



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

BIANCA LACERDA DE MACEDO

**LAGOAS DE ALTA TAXA OPERADAS EM SÉRIE SOB REGIME DE BATELADA  
SEQUENCIAL VISANDO A REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E  
NUTRIENTES DE EFLUENTE PÓS-TRATADO EM REATOR UASB**

Recife

2025

BIANCA LACERDA DE MACEDO

**LAGOAS DE ALTA TAXA OPERADAS EM SÉRIE SOB REGIME DE BATELADA  
SEQUENCIAL VISANDO A REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E  
NUTRIENTES DE EFLUENTE PÓS-TRATADO EM REATOR UASB**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dr.<sup>ª</sup> Bruna Scandolara Magnus.

Coorientadora: Prof. Dr.<sup>ª</sup> Maria de Lourdes Florencio dos Santos.

Recife

2025

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Macedo, Bianca Lacerda de.

Lagoas de alta taxa operadas em série sob regime de batelada sequencial visando a remoção de matéria orgânica e nutrientes de efluente pós-tratado em reator UASB / Bianca Lacerda de Macedo. - Recife, 2025.

79f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2025.

Orientação: Bruna Scandolara Magnus.

Coorientação: Maria de Lourdes Florencio dos Santos.

Inclui referências.

1. Agregados microalgas-bactérias; 2. Tratamento de efluentes; 3. Remoção de nutrientes; 4. Batelada sequencial. I. Magnus, Bruna Scandolara. II. Santos, Maria de Lourdes Florencio dos. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

**BIANCA LACERDA DE MACEDO**

**LAGOAS DE ALTA TAXA OPERADAS EM SÉRIE SOB REGIME DE BATELADA  
SEQUENCIAL VISANDO A REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E  
NUTRIENTES DE EFLUENTE PÓS-TRATADO EM REATOR UASB**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Aprovada em 19/02/2025

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Bruna Scandolaro Magnus – UFPE

Coorientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria de Lourdes Florencio dos Santos – UFPE

**BANCA EXAMINADORA**

participação por videoconferência  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Leidjane Maria Maciel de Oliveira (examinadora interna)  
Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência  
Prof. Dr. Gustavo Henrique Ribeiro da Silva (examinador externo)  
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

participação por videoconferência  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves (examinadora externa)  
Universidade Federal de Pernambuco

## **DEDICATÓRIA**

Dedico esta dissertação aos meus avós maternos, Antônia e Lacerda, que há 27 anos dedicam-me amor incondicional, cuidado e zelo na minha formação como pessoa e profissional.

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Pernambuco e o Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) por proporcionarem um ambiente acadêmico enriquecedor, onde tive a oportunidade de aprender e desenvolver o meu trabalho.

Aos órgãos de fomento, Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco (FACEPE), CNPq, FINEP, INCT-ETEs Sustentáveis e Fibra Técnica Ltda por todo o apoio às pesquisas realizadas no LSA. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

À BRK Ambiental e COMPESA pela cooperação técnica e parceria com os trabalhos realizados no LSA, bem como a operação do sistema na ETE Mangueira. Ao seu China pelos serviços prestados e pelas conversas descontraídas em momentos de apreensão.

Aos meus pais, Daniele e Walter, pilares da minha formação que nunca desistiram e sempre acreditaram no meu potencial. À minha irmã Letícia, pelo olhar de admiração que custa a aparecer, mas clareia e impulsiona os meus sonhos.

Aos meus avós maternos, Antônia e Lacerda, guardiões das minhas raízes e das minhas melhores lembranças. Em cada gesto de afeto e palavras de sabedoria, vocês moldaram não apenas o meu caráter, mas também a essência de quem eu sou.

Ao meu marido, Caio, por me amar com tanta dedicação, paciência e compreensão, sem medir esforços para me ajudar na realização dos meus sonhos. Cada linha deste trabalho reflete a sua presença e a sua entrega em torná-lo possível, direta ou indiretamente.

À minha orientadora, Bruna Magnus, minha profunda gratidão por todo apoio, pelas palavras de motivação e pelo acolhimento sempre generoso. Sua dedicação, paciência e bondade foram fundamentais, tornando até mesmo os desafios e adversidades mais leves.

À minha coorientadora, Lourdinha Florencio, expresse meus agradecimentos por ter sido meu primeiro contato com o LSA. Desde o primeiro dia, ofereceu orientação com sabedoria e incentivo, encorajando-me a dar o meu melhor.

Aos demais professores do LSA, Mário Kato, Wanderli Leite, Fabrício Motteran e Osmar Menezes pela disponibilidade e atenção ao longo dessa jornada. Aos técnicos, em especial a Ronaldo, pelo compromisso e prontidão em me auxiliar durante todo o experimento.

Aos queridos amigos que fiz no LSA – Ana Alice, Marcos Sales, Jocimar Rodrigues, Joelithon Costa, Izaias Marcelino e Sayonara Costa, minha gratidão por todo o encorajamento diário. Aos meus parceiros do grupo Algas – Antônio, Idayana, Paulo, Érika, Giselle, Jonas e Hermano, a colaboração de vocês foi fundamental para o desenvolvimento deste trabalho.

À minha querida amiga Agnes que em tão pouco tempo conquistou um lugar especial na minha vida. Junto com Henrique e Ingrid, vocês transformaram Recife no meu verdadeiro lar. Mais do que amigos, tornaram-se minha família, sempre presentes e dispostos a me apoiar em cada passo da minha jornada.

Por fim, expresso minha gratidão a todos que, de alguma maneira, contribuíram direta ou indiretamente para a construção desta dissertação.

## RESUMO

O reator anaeróbio de fluxo ascendente é uma tecnologia de tratamento de efluentes amplamente utilizada no Brasil devido ao baixo custo operacional e adaptabilidade ao clima tropical. Contudo, tal tecnologia não produz efluentes que atendam à legislação ambiental e, portanto, se fazem necessárias unidades adicionais de polimento como as Lagoas de Alta Taxa – LATs. Nas LATs é possível produzir biomassa enriquecida através da remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes. No entanto, a sua aplicação em larga escala, e a longo prazo, depende de estratégias baseadas em condições operacionais, como a redução do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), operação de lagoas em série e adoção do regime de batelada sequencial. Neste estudo, foi avaliada a eficiência de tratamento de LATs operadas em série sob regime de batelada sequencial no tratamento de efluentes pós-tratados por UASB, com foco na remoção de matéria orgânica e de nutrientes. Para isso, duas lagoas foram operadas com altura de 0,50 m, sendo LAT 1 e LAT 2, em duas fases. Na primeira, foi realizada uma batelada única, com 20 dias de duração, para formação de agregados microalgas-bactérias. Na segunda fase, as LATs foram operadas em bateladas sequenciais, com trocas volumétricas diárias de 50%, e TDH de 2 dias. O sistema de LATs alcançou remoções superiores a 70% de DQO, 82% para nitrogênio total e 89,5% para a fração amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ). No entanto, verificou-se que a remoção de fósforo foi limitada, apresentando eficiência global de 37%. Tal performance pode estar ligada a incompatibilidade do TDH adotado no tempo de assimilação pelas microalgas e a predominância de formas de fósforo de diferente remoção por via biológica. Quanto a produtividade da biomassa, o sistema apresentou picos de concentração de clorofila-a de 6,66  $\text{mg.L}^{-1}$  na LAT 1 e 3,22  $\text{mg.L}^{-1}$  na LAT 2 no 56º dia de operação. Tais resultados permitem inferir que os sistemas possuem capacidade de suportar condições operacionais adversas, como tempos de detenção hidráulicos mais curtos e a operação em batelada sequencial frente à operação convencional contínua, sendo uma alternativa de tratamento de baixo custo capaz de promover eficiente remoção de matéria orgânica e nitrogênio.

**Palavras-chave:** agregados microalgas-bactérias; tratamento de efluentes; remoção de nutrientes; batelada sequencial.

## ABSTRACT

Upflow anaerobic reactor is a wastewater treatment technology widely used in Brazil due to its low operating cost and adaptability to tropical climates. However, this technology does not produce effluents that comply with environmental legislation and, therefore, additional polishing units such as High-Rate Algal Ponds (HRAPs) are required. In HRAPs, it is possible to produce enriched biomass through the simultaneous removal of organic matter and nutrients. However, the application of HRAPs on a large scale and in the long term depends on strategies based on applied operating conditions, such as reducing the Hydraulic Detention Time (HRT), operating ponds in series and adopting the sequential batch regime. In this study, the treatment efficiency of HRAPs operated in series under a sequential batch regime in the treatment of post-treated effluents by UASB was evaluated, focusing on the removal of organic matter and nutrients. For this purpose, two ponds with a height of 0.50 m were operated, LAT 1 and LAT 2, in two phases. The first was a single batch, lasting 20 days, for the formation of microalgae-bacteria aggregates. In the second phase, the HRAPs were operated in sequential batches, daily volumetric exchanges of 50%, and HRT of 2 days. The HRAP system achieved removals of over 70% of COD, 82% for total nitrogen and 89.5% for the ammoniacal fraction ( $\text{NH}_4^+$ ). However, it was found that phosphorus removal was limited, presenting an overall efficiency of 37%. This performance may be linked to the incompatibility of the HRT adopted in the assimilation time by the microalgae and the predominance of phosphorus forms of different removal by biological means. Regarding biomass productivity, the system presented chlorophyll-a concentration peaks of  $6.66 \text{ mg.L}^{-1}$  in HRAP 1 and  $3.22 \text{ mg.L}^{-1}$  in HRAP 2 on the 56th day of operation. These results allow us to infer that the systems are capable of withstanding adverse operating conditions, such as shorter hydraulic retention times and sequential batch operation compared to conventional continuous operation, being a low-cost treatment alternative capable of promoting efficient removal of organic matter and nitrogen.

**Keywords:** microalgae-bacteria aggregates; effluent treatment; nutrient removal; sequential batch.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação esquemática de um Reator UASB. ....	19
Figura 2 – Esquematização dos processos em Lagoas de Alta Taxa.....	21
Figura 3 – Tratamento de efluentes através de agregados microalgas-bactérias e recuperação de recursos.....	29
Figura 4 – Instalações da ETE Mangueira em Recife/PE. ....	34
Figura 5 – Área experimental das LATs na ETE Mangueira, Recife/PE.....	35
Figura 6 – Esquema de alimentação das Lagoas de Alta Taxa. ....	35
Figura 7 – Esquematização das trocas volumétricas realizadas durante a batelada sequencial. ....	39
Figura 8 – Precipitação média diária e temperatura média durante a operação. ....	44
Figura 9 – Imagens da LAT 1 (a) e LAT 2 (b) ao final da Fase I. ....	47
Figura 10 – Variação do pH ao longo da batelada sequencial na LAT 1 e 2. ....	50
Figura 11 – Variação do OD ao longo da batelada sequencial na LAT 1 e 2 ....	51
Figura 12 – Concentrações de DQO no Afluente e Efluente na LAT 1 (a) e na LAT 2 (b) ....	54
Figura 13 – Balanço de nitrogênio na LAT 1 (a) e LAT 2 (b). ....	56
Figura 14 – Concentrações de Fósforo na LAT 1 (a) e LAT 2 (b) durante a operação em batelada sequencial. ....	58
Figura 15 – Concentração de SSV nas Fases I e II da operação nas LAT 1 e 2.....	60
Figura 16 – Concentrações de SSV no Afluente e Efluente da LAT 1 (a) e LAT 2 (b).....	61
Figura 17 – Índice Volumétrico de Lodo aos 30 min na LAT 1 e na LAT 2 durante a batelada sequencial. ....	62
Figura 18 – Produtividade de clorofila-a nas Fases I e II de operação nas LAT 1 e 2.....	63
Figura 19 – Abundância dos principais gêneros encontrados na LAT 1.....	65
Figura 20 – Abundância dos principais gêneros encontrados na LAT 2.....	66

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resumo de estudos recentes sobre a aplicação de Reatores UASB seguidos por Lagoas de Alta Taxa. ....	27
Tabela 2 – Resumo de estudos recentes sobre a aplicação de agregados de microalgas-bactérias em Lagoas de Alta Taxa. ....	30
Tabela 3 – Características do sistema motor-redutor. ....	36
Tabela 4 – Caracterização do lodo aeróbio utilizado como inóculo.....	37
Tabela 5 – Características do efluente pós-UASB utilizado como substrato.....	37
Tabela 6 – Análises realizadas em campo. ....	40
Tabela 7 – Análises físico-químicas realizadas.....	40
Tabela 8 – Caracterização do Afluente e Efluentes das LATs durante a batelada única. ....	46
Tabela 9 – Imagens microscópicas com aplicação x40 da LAT 1 e LAT 2 durante a batelada inicial. ....	48
Tabela 10 – Parâmetros de controle de campo durante a operação em batelada sequencial....	49
Tabela 11 – Resumo do desempenho do sistema de LATs em série sob regime de batelada sequencial. ....	52

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APAC	Agência Pernambucana de Águas e Climas
CHLA	Clorofila-a
DQO	Demanda química de oxigênio
EPS	Substâncias Poliméricas Extracelulares
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IVL	Índice volumétrico de lodo
LAT	Lagoa de Alta Taxa
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio Amoniacal
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrito
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrato
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
PT	Fósforo Total
RBS	Reator de batelada sequencial
RPM	Rotações por minuto
SSV	Sólidos suspensos voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor</i> (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manto de Lodo)

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>17</b>
2.1	OBJETIVO GERAL	17
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>18</b>
3.1	REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE (UASB)	18
3.2	LAGOAS DE ALTA TAXA	20
<b>3.2.1</b>	<b>Fatores que influenciam a eficiência das LATs</b>	<b>22</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Sistema combinado com Reator UASB e Lagoas de Alta Taxa</b>	<b>27</b>
3.3	AGREGADOS MICROALGAS-BACTÉRIAS (AMAB)	28
<b>3.3.1</b>	<b>Remoção de matéria orgânica carbonácea e nutrientes</b>	<b>31</b>
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA</b>	<b>34</b>
4.1	CONFIGURAÇÃO EXPERIMENTAL	34
4.2	CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO	37
4.3	CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO	37
4.4	OPERAÇÃO DAS LAGOAS DE ALTA TAXA	38
4.5	VARIAÇÕES METEREOLÓGICAS	39
4.6	MONITORAMENTO DAS LAGOAS	39
<b>4.6.1</b>	<b>Métodos Analíticos</b>	<b>40</b>
<b>4.6.2</b>	<b>Caracterização da biomassa</b>	<b>41</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES</b>	<b>43</b>
5.1	VARIAÇÕES CLIMÁTICAS	43
5.2	START-UP DO SISTEMA – BATELADA ÚNICA	44

5.3	REGIME DE BATELADA SEQUENCIAL	48
5.3.1	Parâmetros de controle de campo	48
5.3.2	Desempenho das Lagoas de Alta Taxa	51
5.4	CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA	59
5.4.1	Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	59
5.4.2	Índice Volumétrico de Lodo (IVL)	62
5.4.3	Clorofila-a	63
5.4.4	Identificação e quantificação das espécies	64
6	CONCLUSÕES	67
7	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	69
	REFERÊNCIAS	70

## 1 INTRODUÇÃO

As crises hídricas somadas com a intensificação das atividades industriais e a urbanização das cidades ao longo do globo, provocaram discussões em todas as esferas da sociedade acerca da qualidade e a disponibilidade da água (Bhatia, Joo e Yang, 2018). Embora o seu uso racional seja a melhor opção para a preservação hídrica, o controle a poluição de mananciais surge como uma opção prática e necessária.

De forma objetiva, a poluição hídrica é tudo aquilo que descarrega na água substâncias que modificam suas características de forma negativa (Crini e Lichtfouse, 2019). Assim sendo, o lançamento de águas residuárias, comumente denominadas de esgoto, parcialmente tratadas ou não tratadas, acarretam a degradação dos corpos hídricos, podendo gerar uma série de desequilíbrios no ecossistema aquático devido a cargas de matéria orgânica, patógenos e nutrientes (Abdelfattah *et al.*, 2023).

Os nutrientes, principalmente o nitrogênio e o fósforo, provocam nos mananciais um processo chamado de eutrofização (Zhang, Chen e Haffner, 2023), onde há um crescimento excessivos de algas e cianobactérias, que impedem a passagem de luz e as trocas gasosas, tornando o ambiente aquático insalubre para a fauna e flora ali existentes (Bhatia *et al.*, 2021a; Waajen *et al.*, 2016).

Foi reportado que a eutrofização tem aumentado em consonância com o crescimento da poluição mundial, uma vez que a descarga de efluentes domésticos não tratados também tende a aumentar (Hallegraeff *et al.*, 2021; Singh *et al.*, 2023). Logo, o adequado tratamento de efluentes é uma demanda urgente e representa um dos principais desafios ambientais contemporâneos frente à crescente demanda por soluções sustentáveis e de baixo custo para a preservação dos recursos hídricos (Parra-Saldivar, Bilal e Iqbal, 2020).

No Brasil, menos da metade das águas residuárias produzidas passam por um sistema de tratamento antes de serem lançadas em um corpo receptor (Agência Nacional de Águas, 2020), aumentando assim o risco à saúde pública através da contaminação dos corpos hídricos. Diferentes tecnologias têm sido utilizadas para tratamento do esgoto doméstico no Brasil, dentre elas, um dos sistemas mais difundidos são as lagoas de estabilização (Noyola *et al.*, 2012), principalmente pelo clima tropical favorável aos processos biológicos aplicados.

Contudo, o tratamento anaeróbio de esgotos sanitários também é uma alternativa empregada em países de climas tropicais (Chernicharo *et al.*, 2018a). O método de tratamento

anaeróbio mais difundido no Brasil é o reator UASB, sigla em inglês para *upflow anaerobic sludge blanket reactors* (ANA, 2020). Esta tecnologia apresenta como vantagem baixa necessidade de área e menor custo de operação e manutenção em relação às tecnologias aeróbias. Além disto, esse tipo de reator tem capacidade de remover alta carga orgânica e sólidos em suspensão (Chernicharo *et al.*, 2018; Chernicharo, 1997), além de permitir a produção de energia devido à formação de biogás (Manetti e Tomei, 2024; Rizvi *et al.*, 2015).

No entanto, essa tecnologia deixa parcelas remanescentes de poluentes, principalmente de nutrientes e patógenos, sendo necessária a adição de novas etapas de tratamento (Chernicharo *et al.*, 2018; Daud *et al.*, 2018). Como alternativa, tem-se as Lagoas de Alta Taxa – LATs, com processos baseados na interação entre microalgas e bactérias, apresentando resultados promissores para remoção de matéria orgânica, nutrientes, micropoluentes e patógenos (Buchanan *et al.*, 2018; Espinosa *et al.*, 2021; Vassalle *et al.*, 2020).

Devido à alta radiação solar e as condições climáticas favoráveis, a técnica de reatores UASB seguidos por LATs têm demonstrado grande potencial no tratamento de águas residuárias, como também na recuperação de recursos pela biomassa (Rosa-Machado *et al.*, 2022; Vassalle *et al.*, 2020). O tratamento dos efluentes é realizado pelo consórcio de microalgas-bactérias que assimilam nutrientes e degradam a matéria orgânica (Craggs *et al.*, 2014a; Park e Craggs, 2010). Por sua vez, a biomassa pode ser colhida para produção de bioprodutos (Bhatia *et al.*, 2021b; Catone *et al.*, 2021; Chandra, Iqbal, Vishal, Lee, H. S., *et al.*, 2019).

Apesar de representarem uma tecnologia amplamente utilizada, processos ao longo do tratamento em LATs podem ser otimizados buscando uma maior remoção de poluentes e produtividade microalgal (Pereira *et al.*, 2024). A etapa de colheita da biomassa representa a etapa mais onerosa do sistema, correspondendo a cerca de 20-30% do valor total da produção (Mata, Martins e Caetano, 2010; Ummalyma *et al.*, 2017a), devido a dificuldades na sua sedimentação. Uma alternativa biológica que vem sendo estudada para superar esse desafio é o cultivo de consórcio de microalgas-bactérias (Arcila e Buitrón, 2017; Buitrón e Coronado-Apodaca, 2022; Leong *et al.*, 2018).

Esses sistemas de agregados podem ser aplicados no tratamento de esgoto (Lee e Lei, 2019), melhorando seu desempenho na remoção de poluentes dos esgotos sanitários, além de gerar benefícios na produção e colheita da biomassa (Zhang *et al.*, 2018, 2020), apresentando

um alto teor lipídico com potencial para produção de biocombustíveis (Arcila e Buitrón, 2017; Wang, L. *et al.*, 2016).

Diferentes abordagens operacionais também podem ser utilizadas para otimizar o processo em LATs, como mudanças no seu regime de operação e no tempo de detenção hidráulico (TDH) adotado. Normalmente, as LATs são operadas em regime contínuo, mas abordagens inovadoras e sustentáveis, como o regime de batelada sequencial, podem ser adaptadas ao sistema para melhorar a sua eficiência. Diferentemente do fluxo contínuo, onde todas as etapas ocorrem em unidades separadas, a batelada sequencial reúne todas as unidades de operação em um único tanque. O estudo realizado por (Morais, Haandel e Santos, 2023) constatou esse regime favoreceu a remoção de nutrientes e a atividade microbiana em Lagoas de Polimento (LP), indicando sua viabilidade para adaptação em LATs, devido a suas semelhanças nos processos biológicos e *design* com as LPs.

Dentro do contexto operacional, o TDH também é um fator determinante na eficácia do tratamento e da produtividade da biomassa em LATs. O TDH está intrinsecamente ligado às condições ambientais, como a sazonalidade, uma vez que estações mais frias, período de menor produtividade, o tratamento necessita de tempos mais longos para garantir bons níveis de remoção, enquanto nas estações mais quentes pode-se encurtar esse tempo (Magalhães *et al.*, 2024). Dessa forma, para garantir um tratamento eficiente utilizando um TDH curto, tem-se como estratégia operar as LATs em série (Sutherland *et al.*, 2020), onde o efluente a ser tratado ganharia um tempo adicional para remover as parcelas de poluentes remanescentes, garantindo o mesmo volume de tratamento do que um sistema em paralelo utilizando um TDH mais longo.

Buscando explorar a associação entre os reatores UASB com as LATs, o presente estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de lagoas de alta taxa operadas em série sob regime de batelada sequencial como etapa terciária no tratamento de esgoto sanitário, com foco na remoção de matéria orgânica e de nutrientes. Acrescenta-se que a expansão de novas técnicas para solucionar a problemática das esgoto sanitário também oferece a escolha por opções mais sustentáveis e que englobem as particularidades locais, contribuindo para a proteção ambiental.

## 2 OBJETIVOS

Neste capítulo serão apresentados os objetivos deste trabalho, sendo estes divididos em geral e específicos.

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência de tratamento de esgoto sanitário pós-tratado em reator UASB em lagoas de alta taxa operadas em série sob regime de batelada sequencial, com foco no desempenho para remoção de matéria orgânica e de nutrientes.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a. Formar agregados de microalgas e bactérias a partir de inóculo de lodos ativados e esgoto sanitário pós-tratado de reator UASB;
- b. Avaliar o efeito da operação em série das LATs na eficiência de tratamento e na formação da biomassa;
- c. Avaliar o impacto de um TDH de 2 dias na eficiência de tratamento e na formação da biomassa;
- d. Identificar e avaliar as espécies de microalgas e bactérias presentes nos agregados desenvolvidos como resultado das condições operacionais aplicadas.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE (UASB)

Os sistemas de tratamento de esgoto visam à remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos com objetivo de proteger os corpos d'água dos efeitos deletérios advindos do descarte das águas residuárias sem tratamento (Beckinghausen *et al.*, 2020). O tratamento das águas residuárias reproduz os fenômenos naturais, podendo ser de origem física, química ou biológica. Quando os fenômenos químicos ou biológicos acontecem em tanques, estes são denominados de reatores, onde há a modificação na natureza dos efluentes, com decréscimo da massa de uma ou mais substâncias, porém com a formação de massa de produtos intermediários ou finais (Sperling, Von, 2011).

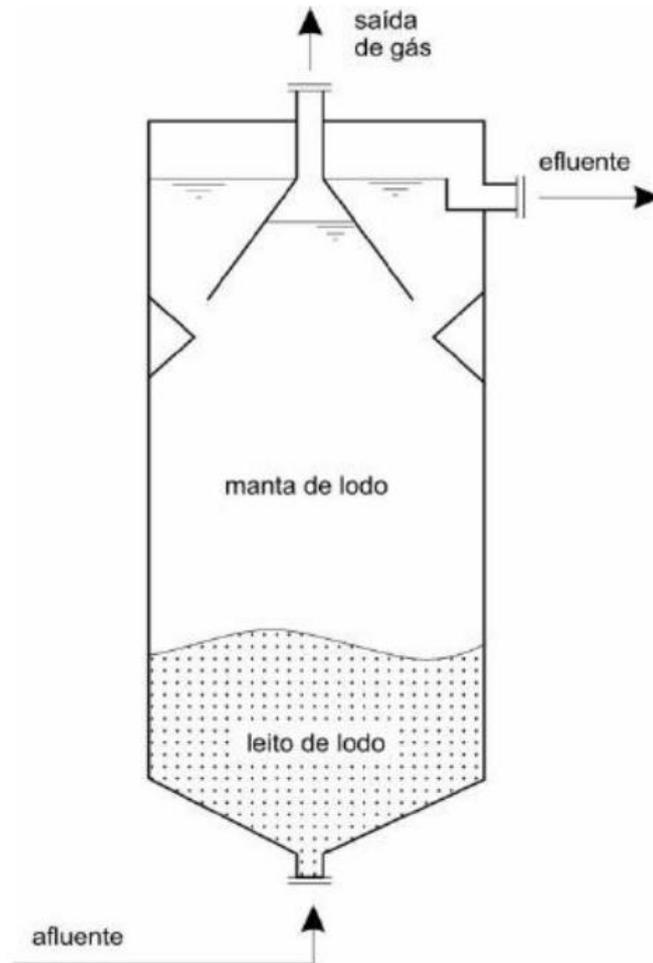
Nos reatores biológicos, as reações acontecem por ação de microrganismos, responsáveis pela degradação da matéria orgânica e de outros constituintes do esgoto. Esses constituintes são o alimento dos microrganismos, que os processam para manter a atividade metabólica. O final desse processo gera um efluente clarificado e com menores concentrações de poluentes, e às vezes subprodutos, como biogás e o lodo biológico (Metcalf & Eddy, 2013).

Em termos de classificação, os reatores biológicos podem ser aeróbios, quando os microrganismos presentes necessitam de oxigênio dissolvido no meio para garantir a degradação da matéria orgânica metabolicamente; ou anaeróbios, onde deve haver ausência de oxigênio, potencialmente tóxico para as atividades metabólicas das bactérias anaeróbias (Campos, 1999). Portanto, no tratamento anaeróbio de efluentes, a digestão da matéria orgânica é promovida por um consórcio de diferentes tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio, promovendo a transformação de compostos orgânicos em produtos mais simples como o gás carbônico e o metano (Pontes, 2003), sem a necessidade de acréscimo energético ou adição de produtos químicos.

Os reatores UASB, do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*, representam uma das alternativas de tecnologia anaeróbias mais consolidadas na América Latina, especialmente no Brasil (Komolafe *et al.*, 2021; Vassale, 2021). Pela sua configuração, o esgoto sanitário é introduzido na base do reator e flui de forma ascendente através de uma manta de lodo biológica densa, onde há a degradação da matéria orgânica por meio de bactérias anaeróbias e, conseqüente, formação de biogás (Campos, 1999; Lettinga e Hulshoff Pol, 1991), como representado na Figura 1. Segundo Lettinga e Hulshoff (1991), o lodo gerado nesse processo é

relativamente estável e em menores quantidades comparadas aos sistemas aeróbios, como o de lodo ativado.

Figura 1 – Representação esquemática de um Reator UASB.



Fonte: (Chernicharo, 1997).

Comparado aos demais reatores anaeróbios, o UASB apresenta como vantagens tratar grandes volumes de efluentes com baixos tempos de detenção hidráulica (TDH) e elevados tempo de retenção celular (TRC) (Campos, 1999; Vassale, 2021). A importância nessa separação é que ao manter um TDH curto, o reator pode tratar grandes volumes de efluente em um menor espaço de tempo, enquanto um TRC longo permite o crescimento e acúmulo de uma biomassa ativa, aumentando a eficiência de degradação da matéria orgânica e garantindo uma maior estabilização do lodo a ser descartado (Campos, 1999; Chernicharo, 1997; Lettinga e Hulshoff Pol, 1991).

A formação de uma biomassa com intensa atividade é uma das características principais para o sucesso dos reatores UASB. Nesse processo, o lodo biológico formado é sedimentado e fica concentrado na parte inferior do reator, sendo mantido em suspensão pela ação ascendente

do esgoto sanitário. O movimento ascendente e suave do lodo melhora o contato entre o efluente a ser tratado e o lodo no sistema (Haandel, Van e Lettinga, 1994), permitindo a formação de uma camada composta de grânulos de lodo anaeróbio. Após esta passagem, o líquido se direciona para um decantador existente na parte superior do reator e o lodo é sedimentado e incorporado à manta de lodo ao fundo (Campos, 1999; Vassale, 2021). Ao final do processo de tratamento, os reatores UASB geram três subprodutos: efluente tratado, lodo biológico e o biogás (Vassale, 2021).

Contudo, o processo anaeróbio dificilmente produz um efluente que atenda padrões usuais de lançamento (Daud *et al.*, 2018). Uma alternativa é adicionar outras unidades operacionais para remover a parcela remanescente de matéria orgânica e demais constituintes, como unidades de pós-tratamento aeróbio (Vassale, 2021). O sistema combinado contribui para a redução de custos operacionais e energéticos do sistema, tornando-se alternativas promissoras, do ponto de vista técnico e econômico, para países em desenvolvimento (Haandel, Van e Lettinga, 1994; Lettinga e Hulshoff Pol, 1991; Pontes, 2003).

### 3.2 LAGOAS DE ALTA TAXA

Os principais problemas encontrados nos sistemas convencionais de lagoas estão ligados ao seu projeto, uma vez que não são desenhadas para maximizar a recuperação de recursos oriundos das águas residuárias. Sem essa otimização, perde-se uma oportunidade significativa de aproveitamento de produtos de valor agregado, como o biogás e o reaproveitamento da biomassa (Abdelfattah *et al.*, 2023; Chai *et al.*, 2021; Shahid *et al.*, 2020). Logo, há uma necessidade de opções alternativas para a tecnologia de lagoas, do ponto de vista econômico, de tratamento e de infraestrutura (Chandra *et al.*, 2019).

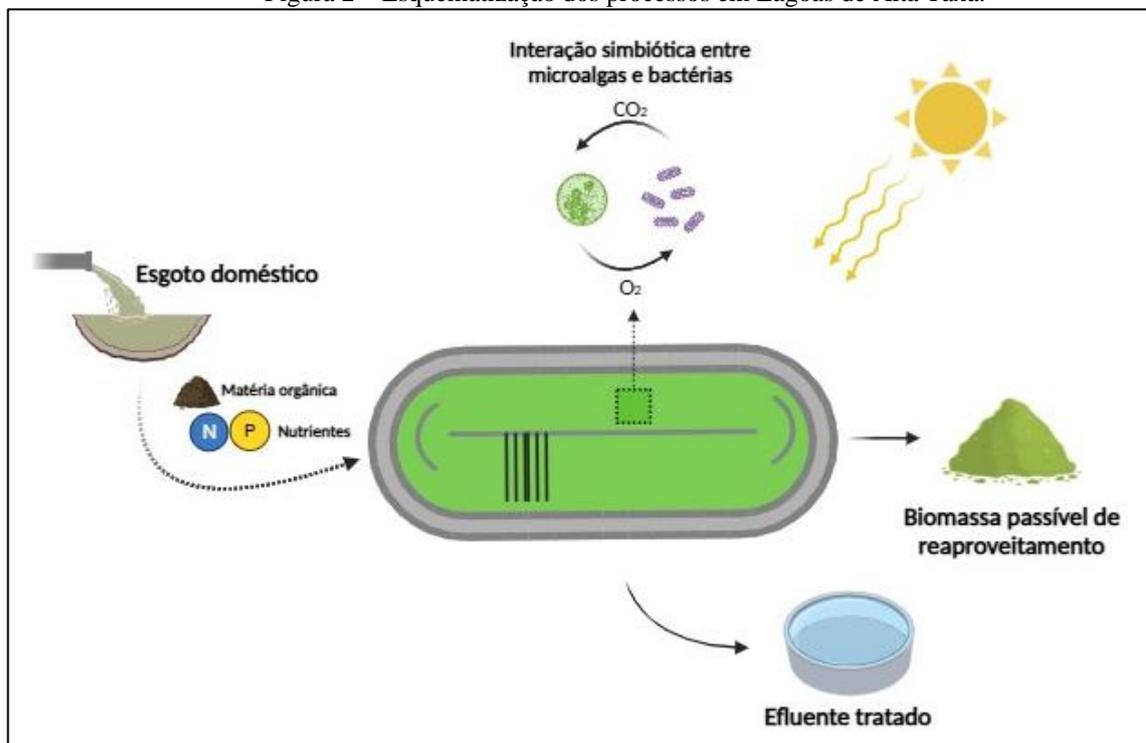
As Lagoas de Alta Taxa (LATs) representam uma adaptação ao sistema convencional como uma abordagem mais econômica e de fácil operação (Oliveira *et al.*, 2021; Sutherland, Howard-Williams, *et al.*, 2015). Ao mesmo tempo que barateiam custos com tratamento de resíduos, as LATs requerem uma menor área para instalação, eliminam o descarte de lodo produzido durante o processo de tratamento e são capazes de atingir um maior grau de remoção de nutrientes e desinfecção (Craggs *et al.*, 2014b; Park, Craggs e Shilton, 2011).

Desenvolvidas ao final da década de 1950 por Willian J. Oswald, as LATs possuem formato de pista de corridas ovais que promovem mistura contínua através de um conjunto de pás giratórias. Além de evitar o efeito da fotoinibição e da estratificação térmica, a mistura

garante o fornecimento de radiação de forma homogênea, otimizando o crescimento da biomassa (Sutherland, Turnbull, *et al.*, 2014). As lagoas trabalham com baixas profundidades frente aos sistemas convencionais, valores entre 0,2 – 1m (Park, Craggs e Shilton, 2011), permitindo a proliferação de microalgas.

No tratamento das águas residuárias, a performance das LATs é baseada na interação ecológica entre microalgas e bactérias, propiciando a remoção da matéria orgânica e de nutrientes (Chandra *et al.*, 2019; Khoo *et al.*, 2021; Yong *et al.*, 2021). Através da fotossíntese, as microalgas produzem oxigênio necessário para a degradação da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas aeróbias (Rosa-Machado *et al.*, 2022). Durante o processo oxidativo da matéria orgânica, as bactérias produzem dióxido de carbono assimilado pelas microalgas (Coggins *et al.*, 2020), juntamente com os nutrientes oriundos do efluente sanitário. Na Figura 2 estão esquematizados os processos envolvidos ao longo do tratamento de efluentes em lagoas de alta taxa, mostrando como produtos finais o efluente tratado e uma biomassa passível de reaproveitamento.

Figura 2 – Esquematização dos processos em Lagoas de Alta Taxa.



Fonte: A autora (2025).

Ao comparar os custos de construção e operação para remoção da matéria orgânica carbonácea, as LATs representam metade do capital gasto para instalação do sistema de lodos ativados (Young, Taylor e Fallowfield, 2017) e apenas um quinto do seu gasto operacional (Craggs *et al.*, 2011; Park, Craggs e Shilton, 2011). Além das vantagens econômicas durante o

processo, há um acréscimo de remoção de patógenos e a possibilidade de recuperação de nutrientes através da biomassa algal enriquecida, podendo ser posteriormente aproveitada como produto de valor agregado (Chai *et al.*, 2021; Sutherland, Park, Ralph, *et al.*, 2020).

Contudo, as LATs devem ser compreendidas como uma alternativa adicional que ao ser combinada com outras etapas dentro do processo, podem garantir uma maior eficiência no tratamento do esgoto sanitário com possibilidade de aproveitamento da biomassa microalgal (Abdelfattah *et al.*, 2023). Apesar de representarem uma tecnologia que se encaminha para consolidação, processos ao longo do tratamento em lagoas de alta taxa, podem ser otimizados buscando uma maior remoção de poluentes juntamente com uma maior produtividade microalgal.

### **3.2.1 Fatores que influenciam a eficiência das LATs**

O desempenho do sistema de LATs no tratamento de águas residuárias e na produção de biomassa está atrelado a diversos fatores de ordem ambiental, biológica e operacional. A seguir, estão elencados e descritos os principais fatores de influência que afetam a eficiência desse sistema.

#### *3.2.1.1 Regimes de operação*

As LATs são sistemas versáteis que podem operar sob diferentes regimes de operação, sendo crucial a escolha mais adequada para otimizar os processos biológicos ali existentes. Dentre as opções de operação, as lagoas geralmente são operadas em regime contínuo, onde há o fluxo constante de entrada de águas residuárias e saída de efluente tratado (Metcalf & Eddy, 2013), permitindo assim o tratamento de grandes volumes de maneira contínua e estável.

Contudo, abordagens inovadoras e sustentáveis, como o regime de batelada sequencial, podem ser adaptadas ao sistema em questão para melhorar a sua eficiência. O estudo realizado por (Morais, Haandel e Santos, 2023) constatou que Lagoas de Polimento operando sob regime de batelada sequencial apresentaram vantagens frente ao fluxo contínuo, como a maior remoção de nutrientes e a criação de condições propícias para a atividade microbiana. Devido à similaridade entre LATs e Lagoas de Polimento, principalmente em termos de processo biológico de tratamento e *design*, o seu processo de operação pode ser adaptado para essa nova metodologia.

A adaptação remete aos Reatores em Bateladas Sequenciais (RBS), caracterizados por um único reator conter todas as etapas e processos de tratamento (Metcalf & Eddy, 2013). Com um modo de operação flexível (Ye *et al.*, 2018), os RBSs são operados em regime de ciclos, compostos pelas seguintes etapas:

1. Enchimento: alimentação do reator com adição do efluente a ser tratado;
2. Reação: fase aerada para tratamento biológico por oxidação da matéria orgânica;
3. Sedimentação: interrupção da aeração e repouso do efluente sem entrada e saída de líquidos;
4. Descarte: retirada do efluente tratado;
5. Repouso: biomassa permanece parada até que um novo ciclo se reinicie.

A escolha entre os dois regimes dependerá de vários fatores, como a natureza do esgoto sanitário, as especificidades do projeto e os objetivos de tratamento, bem como as condições disponíveis para operação e manutenção. Realizando um levantamento e planejamento adequado, ambos os regimes podem contribuir para a eficiência do sistema de lagoas de alta taxa, tanto no que diz respeito ao tratamento dos efluentes como também na produtividade da sua biomassa.

### 3.2.1.2 Radiação Solar e Temperatura

A radiação solar é a principal fonte de energia para as reações fotoquímicas realizadas pelas microalgas, logo os seus níveis ao longo do dia juntamente com a temperatura local são fatores que influenciam nas propriedades de remoção de poluentes e a sedimentação da biomassa em LATs (Arcila e Buitrón, 2017). Devido ao fluxo de água dentro da lagoa, proporcionado pelas rodas de pás, a mistura vertical do fluído garante que a biomassa seja exposta intermitentemente à luz (Park, Craggs e Shilton, 2011).

Todavia, a intensidade da luz solar apresenta variações em função da latitude, estação do ano e do fotoperíodo diário (Sutherland, Howard-Williams, *et al.*, 2014; Sutherland, Park, Heubeck, *et al.*, 2020). A eficácia da utilização de energia solar pelos organismos vivos é limitada, pois os processos fotossintéticos e as transformações químicas podem ser saturados com o aumento do fluxo de energia. Além disso, a luz que penetra a coluna de água da LAT diminui exponencialmente com a profundidade, à medida em que as algas absorvem ou dispersam a luz (Park, Craggs e Shilton, 2011).

Como mencionado, elevados níveis de radiação solar podem afetar as funções metabólicas dos microrganismos, levando a danos na estrutura celular de microalgas, a chamada fotoinibição (Couto *et al.*, 2015). Mesmo sendo beneficiado pela abundância da luz solar, o cultivo de microalgas em sistemas abertos, ao ar livre, está exposto e suscetível a fotoinibição. No entanto, em sistemas de LATs tratando esgoto sanitário, essa problemática é atenuada pelos sólidos e demais compostos em suspensão, servindo como barreiras de luz (Magalhães *et al.*, 2024).

A faixa de temperatura considerada ótima para a maior parte das espécies de microalgas compreende os valores de 25°C - 30°C (Sátiro *et al.*, 2025). Valores abaixo dessa faixa não significam a inibição completa do processo metabólico, uma vez que ainda acontece a coleta de luz, mas geram estresse térmico levando o funcionamento a nível abaixo do ideal (Ras, Steyer e Bernard, 2013). Couto *et al.* (2015) não observaram diferenças significativas para a produtividade da biomassa por área ao variar radiação solar. Entretanto, outros estudos apontam a temperatura tem influência direta nesse processo, uma vez que a máxima produtividade era alcançada nas estações mais quentes do ano (Buchanan *et al.*, 2018; Sutherland, Park, Heubeck, *et al.*, 2020)

### 3.2.1.3 Profundidade

A profundidade da LAT é um fator limitante para eficiência máxima de tratamento, uma vez que interfere na penetração da radiação solar e na demanda de área para cultivo, um dos pontos a tornar a tecnologia de lagoas negativa. A comunidade científica recomenda a adoção de valores entre 0,2 m – 1,0 m, contudo valores muito reduzidos podem tornar o sistema inviável do ponto de vista econômico (Sutherland, Montemezzani, *et al.*, 2015).

Juntamente com a concentração de biomassa, a profundidade determina o grau de atenuação da radiação solar nas LATs, logo impacta diretamente na realização da fotossíntese pelas microalgas (Buchanan *et al.*, 2018). É recomendável manter a menor profundidade possível para garantir uma boa penetração da radiação em todas as partes da lagoa (Park, Craggs e Shilton, 2011), uma vez que a luz que atravessa a coluna d'água diminui exponencialmente com a profundidade, devido a sua absorção pelas microalgas (Sutherland, Howard-Williams, *et al.*, 2015).

Estudos variando a profundidade da lâmina d'água apontaram resultados mais promissores tanto para a produtividade da biomassa quanto para a eficiência no tratamento na

altura de 0,30 m (Arbib *et al.*, 2017; Buchanan *et al.*, 2018). Contudo, lagoas mais rasas representam um desafio para viabilizar economicamente a tecnologia das LATs, uma vez que menores profundidades podem levar a necessidade por áreas maiores para tratamento dos efluentes (Couto *et al.*, 2018).

Ao estudar os efeitos de novas tecnologias acopladas às LATs, Couto *et al.* (2021) verificaram que o fornecimento de CO<sub>2</sub> e a desinfecção UV do efluentes permitiram a adoção de intervalos de profundidade maiores para operação, gerando assim uma economia na necessidade por área.

#### 3.2.1.4 Tempo de Detenção Hidráulico

Dentre as variáveis operacionais, o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) se destaca como uma das mais estudadas. O TDH refere-se ao tempo médio em que a massa líquida permanece dentro de um sistema durante o seu tratamento, sendo fundamental, pois ajuda a estabelecer a quantidade máxima de carga orgânica e de nutrientes a qual o sistema pode receber sem comprometer a qualidade do efluente final (Sutherland, Park, Ralph, *et al.*, 2020).

De modo geral, LATs apresentam taxas de tratamento mais rápidas do que os demais sistemas de lagoas, permitindo a adoção de TDHs mais curtos (Young, Taylor e Fallowfield, 2017). Essa eficiência aprimorada no tratamento consegue reduzir em até 80% o TDH exigido para tratar de forma eficiente os efluentes (Magalhães *et al.*, 2024).

Os sistemas de lagoas convencionais trabalham com um TDH de 10-40 dias, em operação contínua, enquanto o sistema de LATs permite operação com TDH entre 3-10 dias (Sutherland, Howard-Williams, *et al.*, 2015). Por sua vez, quanto menor for o TDH aplicado, maior será a carga de nutrientes fornecida ao meio, ocasionando o crescimento de microalgas e, conseqüentemente, estimulando a remoção desses compostos (Rezvani e Sarrafzadeh, 2023).

A adoção de TDHs mais curtos também acarreta na redução do tamanho físico necessário para implantação das LATs frente ao sistema convencional de lagoas. Em resumo, para uma determinada capacidade de tratamento, um sistema com TDH menor requer menos volume de efluente, o que se traduz em lagoas com redução de aproximadamente 40% no tamanho (Young, Taylor e Fallowfield, 2017). A redução no tamanho é um fator-chave para atingir a viabilidade desses sistemas, uma vez que a demanda por área é apontada como uma das maiores desvantagens das LATs frente aos sistemas de tratamento de algas fechados, como os fotobiorreatores, que ocupam menos espaço.

A carga orgânica do efluente influencia diretamente na escolha do TDH, uma vez que LATs utilizadas para tratamento secundário de efluentes ainda recebem uma elevada carga de matéria orgânica, logo necessitam de TDHs mais altos para atingir níveis satisfatórios de tratamento (Mehrabadi, Craggs e Farid, 2015). No entanto, essa abordagem pode comprometer a produtividade da biomassa.

As variações sazonais devem ser consideradas no gerenciamento do TDH ao longo do tratamento, uma vez que TDHs mais curtos são preferíveis durante o verão, quando o crescimento microalgal atinge o seu pico (Leong, Huang e Chang, 2021). Por outro lado, durante o inverno, o crescimento é mais lento, sendo necessário um incremento no tempo de tratamento para garantir uma níveis de remoção suficientes (Sutherland, Howard-Williams, *et al.*, 2015).

Tem-se ciência que à medida que o TDH é reduzido, a proporção de microalgas-bactérias aumenta (Mehrabadi, Craggs e Farid, 2015). Os resultados apresentados por (Gonzalo Ibrahim *et al.*, 2023) mostram que um TDH de 3 dias foi suficiente na remoção de compostos e na produtividade da biomassa, independentemente da condição sazonal em clima temperado.

#### 3.2.1.5 pH e Oxigênio Dissolvido

O pH influencia na atividade enzimática microbiana e na solubilidade dos poluentes no meio, logo a sua variação é determinante no processo de remoção de poluentes durante o tratamento de águas residuárias (Shahid *et al.*, 2020). Para cultivo de microalgas, o pH ideal está entorno de 7,0 a 7,6, ou seja, um pH neutro (Magalhães *et al.*, 2024). Contudo, essa faixa pode se tornar mais ampla dependendo das espécies preponderantes (Gonçalves, Pires e Simões, 2017).

Tanto o pH, como o oxigênio dissolvido apresentam flutuações diárias devido ao processo de fotossíntese pelas microalgas e pela degradação da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas (Chambonniere, Bronlund e Guieysse, 2021). Durante o dia, com a realização da fotossíntese, há uma maior disponibilidade de OD no meio e valores mais altos de pH, devido ao consumo de CO<sub>2</sub> pelas microalgas (Sutherland, Howard-Williams, *et al.*, 2015). À noite, o pH retorna a faixa de neutralidade e há um decaimento do OD no meio.

### 3.2.2 Sistema combinado com Reator UASB e Lagoas de Alta Taxa

A Tabela 1 esquematiza estudos recentes envolvendo o sistema combinado entre reatores UASB e Lagoas de Alta Taxa.

Tabela 1 – Resumo de estudos recentes sobre a aplicação de Reatores UASB seguidos por Lagoas de Alta Taxa.

Tipo de Efluente	Condições de Operação	Tratamento (Remoção)	Observações	Referência
Esgoto bruto real proveniente de uma ETE local	TDH (UASB e LAT): 7h e 8 dias LAT – Volume útil: 125 L; Profundidade: 0,3 m; Vazão de 25,5 L.d <sup>-1</sup> Decantador de PVC para colheita da biomassa – Volume: 30 L; TRS: 14h Tempo de operação: 4 meses	Eficiência global (UASB+LAT): DQO = 72% N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> = 44% NT = 30%	Houve mineralização do nitrogênio orgânico e aumento de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> no Reator UASB.	Vassale <i>et al.</i> (2020)
Esgoto bruto real proveniente de uma ETE local	UASB – 48 m <sup>3</sup> e TDH de 7 dias 7 LATs – Profundidades diferentes (0,2, 0,3 e 0,4 m), suprimento de CO <sub>2</sub> em 3 e desinfecção UV em 1 (0,4 m de profundidade).	Eficiência global (UASB+LAT): DQO > 40% com acréscimo de CO <sub>2</sub> N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> > 77% nas LATs com altura de 0,2 m N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> > 40% nas LATs com altura de 0,3 e 0,4 m PS > 48% nas LATs com altura de 0,2 m	Foram observados baixos valores de remoção de DQO, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e OS nas LATs mais profundas A adição de CO <sub>2</sub> e a desinfecção UV permitiram a adoção de maiores profundidades nas LATs	Couto <i>et al.</i> (2021)
Esgoto bruto real proveniente de uma ETE local	LAT – Volume: 80 m <sup>3</sup> ; Profundidade: 0,3 m; TDH's: 2,2, 3,3 e 4,1 dias. Lagoas de Alta Taxa e Lagoas de Macrófitas operadas em paralelo e em série. Tempo de operação: 1 ano considerando períodos quente (25 °C ± 5,3) e frio (17 °C ± 5,9)	Paralelo: maiores remoções de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> em LAT com TDH 4,1 dias (período quente). PT: valores semelhantes para as diferentes condições operacionais.	A região apresenta clima temperado. Quanto maior o TDH, maior a possibilidade de desenvolvimento de organismos nitrificantes, desnitrificantes e acumuladores de fósforo.	Barroso Júnior <i>et al.</i> (2022)
Esgoto bruto real proveniente de uma ETE local	2 LATs operando em paralelo – TDH: 8 dias; Volume útil: 205 L; Profundidade: 0,50 m. Decantador de PVC para colheita da biomassa: 30 L; TRS: 14h Tempo de operação: 1 ano	DQO = 72% (UASB+LAT) N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> = 57% (LAT) NT = 39% (LAT) P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> = 30% (LAT) SSV = 47% (UASB+LAT)	A qualidade do efluente é semelhante com TDH de 6 e 8 dias, mas com um TDH de 4 dias a remoção de nitrogênio seria comprometida.	Vassale <i>et al.</i> (2024)

Fonte: A autora (2025).

### 3.3 AGREGADOS MICROALGAS-BACTÉRIAS

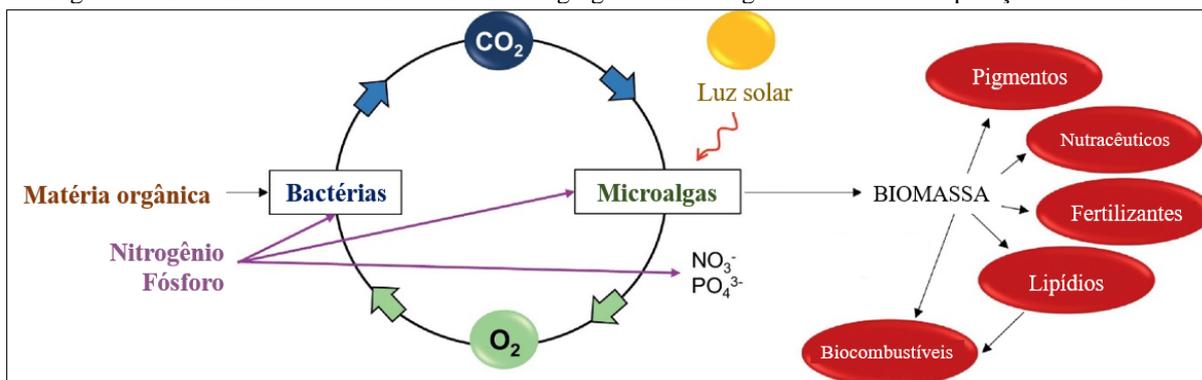
As microalgas são seres unicelulares e fotossintetizantes que podem ser utilizadas no tratamento biológico de efluentes, devido a sua alta demanda por nutrientes. Além disso, também representam uma fonte promissora para a geração de produtos de valor agregado, podendo ser eles combustíveis – como o bioetanol, biogás e o biodiesel – ou não combustíveis – como rações, vitaminas, bioplástico e nanopartículas (Chai et al., 2021; Chandra et al., 2019).

Apesar dos benefícios econômicos com a utilização da biomassa microalgal, o custo com a colheita da biomassa em corresponde a cerca de 20 – 30 % do valor total da produção, sendo essa a etapa mais onerosa dentro do sistema (Mata, Martins e Caetano, 2010; Ummalyima et al., 2017b). Uma alternativa biológica que vem sendo estudada para colheita da biomassa de microalgas são os agregados microalgas-bactérias, AMABs (Arcila, Juan S. e Buitrón, 2016; Buitrón e Coronado-Apodaca, 2022; Leong et al., 2018; Santos Neto, dos et al., 2023).

Esses sistemas de agregados, constituindo uma forma de consórcio entre microalgas e bactérias, podem ser aplicados no tratamento de esgoto (Lee e Lei, 2019), melhorando seu desempenho na remoção de poluentes das águas residuárias, além de gerar benefícios na produção e colheita da biomassa (Zhang et al., 2018, 2020). De forma geral, os agregados são constituídos por organismos fotoautotróficos, quimioautotróficos e heterotróficos estáveis e unidos dentro de uma matriz de EPS, sigla em inglês para substância polimérica extracelular (Arcila, Juan S. e Buitrón, 2016; Quijano, Arcila e Buitrón, 2017; Xu et al., 2020).

O principal mecanismo de interação do sistema AMABs diz respeito às trocas de oxigênio e dióxido de carbono. Através da fotossíntese, as microalgas produzem oxigênio, utilizado pelas bactérias anaeróbias para oxidação da matéria orgânica. Em contrapartida, durante seu processo de respiração, as bactérias liberam CO<sub>2</sub>, então assimilado pelas microalgas, fechando assim o ciclo (Khoo et al., 2021; Yong et al., 2021), representado na Figura 3.

Figura 3 – Tratamento de efluentes através de agregados microalgas-bactérias e recuperação de recursos.



Fonte: Quijano *et al.* (2017).

Com a progressiva busca por tecnologias que não apenas removam eficientemente matéria orgânica e nutrientes das águas residuárias, mas também promovam a produção de biomassa de microalgas para reaproveitamento, os agregados surgem como uma alternativa promissora. Além de tratar as águas residuárias, a biomassa gerada apresenta alto teor lipídico com potencial para produção de biocombustíveis (Arcila, Juan S. e Buitrón, 2016; Wang, Y. *et al.*, 2016). Os estudos sobre cultivo e formação de AMABs envolvem diferentes sistemas, como reatores fechados sob regime de batelada sequencial (Quijano, Arcila e Buitrón, 2017), regime de batelada única (Leong *et al.*, 2018)

Entretanto, há uma lacuna na utilização desse cultivo em LATs, com poucos estudos relatados tanto sob regime de alimentação contínua (Arcila, Juan S. e Buitrón, 2016; Buitrón e Coronado-Apodaca, 2022; Santos Neto, dos *et al.*, 2023), e, até o presente momento, nenhum sendo reportado no regime de batelada sequencial, como pode ser visto na Tabela 2. Portanto, se faz necessário estudos nesse âmbito para verificar não apenas a adaptabilidade do sistema na formação de uma biomassa passível de separação, como também no tratamento eficaz das águas residuárias.

Tabela 2 – Resumo de estudos recentes sobre a aplicação de agregados de microalgas-bactérias em Lagoas de Alta Taxa.

Tipo de Efluente	Condições de Operação	Tratamento (Remoção)	Observações	Referência
Esgoto doméstico real	Volume útil: 50 L; Profundidade: 0,15 m; TDH variável: 10, 6 e 2 dias. Regime de operação: batelada + contínuo	DQO = 91% N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> = 99% PT = 49%	Colapso do sistema com TDH de 2 dias.	Arcila & Buitrón (2016)
Esgoto doméstico real	Tempo de operação: 2 LATs idênticas: Volume útil: 50 L; TDH: 6 dias e TRS diferentes (6, 12 e 18 dias). Inóculo: lodos ativados e consórcio de microalgas nativas. Regime de operação: batelada única (10 dias) + contínuo	DQO <sub>média</sub> = 89% N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> > 89% (6 dias); N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> > 97% (12 e 18 dias) P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> > 23% (6 dias); P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> > 42% (12 e 18 dias);	Algas filamentosas e cianobactérias promoveram a formação dos grânulos.  O aumento do TRS afetou significativamente a remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> .	Buitrón & Coronado-Apodaca (2022)
Esgoto doméstico real	TDH: 6 dias; TRS: 18 dias; Recirculação da biomassa através de 2 decantadores (3 L cada). Inóculo: lodo ativado de tanque de aeração em uma ETE local Regime de operação: 2 bateladas sequenciais + contínuo Tempo de operação: 69 dias	Bateladas: DQO = 79% (1 <sup>a</sup> ) e 94% (2 <sup>a</sup> ) N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> > 98 %  Regime contínuo: DQO = 80 ± 4,0% N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> = 83 ± 9,0%	Controle de pH na segunda batelada e no regime contínuo.  A estratégia de inoculação com lodos ativados em operação em batelada seguida pelo regime contínuo foi favorável a formação de agregados estáveis.	Dos Santos Neto <i>et al.</i> (2023)

Fonte: A autora (2025).

### 3.3.1 Remoção de matéria orgânica carbonácea e nutrientes

Em LATs, o ciclo do carbono é estabelecido dentro do consórcio de microalgas-bactérias no tratamento das águas residuárias (Magalhães *et al.*, 2024). Em uma frente, as bactérias aeróbias degradam o conteúdo orgânico presente nos efluentes em água e dióxido de carbono (Gururani *et al.*, 2022). Por sua vez, o dióxido de carbono produzido pela degradação se transforma em uma fonte de carbono para as microalgas, promovendo assim sua fotossíntese (Mu *et al.*, 2021).

A produção natural de oxigênio pelas microalgas durante o seu processo fotossintético aumenta o potencial metabólico das bactérias, diminuindo assim os custos com aeração mecânica (Mu *et al.*, 2021). Além disso, nutrientes como nitrogênio e fósforo podem ser assimilados pelos consórcios de microalgas-bactérias, reduzindo os níveis de concentrações desses compostos e melhorando assim a qualidade das águas residuárias (Gururani *et al.*, 2022).

As principais vias de assimilação desses nutrientes são a assimilação fotossintética e volatilização de nitrogênio com precipitação química de fósforo (Mathew *et al.*, 2022). Contudo, os processos de volatilização e precipitação são altamente influenciados pelos valores de pH, sendo favorecidos em faixas elevadas (Magalhães *et al.*, 2024).

#### 3.3.1.1 Nitrogênio

O nitrogênio é um elemento essencial para o crescimento microalgal e bacteriano, entretanto cargas excessivas geram uma preocupação ambiental constante por promoverem o processo de eutrofização (Zhang, Chen e Haffner, 2023). Dentro dos sistemas de tratamento, as suas formas mais comuns são: nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico e gás nitrogênio (Metcalf & Eddy, 2013).

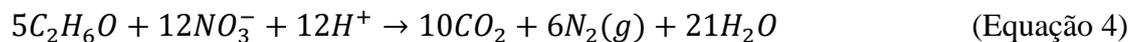
Os mecanismos existentes para remoção dos compostos nitrogenados podem ser realizados tanto pelas bactérias, como também pelas microalgas. As microalgas realizam o processo de assimilação na sua biomassa, permitindo a sua recuperação (Rahimi, Modin e Mijakovic, 2020), enquanto as bactérias realizam processos de remoção, sendo estes a nitrificação, desnitrificação e redução da amônia (*annamox*). Esses mecanismos podem atuar simultaneamente, ou mesmo prevalecer uma rota em função das características das lagoas e as condições climáticas locais (Gururani *et al.*, 2022).

A nitrificação é a conversão do nitrogênio realizada por bactérias autótrofas que utilizam o oxigênio como receptor de elétrons (Metcalf & Eddy, 2013). A nitrificação (Equação 3) acontece em duas etapas: a nitrificação (Equação 1) e a nitratação (Equação 2). Na primeira, a amônia é oxidada a nitrito através de bactérias oxidadoras de amônia (AOB, sigla em inglês para *ammonium-oxidizing bacteria*) e arqueas oxidadoras de amônia (AOA, sigla em inglês para *ammonium-oxidizing archaea*). Na nitratação, as bactérias oxidadoras de nitrito (NOB, sigla em inglês para *nitrite-oxidizing bacteria*) convertem o nitrito a nitrato (Ye *et al.*, 2018). Já o processo de desnitrificação (Equação 4), realizado por bactérias heterótrofas, transcorre a redução biológica de nitrato para gás nitrogênio, tendo o material orgânico como redutor (Metcalf & Eddy, 2013).

#### NITRIFICAÇÃO:



#### DESNITRIFICAÇÃO:



O processo conhecido como *annamox*, sigla para a oxidação anaeróbia de amônia, corresponde a oxidação em meio anóxico da amônia, ou seja, em ausência de oxigênio. As bactérias heterotróficas que realizam esse processo utilizam a amônia como doadora de elétrons e o nitrito como receptor de elétrons, convertendo-os nas formas gasosas do nitrogênio (Rahimi, Modin e Mijakovic, 2020).

As microalgas utilizam preferencialmente o nitrogênio em forma amoniacal, uma vez que a assimilação das demais é parcial ou completamente inibida na sua presença (Mathew *et al.*, 2022). Há também a assimilação das formas oxidadas, nitrito e nitrato, contudo esse processo dependerá da atividade enzimática do nitrato e nitrito redutase dentro das células (Gururani *et al.*, 2022). Em condições controladas, pode também haver a remoção de nitrogênio através da volatilização da amônia (Mathew *et al.*, 2022). Nesse processo, fatores como pH alcalino, temperatura e agitação são preponderantes para garantir a transferência do gás, diluído na massa líquida, para a atmosfera.

No consórcio, os principais processos que coexistem para remoção de nitrogênio são a nitrificação e assimilação (Leong *et al.*, 2018). Existe a possibilidade de ocorrer a desnitrificação, contudo há a prevalência em períodos com a ausência da luz, onde o oxigênio dissolvido atinge valores mais baixos (Magalhães *et al.*, 2024).

### 3.3.1.2 Fósforo

Assim como o nitrogênio, o fósforo representa um constituinte essencial à vida, contudo está associado a poluição dos corpos hídricos e deve ser removido nos sistemas de tratamento de esgoto. Nos sistemas com microalgas, a principal forma de remoção do fósforo é por assimilação na biomassa (Su, 2021). Dentro desse processo, as microalgas incorporam a forma inorgânica, solúvel sob a forma de ortofosfatos, e podem decompô-la através de enzimas em fósforo orgânico (Xu *et al.*, 2020). Além da assimilação, elevados valores de pH no meio podem desencadear a precipitação de fósforo, situação possível em sistemas com microalgas devido à forte atividade fotossintética (Buchanan *et al.*, 2018).

Em sistemas onde prevalecem a atividade de bactérias, o principal mecanismo de remoção do fósforo é o realizado pelas bactérias acumuladoras de fósforo (PAO), conhecido como Remoção Biológica Aprimorada de Fósforo ou EBPR, em inglês *Enhanced Biological Phosphorus Removal*. Nesse processo, há uma dependência entre as alternâncias entre condições aeróbias, com absorção de ácidos graxos voláteis e liberação de fósforo; e condições aeróbias, onde a acumulação do fósforo vence a sua liberação (Xu *et al.*, 2020). Além disso, em condições anóxicas, bactérias desnitrificantes podem remover fósforo durante o seu processo metabólico, utilizando nitrito como acceptor de elétrons (Su, 2021).

Logo, operar sistemas que combinam microalgas e bactérias, na forma de consórcios microbiológicos, potencializa a remoção de fósforo por diferentes rotas, como a assimilação, precipitação e processos biológicos aprimorados (Lee e Lei, 2019). Essa abordagem integrada torna-se uma alternativa promissora para atender aos padrões de lançamento ao mesmo tempo que promove a sustentabilidade do sistema de tratamento de efluentes.

## 4 METODOLOGIA

Nesta seção serão apresentados os materiais e métodos utilizados durante o desenvolvimento experimental da pesquisa.

### 4.1 CONFIGURAÇÃO EXPERIMENTAL

A pesquisa foi desenvolvida na área experimental do Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE, localizada na estação de Tratamento de Esgoto da Mangueira (BRK ETE – Mangueira), latitude de 8°04'40.22'' ao sul e longitude de 34°55'29.39'' ao oeste, na cidade de Recife/PE. A ETE Mangueira (Figura 4) atende a população dos bairros da Mangueira, San Martín e Mustardinha, através de um sistema de tratamento baseado reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (reatores UASB) combinados com lagoas de polimento, para estabilização do efluente final.

Figura 4 – Instalações da ETE Mangueira em Recife/PE.



Fonte: A autora (2024).

O sistema operacional instalado na referida ETE é composto por três lagoas de alta taxa, em escala piloto (Figura 5), construídas em fibra de vidro e que possuem dimensões idênticas quanto a largura (1,4 m) e comprimento (6,0 m), e área superficial (8,0 m<sup>2</sup>). Contudo, podem ser operadas com alturas de trabalho distintas: a LAT 3 tem altura fixa de 0,30 m; a LAT 2 permite adotar alturas de 0,30 m e 0,50 m; e, por fim, a LAT 1 tem possibilidade de trabalhar com 0,30 m, 0,50 m e 0,70 m. Como o presente estudo tem como altura útil de 0,50 m, foram utilizadas as LATs 1 e 2 no desenvolvimento do presente estudo.

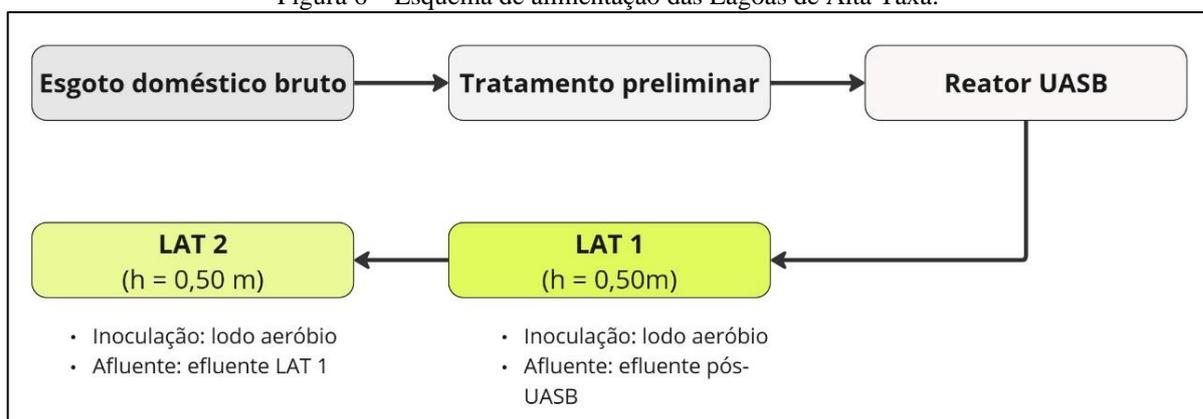
Figura 5 – Área experimental das LATs na ETE Mangueira, Recife/PE.



Fonte: Acervo LSA (2022).

Como mencionado anteriormente, a LAT 1 e a LAT 2 foram operadas com uma profundidade de 0,50 m ligadas em série. Dessa forma, a LAT 1 recebeu o efluente pós-tratado do reator UASB que opera em escala real na própria ETE Mangueira, com capacidade de 810 m<sup>3</sup>, vazão diária de projeto de 31,86 L.s<sup>-1</sup> e com uma vazão máxima horária de 51,11 L.s<sup>-1</sup>, em um TDH de 8 h. Por sua vez, a LAT 2 teve como seu afluente o próprio efluente pós-tratado da LAT 1, finalizando assim o ciclo de tratamento. Todo o deslocamento do efluente dentro do sistema está representado na Figura 6.

Figura 6 – Esquema de alimentação das Lagoas de Alta Taxa.



Fonte: A autora (2025).

A movimentação da massa líquida das lagoas é um importante indicador para formação da biomassa. Portanto, visando garantir essa mistura, as LATs utilizam um sistema motor-reductor ligado a um quadro de comando, onde é possível controlar a velocidade dos motores

através de dois inversores de frequência. Segundo Arcila e Buitrón (2017), velocidades entre 0,2 e 0,5 m/s são valores ideais quando se buscar obter uma biomassa estável e sedimentável, evitando agitações excessivas e danos às células das microalgas. Desse modo, será assumido o valor de rotação de  $0,5 \text{ m.s}^{-1}$  nas duas LATs, que representado em rotação por minuto (RPM) correspondem a 6,82 na LAT 1 e 9,55 na LAT 2. As demais características do sistema motor-reductor estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Características do sistema motor-reductor.

<b>CARACTERÍSTICA</b>	<b>LAT 1</b>	<b>LAT 2</b>
Marca e modelo dos motores	WEG W22	
Marca e modelo dos redutores	GREMIA GS63	
Marca e modelo dos inversores de frequência	WEG CFW08	
Potência do motor-reductor	1 cv com redução de 1:40	
Comprimento da mesa de apoio (m)	0,3	0,3
Largura da mesa de apoio (m)	0,3	0,3
Altura da mesa de apoio (m)	0,85	0,65
Diâmetro do eixo do motor (m)	0,02	0,02
Nº de pás do rotor	4	4
Diâmetro do eixo do rotor (m)	0,04	0,04
Comprimento do eixo do motor + rotor (m)	1,7	1,7
Distância do rotor ao fundo da LAT (m)	0,15	0,15
Distância da chianca para o eixo do rotor (m)	0,98	0,98
Diâmetro dos rotores (m)	1,4	1
Distância do rotor as bordas da lagoa (m)	0,05	0,05

Fonte: Autora (2025).

O desenvolvimento experimental da pesquisa foi dividido em duas fases distintas: uma batelada única com 20 dias de duração, com o objetivo de formar os agregados de microalgas-bactérias; e um período de 80 dias de operação em regime de batelada sequencial com TDH de 2 dias. O TDH adotado para o sistema foi definido de forma a proporcionar um equilíbrio entre a remoção de compostos e a viabilidade operacional do sistema, de modo a avaliar o desempenho em escala compatível com os padrões de tratamento em sistemas similares.

## 4.2 CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO

O lodo utilizado para fase de batelada única para inoculação e formação dos agregados de microalgas-bactérias na LAT 1 e LAT 2 foi proveniente da saída do tanque de aeração dentro do sistema de lodos ativados por aeração prolongada na Estação de Tratamento de Esgoto Janga – ETE Janga, localizada na Av. Maranguape II, Paulista-PE. O lodo aeróbio foi caracterizado quanto as suas concentrações de DQO total e solúvel, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo Total (P-Total) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), e seus respectivos resultados estão sintetizados na Tabela 4.

Tabela 4 – Caracterização do lodo aeróbio utilizado como inóculo.

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Concentração</b>
<b>DQOt</b>	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	3.869,5
<b>DQOs</b>	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	256,8
<b>NTK</b>	mg N-NTK.L <sup>-1</sup>	173,5
<b>P-Total</b>	mg P.L <sup>-1</sup>	98,25
<b>SSV</b>	g.L <sup>-1</sup>	6,2

Fonte: A autora (2025).

## 4.3 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

As LATs foram inoculadas com efluente pós-tratado por reator UASB, em escala real, e a LAT 1 foi alimentada ao longo de toda a sua operação com esse mesmo efluente. Esse substrato passava por tratamento anaeróbio e parte dele era direcionado para as lagoas de alta taxa, sendo caracterizado conforme a Tabela 5.

Tabela 5 – Características do efluente pós-UASB utilizado como substrato.

<b>Parâmetros</b>	<b>Unidades</b>	<b>Média n=12</b>
<b>Temperatura</b>	° C	29,40 ± 0,89
<b>pH</b>	-	7,21 ± 0,12
<b>Potencial Redox</b>	mV	-292,12 ± 62,46
<b>Oxigênio Dissolvido</b>	mg.L <sup>-1</sup>	1,78 ± 0,49
<b>DQOt</b>	mg.L <sup>-1</sup>	184,20 ± 53,92
<b>DQOs</b>	mg.L <sup>-1</sup>	84,55 ± 38,96
<b>Alcalinidade</b>	mg.L <sup>-1</sup>	362,34 ± 123,96

<b>N-NTK</b>	mg.L <sup>-1</sup>	38,08 ± 2,73
<b>N-Amoniacal</b>	mg.L <sup>-1</sup>	28,48 ± 2,08
<b>N-Nitrito</b>	mg.L <sup>-1</sup>	0
<b>N-Nitrato</b>	mg.L <sup>-1</sup>	0,27 ± 0,06
<b>P-Total</b>	mg.L <sup>-1</sup>	4,46 ± 0,27
<b>P-Fosfato</b>	mg.L <sup>-1</sup>	3,49 ± 0,97
<b>SSV</b>	mg.L <sup>-1</sup>	37,61 ± 14,10

---

n = número de amostras

---

Fonte: A autora (2025).

#### 4.4 OPERAÇÃO DAS LAGOAS DE ALTA TAXA

Ambas as lagoas possuíam volume útil de 4 m<sup>3</sup>, sendo assim inoculadas com 100 L de lodo ativado cada e completadas com o efluente pós-tratado do reator UASB, em operação na ETE Mangueira. O objetivo de inocular com esse volume de lodo foi de introduzir cerca de 200 mg.L<sup>-1</sup> de lodos ativados em cada lagoa, valor esse já mencionado como ideal para formação de agregados estáveis em trabalhos realizados anteriormente em condições semelhantes em termos de efluente e escala (Santos Neto, dos, 2023).

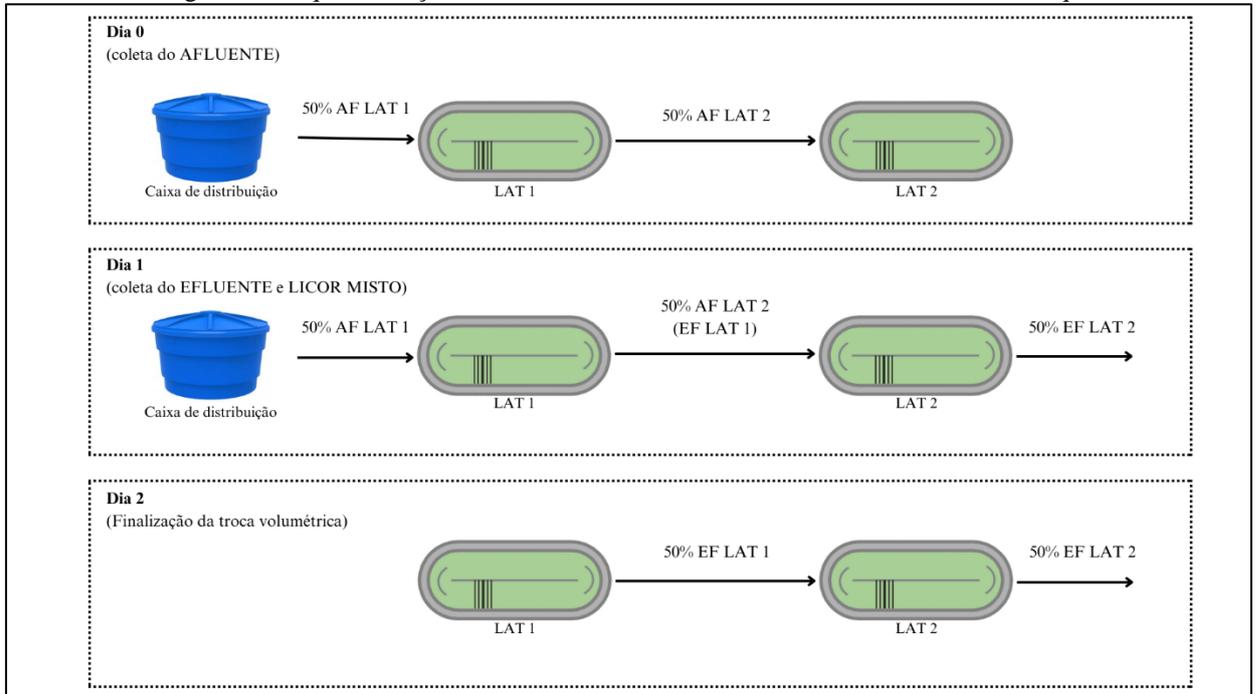
A abordagem de operação seguiu a metodologia sugerida por Arcila e Buitrón (2017), onde primeiro o sistema é operado em batelada única para formação dos agregados e depois colocado em regime de alimentação contínua. A modificação da presente pesquisa acontece na forma de alimentação, onde ao invés da operação contínua, foi realizada a operação em batelada sequencial.

Dessa forma, no dia 0 foi inoculado em cada lagoa 100 L de lodos ativados e o volume restante foi completado com esgoto pós-tratado do reator UASB. A batelada única teve duração de 20 dias (0 d – 19 d), onde durante esse espaço temporal análises de controle eram realizadas três vezes por semana para verificar a formação dos flocos. Após os 20 dias, iniciou-se a segunda etapa da operação com a batelada sequencial com duração de 80 dias (20 d – 100 d), totalizando ao final 100 dias de operação.

Durante o período de batelada sequencial, o TDH foi mantido em 2 dias para ambas as lagoas, com trocas volumétricas de 50% a cada 1 dia. Logo, em todos os 80 dias de operação as lagoas descartavam 50% do seu volume total e eram alimentadas com mais 50%, sendo a

LAT 2 alimentada com o efluente da LAT 1 e a LAT 1 alimentada com efluente pós-tratado do reator UASB, como exemplificado na Figura 7 abaixo.

Figura 7 – Esquematização das trocas volumétricas realizadas durante a batelada sequencial.



Fonte: A autora (2025).

#### 4.5 VARIAÇÕES METEREOLÓGICAS

Os valores de precipitação média diária e da temperatura ao longo da operação do experimento foram obtidos no site da Agência pernambucana de Água e Clima (APAC). Os dados são referentes ao código 30, correspondente ao posto meteorológico da Várzea (Recife/PE), localizado a 8,5 km das instalações da ETE Mangueira, local onde o sistema experimental está montado e sendo analisado.

#### 4.6 MONITORAMENTO DAS LAGOAS

Para monitorar os sistemas, foram realizadas análises em campo e no Laboratório de Saneamento Ambiental na Universidade Federal de Pernambuco. Durante a primeira fase, batelada única, o acompanhamento das LATs foi feito através de coletas do licor misto da LAT 1 e da LAT 2, com frequência de três vezes por semana, de modo a acompanhar o desenvolvimento e estabilização da biomassa.

Na segunda fase, batelada sequencial, as coletas eram realizadas uma vez por semana, nos seguintes pontos de interesse: afluente, licor misto e efluente de cada lagoa.

Predominantemente, a coleta era realizada no primeiro dia útil de troca volumétrica do ciclo, entre às 9 h e as 11 h da manhã.

#### 4.6.1 Métodos Analíticos

Para acompanhamento e controle das condições operacionais, bem como a identificação de possíveis variáveis que influenciam no desempenho do sistema, foram analisados *in loco* os parâmetros apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Análises realizadas em campo.

PARÂMETRO	UNIDADE	METODOLOGIA	AMOSTRA
<b>pH</b>	-	Potenciométrico	Afluente, efluente
<b>Temperatura</b>	°C	(Multiparâmetro HACH®	e licor misto
<b>Oxigênio Dissolvido</b>	mg.L <sup>-1</sup>	HQ40d)	(LAT 1 e LAT 2)
<b>Potencial Redox</b>	mV		
<b>Radiação (PAR)</b>	mJ/m <sup>2</sup> .d	Radiômetro (PAR) HD 2101.2	Licor Misto LAT 1 e LAT 2

Fonte: A autora (2025).

De modo a quantificar o desempenho do sistema no tratamento do efluente, as amostras coletadas para análise dos parâmetros apresentados na Tabela 7, bem como suas respectivas metodologias baseadas no *Standard Methods of Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017), nas instalações do LSA/UFPE. Todas as análises foram realizadas em triplicata.

Tabela 7 – Análises físico-químicas realizadas.

PARÂMETRO	UNIDADE	METODOLOGIA	AMOSTRA
<b>DQO</b>	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	Espectofotométrico	
<b>NTK</b>	mg N-NTK.L <sup>-1</sup>	Titulométrico	
<b>N-Amoniacal</b>	mg N-NH <sub>4</sub> .L <sup>-1</sup>	Titulométrico	Afluente e
<b>Nitrito</b>	mg N-NO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	Cromatografia de íons	Efluente
<b>Nitrato</b>	mg N-NO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	Cromatografia de íons	(LAT 1 e
<b>P-Total</b>	mg P.L <sup>-1</sup>	Colorimétrico	LAT 2)
<b>P-Fosfato</b>	mg P-PO <sub>4</sub> .L <sup>-1</sup>	Cromatografia de íons	
<b>Alcalinidade</b>	mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	Titulométrico	
<b>Sólidos Suspensos Voláteis</b>	mg.L <sup>-1</sup>	Gravimétrico	

Fonte: A autora (2025).

## 4.6.2 Caracterização da biomassa

Assim como as análises de controle realizadas em campo e as físico-químicas para acompanhar o desempenho do sistema, as análises referentes à biomassa também foram realizadas com frequência semanal, através das amostras de licor misto coletadas em cada lagoa. Todas as análises abaixo foram realizadas em triplicata.

### 4.6.2.1 Série de Sólidos

A análise de sólidos suspensos voláteis (SSV) foi conduzida conforme o método gravimétrico padrão (APHA, 2017) e aplicada para avaliar o desempenho global do sistema, ou seja, a eficiência total do tratamento realizado pelo conjunto da LAT 1 e LAT 2. A avaliação foi realizada através da comparação entre as amostras de afluente e efluente de cada lagoa. Porém, no caso das amostras de licor misto, o objetivo foi caracterizar a biomassa e acompanhar o crescimento e estabilidade dos agregados de microalgas-bactérias formados.

### 4.6.2.2 Clorofila-a (CHLA)

A clorofila-a é um indicativo do desenvolvimento das microalgas, independente das espécies. Esse parâmetro indica a produtividade da biomassa algal independentemente de haver ou não processo simbiótico com bactérias na lagoa. Para mensurar a presença dos organismos fotossintéticos, foi utilizada a metodologia descrita por (Tang *et al.*, 2016).

Nessa análise, 40 mL de cada amostra de Licor Misto das LATs é centrifugado, em tubos falcon, por 10 min a 4.000 rpm, para então o sobrenadante ser descartado e adicionado 20 mL de acetona 90% e 0,05 g de CaCO<sub>3</sub>. Após esse processo, as amostras são homogeneizadas em vórtex por 1 min e acondicionadas no escuro, com papel alumínio ao redor dos tubos, por 24 horas, na geladeira a 4 °C. Por fim, as amostras são centrifugadas novamente por 10 min a 4.000 rpm, em temperatura ambiente, para que se possa recolher cuidadosamente o sobrenadante e ler os comprimentos de onda (750, 663, 645 e 630) no espectrofotômetro. Em posse desses dados, os valores são adicionados em uma equação própria para quantificação do valor de clorofila-a, exposta abaixo.

$$\text{Clorofila} - a = \frac{[(11,64 * (ABS663 - ABS750) - 2,16 * (ABS645 - ABS750) + 0,10 * (ABS630 - ABS750)] * V1}{V}$$

Onde:

V1 = volume de acetona 90% utilizada;

V = volume de amostra utilizada

Clorofila-a = valor de clorofila-a detectado na amostra em mg.L<sup>-1</sup>

#### 4.6.2.3 Índice Volumétrico do Lodo

O índice volumétrico de lodo (IVL) foi analisado conforme metodologia descrita por Schwarzenbeck *et al.* (2004), por sua vez baseado no método padrão do IVL<sub>30</sub>. Nessa metodologia, são coletados 1000 mL do licor misto de cada LAT, e determinado os índices para os tempos de 5, 10 e 30 minutos de sedimentação da biomassa, segundo a equação abaixo:

$$IVL_t = \frac{VLS * 1000}{SST}$$

Onde:

IVL<sub>t</sub> = Índice Volumétrico de Lodo coletado no tempo *t* (mL.L<sup>-1</sup>)

t = Tempo de sedimentação (min)

SST = Sólidos Suspensos Totais da amostra de licor misto

#### 4.6.2.4 Identificação e contagem de células

A análise quantitativa e qualitativa dos microrganismos foi realizada com amostras de licor misto de cada LAT estudada, parte foi preservada em lugol acético e parte da amostra fresca foi utilizada para identificação microscópio ótico (marca Leica®, modelo MDE), com ampliações de 10, 40 e 100x.

Para contagem das células, foi aplicada a técnica de Utermöhl com a câmara de 2 mL, utilizando o microscópio invertido com transectos padronizados (vertical e horizontal). A densidade total e específica foi calculada de acordo com Villafañe e Reid (1995). Em sequência, a abundância relativa foi estimada, com o objetivo de indicar a representatividade de cada táxon. A partir disso, poderá ser classificada a dominância dos organismos e a sua frequência de ocorrência.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste tópico serão abordados os resultados obtidos ao longo do experimento, compreendendo a Fase I – Batelada única e a Fase II – Batelada Sequencial, sendo esta última o foco do trabalho para entendimento do desempenho na remoção de poluentes pelas duas LATs ligadas em série. Na Fase I, houve a partida do experimento com inoculação com lodos ativados e efluente pós-tratado de reator UASB em ambas as LATs, com objetivo de formar agregados de microalgas-bactérias estáveis. Essa etapa teve duração de 20 dias, e foi realizado o monitoramento dos parâmetros de campo e analíticos até a finalização do processo de formação e estabilização dos agregados.

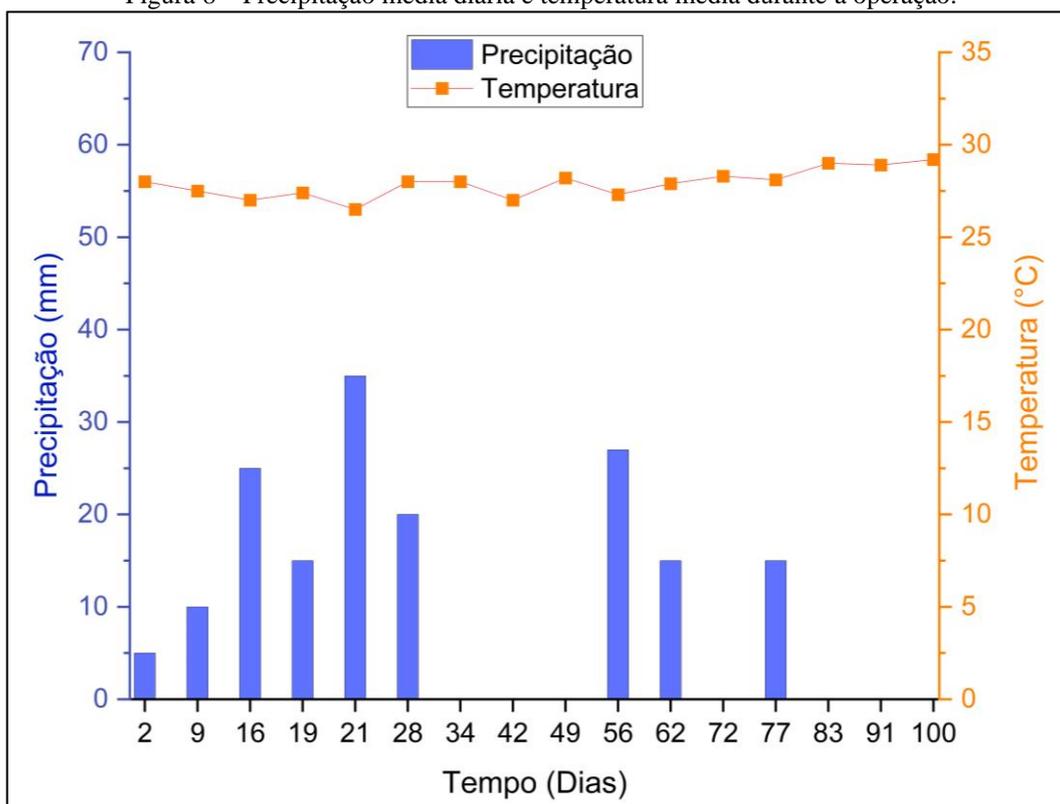
Após a formação dos agregados, iniciou-se a Fase II, onde as 2 LATs foram operadas em série sob regime de batelada sequencial, com trocas volumétricas de 50% a cada dia, correspondendo a um TDH de 2 dias. Nessa fase, com duração de 80 dias, as LATs foram monitoradas e analisadas com foco nos processos de remoção de matéria orgânica e de nutrientes, também foi avaliado o crescimento da biomassa e sua adaptação as condições operacionais escolhidas.

### 5.1 VARIAÇÕES CLIMÁTICAS

Na Figura 8 estão expostos os valores médios de precipitação diária e de temperatura durante os 100 dias de operação do sistema, com dados obtidos da estação meteorológica código 30 da APAC. Durante o período experimental, não foram registrados eventos extremos de chuva, correspondentes a acumulados em 24 h superiores a 50 mm. O pico chuvoso ocorreu no 21º dia de operação, com precipitação média de 35 mm. Tal padrão pluviométrico corresponde aos observados nesse período do ano na cidade de Recife, indicando que não houve condições climáticas atípicas durante o estudo.

A temperatura média registrada foi de 27,9 °C, que com a incidência solar influenciam no funcionamento do sistema. Essa correspondência é importante, pois ambos os parâmetros impactam diretamente na atividade fotossintética das microalgas e no seu crescimento. O desenvolvimento e funcionamento metabólico das microalgas, influencia em variáveis-chave para a eficiência de tratamento, como a concentração de oxigênio dissolvido e a faixa de pH do meio, afetando os processos biológicos e químicos que ocorrem em LATs.

Figura 8 – Precipitação média diária e temperatura média durante a operação.



Fonte: A autora (2025).

## 5.2 *START-UP* DO SISTEMA – BATELADA ÚNICA

Na Tabela 8 são apresentados os dados obtidos durante a Fase I do experimento. Dentro desse período de 20 dias, foi possível avaliar a metodologia de inoculação adotada, bem como as diferenças nos parâmetros de controle.

O pH e OD, parâmetros diretamente ligados à atividade fotossintética e microbiana dos agregados, apresentaram variações no início e final da batelada. Inicialmente, as concentrações foram de  $0,24 \text{ mg.L}^{-1}$  na LAT 1 e  $0,25 \text{ mg.L}^{-1}$  na LAT 2, considerados valores baixos, atribuídos à natureza anaeróbia do substrato utilizado para preenchimento do volume nas lagoas. No entanto, ao final da batelada, esse parâmetro apresentou valores de  $8,16$  na LAT 1 e  $7,88 \text{ mg.L}^{-1}$  na LAT 2, evidenciando o desenvolvimento de microrganismos fotoautotróficos, como microalgas, que intensificaram a atividade fotossintética e, conseqüente, produção de oxigênio para a massa líquida das lagoas. Resultados similares foram reportados por Sático (2022) e dos Santos Neto (2023) com partida através de duas bateladas sequenciais, encontrando valores médios finais de OD na faixa de  $9 \text{ mg.L}^{-1}$ , para LAT com  $0,3 \text{ m}$  de profundidade, e  $7,6 \text{ mg.L}^{-1}$  para LATs com a mesma profundidade aplicada no trabalho ( $h = 0,50 \text{ m}$ ).

Ao longo dos 20 dias de operação, o valor de pH aumentou gradativamente, partindo de valores próximos à neutralidade, com pH de 7,6 e 7,56, e atingindo valores de 9,13 e 9,69 para a LAT 1 e 2, respectivamente. Esse aumento foi atribuído ao consumo de CO<sub>2</sub> dissolvido na massa líquida, fator importante para o crescimento das microalgas através do seu consumo no processo de fotossíntese Su *et al.* (2012). Além disso, a intensidade luminosa e a temperatura exerceram influência direta na atividade fotossintética, diminuindo as concentrações de pH no meio devido à maior captação de CO<sub>2</sub> pelas microalgas.

Na primeira etapa registrou-se elevada concentração de sólidos no sistema, devido ao próprio processo de inoculação. Nesse desenvolvimento, surgem os agregados de microalgas com bactérias, corroborado com o crescimento das concentrações de clorofila-a nas LAT 1 e 2, saindo de 0,1 mg.L<sup>-1</sup> e 0,2 mg.L<sup>-1</sup> para 0,98 mg.L<sup>-1</sup> e 1,55 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Ao final da batelada, observou-se uma remoção de DQO próxima a 30% para a LAT 1 e 37% na LAT 2. No entanto, esses valores de remoção ficaram abaixo dos resultados reportados em outros estudos que trabalham com sistemas baseados em agregados microalgas-bactérias (Arcila; Buitrón, 2016; dos Santos Neto et al., 2023).

A fração amoniacal foi reduzida em 94% na LAT 1 e 88% na LAT 2, com valores iniciais de 22,68 mg.L<sup>-1</sup> e 22,15 mg.L<sup>-1</sup>, e finais de 1,30 mg.L<sup>-1</sup> e 2,59 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Houve acúmulo de nitrito e nitrato em ambas as lagoas ao final da batelada, com concentrações iniciais e finais de nitrito e nitrato na ordem de 11,85 mg.L<sup>-1</sup> e 0,93 mg.L<sup>-1</sup> na LAT 1, e 5,04 mg.L<sup>-1</sup> e 0,59 mg.L<sup>-1</sup> na LAT 2.

Esses resultados sugerem que, durante a primeira fase da operação, a remoção de amônia se deu pela ação de bactérias por nitrificação, convertendo a fração amoniacal em nitrito e nitrato. Contudo, a remoção de nitrogênio não se limitou a apenas essa rota. Parte da amônia disponível no meio também foi assimilada pelas microalgas, contribuindo assim para o seu crescimento e metabolismo.

Foram observadas remoções de fósforo total de 22% na LAT 1 e 39% na LAT 2, no entanto houve um acúmulo na forma de ortofosfato em ambas as LATs, mostrando que esse composto não foi de fato removido do sistema.

Tabela 8 – Caracterização do Afluente e Efluentes das LATs durante a batelada única.

PARÂMETRO	AF	INÍCIO DA BATELADA		FINAL DA BATELADA	
		LAT 1	LAT 2	LAT 1	LAT 2
<b>pH</b>	7,6	7,6	7,56	9,13	9,69
<b>OD (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	1,72	0,25	0,24	8,16	7,88
<b>Temperatura (°C)</b>	28,6	27,5	27,5	28,3	25,3
<b>Radiação (MJ/m<sup>2</sup>.d)</b>	6,81	8,21	9,73	38,66	43,89
<b>DQO (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	296,03	432,32	461,99	302,09	288,77
<b>Alcalinidade (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	208,05	206,67	193,03	93,23	76,02
<b>NTK (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	39,41	33,85	37,58	12,09	7,60
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	25,10	22,68	22,15	1,30	2,59
<b>N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	0	0	0	11,85	5,04
<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	0,37	0,23	0,28	0,93	0,59
<b>PT (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	4,64	4,66	4,64	3,62	2,82
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	0	3,04	3,03	2,34	1,24
<b>SSV (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	62	230	182,67	147,33	189,33
<b>Clorofila-a (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	0	0,01	0,02	0,98	1,55

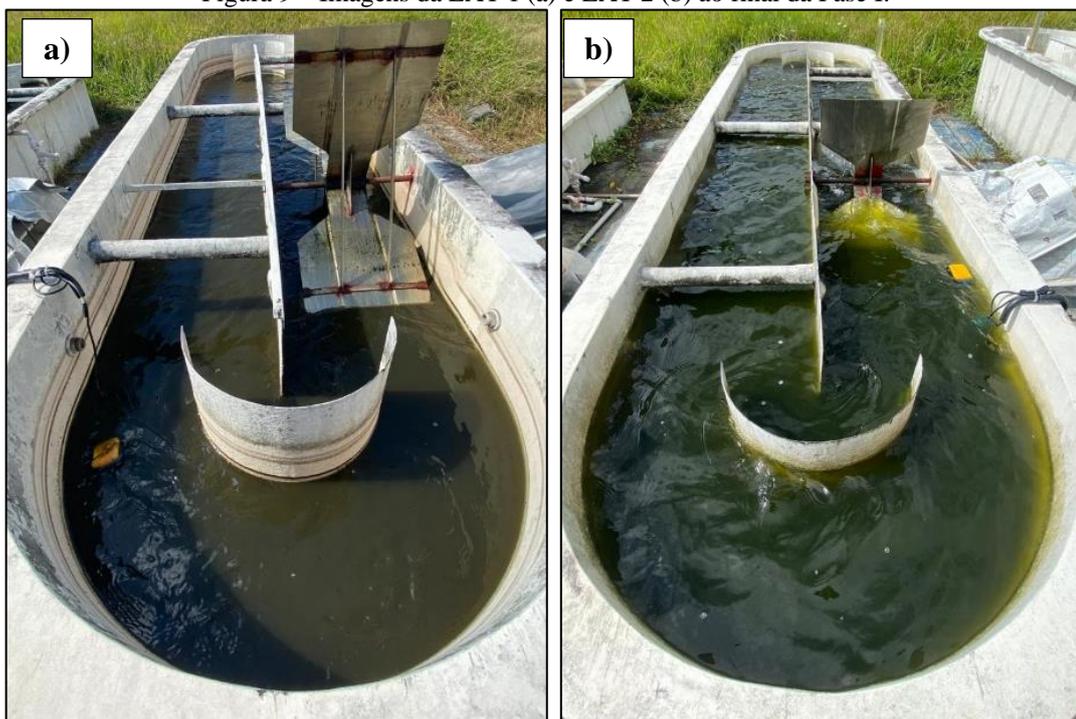
Fonte: A autora (2025).

Em termos de crescimento da biomassa, as LATs apresentaram concentrações iniciais mais elevadas, 230 mg.L<sup>-1</sup> na LAT 1 e 182,67 mg.L<sup>-1</sup> na LAT 2, do que as finais, 147,33 mg.L<sup>-1</sup> e 189,33 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Esse resultado era esperado devido à inoculação inicial com lodos ativados, porém mesmo com uma redução, houve o crescimento da biomassa microalgal e a formação dos agregados, corroborado com os valores de clorofila-a que indicaram aumento.

Ao final da batelada, os valores de clorofila-a estão na ordem de 1 mg.L<sup>-1</sup> em ambas as LATs. Trabalhando com LAT inoculada com lodos ativados e com altura de 0,5 m, (Sátiro *et al.*, 2025) reportam concentração de clorofila de 0,13 mg.L<sup>-1</sup> ao final do período de formação dos agregados, no entanto Sun *et al.* (2018) reportam que valores iniciais de clorofila-a de 5 mg.L<sup>-1</sup> são observados em sistemas com agregado microalga-bactéria.

O licor misto em ambas as LAT, ao final da batelada única, eram de coloração verde escura, sem o inóculo por cepas, desta forma toda a biomassa obtida foi resultado de crescimento natural a partir das condições operacionais aplicadas (Figura 9).

Figura 9 – Imagens da LAT 1 (a) e LAT 2 (b) ao final da Fase I.

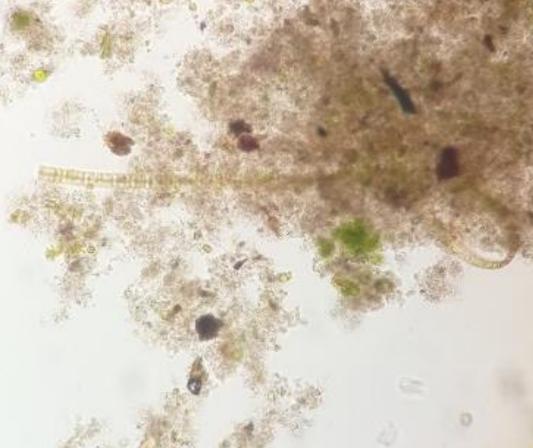


Fonte: A autora (2025).

Sem a inoculação de microalgas, todo o crescimento algal ocorreu de forma natural, conforme apresentado na Tabela 9. No 3º dia, é possível identificar na LAT 2 a presença de cianobactérias filamentosas, importantes para o processo de aderência no agregado e fixação de pequenas colônias (Arcila e Buitrón, 2017). Em ambas as lagoas, os primeiros gêneros que desenvolveram tanto de forma livre, quanto de forma agregado ao lodo utilizado na inoculação, foram as clorofíceas. Tais resultados serão aprofundados no tópico 5.4.4, onde serão apresentados os resultados em termos de abundância relativa dos gêneros.

Ao final da batelada, no 19º dia, foi observada a coexistência de clorofíceas, cianobactérias e diatomáceas com flocos de agregados bem formados (Tabela 9). É possível aferir que o processo de agregação estava completo e estável, passível de iniciar a segunda fase do experimento, com foco no desempenho do sistema operado em série sob regime de batelada sequencial para tratamento do efluente pós-UASB.

Tabela 9 – Imagens microscópicas com aplicação x40 da LAT 1 e LAT 2 durante a batelada inicial.

Dia	LAT 1	LAT 2
3	 <p data-bbox="810 801 858 833">x40</p>	 <p data-bbox="1385 801 1433 833">x40</p>
19	 <p data-bbox="810 1317 858 1348">x40</p>	 <p data-bbox="1385 1317 1433 1348">x40</p>

Fonte: A autora (2025).

### 5.3 REGIME DE BATELADA SEQUENCIAL

Neste tópico serão apresentados e analisados os dados obtidos ao longo dos 80 dias de operação do sistema de LATs em série, no regime de batelada sequencial.

#### 5.3.1 Parâmetros de controle de campo

A atividade microbiana e microalgal é diretamente afetada por fatores como pH, OD, temperatura, potencial redox e radiação, consequentemente, os processos biológicos envolvidos do tratamento de efluentes também. Na Tabela 10 são apresentados os dados referentes aos valores médios do afluente e do licor misto de cada LAT para cada parâmetro estudado ao longo do horizonte temporal de 80 dias.

Tabela 10 – Parâmetros de controle de campo durante a operação em batelada sequencial.

PARÂMETRO	LAT 1		LAT 2	
	AF	LM	AF	LM
<b>Temperatura</b> (°C)	26,7 ± 0,89	26,7 ± 0,9	27,4 ± 0,73	26,8 ± 0,83
<b>pH</b>	7,44 ± 0,12	7,44 ± 0,16	7,73 ± 0,45	7,76 ± 0,65
<b>Pot. Redox</b> (mV)	-292,12 ± 62,46	167,5 ± 44,17	186,7 ± 23,5	150,29 ± 32,07
<b>OD</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	1,78 ± 0,68	4,03 ± 1,56	5,16 ± 1,72	5,60 ± 1,16
<b>Radiação</b> (MJ/m <sup>2</sup> .d)	-	39,41 ± 14,53	-	42,91 ± 10,09

Fonte: A autora (2025).

As LATs 1 e 2 apresentaram médias de temperaturas semelhantes e elevadas na massa líquida, registrando valores médios de 26,7 °C e 26,8 °C, respectivamente. Tais temperaturas se enquadram dentro da faixa de temperatura ótima – 25°C - 30°C, para a maior parte das espécies (Sátiro *et al.*, 2025). Além disso, a faixa de radiação também apresentou similar, em torno de 40 MJ/m<sup>2</sup>.d, indicando condições favoráveis para a atividade fotossintética. Contudo, a operação de sistemas abertos é um desafio, uma vez que há uma série de condições ambientais as quais as lagoas estão expostas, como precipitação, oscilações na temperatura e na intensidade luminosa (Coggins *et al.*, 2020).

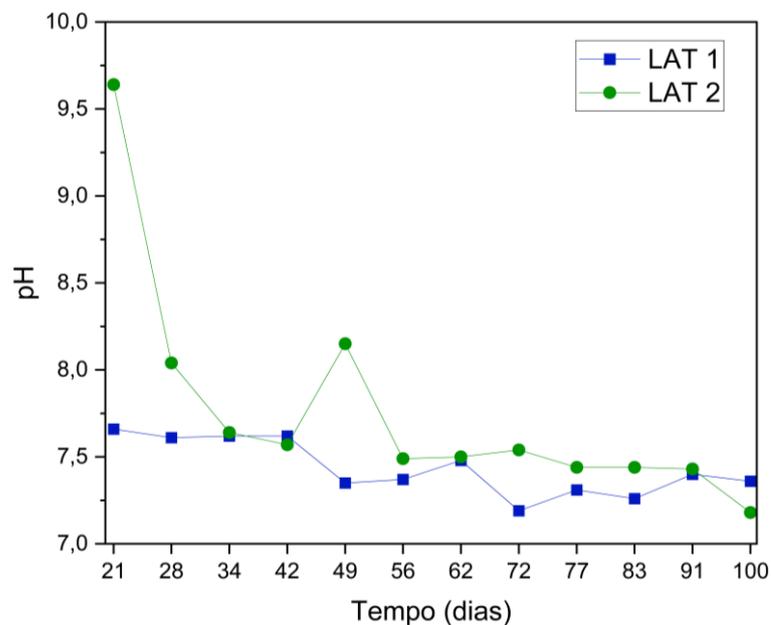
Após a Fase I, houve um decréscimo nos valores de pH e OD para ambas as LATs. Os valores de pH ficaram dentro da faixa de neutralidade, entre 7,44 e 7,73 para as LATs 1 e 2, respectivamente. Esse pode ser um indicativo de uma maior atividade bacteriana frente a atividade fotossintética das microalgas durante a Fase II, quando comparadas ao seu período de inoculação na Fase I. A diminuição do pH pode estar ligada aos processos de degradação da matéria orgânica e nitrificação, que promovem a acidificação do meio com a liberação de dióxido de carbono e íons hidroxila (Coggins *et al.*, 2020), caso o processo de fotossíntese não seja suficiente para consumir essa demanda.

Essa supressão pode estar relacionada com a altura de trabalho adotada, uma vez que maiores profundidades em LATs provocam uma diminuição na disponibilidade de luz ao longo da coluna d'água, desfavorecendo assim o potencial fotossintético microalgal (Arbib *et al.*, 2017; Buchanan *et al.*, 2018). No que diz respeito ao oxigênio dissolvido no meio, a LAT 1 apresentou média de 4,03 ± 1,56 mg.L<sup>-1</sup>, já a LAT 2 teve valores mais elevados na média de 5,60 ± 1,16 mg.L<sup>-1</sup>. Tais valores são inferiores aos relatados por estudos anteriores com agregados (Arcila, Juan S. e Buitrón, 2016; Buitrón e Coronado-Apodaca, 2022; Santos Neto,

dos *et al.*, 2023), mas corrobora para a discussão sobre o consumo requerido pelas bactérias aeróbias ter sido superior a demanda fotossintética.

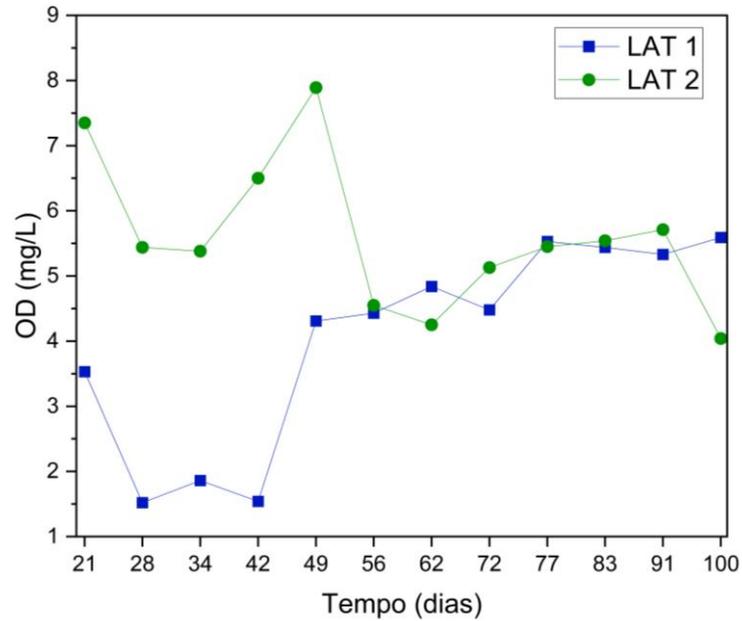
A Figura 10 e Figura 11 apresentam as variações nos valores de pH e nas concentrações de oxigênio dissolvido ao longo da Fase I. Os resultados apresentados evidenciam a relação direta entre as variáveis, demonstrando que a elevação do pH do meio se correlaciona com os níveis mais elevados de OD no meio. Cabe salientar que a saturação de OD no meio, pode provocar efeitos deletérios na biomassa como a fotoinibição, bem como pH elevados podem favorecer a remoção de nutrientes.

Figura 10 – Variação do pH ao longo da batelada sequencial na LAT 1 e 2.



Fonte: A autora (2025).

Figura 11 – Variação do OD ao longo da batelada sequencial na LAT 1 e 2



Fonte: A autora (2025).

### 5.3.2 Desempenho das Lagoas de Alta Taxa

Neste tópico serão elencados os valores obtidos na remoção de matéria orgânica e nutrientes, nitrogênio e fósforo, ao longo do período de batelada sequencial. O tratamento realizado foi feito pelo sistema de lagoas ligadas em série, portanto serão apresentados os resultados em termos unitários para cada LAT, como também a remoção global atingida pelo sistema. A Tabela 11 apresenta de forma clara e objetiva os valores médios alcançados de remoção ao longo dos 80 dias de operação.

Tabela 11 – Resumo do desempenho do sistema de LATs em série sob regime de batelada sequencial.

Parâmetros	LAT 1			LAT 2			Remoção Global (%)
	AF (mg.L <sup>-1</sup> )	EF (mg.L <sup>-1</sup> )	Remoção (%)	AF (mg.L <sup>-1</sup> )	EF (mg.L <sup>-1</sup> )	Remoção (%)	
<b>DQO</b>	175,83±59,03	65,21±29,27	58,6±0,2	75,31±44,61	45,96±16,6	31,7±0,2	71,4±0,1
<b>NTK</b>	38,25±2,77	18,23±7,33	52,0±20,5	18,16±9,19	6,15±7,84	69,7±20,8	83,2±22,3
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	28,48±2,08	14,84±7,05	47,9±25,1	13,06±7,06	2,85±4,1	83,1±16,4	89,5±14,7
<b>N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	0	1,67±1,72	-	1,58±1,71	2,48±3,97	-	-
<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	0,27±0,06	0,34±0,17	-	0,64±0,69	1,15±0,56	-	-
<b>PT</b>	4,48±0,33	3,22±0,9	28,2±20,2	3,34±0,62	2,81±0,65	16,1±10,7	37,2±14,6
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	3,5±0,96	2,49±0,98	29,9±14,16	2,6±0,85	2,31±0,65	9,9±10,9	32,7±13,8

Fonte: A autora (2025).

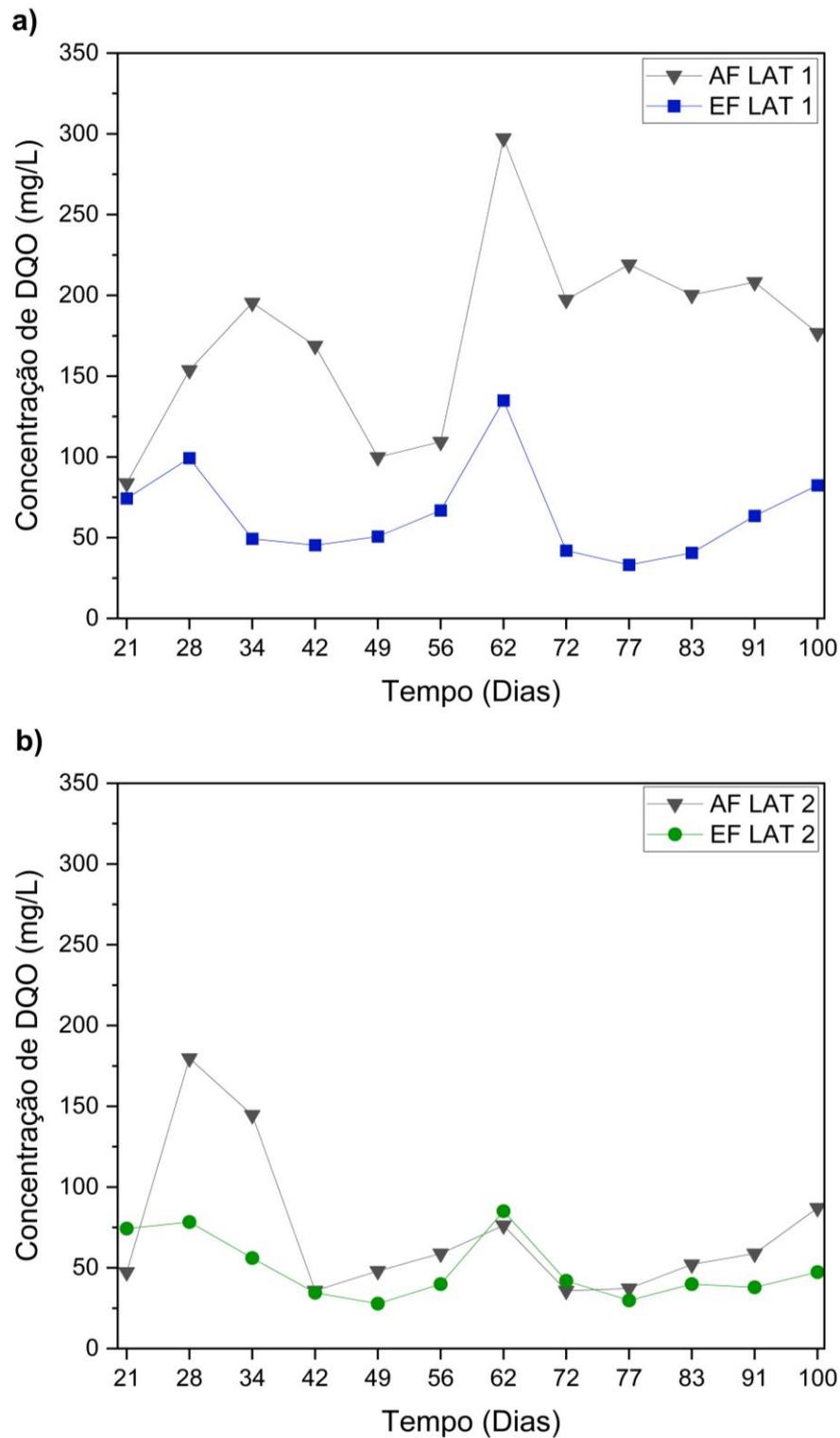
### 5.3.2.1 Remoção de matéria orgânica

Pode-se considerar a remoção de matéria orgânica dentro do sistema de LATs como um tratamento de polimento, visto que o sistema recebe um efluente pós-tratado de reatores UASB, responsáveis por remover uma parcela da carga orgânica carbonácea presente no esgoto. Apesar disso, as concentrações afluentes variaram durante a operação do sistema em série, tal situação já era esperada por se tratar de um efluente real pós-tratado em reator UASB, logo passível de flutuações de carga. Todavia, a eficiência do sistema de manteve estável mesmo com essas oscilações e obteve taxas de remoção consideráveis (Figura 12 e Tabela 11).

Conforme apresentado na Tabela 11, para a LAT 1, a concentração média de DQO afluente foi de  $175,83 \pm 59,03 \text{ mg.L}^{-1}$ , considerado um efluente de baixa carga orgânica (Metcalf & Eddy, 2013), mas justificável ao considerarmos que o mesmo já passou por tratamento secundário anaeróbio. Couto *et al.* (2015) relatam que efluentes pós-tratados de UASB apresentam valores médios de concentração de DQO na faixa de  $179 \text{ mg.L}^{-1}$ . Durante a operação, a LAT 1 alcançou uma média de remoção de 58%, enquanto a LAT 2 obteve uma média de 31%. No entanto, ao analisarmos a eficiência global do sistema, esse valor sobe para 71,37%, semelhante a trabalhos como de Vassale *et al.* (2020; 2024) trabalhando com LATs em paralelo, e com um TDH quatro vezes maior.

Portanto, pode-se considerar que a estratégia de operação das lagoas em série sob batelada sequencial utilizando um TDH de 2 dias foi eficaz na remoção das parcelas orgânicas em efluentes de baixa carga. A Figura 12 apresenta os valores de concentração de DQO no afluente e efluente da LAT 1 (a) e LAT 2 (b).

Figura 12 – Concentrações de DQO no Afluente e Efluente na LAT 1 (a) e na LAT 2 (b)



Fonte: A autora (2025).

Pode-se observar que em ambas as LATs houve variação nas faixas de remoção, contudo a remoção de DQO na LAT 1 foi mais estável em comparação aos resultados obtidos na LAT 2. Provavelmente, esse comportamento se deve ao fato de que o efluente a ser tratado,

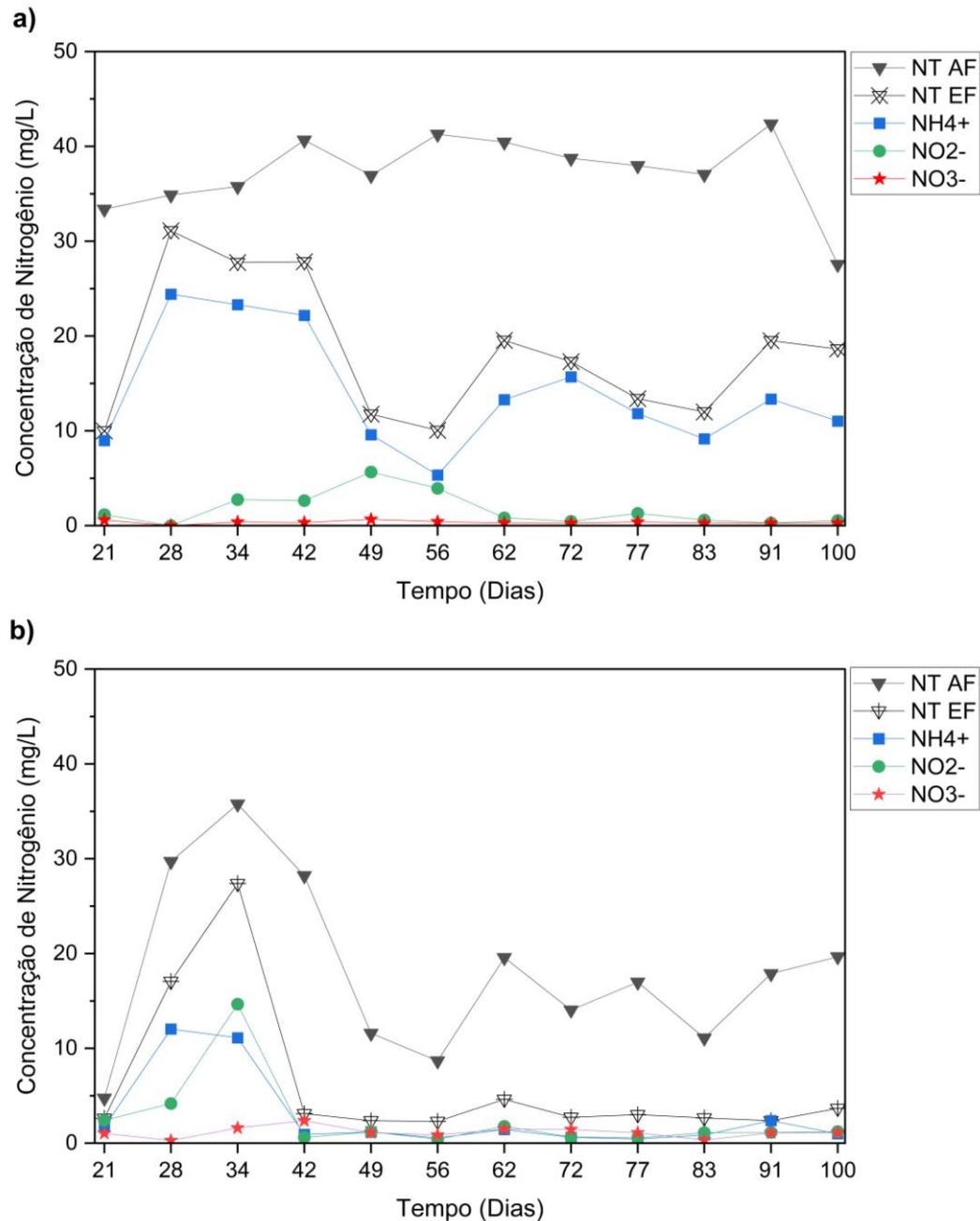
proveniente do UASB, já apresenta uma baixa carga orgânica, e antes de chegar à LAT 2, ele é previamente tratado na LAT 1, resultando em uma carga carbonácea biodegradável menor. Contudo, a LAT 2 obteve valores de remoção de 31%.

Ambas as LATs apresentaram remoções que corroboram com a taxa de consumo esperada pelas bactérias presentes nos agregados, alcançando valores de remoção compatíveis com os aplicáveis em TDHs mais longos. A estratégia de inoculação utilizada com base em lodos ativados também interfere nesse mecanismo de remoção, uma vez que nos agregados há a liberação de CO<sub>2</sub> pelas microalgas favorecendo assim o crescimento da biomassa bacteriana e o consumo da carga orgânica pelas mesmas (Gururani *et al.*, 2022).

#### 5.3.2.2 *Remoção de nitrogênio*

A Figura 13 apresenta os referentes ao balanço de nitrogênio para as duas lagoas durante a operação em série sob regime de batelada sequencial.

Figura 13 – Balanço de nitrogênio na LAT 1 (a) e LAT 2 (b).



Fonte: A autora (2025).

A análise dos dados apresentados na Tabela 11 e na Figura 13 evidenciam que o nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) foi a forma que obteve os melhores níveis de remoção, corroborando com o já visto na literatura (Arcila; Buitrón, 2016). Entretanto, a diferença entre a LAT 1 e a LAT 2 foi expressiva, com valores de remoção de 47% e 83%, respectivamente. Vale ressaltar que o desempenho superior da LAT 2 pode estar diretamente associado à estratégia de operação em série imposta pelo estudo, onde o seu afluente é o efluente previamente tratado na LAT 1. Em linhas gerais, isso significa que o efluente que chega à LAT 2 apresenta uma carga de nitrogênio amoniacal reduzida.

Na LAT 1, houve predomínio de nitrogênio na forma amoniacal durante todo o período de monitoramento. Entre os dias 46 e 49, os níveis de nitrito chegaram próximos ao amoniacal, mas sem ultrapassá-los. Por outro lado, a LAT 2 apresentou concentrações mais parecidas entre as três formas estudadas a partir do 42º dia de operação. Como o pH se manteve neutro durante o monitoramento, pode-se inferir que a remoção de nitrogênio amoniacal por volatilização da amônia foi mínima, visto que esse processo ocorre em pH superior a 9.

A assimilação de nitrogênio por microalgas ocorre preferencialmente em sua forma amoniacal, no entanto, existe a possibilidade de existir as demais vias de remoção simultaneamente nas LATs, como a nitrificação observada com conversão para as formas de nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Em condições aeróbias, as bactérias nitrificantes convertem o nitrogênio amoniacal em nitrito e, posteriormente, em nitrato.

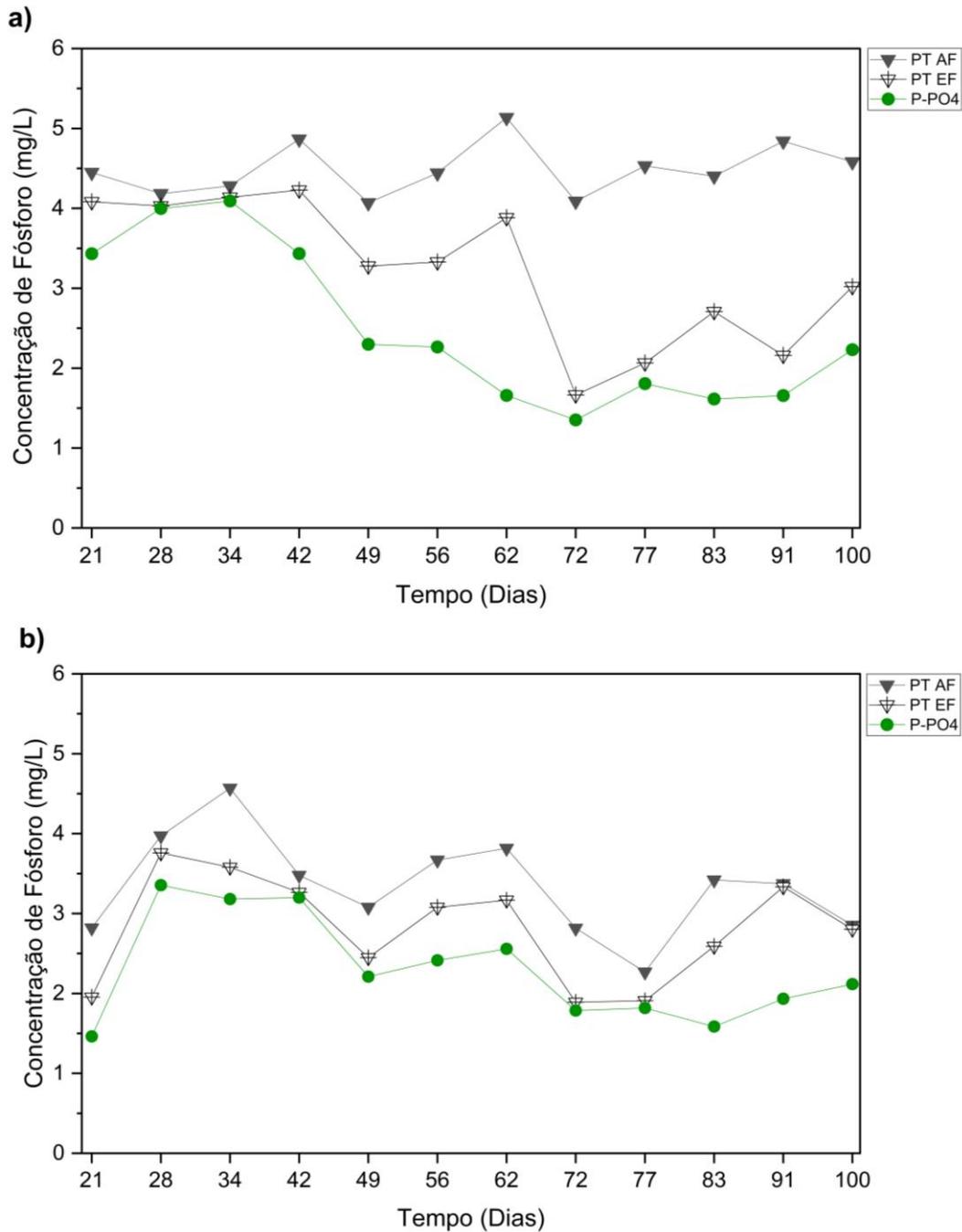
As remoções de nitrogênio total foram de 82% enquanto a remoção de  $\text{NH}_4^+$  atingiu 89,5% no conjunto de LATs operadas em série, refletindo o efeito cumulativo da estratégia operacional adotada. Estudos anteriores trabalhando com agregados, como os de Arcila e Buitrón (2016) e Buitrón e Coronado-Apodaca (2022), relataram eficiências superiores a 98% para remoção de remoções de  $\text{NH}_4^+$ . Entretanto, esses trabalhos adotaram TDH mais longos, 10 e 6 dias.

Na presente pesquisa, o desempenho na remoção foi alcançado mesmo com um TDH limitado a apenas 2 dias, contando com trocas volumétricas diárias de 50%. Essa configuração garantiu uma renovação contínua do efluente, evitando possíveis sobrecargas. Dessa forma, a estratégia operacional adotada se mostrou eficaz e permitiu alcançar bons resultados de remoção, mesmo com o TDH reduzido, permitindo a sua aplicabilidade em larga escala, onde a otimização do tempo de tratamento é um fator crítico.

### 5.3.2.3 Remoção de fósforo

São apresentadas na Figura 14 as concentrações de fósforo ao longo da batelada sequencial na LAT 1 (a) e na LAT 2 (b).

Figura 14 – Concentrações de Fósforo na LAT 1 (a) e LAT 2 (b) durante a operação em batelada sequencial.



Fonte: A autora (2025).

A média de concentração de fósforo total no afluente na LAT 1 e 2 foi de  $4,48 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $3,34 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente, enquanto as concentrações do efluente foram de  $3,22 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $2,81 \text{ mg.L}^{-1}$ . Em termos de remoção de fósforo, a LAT 1 apresentou uma eficiência de 28%, enquanto o LAT 2 contribuiu com uma eficiência de 16%, resultando em uma eficiência global de 37% para o sistema em série. A menor eficiência de remoção quando comparada a estudos como de Sátiro (2022) e Santos Neto (2023) pode estar relacionada com a altura de projeto de

0,50 m, uma vez que a maior profundidade dificulta a penetração da radiação solar na coluna d'água, impactando na assimilação de fósforo pelas microalgas.

Pelo valor de pH se manter neutro ao longo da operação, a precipitação química de fosfatos deve ter sido mínima ou até mesmo nula. Lei *et al.* (2018) apontam que em pH alcalinos ( $> 9$ ), o fósforo tende a precipitar na forma de hidroxiapatita ou estruvita, podendo deixar resíduos cristalinos durante o processo. A ausência dessa condição alcalina reforça a hipótese de que a remoção do fósforo foi limitada a processos biológicos, como a assimilação por microalgas, que pode ter sido insuficiente nas condições aplicadas.

Os valores de remoção observados no estudo corroboram com os apresentados na Tabela 2 com estudos semelhantes em lagoas de alta taxa, no entanto a faixa de remoção de 30 – 40% ainda se mostra ineficiente no tratamento dos esgotos sanitários. Essa ineficiência do sistema indica limitações na remoção de fósforo, o que pode ter atribuído a diversos fatores. Dentre eles, destaca-se a possível predominância de formas que exigem condições específicas para serem removidas, como por exemplo as formas recalcitrantes; e, a utilização de TDHs incompatíveis com a capacidade de assimilação eficiente pelos microrganismos presentes no sistema, comprometendo assim a remoção do fósforo.

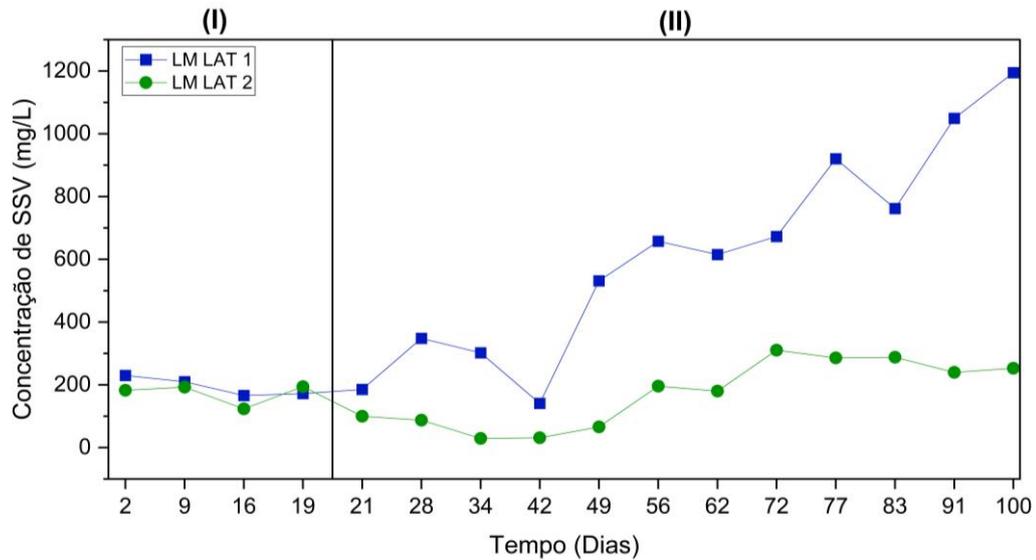
#### 5.4 CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA

No presente tópico serão abordados os parâmetros responsáveis pelo monitoramento e avaliação da biomassa formada pelos agregados de microalgas-bactérias nas LATs 1 e 2. Dessa forma, será possível analisar e correlacionar as condições operacionais e a concentração de poluentes com o comportamento dos microrganismos presentes no sistema.

##### 5.4.1 Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)

A Figura 15 apresenta as concentrações de sólidos presentes no licor misto das LATs durante a Fase I (formação dos agregados) e a Fase II (operação em série sob regime de batelada sequencial).

Figura 15 – Concentração de SSV nas Fases I e II da operação nas LAT 1 e 2



Fonte: A autora (2025).

Existe uma relação direta entre a concentração de sólidos no sistema de lagoas e o crescimento da sua biomassa. Por um lado, as microalgas assimilam os nutrientes dissolvidos, resultando no aumento da biomassa e, conseqüentemente, elevando a concentração de sólidos em suspensão no sistema. Por outro lado, há uma redução dessa concentração devido à atividade das bactérias ao degradar a matéria orgânica particulada suspensa no meio (Couto *et al.*, 2015).

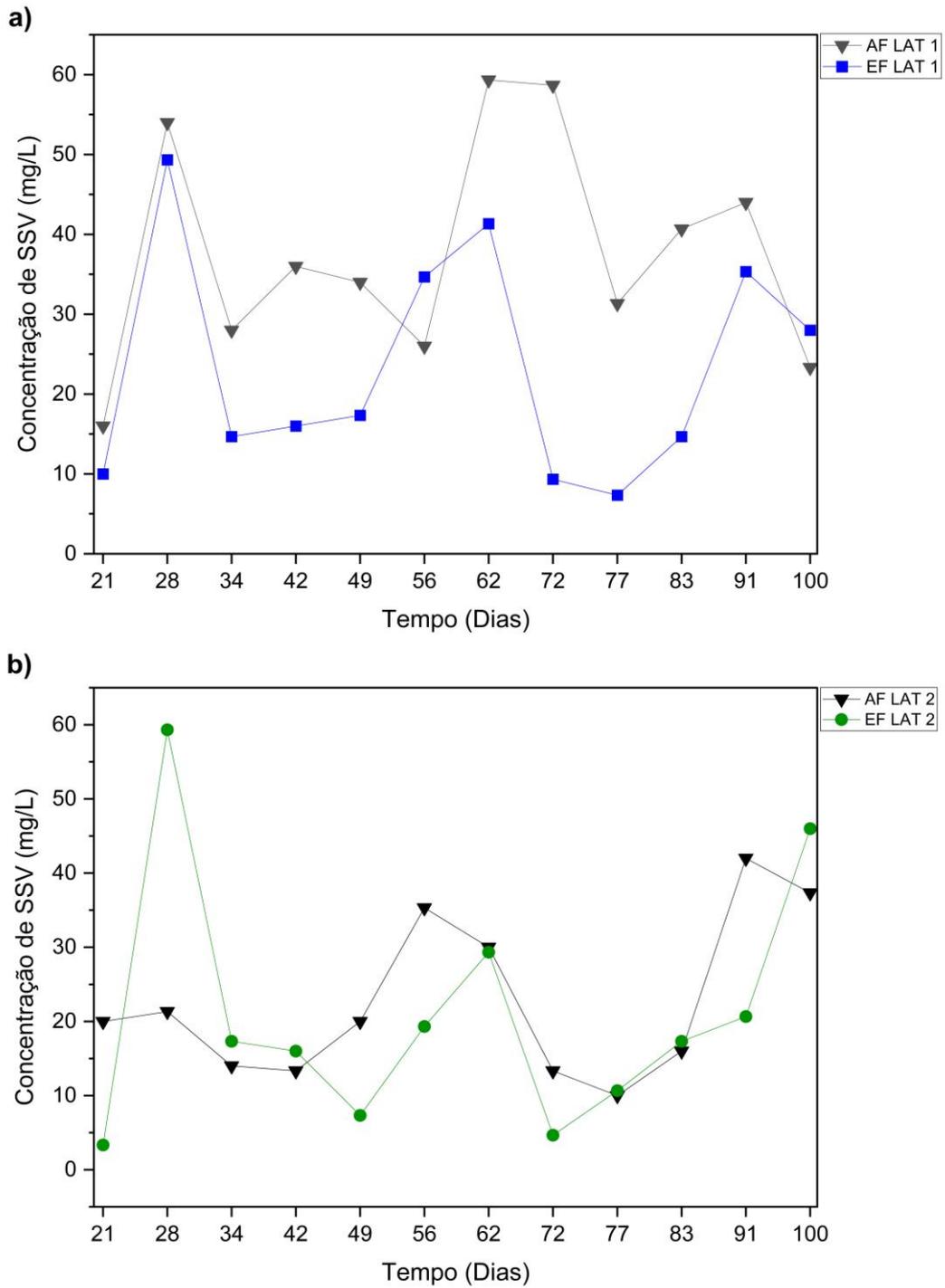
Durante a Fase II, a LAT 2 apresentou concentrações de SSV mais lineares e estáveis,  $200,7 \pm 89,9 \text{ mg.L}^{-1}$ , em comparação com a LAT 1,  $635,22 \pm 343 \text{ mg.L}^{-1}$ , sugerindo que o processo de estabilização dos agregados foi mais eficiente nessa lagoa. Esse comportamento pode ser explicado pela diferença na natureza do efluente recebido por cada lagoa. Enquanto a LAT 2 recebe o efluente clarificado da LAT 1, esta recebe diretamente o efluente pós-tratado do reator UASB, que possui uma carga mais elevada de sólidos, contribuindo assim para a maior instabilidade observada nas duas concentrações de SSV.

Mesmo operando com uma profundidade mais elevada e um TDH mais curto, a concentração de sólidos em suspensão no sistema foi satisfatória e correspondente a estudos que utilizaram como estratégia para formação de agregados a inoculação com lodos ativados (Arcila e Buitrón, 2016; Santos Neto, 2023).

A Figura 16 apresenta as concentrações de SSV presentes nos afluentes e efluentes de ambas as lagoas estudadas, sendo assim possível avaliar o desempenho de remoção como também na capacidade de sedimentabilidade da biomassa, visto que a parcela final corresponde ao efluente clarificado da respectiva LAT. Em termos de qualidade do efluente final, o sistema

em série foi capaz reter SSV, descartando um efluente com baixas concentrações de sólidos, com concentrações média de  $20,9 \pm 16,7 \text{ mg.L}^{-1}$ , melhorando assim a qualidade do efluente descartado.

Figura 16 – Concentrações de SSV no Afluente e Efluente da LAT 1 (a) e LAT 2 (b).



Fonte: A autora (2025).

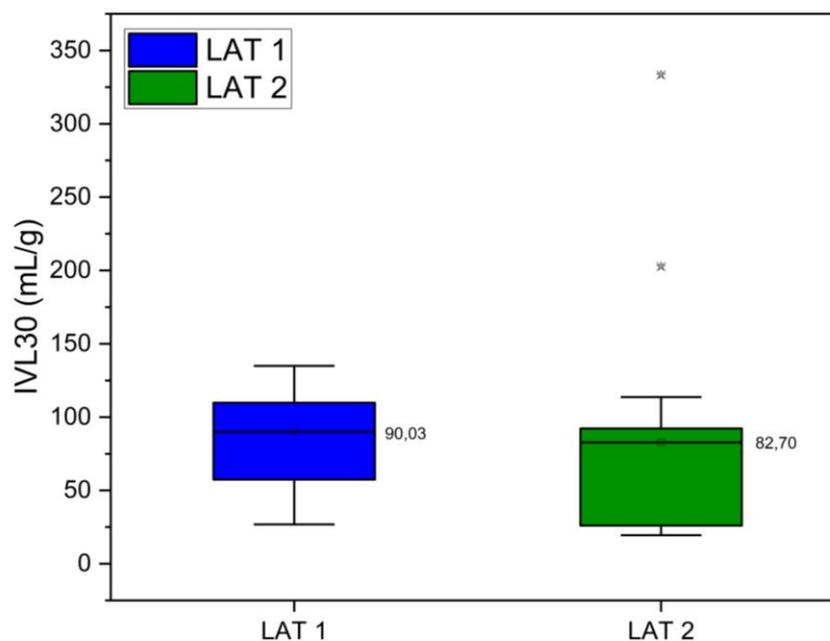
### 5.4.2 Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

O Índice Volumétrico de Lodo (IVL) é uma métrica fundamental para avaliar a sedimentabilidade dos sólidos em tratamentos biológicos. Sendo assim, a sua aplicação pode ser igualmente válida no contexto das lagoas, oferecendo informações importantes sobre o comportamento da biomassa e a sua capacidade de sedimentação. Segundo Von Sperling (2012), sua relação com a sedimentabilidade varia de ótima na faixa de 0 – 50 mL.g<sup>-1</sup>, boa para 50 – 100 mL.g<sup>-1</sup>, média para 100 – 200 mL.g<sup>-1</sup>, ruim para 200 – 300 mL.g<sup>-1</sup>, e péssima para a faixa de 300 – 400 mL.g<sup>-1</sup>.

Na presente pesquisa, o sistema operado em batelada sequencial apresenta uma fase de repouso, durante a qual ocorre a sedimentação da biomassa. Essa etapa permitiu a separação eficiente entre o efluente tratado e os sólidos em suspensão, assegurando tanto o desempenho de remoção dos poluentes como também a retenção da biomassa no sistema. Logo, a capacidade de sedimentabilidade desempenha um papel fundamental no tratamento do efluente e na estabilidade dos agregados formados.

Conforme os resultados apresentados na Figura 17, apesar de apresentar flutuações nos valores de IVL, pode-se aferir que houve uma boa sedimentabilidade da biomassa, permitindo com que o efluente tratado atinja uma boa qualidade em termos de sólidos, além de minimizar perdas da biomassa do sistema.

Figura 17 – Índice Volumétrico de Lodo aos 30 min na LAT 1 e na LAT 2 durante a batelada sequencial.

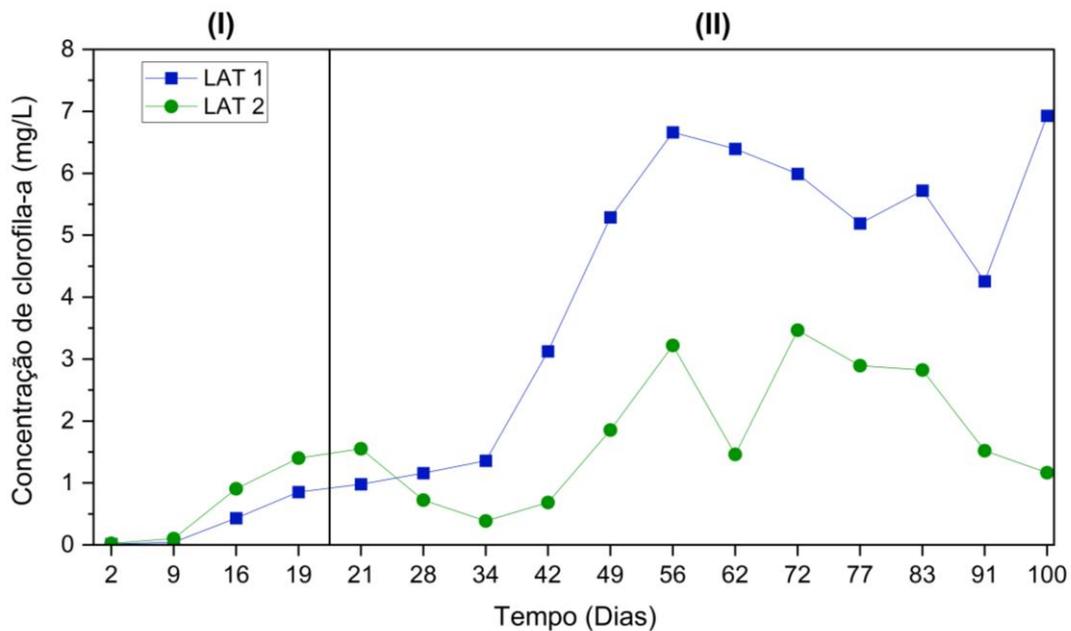


Fonte: A autora (2025).

### 5.4.3 Clorofila-a

A concentração de clorofila-a dentro do sistema de LATs representa o crescimento e a produtividade da biomassa de microalgas ao longo do tempo. Desse modo, a Figura 18 apresenta os resultados obtidos ao longo dos 100 dias de operação, contabilizando a Fase I (formação dos agregados) e a Fase II (operação em série sob regime de batelada sequencial).

Figura 18 – Produtividade de clorofila-a nas Fases I e II de operação nas LAT 1 e 2.



Fonte: A autora (2025).

Durante a 1ª etapa, a concentração de clorofila-a nas LAT 1 e 2 começaram a apresentar um crescimento acelerado a partir do 9º dia de operação. Esse fato pode estar relacionado com a elevada concentração inicial de SSV no sistema, devido ao processo de inoculação com lodos ativados. No entanto, com o desenvolvimento do processo de agregação, os valores de clorofila-a aumentaram rapidamente, atingindo seus picos no 20º dia, com concentrações na LAT 1 e 2 de 0,98 e 1,55 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Com o início da operação em batelada sequencial, a LAT 1 apresenta um crescimento consistente, atingindo valor máximo de 6,66 mg.L<sup>-1</sup> no 56º dia. Embora a LAT 2 tenha apresentado decréscimo nas concentrações de clorofila-a no início da operação, a recuperação e o crescimento a partir do 42º evidenciam a retomada da fase de crescimento e a resiliência do sistema, atingindo o valor máximo de 3,22 mg.L<sup>-1</sup> também no 56º dia.

Para Couto *et al.* (2015) a concentração de clorofila-a indica o crescimento da fração de microalgas presente na biomassa, portanto em posse dos dados apresentados pode-se aferir que não houveram perdas significativas nessa biomassa ao longo do experimento, apenas na LAT 2 no início da operação, mas que foi recuperado no decorrer do experimento. Esse comportamento reforça os apontamentos de Zhao *et al.* (2018) sobre a maior estabilidade da biomassa após a consolidação dos agregados microalga-bactéria, com uma menor probabilidade menor de perda de biomassa por fatores externos e internos do sistema, devido a densidade e compactação dos flocos.

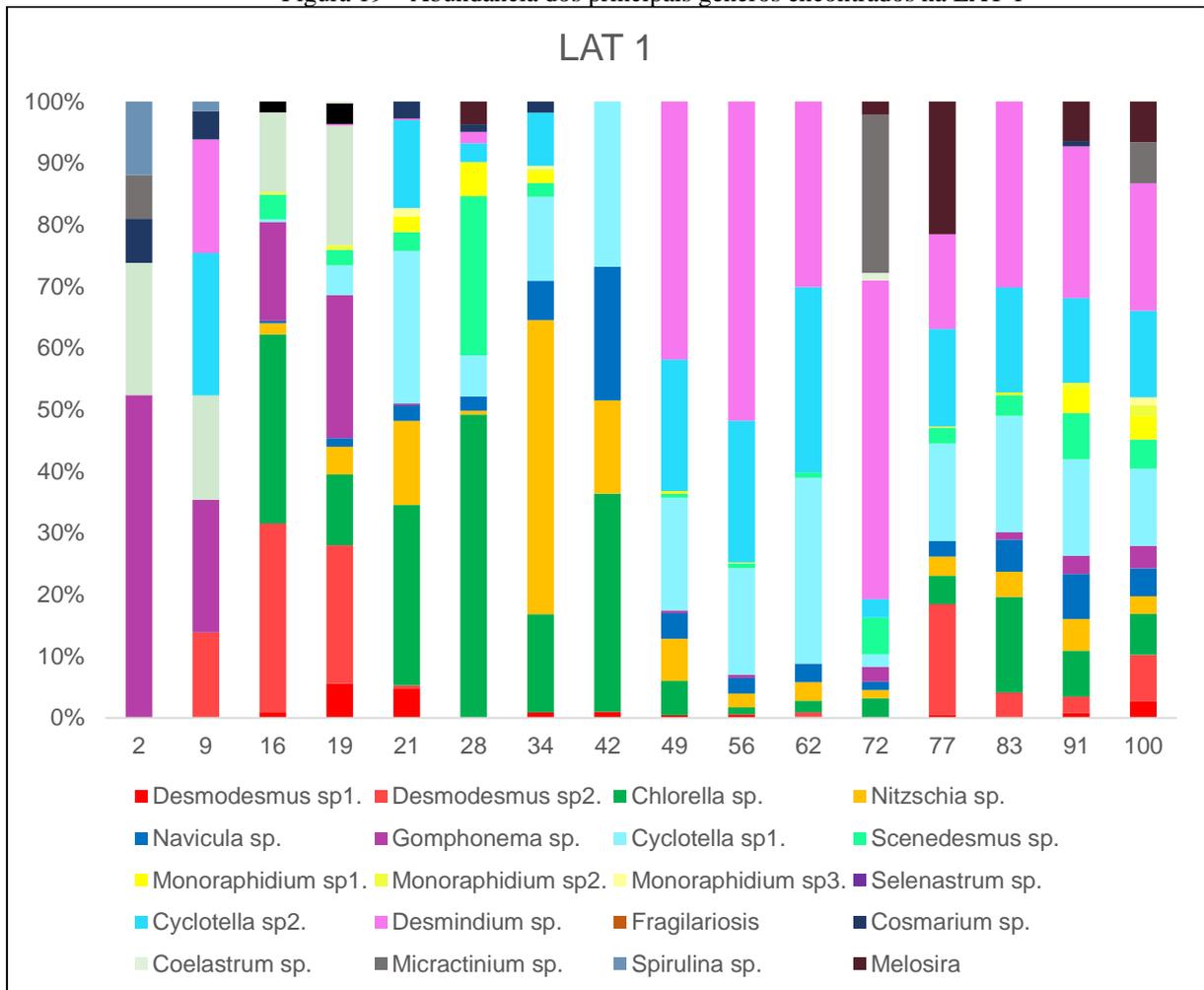
Os resultados obtidos na pesquisa são superiores aos alcançados por pesquisas com agregados em regime contínuo, como Sátiro (2022) e Santos Neto (2023), contudo em sistemas abertos para tratamento de efluentes, a relação entre clorofila-a e o crescimento da biomassa deve ser interpretado prudência, dado que fatores externos, como condições climáticas, carga orgânica e a dinâmica dos microrganismos, podem influenciar os resultados.

Por fim, os dados reforçam o potencial da operação como uma estratégia eficiente para otimizar o tratamento de efluentes atrelado a um crescimento estável da biomassa, mesmo em condições operacionais desafiadoras.

#### **5.4.4 Identificação e quantificação das espécies**

A abundância relativa dos gêneros existentes é apresentada na Figura 19, para a LAT 1, e Figura 20, para a LAT 2. Nos 19 primeiros dias de operação, referentes a batelada inicial, a LAT 1 apresentou abundância de diatomáceas, especificamente a *Gomphonema sp.*, e clorofíceas, principalmente *Chlorella sp.* e *Desmodesmus sp.* que possuem características semelhantes de adaptabilidade a variações ambientais e alta capacidade de assimilação de nutrientes (Kim *et al.*, 2016). Por sua vez, a LAT 2 apresentou abundância da diatomácea *Cyclotella sp.* e da clorofícea *Chlorella sp.* No 9º dia de operação houve o aparecimento significativo de *Fragilariosis sp.*, da classe das diatomáceas, no entanto foi uma manifestação pontual.

Figura 19 – Abundância dos principais gêneros encontrados na LAT 1



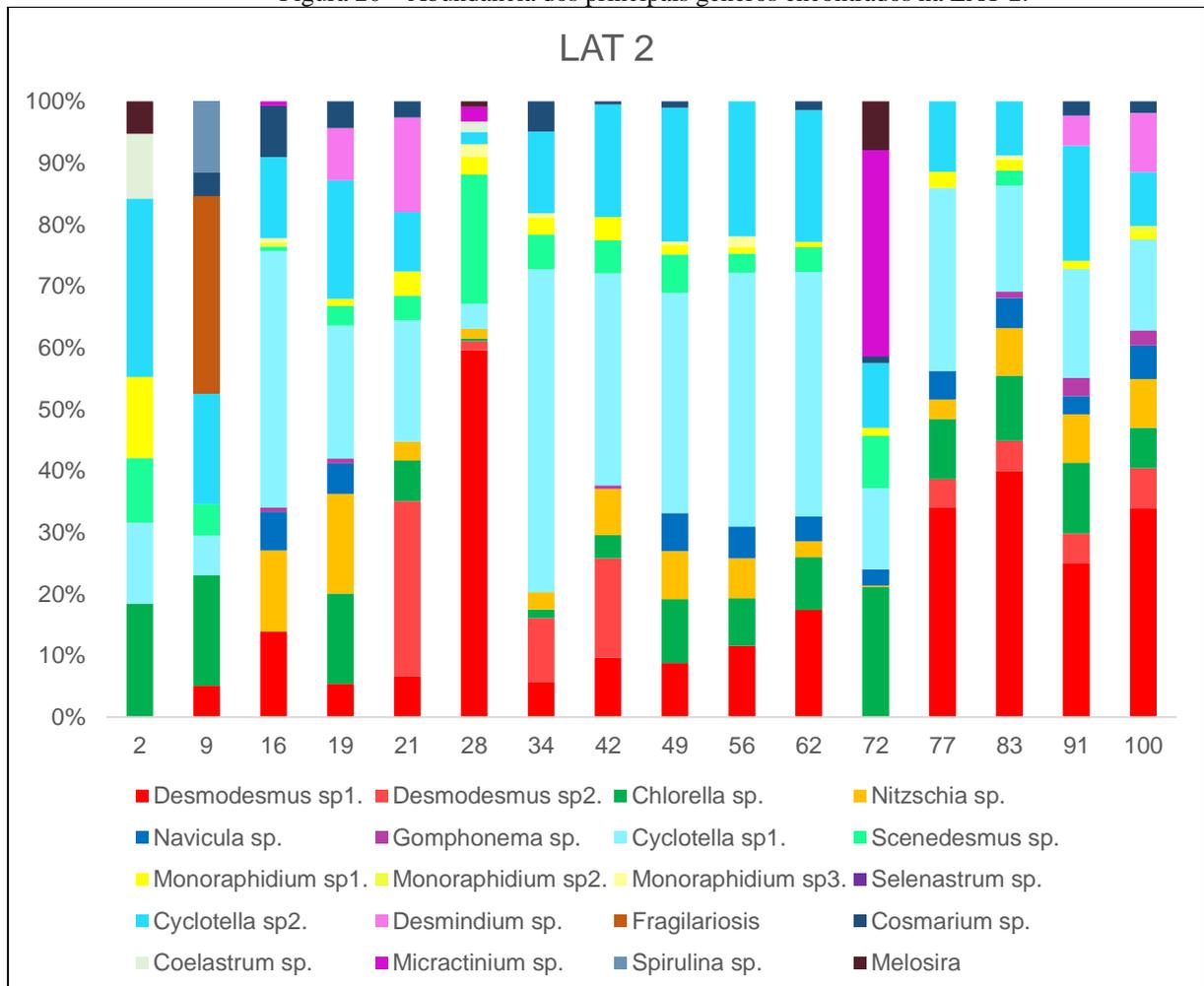
Fonte: A autora (2025).

A partir da operação em batelada sequencial, foram observadas mudanças na diversidade e composição das comunidades presentes das lagoas. No caso da LAT 1, entre os dias 21 e 42, as espécies dominantes eram pertencentes ao grupo a classe das diatomáceas, com destaque para *Nitzschia sp* e *Cyclotella sp.*, mas também houve a abundância da clorófitas *Chlorella sp.* A predominância dessas espécies sugere um equilíbrio dentro do sistema, com balanço equilibrado de oferta e consumo de nutrientes no meio. No entanto, a partir do 49º dia, houve uma mudança no perfil da comunidade, marcada pela redução de *Chlorella sp.* e o crescimento de *Desmidium sp.* Também foi observado que no 72º dia, houve uma contribuição significativa de *Micractinium sp.*, enquanto *Cyclotella sp.* apresentou um declínio expressivo. Contudo, no decorrer da operação, o sistema retornou a um padrão de alternância entre *Cyclotella sp.* e *Desmidium sp.*, com presença também de *Desmodesmus sp.* e *Chlorella sp.*

Comparada a LAT 1, a LAT 2 apresentou uma menor variabilidade na abundância de espécies durante a operação em batelada sequencial, o que sugere uma maior estabilidade de

crescimento para as espécies adaptadas. As espécies mais abundantes nessa lagoa foram *Cyclotella sp.* e *Desmodesmus sp.*, com domínio em praticamente todo o período experimental. Destaca-se que assim como na LAT 1, no 72º dia houve uma mudança na composição das comunidades, com o surgimento de *Micractinium sp.* e *Melosira sp.*, e o desaparecimento da *Desmodesmus sp.* No entanto, essa alternância foi temporária, e o sistema retornou ao predomínio anterior de *Cyclotella sp.* e *Desmodesmus sp.* Além disso, o longo do experimento, outros gêneros como *Gomphonema sp.*, *Navicula sp.*, *Nitzschia sp.*, *Cosmarium sp.* e *Selenastrum sp.* apareceram em menor proporção, mas ainda desempenharam um papel importante na composição da comunidade microbiana, contribuindo para a diversidade algal do sistema.

Figura 20 – Abundância dos principais gêneros encontrados na LAT 2.



Fonte: A autora (2025).

## 6 CONCLUSÕES

Este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de lagoas de alta taxa operadas em série sob regime de batelada sequencial com TDH reduzido para tratamento de efluentes sanitários pós-tratados em reator UASB, com foco na remoção de matéria orgânica e de nutrientes. A operação das LATs em série, aliada à troca volumétrica diária de 50%, permitiu a otimização do tempo de tratamento e apresentou níveis de remoção de matéria orgânica e nutrientes similares a sistemas que operam com TDH superiores a 2 dias.

O consórcio microalgal-bacteriana desenvolvido nesse estudo promoveu degradação da matéria orgânica superior a 70%. Para os nutrientes, observou-se remoções expressivas de nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), com 89,5% de remoção e de 82% para nitrogênio total. Nota-se que a operação sequencial em série favoreceu o efeito cumulativo, reduzindo a concentração de nitrogênio ao longo das etapas do tratamento.

No entanto, verificou-se que a eficiência de remoção de fósforo nas LATs foi limitada, apresentando remoções médias de 28% na LAT 1 e 16% na LAT 2, somatizando uma eficiência global de 37%. Tal performance pode estar ligada a incompatibilidade do TDH adotado no tempo de assimilação pelas microalgas e a predominância de formas de fósforo de diferente remoção por via biológica.

Quanto a produtividade da biomassa, o sistema apresentou resultados promissores frente a concentração de clorofila-a ao longo do período experimental, atingindo picos de  $6,66 \text{ mg.L}^{-1}$  na LAT 1 e  $3,22 \text{ mg.L}^{-1}$  na LAT 2 no 56º dia de operação. A estabilidade da biomassa ao longo do tempo, especialmente após a consolidação dos agregados microalga-bactéria, evidencia a resiliência do sistema e sua capacidade de manter altos níveis de produtividade mesmo em condições operacionais desafiadoras.

Em relação a composição de microrganismos dentro do sistema, foram observadas diferenças nas respostas das comunidades algais às condições experimentais e à carga de efluente recebida. Ao longo da operação em batelada sequencial, a LAT 1 apresentou uma maior flutuação na diversidade e abundância de espécies, com predominâncias inicial de *Chlorella sp.* e *Nitzschia sp.*, e um padrão final com *Cyclotella sp.* e *Desmidium sp.* Por sua vez, a LAT 2 mostrou uma maior estabilidade ao longo da operação, com predomínio da *Cyclotella sp.* e *Desmodesmus sp.* Quanto maior for a diversidade de gêneros em LATs, mais completo será o seu funcionamento, uma vez que interações entre diferentes grupos algais que podem

influenciar a estrutura da comunidade de forma substancial, dependendo da manipulação do regime de nutrientes e das variáveis ambientais.

Em síntese, o sistema de lagoas em série mostrou-se eficiente na remoção de nitrogênio e na produção de biomassa, mas apresentou limitações na remoção de fósforo, destacando oportunidades de melhorias. A estratégia operacional utilizada, com curto TDH e trocas volumétricas regulares, provou ser viável e adaptável para aplicação em sistemas de tratamento de efluentes sanitários, oferecendo um equilíbrio entre eficiência e simplicidade operacional.

## 7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Realizar o balanço de massa dos nutrientes considerando as parcelas assimiladas na biomassa algácea, através da diferença entre os parâmetros brutos e solúveis. Desse modo, serão quantificados os fluxos de entrada, saída, a parcela incorporada na biomassa e possíveis compostos volatilizados/precipitados.
- Implementar adaptações nos ciclos da batelada sequencial para garantir que a fase de saturação de OD e elevados valores de pH sejam mantidos, assim como realizar coletas no período de maior atividade fotossintética (11-14 h).
- Operação do sistema por períodos mais longos para compreender melhor o comportamento do sistema e avaliar sua viabilidade para aplicação em larga escala.
- Através da operação mais duradoura, avaliar o efeito das mudanças sazonais no desempenho de tratamento e na produtividade da biomassa.
- Medição da evaporação nas lagoas e a sua influência no desempenho das mesmas;
- Realização de perfis de monitoramento detalhados quando as LATs alcançarem o estado estacionário de remoção de matéria orgânica e de nutrientes, de modo a observar o seu comportamento para remoção de compostos ao longo do ciclo, sua atividade fotossintética e o consumo de oxigênio no meio.

## REFERÊNCIAS

ABDELFATTAH, A. *et al.* Microalgae-based wastewater treatment: Mechanisms, challenges, recent advances, and future prospects. **Environmental Science and Ecotechnology**, v. 13, p. 100205, 1 jan. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **ATLAS Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas**. [s.l.: s.n.].

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23rd ed ed. [s.l.] Port City Press, 2017.

ARBIB, Z.; GODOS, I. DE; RUIZ, J.; PERALES, J. A. Optimization of pilot high rate algal ponds for simultaneous nutrient removal and lipids production. **Science of The Total Environment**, v. 589, p. 66–72, jul. 2017.

ARCILA, JUAN S; BUITRÓN, G. Microalgae-bacteria aggregates: effect of the hydraulic retention time on the municipal wastewater treatment, biomass settleability and methane potential. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 91, n. 11, p. 2862–2870, nov. 2016.

ARCILA, JUAN S.; BUITRÓN, G. Microalgae–bacteria aggregates: effect of the hydraulic retention time on the municipal wastewater treatment, biomass settleability and methane potential. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 91, n. 11, p. 2862–2870, 1 nov. 2016.

\_\_\_\_. Influence of solar irradiance levels on the formation of microalgae-bacteria aggregates for municipal wastewater treatment. **Algal Research**, v. 27, p. 190–197, nov. 2017.

ASSEMANY, P. P.; TANGO, M. D.; FONSECA SANTIAGO, A. DA. Influence of solar radiation on nitrogen recovery by the biomass grown in high rate ponds. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 140–145, ago. 2015.

BECKINGHAUSEN, A.; ODLARE, M.; THORIN, E.; SCHWEDE, S. From removal to recovery: An evaluation of nitrogen recovery techniques from wastewater. **Applied Energy**, v. 263, p. 114616, abr. 2020.

BHATIA, S. K.; JOO, H. S.; YANG, Y. H. Biowaste-to-bioenergy using biological methods – A mini-review. **Energy Conversion and Management**, v. 177, p. 640–660, 1 dez. 2018.

BHATIA, S. K.; MEHARIYA, S.; BHATIA, R. K.; KUMAR, M.; PUGAZHENDHI, A.; AWASTHI, M. K.; ATABANI, A. E.; KUMAR, G.; KIM, W.; SEO, S. O.; YANG, Y. H. Wastewater based microalgal biorefinery for bioenergy production: Progress and challenges. **Science of The Total Environment**, v. 751, p. 141599, 10 jan. 2021a.

\_\_\_\_\_. Wastewater based microalgal biorefinery for bioenergy production: Progress and challenges. **Science of the Total Environment**, v. 751, 10 jan. 2021b.

BUCHANAN, N. A.; YOUNG, P.; CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J. Performance of a high rate algal pond treating septic tank effluent from a community wastewater management scheme in rural South Australia. **Algal Research**, v. 35, p. 325–332, 1 nov. 2018.

BUITRÓN, G.; CORONADO-APODACA, K. G. Influence of the solids retention time on the formation of the microalgal-bacterial aggregates produced with municipal wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 46, p. 102617, 1 abr. 2022.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CATONE, C. M.; RIPA, M.; GEREMIA, E.; ULGIATI, S. Bio-products from algae-based biorefinery on wastewater: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 293, p. 112792, 1 set. 2021.

CHAI, W. S.; TAN, W. G.; HALIMATUL MUNAWAROH, H. S.; GUPTA, V. K.; HO, S. H.; SHOW, P. L. Multifaceted roles of microalgae in the application of wastewater biotreatment: A review. **Environmental Pollution**, v. 269, p. 116236, 15 jan. 2021.

CHAMBONNIERE, P.; BRONLUND, J.; GUIEYSSE, B. Pathogen removal in high-rate algae pond: state of the art and opportunities. **Journal of Applied Phycology**, v. 33, n. 3, p. 1501–1511, 2 jun. 2021.

CHANDRA, R.; IQBAL, H. M. N.; VISHAL, G.; LEE, H. S.; NAGRA, S. Algal biorefinery: A sustainable approach to valorize algal-based biomass towards multiple product recovery. **Bioresource Technology**, v. 278, p. 346–359, 1 abr. 2019.

CHANDRA, R.; IQBAL, H. M. N.; VISHAL, G.; LEE, H.-S.; NAGRA, S. Algal biorefinery: A sustainable approach to valorize algal-based biomass towards multiple product recovery. **Bioresource Technology**, v. 278, p. 346–359, abr. 2019.

CHERNICHARO, C. A. DE L.; RIBEIRO, T. B.; GARCIA, G. B.; LERMONTOV, A.; PLATZER, C. J.; POSSETTI, G. R. C.; ROSSETO, M. A. L. L. R. Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**, v. 66, n. 213, p. 5–19, 2018.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 1997. v. 5

COGGINS, L. X.; LARMA, I.; HINCHLIFFE, A.; PROPS, R.; GHADOUANI, A. Flow cytometry for rapid characterisation of microbial community dynamics in waste stabilisation ponds. **Water Research**, v. 169, p. 115243, 1 fev. 2020.

COUTO, E. A.; CALIJURI, M. L.; ASSEMANY, P. P.; SOUZA, M. H. B. Effect of depth of high-rate ponds on the assimilation of CO<sub>2</sub> by microalgae cultivated in domestic sewage. **Environmental Technology**, v. 39, n. 20, p. 2653–2661, 18 out. 2018.

COUTO, E.; CALIJURI, M. L.; ASSEMANY, P.; CECON, P. R. Evaluation of high rate ponds operational and design strategies for algal biomass production and domestic wastewater treatment. **Science of The Total Environment**, v. 791, p. 148362, 15 out. 2021.

COUTO, E. DE A.; CALIJURI, M. L.; ASSEMANY, P. P.; TANGO, M. D.; FONSECA SANTIAGO, A. DA. Influence of solar radiation on nitrogen recovery by the biomass grown in high rate ponds. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 140–145, 1 ago. 2015.

CRAGGS, R. J.; HEUBECK, S.; LUNDQUIST, T. J.; BENEMANN, J. R. Algal biofuels from wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 4, p. 660–665, 1 fev. 2011.

CRAGGS, R.; PARK, J.; HEUBECK, S.; SUTHERLAND, D. High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production. **New Zealand Journal of Botany**, v. 52, n. 1, p. 60–73, 2 jan. 2014a.

\_\_\_\_\_. High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production. **New Zealand Journal of Botany**, v. 52, n. 1, p. 60–73, 2 jan. 2014b.

CRINI, G.; LICHTFOUSE, E. Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, n. 1, p. 145–155, 31 mar. 2019.

DAUD, M. K.; RIZVI, H.; AKRAM, M. F.; ALI, S.; RIZWAN, M.; NAFEES, M.; JIN, Z. S. Review of Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor Technology: Effect of Different Parameters and Developments for Domestic Wastewater Treatment. **Journal of Chemistry**, v. 2018, p. 1–13, 2018.

ESPINOSA, M. F.; VERBYLA, M. E.; VASSALLE, L.; ROSA-MACHADO, A. T.; ZHAO, F.; GAUNIN, A.; MOTA, C. R. Reduction and partitioning of viral and bacterial indicators in a UASB reactor followed by high rate algal ponds treating domestic sewage. **Science of The Total Environment**, v. 760, p. 144309, 15 mar. 2021.

GONÇALVES, A. L.; PIRES, J. C. M.; SIMÕES, M. A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. **Algal Research**, v. 24, p. 403–415, 1 jun. 2017.

GONZALO IBRAHIM, F. G.; ALONSO GÓMEZ, V.; MUÑOZ TORRE, R.; GODOS CRESPO, I. DE. Scale-down of high-rate algae ponds systems for urban wastewater reuse. **Journal of Water Process Engineering**, v. 56, p. 104342, 1 dez. 2023.

GURURANI, P.; BHATNAGAR, P.; KUMAR, V.; VLASKIN, M. S.; GRIGORENKO, A. V. Algal Consortia: A Novel and Integrated Approach for Wastewater Treatment. **Water**, v. 14, n. 22, p. 3784, 21 nov. 2022.

HAANDEL, A. VAN; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994.

HALLEGRAEFF, G. M. *et al.* Perceived global increase in algal blooms is attributable to intensified monitoring and emerging bloom impacts. **Communications Earth & Environment**, v. 2, n. 1, p. 117, 8 jun. 2021.

KHOO, K. S.; CHIA, W. Y.; CHEW, K. W.; SHOW, P. L. Microalgal-Bacterial Consortia as Future Prospect in Wastewater Bioremediation, Environmental Management and Bioenergy Production. **Indian Journal of Microbiology**, v. 61, n. 3, p. 262–269, 22 set. 2021.

KIM, H. C.; CHOI, W. J.; CHAE, A. N.; PARK, J.; KIM, H. J.; SONG, K. G. Evaluating integrated strategies for robust treatment of high saline piggery wastewater. **Water Research**, v. 89, p. 222–231, 1 fev. 2016.

KOMOLAFE, O.; MROZIK, W.; DOLFING, J.; ACHARYA, K.; VASSALLE, L.; MOTA, C. R.; DAVENPORT, R. Occurrence and removal of micropollutants in full-scale aerobic,

anaerobic and facultative wastewater treatment plants in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 287, p. 112286, 1 jun. 2021.

LEE, Y. J.; LEI, Z. Microalgal-bacterial aggregates for wastewater treatment: A mini-review. **Bioresource Technology Reports**, v. 8, p. 100199, 1 dez. 2019.

LEONG, W. H.; LIM, J. W.; LAM, M. K.; UEMURA, Y.; HO, C. D.; HO, Y. C. Co-cultivation of activated sludge and microalgae for the simultaneous enhancements of nitrogen-rich wastewater bioremediation and lipid production. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 87, p. 216–224, 1 jun. 2018.

LEONG, Y. K.; HUANG, C. Y.; CHANG, J. S. Pollution prevention and waste phycoremediation by algal-based wastewater treatment technologies: The applications of high-rate algal ponds (HRAPs) and algal turf scrubber (ATS). **Journal of Environmental Management**, v. 296, p. 113193, 15 out. 2021.

LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L. W. UASB-Process Design for Various Types of Wastewaters. **Water Science and Technology**, v. 24, n. 8, p. 87–107, 1 out. 1991.

MAGALHÃES, I. B.; PEREIRA, A. S. A. DE P.; SILVA, T. A.; FERREIRA, J.; BRAGA, M. Q.; COUTO, E. A.; ASSEMAN, P. P.; CALIJURI, M. L. Advancements in high-rate algal pond technology for enhanced wastewater treatment and biomass production: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 66, p. 105929, 1 set. 2024.

MANETTI, M.; TOMEI, M. C. Anaerobic removal of contaminants of emerging concern in municipal wastewater: Eco-toxicological risk evaluation and strategic selection of optimal treatment. **Science of The Total Environment**, v. 912, p. 168895, 20 fev. 2024.

MATA, T. M.; MARTINS, A. A.; CAETANO, N. S. Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 1, p. 217–232, 1 jan. 2010.

MATHEW, M. M.; KHATANA, K.; VATS, V.; DHANKER, R.; KUMAR, R.; DAHMS, H.-U.; HWANG, J.-S. Biological Approaches Integrating Algae and Bacteria for the Degradation of Wastewater Contaminants—A Review. **Frontiers in Microbiology**, v. 12, 3 fev. 2022.

MEHRABADI, A.; CRAGGS, R.; FARID, M. M. Wastewater treatment high rate algal ponds (WWT HRAP) for low-cost biofuel production. **Bioresource Technology**, v. 184, p. 202–214, 1 maio 2015.

METCALF & EDDY, I. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5. ed. [s.l.] McGraw Hill, 2013.

MORAIS, C. E. P. DE; HAANDEL, A. VAN; SANTOS, S. L. DOS. Remoção de nutrientes em lagoas de polimento de bateladas sequenciais no pós-tratamento do efluente de reator UASB. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 28, 2023.

MU, R.; JIA, Y.; MA, G.; LIU, L.; HAO, K.; QI, F.; SHAO, Y. Advances in the use of microalgal–bacterial consortia for wastewater treatment: Community structures, interactions, economic resource reclamation, and study techniques. **Water Environment Research**, v. 93, n. 8, p. 1217–1230, 3 ago. 2021.

NOYOLA, A.; PADILLA-RIVERA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; GÜERECA, L. P.; HERNÁNDEZ-PADILLA, F. Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. **CLEAN – Soil, Air, Water**, v. 40, n. 9, p. 926–932, 19 set. 2012.

OLIVEIRA, A. P. DE S.; ASSEMANY, P.; RIBEIRO JÚNIOR, J. I.; COVELL, L.; NUNES-NESI, A.; CALIJURI, M. L. Swine wastewater treatment in high rate algal ponds: Effects of Cu and Zn on nutrient removal, productivity and biomass composition. **Journal of Environmental Management**, v. 299, 1 dez. 2021.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 3, p. 633–639, 1 fev. 2010.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 35–42, jan. 2011.

PARRA-SALDIVAR, R.; BILAL, M.; IQBAL, H. M. N. Life cycle assessment in wastewater treatment technology. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 13, p. 80–84, fev. 2020.

PEREIRA, A. S. A. DE P.; SILVA, T. A. DA; MAGALHÃES, I. B.; FERREIRA, J.; BRAGA, M. Q.; LORENTZ, J. F.; ASSEMANY, P. P.; COUTO, E. DE A. DO; CALIJURI, M. L. Biocompounds from wastewater-grown microalgae: a review of emerging cultivation and harvesting technologies. **Science of The Total Environment**, v. 920, p. 170918, 10 abr. 2024.

PONTES, P. P. **Reatores UASB aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2003.

QUIJANO, G.; ARCILA, J. S.; BUITRÓN, G. Microalgal-bacterial aggregates: Applications and perspectives for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 35, n. 6, p. 772–781, 1 nov. 2017.

RAHIMI, S.; MODIN, O.; MIJAKOVIC, I. Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. **Biotechnology Advances**, v. 43, p. 107570, nov. 2020.

RAS, M.; STEYER, J.-P.; BERNARD, O. Temperature effect on microalgae: a crucial factor for outdoor production. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 12, n. 2, p. 153–164, 10 jun. 2013.

REZVANI, F.; SARRAFZADEH, M.-H. Basic principles and effective parameters for microalgae–bacteria granulation in wastewater treatment: a mini review. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 20, n. 3, p. 3371–3384, 2 mar. 2023.

RIZVI, H.; AHMAD, N.; ABBAS, F.; BUKHARI, I. H.; YASAR, A.; ALI, S.; YASMEEN, T.; RIAZ, M. Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 8, n. 6, p. 780–786, 1 nov. 2015.

ROSA-MACHADO, A. T.; VASSALLE, L.; TORRES-FRANCO, A. F.; SANTOS, M. DE L. F. DOS; MOTA, C. R. Technical Note 5 - High-rate algal ponds as viable option for the sewage treatment in Brazilian context. **Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, n. 3, p. 59–71, 2022.

SANTOS NETO, A. G. DOS; BARRAGÁN-TRINIDAD, M.; FLORÊNCIO, L.; BUITRÓN, G. Strategy for the formation of microalgae-bacteria aggregates in high-rate algal ponds. **Environmental Technology**, v. 44, n. 12, p. 1863–1876, 25 maio 2023.

SANTOS NETO, A. GUSTAVO. DOS. **Formação de agregados de microalgas-bactérias em lagoas de alta taxa visando a recuperação de recursos e o tratamento de esgoto**. Recife: UFPE, 2023.

SÁTIRO, J.; SANTOS NETO, A. DOS; TAVARES, J.; MARINHO, I.; MAGNUS, B.; KATO, M.; ALBUQUERQUE, A.; FLORENCIO, L. Impact of inoculum on domestic wastewater

treatment in high-rate ponds in pilot-scale: Assessment of organic matter and nutrients removal, biomass growth, and content. **Algal Research**, v. 86, p. 103923, 1 mar. 2025.

SHAHID, A.; MALIK, S.; ZHU, H.; XU, J.; NAWAZ, M. Z.; NAWAZ, S.; ASRAFUL ALAM, M.; MEHMOOD, M. A. Cultivating microalgae in wastewater for biomass production, pollutant removal, and atmospheric carbon mitigation; a review. **Science of The Total Environment**, v. 704, p. 135303, 20 fev. 2020.

SINGH, A.; RANA, M. S.; TIWARI, H.; KUMAR, M.; SAXENA, S.; ANAND, V.; PRAJAPATI, S. K. Anaerobic digestion as a tool to manage eutrophication and associated greenhouse gas emission. **Science of The Total Environment**, v. 861, p. 160722, fev. 2023.

SPERLING, M. VON. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 4. ed. [s.l: s.n.]. v. 1

SU, Y. Revisiting carbon, nitrogen, and phosphorus metabolisms in microalgae for wastewater treatment. **Science of The Total Environment**, v. 762, p. 144590, 25 mar. 2021.

SUTHERLAND, D. L.; HOWARD-WILLIAMS, C.; TURNBULL, M. H.; BROADY, P. A.; CRAGGS, R. J. Seasonal variation in light utilisation, biomass production and nutrient removal by wastewater microalgae in a full-scale high-rate algal pond. **Journal of Applied Phycology**, v. 26, n. 3, p. 1317–1329, 12 jun. 2014.

\_\_\_\_\_. Enhancing microalgal photosynthesis and productivity in wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, v. 184, p. 222–229, 1 maio 2015.

SUTHERLAND, D. L.; MONTEMEZZANI, V.; HOWARD-WILLIAMS, C.; TURNBULL, M. H.; BROADY, P. A.; CRAGGS, R. J. Modifying the high rate algal pond light environment and its effects on light absorption and photosynthesis. **Water Research**, v. 70, p. 86–96, mar. 2015.

SUTHERLAND, D. L.; PARK, J.; HEUBECK, S.; RALPH, P. J.; CRAGGS, R. J. Size matters – Microalgae production and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds of three different sizes. **Algal Research**, v. 45, p. 101734, jan. 2020.

SUTHERLAND, D. L.; PARK, J.; RALPH, P. J.; CRAGGS, R. J. Improved microalgal productivity and nutrient removal through operating wastewater high rate algal ponds in series. **Algal Research**, v. 47, p. 101850, maio 2020.

SUTHERLAND, D. L.; TURNBULL, M. H.; BROADY, P. A.; CRAGGS, R. J. Effects of two different nutrient loads on microalgal production, nutrient removal and photosynthetic efficiency in pilot-scale wastewater high rate algal ponds. **Water Research**, v. 66, p. 53–62, dez. 2014.

TANG, C.-C.; ZUO, W.; TIAN, Y.; SUN, N.; WANG, Z.-W.; ZHANG, J. Effect of aeration rate on performance and stability of algal-bacterial symbiosis system to treat domestic wastewater in sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 222, p. 156–164, dez. 2016.

UMMALYMA, S. B.; GNANSOUNOU, E.; SUKUMARAN, R. K.; SINDHU, R.; PANDEY, A.; SAHOO, D. Biofloculation: An alternative strategy for harvesting of microalgae – An overview. **Bioresource Technology**, v. 242, p. 227–235, 1 out. 2017a.

\_\_\_\_\_. Biofloculation: An alternative strategy for harvesting of microalgae – An overview. **Bioresource Technology**, v. 242, p. 227–235, 1 out. 2017b.

VASSALE, L. DE C. **High Rate Algal Ponds For Post-treating Sewage From Uasb Reactors: Treatment Efficiency, Anaerobic Co-digestion And Sustainability**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2021.

VASSALLE, L.; DÍEZ-MONTERO, R.; MACHADO, A. T. R.; MOREIRA, C.; FERRER, I.; MOTA, C. R.; PASSOS, F. Upflow anaerobic sludge blanket in microalgae-based sewage treatment: Co-digestion for improving biogas production. **Bioresource Technology**, v. 300, p. 122677, 1 mar. 2020.

VILLAFANE, V.; REID, F. **Manual de Métodos Ficológicos**. Concepción: Universidad de Concepción, 1995.

WAAJEN, G. W. A. M.; BRUGGEN, N. C. B. VAN; PIRES, L. M. D.; LENGKEEK, W.; LÜRLING, M. Biomanipulation with quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*) to control harmful algal blooms in eutrophic urban ponds. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 141–150, maio 2016.

WANG, L.; LIU, J.; ZHAO, Q.; WEI, W.; SUN, Y. Comparative study of wastewater treatment and nutrient recycle via activated sludge, microalgae and combination systems. **Bioresource Technology**, v. 211, p. 1–5, 1 jul. 2016.

WANG, Y.; HO, S. H.; CHENG, C. L.; GUO, W. Q.; NAGARAJAN, D.; REN, N. Q.; LEE, D. J.; CHANG, J. S. Perspectives on the feasibility of using microalgae for industrial wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 222, p. 485–497, 1 dez. 2016.

XU, Y.; WU, Y.; ESQUIVEL-ELIZONDO, S.; DOLFING, J.; RITTMANN, B. E. Using Microbial Aggregates to Entrap Aqueous Phosphorus. **Trends in Biotechnology**, v. 38, n. 11, p. 1292–1303, 1 nov. 2020.

YE, J.; LIANG, J.; WANG, L.; MARKOU, G. The mechanism of enhanced wastewater nitrogen removal by photo-sequencing batch reactors based on comprehensive analysis of system dynamics within a cycle. **Bioresource Technology**, v. 260, p. 256–263, 1 jul. 2018.

YONG, J. J. J. Y.; CHEW, K. W.; KHOO, K. S.; SHOW, P. L.; CHANG, J. S. Prospects and development of algal-bacterial biotechnology in environmental management and protection. **Biotechnology Advances**, v. 47, p. 107684, 1 mar. 2021.

YOUNG, P.; TAYLOR, M.; FALLOWFIELD, H. J. Mini-review: high rate algal ponds, flexible systems for sustainable wastewater treatment. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 33, n. 6, p. 117, 10 jun. 2017.

ZHANG, B.; LENS, P. N. L.; SHI, W.; ZHANG, R.; ZHANG, Z.; GUO, Y.; BAO, X.; CUI, F. Enhancement of aerobic granulation and nutrient removal by an algal–bacterial consortium in a lab-scale photobioreactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 334, p. 2373–2382, 15 fev. 2018.

ZHANG, B.; LI, W.; GUO, Y.; ZHANG, Z.; SHI, W.; CUI, F.; LENS, P. N. L.; TAY, J. H. Microalgal-bacterial consortia: From interspecies interactions to biotechnological applications. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 118, p. 109563, fev. 2020.

ZHANG, H.; CHEN, J.; HAFFNER, D. G. Plateau Lake Water Quality and Eutrophication: Status and Challenges. **Water**, v. 15, n. 2, p. 337, 13 jan. 2023.