as vazões máxima e média nos cenários com a grade limpa e considerando o gradeamento com 50% de obstrução. Para

isto, determinou-se a velocidade de aproximação para as vazões de projeto, por meio da equação (15):

$$v_{0_máx} = \frac{150,17 * 10^{-3}}{0,39} = 0,39 \text{ m/s}$$

$$v_{0_méd} = \frac{96,35 * 10^{-3}}{0,39} = 0,25 \text{ m/s}$$

A perda de carga com a vazão máxima para a grade limpa e para o gradeamento parcialmente obstruído foi calculada pelas equações (16) e (17), respectivamente:

$$\Delta H_{máx} = 1,43 * \frac{0,8^2 - 0,39^2}{2 * 9,81} = 3,56 \text{ cm}$$

$$\Delta H_{50} = 1,43 * \frac{2 * 0,8^2 - 0,39^2}{2 * 9,81} = 8,22 \text{ cm}$$

De forma análoga, encontrou-se as perdas de carga para a vazão média, resultando 4,21 para a grade limpa e 8,87 cm para a grade 50% obstruída.

Constatou-se que para ambas as vazões, as perdas não sobrepujaram o valor de 15 cm estabelecido pela NBR 11885:2017.

Para o desarenador, inicialmente determinou-se a área da seção transversal, determinada pela equação (18):

$$A_d = \frac{150,17 * 10^{-3}}{0,3} = 0,50 \text{ m}^2$$

A largura da caixa de areia foi obtida pela equação (19):

$$B_d = \frac{0,5}{32,59 * 10^{-2}} = 1,55 \text{ m}$$

Verificando as velocidades no desarenador para as vazões máxima e mínima através da equação (20):

$$v_{d_máx} = \frac{150,17 * 10^{-3}}{1,55 * 32,59 * 10^{-2}} = 0,30 \text{ m/s}$$

$$v_{d_mín} = \frac{58,96 * 10^{-3}}{1,55 * 12,6610^{-2}} = 0,30 \text{ m/s}$$

O comprimento da caixa de areia foi encontrado, pela equação (21), logo:

$$L_d = 22,5 * 32,59 * 10^{-2} = 7,35 \text{ m}$$

Com estas dimensões do desarenador, verificou-se a taxa de escoamento superficial, que deve estar entre 600 e 1300 m³/m².dia e na ausência de decantadores primários, o limite superior passa a ser 1000 m³/m².dia, conforme a NBR 12209:2011.

Portanto, através da equação (22):

$$T_{esc} = \frac{150,17 * 86,4}{1,55 * 7,55} = 1108,71 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$$

Como pode ser observado, o valor da taxa de escoamento superficial foi superior ao recomendado pela norma, a solução é: aumentar as dimensões do desarenador, pois o aumento na largura e extensão diminuirão a TES. Assumindo uma largura de 1,70 e um comprimento de 8,00 metros, obteve-se:

$$T_{esc} = \frac{150,17}{1,70 * 8,00} = 954,02 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$$

Fez-se necessário recalcular as velocidades no desarenador para a nova largura de 1,70 metros, chegando a velocidades de 0,274 e 0,271 m/s para as vazões mínima e máxima respectivamente.

Para estimar a altura de areia armazenada, optou-se por uma proporção média de areia no efluente de 30L/m³ e foi assumida a limpeza do desarenador no período de 15 dias, logo:

$$V_{15\text{dias}} = 96,35 * 86,4 * 15 * \frac{30 * 10^{-3}}{1000} = 3,75 \text{ m}^3$$

Então, para a altura de armazenamento de areia, tem-se pela equação (24):

$$H_{armaz.} = \frac{3,75 * 10^2}{1,70 * 8,00} = 27,57 \text{ cm}$$

Portanto, aproximando a altura de armazenamento para 30 cm, o volume armazenado será 4,08 m³.

4.4 Reator aeróbio e tanque de equalização

O tanque de aeração será de volume constante, com alimentação e descarte simultâneos, aeração e fase de sedimentação rápida, de maneira muito similar ao que ocorre com os reatores da patente Nereda®.

A Tabela 12 elenca alguns parâmetros utilizados na concepção e operação de estações de tratamento com reatores de volume constante empregados na tecnologia da Royal HaskoningDHV.

Tabela 12-Configurações de RBS de volume constante de LGA utilizadas na patente Nereda®

Parâmetro	Valor de referência
Velocidade média ascensional do afluente	2-3 m/h
Velocidade máxima ascensional do afluente	5 m/h
Velocidade mínima de sedimentação	10 m/h
Volume de troca máximo	70%
Altura	4-12 m
Oxigênio dissolvido	2-2,5 mg O ₂ /L
Concentração de sólidos no reator	8-12 g SST/L
Relação A/M	0,2-5,0 g DQO/g SSV-dia
TDH	6-24 h
Tempo de ciclo	4-8 h
IVL ₃₀ /IVL ₁₀	> 0,9

A/M: alimento/microorganismo; TDH: tempo de detenção hidráulica; IVL: índice volumétrico de lodo; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; DQO: demanda química de oxigênio.

Fonte: Rollemburg *et al.* (2020)

Admitindo que a etapa de descanso/decantação de 30 minutos, conforme MIKI *et al.* (2022), adotando um ciclo com duração total de 4 horas e que o tempo de alimentação/descarte será de 45 minutos, o tempo destinado à etapa de reação aeróbica, através da equação (25) é de 2,75 horas (2 horas e 45 minutos). Esses valores são muito próximos aos citados por Rollemburg *et al.*, (2020) para a tecnologia Nereda® (Tabela 13)

Tabela 13-Duração das etapas de um RBS de volume constante de LGA utilizado na patente Nereda®

Fase	Duração (min)	Fração do ciclo (%)
Alimentação e descarte simultâneos (condições anaeróbias)	60	25
Fase aeróbica	165	69
Sedimentação	15	6

Fonte: Rollemburg *et al.* (2020)

Sabendo-se que as contribuições de esgoto ocorrem durante as 24 horas do dia, logo o número de ciclos por dia pode ser calculado pela equação (26).

$$n_{ciclos} = \frac{24}{t}$$

Portanto, os reatores terão 6 ciclos diárias com duração de 4 horas e o tempo total gasto com a fase reação será de 16,50 horas.

Como pode ser observado na Tabela 12, para RBS de volume constante, a altura do reator varia de 4 a 12 metros, foi adotada uma altura de 5 metros para tanque de aeração.

A taxa de carregamento de lodo (TCL) também conhecida como relação alimento/microrganismo, foi considerada com valor de à 0,4 kgDQO/kg.SST.dia tendo em vista que se busca a nitrificação e desnitrificação simultâneas no processo de tratamento de esgoto com LGA.

Por fim, a concentração de sólidos no reator varia de 8-12 g SST/L conforme Van Haandel e Van Der Lubbe (2012) e ratificado pela Tabela 12.

Escolhidos os parâmetros de projeto, através da equação (27) é possível determinar o volume total do reator:

$$V_{reactor} = \frac{8325 * 500}{\frac{16,50}{24} * 10 * 0,4 * 1} = 1514 m^3$$

Sabendo que o reator possuirá geometria circular, pode-se calcular o diâmetro com base no volume obtido e a equação (28):

$$D_{reactor} = \sqrt{\frac{4 * 1514}{\pi * 5}} = 19,63 m$$

Todavia, visando facilitar o processo construtivo, será considerado o diâmetro do reator com 20 metros.

Vale ressaltar que o reator foi dimensionado para atender à vazão média total, entretanto, serão utilizados simultaneamente 2 tanques de aeração cada um destes com metade da vazão média afluente. Esta medida foi adotada, visando prováveis manutenções no sistema

e desta forma, será assegurado o devido tratamento mesmo caso ocorram problemas operacionais.

O volume do tanque de equalização é dimensionado considerando a vazão de pico durante o período seco, o número de reatores, de ciclos e o tempo de alimentação, conforme observado na equação (29):

$$V_{equalização} = \frac{Q_{pico}}{n_{reatores} * n_{ciclos}} - Q_{pico} * \frac{t_{alimentação}}{24}$$

$$V_{equalização} = \frac{10491}{1 * 6} - 10491 * \frac{0,75}{24} = 1420,66 \text{ m}^3$$

De maneira análoga, o diâmetro do TE pode ser encontrado por meio da equação (28), logo:

$$D_{TE} = \sqrt{\frac{4 * V_{TE}}{\pi * H}}$$

E assumindo a mesma altura do tanque de aeração (5 metros) , o diâmetro será:

$$D_{TE} = \sqrt{\frac{4 * 1420,66}{\pi * 5}} = 19.02 \text{ m}$$

4.5 Estimativa da produção de lodo

Para o reator biológico que opera com vazão média de 8325 m³/dia tratando um efluente com DBO de 359 mg/L, adotando-se uma eficiência de 90% de remoção de matéria orgânica (em conformidade com a Tabela 2), a DBO efluente ao reator teria valor de 36 mg/L e a carga orgânica definida pela equação (30):

$$C = 8325 * (359 - 36) * 10^{-3} = 2688,98 \text{ kgDBO/dia}$$

Na determinação da produção líquida de lodo, inicialmente calcula-se a produção bruta pela equação (31):

Onde Y é o coeficiente de produção celular dos organismos heterotróficos ordinários (OHO) responsáveis pela oxidação da matéria orgânica na via aeróbia com valor médio de 0,45 (ROLLEMBERG *et al.*, 2020), logo:

$$P_{bruta} = 2688,98 * 0,45 = 1210,41 \text{ kgSSV/dia}$$

O decaimento bacteriano é descrito pela equação (32), com valor de coeficiente de respiração endógena de $0,06 \text{ d}^{-1}$ para lodo ativado (VON SPERLING, 2012) e próximo a faixa encontrada por Harun *et al.* (2008) para LGA tratando efluente de molho de soja, com valores próximos à $0,05 \text{ d}^{-1}$, com uma concentração de lodo (SSRB) com valor de 10 g/L estando no intervalo citado por Haandel e Van Der Lubbe (2012), logo:

$$P_{decaimento} = 10 * 1514 * 0,06 = 908,4 \text{ kgSSV/dia}$$

Com isso, pode-se calcular a produção líquida de lodo pela equação (33):

$$P_{l\acute{q}_lodo} = 1210,41 - 908,40 = 302,01 \text{ kgSSV/dia}$$

Portanto, a vazão diária de lodo pode ser calculada pela equação (34), admitiu-se o teor de sólidos secos (Ssecos) com mesmo valor estimado para o lodo secundário aeróbio de aeração prolongada de 0,8 a 1,2 de acordo com Von Sperling (2012) e para a densidade do lodo (ρ) será utilizado a média dos valores obtidos no estudo de Van Den Berg *et al.* (2022), que comparou os resultados da densidade do LGA por quatro métodos diferentes em uma estação de tratamento de esgoto em escala real, onde três do total produziram resultados análogos com valores permutando entre 1025,7 e 1028,1 kg/m³. Para o atual estudo, os valores adotados de teor de sólidos secos e de densidade do LGA serão 1,0 e 1027 kg/m³ respectivamente.

$$Q_{lodo} = \frac{302,01}{\frac{1,0 * 1027}{100}} = 29,41 \text{ m}^3/\text{dia}$$

4.6 Centrífuga de lodo

De posse da vazão diária de lodo, deve-se selecionar o equipamento, com base na taxa de aplicação de sólidos (TAS), a quantidade e o tipo de lodo a adensar.

Considerando um coeficiente de pico de 1,5, a vazão máxima de lodo será:

$$Q_{máx_lodo} = 1,5 * 29,41 = 44,12 \text{ m}^3/\text{dia} = 1,84 \text{ m}^3/\text{h}$$

A centrífuga pode ser selecionada baseado na vazão máxima de lodo afluente, conforme a Tabela 14

, para uma vazão de lodo a ser desaguado em torno de 40 m³/dia, recomenda-se a utilização de duas centrífugas com capacidade de 6 m³/h em regime de funcionamento 1+1 com operação de 7 horas diárias.

Tabela 14 - Sugestões de capacidades e número de centrífugas

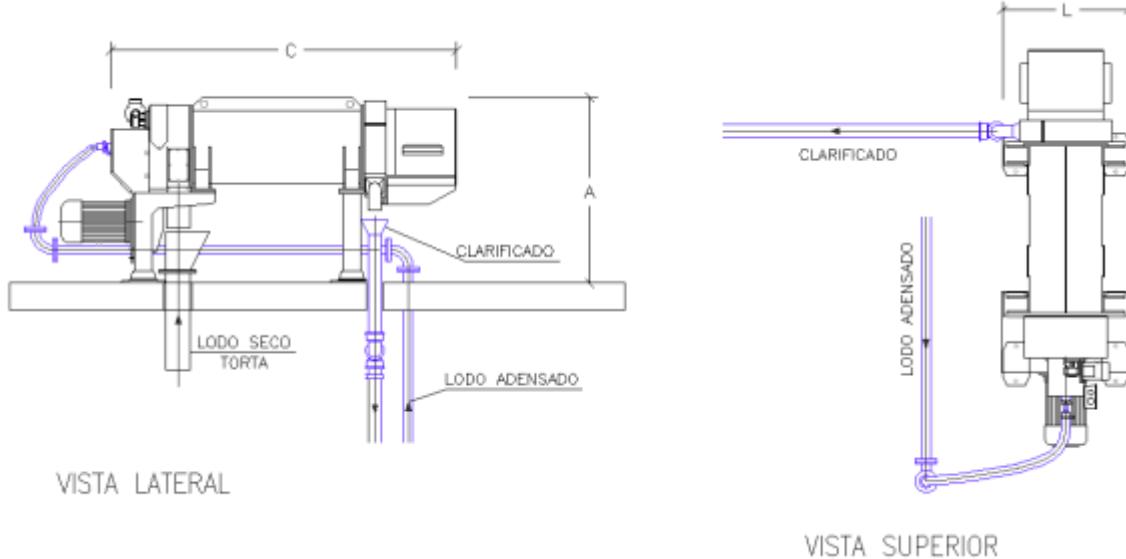
Vazão de lodo a ser desaguado (m ³ /dia)	Horas de operação	Número de unidades		Capacidade de cada unidade
		Em operação	Reserva	
40	7	1	1	6
80	7	1	1	12
350	15	2	1	12
800	22	2	1	18
1600	22	3	2	25
4000	22	4	2	45

Fonte: Von Sperling (2014).

Assim, buscou-se por equipamentos que satisfizessem as condições supracitadas, para este estudo será empregada uma centrífuga com capacidade de 5 m³/h, potência instalada de 8

kW com dimensões de 2,00 x 0,80 x 1,20 (comprimento, largura e altura, respectivamente) com esquema apresentado na Figura 13.

Figura 13-Desenho ilustrativo de uma centrífuga



Fonte: SANEPAR (2021)

Com estes dados, fez-se possível calcular o tempo de funcionamento do equipamento pela equação (35)

$$T_{funcionamento} = \frac{29,41}{1 * 5} = 5,88 \text{ horas/dia}$$

Sabendo-se que a produção de lodo é ao longo do dia, buscou-se dimensionar um poço de lodo para o tempo em que o equipamento de desaguamento não estará funcionando, logo pela equação (36):

$$T_{ocioso} = 24 - T_{funcionamento} = 24 - 5,88 = 18,12 \text{ horas/dia}$$

E o volume do poço pode ser obtido pelo produto do tempo ocioso pela vazão média de esgoto:

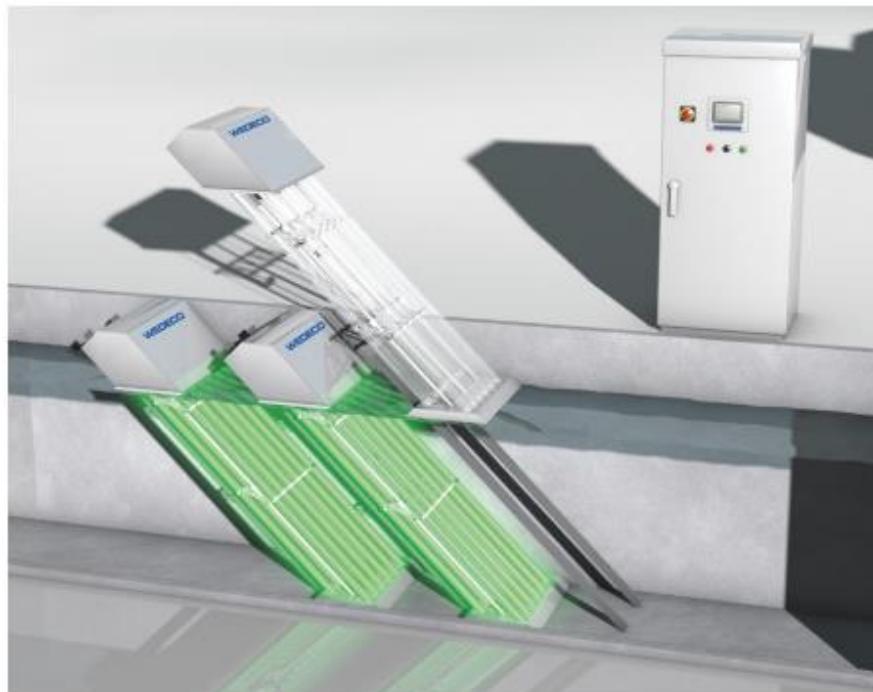
$$V_{poço} = T_{ocioso} * Q_{lodo} = 18,12 * 29,41 = 22,2 \text{ m}^3$$

4.7 Desinfecção por radiação UV

Para o dimensionamento de um sistema de desinfecção por radiação ultravioleta é necessário definir a dose UV, quantidade e intensidade das lâmpadas, vazão, a transmitância e as dimensões do reator.

O reator UV escolhido foi o Duron UV da empresa WEDECO (Figura 14) que consiste em um sistema de desinfecção UV de canal aberto, inclinado verticalmente a 45 graus.

Figura 14-Sistema de desinfecção UV WEDECO

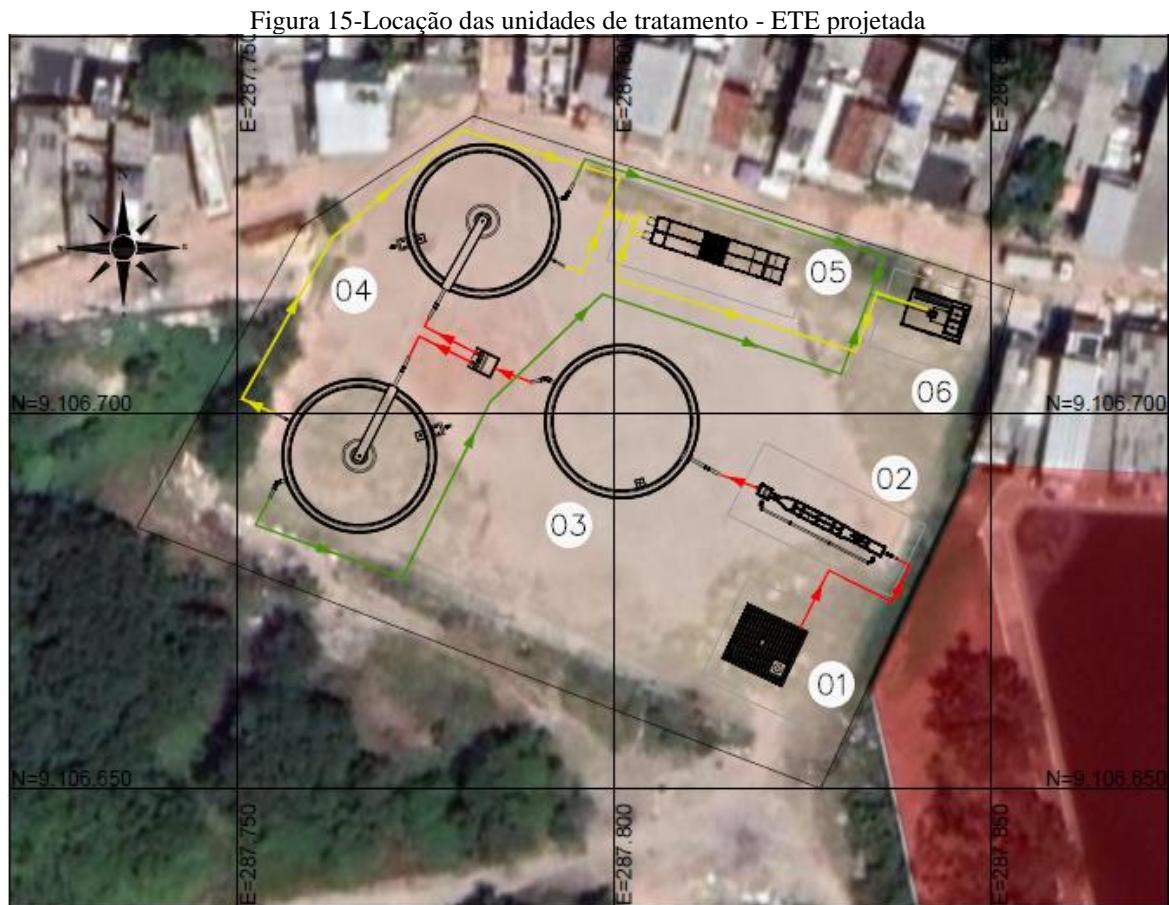


Fonte: Xylem (2022).

Este equipamento atende até uma vazão máxima de 1000 m³/h (suficiente para ser utilizado para a vazão de projeto, cerca 347 m³/h), com largura do canal variando de 0,75 a 3,0 m e um comprimento mínimo de 6 metros. As lâmpadas podem ser agrupadas em bancos de 12 a 48 unidades, comprimento de 1,40 metros, com uma potência de 600 W e uma transmitância de 75%

4.8 Comparativo da área requerida de projeto e as instalações existentes

Com base no resultado do dimensionamento das componentes da ETE, foram locadas as unidades conforme observado na Figura 15, na qual são apresentados: EEE (01), tratamento preliminar (02), tanque de equalização (03), reatores aeróbios (04), Canal de desinfecção UV (05), Edifício das centrífugas (06). Além disso, são representadas as interligações entre as unidades sendo as tubulações de cor vermelha o circuito da fase líquida, na cor verde o circuito de lodo e a amarela a fase líquida efluente dos tanques de aeração.



Fonte: O autor (2022).

Após a disposição das unidades, fez-se o comparativo entre a área da atual ETE mangueira e da ETE projetada com LGA. Como era esperado, houve uma redução significativa da demanda por área, cerca de 52% a menos que as instalações existentes (Figura 16),

ratificando o potencial de redução na área requerida de projeto de uma ETE com LGA, frente a outras tecnologias de tratamento empregadas no Brasil.

Figura 16-Comparativo entre as áreas do tratamento existente e da ETE projetada



Fonte: O autor (2022).

4.9 Análise da aplicabilidade da tecnologia LGA no local de estudo

A tecnologia empregada no tratamento de águas residuárias deve se adequar a uma série de fatores, como as características do efluente a ser tratado, os requisitos de lançamento, custo de operação e manutenção, entre outros.

De acordo com Von Sperling (1996), não existem fórmulas generalizadas para a escolha da melhor alternativa, para atribuição de pesos para os aspectos técnicos de escolha, o uso do bom senso é sempre imprescindível, embora a decisão do âmbito econômico possa

parecer simples, nem sempre a melhor alternativa é a que apresenta menor custo em estudo econômico-financeiros.

Para o corrente estudo, fez-se uma analogia entre alguns dos aspectos importantes na seleção entre as tecnologias atualmente empregadas (UASB+LP) e a projetada (LGA) para a ETE Mangueira.

Adotou-se o peso 3 como o cenário mais favorável, 2 para uma situação intermediária e 1 panorama mais desfavorável. A Tabela 15 apresenta os resultados obtidos no comparativo.

Tabela 15-Avaliação relativa dos sistemas de tratamento na ETE Mangueira

REQUISITO	PESO	LGA		UASB + LP	
		NOTA	TOTAL	NOTA	TOTAL
APLICABILIDADE DO PROCESSO	2	1	2	3	6
EFEITOS ECONÔMICOS	3	2	6	3	9
EFEITOS SOCIAIS	2	3	6	2	4
EFEITOS AMBIENTAIS	3	3	9	1	3
ASPECTOS CONSTRUTIVOS	1	1	1	3	3
ASPECTOS OPERACIONAIS	3	1	3	3	9
CONTROLE DE CONSERVAÇÃO E MANUTENÇÃO	3	1	3	3	9
TOTAL			30		43

Fonte: O autor (2022).

Apesar de o sistema com UASB e lagoa de polimento ter se sobressaído, salienta-se que no tocante à efeitos ambientais há uma grande disparidade entre o sistema de tratamento aeróbio e o anaeróbio. Esta diferença está relacionada tanto à remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) como a demanda por área, que implica geralmente, em supressão vegetal e desapropriação de edificações.

Em suma, na escolha da melhor alternativa de tecnologia de tratamento, o LGA deve ser o sistema com maior destaque, quando se busca elevada remoção de nutrientes, associado a uma baixa disponibilidade de área para implantação da ETE, especialmente quando se trata de sistemas em grande escala.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 Conclusões

No presente estudo foram elencados os principais requisitos técnicos para um projeto de ETE com LGA, a partir deles foi dimensionada uma ETE para atender a demanda estimada da ETE mangueira (vazão média de 96,35 L/s) com o emprego do LGA. Serão necessários 2 tanques de aeração de volume constante, com duração de ciclo de 4 horas, relação A/M de 0,4 kgDQO/kg.SST.dia e formato circular com diâmetro de 20 metros.

Foi verificado que é possível implementar, sobre a ótica técnica e ambiental, uma estação de tratamento com LGA para prover atendimento às demandas da ETE Mangueira, principalmente se buscado um sistema de tratamento com alta eficiência na remoção de matéria orgânica, nutrientes e pequena demanda por área. Ao suprir as necessidades no tratamento dos efluentes da ETE Mangueira com o uso da tecnologia LGA, haverá uma redução aproximadamente 52% na área requerida para as unidades de tratamento.

O LGA é uma tecnologia de tratamento de efluentes promissora, promove remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes, em uma área expressivamente menor que sistemas convencionais. Neste trabalho, pôde-se observar sua viabilidade de implementação. Espera-se que os resultados deste trabalho contribuam para a implementação desta tecnologia no País.

5.2 Recomendações para trabalhos futuros

- Realizar um estudo econômico apresentando as estimativas dos custos associados de implantação e os comparar com os da ETE Mangueira, além de demais custos, como: manutenção, multas por não conformidades (caso existam), entre outros.

- Determinar com maior detalhamento a população atendida pela ETE Mangueira, a fim de se chegar a uma vazão que se aproxime mais da realidade, tendo em vista que no estudo foram admitidas algumas simplificações por falta de dados.

- Verificar se é possível adaptar as unidades de tratamento existentes, como a estação elevatória de esgoto e o tratamento preliminar.

- Realizar um estudo do corpo receptor para determinação precisa da carga orgânica que pode ser lançada no Rio Jiquiá, além de novos ensaios de caracterização do efluente da ETE Mangueira, visando determinar as principais características físico-químicas, biológicas, qualitativas e quantitativas do esgoto no cenário atual.

REFERÊNCIAS

- ADAV, S. et al. Aerobic Granular Sludge: Recent Advances. **Biotechnology advances**, v. 26, p. 411–423, out. 2008.
- AHMAD, J. S. M. et al. Algal-bacterial aerobic granule based continuous-flow reactor with effluent recirculation instead of air bubbling: Stability and energy consumption analysis. **Bioresource Technology Reports**, v. 7, p. 100215, set. 2019.
- AMORIM DE CARVALHO, C. DE et al. Resource recovery in aerobic granular sludge systems: is it feasible or still a long way to go? **Chemosphere**, v. 274, p. 129881, jul. 2021.
- AZEVEDO NETO, J. M. DE; ACOSTA ALVAREZ, G. Manual de hidráulica, Ed. **Edgard Blücher Ltda, São Paulo, 8^a Edição**, 1998.
- AZEVEDO NETO, J. M. Novos conceitos sobre eutrofização. **Revista DAE**, v. 48, n. 151, p. 22–28, 1988.
- BEUN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. **Water Research**, v. 36, n. 3, p. 702–712, 2002.
- BEZERRA, A. **LODO Granular Aeróbio (LGA) com André Bezerra**. Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=NnU24jXOSig>. Acesso em: 19 set. 2022. Conversas Sobre Saneamento Etc, , 2020.
- BRASIL. **Lei nº 14.026**, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá outras providências. Diário Oficial da União 2020; 16 jul.
- CASTELLANOS, R. M. et al. Effect of sludge age on aerobic granular sludge: Addressing nutrient removal performance and biomass stability. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 149, p. 212–222, maio 2021.
- CASTRO-BARROS, C. M. Guideline for granular sludge reactor design. **Sanitas: Sustainable and Integrated Urban Water System Management.**, p. 19p, 2013.
- CHEN, F. et al. Operational strategies for nitrogen removal in granular sequencing batch reactor. **Journal of hazardous materials**, v. 189, n. 1–2, p. 342–8, 15 maio 2011.
- CHEN, Y.; YANG, H.; GU, G. Effect of acid and surfactant treatment on activated sludge dewatering and settling. **Water Research**, v. 35, n. 11, p. 2615–2620, ago. 2001.

CLEVERSON, A.; FERNANDES, F.; VON SPERLING, M. Lodo de Esgoto: Tratamento e Disposição Final. **DESA, UFMG. Brasil**, 2014.

CLOETE, T. E.; MUYIMA, N. Y. O. (ED.). **Microbial community analysis**. [s.l.] IWA Publishing, 1997.

CYDZIK-KWIATKOWSKA, A. et al. Efficient dewatering of polymer-rich aerobic granular sludge with cationic polymer containing hydrocarbons. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 17, n. 1, p. 361–370, 3 jan. 2020.

DANTAS, Bárbara Karoline Soares Fernandes. **Formação de lodo granular aeróbio em reatores em bateladas sequenciais para o tratamento de esgoto doméstico de baixa carga visando à remoção de nutrientes**. 2018. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

DE BRUIN, L. M. M. et al. Aerobic granular sludge technology: an alternative to activated sludge? **Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 49, n. 11–12, p. 1–7, 2004.

DE KREUK, M. K. Aerobic granular sludge: scaling up a new technology. 2006.

DE KREUK, M. K.; HEIJNEN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 90, n. 6, p. 761–769, 20 jun. 2005.

DI BELLA, G.; TORREGROSSA, M. Simultaneous nitrogen and organic carbon removal in aerobic granular sludge reactors operated with high dissolved oxygen concentration. **Bioresource Technology**, v. 142, p. 706–713, 2013.

ESIG RECIFE (org.). **Informações Geográficas do Recife**. Disponível em: <https://esigportal2.recife.pe.gov.br/portal/apps/webappviewer/index.html?id=7f6ee791d4d94be4bcf1d0bb93a162a9>. Acesso em: 20 set. 2022.

GHOSH, S.; CHAKRABORTY, S. Production of polyhydroxyalkanoates (PHA) from aerobic granules of refinery sludge and *Micrococcus aloeverae* strain SG002 cultivated in oily wastewater. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 155, p. 105091, nov. 2020.

GIESEN, A. **The Nereda® Process – Wastewater Treatment with Aerobic Granular Biomass**.

GUIMARÃES, L. B. Caracterização microbiológica do lodo granular na remoção de nutrientes e potencial de recuperação de exopolímeros de efluentes em reatores em bateladas sequenciais. [s.l: s.n.].

HAANDEL, A.; VAN DER LUBBE, J. G. **Handbook of biological of wastewater treatment: design and optimization of activated sludge systems**. 2. ed. London, UK: IWA Publishing, 2012.

HARUN, H. et al. Performance of Aerobic Granular Sludge in Treating Soy Sauce Wastewater at Different Hydraulic Retention Time. **International Journal of Engineering & Technology**, v. 7, n. 4.35, p. 564, 30 nov. 2018.

HREIZ, R.; LATIFI, M. A.; ROCHE, N. Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. **Chemical Engineering Journal**, v. 281, p. 900–920, dez. 2015.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 1050 p. **Rio de Janeiro, RJ**, 2011.

KAMIZELA, T.; KOWALCZYK, M. Sludge dewatering: Processes for enhanced performance. Em: **Industrial and Municipal Sludge**. [s.l.] Elsevier, 2019. p. 399–423.

KAZIMIEROWICZ, J.; DĘBOWSKI, M. Aerobic Granular Sludge as a Substrate in Anaerobic Digestion—Current Status and Perspectives. **Sustainability**, v. 14, n. 17, p. 10904, 31 ago. 2022.

KELLER J E GIESEN, A. **Avanços nos processos de biomassa granular aeróbica**. Prezentare la Neptune and Innovatech End User Conference. **Anais...2010**.

LIU, Y.; TAY, J.-H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. **Water Research**, v. 36, n. 7, p. 1653–1665, abr. 2002.

LIU, Y.; TAY, J.-H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 22, n. 7, p. 533–563, 2004.

LIU, Y.-Q. et al. Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 46, n. 6, p. 520–525, 2010.

- LIU, Y.-Q.; TAY, J.-H. Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 41, n. 4, p. 516–522, set. 2007.
- METCALF, L.; EDDY, H. P.; TCHOBANOGLOUS, G. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. McGraw-Hill New York, 1991. v. 4
- MIKI, M. K. et al. **Tratamento biológico de esgoto**. 2. ed. IWA Publishing, 2022.
- MORAIS, J. C. DE. **Avaliação da eficiência e dos problemas operacionais de uma estação de tratamento de esgotos ao longo de 13 anos de monitoramento**. [s.l.] Universidade Federal de Pernambuco, 2011.
- NANCHARAIK, Y. V.; KIRAN KUMAR REDDY, G. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1128–1143, jan. 2018.
- NBR 11885. **NBR 11885: Grade de barras retas, de limpeza manual - Requisitos gerais**. ABNT, , 2017.
- NBR 12209. **NBR 12209: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários**. ABNT, , 2011.
- NBR, A. 9649 Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. **Rio de Janeiro**, 1986.
- NPE - 010. **Diretrizes para elaboração dos projetos de estações elevatórias de esgoto – EEE's**. COMPESA – Companhia Pernambucana de Saneamento, , 2017.
- NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. 4. ed. Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade LTDA, 2004.
- OLIVER, B.; THOMPSON, A. **Nereda: a pathway to sustainable wastewater treatment in the UK**. UK Water projects, , 2016.
- PIVELI, R. P. **Apostila de Tratamento de Esgotos Sanitários**. , 2003.
- PRONK, M. et al. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, v. 84, p. 207–217, 1 nov. 2015.
- QI, Y.; THAPA, K. B.; HOADLEY, A. F. A. Application of filtration aids for improving sludge dewatering properties – A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 171, n. 2, p. 373–384, jul. 2011.

ROLLEMBERG, Silvio Luiz De Sousa et al. Pilot-scale aerobic granular sludge in the treatment of municipal wastewater: Optimizations in the start-up, methodology of sludge discharge, and evaluation of resource recovery. **Bioresource Technology**, v. 311, p. 123467, 2020. METCALF, Leonard; EDDY, Harrison P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. McGraw Hill Brasil, 2015.

ROLLEMBERG, Silvio Luiz de Souza et al. Tecnologia de lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico: oportunidades e desafios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, p. 439-449, 2020.

ROSA-MASEGOSA, Aurora et al. Novos avanços na tecnologia de lodo granular aeróbico usando reatores de fluxo contínuo: aspectos de engenharia e microbiológicos. **Água**, v. 13, n. 13, pág. 1792, 2021.

SANEPAR. **SANEPAR - CODIFICAÇÃO DE MATERIAIS**. 2021. Disponível em: <http://licitacoes.sanepar.com.br/SLI16210.aspx?seqestoque=325578>. Acesso em: 25 out. 2022.

SNIS (org.). **SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO**. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnosticos>. Acesso em: 07 set. 2022.

SNIS. (2021). **Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento – 2020**. Disponível em:<<http://www.snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-setor-saneamento>>.

VAN DEN BERG, L. et al. Density measurements of aerobic granular sludge. **Environmental technology**, p. 1–11, 18 jan. 2022.

VAN LEEUWEN, K. et al. The Energy & Raw Materials Factory: Role and Potential Contribution to the Circular Economy of the Netherlands. **Environmental Management**, v. 61, n. 5, p. 786–795, 30 maio 2018.

VAN LOOSDRECHT, M.; DE KREUK, M. Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, p. 694–697, out. 2006.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. [s.l.] Editora UFMG, 1996. v. 1

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. 2. ed. [s.l.] Universidade Federal de Minas Gerais (Belo Horizonte/MG):DESA-Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2012. v. 4

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** 4. ed. [s.l.] Editora UFMG, 2014. v. 1

XYLEM. Wedeco Duron UV Wastewater Treatment. 2022. Disponível em: <https://www.xylem.com/en-us/products--services/treatment-products-systems/disinfection-and-oxidation/uv-disinfection-systems/duron-uv-disinfection-system/>. Acesso em: 01 nov. 2022.

ZHENG, Y. et al. Engineering biosynthesis of polyhydroxyalkanoates (PHA) for diversity and cost reduction. **Metabolic Engineering**, v. 58, p. 82–93, mar. 2020.